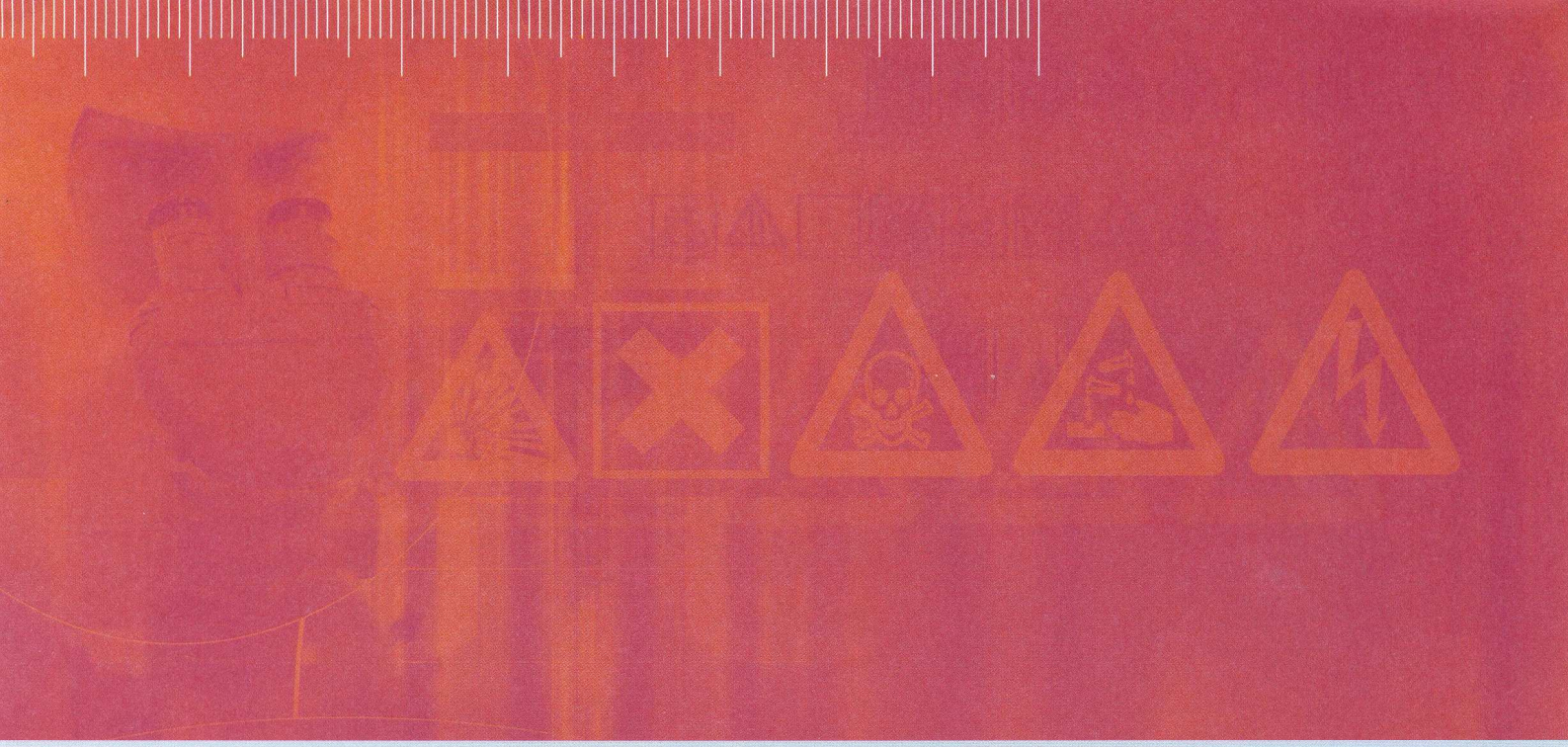


RAPPORT D'ÉTUDE 30/06/2009

N°DRC-08-95306-16457A

Impacts sur les milieux aquatiques des sédiments de dragage gérés à terre :

Problématique, contexte réglementaire, modélisation du transfert de contaminants organiques

Convention ONEMA-INERIS 2008

ACTIONS N°24 (partie 2) et N°25

INERIS

maîtriser le risque
pour un développement durable

Impacts sur les milieux aquatiques des sédiments de dragage gérés à terre :

Problématique, contexte réglementaire, modélisation du transfert de contaminants organiques

Actions n°24 (partie 2) et N°25

Aix-en-Provence, Bouches-du-Rhône

Client : ONEMA

Liste des personnes ayant participé à l'étude : Anne BENARD

PRÉAMBULE

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

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

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

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

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

	Rédaction	**Vérification**	**Approbation**
NOM	Anne BENARD	Benoît HAZEBROUCK	Jacques BUREAU
Qualité	Ingénieur de l'unité "Comportement des contaminants dans les sols et matériaux"	Responsable de l'unité "Comportement des contaminants dans les sols et matériaux"	Responsable du Pôle "Risque et technologies durables"
Visa	Anne BENARD		

TABLE DES MATIÈRES

1. INTRODUCTION 12

2. DESCRIPTION DES SEDIMENTS 13

2.1 Définition 13

2.2 Contaminants 13

3. CADRE REGLEMENTAIRE 14

3.1 Réglementation pour les operations de dragage 14

3.1.1 Vue d'ensemble 14

3.1.2 Dragage des sédiments marins 14

3.1.3 Dragage des sédiments d'origine continentale 17

3.2 Réglementation pour la gestion des sédiments extraits 18

3.2.1 Statut des sédiments extraits 18

3.2.2 Immersion des sédiments marins 19

3.2.3 Remise en suspension des matériaux d'origine continentale 20

3.2.4 Commercialisation des matériaux d'origine marine et continentale 20

3.2.5 Gestion à terre des sédiments non commercialisables 21

4. EXEMPLES DE CONCENTRATIONS EN CONTAMINANTS ORGANIQUES DANS DES SEDIMENTS DE DRAGAGE 22

5. OUTILS ET METHODOLOGIE POUR LA MODELISATION DE CONTAMINANTS ORGANIQUES DANS DES SEDIMENTS 26

5.1 Modèle de chimie des contaminants organiques 27

5.1.1 Sorption des contaminants organiques 27

5.1.1.1 Partition solide-liquide 27

5.1.1.2 Dynamique de désorption 32

5.1.1.3 Dégradation des contaminants organiques 32

5.1.1.4 Décomposition de la matière organique 33

5.2 Modèles de transfert des contaminants organiques 34

5.2.1 Paramètres des modèles de transfert 34

5.2.2 Modèles de dynamique de particule 34

6. CONCLUSION 35

7. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES 37

8. ANNEXES 41

LISTE DES FIGURES

Figure 1: Modèle d'équilibre physique triphasique dans le sol de Jury et al. (1983) 27

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Conditions pour lesquels les travaux de dragage maritime sont soumis au régime de déclaration ou d'autorisation..... 15
Tableau 2 : Seuils de qualité N1 et N2 pour les sédiments marins et estuariens 16
Tableau 3 : Conditions pour lesquels les travaux de dragage de canaux et de cours d'eau sont soumis au régime de déclaration ou d'autorisation..... 17
Tableau 4 : Seuils de qualité S1 pour les sédiments de cours d'eau ou canaux . 18
Tableau 5 : Exemples de concentrations moyennes en HAP, PCB, TBT, DBT et MBT, pour des sédiments fluviatiles et marins en place et pour des sédiments marins gérés à terre, France 24
Tableau 6 : Concentrations moyennes, maximum et minimum d'hydrocarbures totaux, pesticides, toluène et phénols dans des sédiments in-situ du bassin de la Seine prélevés et analysés en 1996, 1999 et 2000..... 25
Tableau 7: Caractéristiques d'une distribution de 20 valeurs de Koc mesurées pour le benzène 29
Tableau 8: Exemples de coefficients de partage Kow, Koc, Kd pour des PCB et le TBT 31
Tableau 9 : Temps de ½ vie des PCB dans les compartiments sol, eau, air..... 33
Tableau 10 : Répartition des opérations continentales de dragage entre 1990 et 2010..... 48
Tableau 11 : Volumes de sédiments des opérations continentales de dragage effectuées de 1990 à 2000 en fonction des types d'ouvrages concernés 49
Tableau 12 : Estimations des volumes annuels de sédiments dragués et gérés . 50
Tableau 13 : Répartition des opérations de dragage et des volumes associés en fonction des maîtres d'œuvre entre 1990 et 2000 et extrapolation pour la période de 2000 à 2010..... 51
Tableau 14 : Principales filières de gestion et caractéristiques associées 53
Tableau 15 : Répartition du devenir des sédiments continentaux dragués entre 1990 et 2000..... 54
Tableau 16 : Répartition du devenir des sédiments de VNF dragués en 2005-2006 55

GLOSSAIRE

ANR	Agence Nationale de la Recherche
COT	Carbone Organique Total
DBT	Dibutylétain
DCE	Directive Cadre Eau
GEODE	Groupe d'Etude et d'Observation sur le Dragage et l'Environnement
HAP	Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques
HCH	Hexachlorocyclohexanes
MBT	Monobutylétain
MEEDDAT	Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du Développement Durable et de l'Aménagement du Territoire
MES	Matières En Suspension
Mm^3	Million de m^3
NQE	Normes de Qualité Environnementales
PCB	Polychlorobiphényle
PCDD	Polychlorodibenzo-p-dioxine
PCDE	Polychlorodiphényle ether
SPD	Substances Prioritaires Dangereuses
TBT	Tributylétain
EPA	Environmental Protection Agency (USA)

RESUME

L'accumulation de sédiments dans les ports, les chenaux d'accès, les canaux, les rivières et les fleuves empêche la circulation des bateaux et, lorsqu'ils sont pollués, impacte la qualité chimique des milieux aquatiques. Des opérations de dragage sont réalisées pour rétablir le bon usage ou la bonne qualité des eaux.

Hormis les cas où ils sont remis en suspension, utilisés sur place en confortement de berges, ou commercialisés comme des matériaux de carrière, les sédiments de dragage sont considérés comme des déchets. Or, les pratiques de clapage en mer et de remise en suspension dans les eaux superficielles sont désormais restreintes, au titre de la réglementation sur l'eau.

Les volumes actuellement gérés à terre sont de l'ordre de 7 millions de m^3/an, soit nettement plus que par exemple les volumes de Mâchefers d'Incinération d'Ordures Ménagères (MIOM) ou de laitiers d'aciéries (2 millions de m^3/an chacun).

Les principales filières de gestion à terre des sédiments classés comme non dangereux sont la mise en dépôt, le régalage ou l'épandage, le remblaiement de carrière ou les travaux d'aménagement.

Il appartient au maître d'ouvrage de justifier que l'impact environnemental des sédiments gérés à terre est acceptable. Mais le mode de détermination de la dangerosité des sédiments et de l'acceptabilité de l'impact environnemental de leur gestion à terre n'est pas précisé à ce jour par un texte réglementaire ou un guide "officiel". Pour la valorisation de déchets en techniques routières, un guide méthodologique est en cours de réalisation par le MEEDDAT, qui pourra être décliné dans un "guide fils" dédié spécifiquement aux sédiments.

Faute de solutions de gestion sécurisées sur le plan environnemental et juridique, de nombreuses zones restent non draguées.

Le Grenelle de l'Environnement et la loi associée ont souligné la nécessité d'une amélioration de la gestion des sédiments.

La norme NF EN 12920 « *Caractérisation des déchets – Méthodologie pour la détermination du comportement à la lixiviation d'un déchet dans des conditions spécifiques* » propose une méthodologie pour démontrer l'impact environnemental acceptable des sédiments en scénario de valorisation. Elle préconise entre autres la caractérisation des matériaux avant et après traitement (ou pré-traitement), la mise en place et le suivi du scénario de valorisation, la modélisation du transfert de contaminants vers le milieu environnant et la validation des modèles.

A notre connaissance, aucun modèle ne traite de façon spécifique du transfert de polluants organiques lorsque les sédiments dragués sont en scénario de

valorisation. Les modèles reportés dans la littérature et dans les guides de gestion des sols pollués concernent les polluants organiques (PCB, HAP, TBT) présents dans les compartiments sédiments en place, sols, air ou eau. Les différentes lois utilisées dans ces modèles peuvent néanmoins être utilisées dans le cadre de sédiments de dragage gérés à terre.

Ces modèles utilisent généralement les coefficients de partage à l'équilibre des contaminants organiques (K_d, K_{ow} et K_{oc}) pour décrire leur sorption et prendre en considération notamment leur caractère hydrophobe et leur affinité pour la matière organique. Ce type de modélisation peut rendre compte de tendances, mais s'avère extrêmement simplifié et approximatif, face notamment à la variabilité des coefficients de partage sol/eau ou matière organique/eau effectifs, à la non linéarité de l'équilibre de partage et à la dynamique de la partition sol/eau.

Les phénomènes de dégradation biochimique et les processus de transport au sein des compartiments (air, sol, eau) et entre eux sont en général pris en considération. Certaines études utilisent des coefficients de diffusion de bioturbation corrigés en fonction de la profondeur pour modéliser le transfert de polluants organiques dans les sols. Des modèles hydrodynamiques couplés à la chimie considèrent le transport des contaminants via la phase particulaire en utilisant un modèle de dynamique de particule, et incluent les phénomènes de sédimentation et de remise en suspension.

Dans l'application de ces modèles, il convient de considérer le plus possible la matrice dans sa totalité afin de mettre en évidence des mécanismes tels que l'oxydo-réduction, la compétition entre les contaminants, le transport préférentiel à travers les macropores des sédiments, le transport en lien avec les colloïdes organiques ou le carbone organique dissous, ainsi que le transport des petites particules.

ABSTRACT

The accumulation of sediments in harbors, open channels, channels and rivers hinders the navigation and, when the sediments are polluted, impacts the quality of the water environment. Dredging is therefore performed to restore the good use and the water quality.

Except when they are stirred up, graded, sell as quarry materials, dredged sediments are considered by regulation as waste. Immersion or stirring up are now restricted according to water regulation.

The volume of sediments for land management is in the order of 7 Mm^3 per year, compared to municipal waste bottom ash or steel slag (2 Mm^3 per year each).

The mean land management scenarios for non dangerous dredged sediments are: landfill, stirring up or spreading, quarry filling or civil engineering use.

In order to reuse dredged sediments, it is necessary to prove that their environmental impact is acceptable. But up to now, dangerous definition for dredged sediments is not clearly defined by regulation or "official" guide, as well as environmental impact acceptable edge. For waste reuse in road engineering, a methodological guide is in process by the French Ministry of Environment. From this guide a "son" guide could be created specifically for the management of dredged sediments.

Today, because no secured solution is available according to environmental and juridical point of view, many harbours and rivers are not dredged and therefore, economic and environmental aspects are highly disturbed.

The French and European standard NF EN 12920 on "Waste Characterization – Methodology to determine leaching behaviour of waste in specific conditions" proposes a methodology to ensure the acceptable environmental impact of waste in reuse scenarios. The standard suggests materials characterisation before and after treatment, to create and to monitor a reuse scenario, to model the contaminants transfer in environment and to validate this model.

To our knowledge, no model is referenced in literature on the transfer of organic pollutants present in dredged sediments in reuse scenario. The models published in literature and polluted sites and polluted soils guide consider organic pollutants in *in-situ* sediments, soils, air and water. Nevertheless, the different laws used for these models can be applied to describe dredged sediments behaviour when there are in reuse scenario.

The models generally use partition coefficient at equilibrium (K_d, K_{ow} et K_{oc}) to describe sorption, hydrophobicity and affinity for organic matter. These kinds of

models give trends, but are extremely simplified, in regard to the variability of partition coefficients for soil/water or organic matter/water, to the non linearity of partition equilibrium and to sol/water dynamic partition.

Bio-chemical degradation and transport processes through compartments (air, soil, water) and between each compartments are generally considered. To model organic pollutants transfer in soils, some studies use partition coefficients for bio-turbation, with depth corrections. Hydrodynamic and chemistry coupled models consider contaminants transfer via particles phase using a dynamic particle model and including sedimentation and stir up.

To apply these models, it is necessary to consider as main as possible, the whole matrix to figure out mechanisms such as oxido-reduction, competition between pollutants, preferred transport through sediments macropores, transport due to organic colloids or dissolved carbon, as well as transport of small particles.

1. INTRODUCTION

L'accumulation de sédiments dans les ports, les chenaux d'accès, les canaux, les rivières et les fleuves empêche la circulation des bateaux et, lorsqu'ils sont pollués, impacte la qualité chimique des milieux aquatiques. Des opérations de dragage sont réalisées pour rétablir le bon usage ou la bonne qualité des eaux.

En France, les quantités annuelles de sédiments dragués pour l'entretien des cours d'eau, fleuves et canaux sont de l'ordre de 5 millions de m^3 et de l'ordre de 50 millions de m^3 pour les ports maritimes (cf. Annexe 3, Tableau 12). La création de structures nouvelles génère également des quantités de sédiments de dragage non incluses dans ces chiffres.

Les techniques de remise en suspension et/ou d'immersion sont les plus couramment utilisées, mais elles sont désormais restreintes, au titre de la réglementation sur l'eau.

Les quantités gérées à terre (dépôts, régalage, valorisation en techniques routières, aménagement et comblement de carrière…) sont estimées à environ 2 Mm^3/an pour les sédiments d'eau douce et de l'ordre de 5 Mm^3/an pour les sédiments marins (cf. Annexe 3, Tableau 12).

Face à de tels volumes, l'enjeu est de permettre une gestion à terre sécurisée sur le plan environnemental et juridique. Le Grenelle de l'Environnement et la loi associée ont souligné la nécessité d'une amélioration de la gestion des sédiments.

Différentes actions, auxquelles participe l'INERIS, ont été menées ou sont en cours de réalisation ou de montage pour encadrer les pratiques de gestion à terre des sédiments : SEDIMARD 83, SEDIMATERIAUX MEDOC, Programme INTERREG IV GEDSET, projets ANR SEDIGEST, PROPSED, …

L'Office National des Eaux et des Milieux Aquatiques (ONEMA) est concerné à double titre par cette question :

- la possibilité de gérer à terre des sédiments est une condition pour ôter des cours d'eaux des sédiments pollués qui en affectent la qualité ;
- la gestion à terre se doit de ne pas impacter la bonne qualité des milieux aquatiques (eaux souterraines et eaux de surface).

A la demande de l'ONEMA, le présent rapport fait un point sur la problématique des sédiments de dragage, en y incluant le contexte réglementaire, ainsi que sur les composantes des modèles de transfert de contaminants organiques.

2. DESCRIPTION DES SEDIMENTS

2.1 DEFINITION

L'appellation «sédiments de curage ou de dragage » correspond aux boues formées par sédimentation dans les cours d'eau, les plans d'eau, les canaux, les barrages et les ports fluviaux ou maritimes. L'opération de curage/dragage de ces ouvrages est le plus souvent nécessaire afin de rétablir un tirant d'eau pour la navigation ou pour prévenir les risques d'inondation.

De par cette définition, les «sédiments de curage ou de dragage » sont des sables et des limons et argiles[1]. Les sédiments marins sont essentiellement sableux en entrée de port[2], davantage limoneux et argileux en fond de darse. Les sédiments de canaux, au contraire, sont généralement plus fins.

2.2 CONTAMINANTS

Les familles de polluants typiques considérées dans les sédiments sont :

- les métaux (cadmium, chrome, cuivre, mercure, nickel, plomb, zinc) et l'arsenic ;
- les dibutyl et tributyl étain (DBT, TBT) présents dans les peintures des bateaux pour les ports;
- les PCB et HAP ;
- les hydrocarbures.

Des polluants émergeants pourront s'ajouter à ces listes, notamment des polluants persistants et présentant une forte affinité pour la matière en suspension, tels que les tensio-actifs perfluorés dans les sédiments d'eau douce.

La situation des données sur la pollution des sédiments ainsi que des exemples de concentration en polluants organiques référencés dans la littérature, sont discutés au chapitre 4 p 22.

Des ordres de grandeur des teneurs rencontrées dans les sédiments en place sont également donnés par les seuils N1, N2 et S1 utilisés pour déterminer la procédure applicable à l'opération de dragage, et la possibilité de remise en suspension ou de clapage en mer (chapitre 3.1, Tableau 2 p 16 et Tableau 4 p 18).

---

[1] Hors déchets ajoutés par l'homme : carcasses de voitures, pneus, bouteilles, etc., qui peuvent poser de véritables problèmes pour le traitement et donc la gestion des sédiments. Et par opposition aux graves et cailloux extraits des lits de rivières comme matériaux, dans le cadre du Code Minier. Ainsi, la Circulaire du 4 juillet 2008 (MFE, 2008) ne discute explicitement de « sédiments » qu'après avoir traité le cas des « matériaux excédentaires commercialisables ».

[2] Ce qui en fait de bons candidats pour une utilisation en géotechnique (extension de ports, sous-couche routière,…).

3. CADRE REGLEMENTAIRE

3.1 REGLEMENTATION POUR LES OPERATIONS DE DRAGAGE

3.1.1 VUE D'ENSEMBLE

Les opérations de dragage sont soumises aux procédures d'autorisation ou de déclaration au titre de la police de l'eau (articles L.214-1 à L.214-6[3] du Code de l'Environnement) : « *les installations, ouvrages, travaux visés par l'article L.214-1…sont soumis à autorisation ou déclaration suivant les dangers qu'ils présentent et la gravité de leurs effets sur la ressource en eau et les écosystèmes aquatiques* » (article L.214-2*)*. Nous rapportons les modalités de cette classification dans les deux chapitres suivants.

« *Au titre de la police de l'eau, l'opération de curage ou dragage est alors traitée dans le cadre de l'arrêté d'autorisation ou de l'arrêté de prescriptions générales s'il s'agit d'une déclaration, ou des arrêtés complémentaires à l'autorisation ou la déclaration* ».

« *Il appartient alors au maître d'ouvrage de proposer une gestion des sédiments adaptée, tenant compte de leur niveau de contamination, de nature à assurer la protection de la santé et de l'environnement. Le dossier à constituer dans ce cas, en application de la procédure « loi sur l'eau », doit porter sur l'ensemble des opérations* » (MFE, 2008) : dragage, phase de décantation éventuelle, gestion à terre[4] ou remise en suspension, surveillance ultérieure pour les sédiments le justifiant (rejets dans les eaux de surface, impact sur les eaux souterraines),… ».

3.1.2 DRAGAGE DES SEDIMENTS MARINS

Les conditions selon lesquelles le dragage est soumis à autorisation (A) ou déclaration (D) sont précisées dans l'article R.214-1[5], rubrique 4.1.3.0[6], du Code de l'Environnement. Elles sont résumées dans le Tableau 1. Elles s'appuient sur :

---

[3] Code de l'Environnement, Partie Législative, Livre II : Milieux Physiques, Titre 1ier : Eaux et Milieux Aquatiques, Chapitre IV : Activités, Installations et Usage, Section 1 : Régime d'Autorisation et de Déclaration. Correspondant à l'art. 10 de l'ancienne Loi sur l'eau de 1992.

[4] « *Sous réserve que ne soient pas mises en œuvre au cours de cette gestion, des activités de traitement de matériaux minéraux* [relevant] *des installations classées pour la protection de l'environnement* [par exemple station de transit de déchets], *cette phase de gestion à terre sera traitée dans le cadre des procédures de la loi sur l'eau* » (MFE, 2008).

[5] Code de l'Environnement, Partie Réglementaire, Livre II : Milieux physiques, Titre 1ier : Eaux et Milieux Aquatiques, Chapitre IV : Activités, Installations et Usage, Section 1 : Régime d'Autorisation et de Déclaration, Sous-section 1 : Champ d'application (Nomenclature des opérations soumises à autorisation ou à déclaration en application des articles L. 214-1 à L. 214-3 du code de l'environnement).

[6] Impact sur le Milieu Marin. Dragage et / ou rejet y afférent en milieu marin […].

- la composition chimique des rejets et sédiments ;
- les quantités à prélever ;
- la localisation des sédiments à draguer ;
- l'objet du dragage.

La composition chimique se réfère aux seuils N1 et N2 de concentration en contaminants, définis par l'arrêté du 9 août 2006[7].

Si le dragage est réalisé dans le cadre de « *travaux d'aménagement portuaires ou autres ouvrages en contact avec le milieu marin et ayant une incidence directe sur ce milieu* » d'un montant supérieur ou égal à 1 900 000 euros, une autorisation est nécessaire (article R.214-1, rubrique 4.1.2.0[8]).

Tableau 1 : Conditions pour lesquels les travaux de dragage maritime sont soumis au régime de déclaration ou d'autorisation

<table>
<tr><th rowspan="2">Lieu</th><th rowspan="2">Volume
(m^3)</th><th colspan="3">Seuils de qualité</th></tr>
<tr><th>≤ N1</th><th>> N1 [A], < N2</th><th>≥ N2 [A]</th></tr>
<tr><td>Indifférent</td><td>≥ 500 000</td><td colspan="3">A</td></tr>
<tr><td rowspan="4">Atlantique – Manche-Mer du Nord Et
Rejet ≥ 1 km de conchyliculture ou cultures marines</td><td>≥ 50 000</td><td rowspan="3">D</td><td>A</td><td rowspan="7">A</td></tr>
<tr><td>< 50 000</td><td rowspan="3">D</td></tr>
<tr><td>≥ 5 000</td></tr>
<tr><td>< 5 000</td><td>n</td></tr>
<tr><td rowspan="4">Autres façades OU
Rejet < 1 km de conchyliculture cultures marines</td><td>≥ 5 000</td><td rowspan="3">D</td><td>A</td></tr>
<tr><td>< 5 000</td><td rowspan="3">D</td></tr>
<tr><td>≥ 500</td></tr>
<tr><td>< 500</td><td>n</td></tr>
</table>

D : déclaration ; A : autorisation ; n : non classé.
[A] : seuil franchi pour au moins un des éléments.
Source : R.214-1 rubrique 4.1.3.0, du Code de l'Environnement.

[7] 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, 4.1.3.0 et 3.2.1.0 de la nomenclature annexée au décret N°93-743 du 29 mars 1993.

[8] Impact sur le Milieu Marin. Travaux d'aménagement portuaires et autres ouvrages réalisés en contact avec le milieu marin et ayant une incidence directe sur ce milieu […].

Tableau 2 : Seuils de qualité N1 et N2 pour les sédiments marins et estuariens

Composés	**Niveau N1 (mg/kg*)**	**Niveau N2 (mg/kg*)**
Arsenic	25	50
Cadmium	1,2	2,4
Chrome	90	180
Cuivre	45	90
Mercure	0,4	0,8
Nickel	37	74
Plomb	100	200
Zinc	276	552
PCB totaux	0,5	1
PCB congénère 28	0,025	0,05
PCB congénère 52	0,025	0,05
PCB congénère 101	0,05	0,1
PCB congénère 118	0,025	0,05
PCB congénère 138	0,05	0,10
PCB congénère 153	0,05	0,10
PCB congénère 180	0,025	0,05
TBT (proposé par GEODE)	*0,1*	*0,4*
HAP (proposition à l'étude par GEODE)	-	-

* mg/kg de sédiment sec analysé sur la fraction <2mm.
Source : Arrêté du 9 août 2006.

Ces seuils ont initialement été proposés par le groupe GEODE[9], sur la base de calculs statistiques à partir de la composition chimique d'échantillons de sédiments portuaires provenant de toutes les régions françaises. Des seuils N1 et N2 ont été proposés pour le tributylétain (TBT) et les propositions pour les HAP sont en cours d'étude.

[9] Le Groupe d'Études et d'Observation sur le Dragage et l'Environnement (GEODE) a été mis en place en 1990. « *Il est chargé d'assurer un conseil technique sur l'étude de la stratégie des dragages maritimes et des immersions, sur l'évaluation des impacts des dragages et sur l'examen critique des procédures proposées par les commissions* ». GEODE poursuit à ce jour ses travaux notamment sur les propositions de seuils de concentrations (HAP).

3.1.3 DRAGAGE DES SEDIMENTS D'ORIGINE CONTINENTALE

Les opérations de dragage des sédiments « continentaux » doivent aussi se référer aux articles L.214-1 à L.214-6 du Code de l'Environnement.

Les rubriques 3.1.1.0[10], 3.1.2.0[11], 3.1.4.0[12], 3.1.5.0[13] et 3.2.1.0[14] de l'article R.214-1 du Code de l'Environnement énumèrent les conditions pour lesquelles une procédure d'autorisation ou de déclaration est nécessaire.

Pour l'entretien de cours d'eau ou de canaux, les procédures sont résumées dans le Tableau 3. Les valeurs des seuils S1 de concentrations en contaminants sont précisées dans l'arrêté du 9 août 2006 (Tableau 4).

Tableau 3 : Conditions pour lesquels les travaux de dragage de canaux et de cours d'eau sont soumis au régime de déclaration ou d'autorisation

Volume de sédiments m^3 /an	Seuils de qualité	Procédure
> 2000	indifférent	A
≤ 2000	≥ S1	A
≤ 2000	< S1	D

A : autorisation, D : déclaration
Source : Article R.214-1 du Code de l'Environnement (rubrique 3.2.1.0).

[10] Impact sur le Milieux Aquatique ou la sécurité publique. Installations, ouvrages, remblais et épis, dans le lit mineur d'un cours d'eau, […].

[11] Impact sur le Milieux Aquatique ou la sécurité publique. Installations, ouvrages, travaux ou activités conduisant à modifier le profil en long ou le profil en travers du lit mineur d'un cours d'eau, à l'exclusion de ceux visés à la rubrique 3. 1. 4. 0, ou conduisant à la dérivation d'un cours d'eau […].

[12] Impact sur le Milieux Aquatique ou la sécurité publique. Consolidation ou protection des berges, à l'exclusion des canaux artificiels, par des techniques autres que végétales vivantes […].

[13] Impact sur le Milieux Aquatique ou la sécurité publique. Installations, ouvrages, travaux ou activités, dans le lit mineur d'un cours d'eau, étant de nature à détruire les frayères, les zones de croissance ou les zones d'alimentation de la faune piscicole, des crustacés et des batraciens , ou dans le lit majeur d'un cours d'eau, étant de nature à détruire les frayères de brochet […].

[14] Impact sur le Milieux Aquatique ou la sécurité publique. Entretien de cours d'eau ou de canaux, à l'exclusion de l'entretien visé à l'article L. 215-14 réalisé par le propriétaire riverain, du maintien et du rétablissement des caractéristiques des chenaux de navigation, des dragages visés à la rubrique 4. 1. 3. 0 et de l'entretien des ouvrages visés à la rubrique 2. 1. 5. 0, le volume des sédiments extraits étant au cours d'une année […].

Tableau 4 : Seuils de qualité S1 pour les sédiments de cours d'eau ou canaux

Eléments	Seuil S1 (mg/kg)
Arsenic	30
Cadmium	2
Chrome	150
Cuivre	100
Mercure	1
Nickel	50
Plomb	100
Zinc	300
PCB totaux	0,68
HAP totaux	22,80

* mg/kg de sédiment sec analysé sur la fraction <2mm.
Source : Arrêté du 9 août 2006.

3.2 REGLEMENTATION POUR LA GESTION DES SEDIMENTS EXTRAITS

3.2.1 STATUT DES SEDIMENTS EXTRAITS

Selon la Note juridique du 18 septembre 2002[15] *sur la gestion des sédiments extraits des cours d'eau et canaux* du Ministère en charge de l'environnement (cf. Annexe 4) :

- « *La notion de déchet est définie à l'article L 541-1 du code de l'environnement* [Loi de 1975 sur les déchets]. *Cette définition indique notamment qu'est un déchet tout bien meuble que son détenteur destine à l'abandon* ».
- « *Les sédiments sont des « sous-produits » d'une activité (le dragage) qui vise à rétablir un libre écoulement et non pas à exploiter un matériau particulier en vue de son utilisation. Ils ne sont pas la finalité même de l'opération de dragage et sont généralement destinés à l'abandon. Pour ces raisons, les sédiments extraits des cours d'eau sont, dans de nombreux cas, considérés comme des déchets* ».

La Note juridique précise deux cas où les sédiments extraits ne sont pas à considérer comme des déchets : l'extraction de matériaux de carrière et la remise en suspension.

[15] Note juridique sur la gestion des sédiments extraits des cours d'eau et canaux, Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, 18 septembre 2002.

La circulaire du 4 juillet 2008 (MFE, 2008) étend le premier cas à celui des « *matériaux excédentaires aisément commercialisables* » générés par les dragages (§ 3.2.4 p 20 ; en l'occurrence, la circulaire n'utilise pas le terme de "sédiments").

Enfin, on peut ajouter un autre cas, où les sédiments extraits sont réutilisés comme matériaux sans être sortis du lit du cours d'eau : l'utilisation pour le confortement des berges.

La Directive Cadre sur les Déchets N°2008/98/CE du 19 novembre 2008 ne modifie pas cette situation, en précisant toutefois la restriction de ces modes de gestion aux sédiments non dangereux : « *sans préjudice des obligations prévues par d'autres dispositions communautaires pertinentes, les sédiments déplacés au sein des eaux de surface aux fins de gestion des eaux et des voies d'eau, de prévention des inondations, d'atténuation de leurs effets ou de ceux des sécheresses ou de mise en valeur des terres sont exclus du champ d'application de la présente directive, s'il est prouvé que ces sédiments ne sont pas dangereux* »[16].

3.2.2 IMMERSION DES SEDIMENTS MARINS

L'article L.218-44 du Code de l'Environnement autorise l'immersion des déblais de dragage marins. Depuis 2005, l'immersion des sédiments dragués est soumise aux mêmes procédures d'autorisation ou de déclaration que les opérations de dragage, conformément à la rubrique 4.1.3.0[17] de l'article R.214-1 du même Code.

L'arrêté interministériel du 14 juin 2000[18], complété par l'arrêté du 9 août 2006, indique les seuils N1 et N2 à prendre en compte lors de l'analyse des échantillons de sédiments (Tableau 2). La circulaire d'application N°2000-62 du 14 juin 2006[19] précise l'interprétation des résultats :

-« (…) *au-dessous du niveau N1, l'impact potentiel est en principe jugé d'emblée neutre ou négligeable, les teneurs étant « normales » ou comparables au bruit de fond environnemental. Toutefois, dans certains cas exceptionnels, un approfondissement de certaines données peut s'avérer utile* » ;

- « *Entre le niveau N1 et le niveau N2, une investigation complémentaire peut s'avérer nécessaire en fonction du projet considéré et du degré de dépassement du niveau N1…*» ;

---

[16] Pour la « *mise en valeur des terres* », c'est un autre texte qui s'applique, la Directive 86/278/CEE du 12 juin 1986 relative à la protection de l'environnement et notamment des sols, lors de l'utilisation des boues d'épuration en agriculture, ce qui ne signifie pas que les sédiments utilisés ne sont pas des déchets. Cf. § p 20 pour la notion de dangerosité des sédiments.

[17] Impact sur le marin marin. Dragage et / ou rejet y afférent en milieu marin […].

[18] Arrêté du 14 juin 2000 relatif aux niveaux de référence à prendre en compte lors d'une analyse de sédiments marins ou estuariens présents en milieu naturel ou portuaire

[19] Circulaire N°2000-62 du 14 juin 2000 relative aux conditions d'utilisation du référentiel de qualité des sédiments marins ou estuariens présents en milieu naturel ou portuaire défini par l'arrêté interministériel.

« *Au-delà du niveau N2, une investigation complémentaire est généralement nécessaire car des indices notables laissent présager un impact potentiel négatif de l'opération. Il faut alors mener une étude spécifique portant sur la sensibilité du milieu aux substances concernées, avec au moins un test d'écotoxicité globale du sédiment, une évaluation de l'impact prévisible sur le milieu et, le cas échéant, affiner le maillage des prélèvements sur la zone concernée (afin, par exemple, de délimiter le secteur plus particulièrement concerné)* ».

La filière immersion représente en France près de 90% des matériaux dragués chaque année (2005-2006, données CETMEF).

3.2.3 REMISE EN SUSPENSION DES MATERIAUX D'ORIGINE CONTINENTALE

L'article 5 de l'arrêté du 30 mai 2008[20] précise que «*l'étude d'incidence* [du dossier "Loi sur l'eau"] *doit étudier et conclure sur la faisabilité de la remise en suspension dans le cours d'eau des matériaux mobilisés, notamment au regard de la contamination des sédiments, des effets sur les habitats aquatiques à l'aval et des conditions technico-économique). Les données physico-chimiques devant être acquises in situ sont relatives à* » la qualité de l'eau, la fraction fine, la phase solide et interstitielle. Les seuils de l'arrêté du 9 août 2006 sont utilisés comme références (Tableau 2 et Tableau 4). « *Les données biologiques à acquérir in situ concernent la faune et la flore aquatique* ».

3.2.4 COMMERCIALISATION DES MATERIAUX D'ORIGINE MARINE ET CONTINENTALE

Les conditions de commercialisation et les procédures applicables pour les « *matériaux excédentaires aisément commercialisables* » sont présentées dans la circulaire du 4 juillet 2008[21].

« *Dans certains cas, les dragages produisent des matériaux aisément commercialisables et, généralement, de par leur nature, peu susceptibles d'être contaminés tels que les sables, graviers, galets, et autres produits minéraux solides. Sous réserve que ces matériaux ne soient effectivement pas contaminés et qu'ils se limitent aux matériaux excédentaires provenant d'extractions strictement limitées aux besoins des travaux maritimes ou fluviaux (y compris les travaux neufs) ou aux opérations d'entretien, ils peuvent être commercialisés, sans que soit nécessaire un titre minier (à l'aval de la limite transversale de la mer) ou une autorisation de carrière (à l'amont de la limite transversale de la mer pour les cours d'eau)* »

---

[20] 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.

[21] Circulaire du 4 juillet 2008, Procédures relatives à la gestion des sédiments lors de travaux ou d'opérations impliquant des dragages ou curages maritimes et fluviaux.

Pour les matériaux marins, l'article 7 de la loi N°76-646 du 16 juillet 1976[22] et l'article 2 du décret N°2006-798 du 6 juillet 2006[23] autorisent la commercialisation des produits excédentaires résultant des extractions répondant aux définitions des articles cités. Cependant, « *il y a lieu de justifier que les matériaux excédentaires, s'ils sont commercialisés, proviennent d'extractions strictement limitées aux besoins des travaux maritimes* ». « Ces opérations sont soumises à autorisation ou déclaration en application des articles L.214-1 à L.214-6 du Code de l'Environnement.

L'acheminement de ces matériaux vers une station de transit ou de traitement nécessite une autorisation ou une déclaration au titre des rubriques 2515[24] et 2517[25] de la nomenclature des installations classées pour la protection de l'environnement reportées dans l'annexe 2[26] de l'article R-511-9 du Code de l'Environnement.

3.2.5 GESTION A TERRE DES SEDIMENTS NON COMMERCIALISABLES

Les sédiments extraits caractérisés comme dangereux doivent être éliminés dans des installations dédiées aux déchets dangereux. Les sédiments non caractérisés comme dangereux peuvent faire l'objet d'un autre mode de gestion à terre « *dans des conditions respectueuses de la santé et de l'environnement* ».

La notion de sédiments dangereux ou non dangereux renvoie aux rubriques de l'annexe II du décret N°2002-540 du 18 avril 2002[27] :

- 17 05 05* boues de dragage contenant des substances dangereuses, ou
- 17 05 06 boues de dragage autres que celles visées à la rubrique 17 05 05*.

Cependant, le point de partage entre les sédiments dangereux et non dangereux n'est pas complètement arrêté. En particulier, le critère de classification H14 concernant l'écotoxicité n'est pas défini pour les sédiments. Un groupe de travail a été mis en place par le MEEDDAT pour déterminer les critères de dangerosité et proposer une démarche méthodologique. Le groupe de travail

---

[22] Loi N°76-646 du 16 juillet 1976 relative à la prospection, à la recherche et à l'exploitation des substances minérales non visées à l'art.2 du Code Minier et contenues dans les fonds marins du domaine public métropolitain.

[23] Décret N°2006-798 du 6 juillet 2006 relatif à la prospection, à la recherche et à l'exploitation de substances minérales ou fossiles contenues dans les fonds marins du domaine public et du plateau continental métropolitain.

[24] Broyage, concassage, criblage, ensachage, pulvérisation, nettoyage, tamisage, mélange de pierres, cailloux, minerais et autres produits minéraux naturels ou artificiels […].

[25] Station de transit de produits minéraux autres que ceux visés par d'autres rubriques, la capacité de stockage étant […].

[26] Nomenclature des installations classées pour la protection de l'environnement et taxe générale sur les activités polluantes.

[27] Décret N°2002-540 du 18 avril 2002 relatif à la classification des déchets.

devra notamment statuer sur la pertinence des autres critères de dangerosité (H1 à H13) de l'annexe I du décret N°2002-540 du 18 avril 2002 (voir annexe 1 du présent rapport), sur le choix des contaminants à considérer, et proposer un protocole d'étude pour le critère H14.

Selon la circulaire du 4 juillet 2008, la gestion à terre « *des sédiments de dragage non caractérisés comme dangereux et ne pouvant pas être remis en suspension ou immergés …, sera traitée dans le cadre des procédures de la loi sur l'eau* » (sous réserve d'activité de traitement visés à la nomenclature des installations classées). « *Les sédiments de dragage non dangereux peuvent en fonction de leur composition…* » faire l'objet de :

- « *régalage sur terrains riverains ou épandage sur parcelles agricoles ou la mise en terrain de dépôt ;*
- *remblaiement de carrière lorsque les sédiments sont considérés comme inertes ou la valorisation pour la réalisation de travaux d'aménagement …sous réserve de démontrer que l'impact environnemental des sédiments valorisés est acceptable au regard de l'usage envisagé* ».

Il appartient alors au maître d'ouvrage de justifier que l'impact environnemental des sédiments gérés à terre est acceptable. Mais le mode de justification n'est pas précisé à ce jour par un texte réglementaire ou un guide "officiel". Pour la valorisation de déchets en techniques routières, un guide méthodologique est en cours de réalisation par le MEEDDAT, qui pourra être décliné dans un "guide fils" dédié spécifiquement aux sédiments.

D'un point de vue normatif (et non réglementaire), la norme NF EN 12920 « *Caractérisation des déchets – Méthodologie pour la détermination du comportement à la lixiviation d'un déchet dans des conditions spécifiques* » propose une méthodologie pour démontrer l'impact environnemental acceptable des sédiments en scénario de valorisation. Le guide projet sur la valorisation de déchets en techniques routières se réfère à cette norme[28].
La norme NF EN 12920 préconise entre autres la caractérisation des matériaux avant et après traitement (ou pré-traitement), la mise en place et le suivi du scénario de valorisation, la modélisation du transfert de contaminants vers le milieu environnant et la validation des modèles.

L'étude bibliographique sur les modèles de transfert des contaminants organiques dans les sédiments en scénario de valorisation est ainsi une étape préalable à l'utilisation de la méthodologie de la norme NF EN 12920.

4. EXEMPLES DE CONCENTRATIONS EN CONTAMINANTS ORGANIQUES DANS DES SEDIMENTS DE DRAGAGE

[28] Sans l'appliquer totalement : il suit en premier lieu les méthodes utilisées pour la détermination des seuils de mise en décharge.

Différentes bases de données sur la qualité des sédiments français en place, dragués et/ou dragués et traités existent dans le cadre de suivis des sédiments effectués par des organismes tels que VNF, le REPOM, l'INERIS, le Conseil Général du Var dans le cadre du projet SEDIMARD 83, …Ces données ne sont pas publiées et feront, en 2009, l'objet d'une étude de variabilité par l'INERIS dans le cadre de ses travaux pour l'ONEMA (action N°23).

Hormis « ces données grises » non publiées, les informations sur la qualité des sédiments français sont peu nombreuses[29], en particulier pour les contaminants organiques. Les composés quantifiés se résument en général aux PCB, HAP et organo-étains.

A titre indicatif, des concentrations en PCB, HAP et TBT dans des sédiments fluviatiles et marins en place et des sédiments marins stockés à terre (cas de Cherbourg seul) sont présentés dans le Tableau 5.

[29] Sur la base toutefois d'une revue bibliographique non exhaustive. L'étude de variabilité menée par l'INERIS en 2009 pour l'ONEMA intègre les "donnés grises".

Tableau 5 : Exemples de concentrations moyennes en HAP, PCB, TBT, DBT et MBT, pour des sédiments fluviatiles et marins en place et pour des sédiments marins gérés à terre, France

Localisation	Concentrations moyennes (mg/kg)					**Références**
	HAP[30]	**PCB totaux**[31]	**TBT**	**DBT**	**MBT**	
Sédiments fluviatiles						
Grand Canal du Havre (2001)	8,20	10,40	-	-	-	Coquery, 2002
Bassin de la Seine (1996)	6,60	11,80	-	-	-	Carpentier *et al.*, 2002
Bassin de la Seine (1999)	42,6	n.d.	-	-	-	
Bassin de la Seine (2000)	13.7	0,067	-	-	-	
Canal N°1 Nord France	10,09	<0,005	-	-	-	
Canal N°2 Nord France	19,11	1,36	-	-	-	
Canal N°3 Nord France	17,04	0,09	-	-	-	
Canal N°4 Nord France	37,64	0,24	-	-	-	
Canal N°5 Nord France	32,54	0,22	-	-	-	
Sédiments portuaires et estuariens						
Avant Port Ouest Dunkerque	0,81	< 0,01	0,03	0,01	0,01	Dubois *et al.*, 2009
Avant Port de Cherbourg (sédiments immergés)	3,11	0,06	0,13	0,05	0,02	DDE Manche, 2003
Avant Port de Cherbourg (sédiments gérés à terre)	18,54	0,18	0,77	0,38	0,14	
Bassin d'Arcachon (0-51 cm de profondeur)			0,016 à 0,161	0,005 à 0,141	0,006 à 0,156	Quevauviller *et al.*, 1994

Des investigations de pollutions locales modérées à fortes sont reportées dans la littérature et synthétisées ci-après.

Les concentrations en hydrocarbures totaux, pesticides, toluène et phénols ont été analysées dans les sédiments en place du bassin de la Seine en 1996, 1999 et 2000 (Carpentier *et al.*, 2002). Les résultats sont reportés dans le Tableau 6.

[30] Somme des 16 HAP de l'US EPA.

[31] Somme des 7 PCB.

Tableau 6 : Concentrations moyennes, maximum et minimum d'hydrocarbures totaux, pesticides, toluène et phénols dans des sédiments in-situ du bassin de la Seine prélevés et analysés en 1996, 1999 et 2000

	Concentration moyenne ($mg.kg^{-1}$)	Concentration maximum ($mg.kg^{-1}$)	Concentration minimum ($mg.kg^{-1}$)
Hydrocarbures totaux	302	1252	3
Pesticides[a]	0,91	0,91	0,91
Toluène	0,8	2,6	0,2
Phénols	3	5	1,1

[a] : pas de précision sur les composés analysés. Source : Carpentier *et al.*, 2002.

Une étude sur l'estuaire du Rhin analyse les concentrations en HCH, HAP, TBT, agents de surface, phtalates, composés œstrogènes, composés pharmaceutiques, composés perfluorés alkyles (Laane *et al.*, 2006). Ces données ne sont pas reportées dans ce rapport.

Malve *et al.*, 2003 ont étudié les concentrations en PCDDs et PCDEs dans des sédiments *in-situ* de la 4ième plus importante rivière de Finlande (Kymijoki). Les teneurs maximum en PCDDs atteignent 193 000 $ng.g^{-1}$ (350 $ng.g^{-1}$ I-TEQ g^{-1}), 1017 ng.g-1 pour les PCDEs dans les trois premiers centimètres des sédiments d'une partie amont contaminée du Kymijoki. Cette concentration diminue progressivement vers l'aval pour atteindre 1 à 53 $ng.g^{-1}$ de PCDDs (0.01 à 0.2 ng I-TEQ g^{-1}) dans la zone de l'estuaire.

Bien que peu nombreuses, les données publiées sur des concentrations de contaminants organiques en France indiquent une grande variabilité concentrations et des écarts notables par rapport aux données réglementaires existants actuellement pour les PCB (seuils S1 et N1-N2: Tableau 4 et Tableau 2). Ceci met en évidence l'intérêt d'une étude de variabilité des sédiments à l'échelle nationale, telle que menée par l'INERIS pour l'ONEMA en 2009 (cette étude concernera les sédiments marins et continentaux).

5. OUTILS ET METHODOLOGIE POUR LA MODELISATION DE CONTAMINANTS ORGANIQUES DANS DES SEDIMENTS

Les modélisations approfondies de transfert de polluants organiques présents dans des sédiments dragués sont également très peu nombreuses dans la littérature consultée. Les références citées ci-après se rapportent à l'étude des PCB et des TBT.

En conséquence, l'étude bibliographique a été étendue aux modèles de transfert de polluants organiques dans les compartiments eau, air et sol et sédiments en place. Les données et paramètres d'entrée de ces modèles peuvent servir de base à la modélisation du transfert des polluants organiques dans des sédiments de dragage gérés à terre, notamment en scénario de valorisation.

Les modèles décrits ci-dessous couplent en général un module chimique et un module hydrodynamique. Les différents processus répertoriés et pouvant être pris en compte dans les modèles sont :

- pour la chimie :
  - ✓ sorption et désorption des contaminants entre l'eau (phase dissoute) et la matière solide (sol, sédiments, matière en suspension),
  - ✓ dissolution, complexations, formation de colloïdes (moins étudiée) ;
  - ✓ dégradation des contaminants organiques ;
  - ✓ décomposition de la matière organique ;
- pour le transfert :
  - ✓ lixiviation ;
  - ✓ transports convectifs et diffusifs (phase dissoute et la phase particulaire), dépôt de la matière en suspension et déplacements liés aux mouvements des animaux (bioturbation) ;
  - ✓ volatilisation dans l'air et dépôt de poussières depuis l'air le cas échéant.

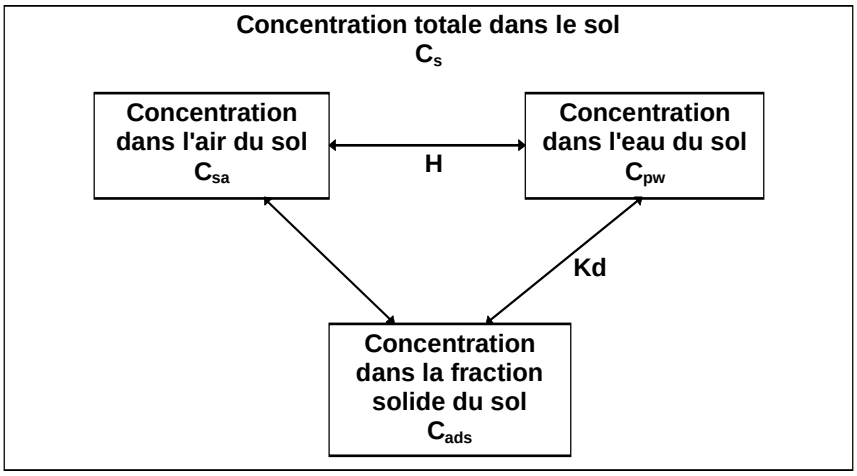
5.1 MODELE DE CHIMIE DES CONTAMINANTS ORGANIQUES

5.1.1 SORPTION DES CONTAMINANTS ORGANIQUES

5.1.1.1 PARTITION SOLIDE-LIQUIDE

Nous reprenons ici le modèle d'équilibre triphasique sol /eau/ air du sol de Jury *et al*. (1983), représenté sur la Figure 1. Il est universellement utilisé dans les modèles de sols pollués.

Figure 1: Modèle d'équilibre physique triphasique dans le sol de Jury et al. (1983)



Le coefficient de partage K_d est utilisé pour exprimer une répartition linéaire d'une substance entre les phases solide et liquide :

Équation 1 $\boldsymbol{C_{ads} = K_d\, C_w}$ *, avec :*

Paramètres	Symbole	Unité
Concentration adsorbée sur la phase solide	C_{ads}	mg/kg_{ms}
Concentration dans l'eau interstitielle (libre ou interstitielle)	C_w	mg/L_w
Coefficient de partage solide/liquide	K_d	$(mg/kg_{ms})/(mg/L_w)$

L_w : Litre d'eau

La relation d'équilibre entre l'eau et l'air dans un milieu non saturé en eau s'écrit :

Équation 2 $C_a = H\ C_w$ *, avec :*

Paramètre	Symbole	Unité
Concentration dans l'air (ici du milieu non saturé en eau)	C_s	mg/ L_a
Constante de Henry de partage air/eau	H	$(mg/L_a)/(mg/L_w)$

L_a : Litre d'air du milieu non saturé en eau

Cela permet d'exprimer la relation entre la concentration totale C_s dans le sol (telle que donnée par un laboratoire d'analyse) et la concentration dans l'eau C_w.

Équation 3 $C_s = C_{ads} + V_w/SD\ C_w + V_a/\ SD\ C_a$,

puis en substituant l'Équation 1et l'Équation 2 dans l'Équation 3 :

Équation 4 $C_s = (K_d + V_w\ /\ SD + H\ V_a\ /\ SD)\ C_w$ *, avec:*

Paramètre	Symbole	Unité
concentration massique totale dans le sol sec	C_s	mg/ L_a
constante de Henry de partage air/eau	H	$(mg/L_a)\ /\ (mg/L_w)$
fraction volumique d'eau/d'air dans le milieu non saturé en eau	V_w/Va	$l_{pw}/_{Lsol}$ ou l_{sa}/L_{sol}
densité du sol sec en place	SD	kg_{ms}/L

L'équilibre triphasique de la Figure 1 est limité par la saturation de l'eau (et de l'air) en polluant : les teneurs dans l'eau sont limitées par la solubilité[32].

[32] Même aux abords de la saturation, les relations linéaires de l'Équation 1 et de l'Équation 2 s'infléchissant peu à peu vers le plateau de saturation des concentrations dans les milieux aqueux

Pour les composés organiques, le coefficient de partage solide/liquide K_d est exprimé comme proportionnel à la teneur en carbone organique du matériau, à travers la formule (par ex. Jury *et al*. 1983, van den Berg, 1994) :

Equation 1 $\mathbf{K_d = f_{oc}\, K_{oc}}$, avec :

Paramètre	Symbole	Unité
coefficient de partage carbone organique / eau	K_{oc}	$(mg/kg_{OC})/(mg/L_w)$
teneur en carbone organique (OC) dans le matériau	f_{oc}	kg_{OC} /kg_{ms}

Cette formule rend compte de l'importance attribuée au carbone organique du sol pour l'adsorption / la distribution des substances organiques dans le sol. Toutefois, en ne retenant que la matière organique comme adsorbeur de contaminants organiques (à l'exclusion par exemple de la fraction argileuse), elle tend à sous-estimer K_d, ce qui est pénalisant. Le domaine de validité de l'Equation 1 correspond à un f_{oc} compris entre 0,001 et 0,17 d'après CCME, 1994.

En outre, pour les substances polaires, dans le modèle de référence hollandais CSOIL, K_d est ajusté en fonction du pH au moyen d'un facteur correctif fonction du pKa.

La variabilité de K_{oc} peut être observée à travers une distribution de 20 valeurs de K_{oc} mesurées pour le benzène reprises de la littérature (EPA, 1994; Rippen, 1996, sans précision sur les conditions de mesure : cf. Tableau 7), ou à travers les différentes valeurs rapportées par l'INERIS (2005) pour des HAP.

Tableau 7: Caractéristiques d'une distribution de 20 valeurs de K_{oc} mesurées pour le benzène

	max	min	moyenne arithmétique	médiane	moyenne géométrique	5è centile
Valeur de K_{oc} $(mg/kg_{ms})/(mg/L)$	100	19	60	59,7	54,5	26

et gazeux. Cette l'inflexion n'est pas prise en compte dans les modèles simples, ce qui est conservatoire (surestimation des teneurs dans l'eau et dans l'air du matériau non saturé en eau).

Le coefficient K_{oc} est soit mesuré directement, soit obtenu comme fonction croissante du coefficient de partage n-Octanol/Eau $\mathbf{K_{ow}}$ [mg/L oct)/(mg/L eau)], typiquement selon une relation du type (Briggs, 1981) :

Equation 2 $\mathbf{Log\ K_{oc} = \mathit{a}\ log\ K_{ow} + \mathit{b}}$, avec *a* et *b* déterminés expérimentalement.

Le coefficient K_{ow} est le rapport entre la concentration à l'équilibre d'une substance chimique dans l'octanol et la concentration de cette même substance dans l'eau. Il est généralement donné en unités logarithmiques (Log K_{ow}). Par exemple, pour un coefficient Log K_{ow} de 3, on trouvera des concentrations 1000 fois plus élevées dans la phase octanol que dans l'eau.

Le coefficient K_{ow} renseigne sur le caractère plus ou moins hydrophobe des composés organiques. La faible solubilité des contaminants organiques des sédiments généralement considérés – PCB, TBT, HAP, huiles- et leur hydrophobicité (K_{ow} >1000) conduisent ces molécules à se fixer préférentiellement sur les particules, notamment organiques, d'un milieu.

La mesure de K_{ow} est directe et effectuée sur une matrice stable (le n-octanol).

En revanche, la déduction de K_{oc} à partir de K_{ow} est sujette à une forte incertitude, qui résulte fondamentalement de la variabilité de K_{oc} suivant la nature du support considéré et des limites du n-octanol comme modèle de la matière organique.

Ainsi, l'usage de K_{ow} et de K_{oc} est surtout adapté pour rendre compte respectivement du caractère hydrophobe de contaminants organiques (K_{ow}) et de leur affinité pour la matière organique (K_{oc}).

Pour l'équation empirique de Briggs (1981), différentes valeurs des coefficients *a* et *b* sont proposées dans la littérature (Karickhoff, 1981, van den Berg, 1994, Total Petroleum Hydrocarbons Citeria Working Group TPHCWG, 1997). D'après les auteurs de CSOIL, les différentes relations empiriques qu'ils ont trouvées dans la littérature produisent des résultats similaires (facteur 4 pour les cas extrêmes) et correspondent "bien" aux valeurs mesurées (jusqu'à un facteur 3, à quelques exceptions près). Le RIVM hollandais (van den Berg, 1994) a retenu l'Equation 3 comme raisonnablement conservatoire. Cette formule a été contrôlée sur 49 substances, avec une déviation maximale limitée à un facteur 3, à quelques exceptions près (van den Berg, 1994).

Equation 3 $\mathbf{K_{oc} = 0{,}411\ K_{ow}}$, soit, $\mathbf{Log\ K_{oc} = Log\ K_{ow} - 0{,}386}$

Le K_{oc} est également parfois -quoique de manière très marginale- rapportée à la solubilité dans l'eau du composé i (S_i en mol.L^{-1}) :

Equation 4 **$\text{Log } K_{oc} = -0{,}85 \log S_i - 0{,}55$** (Razzaque et Grathwohl, 2008).

Quelques exemples de coefficients de partage sont reportés dans le tableau ci-dessous. Les PCB les plus chlorés présentent des K_{ow} plus élevés et ont donc davantage tendance à être retenus par les sédiments.

Tableau 8: Exemples de coefficients de partage K_{ow}, K_{oc}, K_d pour des PCB et le TBT

Composés organiques	K_{ow}	K_{oc} (L/Kg)	K_d[a] (L/kg)	Références
PCB 15	$1{,}62.10^5$			Beyer *et al.*, 2002
PCB 18	$1{,}74.10^5$			Hawker et Connell, 1988
PCB 28	$5{,}13.10^5$ $4{,}68.10^5$ $6{,}31.10^5$	 $2{,}59.10^5$		Beyer *et al.*, 2002 Hawker and Connell, 1988 Malanichev *et al.*,, 2004
PCB 44	$5{,}62.10^5$			Hawker et Connell, 1988
PCB 50	$4{,}26.10^5$			
PCB 52	$6{,}92.10^5$			
PCB 66	$15{,}85.10^5$			
PCB 87	$19{,}50.10^5$			
PCB 101	$22{,}38.10^5$ $23{,}99.10^5$			Beyer *et al.*, 2002 Hawker et Connell, 1988
PCB 105	$44{,}67.\ 10^5$			Hawker et Connell, 1988
PCB 118	$54{,}95.10^5$ $55{,}00.\ 10^5$	 $2{,}25.10^5$		Hawker et Connell, 1988 Malanichev *et al.*,, 2004
PCB 138	$48{,}98.10^5$ $67{,}61.10^5$			Beyer *et al.*, 2002 Hawker et Connell, 1988
PCB 153	$83{,}17.10^5$ $79{,}40.10^5$	 $3{,}26.10^6$		Hawker et Connell, 1988 Malanichev *et al.*,2004
PCB 180	$1{,}55.10^7$ $2{,}29.10^7$	 $9{,}39.10^6$		Beyer *et al.*, 2002 Malanichev *et al.*, 2004
PCB 187	$1{,}48.10^7$			Hawker et Connell, 1988
TBT			248 à 24677 selon les caractéristiques des sédiments	Langston et Pope, 1995
DBT			12 à 263	Hoch *et al.*, 2003

[a] : K_d, coefficients de partage entre l'eau interstitielle et les sédiments donnés pour des sédiments estuariens.

5.1.1.2 DYNAMIQUE DE DESORPTION

La partition entre contaminants organiques et matière organique nécessite un temps relativement long pour atteindre l'équilibre. Des modèles considèrent alors les phénomènes de désorption de façon dynamique (deBruyn et Gobas, 2004). Ces phénomènes sont décrits par deux phases : une libération initiale rapide (minutes à heures) poursuivit par une période de libération prolongée plus lente (semaines à années) (Gong *et al.*, 1998). Les lois cinétiques utilisées sont du premier ordre par rapport au temps.

Selon deBruyn et Gobas, 2004, les différentes lois cinétiques qui s'appliquent dans les systèmes réels induisent un état de déséquilibre permanent, empêchant alors d'atteindre un équilibre thermodynamique à des échelles de temps raisonnables. Ils expliquent ainsi pourquoi les modèles d'équilibre peinent à modéliser le comportement de certains composés organiques (surtout à fort coefficient de partage).

Les auteurs précisent par ailleurs que la décomposition de la matière organique n'accélère pas les cinétiques de désorption.

5.1.1.3 DEGRADATION DES CONTAMINANTS ORGANIQUES

Les temps de ½ vie des composés organiques sont également utilisés dans certains modèles pour considérer la dégradation des contaminants organiques (Hamer et Karius, 2005). Ces temps de ½ vie varient en fonction des compartiments dans lesquels se trouvent les composés.

Dans les eaux côtières, la durée de ½ vie des TBT est estimée entre 3 et 15 jours et dans des sédiments en milieu anaérobie, entre 4 mois et 8 ans (Steward et de Mora, 1990). L'absence de lumière (photolyse), d'oxygène (biodégradation) ou la biodisponibilité réduite justifient ces différences. Ces données sont toutefois variables car selon Dowson *et al.*, 1996, la durée de ½ vie du TBT dans des sédiments superficiels estuariens et fluviatiles est estimée entre 360 et 775 jours et à une dizaine d'années dans des sédiments en milieu anaérobie.

Des temps de ½ vie des HAP reportés dans la littérature sont présentés par l'INERIS (2005) et détaillés dans la base de données B.D.P. Sorp-Bio placée sur le site http://www.ineris.fr/transpol. Pour l'ensemble des 16 HAP, les temps de ½ vie recensés varient de 2 à 320 jours dans eaux en milieu aérobie, de 16 à 4621 jours dans les eaux en milieu anaérobie, de 0,21 à 12940 jours dans les sols en milieu aérobie, de 2,60 à 4000 jours dans les sols en milieu anaérobie.

Des constantes de dégradation pour les PCB sont données dans le tableau ci-dessous, à titre indicatif d'ordre de grandeur, sachant que les caractéristiques du milieu concerné doit être prises en compte avant toute reprise de valeurs.

Tableau 9 : Temps de ½ vie des PCB dans les compartiments sol, eau, air

Milieu PCB	Sol (s^{-1})	Eau (s^{-1})	Air (s^{-1})	Références
PCB 15	$7,41.10^{-9}$	$1,33.10^{-7}$	$2,08.10^{-6}$	Wania et Daly, 2002 ; Anderson et Hites 2002
PCB 28	$7,41.10^{-9}$	$1,33.10^{-7}$	$1,12.10^{-6}$	
PCB 101	$2,20.10^{-9}$	$3,21.10^{-9}$	$3,52.10^{-6}$	
PCB 118	$3,21.10^{-9}$	$3,21.10^{-9}$		Malanichev *et al.*, 2004
PCB 138	$1,17.10^{-9}$	$1,61.10^{-9}$	$1,72.10^{-7}$	Wania et Daly, 2002 ; Anderson et Hites 2002
PCB 153	$1,17.10^{-9}$	$1,60.\ 10^{-9}$		Malanichev *et al.*, 2004
PCB 180	$5,83.10^{-9}$ $5,83.\ 10^{-10}$	$8,02.10^{-10}$	$1,10.10^{-7}$	Wania et Daly, 2002 ; Anderson etHites 2002 Malanichev *et al.*, 2004

5.1.1.4 DECOMPOSITION DE LA MATIERE ORGANIQUE

L'affinité des contaminants organiques pour la matière organique est souvent considérée comme une répartition à l'équilibre : la matière organique est considérée comme une "matrice inerte" avec laquelle les contaminants atteignent un équilibre chimique selon leurs propriétés thermodynamiques. Mais il est reconnu que la matière organique est une entité dynamique qui évolue à des échelles variables.

L'approche classique pour prendre en considération l'aspect dynamique de la matière organique consiste à la considérer comme un ensemble de trois pôles ayant des cinétiques de dégradation différentes : un pôle ayant une décomposition rapide (plusieurs pour cent par jour pour les sédiments marins), un pôle ayant une décomposition lente (quelques dixièmes de pour cent par jour pour les sédiments marins) et un pôle réfractaire (pas de décomposition aux échelles de temps considérées pour les sédiments marins) (deBruyn et Gobas, 2004). Le taux de décomposition de chacun de ces pôles est décrit par une équation du premier ordre et le taux global diminue avec l'âge de la particule.

Les sédiments en milieu marin contiennent principalement des matériaux de décomposition lente et des matériaux réfractaires. Le taux global de décomposition aérobie est de 0,78% par an pour la première année de dépôt puis diminue de 0,1% chaque année suivante (Middleburg, 1989).

Dans les sédiments en milieu anoxique (sans oxygène), la décomposition se fait d'abord par la réduction des sulfates et les taux de décomposition sont diminués de moitié voire par dix par rapport aux sédiments soumis aux processus en milieu aérobie (Westrich et Berner, 1984 ; Kristensen *et al.*, 1995 ; Harvey *et al.*, 1995).

5.2 MODELES DE TRANSFERT DES CONTAMINANTS ORGANIQUES

5.2.1 PARAMETRES DES MODELES DE TRANSFERT

Les différents modèles de transfert de contaminants organiques considèrent les interactions entre les différents compartiments air-eau-sol (par exemple van den Berg, 1994, Otte *et al.*, 2001 ; Cousins *et al.*, 1999 ; Scheringer *et al.*, 2004). Ces interactions se traduisent dans les modèles par des équations d'advection (air), de transport diffusif et convectif (sol) de volatilisation (sol-air), de processus de dépôt (air-sol) et de lixiviation (sol-eau).

La bioturbation dans les couches du sol est considérée comme un processus de transport diffusif additionnel. Les calculs indiquent qu'il s'agit d'un processus de transport important pour les composés organiques qui sont fortement liés à la matière organique. Un coefficient de diffusion due à la bioturbation a alors été ajouté aux calculs et celui-ci diminue de manière exponentielle avec la profondeur du sol (Cousins *et al.*, 1999). La bioturbation est considérée comme encore davantage déterminante dans les sédiments en place.

Il est par ailleurs important de considérer dans les modèles le transport préférentiel à travers les macropores du sol, en lien avec les colloïdes organiques ou le carbone organique dissous (Chiou *et al.*, 1986) et/ou les petites particules (Brzuzy et Hites, 1995).

5.2.2 MODELES DE DYNAMIQUE DE PARTICULE

Pour rendre compte de la forte affinité des contaminants pour les matières en suspension (MES), et leur transport via ces MES, Peng et Zeng, 2007 ajoutent à leur modèle de chimie et hydrodynamique, un modèle de dynamique de particule, qui simule la remise en suspension, le transport et la sédimentation des particules en suspension. Les auteurs détaillent les équations utilisées pour considérer ces phénomènes (Peng and Zeng, 2007).

Deux tailles de particules sont considérées dans ce modèle : 2 et 20 µm pour représenter respectivement les argiles et les silts, les caractéristiques de ces particules étant au préalable intégrées dans le modèle (COT, densité, …).

6. CONCLUSION

Hormis les cas où ils sont remis en suspension, utilisés sur place en confortement de berges, ou commercialisés comme des matériaux de carrière, les sédiments de dragage sont considérés comme des déchets. Les pratiques de clapage en mer et de remise en suspension dans les eaux superficielles sont désormais restreintes, au titre de la réglementation sur l'eau.

Les volumes actuellement gérés à terre sont de l'ordre de 7 Mm^3/an, soit nettement plus que par exemple les volumes de Mâchefers d'Incinération d'Ordures Ménagères (MIOM) ou de laitiers d'aciéries (2 millions de mètres cubes par an chacun).

Les principales filières de gestion à terre des sédiments classés comme non dangereux sont la mise en dépôt, le régalage ou l'épandage, le remblaiement de carrière, ou les travaux d'aménagement.

Il appartient au maître d'ouvrage de justifier que l'impact environnemental des sédiments gérés à terre est acceptable. Mais le mode de détermination de la dangerosité des sédiments et de l'acceptabilité de l'impact environnemental de leur gestion à terre n'est pas précisé à ce jour par un texte réglementaire ou un guide "officiel". Pour la valorisation de déchets en techniques routières, un guide méthodologique est en cours de réalisation par le MEEDDAT, qui pourra être décliné dans un "guide fils" dédié spécifiquement aux sédiments.

Faute de solutions de gestion sécurisées sur le plan environnemental et juridique, de nombreuses zones restent non draguées, ce qui perturbe le fonctionnement (économique et/ou environnemental) des ports et voies d'eau.

D'un point de vue normatif (et non réglementaire), la norme NF EN 12920 « *Caractérisation des déchets – Méthodologie pour la détermination du comportement à la lixiviation d'un déchet dans des conditions spécifiques* » propose une méthodologie pour démontrer l'impact environnemental acceptable des sédiments en scénario de valorisation. Elle préconise entre autres la caractérisation des matériaux avant et après traitement (ou pré-traitement), la mise en place et le suivi du scénario de valorisation, la modélisation du transfert de contaminants vers le milieu environnant et la validation des modèles.

A notre connaissance, aucun modèle ne traite de façon spécifique du transfert de polluants organiques lorsque les sédiments dragués sont en scénario de valorisation. Les modèles reportés dans la littérature et dans les guides de gestion des sols pollués concernent les polluants organiques (PCB, HAP, TBT) présents dans les compartiments sédiments en place, sols, air ou eau. Les différentes lois utilisées dans ces modèles peuvent néanmoins être utilisées dans le cadre de sédiments de dragage gérés à terre.

Ces modèles utilisent généralement les coefficients de partage à l'équilibre des contaminants organiques (K_d, K_{ow} et K_{oc}) pour décrire leur sorption et prendre en considération notamment leur caractère hydrophobe et leur affinité pour la matière organique. Ce mode de modélisation peut rendre compte de tendances, mais s'avère extrêmement simplifié et approximatif, face notamment à la variabilité des coefficients de partage sol/eau ou matière organique/eau effectifs, à la non linéarité de l'équilibre de partage et à la dynamique de la partition sol/eau.

Les phénomènes de dégradation biochimique et les processus de transport au sein des compartiments (air, sol, eau) et entre eux sont en général pris en considération. Certaines études utilisent des coefficients de diffusion de bioturbation corrigés en fonction de la profondeur pour modéliser le transfert de polluants organiques dans les sols. Des modèles hydrodynamiques couplés à la chimie considèrent le transport des contaminants via la phase particulaire en utilisant un modèle de dynamique de particule, et incluent les phénomènes de sédimentation et de remise en suspension.

Dans l'application de ces modèles, il convient de considérer le plus possible la matrice dans sa totalité afin de mettre en évidence des mécanismes tels que l'oxydo-réduction, la compétition entre les contaminants, le transport préférentiel à travers les macropores des sédiments, le transport en lien avec les colloïdes organiques ou le carbone organique dissous, ainsi que le transport des petites particules.

7. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

ALZIEU C., 1991, Environmental problems caused by TBT in France: assessment, regulation and prospects, Marine Environmental Research, 32, 7-17

ANDERSON P.N. and HITES R.A., 1996, OH radical reactions: the major removal pathway for polychlorinated biphenyls from the atmosphere, Environmental Science and Technology, 30, 1763-1765

BAIRD W.M., HOOVEN L.A., MAHADEVAN B., LUCH A., SEIDEL A., IVERSEN P., 2002, Response of human cells to PAH-induced DNA damage, Polycyclic Aromatic Compounds, 22(3), 271-280

van den BERG R., 1994. Human exposure to soil contamination : a qualitative and quantitative analysis towards proposals for human toxicological intervention values (partly revised edition). National Institute of Public Health and Environmental Protection (Rijkinstituut Voor Volksgezonheid en milieu), Bilthoven, The Netherlands. Report 755201011. April 1991/January 1994.

BEYER A., WANIA F., GOUIN T., MACKAY D., MATTHIES M., 2002, Selecting internally consistent physical-chemical properties of organic compounds, Environmental Toxicology and Chemistry, 21, 941-953

BLEEKER E.A.J., PIETERS B.J., WIEGMAN S., KRAAK M.H.S., 2002, Comparative photoenhanced toxicity of homocyclic and heterocyclic PACs, Polycyclic Aromatic Compounds, 22(3), 601-610

BRIGGS G.G., 1981, Theorical and experimental relationships between soil adsorption, octanol-water partition coefficient, water solubilities, bioconcentration factors, and the parachor, Journal of Agricultural and Food Chemistry, 29, 1050-1059

BRZUZY L.P. HITES R.A., 1995, Estimating the atmospheric deposition of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans from soils, Environmental Science and Technology, 29 (8), 2090-2098

CARPENTIER S., MOILLERON R., BELTRAN C., HERVE D., THEVENOT D., 2002, quality of dredged material in the river Seine basin (France). II. Micropollutants, The Science of The Total Environment 299, 57-72

CCME, 1994. A Protocol for the Derivation of Ecological Effects-Based and Human Health-Based Soil Quality Criteria for Contaminated Sites. CCME Subcommittee on Environmental Quality Criteria for Contaminated Sites. Final draft, July 1994.

CHIOU C., MALCOLM R., BRINTON T., KILE D., 1986, Water solubility enhancement of some organic pollutants and pesticides by dissolved humic and fulvic acids, Environmental Science and Technology, 20(5), 502-508

CLEMENT B., MULLER C., VERRHIEST G., 2000, Influence of exposure conditions on the bioavailability of fluoranthene to Daphnia magna (Cladocera), Polycyclic Aromatic Compounds, 20, 259-274

CTNGS, 2001, Guide méthodologique – Caractérisation des sédiments » - Projet de curage – Surveillance des sédiments. Disponible à l'adresse : http://www.eau-artois-picardie.fr/IMG/pdf/etude_12.pdf

CTNGS, 2002, Historique National des Opérations de Curage et Perspectives, Rapport de synthèse. Disponible à l'adresse : http://www.eau-artois-picardie.fr/IMG/pdf/etude89synthese.pdf

COQUERY M., 2002, Dosage de certaines substances toxiques dans des échantillons de boues de chantier de dragage du Havre, rapport final DRC-CHEN-2002-38317 INERIS

COUSINS I.T., GEVAO B., JONES K.C., 1999, Measuring and modelling the vertical distribution of semi-volatile organic compounds in soils. I: PCB and PAH soil core data, Chemosphere, vol 39, N°14, 2507-2518

COUSINS I.T., MACKAY D., JONES K.C., 1999, Measuring and modelling the vertical distribution of semi-volatile organic compounds in soils. II: Model development, Chemosphere, vol 39, N°14, 2519-2534

DAWSON P.H., BUBB J.M., LESTER J.N., 1996, Persistence and degradation pathways of tributyltin in fresh water and estuarine sediments, Estuarine, Coastal and Shelf Sediments, 42, 551-562

DeBRUYN A.M.H., GOBAS F.A.P.C., 2004, Modelling the diagenetic fate of persistent organic pollutants in organically enriched sediments, Ecological Modelling, 179, 405-416

Direction Départementale de la Manche et In Vivo Environnement, janvier 2003, Dragage de l'Avant Port et du Bassin à Flot du Port de Cherbourg, Etude d'impact valant document d'incidence, rapport définitif

DUBOIS V., ABRIAK, N.E., ZENTAR R., BALLIVY G., 2009, The use of marine sediments as a pavement base material, Waste Management, 29, 774-782

GIBBS P.E., BRYAN G.W., 1986, Reproductive failure in populations of the dogwhel, *Nucella lapillus*, caused by imposex induced by tributyltin from antifouling paints, Journal of Marine Biological Association of The United Kingdom, 66, 767-777

GONG Y.Y., DEPINTO J.V., RHEE G.Y., LIU X., 1998, Desorption rates of the two PCB congeners from suspended sediments. I. Experimental results, Water Research, 32(8), 2507-2517

GURUGE K., TANABE S., IWATA H., TATSUKAWA R., YAMAGISHI T., 1996, Distribution, biomagnification and elimination of butyltin compound residues in common cormorants (*Phalacrocorax carbo*) from the Lake Biwa, Japan, Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 39, 13-19

HAMER K., KARIUS V., 2005, Tributyltin release from harbour sediments – Modelling the influence of sedimentation, bio-irrigation and diffusion using data from Bremerhaven, Marine Pollution Bulletin, 50, 980-992

HARVEY H.R., TUTTLE J.H., BELL J.T., 1995, Kinetics of phytoplankton decay during simulated sedimentation: changes in biochemical composition and microbial activity under oxic and anoxic conditions, Geochimica and Cosmochimica Acta, 59, 3367-3377

HAWKER D.W., CONNELL D.W., 1988, Octanol-water partition coefficients of polychlorinated biphenyl congeners, Environmental Science and Technology, 22, 382-387

HOCH M., 2001, Organotin compounds in environment – an overview, Applied Geochemistry, 16, 719-743

HOCH M., ALONZO-AZCARATE J., LISCHICK M., 2003, Assessment of adsorption behavior of dibutyltin (DBT) to clay-rich sediments in comparison to the highly toxic tributyltin (TBT), Environmental Pollution, 123, 217-227

In Vivo, Agence de l'eau Artois Picardie, Pôle de Compétence Sites et Sols Pollués, 2002. Méthodes de gestion et de réutilisation des sédiments pollués. Inventaire détaillé technique et financier des méthodes de curage, de traitement et des usages possibles. Logiciel d'aide à la décision pour la gestion des sédiments. 2002. Disponible à l'adresse : http://www.eau-artois-picardie.fr/IMG/pdf/gestionsediments.pdf.

INERIS, 2005, HAP, Données d'entrée des modèles analytiques ou numériques de transferts dans les sols et les eaux souterraines. Synthèse bibliographique relative aux paramètres Kd (sorption) et T1/2 (biodégradation), rapport INERIS-DRC-66244-DESP-R02. C. ROLLIN, F. QUIOT. 28.09.2005.

Jury W.A., Spencer W.F., et Farmer W.J., 1983. Use of Models for Assessing Relative Volatility, Mobility, and Persistence of pesticides and Other Trace Organics in Soil Systems. Hazard Assessment of Chemicals: Current Developments, Vol.2. Academic Press, Inc.

KARICKHOFF S.W., 1981, Semi-empirical estimation of sorption of hydrophobic pollutants on natural sediments and sols, Chemosphere, 10, 833-849

KRISTENSEN E., AHMED S.I., DEVOL A.H., 1995, Aerobic and anaerobic decomposition of organic matter in marine sediments: which is fastest ? Limnology and Oceanography, 40 (8), 1430-1437

LAANE, R.W.P.M., de Voogt P., Bik, M.H., 2006, Assessment of Organic Compounds in the Rhine Estuary, Hdb Env Chem, vol 5, part L: 307-368

LANGSTON W.J., POPE N.D., 1995, Determinants of TBT adsorption and desorption in estuarine sediments, Marine Pollution Bulletin, 31 (1-3), 32-43

LUCH A., GREIM H. BUTURS J.T.M., MAHADEVAN B., BAIRD W.M., DOEHMER J., SEIDEL A., GLATT A., 2002, The role of cytochrome P450 1B1 in dibenzo[a,l]pyrene-induced carcinogenesis, Polycyclic Aromatic Compounds, 22(3), 781-789

MALVE O., SALO S. and VERTA M;, 2003, Modeling the transport of PCDD/F compounds in a contaminated river and the possible influence of restoration dredging on calculated fluxes, Environmental Science and Technology, 37, 3413-3421

MALANICHEV A., MANTSEVA E., SHATALOV V., STRUKOV B., VULYKH, 2004, Numerical evaluation of PCBs transport over the northern hemisphere, Environmental Pollution, 128, 279-289

MFE, 20008. Circulaire du 4 juillet 2008 relative à la procédure concernant la gestion des sédiments lors de travaux ou d'opérations impliquant des dragages ou curages maritimes et fluviaux (BO du MEEDDAT n° 2008/15 du 15 août 2008).

MIDDLEBURG J.J., 1989, A simple rate model for organic matter decomposition in marine sediments, Geochimica Cosmochimica Acta, 53, 1577-1581

OTTE, P.F., LIJZEN J.P.A., OTTE, J.G., SWARTJES, F.A. and VERSLUIJS, C.W., 2001, Evaluation and revision of the CSOIL parameter set. Proposed parameter set for human exposure modeling and deriving Intervention Values for the first series of compounds, National Institute of Public Health and the Environment, RIVM report 711701021

PENG J., ZENG E.Y., 2007, An integrated geochemical and hydrodynamic model for tidal coastal environments, Marine Chemistry, 103, 15-29

QUEVAUVILLER P., DONNARD O.F.X., ETCHEBER H., 1994, Butyltin distribution in a sediment core from Arcachon Harbor (France), Environmental Pollution, 84, 86-92

RAZZAQUE M.M., GRATHWOHL P., 2008, Predicting organic carbon-water partitioning of hydrophobic organic chemicals in soil and sediments based on water solubility, Water Research, 42, 3775-3780

RIPPEN, 1996. Handbuch Umweltchemikalien - 37. Erg. Lfg. 12/1996.

Sédimatériaux, 2009. Charte de Préfiguration du projet Sédimatériaux. Exemplaire distribué à la Conférence sur la valorisation des sédiments marins et fluviaux. Congrès des Eco-Technologies, Lille. 11 juin 2009.

SCHERINGER M., SALZMANN M., STROEBE M., WEGMANN F., FENNER K., HUNGERBUHLER K., 2004, Long-range transport and global fractionation of POPs : insights from multimedia modeling studies

STEWARD C., MORA S.J., 1990, A review of degradation of TBT in the marine environment, Environmental Technology, 11, 565-570

TPHCWG, 1997. Total Petroleum Hydrocarbons Citeria Working Group. Development of Fraction Specific Reference Doses (RfDs) and Reference Concentrations (RfCs) for Total Petroleum Hydrocarbons (TPH). Amherst Scientific Publishers. 1997. http://www.aehs.com/publications/catalog/tph.htm

US EPA, 1994. Technical Background Document for Draft Soil Screening Level Guidance. Office of Emergency and Remedial Response.EPA, février 1994. Interim document.

VARANASI U., 1989, Metabolism of polycyclic aromatic hydrocarbons in the aquatic environment, CRC Press, INC, Boca Raton

VNF, 2008. Destination des sédiments fluviaux contaminés retirés des canaux - optimisation des filières et possibilités de valorisation. O. Prevost. TS M n°9 de 2008.

VNF, 2009. Présentation à la Conférence sur la valorisation des sédiments marins et fluviaux. O. Prevost. Congrès des Eco-Technologies, Lille. 11 juin 2009.

WANIA F. and DALY G., 2002, Estimating the contribution of degradation in air and deposition to the deep sea to the global loss of PCBs, Atmospheric Environment, 36, 5581-5593

WESTRICH J.T., BERNER R.A., 1984, The role of sedimentary organic matter in bacterial sulfate reduction: the G model tested, Limnology and Sedimentology, 29 (2), 236-249

8. ANNEXES

Repère	Désignation	Nombre de pages
Annexe 1	Annexe 1 du décret N°2002-540 du 18 avril 2002 «Propriétés qui rendent les déchets dangereux »	1 A4
Annexe 2	Origine et toxicité de contaminants organiques (PCB, HAP, TBT)	2 A4
Annexe 3	Quantités de sédiments, maîtres d'ouvrage, filières	8 A4
Annexe 4	Note juridique du 18 septembre 2002 sur la gestion des sédiments extraits des cours d'eau et canaux	7 A4

ANNEXE 1

Annexe I du Décret N°2002-540 du 18 avril 2002 «Propriétés qui rendent les déchets dangereux »

Critère	Propriété
H1	Explosif
H2	Comburant
H3a	Facilement inflammable
H3b	Inflammable
H4	Irritant
H5	Nocif
H6	Toxique
H7	Cancérigène
H8	Corrosif
H9	Infectieux
H10	Toxique pour la reproduction
H11	Mutagène
H12	Qui dégage un gaz toxique ou très toxique, au contact de l'eau, de l'air ou d'un acide
H13	Qui après élimination peut donner naissance (ex. un produit de lixiviation) à une autre substance possédant une des caractéristiques énumérées ci-dessus
H14	Ecotoxique

ANNEXE 2

Origine et toxicité de contaminants organiques (PCB, HAP, TBT)

Les PolyChloroBiphenyles (PCB) et PolyChloroTerphényles (PCT)

Les PCB et PCT sont des dérivés chimiques chlorés plus connus en France sous le nom de pyralènes. Depuis les années 1930, les PCB étaient utilisés dans l'industrie pour leurs qualités d'isolation électrique, de lubrification et d'ininflammabilité. On les retrouvait comme isolants dans les transformateurs électriques et les condensateurs, comme lubrifiants dans les turbines et les pompes ou comme composants d'huiles, de soudures, d'adhésifs, de peintures et de papiers autocopiants.

Les PCB – polychlorobiphényles ont un caractère cancérigène, sont très peu solubles et sont accumulés dans les sédiments des fleuves et des canaux. Ils persistent dans l'environnement à cause de leur très lente décomposition naturelle (= faible biodégradabilité).

Très lipophiles, ces substances s'accumulent dans les tissus graisseux tout au long de la chaîne alimentaire. L'homme se contamine par l'ingestion d'animaux ou de produits d'origine animale, notamment le lait, les œufs et les poissons, contaminés par le PCB. Une exposition aiguë à forte dose est associée à des irritations de la peau (chloracné). Plus rarement, ont été observés des infections hépatiques, neurologiques, des bronchites chroniques, des maux de tête, des vertiges, des dépressions, des troubles de la mémoire et du sommeil, de la nervosité et de la fatigue, et de l'impuissance. Ces troubles sont, pour certains, réversibles. Outre ces possibles effets cancérogènes, les effets chroniques des PCB sont des dommages du foie, des effets sur la reproduction et la croissance.

Les PCB ne sont plus produits depuis 1979 et les appareils qui en contiennent sont interdits à la vente depuis 1987. Cependant subsiste une pollution d'origine *"historique"*, qui s'accumule en priorité dans les sédiments et la chair des poissons gras.

Selon une étude effectuée par les réseaux de surveillance sur les milieux aquatiques du Ministère de l'Ecologie du Développement et de l'Aménagement Durable (MEDAD), avec l'appui des Agences de l'eau, la Seine (en aval de Rouen), la Loire et certains de ses affluents (notamment l'Allier), le Rhin, la Moselle, ainsi que les canaux de l'Artois et de Picardie sont affectés par cette pollution déjà mise au jour dans le Rhône, où il est désormais interdit de consommer du poisson sur 300 kilomètres, de l'Ain jusqu'à la Méditerranée.

Les Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP)

Les HAP sont des composés organiques constitués de deux ou plusieurs noyaux aromatiques condensés. Les noyaux aromatiques rendent les HAP très hydrophobes.

Les HAP peuvent avoir plusieurs origines naturelles et anthropiques. Ils sont principalement générés par la combustion incomplète de la matière organique (origine pyrolytique). Ils sont ainsi formés lors de feux de forêt et lors de la

combustion de produits pétroliers, de charbon ou de bois. Les HAP sont aussi présents dans le pétrole brut (origine pétrolière). Dans ce cas, ils sont libérés dans l'environnement lors de fuites de pétroles, lors de transport routier, fluviale ou maritime, par exemple.

En raison de leur caractère lipophile, les HAP s'accumulent dans les organismes vivants, préférentiellement dans les tissus lipidiques. La plupart des organismes ont la capacité de métaboliser les HAP par action de l'enzyme cytochrome P450 (Varanasi, 1989 ; Luch *et al.*,2002). La re-mobilisation des HAP métabolisés permet leur excrétion de l'organisme mais aussi les rendent toxiques. En effet, les HAP deviennent toxiques lorsque les métabolites hydrophiles se fixent sur les structures cellulaires (protéines, ADN). La modification de l'ADN induit alors des effets cancérigènes et mutagènes (Baird *et al.*, 2002)

Les HAP sont aussi photodégradables, ce qui peut aussi induire une photo-toxicité. Certains HAP sont particulièrement photo-toxiques sous lumière UV (Clément *et al.*, 2000 ; Bleeker *et al.*, 2002).

La multiplicité des sources de HAP fait qu'ils sont présents dans tous les compartiments de l'environnement : air, eau, sol. Le milieu aquatique constitue le réceptacle privilégié des HAP qui l'atteignent par la pluie, le ruissellement, et le lessivage des routes. En raison de leur caractère hydrophobe, les HAP se fixent préférentiellement sur les particules et se concentrent dans les sédiments. Ce phénomène est d'autant plus accentué que les HAP sont lourds et hydrophobes et qu'ils sont déjà fixés sur des particules au moment de leur émission (particules dans les fumées d'échappement par exemple).

Les Organo-étains : Tributylétain (TBT) et Triphénylétain (TPT)

Parmi les organo-étains le tributylétain (TBT) et le triphénylétain (TPT) ont été largement utilisés dans les peintures antifouling des bateaux depuis les années 1970s et de ce fait, ces composés ont largement été introduits dans le milieu aquatique (ils sont aujourd'hui interdits pour les bateaux de moins de 25m).

Les TBT et mes TPT ont des effets nocifs à faibles concentrations (1-2 $ng.L^{-1}$) pour les organismes aquatiques les plus sensibles (algues, zooplancton, mollusques, larves de poissons) (Alzieu, 1991 ; Hoch, 2001). Ils ont des caractères lipophiles et s'accumulent dans les tissus des organismes (Gibbs et Bryan, 1986), même d'organismes situés à un niveau trophique important (mammifères marins, poissons) (Guruke *et al.*, 1996 ; Kim *et al.*, 1996).

ANNEXE 3

Quantités de sédiments, maîtres d'ouvrage, filières

1) Quantités de sédiments dragués

Dans le cadre du Comité Technique National sur la Gestion des Sédiments (CTNGS), un inventaire national historique et prospectif des opérations de dragage des voies d'eau continentales liées à l'entretien a été réalisé pour les périodes 1990-2000 et 2000-2010 (CTNGS, 2002). Cette étude concerne uniquement les dragages d'entretien de capacité > 1000 m^3 (Tableau 10).

En 2005, cet inventaire a été actualisé sur l'initiative du CETMEF pour la période de 2001-2005 (Historique national des opérations de curage, actualisation 2001-2005). Cette actualisation se limite ***exclusivement aux cours d'eau navigués*** gérés par les Voies Navigables de France et leurs directions régionales ou par certaines collectivités (Tableau 10).

Tableau 10 : Répartition des opérations continentales de dragage entre 1990 et 2010

	De 1990 à 2000 (CTNGS, 2002)	**De 2000 à 2005 (CETMEF, 2005)**	**De 2000 à 2010 (CTNGS, 2002)**
Objectifs de curage	**Volume curé (millions de m^3)**	**Volume curé (millions de m^3)**	**Volume curé (millions de m^3)**
Maintien de la navigation	≈ 13.30 (43%)	4.06 (89%)	≈ 13.60 (40%)
Lutte contre les inondations	≈ 9.90 (32%)	0.23 (5%)	≈ 9.20 (27%)
Environnement	≈ 3.70 (12%)	0.18 (4%)	≈ 5.90 (17.5%)
Exploitation	≈ 3.10 (10%)		≈ 2.0 (6%)
Tourisme	≈ 0.90 (3%)	0.05 (1%)	≈ 1.0 (3%)
Autres		0.006 (0.1%)	
Non précisé		0.05 (1%)	
TOTAL	**31**	**4.57**	**33.90**

L'inventaire réalisé par le CTNGS en 2002 fait état pour la période 1990-2000 d'un volume annuel moyen de sédiments continentaux dragués dans des opérations d'entretien de 2.82 millions de m^3/an.

L'inventaire réalisé par le CETMEF en 2005 fait état pour la période de 2001-2005 d'un volume annuel curé sur l'ensemble des voies naviguées de 760 000 m^3. Un volume similaire (750 000 m^3) est indiqué par VNF comme volume annuel moyen sur 2005-2006 dragué par le réseau VNF au titre de l'entretien des voies navigables, « *ce qui représente près du tiers des sédiments fluviaux dragués en France* » (VNF, 2008 ; VNF, 2009).

A noter parmi ces chiffres que 15% des volumes dragués sont liés à la protection de l'environnement.

L'inventaire du CTNGS (2002) présente la répartition des tonnages de sédiments en fonction de la nature des ouvrages concernés entre 1990 et 2000 (Tableau 11). Il concerne les sédiments issus des dragages d'entretien des cours d'eau, des plans d'eau, et des fossés et excluent les opérations d'approfondissement ou d'élargissement, les chasses hydrauliques et les vidanges des bassins réservoirs.

Les données indiquent que le réseau navigable représente environ 80% des dragages.

Le coût de ces opérations est estimé à 26 millions €/an.

Tableau 11 : Volumes de sédiments des opérations continentales de dragage effectuées de 1990 à 2000 en fonction des types d'ouvrages concernés

	De 1990 à 2000
Localisation des opérations de dragage	**Volumes dragués (en millions de m^3)**
Cours d'eau	≈ 21.7
Canaux	≈ 2.5
Plans d'eaux	≈ 4.0
Retenues d'eau	≈ 2.5
Zones portuaires	≈ 0.3
Total	≈ **31**
Moyenne annuelle	**2.82 millions de m^3/an**

Source : inventaire CTNGS, 2002

Selon une autre enquête réalisée par le Service de Navigation Nord Pas-de-Calais auprès des maîtres d'ouvrage et des maîtres d'œuvre sur l'ensemble du territoire continental français (résultats repris dans la Charte de Préfiguration Sédimatériaux (2009)) :

- les besoins de curage d'entretien sont évalués à **9 millions de m^3/an**. Cette valeur n'inclut pas les travaux de reconquête écologique du milieu naturel, ni ceux liés à l'amélioration du cadre de vie ;
- environ **6 millions de m^3** de sédiments sont extraits tous les ans.

Le déficit annuel de curage d'entretien en France est donc évalué à environ3 millions de m^3 et concernerait majoritairement les cours d'eau non navigables.

Selon l'état des connaissances sur les opérations de **dragages de sédiments marins**, environ **50 millions de m^3** de sédiments sont dragués en moyenne par an (Alzieu, 1999). Les trois principaux ports estuariens (Rouen, Nantes-Saint-Nazaire et Bordeaux) font état d'un volume moyen annuel d'environ **25 millions**

de m^3 et les cinq grands ports maritimes, Dunkerque, Calais, Boulogne, Le Havre et la Rochelle draguent un volume moyen annuel de **6.2 millions de m^3**. Les 18.8 millions de m^3 représentent la quantité de sédiments extraits dans les autres ports nationaux.

Un bilan de ces résultats pour les volumes gérés à terre est présenté dans le Tableau 12.

Tableau 12 : Estimations des volumes annuels de sédiments dragués et gérés à terre

	Source	**Localisation / particularité**	**Volume moyen annuel dragué (Mm^3/ an)**	**Volume moyen annuel géré à terre (Mm^3/ an)**[33]
Dragages continentaux	CTNGS, 2002	Entretien (>1000 m^3)	2.82	1,7
	CETMEF, 2005	Entretien sur voies naviguées	0,75	0,75
	VNF, 2008, 2009	Voies VNF	0,75	0,7
	Service de Navigation Nord Pas de Calais	Toutes voies et opérations	6	NR
Dragages maritimes	IFREMER, 1999		50	NR
	Ordre de grandeur estimé INERIS		(50)	~ 5

Données non directement comparables entre elles car concernant des périmètres différents.
ND : non renseigné

[33] Estimations sur la base des filières indiquées au chapitre 3 de cette annexe. Discussion au chapitre 4.

2) Répartition des quantités draguées selon les maîtres d'ouvrage

Les principaux maîtres d'ouvrage des opérations de dragage sont :

- les Voies Navigables de France (VNF) ;
- la Compagnie Nationale du Rhône (CNR) ;
- les collectivités territoriales, par ex. responsables de ports de plaisance ou de plans d'eau ;
- les ports autonomes ;
- l'Etat ;
- Electricité De France (EDF).

Pour les dragages d'entretien d'une capacité supérieure à 1000 m^3, l'inventaire national du CTNGS (2002) indique une répartition des opérations en fonction des acteurs, pour les périodes 1990-2000 et 2000-2010 (Tableau 13).

Tableau 13 : Répartition des opérations de dragage et des volumes associés en fonction des maîtres d'œuvre entre 1990 et 2000 et extrapolation pour la période de 2000 à 2010

	De 1990 à 2000		**De 2000 à 2010**	
Maître d'ouvrage	**Volume dragué**		**Volume dragué**	
	Volume (millions de m^3)	Pourcentage	Volume (millions de m^3)	Pourcentage
Compagnie Nationale du Rhône	14.3	46 %	12.1	36%
Voies Navigables de France	8.1	26 %	14	41%
Collectivités	5.6	18 %	4.8	14%
EDF	1.9	6 %	1.6	5%
Etat	0.6	2 %	0.8	2%
Ports autonomes	0.6	2 %	NR	
Autres			0.7	2%
TOTAL	**31**	**100 %**	**34**	**100%**

Source : CTNGS, 2002 ; N.R. : non renseigné

La CNR et les VNF ont extrait 72% des sédiments pris en considération par l'inventaire, entre 1990 et 2000. La CNR drague un volume presque deux fois plus important que celui des VNF, alors que son réseau de navigation est 30 fois moins dense. Le régime particulier du Rhône impose un entretien régulier. Il permet également une part majoritaire de remise en suspension pour ces sédiments dragués.

3) Répartition suivant les grandes filières de gestion

Quatre grandes filières de gestion peuvent être décrites pour les sédiments de dragage :

- ✓ **le maintien en place**, justifié par l'absence de solution de gestion adaptée. Les sédiments sont maintenus en place et des nivellements sont réalisés. Les nivellements mélangent et remettent les sédiments en suspension.

  Une filière de traitement des sédiments en place, le bio-dragage, est actuellement en cours d'expérimentation. Elle consiste à disperser en surface ou à injecter dans le sédiment des produits pulvérulents sur lesquels sont fixées des bactéries capables de dégrader des matières organiques. L'origine des bactéries utilisées peut être variée et la dispersion ou l'injection peut s'accompagner ou non de l'addition d'oxygène et de nutriments. Le bio-dragage vise à abaisser le niveau du sédiment et à éliminer les contaminants organiques bio-dégradables.
- ✓ **l'immersion ou le rejet en mer** possible lorsque la qualité des sédiments respecte les conditions fixées par l'arrêté du 14 juin 2000 (<N1);
- ✓ **la valorisation,** qui concerne principalement les filières :
  - de génie civil (régalage / maintien des berges, remblaiement, matériaux de construction ou produits utilisables dans le génie civil) ;
  - d'amendement des sols (épandage, compostage, reconstruction de sites) ;
  - de réhabilitation de sites.
- ✓ **l'élimination** en centre de stockage pour déchets dangereux ou non dangereux

Le Tableau 14 précise les techniques, les facteurs limitant et les coûts estimés de chacune de ces filières.

L'évolution de la réglementation a limité l'immersion des sédiments marins, qui représente une filière économiquement intéressante. D'autres voies de gestion ont du être envisagées pour les sédiments pollués.

Certains sédiments pollués peuvent être stockés dans des centres de stockage pour déchets dangereux ou non dangereux. Toutefois, la mise en centre de stockage des sédiments de dragage se heurte :

- au volume parfois important de sédiments extraits, rendant cette solution de gestion onéreuse;
- à l'éloignement des centres de stockage, notamment les centres de stockage pour déchets dangereux, vers lesquels doivent être orientés certains sédiments considérés dangereux. Sur le territoire national, il n'existe que 14 centres de stockage pour déchets dangereux, répartis en Lorraine, Franche-

Comté, Languedoc-Roussillon, Bourgogne, Ile de France, Pays de Loire, Basse et Haute Normandie, Midi Pyrénées ;

- au coût d'acceptation des sédiments en centre de stockage et à celui du transport, étant donné l'éloignement des centres par rapport au milieu d'extraction des sédiments (ex. Région Nord Pas de Calais, Port Varois, du Finistère…), et en comparaison des autres filières de gestion.

Tous les types de sédiments peuvent être *à priori* valorisés, à condition de maîtriser la variabilité et la qualité du gisement. Elle peut se faire, soit directement (assez rarement car économiquement coûteux), soit après traitement ou pré-traitement, via un passage sur une plate-forme multimodale dédiée. Face aux limites de l'immersion et aux problèmes liés au stockage des sédiments, le recours à la valorisation est croissant.

Tableau 14 : Principales filières de gestion et caractéristiques associées

Filières		**Techniques**	**Facteurs limitant**	**Coût approximatif/ m^3**
Maintien en place	Maintien en place	néant	- gestion de la mobilité des contaminants	néant
	Maintien en place avec nivellement		- remise en suspension - gestion de la mobilité des contaminants	NR
	Bio-dragage	Digestion de la partie organique des sédiments par des bactéries	- traitement partiel et encore expérimental - incertitude sur le devenir des contaminants	≥ 7 €
Immersion	Immersion ou rejet en mer ou dépôt en eau libre	Clapage par chaland ou conduite de rejet hydraulique	- dispersion des sédiments - largage potentiel de contaminants	≥ 4 €
Valoris-ation	Régalage	Dépose par pelleteuse, benne preneuse, …	- concentration en contaminants doit être faible	≥ 5 €
	Remblaiement	Utilisation en remblai. Transport par conduite ou camion	- vérification des eaux de percolation - transport par route	≥ 7 € (hors frais d'ouvrage et de transport)
	Valorisation en matériaux divers	Traitement et pré-traitement préalable	- traitement des eaux et des émissions de gaz	Très variable
	Epandage et compostage	Epandage sur sols cultivables ou non de grande surface sur une épaisseur de quelques centimètres	- s'assurer de la valeur agronomique et de la qualité des matériaux - utilisation de transport routier	≥ 7 € (hors frais de transport)
	Recons-truction de sol	Epandage massif d'environ 1 m^3 par m^2 de terrain, avec reprise et étalement	- s'assurer de la valeur agronomique et de la qualité des déblais - transport par route	≥ 3 € (hors frais de transport)

	Réhabilitation de sites naturels	Comblement de carrières par conduite ou transport par camion	- gestion des eaux de percolation	≥ 7 € (hors frais d'ouvrage et de transport)
Centre de stockage	Dépôt en centre de stockage pour déchets	Stockage en conditions réglementées	- transport par route	≥ 53 € (hors frais de transport)

NR : non renseigné ; adapté de In Vivo *et al.*, 2002

La répartition du devenir des sédiments continentaux entre 1990 et 2000 selon les études du CTNGS (2002), du CETMEF (2006) et de VNF (2008, 2009) est reportée dans le Tableau 15 et le Tableau 16.

Tableau 15 : Répartition du devenir des sédiments continentaux dragués entre 1990 et 2000

Devenir des sédiments curés	**de 1990 à 2000** **Volume dragué et pourcentage correspondant** **(millions de m^3)** **(CTNGS, 2002)**	**De 2001 à 2005** **Volume dragué et pourcentage correspondant** **(millions de m^3)** **CETMEF (2005)**
Mise en dépôt	≈ 11.2 (37%)	3.05 (67%)
Remise en suspension	≈ 12.0 (40%)	0.04 (0.9%)
Réemploi des sédiments	≈ 7.4 (24%)	0.04 (0.9%)
Régalage le long des berges	≈ 4.1 (14%)	
Epandage en champ	≈ 0.7 (2.5%)	0.54 (12%)
Mise en décharge	≈ 3.0 (10%)	0.03 (0.6%)
Traitement	≈ 0.9 (3%)	
Autres		0.54 (12%)
Non précisé		0.05 (1%)
Multiples		0.28 (6%)
TOTAL	**30.3 (130.5%)***	**4.57 (100%)**

* Les données de l'historique affichent les pourcentages totaux supérieurs à 100%, ce qui pourrait être lié à des applications de filières successives pour des sédiments gérés à terre.

** L'étude du CTNGS (2002) considère tous les dragages continentaux d'entretien d'une capacité supérieure à 1000m^3 et celle du CETMEF (2006) porte exclusivement sur les sédiments des voies naviguées. Ceci explique les différences observées entre les volumes totaux de sédiments considérés.

Tableau 16 : Répartition du devenir des sédiments de VNF dragués en 2005-2006

Mise en dépôt	21 %
Mise en décharge	6 %
Régalage	12 %
Renforcement de berges, remblais	7 %
Remblaiement de carrière	35 %
Amendement de sols	6 %
Clapage ou remise en suspension	7 %
Stockage en gravière	2 %
Non précisé	4 %

Source : VNF (2008, 2009). Extrait ici de VNF, 2009. En pourcentage du volume.

Selon l'étude du CTNGS (2002), le choix des voies de gestion des sédiments continentaux ne semblent pas évoluer entre 1990 et 2000. Tout au plus, peut-on mettre en évidence une augmentation de la mise en dépôt et du régalage le long des berges et une diminution de l'épandage en champ.

L'étude du CETMEF (2005) met en évidence une prédominance de la mise en dépôt entre 2000 et 2005, ce qui pose des problèmes de disponibilité foncière, voire d'acceptabilité sociale. Toutefois, les terrains de mise en dépôt n'ont pas toujours été répertoriés et suivis, ce qui peut poser des problèmes de traçabilité. VNF a lancé une étude pour répertorier tous les terrains dont elles avaient la gestion. Les terrains de dépôts gérés par VNF sont au nombre de 184 et représentent une superficie de 1600 hectares.

4) Quantités de sédiments gérés à terre

La circulaire du 4 juillet 2008 précise que « *les techniques de remise en suspension et/ou d'immersion, sont les plus couramment utilisées compte tenu des volumes en cause* ».

Concernant les sédiments d'eau douce, VNF (2008, 2009 : Tableau 16) estime que 93% de ses sédiments dragués sont gérés à terre, soit de 700 000 m^3/an. L'étude du CTNGS de 2002 (Tableau 14) indique une proportion de 60% gérée à terre sur les 2,82 Mm3 annuels, soit 1,7 Mm^3/an. Considérant la répartition selon les maîtres d'ouvrage des sédiments dragués, et la pratique de remise en suspension majoritaire pour la CNR, on aboutit à un volume total géré à terre, tous acteurs confondus, de l'ordre de 2 Mm^3/an.

Concernant les sédiments marins, le Port Autonome de Dunkerque (PAD, 2009) indique que sur 3 millions de mètres cubes dragués chaque année pour ce port, 500 000 m^3 sont gérés à terre comme des matériaux non immergeables (en l'occurrence dès le dépassement du seuil N1, par choix du PAD), outre 200 000 à 500 000 m^3 de sable commercialisé. Au-delà des différences entre ports maritimes[34], une extrapolation à partir des 50 million de mètres cubes dragués indique ainsi un volume total géré à terre de l'ordre de cinq million de mètres cubes.

La filière immersion représente en France près de 90% des matériaux dragués chaque année (2005-2006, données CETMEF).

[34] Toutefois, les volumes les plus importants proviennent de la façade Atlantique, soumise au même phénomène de marées conséquentes (par comparaison à la Méditerranée), générateur de quantités importantes de sédiments à draguer.

ANNEXE 4

Note juridique du 18 septembre 2002 sur la gestion des sédiments extraits des cours d'eau et canaux

République Française

MINISTÈRE DE L'ÉCOLOGIE ET DU DÉVELOPPEMENT DURABLE

Paris, le 18 septembre 2002

DIRECTION DE L'EAUSous-direction de la coordination
et de la réglementation
Bureau de la réglementation

DIRECTION DE LA PREVENTION DES POLLUTIONS ET DES RISQUES
Sous-direction des produits et des déchets
Bureau de la planification et de la gestion des déchets

Note juridique sur la gestion des sédiments extraits des cours d'eau et canaux

Les cours d'eau et canaux doivent faire l'objet d'un entretien régulier, ce qui donne lieu à l'enlèvement de sédiments. Cette opération a toujours été complexe. Il s'agit de réaliser un curage efficace pour le bon écoulement des eaux mais sans nuire au milieu. Il faut ensuite régaler, stocker ou valoriser les extractions à des coûts acceptables pour les collectivités ou VNF.
Depuis peu, la prise de conscience du risque engendré par la présence de substances dangereuses dans les sédiments a accru la complexité de la situation.
Il convient donc d'analyser sur la plan juridique deux points essentiels : l'enlèvement des sédiments et leur gestion après enlèvement notamment dans le cas où la présence de substances dangereuses à des niveaux de concentration importante aurait été mise en évidence.

I- L'ENLEVEMENT DES SEDIMENTS

Plusieurs réglementations sont potentiellement concernées.

1) L'enlèvement des sédiments régi par les polices de l'eau, de la pêche et des milieux aquatiques

L'enlèvement des sédiments est la conséquence de l'obligation d'entretien qui s'impose aux propriétaires des cours d'eau (article L.215-15 du code de l'environnement et article 14 du code du domaine public de l'Etat).

Cette obligation pèse donc sur les propriétaires riverains en ce qui concerne les cours d'eau non domaniaux et sur l'Etat en ce qui concerne les cours d'eau domaniaux. L'entretien peut être mis à la charge du gestionnaire du cours d'eau si une loi ou une convention le prévoit. Il en va de même pour les canaux.

L'extraction des matériaux dans le lit mineur d'un cours d'eau ou dans son espace de mobilité dans le but d'exploiter une carrière est aujourd'hui interdite (arrêtés du 22

20, avenue de Ségur 75302 Paris 07 SP - Téléphone : 42.19.20.21

septembre 1994 et du 14 février 2001). Seul l'entretien des cours d'eau et des canaux ou la réalisation de travaux d'aménagement des cours d'eau et des canaux justifient aujourd'hui l'enlèvement de sédiments.

Ces opérations sont encadrées par les dispositions du code de l'environnement. Plusieurs autorisations peuvent être requises au titre des polices de l'eau, de la pêche et des milieux aquatiques :

- Une autorisation ou une déclaration au titre de l'article L. 214-1 et suivant du code de l'environnement au titre de la police de l'eau en fonction des seuils notamment mentionnés aux rubriques 260 et 261 du décret n° 93 -743 du 29 mars 1993 relatif à la nomenclature (autorisation requise pour l'enlèvement annuel de plus de 5000 M3 de sédiments ou lorsqu'il s'agit d'une voie navigable si le rapport entre la section à draguer et la section mouillée est supérieur à 10%) ou des seuils mentionnés à la rubrique 610 (autorisation au dessus de 1900000 euros). Les opérations soumises à déclaration peuvent relever du régime de l'autorisation si elles sont réalisées dans les zones de frayères ou de croissance des poissons (article 2 du décret n°93-743 relatif à la nomenclature).

Les opérations de curage "vieux fond vieux bord", c'est-à-dire celles dont l'objectif est de rétablir le cours d'eau dans sa largeur et sa profondeur naturelle, ne sont soumises ni à autorisation, ni à déclaration au titre de la rubrique 260. De même, le rétablissement des caractéristiques des chenaux de navigation est exclu de la rubrique 261. Par contre, elles relèvent de la rubrique 610 si des collectivités effectuent les travaux. La direction de l'eau recommande dans tous les cas où des collectivités interviennent qu'une autorisation soit délivrée au titre de la police de l'eau.

- Une autorisation au titre de l'article L. 432-3 du code de l'environnement si l'opération est de nature à détruire des frayères, des zones de croissance ou des zones d'alimentation ou de réserve de nourriture de la faune piscicole.

Cette autorisation n'est pas exigée quand une autorisation est délivrée par ailleurs au titre de la police de l'eau (article R*232-1 du code rural).

Il convient enfin de respecter les anciens règlements et les usages locaux en application de l'article L. 215-15 du code de l'environnement.

Les collectivités s'investissent largement dans l'entretien des cours d'eau qu'elles prennent en charge dans le cadre d'opérations d'intérêt général (L. 211-7 du code de l'environnement) ou de conventions passées avec l'Etat.

2) L'enlèvement des sédiments régi par d'autres législations

2.1) L'enlèvement des sédiments régi par la législation sur les installations classées

La nomenclature relative aux installations classées précise dans sa rubrique 2510 a) que l'activité de prélèvement est assimilée à l'exploitation d'une carrière lorsque les matériaux sont utilisés et lorsqu'elle porte sur une quantité supérieure à 2000 tonnes.

Elle est soumise à autorisation au titre des installations classées (décret n°94-485 du 9 juin 1994 modifiant la nomenclature des installations classées).
Toutefois les opérations présentant un caractère d'urgence destinées à assurer le libre écoulement des eaux sont exclus de la rubrique 2510.

Une autorisation au titre de l'article L. 512-1 du code de l'environnement sur les installations classées n'est donc nécessaire que si une utilisation des sédiments en tant que matériau de carrière est envisagée. Dans ce cas, en application de l'article L. 214-7 du code de l'environnement, il n'y a plus lieu de demander une autorisation au titre des articles L. 214-1 et suivants. Si seule une partie des sédiments est destinée à une utilisation en tant que matériau de carrière, une procédure « loi sur l'eau » sera menée pour l'opération de dragage et une procédure ICPE sera menée pour les seules unités de valorisation des sédiments en tant que matéraiux de carrière.

2.2) L'enlèvement des sédiments régi par le code minier

Les prélèvements dans les cours d'eau de montagne sont soumis à une exigence particulière prévue à l'article 130 du code minier, issu de la loi Barnier du 2 février 1995, tout en restant soumis à la réglementation sur les installations classées s'il y a lieu. Une évaluation des excédents de débit solide doit être effectuée par bassin de rivière par les services de l'Etat. Au vu de cette étude le préfet accorde, après avis de la commission des carrières, des droits d'extraction temporaire lorsqu'il est constaté un encombrement du lit de nature à provoquer des inondations. Ces autorisations pour la réalisation d'extraction sont notamment accordées pour la réalisation de travaux de consolidation des berges et des digues.

II- LA GESTION DES SEDIMENTS

L'analyse de la gestion des sédiments après enlèvement se heurte à la définition de la notion de déchet et à la multiplicité des filières d'élimination de ces matériaux.

1) La notion de déchet appliquée aux sédiments

La notion de déchet est définie à l'article L 541-1 du code de l'environnement. Cette définition indique notamment qu'est un déchet tout bien meuble que son détenteur destine à l'abandon.

Les sédiments sont des « sous-produits » d'une activité (le dragage) qui vise à rétablir un libre écoulement et non pas à exploiter un matériau particulier en vue de son utilisation. Ils ne sont pas la finalité même de l'opération de dragage et sont généralement destinés à l'abandon. Pour ces raisons, les sédiments extraits des cours d'eau sont, dans de nombreux cas, considérés comme des déchets.

Le statut de déchet n'interdit pas une utilisation future ou une vente à titre onéreux. Ainsi certains laitiers de la sidérurgie sont des déchets même s'ils sont ensuite utilisés pour la réalisation de routes.

Si le déchet subit un traitement pour le rendre directement utilisable, ou en extraire une partie utilisable, les éléments utilisables peuvent être considérés comme ayant perdu le statut de déchet.

Dès lors que l'extraction est classée dans la rubrique 2510 de la nomenclature installations classées, les sédiments extraits n'ont pas le statut de déchet, il s'agit de matières brutes qu'il faudra peut être traiter, et ce traitement pourra entraîner la production de déchets.

Le code de l'environnement rappelle les obligations du producteur ou détenteur du déchet vis-à-vis de son élimination, mais ne définit en aucune manière la filière d'élimination. Cette filière doit uniquement respecter la réglementation en vigueur quelle qu'elle soit, et non pas seulement la réglementation sur les déchets ; on peut citer comme exemple l'utilisation des boues de station d'épuration urbaine (classées déchets) qui est régie par des textes réglementaires pris en application de la loi sur l'eau.

Le producteur ou détenteur du déchet est celui qui assure l'enlèvement du sédiment. Il s'agit du propriétaire du lit lorsque celui-ci en assure directement l'entretien ou de la collectivité qui intervient dans l'intérêt général ou bien de Voies Navigables de France qui assure le dragage dans le cadre de ses missions. Ces derniers sont alors responsables de l'élimination des sédiments.

Seuls les sédiments remis en suspension, qui se redéposent en aval et qui restent donc dans le même milieu (le cours d'eau) peuvent ne pas être considérés comme des déchets. Le responsable de l'opération de dragage n'est alors pas considéré comme un producteur de déchet. Cela n'enlève toutefois en aucun cas sa responsabilité en cas de pollution du fait de la remise en suspension (cf arrêt de la Cour de Cassation qui vient de confirmer que la vidange de plan d'eau peut constituer une pollution au titre du L 432-2 – 26 février 2002 – n°01-86624, FDAPPMA de Haute-Saône).

La réglementation communautaire comme nationale a également introduit la notion de déchet dangereux. Pour de tels déchets, s'impose en sus une obligation de traçabilité.

Le décret n°2002-540 du 18 avril 2002 qui reprend la nomenclature européenne des déchets a classé les sédiments sous la rubrique 17 05 05* boues de dragage contenant des substances dangereuses ou 17 05 06 boues de dragage autres que celles visées à la rubrique 17 05 05*. L'astérisque qui suit le code indique qu'il s'agit alors d'un déchet dangereux.
Pour savoir si un déchet est dangereux et donc de quelle rubrique de la nomenclature déchet il relève, il convient de déterminer s'il possède au moins un des 14 critères de dangerosité définis à l'annexe I du décret qui vont de H1 à H14. Certains critères ne sont pas adaptés à la gestion des sédiments (risque explosif…). Très souvent et vraisemblablement dans le cas des sédiments, le critère H14 relatif à l'écotoxicité du déchet est déterminant pour savoir si un déchet est dangereux ou non. Aucune méthode claire n'existe aujourd'hui pour savoir si un déchet est écotoxique ou non. Il y a actuellement une réflexion en cours sur des tests d'écotoxicité utilisables pour caractériser le critère H14 mais les données

actuellement disponibles ne permettent pas d'envisager la fixation des seuils. En plus de la distinction déchet dangereux-déchet non dangereux, la directive 1999/31/CE relative à la mise en décharge introduit la notion de déchet inerte. La commission a présenté à l'été 2002 un projet de décision visant à modifier l'annexe II de la directive susvisée. Ce projet de décision comporte notamment deux séries de seuils :

- seuils hauts pour l'admission en décharge pour déchet inerte
- seuils hauts pour l'admission en décharge pour déchet dangereux

Au niveau français, la dangerosité des sédiments pourrait également être caractérisée à partir des normes sols et boues utlisées dans le domaine des boues de station d'épuration (décret n°97-1133 du 8 décem bre 1997 et arrêté du 8 janvier 1998).
Les méthodes classiquement utilisées pour caractériser les déchets font appel à des tests de simulation du comportement dans un certain scénario : test de percolation, qui est long (1 mois à 1 mois et demi) ou test de lixiviation, plus court à réaliser et donc moins cher, mais moins représentatif du comportement du déchet en dépôt à long terme. Une norme européenne a été adoptée à l'été 2002 pour ces deux essais, qui sont avant tout conçus pour caractériser des déchets solides granulaires.

2) Les filières d'élimination des sédiments

Au regard des critères retenus, il semble que l'enlèvement des sédiments ne crée pas des déchets dans tous les cas :

- **Extraction de matériaux de carrière** : dans le cas où l'entretien est soumis à la réglementation sur les carrières (rubrique 2510 a de la nomenclature installations classées), les matériaux extraits sont considérés comme des matières brutes et non pas des déchets. Toutefois, quand un traitement des matériaux est nécessaire, le résidu du traitement, qui n'est pas valorisé en tant que matériau de carrière, est un déchet.

- **Remise en suspension** : les sédiments ne sont pas considérés comme des déchets. Les dispositions sur les déchets seraient d'ailleurs inadaptées.

- **Epandage et régalage** : les sédiments sont des déchets car il font l'objet d'un abandon. Toutefois, dans ce domaine il existe déjà une réglementation plutôt favorable à ceux qui assurent l'entretien du cours d'eau. L'article L.215-15 du code de l'environnement, issu de la loi Barnier prévoit que les propriétaires riverains des cours d'eau non domaniaux ne peuvent refuser de recevoir sur leurs terrains des matières de curage que si leur composition est incompatible avec la protection des sols et des eaux. Le Conseil d'Etat avait, par ailleurs, déjà affirmé que le régalage était en général un amendement favorable à la culture (CE 28-12-92 n°73-627 DUGA).

- **Utilisation en travaux publics, remblais** : Les sédiments sont des déchets. Toutefois, cette qualification n'interdit pas leur usage dans des opérations de travaux publics. Il convient alors de s'assurer que les sédiments ne présentent pas un risque

inacceptable pour l'environnement. Une caractérisation de la toxicité du sédiment au niveau environnemental (test de percolation par exemple) et géotechnique (pour la stabilité) permet d'estimer les scénarios acceptables pour l'utilisation en travaux publics. Si un traitement type criblage est effectué sur le sédiment, l'installation peut être classée au titre de la rubrique 2515 de la nomenclature des installations classées (Broyage, concassage, criblage de produits minéraux).

- Dépôt ou stockage sur des parcelles, hors décharge (incluant le comblement d'ancienne gravière ou d'ancienne carrière…) : les sédiments sont des déchets mais aucune rubrique installation classée (ni la 167 « déchets industriels provenant d'installations classées », ni la 322 « ordures ménagères et autres résidus urbains ») ne permet de classer ce stockage ou ce dépôt. Ces derniers peuvent notamment être réglementés par le code de l'urbanisme (article R.442-2 « installation et travaux divers » seule une autorisation du maire est obligatoire si le seuils mentionnés dans cet article sont dépassés : 100 m² et hauteur supérieure à 2 mètres) ou la loi sur l'eau s'il y a un risque de destruction de zones humides.

La directive 1999/31/CE du 26 avril 1999 concernant la mise en décharge des déchets pourrait toutefois qualifier de tels dépôts en tant que décharge. Toutefois, certains paragraphes de cette directive permettent de s'extraire du statut de décharge :

Considérant 15 : «la valorisation, conformément à la directive 75.442/CEE des déchets inertes ou des déchets non dangereux appropriés, par leur utilisation pour des travaux d'aménagement ou de réhabilitation et de remblai ou à des fins de construction, peut ne pas constituer une mise en décharge »

Article 3 2) : « sont exclus du champ d'application de la présente directive le dépôt de boues de dragage non dangereuses le long de petites voies d'eau, après leur extraction de celles-ci, et de boues non dangereuses dans les eaux de surface, y compris le lit et son sous-sol »

En conséquence peuvent être considérés comme exclus du champ de la directive :

- Sur les petites voies d'eau : les dépôts de boues de dragage non dangereuses
- Partout (petites et grandes voies d'eau) : les immersions de boues de dragage non dangereuses dans les eaux de surface dans le lit des cours d'eau et leur soul-sol,
- Partout (petites et grandes voies d'eau) : les dépôts de boues de dragage inertes et non dangereux qui constitueraient des travaux de remblai ou d'aménagement.

- Mise en décharge : les sédiments sont des déchets et dans le cas d'un stockage dans une décharge collective, la réglementation sur la mise en décharge de déchets s'applique alors. Suivant les relargages potentiels de polluants par le sédiment, celui-ci sera dirigé vers une installation de stockage pour déchets inertes (autorisée au titre de l'article R.442-2 du code de l'urbanisme si les seuils mentionnés sont dépassés), une installation de stockage pour déchets ménagers ou assimilés (arrêté du 9 septembre 1997 modifié) voir une installation de stockage pour déchets dangereux (arrêté du 18 décembre 1992 modifié). Dans tous les cas, il est interdit de

mettre en décharge un déchet liquide. La siccité minimale fixée par les arrêtés du 9 septembre 1997 et du 18 décembre 1992 est de 30%.

CONCLUSION

La qualification des sédiments en déchet paraît a priori sans effet notable. En particulier, cette obligation n'introduit pas de contrainte sur le choix du mode de traitement (remise en suspension, régalage, utilisation en travaux publics) Cependant, la qualification de déchets peut faire relever certains sites de stockage de sédiments de la directive 1999/31/CE relative à la mise en décharge de déchets.

Ce texte pose le principe de la mise en place d'une procédure d'autorisation spécifique pour toutes les catégories de décharge. Une décharge est un site d'élimination des déchets par dépôt des déchets sur la terre ou dans la terre à l'exclusion du stockage avant valorisation ou traitement pour une durée inférieure à 3 ans et avant élimination pour une durée inférieure à un an. Les travaux d'aménagement, de remblai ou à des fins de construction ne constituent pas une mise en décharge. De même, les épandages de boues résultant des opérations de dragage sur le sol dans un but de fertilisation ou d'amendement et les dépôt de boue le long des petites voies d'eau ainsi que les immersions dans les eaux superficielles sont exclus du champ d'application de la directive. Mais tous les dépôts de sédiments ne semblent pas échapper à la directive, notamment ceux réalisés en grandes quantités sur des parcelles sans qu'il soit envisagé de valorisation particulière.

Il convient donc d'être particulièrement attentif à la législation tant sur les déchets que sur les décharges et veiller à ce que les évolutions en cours ne créent pas de contraintes insurmontables pour la gestion des sédiments.