

COMPTE RENDU SUR L'ATELIER SUR LA CLASSIFICATION DES SEDIMENTS ET LES DECISIONS DE GESTION - IN SITU ET EX SITU, HAMBOURG, SEPT. 20-21, 2018



LA MOTIVATION

De nombreux pays rencontrent des problèmes similaires en matière de gestion des sédiments et des matériaux de dragage :

- Comment décider quand un sédiment est « pollué » ?
- Quand le sédiment doit-il être retiré de l'environnement pour des raisons écologiques (à la suite d'une évaluation de la qualité des sédiments « in situ ») ?
- Comment prendre des décisions concernant les options de gestion pour les matériaux de dragage (ex situ) ?

En 2003, den Besten, de Deckere [1] ont proposé une vue d'ensemble des différentes évaluations de la qualité des sédiments sur la base des effets biologiques en Europe et ont conclu qu'il y avait une différence considérable entre les pays européens dans la manière dont les recommandations de qualité des sédiments (RQS) étaient élaborées et mises en œuvre. En outre, le degré d'intégration des données biologiques dans ces cadres variait beaucoup et allait de « aucun » (pour la Belgique et l'Italie, par exemple) à « élément d'un système d'aide à la décision » (pour les Pays-Bas et le Royaume-Uni, par exemple) en matière d'évaluation des matériaux de dragage. Entre 2003 et aujourd'hui, les cadres décisionnels peuvent avoir changé dans certains pays suite aux nouvelles informations sur les RQS, à de nouvelles méthodes d'analyse ou des incitants

politiques différents. L'atelier a été mis en place en vue de déterminer si la thématique de l'évaluation de la qualité des sédiments – ex et in situ – reste pertinente.

L'OBJECTIF

L'atelier visait plusieurs objectifs, à savoir : (1) comparer les réglementations régionales ou nationales existantes en ce qui concerne leurs composants, la prise de décision et les conséquences pour la gestion des bassins versants, et (2) échanger des expériences et discuter des difficultés rencontrées avec les différents cadres.

LE CONTEXTE

L'atelier était coorganisé par le réseau européen des sédiments SedNet (www.sednet.org) et par le projet Interreg « Sullied Sediments », qui a pour but de développer un cadre d'évaluation amélioré des sédiments en tenant compte des produits chimiques de la liste de surveillance des produits actuellement non réglementés.

PARTICIPANTS

Les participants suivants ont suivi l'atelier :

Nom	Prénom	Affiliation	Pays	Intérêt / Expertise	
				Environnement	in situ / ex situ ?
Vanacker	Goedele	OVAM	Belgique	Eaux douces	in situ/ex situ
van de Wiele	Katrien	OVAM	Belgique	Eaux douces	in situ/ex situ
Teuchies	Johnny	Univ. Anvers	Belgique	Eaux douces	in situ/ex situ
Hetjens	Hanne	Univ. Anvers	Belgique	Eaux douces	in situ/ex situ
Bervoits	Lieven	Univ. Anvers	Belgique	Eaux douces	in situ/ex situ
van Gestel	Stien	AECOM	Belgique	Eaux douces	in situ/ex situ
Bataillard	Philippe	BRGM	France	Eaux douces	in situ/ex situ
Krüger	Frank	HPA	Allemagne	Eaux douces/marines	ex situ
Kramer	Annette	HPA	Allemagne	Eaux douces/marines	ex situ
Roeper	Henrich	HPA	Allemagne	Eaux douces/marines	ex situ
Oing	Katja	HPA	Allemagne	Eaux douces/marines	ex situ
Carls	Ilka	Ministère de l'Environnement Hambourg	Allemagne	Eaux douces	in situ
Breitung	Vera	BfG	Allemagne	Eaux douces et marines	ex situ
Hoess	Sebastian	ECOSSA	Allemagne	Eaux douces	in situ/ex situ
Faetsch	Sonja	Université des sciences appliquées Hambourg	Allemagne	Eaux douces	in situ/ex situ
Heise	Susanne	Université des sciences appliquées Hambourg	Allemagne	Eaux douces/saumâtres	in situ/ex situ
Romano	Elena	ISPRA	Italie	Eaux marines	ex situ
Ausili	Antonella	ISPRA	Italie	Eaux marines	ex situ
Pellegrini	David	ISPRA	Italie	Eaux marines	ex situ
Regoli	Francesco	Università Politecnica delle Marche	Italie (Ancône)	Eaux marines	ex situ
Wensveen	Marco	Port de Rotterdam	Pays-Bas	Eaux saumâtres	ex situ
Postma	Jaap	Ecofide	Pays-Bas	Eaux marines	ex situ
Castro Uranga	Raul	AZTI	Espagne (Pasaia)	Eaux marines	ex situ

Casado	Carmen	Ökotoxzentrum	Suisse	Eaux douces	in situ
Mason	Claire	CEFAS	Royaume-Uni	Eaux marines	ex situ
Rotchell	Jeanette	Université de Hull	Royaume-Uni	Eaux douces	in situ/ex situ

LA STRUCTURE DE L'ATELIER

Pour faciliter la comparaison des différents cadres, tous les participants ont été priés d'appliquer leurs cadres nationaux/régionaux aux données fournies, en utilisant une étude de cas fictive, la « rivière Nimrodel » (voir annexe). Les données fournies étaient censées caractériser 3 sédiments différents :

Sédiments/matériaux de dragage (MD)A : teneur élevée en sable moyen (56 %), forte concentration de métaux lourds (en particulier Cd) dans la fraction fine, mais forte teneur en Cd, Hg et Ni dans la fraction totale. Fortes concentrations de HAP, PCB et DDX et dioxine.

Sédiments/MD B : Plus fins que l'échantillon A (30 % de moins de 20 µm ; 30 % 200-360 µm) ; plus faibles concentrations de métaux lourds dans la fraction fine, mais concentrations plus fortes pour As et Zn dans la fraction totale. Concentrations moyennes de HAP et PCB, DDX et dioxines. Concentrations les plus élevées de HCB et hexachlorobutadiène et TBT-Sn

Sédiments/MD C : Matériaux très fins (65 % dans la fraction inférieure à 20 µm). Concentration de métaux lourds dans la fraction fine similaire aux sédiments B, hors concentrations élevées de Zn. Les concentrations de Pb dans la fraction totale étaient les plus élevées de tous les échantillons. Les concentrations de contaminants organiques sont faibles à l'exception de TBT et hexachlorobutadiène. Pour une meilleure vue d'ensemble, le tableau 1 résume la tendance de la composition chimique, les couleurs font référence aux concentrations relatives dans les 3 échantillons.

Tableau 1: Vue d'ensemble de la contamination relative dans les différents échantillons

	Échantillon A	Échantillon B	Échantillon C
Principale(s) fraction(s) granulométrique(s)	200-630 µm (56 %)	<20 µm (31 %) ; 200-630 µm (35 %)	< 20 µm (65 %)
Métaux dans fraction <20 µm			
Métaux dans la fraction totale			
HAP, PCB, DDX, Dioxine			
HCB			
TBT-Sn			

Les principales données fournies ont été utilisées pour démontrer différentes approches d'évaluation. Les résultats ont été comparés pour chacune des décisions de gestion.

LES DIFFERENTS CADRES

FLANDRE/BELGIQUE_EAUX DOUCES, IN SITU

Trois systèmes d'évaluation différents sont appliqués aux eaux douces/in situ, parmi lesquels seuls le VLAREM et le VLAREBO sont actuellement mis en œuvre :

- (a) VLAREM : utilisation de normes de qualité environnementales existantes pour les sédiments. Les concentrations chimiques mesurées sont corrigées en fonction de la granulométrie et de la teneur en matière organique (c). Elles sont comparées à un sédiment de référence (μ). La classification repose sur l'écart par rapport au matériau de référence. Les catégories sont définies selon le logarithme du quotient (c/μ). Les catégories sont définies de la manière suivante :

Catégorie de qualité	Indice log	Description de la catégorie
1	<0.4	ne s'écarte pas de la référence
2	0.4 - <0.8	s'écarte légèrement de la référence
3	0.8 - <1.2	s'écarte de la référence
4	1.2 < 4	s'écarte fortement de la référence

La catégorie 4 renvoie donc à un facteur d'enrichissement de 15,8 à moins de 100. La décision concernant la catégorie finale est prise sur la base du principe « One out, all out ».

Ces mesures font partie d'un cadre de suivi et d'évaluation respectant la méthode de la triade. Cependant, les données écotoxicologiques et biologiques ne sont pas utilisées à des fins réglementaires.

Avec les exemples concernés, le site A et le site B auraient été considérés comme étant de catégorie 4 ; le site C comme catégorie 1

- (b) Valeurs seuils : basées sur une association de chimie, biologie et toxicologie
Selon de Deckere, De Cooman [2]), les critères de qualité chimiques sont déterminés sur la base de réponses biologiques.

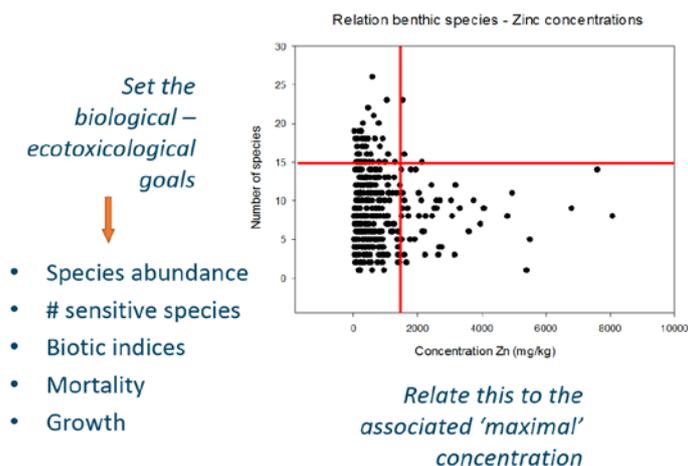


Figure 1 Élaboration du CQS sur la base de l'écotoxicologie (slide L. Bervoets)

De nouvelles valeurs seuils pour les sédiments en Flandre sont en cours d'élaboration à l'aide de cette méthode de calcul. Ces valeurs sont basées sur la relation entre un indice biotique (Sediment Biotic Index décrit par De Pauw and Heylen [3]) et les concentrations de contaminants. Ces valeurs seront utilisées pour décider si des recherches supplémentaires sont nécessaires.

- (c) Réutilisation en tant que terre (VLAREBO)

Dans ces scénarios, aucune réutilisation ne serait autorisée en raison des concentrations élevées de PCB (cas A) et de métaux lourds (dans la fraction totale) : Cd et Hg sur le site A ; Cd et Zn sur les sites B et C.

FLANDRE/BELGIQUE_EAUX DOUCES, IN SITU – CAS PARTICULIER DU PORT D'ANVERS « ECODOCKS »

Cette approche, en cours de développement, a pour but de parvenir à un bon état chimique dans l'environnement des quais du port d'Anvers et de soutenir les décisions de gestion. Elle se base sur un modèle mathématique de risque. Les flux de polluants et l'impact du dragage et de la navigation sur la dynamique des polluants sont calculés sur la base de vastes ensembles de données. Un modèle d'exposition permet de calculer les changements dans les concentrations d'eau et de sédiments (Fig. 1). De plus, la spéciation des métaux est prise en compte afin de mieux respecter les risques écotoxicologiques. Aucun essai biologique n'est inclus.

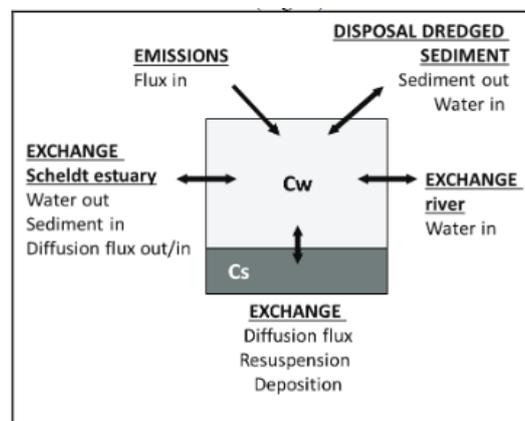


Figure 2 Flux calculés dans le cadre du modèle d'exposition (Teuchies et al. 2015 ; conférence SedNet Cracovie)

L'approche Ecodocks ne se limite pas à l'échantillon de sédiments, car elle tient également compte de la géographie et de l'hydrologie spécifiques de la zone d'intérêt, de la propagation des contaminants (par exemple, à la suite du dragage par la navigation) ainsi que de la spéciation des métaux. Son but est de réaliser une évaluation intégrée des risques afin de classer les sédiments et les mesures par ordre de priorité.

En ce qui concerne le scénario, le modèle Ecodocks n'a été appliqué qu'au sédiment A (fortement contaminé) avec la condition supplémentaire de faire enlever 1000 m³ de sédiments (dragage nautique) par une drague suceuse à trémie traînante. Le programme devait apporter les informations suivantes :

- Le sédiment A présenterait une concentration de certains contaminants au sein des docks déjà contaminés et par rapport à l'estuaire de l'Escaut. Des effets écotoxiques locaux seraient à prévoir.
- Le rejet dans les eaux de surface serait très limité. Même lors de la remise en suspension due à la navigation.
- Les contaminants ne seraient pas diffusés dans l'estuaire de l'Escaut.
- L'impact du dragage serait limité. Il entraînerait l'élimination des contaminants, dont 0,1 % à nouveau rejetés dans l'eau en raison des processus d'assèchement.

Il ne s'agit donc pas d'un outil de classification des sédiments, mais d'une approche sur mesure permettant de réaliser une évaluation des risques liés aux sédiments

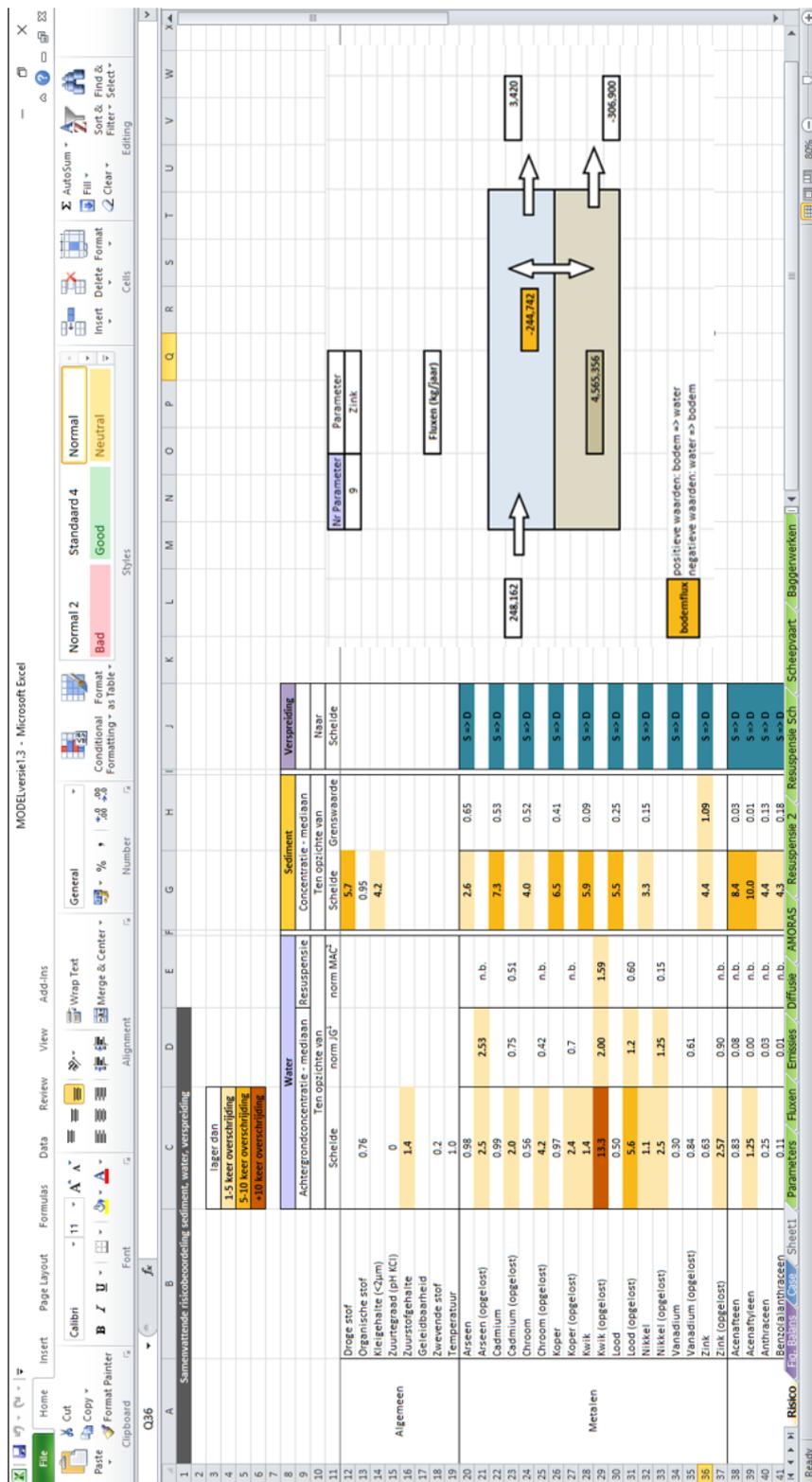


Figure 3 : Aperçu du modèle « Ecodocks ». Slide fournie par Johnny Teuchies pendant l'atelier SuSe-SedNet.

FRANCE_CODE ENVIRONNEMENTAL, EAUX DOUCES ET MARINES, EX SITU

Pour le dragage ou la relocalisation des sédiments, il convient de tenir compte des critères suivants lors de la première étape :

- **Deux listes de polluants** comprenant des valeurs limites permettant de juger de la qualité chimique des sédiments (teneur en vrac) pour les éléments traces (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb et Zn), les PCB (somme et/ou chacun des 7 PCB pris individuellement), les HAP (somme de 16 HAP USEPA - uniquement pour les sédiments d'eaux douces) et le TBT (uniquement pour les sédiments marins) [4]. **Ces listes sont connues en France sous le nom de critères « S1 » pour les sédiments d'eaux douces et de critères « N1 » et « N2 » pour les sédiments marins.**
- **La quantité de sédiments déplacés pendant l'opération** (en m³ ou m³/an – il existe des différences selon le littoral (Atlantique ou Méditerranée)) et, pour les rivières et les canaux, la longueur de la zone qui sera draguée[5].
- **La distance entre l'opération et une éventuelle zone de développement des mollusques.**
- **Le statut du site où l'opération aura lieu** (par ex. Natura 2000).

Le devenir des matériaux de dragage en mer dépend du dépassement des critères de qualité des sédiments N1 et N2 pour les composés chimiques (métaux, PCB, TBT). Ces critères « N » définissent le dépassement des valeurs de fond qui ont été obtenues à partir d'échantillons d'analyse statistique. Si le critère N1 n'est pas dépassé, les activités de dragage et de relocalisation peuvent être autorisées sans études supplémentaires. Si les niveaux se situent entre N1 et N2, une analyse plus approfondie devra être effectuée et le matériau sera soumis à des tests d'écotoxicité.

Si les valeurs N2 sont dépassées, les activités de relocalisation ne doivent être menées que si leur impact sur l'environnement est le moins nocif de toutes les options. Cela exige une analyse approfondie.

Contrairement aux limites N, les niveaux S1 reposent sur des données écotoxicologiques. Ils s'appliquent aux systèmes d'eau douce.

Ecotoxicologie : ensuite, **pour la relocalisation en rivière**, le *Brachionus calyciflorus* est souvent utilisé par des acteurs comme les Voies navigables françaises (VNF) et la Compagnie nationale du Rhône (CNR), pour évaluer les dangers présentés par les sédiments. Les VNF incluent cet essai biologique dans un protocole plus large basé sur le calcul du QSM, un indicateur du degré de multicontamination des sédiments dérivé de MacDonald et al. (2000) [6] (Figure 4) ([7], communication personnelle VNF).

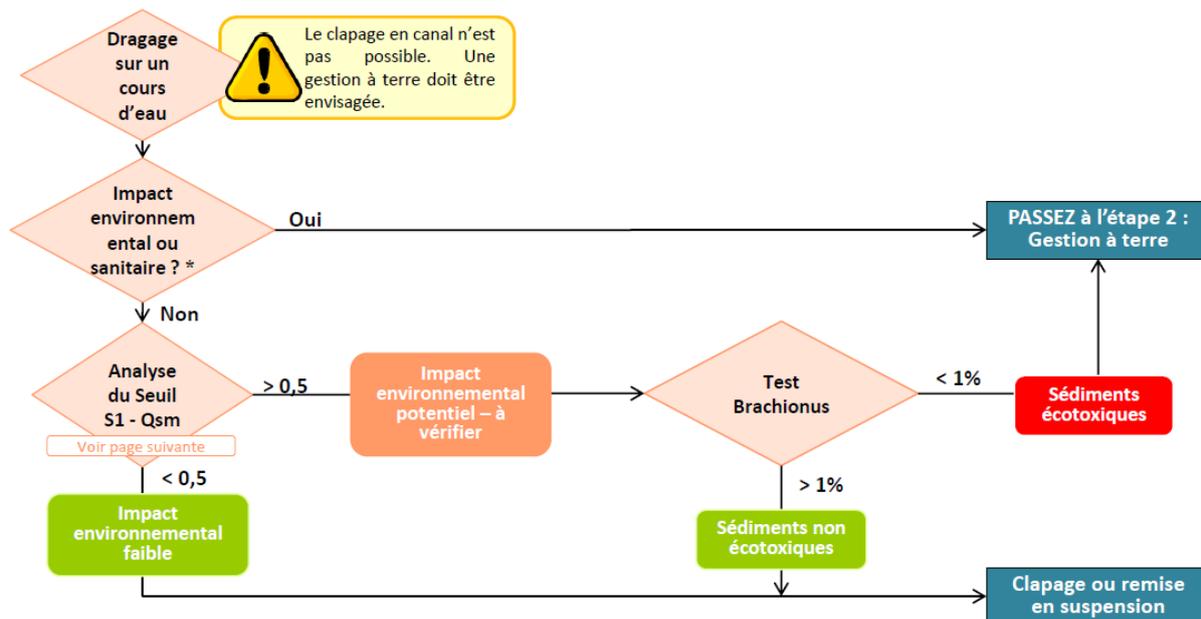


Figure 4 : Procédure des VNF, utilisant l'essai biologique avec le *Brachionus calyciflorus* et le Qsm, pour décider si la relocalisation en rivière est possible ou non (fig. fournie par P. Bataillard)

Pour le rejet en mer, on utilise le microtox® et des essais biologiques à base de bivalves, de copépodes et de *Corophium* pour évaluer le danger [8]. Comme pour les rivières, ces tests sont inclus dans une procédure globale, qui permet de calculer un score de risque. Cette procédure est bien connue en France et peut être considérée comme un outil national, utilisé dans tous les ports du pays. Tous ces outils (rivières et ports) utilisent les valeurs seuils S1, N1 et N2, mentionnées ci-dessus, comme valeurs de déclenchement.

FRANCE_EAUX DOUCES, IN SITU (EN DEVELOPPEMENT)

Une approche en trois étapes est actuellement en cours d'élaboration ; elle intègre davantage les données écotoxicologiques et sera plus précise pour la caractérisation du danger des sédiments d'eaux douces (Marc Babut, IRTSEA). Cette approche a pour objectif de gérer les sédiments contaminés et/ou d'évaluer les conséquences environnementales du dragage (environnemental).

Dans la plupart des cas, l'étape 2 sera également réalisée au sein de la matrice de décision (sauf si la toxicité est très faible ou très élevée à l'étape 1). Si une seule des sources de données (bioaccumulation, batterie d'essais biologiques ou IOBS (indice de diversité des oligochètes)) indique une toxicité, le sédiment est considéré comme dangereux. En fonction de l'évaluation intégrée de ces critères, des travaux sont effectués, une analyse plus détaillée est nécessaire ou l'évaluation est arrêtée et d'autres options de gestion sont envisagées.

Tableau 2 : Concept d'une nouvelle méthode permettant de caractériser le danger des sédiments d'eaux douces (Original : M. Babut, IRTSEA, traduit par Philippe Bataillard, modifié par S. Heise) (*italique, violet : critères d'interprétation*)

	Étapes	Bioaccumulation	Contamination	Écotoxicité sur la faune benthique	Impact sur la macrofaune et la communauté benthique
Étapes par ordre chronologique	0 – phase préliminaire	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Compilation et synthèse des données et informations disponibles ➤ Ajustement : Considération des options de gestion spécifiques au projet et concertation précoce avec l'opérateur et les autorités ordinaires ➤ Plan d'investigation : fixe les variables à mesurer (analyse des contaminants ; essais biologiques), le nombre et l'emplacement des échantillons ; et tient compte des données facilement disponibles. 			
	Étape 1 : Sélection	Analyse des substances prioritaires et contextuelles (sédiments en vrac ≤ 2 mm)		Batterie d'essais biologiques : analyse des nématodes, des ostracodes et des bactéries, afin de réduire les erreurs de type II dues à la variation de la biodisponibilité ou à la présence d'autres polluants non analysés	
		<i>Seuil NQE transposé au biote</i>	<i>Seuil de contamination prédictif des effets écotoxicologiques</i>	<i>Valeur seuil et indices d'écotoxicité</i>	
	Étape 2 : évaluation détaillée	Analyse des polluants bioaccumulatifs dans les organismes locaux ou en cage (oligochète, <i>Chironomus</i> , <i>Gammarus</i>)		Batterie d'essais biologiques : mesure de différents traits relatifs à la survie et à la reproduction des diptères, d'un crustacé et d'un oligochète.	IOBS – indice Effets toxiques mesurés au niveau de la communauté des oligochètes, Et la dégradation de la matière organique.
		<i>Seuil NQE de toxicité pour le biote ou les tissus</i>		<i>Niveau d'importance biologique</i>	<i>Catégories de qualité</i>

ITALIE_EAUX MARINES, EX SITU

(FRANCESCO REGULI, DAVID PELLEGRINI, ELENA ROMANO, ANTONELLA AUSILI, AVEC CONTRIBUTIONS D'ANDREA BARBANTI, CRISTIAN MUGNAI)

Deux systèmes d'évaluation différents sont appliqués pour l'évaluation de la qualité des sédiments conformément à deux législations différentes :

- 1) Une loi sur le dragage des sédiments dans les sites d'importance nationale (zones marines fortement touchées par l'activité humaine) : Les options de gestion des sédiments marins de dragage reposent sur une approche chimico-physique et écotoxicologique intégrée. Pour l'évaluation de la qualité des sédiments, des valeurs chimiques spécifiques ont été définies, basées sur les effets écotoxicologiques, correspondant au niveau d'effet probable (PEL, Probable Effect Level) défini dans la littérature internationale [9-12]. Trois options différentes pour la gestion des sédiments, basées sur les résultats d'analyse et les réponses écotoxicologiques, peuvent être envisagées : l'immersion en mer (c'est-à-dire la reconstitution des plages, etc.), l'élimination à terre ou dans une CDF (installation de déchets confinés).
- 2) Un règlement sur les méthodes et les critères techniques autorisant l'immersion en mer des sédiments marins de dragage dans les autres zones : Il établit des critères et des procédures méthodologiques pour la caractérisation des sédiments de dragage, la classification des sédiments et l'identification des options de

gestion et de surveillance appropriées. Les principales nouveautés sont, entre autres, (1) l'approche fondée sur la force probante pour l'évaluation des risques ; (2) un rôle prioritaire de l'écotoxicologie dans la caractérisation ; (3) 5 catégories de qualité des sédiments et les options de gestion environnementale correspondantes.

Une caractérisation chimique simplifiée des sédiments n'est autorisée que pour certaines zones (zones côtières ou embouchures de rivières, petits ports, etc.) qui ont déjà montré une toxicité faible à nulle. Dans tous les autres cas, un large éventail de contaminants doit être analysé (métaux lourds, HAP, hydrocarbures >12C, pesticides, TBT, PCB, PCDD/Fs+PCB (T.E.)) au moment de l'analyse écotoxicologique

La classification chimique repose sur la comparaison des concentrations mesurées avec des valeurs de référence prédéfinies L1 et L2. Le quotient de danger chimique (QDc) est basé sur l'écart par rapport à la valeur de référence. Il prend en compte la toxicité d'un contaminant, allant d'absente à très élevée.

Ecotoxicological hazard	Chemical hazard	Quality classes
Absent	$HQ_C (L2) \leq \text{Negligible}$	A
	$\text{Slight} \leq HQ_C (L2) \leq \text{Moderate}$	B
	$HQ_C (L2) = \text{High}$	C
	$HQ_C (L2) > \text{High}$	D
Faible Slight	$HQ_C (L1) \leq \text{Slight}$	A
	$HQ_C (L1) \geq \text{Moderate}$ and $HQ_C (L2) \leq \text{Slight}$	B
	$\text{Moderate} \leq HQ_C (L2) \leq \text{High}$	C
Modéré Moderate	$HQ_C (L2) > \text{High}$	D
	$HQ_C (L2) \leq \text{Slight}$	C
≥ Élevé ≥ High	$HQ_C (L2) \geq \text{Moderate}$	D
	$HQ_C (L2) \leq \text{Slight}$	D
	$HQ_C (L2) \geq \text{Moderate}$	E

Figure 5 : Caractérisation des sédiments selon l'approche intégrée en Italie (d'après Onorati et al, Conférence SedNet Gêne, 2017).

La caractérisation écotoxicologique repose sur une batterie de tests biologiques (au moins trois organismes de différents groupes taxonomiques : bactéries, algues, crustacés, bivalves, échinides). Les résultats des analyses écotoxicologiques sont évalués dans leur ensemble au niveau de la « batterie » (et non d'un seul essai biologique), en pesant la pertinence biologique des effets mesurés (point final), l'importance statistique des résultats mesurés, les conditions des essais en termes de matrice testée et de durée d'exposition.

Un logiciel dédié (SediQualSoft 109.0® ; Benedetti et al., 2012) est utilisé pour finaliser la classification intégrée et pour affecter les sédiments à l'une des cinq catégories de qualité correspondant à différentes options de gestion :

- Catégorie A : reconstitution, immersion en mer dans des conditions confinées ou non confinées ;
- Catégorie B : immersion en mer dans des conditions confinées ou non confinées ;
- Catégorie C : élimination confinée dans des zones portuaires ;
- Catégorie D : élimination confinée et scellée ;
- Catégorie E : retrait de l'environnement marin.

ALLEMAGNE_HABAB-WSV, EAUX DOUCES, VOIES NAVIGABLES FEDERALES, EX SITU

Selon la directive allemande relative à la manutention des matériaux de dragage dans les voies navigables fédérales (HABAB-WSV 2017), les sédiments ne sont pas classés en termes absolus, mais en fonction de la contamination en aval du site de relocalisation. La valeur de référence est la moyenne récente sur trois ans des concentrations de polluants des matières en suspension à la station de mesure de référence la plus proche en aval. Dans l'évaluation, on distingue trois cas :

Cas I

Tous les résultats d'analyse sont $\leq 1,5$ fois la valeur de référence : la relocalisation est possible.

Cas II

Au moins un paramètre $> 1,5$ fois la valeur de référence, tous les paramètres ≤ 3 fois la valeur de référence : la relocalisation est possible à condition que le fret annuel lié à la relocalisation de chaque polluant soit $\leq 10\%$ du fret annuel moyen à long terme à la station de mesure de référence.

Cas III

Au moins un paramètre > 3 fois la valeur de référence ou la charge annuelle liée à la relocalisation d'au moins un paramètre est $> 10\%$ de la charge annuelle moyenne à long terme à la station de mesure de référence : pas de relocalisation, sauf dans des cas individuels justifiés et en tenant compte de tous les risques potentiels.

Parallèlement aux investigations chimiques, des investigations écotoxicologiques sont obligatoires. Les données du biotest sont évaluées en fonction du nombre d'étapes de dilution nécessaires, avant que la toxicité ne soit réduite à moins de 20 % (valeur pT, fig. 2). Sur la base de ces valeurs pT, les matériaux peuvent être affectés à des catégories de toxicité qui permettront d'élaborer des décisions de gestion. Si les données écotoxicologiques mènent à une décision plus stricte que les données chimiques (par exemple, interdiction de la relocalisation), des investigations supplémentaires seront nécessaires.

Tableau 3: valeurs pT et décisions de gestion correspondantes (modifié d'après BFG, 2011 ; HABAB-WSV 2017).

Dilution maximale avec effet	Facteur de dilution	Valeur pT-max	Catégorie de toxicité		Résultat	Classification
Original	2^0	0	0	Aucune toxicité mesurable	Matériau pas ou peu dangereux	Relocalisation possible
1:2	2^{-1}	1	I	Toxicité très faible		
1:4	2^{-2}	2	II	Toxicité faible		
1:8	2^{-3}	3	III	Toxicité modérée	Matériau fortement contaminé	Relocalisation possible au cas par cas
1:16	2^{-4}	4	IV	Toxicité assez élevée		
1:32	2^{-5}	5	V	Toxicité élevée	Matériau dangereusement contaminé	Aucune relocalisation sauf dans des cas particuliers justifiés en pesant tous les risques potentiels
$\leq (1:64)$	$\leq 2^{-6}$	≥ 6	VI	Toxicité très élevée		

ALLEMAGNE_GÜBAK, VOIES NAVIGABLES COTIERES/MARINES FEDERALES, EX SITU

En Allemagne, il existe un « régime transitoire commun pour le traitement des matériaux de dragage sur les voies navigables côtières fédérales » (GÜBAK-WSV, 2009) qui sera appliqué jusqu'à l'entrée en vigueur d'une révision faisant actuellement l'objet de discussions.

Le GÜBAK indique quelles données doivent être recueillies avant de décider de relocaliser les matériaux de dragage dans les eaux marines, mais il reste vague sur la manière dont la décision finale est prise sur la base de

données chimiques, biologiques et écotoxicologiques. Les valeurs de référence sont considérées comme des valeurs « directrices » plutôt que comme des « valeurs seuils » strictes.

Selon le GÜBAK, il convient d'effectuer des analyses chimiques et écotoxicologiques, sauf si le matériau est constitué de terre naturelle ou est composé de plus de 90 % de sable ou de matériaux grossiers (> 63 %).

Aucune analyse chimique et écotoxicologique n'est nécessaire, si aucune contamination du site n'est à prévoir (le danger peut être exclu) et si le volume des matériaux de dragage est inférieur à 10.000 t/a (substance séchée).

Pour l'échantillonnage, il convient de prendre en considération la surface de la zone de dragage, le volume des matériaux de dragage et la variation horizontale et verticale de l'intensité des contaminants dans le lit de la rivière. Le nombre d'échantillons dépend du volume total. Les échantillons doivent être analysés individuellement, l'analyse d'un échantillon combiné n'est possible que dans des cas spécifiques. Une évaluation écotoxicologique doit être effectuée pour chaque opération de dragage. Les essais biologiques ne sont toutefois pas obligatoires. S'il est plausible qu'un danger écotoxicologique puisse être exclu (par exemple, en raison d'un manque de sources de polluants), il n'y a pas lieu d'effectuer des essais biologiques.

Les valeurs directrices sont dérivées des données existantes sur la concentration de contaminants dans les sédiments de la partie allemande de la mer des Wadden ainsi que dans les sédiments côtiers de la mer du Nord et de la mer Baltique. VR (valeur de référence)¹ équivaut au 90^e percentile de la contamination régionale actuelle. La VR2 est obtenue en multipliant la VR1 par un facteur 3, à la seule exception du TBT (valeurs directrices définies). Dans l'évaluation, on distingue trois cas :

Cas I

Résultats de l'analyse en dessous de VR1 : le matériau est conforme à la contamination de fond de la zone côtière. Une utilisation bénéfique/utilisation directe doit être prise en compte, la relocalisation doit être effectuée en tenant compte des effets physiques et biologiques.

Cas II

Les résultats de l'analyse se situent entre VR1 et VR2 : ce matériau présente un degré de contamination plus élevé par rapport aux zones côtières (au moins un paramètre > VR1, aucun paramètre > VR2). Les options d'utilisation bénéfique/d'utilisation directe doivent être vérifiées, et une évaluation d'impact complète doit être préparée. Si nécessaire, il convient de passer au cas III. Une surveillance supplémentaire est nécessaire (poissons, benthos). Des mesures de minimisation de l'impact doivent être envisagées.

Cas III

Résultats de l'analyse au-dessus de VR2 : ce matériau est nettement plus contaminé que les sédiments des zones côtières (au moins un paramètre > VR2). Procédure similaire au cas II, mais il y a lieu en outre de déterminer la source de contamination et, si possible, d'y remédier. Il convient d'envisager des options d'élimination (mise en décharge) et de traitement sûres.

Dans le cas III, les tests biologiques sont obligatoires. Ces essais sont utilisés pour connaître la toxicité des matériaux de dragage. Les tests qualifiés comprennent le test des algues marines, le test des bactéries lumineuses et le test de toxicité aiguë avec amphipodes.

La valeur pT est le résultat de l'organisme le plus sensible au sein d'une série d'essais biologiques de même niveau.

Les essais biologiques sont utilisés en complément d'autres critères en vue de prendre une décision concernant une option d'élimination. La classification en catégories de toxicité est effectuée de la même façon que dans le Tableau 3. Les catégories de toxicité 0 - II sont considérées comme sans danger. Les valeurs plus élevées doivent être prises en compte dans le pronostic d'impact ; dans ces cas, il y a lieu d'identifier les raisons de la toxicité élevée.

Outre le HABAB ou le GÜBAK, des réglementations spéciales et des accords avec les autorités locales et les ministères (en fonction du lieu de relocalisation) sont déterminants pour évaluer l'admissibilité de la relocalisation des matériaux de dragage dans les voies navigables et les zones côtières allemandes.

PAYS-BAS_EAUX DOUCES ET MARINES/COTIERES, EX SITU

Conformément à la réglementation européenne, les terres excavées et les matériaux de dragage sont considérés comme des déchets, tandis que les sédiments et les sols in situ relèvent de la législation sur la gestion de l'eau. Toutefois, le décret néerlandais sur la qualité des sols qui met en œuvre la directive-cadre sur l'eau et la directive-cadre sur les déchets de l'UE réglemente l'utilisation bénéfique (sur les sols ou dans les systèmes aquatiques) des sols et sédiments excavés

Deux options existent :

1) Lorsque les sédiments doivent être dragués à des fins de navigation : Seule l'analyse chimique est utilisée pour envisager le site de relocalisation (en mer, en eau douce, à terre ou dans des installations de stockage fermées). Les valeurs d'évaluation étaient auparavant réglementées par le ZBT - Zoute Bagger Toets (2007), qui a remplacé la directive précédente, la CTT. Depuis 2008, le ZBT a été intégré au décret sur la qualité des sols. Alors que la CTT précédente contenait également des essais biologiques, le décret sur la qualité des sols n'en contient pas.

2) En l'absence d'autres raisons, les sédiments ne sont en principe pas retirés, car ils sont considérés comme étant un élément essentiel de la gestion des rivières et des problèmes surgissent si on en retire trop.

Parmi les exceptions possibles (enlèvement à des fins autres que la navigation ; →dragage environnemental), pour lesquelles il existe des directives d'orientation, on peut citer :

- Pour les concentrations chimiques trop élevées, supérieures aux valeurs seuils (et supérieures au niveau d'intervention), un permis (réglementation de l'eau) est nécessaire pour le dragage afin de s'assurer que les contaminants/sédiments contaminés ne seront pas (trop) dispersés dans le cours d'eau.
- Les objectifs (chimiques et écologiques DCE, consommation humaine, nature) ne sont-ils pas respectés ? Et il est probable que cela soit dû à des sédiments contaminés.
- Lorsque le dragage entraîne un dépassement du niveau d'intervention dans la nouvelle couche supérieure, il faut vérifier (test d'émission/immission) si la nouvelle couche supérieure entraîne une « détérioration » ou non (dans presque tous les cas, la conclusion est que la nouvelle couche supérieure ne constitue pas une menace pour la qualité de l'eau).

Pour les options de gestion des matériaux de dragage dans le milieu marin, les Pays-Bas n'utilisent qu'une seule série de niveaux d'intervention élaborée à partir des concentrations de fond ; certains fournissent des orientations (niveaux directeurs) tandis que d'autres sont stricts (valeurs seuils). Ils indiquent un succès ou un échec (concentrations totales ; non normalisées sur la granulométrie ou le carbone organique).

En revanche, les critères relatifs à l'eau douce permettent de classer les sédiments dans l'une des 4 catégories, la concentration chimique étant normalisée pour le carbone organique et la granulométrie.

ESPAGNE_DGMD (2017), EAUX ESTUARIENNES ET COTIERES, EX SITU

Pour les options de gestion des matériaux de dragage en environnement marin, des critères de qualité chimique basés sur 3 niveaux d'intervention élaborés à partir des concentrations de fond dirigent vers l'une des 3 catégories : A (élimination libre) et B (élimination restreinte) peuvent être relocalisés en mer, mais C (si les essais écotoxicologiques ne l'excluent pas) doit être isolée dans des installations de stockage fermées, en appliquant le traitement à terre en cas de dépassement des limites légales de sédiments non dangereux (Figure 6)¹.

¹ https://www.miteco.gob.es/images/es/anexo_directrices_tcm30-435295.pdf

fréquence des résultats des analyses des matériaux de dragage obtenus sur plusieurs années. Les niveaux d'intervention nominaux 1 (cAL1) visent à refléter les concentrations de fond, et les niveaux d'intervention 2 (cAL2) visent à refléter les concentrations qui sont nocives pour l'environnement. En ce qui concerne le dépassement des niveaux d'intervention, une approche fondée sur la force probante est appliquée plutôt qu'une approche de type « réussite ou échec ».

Sur la base de l'approche actuelle, une nouvelle approche à plusieurs niveaux est envisagée. Une analyse physique (analyse de la taille des particules par exemple), suivie d'une analyse chimique et d'une comparaison avec les 2 niveaux d'intervention (cAL1 et cAL2) serait réalisée. Les concentrations inférieures à cAL1 sont considérées comme non préoccupantes et l'immersion en mer est possible. Les concentrations de contaminants situées entre AL1 et AL2 nécessitent un examen plus approfondi, notamment comparaison avec les niveaux historiques, connaissance des récepteurs du site d'immersion, et éventuellement preuves provenant d'essais écotoxicologiques. Le dépassement des résultats AL2 signifie que les concentrations mesurées sont considérées comme nocives pour l'environnement, mais des preuves supplémentaires telles que les résultats de tests écotoxicologiques démontrant que ces matériaux sont sans danger peuvent permettre leur immersion en mer, bien que des mesures d'atténuation supplémentaires soient probablement nécessaires pour assurer la protection de l'environnement.

Currently investigating practicality of setting up a tiered approach based on Apitz, 2005

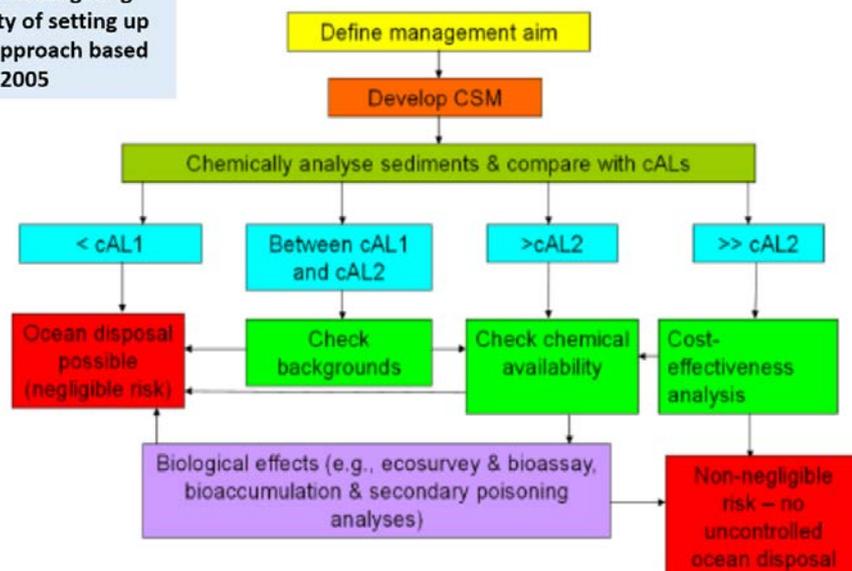


Figure 6 : Cadre décisionnel sur la gestion des matériaux de dragage au Royaume-Uni (slide fournie par Claire Mason)

SUISSE_EAUX DOUCES, IN SITU (EN COURS D'ELABORATION)

Un nouveau concept d'évaluation des sédiments in situ est en cours d'élaboration en Suisse. Il vise à favoriser une pratique uniforme et professionnelle de la manière dont les agences régionales de l'environnement (cantons) chargées de la mise en œuvre de la surveillance environnementale des cours d'eau de surface effectuent les relevés de sédiments.

Le concept d'évaluation repose sur les concentrations environnementales mesurées dans la fraction < 2 mm, bien qu'il propose des recommandations pour la sélection de la matrice des analyses chimiques en fonction des

objectifs de l'étude et des propriétés des sédiments (Tableau 4). Une liste de 20 substances est proposée pour la surveillance des sédiments ; ces substances sont classées par ordre de priorité en fonction des données de surveillance existantes, des sources de contamination et/ou des propriétés des substances.

Les concentrations environnementales mesurées sont comparées aux recommandations quantitatives de qualité des sédiments (NQE_{sed}), élaborées à partir des données écotoxicologiques et des concentrations de fond. Les critères de qualité proposés (NQE_{sed}) ne sont pas des exigences quantitatives et ne sont pas juridiquement contraignantes (conformément à l'annexe 2 de l'ordonnance sur la protection des eaux), mais permettent de classer les sédiments en cinq catégories de qualité. Une approche à plusieurs niveaux fait actuellement l'objet de discussions en vue d'intégrer la biodisponibilité, la toxicité des mélanges et d'autres outils écotoxicologiques/biologiques.

Tableau 4 : Principe de la méthode proposée en Suisse pour l'évaluation de la qualité des sédiments in situ.

Objective	Monitoring of sediment quality	Diagnosis: identifying the causes of known biological impairment	Assessment & monitoring of potential biological impairment at known hot spots	Trend monitoring
Problems to solve	a) Obtain an overview of biological impact of sediment quality on a cantonal or regional scale, both spatially and temporally b) Find indication for biological impacts of sediment quality	a) Test for contribution of sediments to known ecological impairment (e.g. bad score in MSK modules)	a) Monitor the impact at identified hot spots (e.g. point-sources or known discharges) b) Prioritize sites on the basis of sediment quality c) Remediation planning and success control	a) Identify spatial and temporal trends of sediment contamination b) Prioritize sites based on chemical contamination
Type of assessment	Ecotoxicological			Chemical
Matrix for analysis	% sediment <63 µm in 2 mm fraction	Assessment not recommended ¹		
		< 5%	< 2 mm	< 63 µm
		< 20%		(< 63 µm or) 2 mm ²
		20-80%		2 mm ³
> 80%				
Evaluation	Classification of sediments into 5 classes through comparison with EQS_{sed}			Classification by comparison with EQS_{sed} or other established threshold ⁴

¹Sampling sites with less than 5% fine fraction (<63 µm) are discouraged for sediment monitoring (EC 2010). ²The fraction <2 mm can already identify point sources of pollution and spatial trends in sediment contamination when the sediment contains at least 20% fines (< 63 µm) but this may not hold true of all instances. ³According to the results from field trials for sites that have high proportion of fines, the measurements are representative for the entire matrix, and hence results can be used for comparison to EQS_{sed} . ⁴For non-ionic substances EQS_{sed} are normalized for organic carbon content, accounting for the matrix effect on bioavailability to some extent. Else, measured concentration values have to be compared with established thresholds from older measurements in the region.

VUE D'ENSEMBLE DES DIRECTIVES, PRINCIPES D'EVALUATION ET DECISIONS PRISES POUR LES SITES DES CAS FICTIFS

Table 5: Overview over national guidelines, assessment principles and decision made on fictitious case sites

Country	Name of the Guideline	legal status of framework	Freshwater / Marin	Incentive		Assessment principle	Triad or tiered?	With the intention of	Decision made on sediments in case study			Is dredging for environmental reasons in general (unrelated to the case study) considered/carried out?
				environmental quality (in situ)	dredging (ex situ)				A	B	C	
Belgium	VLAREM	Sediment EQS, implemented in Flanders	Freshwater	<i>in situ</i>		Sediment EQS and biotests (Ostracod, Thamno) and community data: chemical concentrations are corrected for concentration of organic material and grain size. Enrichment factors compared to a clean reference sediment are calculated. Depending on the enrichment factors (logIndex), quality classes are calculated (separation of classes not science based). One out, all out: The worst class decides.	Triad	assessing sediment quality in situ (Monitoring), no decisions on remediation are made.	4	4	1	considered but currently only in two regions carried out.
Belgium	Threshold 1	not implemented	Freshwater	<i>in situ</i>					".."	".."	".."	
Belgium	Threshold 2	in development	Freshwater	<i>in situ</i>					".."	".."	".."	
Belgium	Ecodocks	not implemented (only inside the Port of Antwerp)	Brackish (port of Antwerp)			Excel tool that combines existing information to get insight in fluxes and risks (ecotox and spreading), related to dredging, shipping, different source, etc.. Bioassays are not intended to be included, existing information is used to support decisions related to dredging, shipping, sluices, ...	integrated		not possible to compare, to specific			has been done once (for TBT)
Belgium	VLAREBO (reuse)	implemented			<i>ex situ</i>				".."	".."	".."	
France	Environmental code (Articles L and R214-1 et seq)	Implemented in France	Freshwater, marine		<i>ex situ</i>	The extent of the assessment depends on sediment quality (compared to SQC), mass of sediment concerned, distance between operation procedure and shellfish growing areas, proximity to environmentally protected areas. When it has been decided, that it should be dredged, the fate of the dredged material depends on the exceedance of SQC (N1, N2 for marine; 0.5*QSM and S1 for freshwater; McDonald et al. 2000). No exceedance: relocation in the river. Exceedance: Biotests. If these show hazardous properties: land disposal	Tiered	Deciding about dredging and fate of the DM	S1 and 0.5*QSM are exceeded. Before DM can be relocated, ecotox testing would be required.			yes, but guideline in development which aims at a global assessment of sediments with more LOEs to integrate
Italy	M.D. n. 173/2016	Implemented in Italy	Marine		<i>ex situ</i>	sediment classification: Comparison of measured concentrations with 2 reference values (L1, L2). Based on this variation, a Chemical Hazard quotient is calculated. Ecotoxicological assessment is based on biotest battery. Additional lines of evidence can be used as well (e.g. bioaccumulation). Integrated approach: A weight of evidence approach is used to decide on the fate of the material (5 sediment classes).	Triad	Deciding about the fate of the dredged material	D (confined and sealed disposal)	D	C (confined disposal in port areas)	
Italy	Law 84/1994 art. 5bis - DM7.11.2008 for sediment management in heavy contaminated marine coastal areas (National Relevance Sites)	national law for special sites (national remediation sites as opposed to the urban sites).	Marine		<i>ex situ</i>	integrated chemical-physical and ecotoxicological approach; definition of specific site chemical values based on ecotoxicological effect data (PEL) for the evaluation of sediment quality; positive ecotoxicological response limits some management option (i.e. no disposal at sea, no beach nourishment, etc.); ecotox response is the main driver in decision making on the sediments' fate not WOE approach		Deciding about dredging and fate of the DM	confined and sealed disposal (CDF)	confined and sealed disposal (CDF)	no disposal at sea	considered yes, but not done up to now as it is not for control of environmental quality. Action to remove the sediment is not mandatory.

Classification des sédiments et décisions de gestion – compte rendu de l'atelier coordonné par SedNet and Sullied Sediments in sept. 2018

Table 5, continued											
Country	Name of the Guideline	legal status of framework	Freshwater / Marin	Incentive	Assessment principle	Triad or tiered?	With the intention of	Decision made on sediments in case study			Is dredging for environmental reasons in general (unrelated to the case study) considered/carried out?
Germany	HABAB-WSV	Implemented for German federal waterways (revised 2017)	Freshwater	<i>ex situ</i>	sediment is not classified in absolute terms but relativ to the contamination downstream of the relocation site (DM should not exceed 3 times the concentration of the downstream area). Biotest data are also gathered in parallel to chemical analysis (pT value). If ecotox data lead to a stricter decision than chemical data (e.g. forbid relocation) more studies are required.	Ecotox and chemistry	Deciding about the fate of the dredged material	A not considered further, no impact on downstream sites assumed (sediment stable)	Material must be treated and disposed on land	Relocation is possible under all circumstances, even in the marine environment.	principally possible, but in the scope of the Federal States (due to the objectives of the WFD)
Germany	GÜBAK	Implemented for Federal waterways and Federal coastal States	coastal, marine	<i>ex situ</i>	Unless the material consists of natural soil or is composed of more than 90 % sand or coarse material (>63 %), chemical and ecotoxicological analyses have to be done. Guiding values (as opposed to limit values) are based on background levels: RV1: background contamination/contamination close to the coast. RV2: 3 times RV1. Ecotoxicological data (acute and chronic) are supposed to be carried out. If RV2 is exceeded, ecotox tests are obligatory. Analysis of macrozoobenthos community and fish fauna should be analysed. Among ecotox data, the worst test defines the assessment. pT-values are used for classification. An impact assessment is required.	Ecotox, chemistry, potentially macrozoobenthos and fish.	Deciding about the fate of the dredged material				principally possible, but in the scope of the Federal States (due to the objectives of the WFD)
NL		national guideline	Freshwater	<i>ex situ</i>	chemical quality criteria direct into one of 4 classes (standardised on grain size and organic carbon)	no	Deciding about the fate of the dredged material	not allowed to relocate in freshwater	allowed to relocate under restrictions in freshwater	free to relocate in freshwater	principally possible, if convincingly stated on the grounds of the WFD/MSF
NL		national guideline	Marine	<i>ex situ</i>	chemical quality criteria direct into pass or fail (one out, all out) (total concentrations; not standardised on grain size or organic carbon)	no	Deciding about the fate of the dredged material	Not allowed to relocate at sea	Not allowed to relocate at sea	Allowed to relocate at sea	
NL		national guideline (not required by law)	Freshwater/ brackish/ marine	<i>in situ</i>	Building a reasoning (free to chose parameters) why remediation should help in reaching goals set at the location (for example WFD, fishery or shellfish culture, nature etc)	all is allowed; triad, tiered, chemical, ecological, ecotoxicological but also hydrological, dilution etc	Deciding on the benefit or remediations in comparison to other options to reach goals set	insufficient data	insufficient data	insufficient data	
Spain	Marine Strategie Technical Comission	national guideline	Estuarine & Coastal	<i>ex situ</i>	chemical quality criteria direct into one of 3 classes. Ecotox is used not to define but to exclude toxicity.	no	Deciding about the fate of the dredged material	Leave it	beneficial use	Sea disposal	No
UK		not yet implemented, in development	marine	<i>ex situ</i>	Tiered approach with chemical concentrations, being compared with 2 action levels. If AL2 (or AL1??) are exceeded, impact on biota needs to be established (ecotox, ecosurvey)		Deciding about the fate of the dredged material	no disposal at sea, dredged with mitigation	no disposal due to high PCB	no disposal due to high PCB	
Switzerland	Strategy for sediment quality assessment	in development, will not be legally binding	freshwater	<i>in situ</i>	chemical quality criteria to allow classifying sites in 5 quality classes. Under development.	Tiered (under development)	assessing sediment quality in situ (Monitoring), no decisions on remediation are made.				

ÉCHANGE D'EXPERIENCES

Le deuxième jour, les participants ont été invités à échanger leurs expériences dans le domaine de la classification des sédiments et des décisions de gestion, en se basant sur (1) ce qui fonctionne bien et (2) ce qui ne fonctionne pas ; et (3) où se situent les défis ou les possibilités à venir. Ce qui suit est un résumé des sujets qui ont été soulevés et ne reflète pas nécessairement les opinions de tous les membres du groupe.

CE QUI FONCTIONNE BIEN :

Certains cadres ont été explicitement mentionnés comme fonctionnant bien : le VLAREM et le système néerlandais de relocalisation des sédiments en mer et en eaux douces. De même, certains programmes de surveillance ont été jugés appropriés. La procédure d'évaluation chimique des sédiments et des matériaux de dragage a été jugée claire et bien définie. L'application d'approches pratiques a été considérée comme un avantage, et l'intégration de l'économie circulaire a été jugée positive. Un participant a également déclaré que la communauté enthousiaste des personnes travaillant sur le thème des sédiments fonctionnait certainement « bien ».

CE QUI NE FONCTIONNE PAS BIEN :

Il y a eu beaucoup plus de points soulevés et controversés concernant ce qui ne fonctionne pas bien actuellement : dans une perspective plus large, des critiques ont été formulées sur le fait qu'il n'existe que peu de stratégies de gestion des sédiments à l'échelle des bassins en Europe, qui devraient également s'attaquer aux problèmes quantitatifs tels que la « faim » de sédiments dans les systèmes fluviaux. Le fait qu'il existe différents cadres et options de gestion (par exemple par les institutions nationales/fédérales) dans un même bassin versant n'a pas été jugé utile.

Certaines remarques ont porté sur les critères de qualité des sédiments et sur la manière dont les risques sont évalués. Plusieurs personnes ont déclaré que nous ne disposons pas d'assez de critères de qualité, parce qu'il manque des normes de qualité environnementale (NQE) pour des sédiments qui seraient en lien avec les NQE de la DCE, et parce que les substances émergentes comme les microplastiques, les retardateurs de flammes, les produits pharmaceutiques, etc. ne sont pas couvertes. Certains critères de qualité (CQ) en place peuvent être irréalistes. Dans de nombreux cadres, les critères de qualité sont utilisés comme des seuils stricts, suivant le principe « On out, all out ». Tous ces aspects peuvent entraîner des coûts inutilement élevés pour la gestion des sédiments. En ce qui concerne la décision de gestion finale, il y a lieu de distinguer si les CQ sont élaborés à partir des niveaux de fond ou des données écotoxicologiques.

Il a été mentionné que l'intégration des données chimiques et écotoxicologiques pourrait améliorer la sécurité environnementale dans la prise de décision, mais la HPA a déclaré que, d'après son expérience, les données écotoxicologiques manquaient de reproductibilité. En outre, les systèmes d'évaluation des données écotoxicologiques ne sont pas harmonisés et doivent être améliorés.

Un autre aspect est également apparu clairement dès le premier jour, à savoir qu'il n'existe pas de système décisionnel pour savoir quand nettoyer les sites contaminés en vertu de la DCE ou pour la protection de la biodiversité.

DEFIS ET POSSIBILITES

Plusieurs commentaires ont identifié comme un défi la nécessité de mettre davantage l'accent sur les décisions fondées sur les effets, sous la forme de recommandations européennes de qualité des sédiments qui

pourraient être fondées sur les effets et/ou dans un cadre décisionnel intégré (mais pragmatique) impliquant des essais biologiques et des données sur la communauté biologique comme éléments de preuve supplémentaires. Il convient de mieux communiquer autour de l'idée fondamentale selon laquelle les données chimiques ne doivent pas expliquer les résultats des essais biologiques.

Un autre défi identifié portait sur la prise de décision au sujet des sédiments *in situ* : pour le dragage environnemental, il n'existe actuellement aucune norme et il n'y a pas de financement en Europe. Un système d'évaluation devrait pouvoir classer les sites contaminés par ordre de priorité afin de permettre l'affectation des rares fonds disponibles aux sites prioritaires les plus pertinents.

Les approches à plusieurs niveaux, un cadre européen pour les sédiments et une plateforme permettant de partager les connaissances et de tirer des enseignements des études de cas ont été considérés comme des possibilités intéressantes.

RESUME DE L'ATELIER

Les discussions lors de l'atelier ont montré que la question des recommandations pour la gestion des sédiments reste un sujet pertinent, notamment dans le cadre de la DCE, du MSR et des incidences possibles des sédiments contaminés.

Les pays ont des expériences plus ou moins longues en matière de recommandations pour la gestion des sédiments : si certains disposent de recommandations datant de plusieurs décennies et révisées à plusieurs reprises (par exemple, les Pays-Bas, l'Allemagne), les cadres juridiques contraignants d'autres pays sont très récents (l'Espagne, par exemple).

La plupart des recommandations portent sur la gestion *ex situ* et sont appliquées parce qu'il est nécessaire de draguer pour la navigation. Il n'existe pas de réglementation juridiquement contraignante pour la classification des sédiments *in situ* qui pourrait donner lieu à des décisions en matière de dragage environnemental. Certains concepts sont disponibles (Belgique, Pays-Bas) ou en cours d'élaboration (France par exemple), mais le dragage environnemental - à la connaissance des participants - n'est nulle part effectué comme une exigence.

Des approches à plusieurs niveaux ainsi que par triades ont été présentées. Pour les approches à plusieurs niveaux, l'analyse chimique était généralement située au premier niveau et suivie par les analyses écotoxicologiques au deuxième niveau. Peu de cadres étaient des approches véritablement intégrées fondées sur la force probante utilisant les données chimiques, biologiques et écotoxicologiques comme éléments de preuve de même poids (Italie par exemple). Rien n'indique qu'une plus grande priorité est accordée aux décisions fondées sur les effets biologiques dans les cadres. Alors que l'Italie et le nouveau cadre de Babut en France accordent le même poids, voire un poids plus important, aux données basées sur les effets biologiques qu'aux données chimiques, d'autres approches qui fondaient les décisions sur les données des tests d'écotoxicité les ont retirées de leur classification (Pays-Bas par exemple).

En ce qui concerne l'évaluation des 3 cas fictifs, la plupart des réglementations appliquées interdisent la relocalisation de matériaux issus des deux sédiments les plus contaminés vers le système aquatique. Le sédiment C, moins contaminé, présentait une plus forte variabilité. Les décisions allaient de la « libre relocalisation » en Belgique, aux Pays-Bas et en Espagne, à « l'immersion confinée ou nulle » en Italie et au Royaume-Uni. En Allemagne, la relocalisation dans les mers côtières et les voies maritimes selon GÜBAK (2009) était principalement possible, si l'évaluation d'impact complète à réaliser avait montré qu'aucune dégradation significative ou persistante n'était à prévoir et qu'un programme de surveillance était mis en œuvre. Toutefois, la base de données n'est pas suffisante pour une évaluation finale.

Même si cet exercice a été relativement court et s'est principalement limité aux données chimiques, des différences dans l'évaluation des données apparaissent clairement lorsque les sédiments sont de qualité faible à moyenne. La variabilité dans la prise de décision sera encore plus prononcée lorsque les données d'écotoxicité seront prises en compte dans le cadre décisionnel. Des travaux supplémentaires à cet égard semblent opportuns et nécessaires.

LITTERATURE DE REFERENCE

1. den Besten, P.J., et al., *Biological effects-based sediment quality in ecological risk assessment for European waters*. Journal of Soils and Sediments, 2003. **3**(3): p. 144.
2. de Deckere, E., et al., *Development of sediment quality guidelines for freshwater ecosystems*. Journal of Soils and Sediments, 2011. **11**(3): p. 504-517.
3. De Pauw, N. and S. Heylen, *Biotic index for sediment quality assessment of watercourses in Flanders, Belgium*. Aquatic Ecology, 2001. **35**(2): p. 121-133.
4. Anonymous, *Arrêté du 9 août 2006 relatif aux niveaux à prendre en compte lors d'une analyse de rejets dans les eaux de surface ou de sédiments marins, estuariens ou extraits de cours d'eau ou canaux relevant respectivement des rubriques 2.2.3.0, 4.1.30 et 3.2.1.0 de la nomenclature annexée au décret n°93-743 du 29 mars 1993*. Journal Officiel de la République Française, 2006(24 septembre 2006).
5. Anonymous, *Arrêté du 30 mai 2008 fixant les prescriptions générales applicables aux opérations d'entretien de cours d'eau ou canaux soumis à autorisation ou à déclaration en application des articles L. 214-1 à L. 214-6 du code de l'environnement et relevant de la rubrique 3.2.1.0 de la nomenclature annexée au tableau de l'article R. 214-1 du code de l'environnement*. Journal Officiel de la République Française, 2008(30 mai 2008).
6. MacDonald, D.D., C.G. Ingersoll, and T.A. Berger, *Development and Evaluation of Consensus-Based Sediment Quality Guidelines for Freshwater Ecosystems*. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 2000. **39**(1): p. 20-31.
7. VNF, *Circulaire technique: dragage et gestion des sédiments. Mise à jour fev. 2017*. 2017. p. 35.
8. Alzieu, C., *Immersion des matériaux de dragage: le contexte*, in *Bioévaluation de la qualité environnementale des sédiments portuaires et des zones d'immersion*, Ifremer, Editor. 2003. p. 13-27.
9. Macfarlane, M.W. and D.D. MacDonald, *Criteria for managing contaminated sediment in British Columbia*. 2002, Ministry of Water, Land and Air Protection.
10. MacDonald, D.A., et al., *The coastal resource coordinator's bioassessment manual*. 2003, National Oceanic and Atmospheric Administration: Seattle, WA. p. 160, + Appendices.
11. MacDonald, D.D. and C.G. Ingersoll, *A guidance manual to support the assessment of contaminated sediments in freshwater ecosystems*. 2002, US Environmental Protection Agency.
12. CCME, *Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life*. 2001, Canadian Council of Ministers of the Environment.
13. Apitz, S.E., M. Crane, and E.A. Power, *Use of Sediment Quality Values (SQVs) in the Assessment of Sediment Quality*. 2005, Environment Agency of England and Wales: Farringdon, UK.
14. MMO, *High Level Review of Current UK Action Level Guidance*. 2015. p. 73.