

Impacts écologiques de sédiments pollués extraits et déposés en milieux terrestres



**IMPACTS ECOLOGIQUES DE SEDIMENTS POLLUES
EXTRAITS ET DEPOSES EN MILIEUX TERRESTRES**

**ÉTAT DES CONNAISSANCES ET EVALUATION
DES RISQUES POUR LES ECOSYSTEMES**

RAPPORT FINAL

mai 2017

A. HAYET, A. DERAM, D. BOHAIN – ILIS - Université de Lille 2



Université
de Lille
2
DROIT
ET SANTÉ

Créée en 1989 à l'initiative du Ministère en charge de l'Environnement, l'association RECORD – REseau COopératif de Recherche sur les Déchets et l'Environnement – est le fruit d'une triple coopération entre industriels, pouvoirs publics et chercheurs. L'objectif principal de RECORD est le financement et la réalisation d'études et de recherches dans le domaine des déchets et des pollutions industrielles.

Les membres de ce réseau (groupes industriels et organismes publics) définissent collégalement des programmes d'études et de recherche adaptés à leurs besoins. Ces programmes sont ensuite confiés à des laboratoires publics ou privés.

Avertissement :

Les rapports ont été établis au vu des données scientifiques et techniques et d'un cadre réglementaire et normatif en vigueur à la date de l'édition des documents.

Ces documents comprennent des propositions ou des recommandations qui n'engagent que leurs auteurs. Sauf mention contraire, ils n'ont pas vocation à représenter l'avis des membres de RECORD.

- ✓ Pour toute reprise d'informations contenues dans ce document, l'utilisateur aura l'obligation de citer le rapport sous la référence :

RECORD, Impacts écologiques de sédiments pollués extraits et déposés en milieux terrestres. Etat des connaissances et évaluation des risques pour les écosystèmes, 2017, 308 p, n°14-1023/1A

© RECORD, 2017

Comité de suivi de l'étude :

Violaine BROCHIER – EDF, Julie CHARTON-BISSETTA – EDF, Bénédicte COUFFIGNAL – RECORD, Karine FAUCHER – TOTAL, Cécile GRAND – ADEME, Grégory LANFREY – SOCOTEC, Thierry MEUNIER – SECHE ENVIRONNEMENT

Résumé

Chaque année en France, des opérations de dragage sont menées afin d'entretenir les voies navigables, de restaurer les voies d'eau et/ou d'améliorer la qualité du milieu aquatique marin ou continental. Ce sont 40 à 50 millions de m³ de matériaux qui sont extraits chaque année, dont 90 % concernent des dragages maritimes des ports estuariens. Actuellement 90 à 95 % des matériaux de dragage sont immergés. Le reste des matériaux, soit environ sept millions de m³ par an, est orienté vers des filières de gestion à terre où selon leurs caractéristiques ils pourront être traités, stockés ou valorisés. La problématique relative à la gestion des sédiments gérés à terre est récente et a suscité de nombreuses réflexions au sein de la communauté scientifique mais également chez les gestionnaires, notamment des zones portuaires. Les connaissances et retours d'expérience acquis ces dernières années ont permis une avancée considérable en matière de gestion et de valorisation des sédiments de dragage. Néanmoins, certaines questions subsistent et l'une d'entre elles concerne l'évaluation des impacts sur l'écosystème des sédiments de dragage pollués et déposés en milieu terrestre.

Le contexte de la présente étude concerne l'impact écologique des sédiments de dragage et/ou de curage, pollués et déposés en milieux terrestres. Les objectifs de l'étude sont (i) de définir sur la base d'une analyse bibliographique, les caractéristiques physico-chimiques des sédiments et de leur contamination suite à leur mise en dépôt, (ii) d'évaluer les effets des polluants sur les caractéristiques écologiques du milieu récepteur, (iii) d'étudier la faisabilité d'une approche éRé appliquée au cas des sédiments extraits de différents milieux aquatiques et déposés au sol de manière définitive, (iv) de proposer une stratégie de hiérarchisation des impacts des sédiments extraits par la comparaison de plusieurs scénarii définis en fonction de la nature et de la qualité du milieu récepteur, de la nature des sédiments et de leur niveau de pollution, et enfin (v) d'extraire de la littérature et de l'analyse menée des préconisations en matière de gestion de sédiments pollués extraits et déposés en milieu terrestre.

Mots clés

Sédiments contaminés, dragage, évaluation des risques pour les écosystèmes (éRé), écosystèmes terrestres

Summary

Every year in France, dredging operations are regularly carried out to maintain and restore waterways and/or improve the quality of the marine or continental aquatic environment. This produces 40 to 50 million m³ of material per year, 90% of which originates from the marine dredging of estuarine harbours. Currently 90 to 95% of dredged material is dumped at sea. The remaining 10% of dredged material (an estimated seven million cubic meters per year) is sent to waste management centres onshore, where they are treated, stored or reused according to their characteristics. The management of sediments on land is a recent issue that has generated a number of discussions not only within the scientific community, but also among administrators, particularly in port areas. Although considerable progress has been made in the management and exploitation of dredged sediments over recent years, some questions remain, including the assessment of how polluted dredged sediments deposited on land affect the ecosystem.

This study concerns the ecological impact of polluted sediments resulting from dredging that are deposited in terrestrial environments. These objectives are as follows: (i) Carry out a bibliographic analysis to define the physical and chemical characteristics of the sediments and their contamination levels after land disposal, (ii) Evaluate the impacts of the pollutants on the ecological characteristics of the receiving environment, (iii) Evaluate the suitability of an ERA (Ecosystem Risk Assessment) approach to the permanent land disposal of sediments extracted from different aquatic environments, (iv) Propose a strategy to rank the impacts of extracted sediments through the comparison of different scenarios defined according to the nature and pollutant level of sediments and the nature and quality of the receiving environment, and (v) Use existing literature and the current analysis to draw up a list of recommendations to manage the land disposal of extracted polluted sediments.

Keywords

polluted sediment, dredging, Ecosystem Risk assessment (ERA), terrestrial ecosystem

INTRODUCTION GENERALE.....	10
CHAPITRE I : CONTEXTE ET CADRE REGLEMENTAIRE DE LA GESTION DES SEDIMENTS DE DRAGAGE.....	13
Partie 1 : Cadre réglementaire	13
I. A l'échelle internationale	14
II. A l'échelle communautaire	15
III. Au niveau national	22
IV. Discussion	48
Partie 2. Etat des lieux des pratiques et enjeux de la gestion à terre des sédiments.....	52
I. Les principaux traitements des sédiments de dragage	52
II. Mise en dépôt des sédiments à terre	54
III. Les filières de valorisation.....	55
IV. Le stockage.....	63
Partie 3 : Mise en place d'une enquête à destination des acteurs de la gestion des sédiments de dragage.....	64
I. Matériel et méthode	64
II. Résultats	66
III. Discussion – Conclusion	82
Conclusion du chapitre I	86
CHAPITRE II : DU DRAGAGE A LA GESTION A TERRE : EVOLUTION ET MODIFICATION DES SEDIMENTS, DES POLLUANTS ASSOCIES ET DES MILIEUX RECEPTEURS	88
Partie 1 : caractérisation des sédiments et de leur comportement lors d'un projet de dragage..	88
I. La sémantique du sédiment	88
II. Principales caractéristiques des sédiments	89
III. Evolution du comportement des sédiments au cours d'un dragage.....	100
IV. Impact du dragage sur les caractéristiques des sédiments.....	103
Partie 2 : Principaux contaminants des sédiments et leur évolution	105
I. Les contaminants	105
II. Evolution du comportement des contaminants lors de la gestion à terre des sédiments	120
III. Conclusion de la partie 2.....	129
Partie 3. Conséquence de la gestion à terre des sédiments sur les écosystèmes	131
I. Impacts sur les microorganismes.....	131

II. Impact sur la faune.....	132
III. Impacts sur la flore.....	133
Conclusion du chapitre 2.....	136
CHAPITRE III : EVALUATION DES RISQUES POUR LES ECOSYSTEMES - eRE APPLICATION A LA PROBLEMATIQUE DES SEDIMENTS CONTAMINES DEPOSES EN MILIEU TERRESTRE	138
Partie 1 : l'ÉRÉ – principes et concepts méthodologiques.....	138
I. Définition de l'ÉRÉ.....	138
II. Objectifs de l'ÉRÉ.....	139
III. Les outils biologiques classiquement utilisés en éRé	145
Partie 2 : Application de l'ÉRÉ à la problématique des sédiments pollués déposés en milieux terrestres.....	168
I. Principes méthodologiques décrits dans la littérature.....	168
II. Les outils biologiques appliqués à l'ÉRÉ de sédiments contaminés déposés en milieux terrestres	176
III. Faisabilité de l'ÉRÉ selon les filières de valorisation.....	179
Partie 3 : étude de 3 cas théoriques de gestion à terre de sédiments.....	188
I. Présentation des trois scénarios	188
II. Principes méthodologiques de l'ÉRÉ.....	190
III. Application de l'ÉRÉ aux trois scénarios	203
Conclusions du chapitre 3	240
DISCUSSION GENERALE	244
CONCLUSION ET PERSPECTIVES.....	255
BIBLIOGRAPHIE	258
ANNEXES	295
Annexe 1 : Questionnaire soumis en ligne <i>via</i> « Google Form »	295
Annexe 2 : Mail personnalisé accompagnant l'envoi du questionnaire.....	306

LISTE DES ABREVIATIONS

ARR : Analyse des Risques Résiduels
AVS : Acid Volatil Sulfide
BEBA : Biological Effects-Based Assessment
BSD : Bordereau de Suivi des Déchets
BTEX : Benzène Toluène Ethylbenzène Xylène
CE : Code de l'Environnement
CEAEQ : Centre d'Expertise en Analyse Environnementale du Québec
CEC : Capacité d'Echange Cationique
CEFAS : Center for Environment Fisheries and Aquaculture Science
CLP : Classifying Labelling Packaging
COT : Carbone Organique Total
CRA : Cumulative Risk Assessment
DBO : Demande Biologique en Oxygène
DCE : Directive Cadre sur l'Eau
DCSMM : Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin
DDT : Dichloro-Diphényl-Trichloroéthane
DDTM : Direction Départementale des Territoires et de la Mer
DDE : Dichloro-Diphényl-Ethylène
DDD : Dichloro-Diphényl-Dichloroéthane
DJE : Dose Journalière d'Exposition
DND : Déchets Non Dangereux
Eco-SSL : Ecological Soil Screening Level
EDR : Evaluation Détaillée des Risques
EI : Etude d'Impact
ERA : Environmental Risk Assessment
éRé : évaluation des Risques pour les écosystèmes
ERS : Evaluation des Risques Sanitaires
ESR : Evaluation Simplifiée des Risques
ET : Elément Trace
ETM : Elément Trace Métallique
FPM : Faible Poids Moléculaire
GEODE : Groupe d'Etude et d'Observation sur le Dragage et l'Environnement
GPMD : Grand Port Maritime de Dunkerque
HAP : Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques
HC : HydroCarbures
HPM : Haut Poids Moléculaire
IBGN : Indice Biologique Global Normalisé
IBQS : Indice Biologique de la Qualité des Sols
IBMR : Indice Biologique Macrophytique en Rivière
IEM : Interprétation de l'Etat des Milieux
IPR : Indice Poisson Rivière

ICPE : Installation Classée pour la Protection de l'Environnement
IS : Installation de Stockage
ISD : Installation de Stockage de Déchets
ISDD : Installation de Stockage de Déchets Dangereux
ISDI : Installation de Stockage de Déchets Inertes
ISDND : Installation de Stockage de Déchets Non Dangereux
LOE : Line Of Evidence
LOEC : Lowest Observed Effect Concentration
MCDA : Multi-Criteria Decision Analysis
MEDD : Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable
MEEM : Ministère de l'Environnement, de l'Energie et de la Mer
MMO : Marine Management Organisation
MO : Matière Organique
NOEC : No Observed Effect Concentration
NQE : Norme de Qualité Environnementale
NQEp : Norme de Qualité Environnementale provisoire
NSP : Ne Se Prononce pas
PCB : PolyChloroBiphényle
PCB-DL : PolyChloroBiphényle Dioxin-Like
PCB-NDL : PolyChloroBiphényle Non Dioxin-Like
PCDD : PolyChloroDibenzoDioxine
PCDF : PolyChloroDibenzoDifurane
PEC : Predictive Environmental Concentration
PNEC : Predictive No effect Concentration
POP : Polluants Organiques Persistants
PSEE : Polluants Spécifiques à l'Etat Ecologique
QR : Quotient de Risque
SDAGE : Schémas Directeurs d'Aménagement et de Gestion des Eaux
SDP : Substances Dangereuses Prioritaires
SP : Substances Prioritaires
SPAS : Substances Prioritaires A Surveiller
SQG : Sediment Quality Guidelines
SQV : Sediment Quality Values
SSP : Sites et Sols Pollués
TBT : Tributylétain
TGAP : Taxe Générale sur les Activités Polluantes
TGD : Technical Guidance Document
TP : Travaux Publics
VTR : Valeur Toxicologique de Référence
WOE : Weight Of Evidence

INDEX DES ILLUSTRATIONS

FIGURE 1 : CADRE COMMUNAUTAIRE COMMUN ET DIFFERENCES NATIONALES	18
FIGURE 2 : LOGIGRAMME DE DECISION POUR LA GESTION DES SEDIMENTS	25
FIGURE 3 : SYNTHÈSE SUR LE CLASSEMENT ICPE DES SEDIMENTS GERES A TERRE (HORS VALORISATION)	30
FIGURE 4 : SYNTHÈSE DU DEVENIR DES SEDIMENTS EN FONCTION DE LEURS DIFFERENTES CARACTERISTIQUES (INSPIRE DE DDTM FINISTERE & DREAL BRETAGNE, 2013)	32
FIGURE 5 : ITINERAIRE REGLEMENTAIRE DES SEDIMENTS GERES A TERRE	33
FIGURE 6 : SYNTHÈSE DES REGLEMENTATIONS ENCADRANT LES FILIERES DE VALORISATION A TERRE DES SEDIMENTS	34
FIGURE 7 : PISTE CYCLABLE DU MONT SAINT MICHEL ELABOREE A L'AIDE DE 70 000 M ³ DE SEDIMENTS (ANGER, 2014)	58
FIGURE 8 : VUE AERIENNE DU SITE DE REMBLAIEMENT EXPERIMENTAL DE LA BALLASTIERE D'YVILLE SUR SEINE (EN AVAL DE ROUEN) (JOURNAL NATURE, 2013)	59
FIGURE 9 : EXEMPLES DE MOBILIER URBAIN ELABORE A PARTIR DE SEDIMENTS : A GAUCHE ACROPODES (AQUA ET <i>AL.</i> , 2013) ; AU CENTRE BLOC BETON / BRISÉS-VAGUES A DUNKERQUE (HERMAN <i>ET AL.</i> , 2014A) ; A DROITE SUPPORT DE VELO MODULABLE (SITA NORD & DOUBLET, 2014)	60
FIGURE 10 : ECO-MODELE PAYSAGER REALISE AU GRAND PORT MARITIME DE DUNKERQUE (HERMAN <i>ET AL.</i> , 2014A)	60
FIGURE 13 : SONDRAGE SUR UN RETOUR D'EXPERIENCE DE VALORISATION A TERRE DES SEDIMENTS	66
FIGURE 14 : REPARTITION DES DIFFERENTS SECTEURS D'ACTIVITES DES REPENDANTS AYANT UN RETOUR D'EXPERIENCE SUR DES PROJETS DE VALORISATION DE SEDIMENTS	66
FIGURE 15 : SONDRAGE CONCERNANT LA PERTINENCE D'ANALYSES SUPPLEMENTAIRES	67
FIGURE 16 : SONDRAGE SUR DES ANALYSES EFFECTIVEMENT REALISEES LORS D'UN DRAGAGE	68
FIGURE 17 : SONDRAGE SUR LA REALISATION DES TESTS ECOTOXICOLOGIQUES	69
FIGURE 18 : SONDRAGE SUR LA CONNAISSANCE DE REALISATION DES FILIERES DE VALORISATION	71
FIGURE 19 : SONDRAGE SUR LA PARTICIPATION A LA REALISATION D'UN ECO-MODELE PAYSAGER	72
FIGURE 20 : SONDRAGE SUR LA NATURE DES SEDIMENTS UTILISES	72
FIGURE 21 : SONDRAGE SUR LES FRACTIONS GRANULOMETRIQUES UTILISEES POUR LA REALISATION DE L'ECO- MODELE PAYSAGER	73
FIGURE 22 : SONDRAGE SUR LE RECOURS A D'AUTRE(S) MATERIAU(X) QUE DES SEDIMENTS DANS LA REALISATION D'ECO-MODELE PAYSAGER	74
FIGURE 23 : SONDRAGE SUR LE MODE DE REALISATION DE L'ECO-MODELE PAYSAGER	74
FIGURE 24 : SONDRAGE SUR LA MANIERE DE FAVORISER LA VEGETALISATION SUR DES ECO-MODELES PAYSAGERS	75
FIGURE 25 : SONDRAGE SUR LA PERTINENCE D'EFFECTUER UN SUIVI A L'ISSUE DE LA VALORISATION	76
FIGURE 26 : SONDRAGE SUR LA NECESSITE D'INCLURE DES AMENAGEMENTS SPECIFIQUES	77
FIGURE 27 : SONDRAGE SUR L'EXISTENCE D'UN RISQUE ECOLOGIQUE A L'ISSUE DE LA VALORISATION	78
FIGURE 28 : SONDRAGE SUR LA CONNAISSANCE DE L'ERE	80
FIGURE 29 : SONDRAGE SUR L'UTILITE D'UN GUIDE POUR LA REALISATION DES ERE	81
FIGURE 30: ILLUSTRATION DE QUELQUES ESPECES BENTHIQUES PRESENTS DANS LES SEDIMENTS (HTTP://WWW.CHEAPEAKEBAY.NET/)	98
FIGURE 31 : SCHEMA GENERAL DE LA COMMUNAUTE D'INVERTEBRES BENTHIQUES ET DES MODIFICATIONS DE LA SEDIMENTATION PAR RAPPORT A LA PERTURBATION DU MILIEU BENTHIQUE ET A L'ENRICHISSEMENT ORGANIQUE (D'APRES LE MODELE ETABLI PAR NILSSON ET ROSENBERG EN 2000)	99
FIGURE 32 : FORMULE GENERALE DES PCBs	116
FIGURE 33 : SYNTHÈSE DE L'ETUDE BOTTA & DULIO (2014)	120
FIGURE 34 : BILAN DES CHANGEMENTS IMPACTANT LES SEDIMENTS DEPUIS SON MILIEU D'ORIGINE JUSQU'A SA GESTION A TERRE	121
FIGURE 35 : SCHEMA DES PRINCIPALES VOIES DES SUCCESSIONS VEGETALES SE DEVELOPPANT SUR DES DIGUES COMPOSEES DE SEDIMENTS SAUMATRES DE DRAGAGE (D'APRES PLESSCHAERT <i>ET AL.</i> , 2005)	135
FIGURE 36 : LES PRINCIPAUX OBJECTIFS DE L'ERE (ADAPTEE DE DERAM ET HAYET, 2006)	140
FIGURE 37. GUIDELINE ON ERA, US EPA, 1998	142
FIGURE 38. ARCHITECTURE PAR ETAPES DE L'ERE	143

FIGURE 39. ARCHITECTURE PROGRESSIVE DE L'ERE	144
FIGURE 40. ARCHITECTURE SEMI-PROGRESSIVE DE L'ERE	145
FIGURE 41 : LARVES DE L'HUITRE CRASSOSTREA GIGAS NORMALES AU STADE D (24H DE DEVELOPPEMENT) ET DIFFERENTS TYPES D'ANOMALIES LARVAIRES CARACTERISTIQUES (D'APRES GALGANI, 2007).	155
FIGURE 42. LOGIGRAMME DE L'EVALUATION DES RISQUES ECOTOXICOLOGIQUES (BABUT ET AL., 2003)	171
FIGURE 43. MODELE CONCEPTUEL DU SCENARIO DEPOT EN GRAVIERE (BABUT ET AL., 2013)	172
FIGURE 44. MODELE CONCEPTUEL DU SCENARIO DEPOT NON CONFINE SUR SOL (BABUT ET AL., 2013)	173
FIGURE 45. SCHEMATISATION DE L'APPROCHE TRAIT DEVELOPPEE DANS LE GUIDE « CARACTERISATION DES SEDIMENTS (AGENCE DE L'EAU ARTOIS-PICARDIE, 2001)	175
FIGURE 46 : SYNTHESE DE L'ETAPE 1 DE L'ERE « SITE SPECIFIQUE » (D'APRES HAYET, 2010)	191
FIGURE 47 : SYNTHESE CARACTERISATION ENVIRONNEMENT ELARGI, ETAPE 1 ERE « SITE SPECIFIQUE »	192
FIGURE 48 : SYNTHESE CARACTERISATION DE LA POLLUTION, ETAPE 1 ERE "SITE SPECIFIQUE"	193
FIGURE 49 : SYNTHESE CARACTERISATION DE L'EXPOSITION, ETAPE 2 ERE « SITE SPECIFIQUE »	195
FIGURE 50 : SYNTHESE CARACTERISATION DES EFFETS ECOLOGIQUES, ETAPE 2 ERE « SITE SPECIFIQUE »	196
FIGURE 51 : SYNTHESE CARACTERISATION DU RISQUE, ETAPE ERE « SITE SPECIFIQUE »	199
FIGURE 52. LOGIGRAMME DE LA PROCEDURE GENERALE D'EVALUATION DES MATERIAUX DE DRAGAGE (BABUT ET PERRODIN, 2001 IN PERRODIN ET AL., 2006)	200
FIGURE 53 : SCHEMA CONCEPTUEL, SCENARIO 1	207
FIGURE 54 : SCHEMA CONCEPTUEL SCENARIO 2	221
FIGURE 55 : SCHEMA CONCEPTUEL, SCENARIO 3	235

INDEX DES TABLEAUX

TABLEAU I : DESCRIPTEURS DU BON ETAT ECOLOGIQUE DEFINIS PAR LA DCSMM APPLICABLES AUX ACTIVITES DE DRAGAGE ET A LA GESTION DES SEDIMENTS DRAGUES (D'APRES MEDD, 2012 DCSMM)	16
TABLEAU II : SYNTHESE DES CONDITIONS D'UTILISATION DES SEUILS N1 ET N2 DEFINIES PAR LA CIRCULAIRE N°2000-62 DU 14 JUIN 2000	23
TABLEAU III : NIVEAUX RELATIFS AUX ELEMENTS TRACES, EN MG/KG DE SEDIMENT SEC ANALYSE SUR LA FRACTION INFERIEURE A 2 MM	23
TABLEAU IV : NIVEAUX RELATIFS AUX POLYCHLOROBIPHENYLES (PCB), EN µG/KG DE SEDIMENT SEC ANALYSE SUR LA FRACTION INFERIEURE A 2 MM	24
TABLEAU V : NIVEAUX RELATIFS AUX HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES (HAP), EN µG/KG DE SEDIMENT SEC ANALYSE SUR LA FRACTION INFERIEURE A 2 MM	24
TABLEAU VI : NIVEAUX RELATIFS AU TRIBUTYLETAIN (TBT), (EN µG/KG DE SEDIMENT SEC ANALYSE SUR LA FRACTION INFERIEURE A 2 MM)	24
TABLEAU VII : NIVEAUX RELATIFS AUX ELEMENTS ET COMPOSES TRACES, EN MG/KG DE SEDIMENT SEC ANALYSE SUR LA FRACTION INFERIEURE A 2 MM)	25
TABLEAU VIII : RUBRIQUES ICPE SELON L'OPERATION ET LA DANGEROUSITE DU SEDIMENT.....	29
TABLEAU IX : EXEMPLES DE FILIERES DE VALORISATION DE SEDIMENTS SOUMISES A LA LOI SUR L'EAU.....	31
TABLEAU X : VALEURS LIMITE (MG/KG MS) PRECONISEES PAR L'ARRETE DU 28/10/2010 – TESTS DE LIXIVIATION NF EN 12 457-2.....	37
TABLEAU XI : VALEURS LIMITE (MG.KG DECHET SEC) PRECONISEES PAR L'ARRETE DU 28/10/2010 – ANALYSES EN CONTENU TOTAL	37
TABLEAU XII : RECAPITULATIF DES REGLEMENTATIONS ENCADRANT LES FILIERES DE VALORISATION A TERRE DES SEDIMENTS.....	45
TABLEAU XIII : LIMITES DE LA REGLEMENTATION POUR LA GESTION A TERRE DES SEDIMENTS.....	47
TABLEAU XIV : COMPARAISON DES SEUILS POUR QUELQUES ELEMENTS TRACES POUR DIFFERENTS PAYS DE L'UE (D'APRES LE GAC <i>ET AL.</i> , 2011).....	48
TABLEAU XV : OBJECTIFS ET EFFICACITE DES PRINCIPAUX PRE-TRAITEMENTS ET TRAITEMENTS DE SEDIMENTS CONTAMINES	54
TABLEAU XVI : RESULTAT SUR LA PERTINENCE DE REALISER UNE CARACTERISATION DES SEDIMENTS A L'ISSUE DE LA PHASE DE STOCKAGE.....	70
TABLEAU XVII : SONDRAGE SUR L'AGE DES SEDIMENTS UTILISES.....	73
TABLEAU XVIII : COMBINAISON DES DIFFERENTS MOYENS DE FAVORISER LA VEGETATION	75
TABLEAU XIX : SONDRAGE SUR LES AVANTAGES DES AMENAGEMENTS PAYSAGERS	76
TABLEAU XX : HIERARCHISATION DES FINALITES DE L'ERE EN FONCTION DES CRITERES D'INTERET	80
TABLEAU XXI: CARACTERISTIQUES PHYSIQUES DES SEDIMENTS ET SICCITE	93
TABLEAU XXII : BILAN DES DIFFERENTES TECHNIQUES DE DRAGAGE (D'APRES NETO, 2007).....	103
TABLEAU XXIII : TOXICITE RELATIVE DES ORGANOETAIS SELON LES GROUPES ECOLOGIQUES (D'APRES BERTRAND <i>ET AL.</i> , 2005).....	111
TABLEAU XXIV : SYNTHESE DU COMPORTEMENT DES CONTAMINANTS DANS LE SEDIMENT EXTRAIT DE SON MILIEU	122
TABLEAU XXV: SYNTHESE DES DIFFERENTS TESTS ECOTOXICOLOGIQUES	158
TABLEAU XXVI : LES DIFFERENTS INDICES BIOLOGIQUES DU MILIEU AQUATIQUE ET TERRESTRE	166
TABLEAU XXVII : ETAT D'AVANCEMENT DES BEBA EN EUROPE (DEN BESTEN <i>ET AL.</i> , 2003)	170
TABLEAU XXVIII : EXEMPLES DE BIO-ESSAIS SUR SEDIMENTS RECOMMANDES DANS LE MONDE PAR DIFFERENTES AGENCES OU ORGANISMES GOUVERNEMENTAUX A UTILISER DANS LE CADRE D'UNE APPROCHE PAR ETAPES DE LA GESTION DES MATERIAUX DE DRAGAGE (DELVALLS <i>ET AL.</i> , 2004)	176
TABLEAU XXIX : BIO-ESSAIS DEVELOPPES DANS LA PUBLICATION DE VASICKOVA <i>ET AL.</i> (2013).....	177
TABLEAU XXX : EVALUATION DE LA FAISABILITE DE L'ERE POUR LES PRINCIPALES FILIERES DE VALORISATION A TERRE DES SEDIMENTS	181
TABLEAU XXXI : VALEURS ECOTOXICOLOGIQUES DE REFERENCE, CONTAMINANTS INORGANIQUES.....	197
TABLEAU XXXII : VALEURS ECOTOXICOLOGIQUES DE REFERENCE, CONTAMINANTS ORGANIQUES	198
TABLEAU XXXIII : TOXICITE ET COMPORTEMENT DANS L'ENVIRONNEMENT, SCENARIO 1 - SEDIMENTS MARINS .	206

TABLEAU XXXIV : PLAN D'ANALYSE, SCENARIO 1 - SEDIMENTS MARINS.....	209
TABLEAU XXXV : VALEURS ECOTOXICOLOGIQUES DE REFERENCE RETENUES DANS LE CAS DU SCENARIO 1 - SEDIMENTS MARINS	211
TABLEAU XXXVI : RESULTAT POUR LA CARACTERISATION DU RISQUE SCENARIO 1 - SEDIMENTS MARINS	212
TABLEAU XXXVII: RESULTAT POUR LA CARACTERISATION DU RISQUE (2) SCENARIO 1 - SEDIMENTS MARINS.....	214
TABLEAU XXXVIII : SYNTHESE TOXICITE ET COMPORTEMENT DANS L'ENVIRONNEMENT, SCENARIO 2	219
TABLEAU XXXIX : PLAN D'ANALYSES, SCENARIO 2.....	222
TABLEAU XL : SYNTHESE DES VALEURS TOXICOLOGIQUES RETENUES POUR LE SCENARIO 2	224
TABLEAU XLI : RESULTAT DE LA CARACTERISATION DU RISQUE, SCENARIO 2	227
TABLEAU XLII : RESULTAT DE LA CARACTERISATION DU RISQUE (2), SCENARIO 2	228
TABLEAU XLIII : TENEURS MOYENNES ETM, HAP ET PCB DES SEDIMENTS – SCENARIO 3.....	230
TABLEAU XLIV : CONCENTRATIONS BRUTES ET PEC DES CONTAMINANTS ETUDIES DANS LE CADRE DU SCENARIO 3	231
TABLEAU XLV : SYNTHESE DES RATIOS CMOY / PEC	231
TABLEAU XLVI : CALCUL ET REGLES DE PRECISION DE QPECM.....	232
TABLEAU XLVII : LES ENTITES CIBLES DE L'ERE DU SCENARIO 3 – STRATEGIE DE SELECTION	233
TABLEAU XLVIII : LISTE DE BIOESSAIS POUVANT ETRE MIS EN OEUVRE DANS LE CAS DU SCENARIO 3.....	236
TABLEAU XLIX : CI MOYENNE - SOL DES CONTAMINANTS	236
TABLE LII : SCENARIO 3 – RISQUES CALCULES A PARTIR DES ECO-SSL (USEPA) POUR LES INVERTEBRES DU SOL.....	237
TABLE LIII : SCENARIO 3 – RISQUES CALCULES A PARTIR DES ECO-SSL (USEPA) POUR LES PLANTES	237
TABLE LIV : SCENARIO 3 – RISQUES CALCULES A PARTIR DES VALEURS DE REFERENCE POUR LES RECEPTEURS TERRESTRES (CEAEQ) POUR LES INVERTEBRES DU SOL.....	237
TABLE LV : RISQUES CALCULES A PARTIR DES VALEURS DE REFERENCE POUR LES RECEPTEURS TERRESTRES (CEAEQ) POUR LES PLANTES	238
TABLE LVI : RISQUES CALCULES A PARTIR DES VALEURS DE REFERENCE POUR LES RECEPTEURS TERRESTRES (CEAEQ) POUR LES MICROORGANISMES DU SOL (MO)	238
TABLEAU LV : COMPARAISON DES VALEURS DE REFERENCE DE L'USEPA ET DU CEAEQ POUR LES INVERTEBRES DU SOL ET LES VEGETAUX	239

CONTEXTE

Chaque année en France, des opérations de dragage sont menées afin d'entretenir les voies navigables, de restaurer les voies d'eau et/ou d'améliorer la qualité du milieu aquatique marin ou continental. Ce sont 40 à 50 millions de m³ de matériaux qui sont extraits chaque année (Charrasse, 2013), dont 90 % concernent des dragages maritimes des ports estuariens (rapport final, Gr 11 du Grenelle de la Mer, 2010). Depuis le début des années 2000, la réglementation a été renforcée dans ce domaine et oblige désormais une évaluation systématique de la qualité physico-chimique des sédiments préalablement à toute opération de dragage. Des seuils ont été définis aussi bien pour le milieu aquatique marin que continental. Ainsi, les caractéristiques et en particulier le niveau de contamination des sédiments permettent d'orienter ceux-ci vers le mode de gestion jugé le plus adapté. Actuellement 90 à 95 % des matériaux de dragage sont immergés, les zones d'immersion étant réglementées et soumises à arrêté préfectoral. Le reste des matériaux, soit environ sept millions de m³ par an, est orienté vers des filières de gestion à terre où selon leurs caractéristiques ils pourront être traités, stockés ou valorisés.

La problématique relative à la gestion des sédiments gérés à terre est récente et a suscité de nombreuses réflexions au sein de la communauté scientifique mais également chez les gestionnaires, notamment des zones portuaires. Cet intérêt s'est notamment traduit par l'émergence de nombreux projets de recherche, tels que Sedimard, Sedigest, *etc.* Les connaissances et retours d'expérience acquis ces dernières années ont permis une avancée considérable en matière de gestion et de valorisation des sédiments de dragage. Néanmoins, certaines questions subsistent. L'une d'entre elles concerne l'évaluation des impacts sur l'écosystème des sédiments de dragage pollués et déposés en milieu terrestre, sujet de la présente étude.

POSITIONNEMENT DE L'ETUDE

Notre analyse de la littérature scientifique s'est essentiellement centrée sur une période de 10 ans soit entre 2005 et 2015. Néanmoins, lorsque cela s'est avéré pertinent, nous avons retenu des documents plus anciens en respectant une ancienneté maximale de 20 ans.

Le contexte de la présente étude concerne l'impact écologique des sédiments de dragage et/ou de curage, pollués et déposés en milieux terrestres, c'est-à-dire destinés à la « filière à terre » (par opposition à la « filière en mer », c'est-à-dire l'immersion). Cette problématique inclut les sédiments marins, portuaires et continentaux. En revanche, elle exclut la gestion et l'impact écologique du dragage sur le milieu aquatique marin ou d'eau douce.

OBJECTIFS

Nos objectifs sont :

- définir, sur la base d'une analyse bibliographique, les caractéristiques physico-chimiques des sédiments et de leur contamination suite à leur mise en dépôt ;
- évaluer les effets des polluants sur les caractéristiques écologiques du milieu récepteur (milieu terrestre) ;

- étudier la faisabilité d'une approche éRé appliquée au cas de sédiments extraits de milieux aquatiques (eau douce, et/ou marins) et déposés au sol de façon définitive ;
- proposer une stratégie de hiérarchisation des impacts des sédiments extraits par une analyse comparative de plusieurs scénarios définis en fonction de la nature et de la qualité du milieu récepteur, de la nature des sédiments (eau douce ou marin) et de leur niveau de pollution ;
- Extraire de la littérature et de notre analyse des préconisations en matière de gestion de sédiments pollués extraits et déposés en milieu terrestre.

PLAN DU RAPPORT

Dans un premier chapitre, intitulé « Contexte et cadre réglementaire de la gestion des sédiments dragage », une description de la réglementation encadrant la gestion des sédiments à l'échelle internationale, communautaire et nationale est proposée et fait l'objet de la première partie. Sur la base d'une analyse de la littérature scientifique, la deuxième partie décrit l'état des lieux des pratiques en matière de gestion des sédiments de dragage. Enfin, pour compléter cette démarche, les résultats d'une enquête réalisée auprès des acteurs de la gestion et de la valorisation des sédiments sont présentés dans la troisième et dernière partie du chapitre I.

Dans un second chapitre, intitulé « Du dragage à la gestion à terre : évolution et modifications des sédiments, des polluants associés et des milieux récepteurs », une description et une analyse des principales caractéristiques physiques, chimiques et biologiques des sédiments sont proposées (partie 1). Les modifications subies par les sédiments et l'évolution de ces caractéristiques suite à leur mise en dépôt sur un milieu terrestre sont étudiées dans la partie 2. Enfin, dans une troisième et dernière partie, les conséquences de la gestion à terre des sédiments sur les écosystèmes au travers de la connaissance acquises et décrite dans la littérature scientifique sont décrites.

Dans un troisième chapitre, nous nous sommes intéressés aux méthodologies d'évaluation des risques pour les écosystèmes (éRé) dont nous rappelons la définition et les grands principes (partie 1) avant de nous intéresser aux démarches d'évaluation et de gestion des sédiments (partie 2). Pour évaluer les impacts de la mise en dépôt sur le milieu récepteur ainsi que la dynamique évolutive de l'écosystème qui se développera sur le dépôt de sédiment, un recensement des outils et/ou méthodes biologiques, écologiques et écotoxicologiques pertinents a été réalisé. Notre démarche a intégré une réflexion quant au type d'indicateurs les plus adaptés à cette problématique en envisageant notamment l'adaptabilité des indicateurs de la qualité des sols. Selon les principaux scénarios de valorisation actuels, nous avons évalué la faisabilité de l'éRé, en précisant la ou les approches les plus adaptées. Nous avons extrait de cet état de l'art, les éléments susceptibles de constituer un support méthodologique d'éRé pour les scénarios d'étude, objet de la partie 3. Trois scénarios théoriques ont été définis en considérant deux modes de valorisation, le régalaie sur berges et l'éco-modèle paysager, deux types de sédiments, marins (scénario 1) et fluviaux (scénarios 2 et 3) et des contaminations organiques (PCB) et inorganiques (ETM). Deux approches d'éRé ont été mises en œuvre : une approche dite « site-spécifique » pour les scénarios 1 et 2 et une approche dite « matrice » pour le scénario 3. Les résultats, l'analyse et la discussion de ces résultats sont proposés partie 3.

Une discussion générale aborde trois grandes questions soulevées dans les 3 chapitres de l'étude. Un premier point précise les apports/atouts de l'ÉRÉ dans le contexte réglementaire actuel, contexte où l'étude d'impact est un outil incontournable. En conséquence, les interactions possibles entre l'ÉRÉ et l'étude d'impact (EI) ont été définies et analysées. En termes de faisabilité, un autre point essentiel concernait la question de l'assimilation des sédiments déposés à un sol. Un état de l'art sur ce sujet est donc proposé. Enfin, selon les principaux scénarios de valorisation actuels, nous avons discuté l'apport de l'ÉRÉ à la problématique de valorisation à terre de sédiments extraits et contaminés.

Une conclusion générale et les perspectives identifiées à l'issue des réflexions menées dans le cadre de l'étude terminent ce rapport.

CHAPITRE I : CONTEXTE ET CADRE RÉGLEMENTAIRE DE LA GESTION DES SÉDIMENTS DE DRAGAGE

Ce premier chapitre a pour objectif de situer le contexte, notamment réglementaire, de la gestion à terre des sédiments de dragage. Pour ce faire, la première partie est consacrée à la description du cadre réglementaire international, communautaire et national de la gestion à terre des sédiments, c'est-à-dire depuis le projet du dragage jusqu'à la valorisation ou le stockage à terre.

Dans une seconde partie, un état des lieux des pratiques, basé sur une analyse de la littérature scientifique mais aussi sur le retour d'expérience des projets de recherche menés en particulier en Europe, est proposé. De cette réflexion, des questions et zones d'ombre ont été mises en exergue et ont justifiées la réalisation d'une enquête auprès des acteurs de la gestion des sédiments. La méthodologie et les principaux résultats de ce sondage font l'objet de la troisième partie de ce chapitre.

PARTIE 1 : CADRE REGLEMENTAIRE

La problématique du dragage et du devenir des sédiments contaminés est à l'interface de plusieurs enjeux des Grenelle de l'environnement et de la mer, à savoir : la protection des milieux naturels, la volonté de privilégier les transports fluviaux et maritimes et la volonté de valoriser les déchets. Elle dépasse également la seule problématique marine, puisque s'agissant notamment de la gestion terrestre des sédiments et des filières de valorisation, un lien avec les sédiments de dragage fluviaux est nécessaire ».

Le Grenelle de l'Environnement encourage l'amélioration de la gestion des sédiments en limitant notamment l'impact des opérations de dragage et/ou de curage et en réduisant l'impact environnemental de la gestion à terre des sédiments. Le Grenelle de la Mer complète ces engagements et les spécifie au milieu marin et au littoral. Un groupe de travail « Sédiments de dragage » (groupe de travail n°11) a été créé pour traiter l'engagement 29 du Grenelle de la mer intitulé « Réduire les pollutions de la mer par les activités maritimes autres que le transport » et plus particulièrement l'engagement 29a intitulé « Interdire le rejet en mer des boues de dragage polluées : mettre en place une filière de traitement des boues et de récupération des macro-déchets associés » et l'engagement 29c intitulé « Faire évoluer les pratiques d'entretien des estuaires, espaces portuaires et chenaux d'accès et les modalités de gestion des sédiments et boues de dragage ».

Depuis le début des années 2000, la réglementation relative aux activités de dragage a évolué et s'est renforcée afin de mieux prendre en compte les enjeux environnementaux. Il est désormais obligatoire d'évaluer la qualité des sédiments à extraire. Cela se traduit notamment par la réalisation d'analyses physico-chimiques visant à déterminer le niveau de contamination des sédiments. Notre objectif étant d'évaluer l'impact écologique de cette pollution une fois le sédiment déposé en milieu terrestre, il est important de connaître clairement les données susceptibles d'être générées par le projet de dragage car celles-ci participent à la définition de l'état chimique initial des sédiments étudiés. Ainsi, le cadre réglementaire décrit dans le présent paragraphe se veut volontairement plus

large que celui de la gestion à terre des sédiments et inclut par conséquent la réglementation relative au dragage en lui-même. En revanche, il ne prétend pas à l'exhaustivité de la réglementation en vigueur mais il reprend et analyse les principaux textes influant sur notre problématique.

Les opérations de dragage de sédiments et leur gestion en mer ou à terre sont encadrées par des dispositions réglementaires adoptées (i) au niveau international, dans le cadre de conventions internationales, (ii) au niveau communautaire dans le cadre des directives cadre sur les déchets, l'eau et sur la stratégie pour le milieu marin et (iii) au niveau national.

I. A l'échelle internationale

Au niveau international, trois instruments juridiques encadrent et organisent les activités de dragage et la gestion des sédiments extraits :

- La Convention OSPAR (1992) ;
- Le Protocole de Londres ;
- La Convention de Barcelone.

Sur le plan réglementaire, ils engagent les pays signataires à respecter certaines dispositions dont l'application se traduit le plus souvent par une modification ou une mise à jour de la législation au niveau communautaire et/ou national.

En termes de gestion des sédiments, ces conventions défendent un principe général commun d'interdiction d'immersion de toute substance. Néanmoins, à titre d'exception, elles autorisent l'immersion en mer sous réserve de démontrer que les sédiments ne sont pas dangereux pour le milieu marin. La caractérisation des sédiments de dragage définie par ces conventions consiste en la comparaison de résultats d'analyses physico-chimiques avec des seuils fixés par chaque état signataire (seuils N1 et N2 pour la France).

1. La convention OSPAR¹

La convention pour la protection sur le milieu marin de l'Atlantique Nord-Est ou convention OSPAR (1992) est l'instrument légal actuel qui guide la coopération internationale pour la protection de l'environnement marin de l'Atlantique du Nord-Est.

En 2009, la commission OSPAR a publié un guide précisant les lignes directrices sur la gestion des matériaux de dragage afin que cette gestion « puisse empêcher et supprimer la pollution, conformément à l'annexe II de la Convention OSAR de 1992, et protéger les espèces et habitats de la zone maritime OSPAR, conformément à l'Annexe V » (guide OSPAR, 2009). Une partie de ce guide précise les éléments à considérer pour une caractérisation chimique, physique et biologique des matériaux de dragage (§5) et une annexe technique (annexe technique n°I) fait état des normes d'analyse nécessaire à son application.

¹ OSPAR pour « Oslo-PARis » (www.ospar.org)

2. Le Protocole de Londres

Le Protocole de Londres (1996) est une version actualisée de la Convention de Londres sur la prévention de la pollution des mers résultant de l'immersion de déchets et autres matériaux. Ce traité international encourage les pays signataires à se mettre d'accord sur le contrôle de la pollution des mers dû à l'élimination des déchets depuis les navires, plate-formes... mais aussi à l'immersion de déchets, notamment les « déblais de dragage » mentionnés en annexe I.

Les engagements de la France ont notamment été traduits en droit français par le Décret n° 2006-401 du 03/04/2006 portant publication du protocole de 1996 à la Convention de 1972 sur la prévention de la pollution des mers résultant de l'immersion de déchets, fait à Londres le 7 novembre 1996.

3. La Convention de Barcelone

La Convention pour la protection de la Mer Méditerranée contre la pollution engage les pays signataires à prendre, individuellement ou conjointement, toutes les mesures nécessaires pour protéger ou améliorer le milieu marin dans la zone de la mer Méditerranée en vue de contribuer à son développement durable et pour prévenir, réduire, combattre et dans toute la mesure du possible éliminer la pollution de cette zone (GEODE, 2012).

II. A l'échelle communautaire

Selon le CEAMaS², la législation pour le traitement des matériaux dragués est complexe et se situe à l'intersection des Directives Cadres européennes sur l'Eau (DCE), les déchets et la stratégie pour le milieu marin. Les procédures et les valeurs limites de contaminants utilisés pour autoriser le rejet en mer ou la gestion à terre varient considérablement d'un pays à l'autre et aucun règlement harmonisé au niveau de l'UE n'existe.

1. Directive Cadre sur l'Eau 2000/60/CE

Les opérations de dragage doivent tenir compte des objectifs de qualité de l'eau superficielle imposés par la DCE. Cette directive établit un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau. Elle a pour objectif de réduire les rejets et émissions de substances classées « prioritaires » (SP) et supprimer, d'ici, 2021, les rejets de substances classées comme « prioritaires dangereuses » (SDP). Les substances prioritaires et prioritaires dangereuses dans le domaine de l'eau sont listées dans l'annexe X de la DCE.

En vue d'obtenir un bon état chimique des eaux de surface et conformément aux dispositions et aux objectifs de l'article 4 de la DCE, des Normes de Qualité Environnementale (NQE) pour les substances prioritaires et certains autres polluants ont été établis dans la Directive 2013/39/UE qui concerne le bon état chimique des masses d'eau.

² Le projet CEAMaS est un projet transnational promu et financé par l'Union Européenne (UE) visant à encourager la connaissance et le consensus afin de faire émerger de nouvelles solutions pour la réutilisation de sédiments marins applicables dans toute l'Europe.
(<http://www.ceamas.eu/fr>)

2. Directive Cadre sur les Déchets 2008/98/CE du 19 novembre 2008

Cette directive établit un cadre juridique pour le traitement des déchets au sein de l'UE. Elle vise à protéger l'environnement et la santé humaine par la prévention des effets nocifs de la production et la gestion de déchets (GEODE, 2012). Cette directive stipule notamment que les « sédiments placés 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 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 ». Par effet inverse, les sédiments hors d'eau dangereux sont donc considérés comme des déchets au sens de cette directive (GEODE, 2012).

3. Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin 2008/56/CE

La Directive Cadre « Stratégie pour le Milieu Marin » (DCSMM) 2008/56/CE du 17 juin 2008 vise à améliorer l'état de conservation de la biodiversité marine. Elle a pour objectif l'atteinte ou le maintien d'un bon état écologique du milieu marin pour 2020. Tel qu'il est défini dans la Directive, le bon état écologique du milieu marin tient compte de l'exercice d'activités humaines en mer ou à terre ayant un impact sur le milieu (MEDD, 2012 DCSMM). Les activités de dragage et les filières de valorisation sont directement concernées par la DCSMM. De plus, le bon état écologique, objectif final à atteindre, est défini sur la base de onze descripteurs qualitatifs (annexe I de la Directive, tableau I) répartis en trois catégories : descripteurs d'état, descripteurs d'impact et descripteurs de pression. Cinq des onze descripteurs proposés peuvent s'appliquer aux impacts potentiels des activités de dragage (GEODE, 2012) (Tableau I).

Tableau I : Descripteurs du bon état écologique définis par la DCSMM applicables aux activités de dragage et à la gestion des sédiments dragués (D'après MEDD, 2012 DCSMM)

	Description	Libellé synthétique	Type de descripteurs
D6	« le niveau d'intégrité des fonds marins garantit que la structure et les fonctions des écosystèmes sont préservées et que les écosystèmes benthiques, en particulier, ne sont pas perturbés »	Intégrité des fonds	Pression Impact
D7	« une modification permanente des conditions hydrographiques ne nuit pas aux écosystèmes marins »	Conditions hydrographiques	Pression Impact
D8	« le niveau de concentration des contaminants ne provoque pas d'effets dus à la pollution »	Contaminants / milieu	Pression Impact
D9	« les quantités de contaminants présents dans les poissons et autres fruits de mer destinés à la consommation humaine ne dépassent pas les seuils fixés par la législation communautaire ou autres normes applicables »	Contaminants /milieu	Pression
D10	« les propriétés et les quantités de déchets marins ne provoquent pas de dommages au milieu côtier et marin »	Déchets marins	Pression Impact

L'annexe III de la DCSMM, précise également que la caractérisation du milieu marin doit notamment « décrire la situation en ce qui concerne les substances chimiques, y compris les

substances chimiques problématiques, la contamination des sédiments, les points chauds, les questions sanitaires et la contamination des biotes » (tableau 1, annexe III). Il y est également indiqué les pressions et impacts subis par le milieu marin dont certains peuvent être directement en lien avec une activité de dragage comme « la perte ou un dommage physique » pouvant être causé par « l'évacuation de résidus de dragage ».

4. Bilan : un cadre réglementaire commun mais des différences en termes d'application

D'après Le Gac *et al.* (2011), les directives européennes réglementant l'impact environnemental et la gestion des sédiments (par la définition du statut des sédiments dragués ; la caractérisation et les filières de traitement et de valorisation ; l'impact environnemental des sédiments gérés à terre) sont les suivantes :

- Directive relative aux Etudes d'Impact sur l'Environnement (EIE) (97/11/EEC) ;
- Directive relative à l'évaluation stratégique environnementale (2001/42/EC) ;
- Directive Cadre sur les Déchets 2008/98/CE. La liste et les catégories de déchets cités dans le catalogue européen des déchets ont été reprises ensuite par le décret n°2002-540 dans le droit français et à l'article R.541-8 du CE. Les déblais de dragage sont actuellement classés en France d'après ce catalogue.
- Directive relative aux déchets dangereux (91/689/EEC), révisée par la Directive (94/31/EC) ;
- Directive concernant la mise en décharge des déchets (99/31/CE) ;
- Directive relative à la prévention et à la réduction intégrées de la pollution (2008/1/CE) ;
- Directive sur la responsabilité environnementale en ce qui concerne la prévention et la réparation des dommages environnementaux (2004/35/CE).

Ces directives permettent de fournir un cadre réglementaire commun aux pays européens en matière de dragage et apportent une réponse sur certains aspects lorsque la réglementation nationale est inexistante (<http://www.ceamas.eu/fr>). Pour autant, des différences existent entre les pays de l'UE en termes d'application et de mise en œuvre du cadre réglementaire européen, représentée dans la figure 1.

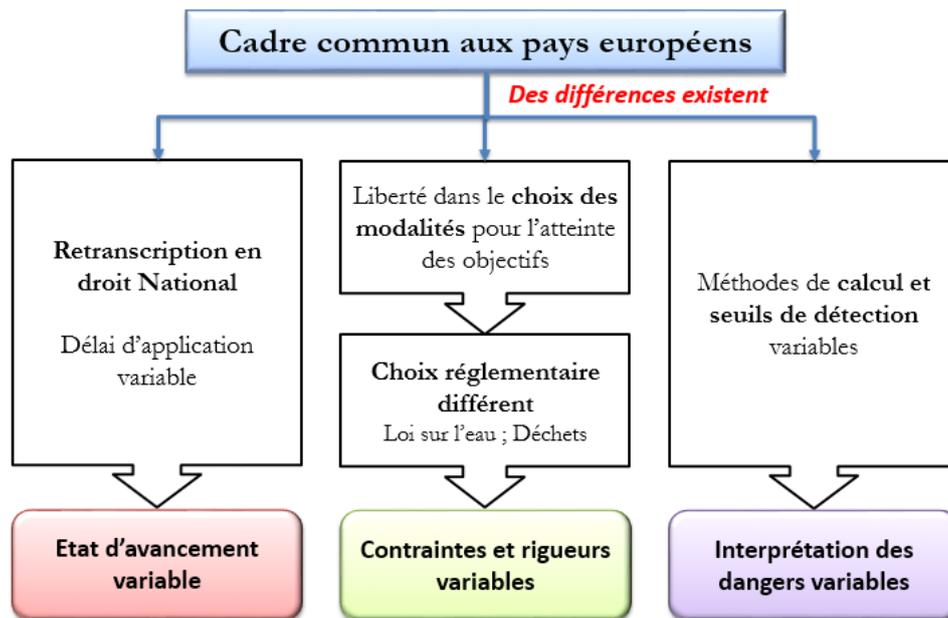


Figure 1 : Cadre communautaire commun et différences nationales

Dans la suite de notre propos, quelques exemples de mise en application sont présentés.

(i) [Au Royaume Uni](#)

L'administration de l'espace maritime en Angleterre est complexe. Elle dépend de la localisation du projet qui précise le propriétaire et le gestionnaire de l'espace maritime, ainsi que l'autorité administrative. Pour la façade Manche de l'Angleterre, la Marine Management Organisation (MMO) joue un rôle central en tant qu'autorité et service instructeur unique, pour l'attribution des licences de dragages et de tout projet comportant l'immersion de sédiments en mer (Le Gac *et al.* 2011). La procédure pour le permis d'immersion possède deux étapes préliminaires pour évaluer la nécessité d'une étude d'impact environnemental et les analyses requises pour renforcer le dossier avant soumission à la MMO. Le Center for Environment Fisheries and Aquaculture Science (CEFAS) est mandaté par la MMO pour réaliser les analyses, et utilise les niveaux de référence N1 (*Action Level 1* AL_1) et N2 (AL_2) pour caractériser les sédiments et proposer une filière de gestion des sédiments.

Ces niveaux (AL_1 et AL_2) ne sont pas des standards réglementaires en Angleterre et ne constituent pas un seuil d'acceptation ou non pour l'immersion. Si les concentrations en contaminants sont inférieures à AL_1 , les sédiments sont considérés comme non responsables de pollution. Pour des concentrations comprises entre les deux valeurs AL_1 et AL_2 , des études plus poussées sur les sédiments sont à envisager (augmentation du nombre d'échantillons/analyses), bioessais) ou un changement de la solution de gestion envisagée. Au-delà de la valeur AL_2 , les sédiments sont (généralement) considérés comme impropres à l'immersion, et la plupart du temps nécessitent des investigations et études supplémentaires, pouvant inclure des traitements (Röper & Netzband, 2011).

La gestion des sédiments à terre nécessite un permis environnemental et implique souvent des procédures complexes, pour trouver une filière de traitement adéquate et un site acceptant ce type

de matériau. Les orientations actuelles du gouvernement visent à favoriser ces filières par rapport à l'immersion et des groupes techniques réfléchissent sur les valorisations possibles des sédiments de dragage (Le Gac *et al.* 2011).

Le texte de loi adopté en Décembre 2009 (« *Marine and Coastal Access Act 2009* ») vise à organiser les différents usages de la mer et à permettre le développement durable des activités maritimes en Angleterre. Ce texte a permis en partie de transposer la Directive Cadre européenne « Stratégie pour le Milieu Marin » (2008/56/EC), qui programme, entre autres, le retour à une bonne qualité des eaux côtières d'ici 2020 (Le Gac *et al.* 2011).

Au Royaume Uni, l'immersion des sédiments est la solution presque exclusivement employée comme filière de destination (seul 1 % est mis à terre), la demande de départ étant toujours l'autorisation ou non de l'immersion des sédiments. Le dispositif réglementaire national oriente par défaut vers cette filière, mais d'autres paramètres tels que le coût, la logistique, la proximité du site et la simplicité par rapport à leur traitement et valorisation à terre finit de justifier l'orientation vers l'immersion. En France, l'immersion est moins systématique (7 % mis à terre).

En ce qui concerne les dossiers de demande d'autorisation, il existe une différence fondamentale entre la France et l'Angleterre, celle-ci réside dans le contenu de la demande :

- ➔ Au RU, la procédure de demande de permis d'immersion est unique, payante (toute modification du projet en cours d'instruction est payante). Pour toutes autres phases d'un projet plus important qu'un simple dragage d'entretien, un permis spécifique doit être demandé auprès du service concerné. L'évaluation des impacts du projet sur l'environnement n'est pas obligatoire, cela dépend de plusieurs facteurs dont la nature du site (zone protégée) et la taille du projet. Au RU, c'est la MMO, avec l'avis du CEFAS entre autre, qui va décider du projet. A la différence de la France, le type de procédure ne varie pas en fonction des volumes dragués ou de la contamination des sédiments. En ce qui concerne les espaces protégés, la réglementation anglaise semble poser des blocages importants qui ne sont pas rencontrés dans cette proportion en France.
- ➔ En France, la demande d'autorisation de dragage prend en compte l'ensemble du projet si ce dernier comprend d'autres phases. Il est présenté dans sa globalité sous forme d'un dossier dont la procédure diffère selon différents critères (qualité sédiments, montant du projet...) (autorisation/déclaration). Il est déposé à un unique service instructeur et présente, dans tous les cas, une justification des choix techniques et l'évaluation des impacts du projet sur l'environnement. Le service instructeur se prononce en fonction de la proposition qui lui est faite, où toutes les possibilités sont envisagées au départ et l'immersion n'est même parfois pas prise en compte.

La caractérisation des sédiments est obligatoire en France et non demandée au RU. L'interprétation qui en est faite est réalisée au cas par cas dans les deux pays mais elle est gérée uniquement par l'administration au RU alors qu'elle est d'abord étudiée par le maître d'ouvrage en France et déposée pour avis auprès de l'administration qui prendra la décision finale. Les seuils anglais découlent directement de l'avis d'experts. En France, ils ont été élaborés d'après les travaux du groupe Géode et sont pris en compte dans la réglementation française. Ils font également partie des critères qui déterminent le type de dossier à réaliser (autorisation/déclaration).

(ii) Aux Pays-Bas

Les matériaux dragués sont à l'intersection des réglementations sur l'eau, le sol et les déchets, la structure très complexe de la législation freinant le dragage (de Boer, 2010a). « Les sédiments ne sont pas un déchet, mais un objet de valeur, une ressource naturelle qui mérite une protection, une conservation ou même une restauration sur certains sites » (citation de SEDNET).

Une nouvelle législation sur la qualité des sols (décret de 2008) a émergé pour encourager l'utilisation de matériaux dragués pour une disposition sur les berges, la relocalisation en mer et le rechargement de carrières. La plupart des matériaux dragués peut être réutilisée, avec seulement une faible quantité devant être transférée en installation d'élimination (de Boer, 2010b).

Les Pays-Bas sont le seul pays de la mer du Nord à n'avoir qu'un seul seuil réglementaire, le « Maximal permissible concentration » (Stronkhorst & van Hattum, 2003). Ce seuil existe pour :

- les PCB, en valeur individuelle pour les sept PCB indicateurs³ mais pas pour la somme (en µg/kg de poids sec) ;
- les éléments traces :
 - En plus de ceux analysés en France, il existe une valeur pour le Cérium Ce, le Lanthane La et le Néodyme Nd (en mg/kg de poids sec) ;
- les HAP, 10 contre 16 en France (en mg/kg de poids sec) ;
- les organostanniques, TBT et Tri-Phényl-étain TPhT (en µg de Sn/kg de poids sec) ;
- d'autres composés organiques en supplément de ceux réglementés en France :
 - l'aldrine, la dieldrine, l'endrine, le lindane, la somme des DDT (DDT, DDE, DDD), l'hexachlorobenzène (en µg/kg de poids sec) ;
 - les huiles minérales (en mg/kg de poids sec).

Cet unique seuil est une combinaison de valeurs guides (As, Cr, Cu, Zn, Huiles minérales) **et de seuils stricts** (Pb, Cd, Ni, Hg, somme des PCB, hexachlorobenzène, somme DDT/DDE/DDD, TBT et somme des 10 HAP) **qui sont donnés aux substances prioritaires**. Ces seuils stricts ne font pas l'objet d'exception ; pour les substances non prioritaires un excès de 50 % peut être toléré tant que cela ne concerne pas plus de deux substances (Röper & Netzband, 2011).

Les exploitants du plus grand site de stockage du pays⁴, le « Slufter », craignant son remplissage en 2005 ont été amenés à imaginer le retraitement des sédiments contaminés puis leur valorisation (Van Paassen, 2012). Grâce à différentes méthodes, les réutilisations possibles des sédiments sont nombreuses : talus routiers, recouvrement de décharges, création de zones naturelles et récréatives, élargissement des digues et des barrières côtières, sous-couche routière et fabrication de briques. Malgré la multiplication des possibilités d'exploitation des sédiments des questions restent en suspens, notamment en ce qui concerne l'approvisionnement en sédiments (les dragages restant des opérations ponctuelles), le coût de ces matériaux et l'acceptation sociale. Il est à noter cependant, qu'à la différence des Pays Bas, en France les sédiments dangereux ne peuvent être

³ PCB 28, 53, 101, 118, 138, 153, 180

⁴ Situé dans le port de Rotterdam

utilisés dans le cadre d'une valorisation, ils sont destinés à l'élimination en Installation de Stockage de Déchets Dangereux (ISDD) ou à l'incinération pour une valorisation énergétique.

(iii) En Belgique

Deux valeurs seuils existent en Belgique : une valeur guide et une valeur seuil limite. Celles-ci ont été définies après un ajustement des données de la littérature pour une sélection de contaminants marins et sédimentaires, et également évaluées par utilisation du potentiel de bioaccumulation pour les oiseaux marins et l'Homme (Röper & Netzband, 2011).

Si les concentrations sont inférieures au premier niveau, l'immersion en mer est possible. A partir de trois valeurs de contaminants comprises entre les deux valeurs seuils, l'immersion ne sera pas possible. Il est alors suggéré de multiplier le nombre d'échantillons par un facteur cinq et d'effectuer une nouvelle analyse. Si cette seconde série d'analyses démontre une plus faible contamination un permis pour l'immersion pourra être donné. En revanche, si les résultats sont confirmés, des bioessais selon les standards internationaux sont recommandés. Leurs résultats sont vus comme un support à la décision et non comme un critère d'exclusion pour l'immersion (Röper & Netzband, 2011).

En Flandre, depuis 2001, trois arrêtés successifs du Gouvernement Flamand fixent trois catégories de gestion des sédiments en vue de leur utilisation future : en tant que terre (réhabilitation de sol), en tant que constituant ou en tant que matériau de construction à part entière. Ces catégories sont organisées à l'aide de deux valeurs, l'une de référence et l'autre d'intervention (MIE, 2014).

En Wallonie, depuis 2001, un arrêté permet de valoriser les boues en fonction de leurs seuils de pollution. Deux classes (A et B) se distinguent et se définissent en fonction de leur concentration en composés organiques et inorganiques. Leur valorisation à terre est conditionnée par leur siccité, (les boues sont constituées d'eau et de matières sèches, la siccité étant le pourcentage massique de matière sèche; ainsi une boue avec une siccité de 10 % présente une humidité de 90 %) (MIE, 2014).

(iv) En Allemagne

Il existe deux seuils en Allemagne : RW_1 et RW_2 , le RW_1 correspond à l'équivalent du 90^e percentile du niveau de contamination actuelle, et le RW_2 correspond au RW_1 multiplié par un facteur 3 (à l'exception du TBT). La taille de la zone à draguer, le volume de matériaux, la variation horizontale et verticale de l'intensité de la contamination doivent être inclus dans l'échantillonnage ; le nombre d'échantillons dépendant du volume total. Généralement les échantillons doivent être analysés individuellement ; une analyse combinée étant possible dans certains cas spécifiques. Des bio-essais doivent être réalisés si les concentrations dépassent le RW_2 , et notamment des tests sur algues marines, sur bactéries bioluminescentes et ou toxicité aigüe sur amphipode (Röper & Netzband, 2011).

Les éléments trace sont analysés sur la fraction granulométrique inférieure à 20 μm , les contaminants organiques sur la fraction inférieure à 63 μm (mesure indirecte depuis la concentration totale de l'échantillon et le pourcentage de la fraction inférieure à 63 μm). Les éléments trace analysés sont les mêmes qu'en France, de même que pour les sept PCB indicateurs,

les hydrocarbures et les 16 HAP. Il existe une distinction pour le TBT : un couple de seuil RW_1/RW_2 en général et un pour la mer des Wadden. En complément de ces contaminants organiques, il existe des valeurs seuils pour les hexachlorocyclohexane, l'hexachlorobenzène, le DDT/DDE/DDD. Le P_{TOT} et le N_{TOT} sont également analysés sur le sédiment et l'éluat.

(v) En Norvège

Les sédiments peuvent être classés en cinq catégories d'après les valeurs de quatre seuils, seuils basés sur un risque écologique. Le nombre de composés organiques analysés est important et comprend entre autre les PCDD/F, la somme des DDT/DDE/DDD, le lindane, l'hexachlorobenzène, le nonylphénol, le bisphénol A, l'irgarol (Röper & Netzband, 2011). Ces seuils ont été déduits des Directives Cadres sur l'eau, des normes de qualité environnementale et des substances prioritaires, ou encore d'autres sources telles que OSPAR, l'US-EPA ou encore de la littérature scientifique.

L'échantillonnage est dépendant de la taille de l'opération de dragage. Le système d'évaluation est développé de manière à évaluer le risque *in situ* des sédiments et de déterminer un besoin en dépollution. En général les sédiments des classes I (qualité équivalente au bruit de fond environnemental, inférieur à C1) et II (bonne qualité, entre C1 et C2) peuvent être immergés. Des sédiments de classe III (entre C2 et C3) peuvent nécessiter une évaluation plus poussée du risque sur l'environnement. La gestion de sédiments de classe IV et V requiert des programmes de dépollutions spécifiques et un suivi plus approfondi pendant les opérations (Röper & Netzband, 2011).

III. Au niveau national

Comme nous venons de le décrire, un cadre commun existe à l'échelle communautaire. Cependant, les pays sont libres de choisir les modalités d'atteinte des objectifs fixés par l'Europe, ce qui aboutit à des choix réglementaires différents (Loi sur l'eau *vs* Loi sur les déchets), des méthodes de calculs et des seuils réglementaires variables aboutissant à une interprétation des dangers différente. Enfin, la retranscription en droit national peut être plus ou moins longue selon les pays, aboutissant à des avancements variables.

Dans la suite de notre propos, nous allons désormais nous intéresser au cadre réglementaire en vigueur en France en considérant la réglementation relative au dragage, à la gestion à terre des sédiments extraits et du stockage.

1. Réglementation relative au dragage

Depuis la circulaire du 14 juin 2000 renforcée par l'arrêté du 8 février 2013, une opération de dragage, en milieu marin et/ou portuaire, est précédée d'une évaluation de la qualité physico-chimique des sédiments qui, selon leur niveau de contamination, seront orientés vers la filière immersion pour les sédiments considérés comme non contaminés ou vers la filière à terre pour les sédiments considérés comme contaminés (des investigations complémentaires plus ou moins approfondies sont exigées dans ce cas). L'orientation du sédiment vers l'une ou l'autre des filières est conditionnée par deux valeurs seuils nommées N1 et N2. Les conditions d'utilisation de ces valeurs-seuils sont définies dans la **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 dont une synthèse est proposée dans le tableau II.

Tableau II : Synthèse des conditions d'utilisation des seuils N1 et N2 définies par la Circulaire n°2000-62 du 14 juin 2000

< N1	Impact potentiel jugé neutre ou négligeable Valeurs mesurées comparables aux bruits de fond environnementaux Filière immersion possible
N1 < _ < N2	Investigations complémentaires nécessaires en fonction du degré de dépassement du niveau N1 et des risques encourus pour le projet. Investigations devant être proportionnelles à l'importance de l'opération envisagée
> N2	Impact potentiel négatif Etude spécifique portant sur la sensibilité du milieu aux substances concernées, avec au moins un test d'écotoxicité globale du sédiment et une évaluation de l'impact prévisible sur le milieu + Si nécessaire, affiner le maillage des prélèvements sur la zone concernée Filière immersion susceptible d'être interdite, auquel cas => Gestion à terre des sédiments

Les tableaux suivants (III, IV, V, VI) extraits de l'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 à l'article R. 214-1 du code de l'environnement, précisent la valeur des seuils considérés.

Tableau III : Niveaux relatifs aux éléments traces, en mg/kg de sédiment sec analysé sur la fraction inférieure à 2 mm

ÉLÉMENTS TRACES	NIVEAU N1	NIVEAU N2
Arsenic	25	50
Cadmium	1,2	2,4
Chrome	90	180
Cuivre	45	90
Mercur	0,4	0,8
Nickel	37	74
Plomb	100	200
Zinc	276	552

Tableau IV : Niveaux relatifs aux polychlorobiphényles (PCB), en µg/kg de sédiment sec analysé sur la fraction inférieure à 2 mm

PCB	NIVEAU N1	NIVEAU N2
PCB congénère 28	5	10
PCB congénère 52	5	10
PCB congénère 101	10	20
PCB congénère 118	10	20
PCB congénère 138	20	40
PCB congénère 153	20	40
PCB congénère 180	10	20

Tableau V : Niveaux relatifs aux hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), en µg/kg de sédiment sec analysé sur la fraction inférieure à 2 mm

HAP	NIVEAU N1	NIVEAU N2
Naphtalène	160	1 130
Acénaphène	15	260
Acénaphthylène	40	340
Fluorène	20	280
Anthracène	85	590
Phénanthrène	240	870
Fluoranthène	600	2 850
Pyrène	500	1 500
Benzo [a] anthracène	260	930
Chrysène	380	1 590
Benzo [b] fluoranthène	400	900
Benzo [k] fluoranthène	200	400
Benzo [a] pyrène	430	1 015
Di benzo [a,h] anthracène	60	160
Benzo [g,h,i] pérylène	1 700	5 650
Indéno [1,2,3-cd] pyrène	1 700	5 650

Tableau VI : Niveaux relatifs au tributylétain (TBT), (en µg/kg de sédiment sec analysé sur la fraction inférieure à 2 mm)

PARAMÈTRE	NIVEAU N1	NIVEAU N2
TBT	100	400

Pour les sédiments continentaux, une évaluation de leur qualité physico-chimique doit également être effectuée préalablement aux opérations de curage. Les seuils de contamination considérés sont, dans ce cas, définis par l'arrêté du 9 août 2006 dans sa version consolidée au 11 juin 2015 (tableau VII).

Tableau VII : Niveaux relatifs aux éléments et composés traces, en mg/kg de sédiment sec analysé sur la fraction inférieure à 2 mm)

PARAMÈTRES	NIVEAU S1
Arsenic	30
Cadmium	2
Chrome	150
Cuivre	100
Mercurure	1
Nickel	50
Plomb	100
Zinc	300
PCB totaux	0,680
HAP totaux	22,800

Pour résumer le contexte réglementaire relatif au dragage de sédiments, un logigramme de décision pour la gestion des sédiments extraits est proposé figure 2.

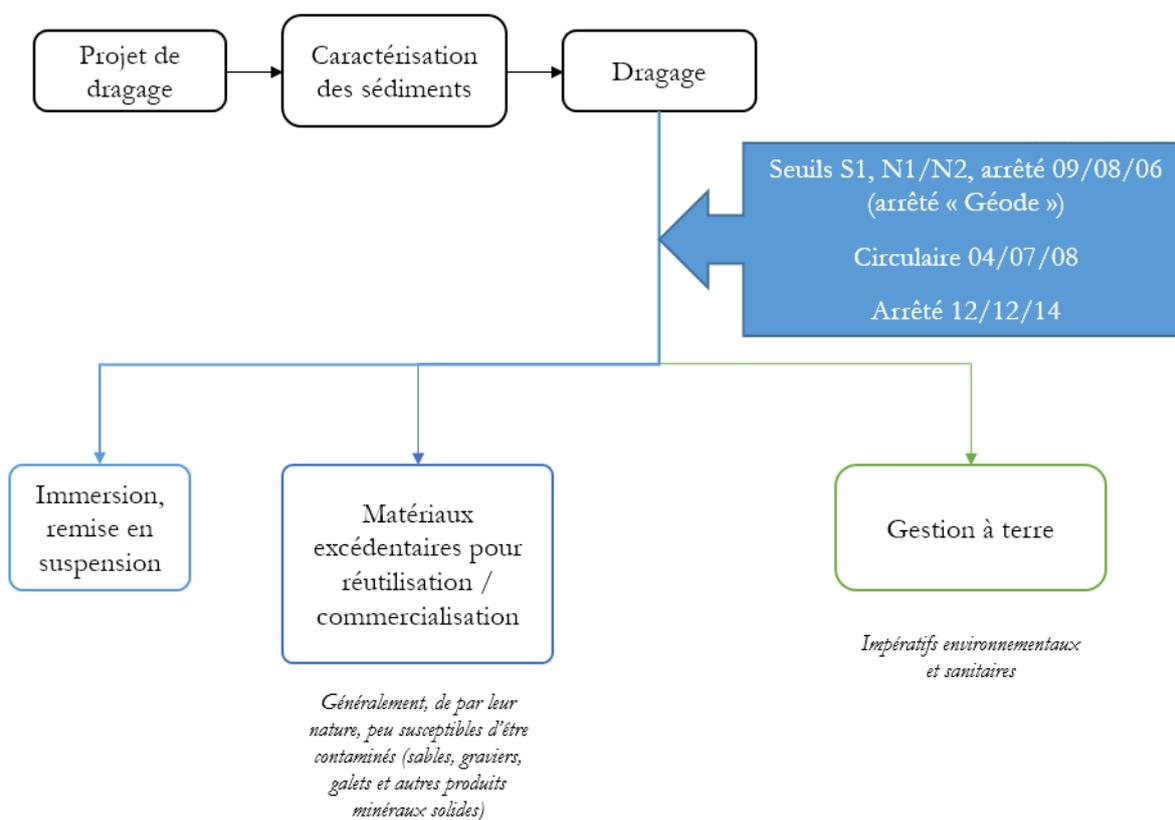


Figure 2 : Logigramme de décision pour la gestion des sédiments

2. Réglementation relative à la gestion à terre des sédiments de dragage

La circulaire du 4 juillet 2008 présente deux modes de gestion des sédiments dragués :

- l'immersion ou la remise en suspension dans un site choisi selon le volume, la proximité de zones conchylicoles, les niveaux de contamination, les études d'incidences Natura 2000 ;
- la gestion à terre des sédiments lorsque l'immersion ou la remise en suspension des sédiments n'est pas possible ou souhaitable. A terre, le sédiment a le statut de déchet et subit une première étape de caractérisation (inerte/ non dangereux / dangereux), avant sa valorisation ou son élimination.

Au niveau national, lorsque les déblais de dragage sont destinés à une filière terrestre, ils entrent dans la nomenclature des déchets (Décret n°2002-540 du 18 avril 2002 - Nomenclature européenne des déchets).

a. Législation « Déchets »

Quel que soit leur devenir (filière immersion ou gestion à terre), les sédiments extraits doivent faire l'objet d'une évaluation de la dangerosité. L'article R. 541-8 du code de l'environnement relatif à la classification des déchets définit le potentiel de dangerosité d'un sédiment. Cette démarche aboutit à trois types de sédiments-déchets : le sédiment inerte, le sédiment non inerte et non dangereux et le sédiment non inerte et dangereux.

(i) Sédiment dangereux ou non dangereux ?

Selon l'article R. 541-8 du Code de l'Environnement, « sont considérés comme dangereux les déchets qui présentent une ou plusieurs des propriétés énumérées à l'annexe I au présent article. Ils sont signalés par un astérisque dans la liste des déchets de l'annexe II (nomenclature déchets) ». L'annexe I de ce même article spécifie qu'un déchet est dangereux s'il possède au moins une des 15 propriétés de danger (HP 1 à HP 15)⁵.

Néanmoins, comme le précise la note juridique du 18 septembre 2002 du MEDD, plusieurs de ces critères ne sont pas adaptés aux déblais de dragage. C'est le cas du critère HP 15 dont l'applicabilité aux sédiments-déchets fait toujours l'objet de débat. De même, l'application du critère HP 14

⁵ L'évolution des méthodes d'analyse et des réglementations françaises et européennes applicables aux déchets a rendu nécessaire la mise à jour du guide français de référence pour l'évaluation de la dangerosité des déchets. Un guide publié en février 2016 par l'INERIS reprend les méthodes pour l'évaluation du caractère dangereux d'un déchet via les propriétés de danger suivant la Directive Cadre Déchets actuellement en application (Rebischung & Hennebert, 2016). L'objectif des récentes modifications concernant les propriétés de danger des déchets est de tenir compte du nouveau cadre réglementaire communautaire sur la classification et l'étiquetage des substances et mélanges provenant de l'application du règlement n°1272/2008, dit règlement CLP (« Classifying, Labelling, Packaging »). Avant le 1^{er} Juin 2015, ces propriétés de danger étaient appelées H1 à H15 : la Commission européenne du 18/12/2014 a décidé de les renommer HP1 à HP15 afin d'éviter toute confusion avec les mentions de danger du règlement CLP. De plus, certaines propriétés de danger ont été renommées afin de les adapter aux modifications de la législation relative aux produits chimiques ou pour garantir une cohérence par rapport aux dénominations des autres propriétés (H15 « Substances et préparations susceptibles, après élimination, de donner naissance, par quelque moyen que ce soit, à une autre substance, par exemple un produit de lixiviation, qui possède l'une des caractéristiques énumérées ci-avant » est devenue HP15 « Déchet capable de présenter une des propriétés dangereuses susmentionnées que ne présente pas directement le déchet d'origine ») (Rebischung & Hennebert, 2016).

présente plusieurs limites car il n'existe pas de seuil réglementaire pour ce critère ni de méthodes reconnues officiellement permettant la définition de ce critère. Pour autant des protocoles ont été proposés et retenus pour leur pertinence. C'est le cas de la méthode proposée par le BRGM pour évaluer le caractère écotoxique du sédiment – déchet ; cette méthode d'évaluation de la dangerosité au regard de la propriété écotoxicologique proposée par le BRGM et applicable aux sédiments est reprise dans le guide l'INERIS-DRC-15-149793-06416A publié le 04/02/2016 (Rebischung & Hennebert, 2016). Ce protocole se base sur des tests classiques et normalisés d'écotoxicité. Il intègre des tests de toxicité aiguë ou chronique, sur matrice solide ou lixiviat, et sur des organismes aquatiques (*Vibrio fischeri*, *Daphnia magna*, *Brachionus*) et terrestres (deux végétaux : *Avena sativa* et *Brassica napus*). Dans ce guide, la démarche d'évaluation de la dangerosité des sédiments au regard de la propriété écotoxique est réalisée par une démarche graduée :

1. Une analyse des paramètres (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn, PCBt, HAPt dont les valeurs à respecter correspondent au seuil S1 et à N1 pour le TBT.
Si aucune de ces valeurs n'est dépassée, les sédiments sont réputés non dangereux au regard de la propriété HP 14. Si au moins un polluant présente une valeur supérieure, des essais biologiques sont alors réalisés selon la seconde étape.
2. Des essais écotoxicologiques sont réalisés sur le déchet après centrifugation : deux tests sont réalisés sur l'éluat obtenu par lixiviation (suivant le protocole de lixiviation EN 12457-2, indice de classement X 30 402-2) et un test sur la matrice solide.
 - a. Sur les éluats :
 - Essai de toxicité aiguë : test d'inhibition de la luminescence de bactéries marines (*Vibrio fischeri*, NF EN ISO 11348-3) :
valeur seuil de CE_{50} 30 min < 10 % ;
 - Essai de toxicité chronique : essai d'inhibition de la croissance de la population (*Brachionus calyciflorus* en 48h, NF ISO 20266) :
valeur seuil de CE_{20} < 1 % ;
 - b. Sur les sédiments centrifugés : Essai d'inhibition de l'émergence et de la croissance de semences par une matrice potentiellement polluée (NF EN ISO 11269-2, uniquement sur l'avoine *Avena sativa*, une monocotylédone, celui-ci étant plus discriminant que le test avec le colza) :
valeur seuil de CE_{50} < 10 %.

Un même référentiel est utilisé pour tous les sédiments, qu'ils soient marins ou continentaux. En ce qui concerne les sédiments marins, l'usage de S1 évite d'associer une image de dangerosité potentielle à des sédiments qui dépassent N1 et dont la destination finale n'est pas obligatoirement la gestion à terre. S1 fait référence à des valeurs déterminées sur la base des propriétés écotoxicologiques de la matrice, alors que N1 et N2 résultent principalement de traitement statistique de données physico-chimiques (Mouvet, 2012). Les analyses écotoxicologiques permettent de conclure sur la toxicité du sédiment en vue d'une gestion à terre. Ainsi, une fois centrifugés, les sédiments sont testés à partir de bio-essais réalisés initialement sur une monocotylédone (*Avena sativa*) et une dicotylédone (*Brassica napus*). Des tests sur *Eisenia fetida* ont été envisagés en première intention mais les essais sur végétaux ayant montré une plus grande sensibilité de réponse (Mouvet, 2012), ils n'ont finalement pas été retenus. Pour les mêmes raisons, un seul modèle végétal, en l'occurrence *Avena sativa*, a été finalement retenu dans le protocole final.

(ii) Sédiment inerte ou non inerte ?

Selon l'article R. 541-8 du Code de l'Environnement, « est considéré comme inerte tout déchet qui ne subit aucune modification physique, chimique ou biologique importante, qui ne se décompose pas, ne brûle pas, ne produit aucune réaction physique ou chimique, n'est pas biodégradable et ne détériore pas les matières avec lesquelles il entre en contact d'une manière susceptible d'entraîner des atteintes à l'environnement ou à la santé humaine ». Un sédiment est considéré comme « inerte » si :

- Il respecte les valeurs limites lors du test de lixiviation pour les paramètres définis à l'annexe II de l'arrêté du 28 octobre 2010 relatif aux installations de stockage des déchets inertes (abrogé et remplacé par l'arrêté du 12/12/14, relatif aux prescriptions générales applicables aux installations du régime de l'enregistrement relevant de la rubrique n°2760 de la nomenclature des ICPE) ;
- Il respecte les valeurs limites en contenu total pour les paramètres définis à l'annexe II de l'arrêté du 28 octobre 2010 relatif aux installations de stockage des déchets inertes.

Un sédiment ne respectant pas les valeurs seuils indiquées à l'annexe II est considéré comme « non inerte ».

(iii) Mise en décharge

Selon les caractéristiques des déchets ou si aucune autre voie de traitement ne peut être envisagée, les sédiments-déchets peuvent être placés dans des installations de stockage de déchets comme suit :

- ✓ Les installations de stockage de déchets inertes (ISDI). Elles sont destinées à ne recevoir que des matériaux inertes, ce qui n'est jamais le cas avec les sédiments de dragage d'origine marine, notamment en raison de la concentration en sels ;
- ✓ Les installations de stockage de déchets non dangereux (ISDND) sont destinées à recevoir des déchets non dangereux, représentés principalement par les ordures ménagères. Les sédiments entrent ainsi en compétition avec ce type de produits ;
- ✓ Les installations de stockage de déchets dangereux (ISDD) sont généralement intéressées par les déblais de dragage. Mais les sécurités environnementales liées à ce type d'installation sont démesurées. Par ailleurs, les coûts d'acceptation ne sont pas compatibles avec une gestion durable.

b. Législation ICPE

Depuis le décret n°2010-369 du 13 avril 2010 modifiant la nomenclature des ICPE, le stockage et le transit des sédiments à terre les sédiments gérés à terre sont réglementés au titre de la législation relative aux ICPE. Auparavant, ils étaient encadrés réglementairement au titre de la « loi sur l'eau » dans le cadre de l'opération de dragage (DREAL NPdC, 2012). Néanmoins, si le dépôt est temporaire (sur la durée des travaux de dragage) et à proximité immédiate du chantier, il ne relève pas de la législation ICPE.

Dans la suite de notre propos, nous exposerons la réglementation nationale relative à la gestion à terre des sédiments, hors filières de valorisation, pour les sédiments inertes et non inertes. Sauf exception, ces modes de gestion relèvent de la législation ICPE. En revanche, la plupart des filières de valorisation des sédiments à terre étant soumises à la loi sur l'eau, au code de l'urbanisme et à la

réglementation déchet mais n'étant pas des ICPE, elles ne seront pas développées dans ce paragraphe.

(i) Gestion à terre (hors valorisation) des sédiments non inertes

Les installations prenant en charge à terre les sédiments non inertes relèvent de la législation des ICPE (livre V du Code de l'Environnement). On distingue trois types d'installation :

- Tri, transit, regroupement ;
- Traitement ;
- Stockage définitif.

Le tableau VIII reprend les rubriques de la réglementation ICPE selon l'opération et le niveau de dangerosité du sédiment.

Tableau VIII : Rubriques ICPE selon l'opération et la dangerosité du sédiment

	N° de rubrique ICPE selon l'opération			
	Transit	Stockage	Traitement thermique	Traitement non thermique
Sédiment non dangereux	2716	2760-2	2771	2791
Sédiment dangereux	2717/2718	2760-1	2770	2791

Il convient de préciser que les opérations d'aménagement de berges ou de remblais réalisés à l'aide de sédiments, les aménagements paysagers réalisés à l'aide de sédiments non dangereux, pour autant qu'ils répondent à un besoin, sont exclues ou non soumises à la rubrique 2760. Dans le cas contraire, les dépôts de sédiments à terre doivent être classés sous cette rubrique et satisfaire les dispositions des arrêtés ministériels du 9 septembre 1997 (sédiments non dangereux) ou du 30 décembre 2002 (sédiments dangereux) en prenant en compte le cas échéant, les dispositions spécifiques opposables aux installations de stockage dites « mono-déchets ».

La durée maximale d'entreposage des déchets sur un site de tri/transit/regroupement est de un an si le déchet a vocation à être éliminé, trois ans s'il a vocation à être valorisé. Au-delà l'activité relève de la rubrique 2760 (relative au stockage définitif) pour les sédiments non inertes.

(ii) Gestion à terre des sédiments inertes

Les stockages de sédiments inertes sont réglementés par l'article L541-30-1 du code de l'environnement, dont l'application est confiée à la direction départementale des territoires et de la mer (DDTM). Les conditions d'admission des déchets inertes dans les installations classées (relevant des rubriques 2515, 2516 et 2517) sont précisées dans l'arrêté du 6 juillet 2011 modifié par l'arrêté du 1er décembre 2014 (figure 3).

Gestion des déchets issus des opérations de dragage		
déchets dangereux	déchets non dangereux	déchets inertes
Site de tri / transit / regroupement rubrique ICPE: 2718 autorisation: ≥ 1 tonne déclaration: < 1 tonne	Site de tri / transit / regroupement rubrique ICPE: 2716 autorisation: ≥ 1 000 m ³ déclaration: entre 100 et 1 000 m ³	Site de tri / transit / regroupement rubrique ICPE: 2517 autorisation: ≥ 75 000 m ³ déclaration: entre 15 000 et 75 000 m ³
Site de traitement rubrique ICPE: 2790 autorisation	Site de traitement rubrique ICPE: 2791 autorisation: ≥ 10 tonnes/j déclaration: < 10 tonnes/j	Site de traitement Rubrique ICPE: 2791 Autorisation: ≥ 10 tonnes/j Déclaration: < 10 tonnes/j
Stockage définitif rubrique ICPE: 2760-1 autorisation avec possibilité de stockage " monodéchet "	Stockage définitif rubrique ICPE: 2760-2 autorisation avec possibilité de stockage " monodéchet "	Stockage définitif Ne relève pas de la nomenclature des ICPE ISDI autorisée au titre de l'article L541-30-1 du code de l'environnement fonctionnement encadré par l'arrêté ministériel du 28 octobre 2010
<p>La durée maximale d'entreposage des déchets sur un site de tri / transit / regroupement est de:</p> <ul style="list-style-type: none"> • 1 an si les déchets ont vocation à être éliminés, • 3 ans si les déchets ont vocation à être valorisés. <p>Au delà, l'activité relève de la rubrique 2760 relative au stockage définitif.</p>		

Figure 3 : Synthèse sur le classement ICPE des sédiments gérés à terre (hors valorisation)

c. Législation sur « l'eau »

Depuis 2007, de nombreux textes sont parus dans le cadre de la transposition de la DCE en droit français. Ils traduisent l'amélioration des connaissances sur l'état des milieux et sur les émissions de substances et le retour d'expérience de la mise en œuvre des mesures. Parmi ces textes, nous retiendrons :

- les arrêtés du 21 mars 2007 et du 7 mai 2007 modifiant l'arrêté du 20 avril 2005 modifié fixent les normes de qualité des milieux pour 36 substances, et l'arrêté du 30 juin 2005 modifié précise le contenu du programme national d'action contre la pollution des milieux aquatiques par certaines substances dangereuses ;
- la circulaire du 7 mai 2007 définit les « normes de qualité environnementale provisoires (NQE_p) » des 41 substances impliquées dans l'évaluation de l'état chimique des masses d'eau ainsi que des substances pertinentes du programme national de réduction des substances dangereuses dans l'eau ;
- l'arrêté du 25 janvier 2010 modifié relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface définit les règles établies pour déterminer l'état des masses d'eau inscrit dans les SDAGE en 2009 établis à partir d'un état chimique et d'un état écologique ;
- l'arrêté du 8 juillet 2010 modifiant l'arrêté du 20 avril 2005 modifié pris en application du décret du 20 avril 2005 relatif au programme national d'action contre la pollution des milieux aquatiques par certaines substances dangereuses ;
- l'arrêté ministériel du 8 juillet 2010 fixant la liste des substances prioritaires et le calendrier de réduction des émissions à l'article R 512-9 du Code de l'Environnement.

Ces textes font référence aux substances dont le rejet dans le milieu aquatique est susceptible d'être néfastes pour celui-ci. Les valeurs seuils mentionnées dans ces textes doivent donc être respectées dans le cadre des projets de curages mais également dans le cadre d'aménagement ou de réalisations mettant en contact les sédiments dragués et le milieu aquatique. De plus, certaines valorisations des sédiments de dragage sont soumises à d'autres dispositions de la législation sur l'eau en France (tableau IX).

Tableau IX : Exemples de filières de valorisation de sédiments soumises à la loi sur l'eau

Filières de valorisation	Procédure / Nomenclature	Critères
Rechargement de plages Confortement dunaire	Autorisation/Déclaration Rubrique 4.1.2.0	Si volume > 10 000 m ³ => EI + Enquête publique même si déclaration (Arrêté du 01/06/2012)
Réalisation de terre-pleins ou polders	Autorisation/Déclaration Rubrique 3.3.1.0 ou 4.1.2.0	
Utilisation en remblais ou endiguement	Autorisation/Déclaration Rubrique 3.2.2.0 Rubrique 3.3.1.0 Rubrique 3.2.6.0	Si remblaiement dans le lit majeur d'un cours d'eau Si remblaiement de zones humides ou de marais Si digues de protection contre inondation
Rechargement/renforcement de berges	Autorisation/Déclaration Rubrique 2.2.3.0	Si sédiments inertes ou si caractéristiques inférieures à S1 ou N2 (arrêté du 9 août 2006 modifié)

d. Synthèse

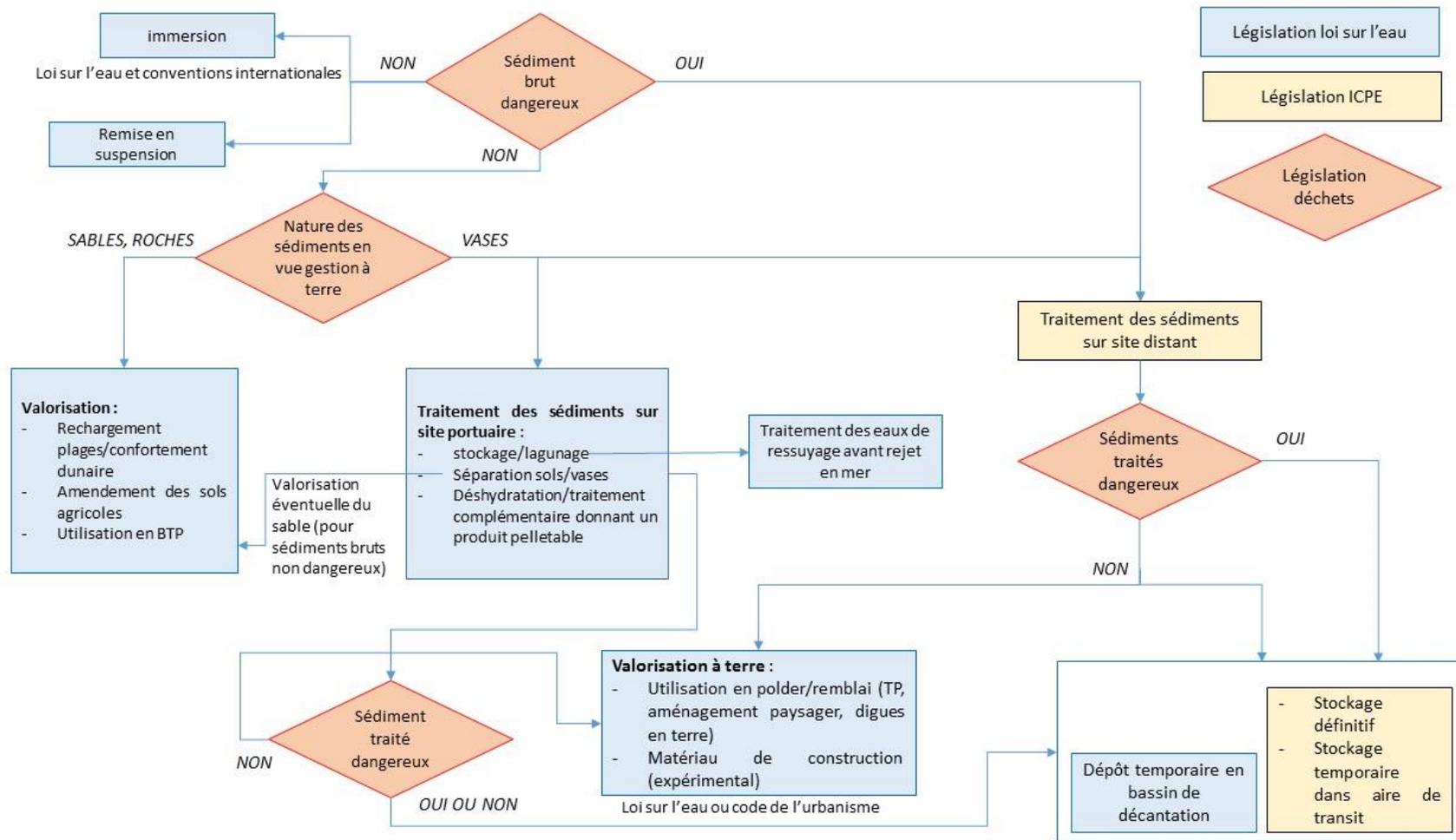


Figure 4 : Synthèse du devenir des sédiments en fonction de leurs différentes caractéristiques (inspiré de DDTM Finistère & DREAL Bretagne, 2013)

Pour synthétiser la réglementation relative à la gestion à terre des sédiments, un logigramme illustrant le devenir des sédiments selon leurs caractéristiques physico-chimiques et les normes réglementaires est proposée figure 4.

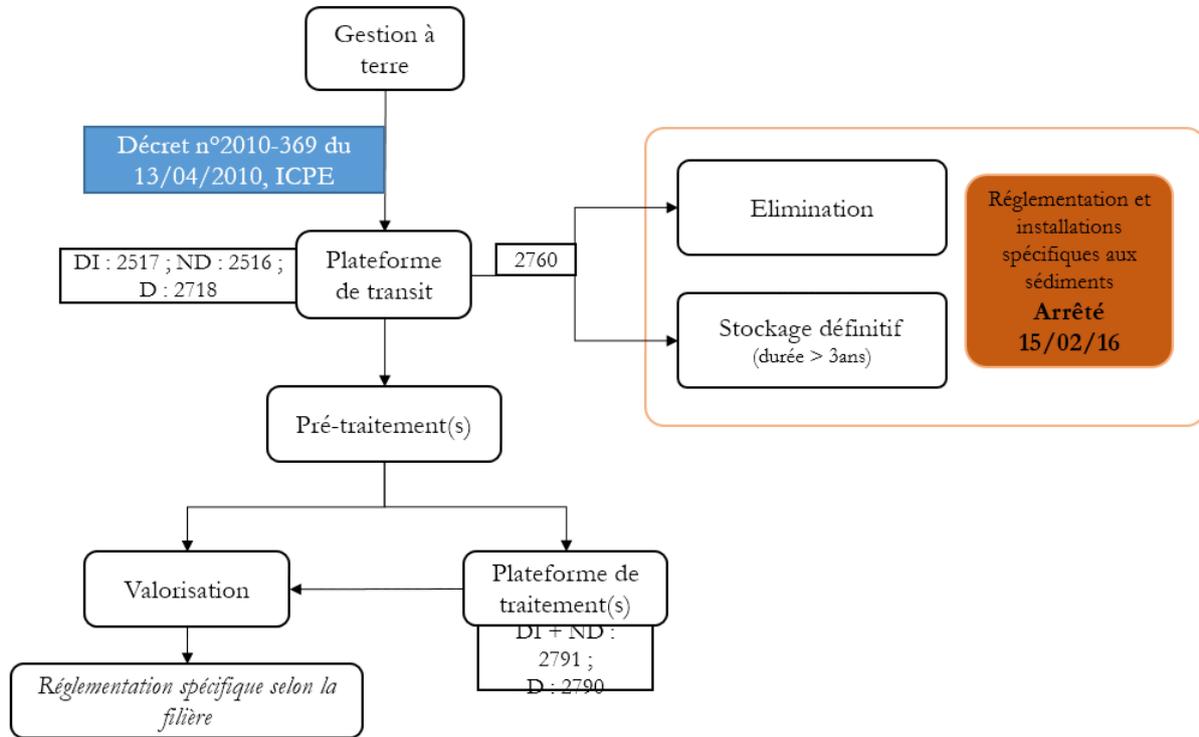


Figure 5 : Itinéraire réglementaire des sédiments gérés à terre

Pour compléter ce schéma, une deuxième illustration (figure 5) précise, les textes de loi à prendre en compte au fil des étapes de la gestion à terre du sédiment-déchet.

3. Réglementation relative aux filières de valorisation

Pour illustrer la réglementation relative aux filières de valorisation, un schéma (figure 6) a été établi et présente de manière synthétique les différents textes encadrant les filières de valorisation. Les filières de valorisation n'étant pas toutes encadrées par les mêmes textes, un bilan des différentes exigences est donc présenté à la suite dans la figure 6.

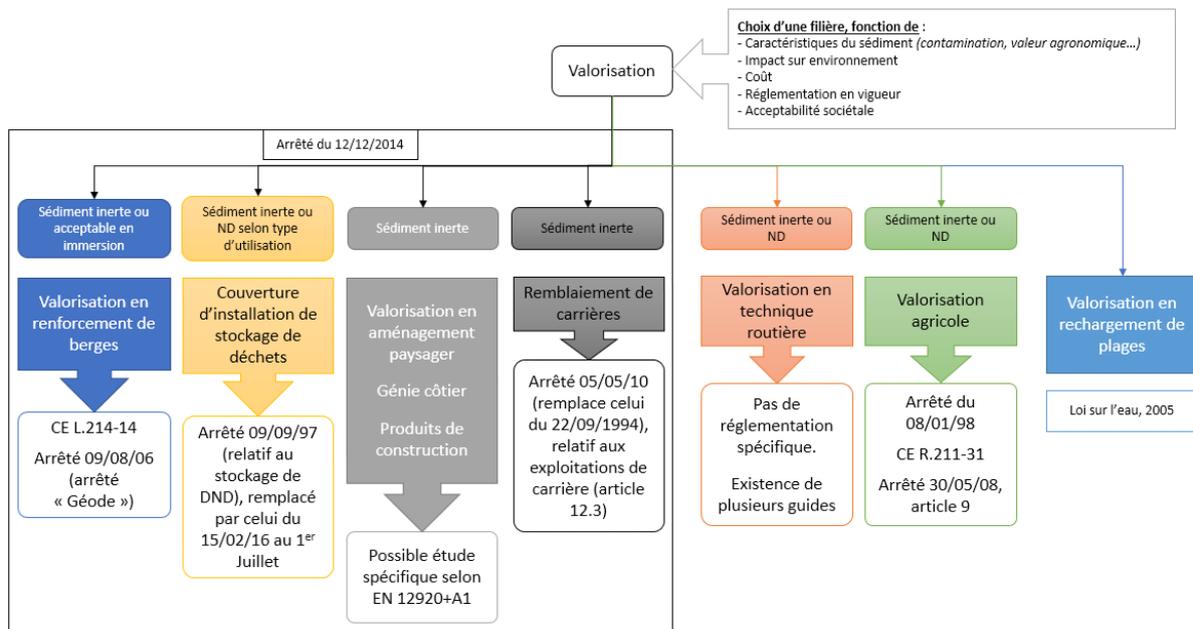


Figure 6 : Synthèse des réglementations encadrant les filières de valorisation à terre des sédiments

a. Valorisation en rechargement de plages

Depuis le 1er juin 2012, date d'entrée en vigueur des dispositions des décrets n°2011-2018 et n°2011-2019 du 29/12/2011 portant réforme de l'enquête publique et de l'étude d'impact, si le volume de sable utilisé en rechargement de plage ou confortement dunaire est :

- supérieur à 10 000 m³, la réalisation d'une étude d'impact et d'une enquête publique sont requises, même si le projet de dragage et de rechargement ou confortement relève d'une déclaration au titre de la Loi sur l'Eau. Dans ce cas, l'avis de l'autorité environnementale est requis dans le cadre de la procédure, avant la mise à l'enquête publique du dossier ;
- inférieur à 10 000 m³, le projet peut éventuellement être dispensé d'étude d'impact par l'autorité environnementale dans le cadre d'une appréciation au cas par cas sur la base des éléments d'information fournis dans un formulaire spécifique (*cf.* arrêté du 26/07/2012 relatif au formulaire CERFA de demande d'examen au cas par cas). Le préfet de Région (autorité environnementale) dispose d'un délai de 35 jours pour le faire savoir au maître d'ouvrage, dès lors que le formulaire de demande d'examen est complet. En l'absence de dispense de l'autorité environnementale, une étude d'impact proportionnée à la sensibilité environnementale de la zone susceptible d'être affectée par le projet, à l'importance et à la nature des travaux, ouvrages et aménagements projetés et à leurs incidences prévisibles sur l'environnement ou la santé humaine, devra être produite. Le projet sera ensuite soumis à enquête publique, après avis de l'autorité environnementale sur le dossier (Vernus *et al.* 2013).

b. Valorisation en épandage agricole

D'après la DREAL (2012), la valorisation agricole n'est envisageable que si :

- Les sédiments présentent un intérêt agronomique pour le sol ou pour la nutrition des cultures et des plantations (article R 211-31 du CE) ;

- L'usage et la manipulation des sédiments lors de cette opération ne portent pas atteinte à la santé, à l'état phytosanitaire des cultures, la qualité des sols et des milieux aquatiques (article R 211-31 du CE) ;
- L'accord des propriétaires des parcelles concernées par l'opération est obtenu - Cf article 9 de l'arrêté du 30/05/2008.

Les prescriptions techniques définies par l'arrêté du 08/01/1998 relatives aux épandages de boues sur les sols agricoles doivent être respectées - Cf article 9 de l'arrêté du 30/05/2008, fixant les prescriptions générales applicables aux opérations d'entretien de cours d'eau ou canaux soumis à autorisation ou à déclaration. Notons également que la circulaire du 4 juillet 2008 précise que l'épandage de sédiments de dragage sur une parcelle agricole ne peut se réaliser que pour des sédiments non dangereux (Cantegrit & Nouvion-Dupray, 2011).

Sur le plan technique, les sédiments peuvent être épandus sur les terres agricoles par refoulement hydraulique, sous forme de boues liquides, ou sous forme solide, après égouttage et entreposage. L'épandage de boues autres que les boues issues du traitement des eaux usées peut être soumis à procédure de déclaration ou d'autorisation au titre de la rubrique 2.1.4.0 de la loi sur l'eau en fonction du volume ou des flux annuels épandus en azote total ou en DBO₅.

Le règlement relatif à la production biologique (règlement d'exécution UE n°354/2014 du 08/04/2014) autorise en amendement les sédiments anaérobies riches en matière organique provenant de masses d'eau douce, en respectant cependant les valeurs limites de concentration en éléments traces prévues dans l'arrêté du 08/01/1998, les sédiments devant provenir de sources exemptes de contaminations par des pesticides, polluants organiques persistants et substances telles que l'essence (concentrations maximales en mg/kg de matière sèche : Cd : 0,7 ; Cu : 70 ; Ni : 25 ; Pb : 45 ; Zn : 200 ; Hg : 0,4 ; Cr_{total} : 70 ; Cr_{VI} : non détectable). Les sédiments pourront provenir des suites de la gestion des masses d'eau ; ils pourront également être extraits d'anciennes masses d'eau douce. L'extraction devra s'effectuer de manière à limiter autant que possible l'incidence sur le milieu aquatique.

Enfin, l'arrêté du 30/05/2008 prévoit un usage possible des sédiments fluviaux pour l'épandage agricole. En effet, selon cet arrêté, les sédiments fluviaux non remis dans le cours d'eau doivent faire l'objet en priorité d'un traitement approprié permettant leur utilisation en tant que granulats, dans des conditions technico-économiques acceptables. Ceux qui ne seront pas remis dans le cours d'eau pourront faire l'objet d'un régalage sur les terrains riverains, d'une utilisation directe en travaux publics et remblais sous réserve de test de percolation ou de stabilité (mesure de la compatibilité), d'un dépôt sur des parcelles ou d'un stockage y compris par comblement d'anciennes gravières ou carrières, ou en épandage agricole.

c. Valorisation en technique routière

La valorisation des sédiments en technique routière n'a pas de cadre réglementaire particulier (DREAL NPC, 2012). Plusieurs méthodologies existent cependant. Parmi elles, la méthode élaborée dans le cadre de la démarche Sédimatériaux (septembre 2014) expose les modalités selon lesquelles les sédiments de dragage peuvent être valorisés en technique routière et constitue une base de travail pour l'élaboration d'un guide. Cette méthodologie est issue de recherches par le Département Génie Civil et Environnemental (DGCE) de l'Ecole des Mines de Douai, en

cohérence avec le cadre méthodologique de l'ADEME 2010 et SETRA⁶ 2011 (guide d'acceptabilité de matériaux alternatifs en technique routière – évaluation environnementale).

Plusieurs thèses ont été menées autour de cette thématique et montrent l'intérêt pour cette filière de valorisation et ce, depuis plusieurs années. Ces travaux ont été réalisés dans plusieurs régions de France comme dans le Nord, le Pas-de-Calais, la Normandie ou encore le Languedoc-Roussillon. Nous pouvons citer par exemple :

- Scordia, P-Y. (2008). Caractérisation et valorisation de sédiments fluviaux pollués et traités dans les matériaux routiers. Ecole Centrale de Lille, 203 pages ;
- Thanh, T-N (2009). Valorisation de sédiments marins et fluviaux en technique routière. Université d'Artois (DGCE de l'École des Mines de Douai), 225 pages ;
- Tribout, C. (2010). Valorisation de sédiments traités en techniques routières : contribution à la mise en place d'un protocole d'acceptabilité. Université de Toulouse, 310 pages ;
- Miraoui, M., 2010. Mise en œuvre d'une démarche de prétraitement et de traitement des sédiments de dragage en vue d'une valorisation dans le génie civil. Thèse de Doctorat, Université Des Sciences et Technologies de Lille 1 ;
- Dia, M. (2013). Traitement et valorisation de sédiments de dragage phosphatés en technique routière. Université d'Artois (DGCE de l'École des Mines de Douai), 169 pages ;
- Anger, B., (2014). Caractérisation des sédiments fins de retenues hydroélectriques en vue d'une orientation vers des filières de valorisation matière. Thèse de Doctorat, Génie-Civil, Université de Caen Basse-Normandie 316 pages ;
- Azrar, H. (2014). Contribution à la valorisation des sédiments de dragage portuaire : technique routière, béton et granulats artificiels. Université de Lille 1. (Thèse soumise à l'embargo de l'auteur jusqu'au 09/04/2017).

Les prochaines voies de valorisation (4 à 7) dépendent de l'arrêté du 12/12/2014 remplaçant l'arrêté du 28/10/2010. Cet arrêté relatif aux conditions d'admissions des déchets inertes dans les installations relevant des rubriques 2515, 2516, 2517 et dans les installations de stockage de déchets inertes de la rubrique 2760 reprend les valeurs limites à respecter pour les conditions d'admissions de l'annexe II de l'arrêté du 28/10/2010.

Des déchets ne pourront être admis ni stockés, entre autres conditions, s'il existe une des propriétés de danger énumérées à l'annexe du CE R.541-8, si les déchets sont liquides ou s'ils ont une siccité inférieure à 30 % et si les déchets sont non pelletables. Pour les déchets relevant de la rubrique 2760, une adaptation est toutefois possible pour permettre un stockage dont la composition correspond au fond géochimique local (sans dépasser d'un facteur 3 les limites de l'annexe II, et d'un facteur 2 la valeur pour le Carbone Organique Total COT sur l'éluat).

Cet arrêté préconise une évaluation *a minima* du potentiel polluant par un essai de lixiviation (par un test normalisé NF EN 12457-2) pour certains paramètres, repris dans le tableau X.

⁶ Service d'études sur les transports, les routes et leurs aménagements

Tableau X : Valeurs limite (mg/kg MS) préconisées par l'arrêté du 28/10/2010 – Tests de lixiviation NF EN 12 457-2

Critères	Valeur limite à respecter (en mg/kg de matière sèche)
As	0,5
Ba	20
Cd	0,04
Cr (total)	0,5
Cu	2
Hg	0,01
Mo	0,5
Ni	0,4
Pb	0,5
Sb	0,06
Se	0,1
Zn	4
Chlorure ****	800
Fluorure	10
Sulfate ****	1000 **
Indice phénols	1
COT sur éluat ***	500
FS (fraction soluble)	4000

(*) Les valeurs limites à respecter peuvent être adaptées par arrêté préfectoral dans les conditions spécifiées à l'article 10.

(**) Si le déchet ne respecte pas cette valeur pour le sulfate, il peut être encore jugé conforme aux critères d'admission si la lixiviation ne dépasse pas les valeurs suivantes : 1 500 mg/l à un ratio L/S=0,1 l/kg et 6 000 mg/kg de matière sèche à un ratio L/S=10 l/kg. Il est nécessaire d'utiliser l'essai de percolation NF CEN/TS 14405 pour déterminer la valeur lorsque L/S=0,1 l/kg dans les conditions d'équilibre initial ; la valeur correspondant à L/S=10 l/kg peut être déterminée par un essai de lixiviation NF EN 12457-2 ou par un essai de percolation NF CEN/TS 14405 dans des conditions approchant l'équilibre local.

(***) Si le déchet ne satisfait pas à la valeur limite indiquée pour le carbone organique total sur éluat à sa propre valeur de pH, il peut aussi faire l'objet d'un essai de lixiviation NF EN 12457-2 avec un pH compris entre 7,5 et 8,0. Le déchet peut être jugé conforme aux critères d'admission pour le carbone organique total sur éluat si le résultat de cette détermination ne dépasse pas 500 mg/kg de matière sèche.

(****) Si le déchet ne respecte pas au moins une des valeurs fixées pour le chlorure, le sulfate ou la fraction soluble, le déchet peut être encore jugé conforme aux critères d'admission s'il respecte soit les valeurs associées au chlorure et au sulfate, soit celle associée à la fraction soluble.

D'autres paramètres sont également à analyser en contenu total (tableau XI):

Tableau XI : Valeurs limite (mg/kg Déchet Sec) préconisées par l'arrêté du 28/10/2010 – Analyses en contenu total

Paramètres	Valeur limite à respecter (en mg/kg de déchet sec)
COT	30 000
BTEX	6
PCB (7)	1
HC (C ₁₀ à C ₄₀)	500
HAP	50

d. Valorisation en remblaiement de carrières

L'arrêté du 22/09/1994 relatif aux exploitations de carrières et aux installations de premier traitement des matériaux de carrières, et notamment le point 12.3, encadre la valorisation en remblaiement de carrières et a été modifié successivement par deux arrêtés :

- ↳ L'arrêté du 05/05/2010, relatif aux exploitations de carrières et aux installations de premier traitement des matériaux de carrière ;
- ↳ L'arrêté du 12/03/2012, relatif au stockage des déchets d'amiante.

Réglementairement, le remblayage des carrières doit être géré de manière à assurer la stabilité physique des terrains remblayés. Il ne doit pas nuire à la qualité du sol, compte tenu du contexte géochimique local, ainsi qu'à la qualité et au bon écoulement des eaux, l'annexe I de l'arrêté du 05/05/2010 précise qu'une terre est considérée comme non polluée dès lors que ses caractéristiques sont cohérentes avec le fond géochimique naturel local.

Lorsque le remblayage est réalisé avec un apport de matériaux extérieurs (déblais de terrassements, matériaux de démolition...), ceux-ci devront être préalablement triés de manière à garantir l'utilisation des seuls matériaux inertes. Lorsque les matériaux extérieurs sont des déchets, seuls les déchets inertes peuvent être admis dans l'installation.

Les déchets dangereux, en particulier les déchets de matériaux de construction contenant de l'amiante relevant du code 17 06 05* de la liste des déchets figurant à l'annexe II de l'article R. 541-8 du CE, ne sont pas admis dans l'installation. Cet alinéa ne s'applique pas lorsque l'installation est également classée sous la rubrique 2760 de la nomenclature des installations classées (ISD autres que celles mentionnées à la rubrique 2720 qui correspond au stockage de déchets résultant de la prospection, de l'extraction, du traitement et du stockage de ressources minérales ainsi que de l'exploitation de carrières).

e. Valorisation en aménagement paysager, en génie côtier et en produits de construction

Comme cité précédemment, cette filière de valorisation est encadrée par l'arrêté du 12/12/2014. De plus, la norme NF EN 12920+A1 est recommandée dans le cadre notamment d'une étude spécifique de sédiments en vue d'une de ces trois valorisations (aménagement paysager, génie côtier et produits de construction). 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.

Le projet Sédimatériaux, dont l'objectif est de faire émerger des filières de gestion et de valorisation des sédiments à terre, repose sur la mise en commun de données techniques et environnementales issues de la réalisation d'ouvrage expérimentaux de référence à échelle réelle à partir de sédiments issus de dragage portuaires ou fluviaux (DREAL NPC, 2011). Dans le cadre du projet, une méthodologie basée sur les principes de cette norme a été élaborée et propose des solutions opérationnelles aux gestionnaires et/ou détenteurs de sédiments. Cette démarche se découpe en trois phases, qui permettent de valider la faisabilité technique et environnementale du projet :

- phase 1 : une phase de caractérisation, pour une connaissance du gisement de sédiments plus une étude d'impact du projet ;
- phase 2 : une phase d'étude en laboratoire, avec une étude de formulation et une réalisation de planches expérimentales ;
- phase 3 : une étude de terrain, avec la réalisation de prototypes sur le terrain et une évaluation des caractéristiques géotechniques et mécaniques ainsi que de l'impact environnemental (Mamindy-Pajany, 2014).

La phase de caractérisation (phase 1) demande des analyses complémentaires sur le gisement de sédiments qui doivent être non dangereux et non radioactifs. L'évaluation des caractéristiques géotechniques et mécaniques donnera des préconisations techniques pour la réalisation du projet. L'évaluation de l'impact environnemental se fera par le biais d'analyses chimiques (métaux, HAP, PCB, BTEX, TBT, hydrocarbures HC) et environnementales (tests de lixiviation NF EN 12457-2 et de percolation NF CEN/TS 14405) qui aboutiront également à des préconisations. Une étude d'impact sur le site récepteur après sa sélection permettra de caractériser l'état initial du site, l'impact environnemental et le risque sanitaire et d'évaluer ainsi les risques sanitaires et environnementaux.

La phase d'étude en laboratoire (phase 2) repose sur des analyses physiques, mécaniques, environnementales. Des analyses chimiques et écotoxicologiques sont réalisées sur les eaux de ruissellement et de percolation.

Dans la phase d'étude terrain (phase 3), un suivi visuel et géotechnique doit être mis en place pour le contrôle des sédiments déshydratés utilisés. L'installation de piézomètres permet le prélèvement des eaux d'infiltration par des analyses physico-chimiques en laboratoire (polluants, pH, conductivité, éléments majeurs, ...) et des analyses écotoxicologiques. Le suivi environnemental du site récepteur est assuré par l'analyse des eaux de surface et de sédiments des systèmes aquatiques situés à proximité de l'ouvrage, ainsi que par l'état de la faune et de la flore et une analyse de la qualité des sols (Mamindy-Pajany, 2014).

Des réalisations d'exhaussement de sols (merlons paysagers, murs d'isolation phonique, ...) sont également possibles. Au titre de l'article L.541-30-1 du Code de l'Environnement, l'utilisation de déchets inertes pour la réalisation de travaux d'aménagement, de réhabilitation ou à des fins de construction ne rentre pas dans le champ des Installations de Stockage de Déchets Inertes. L'article R.441-19 du code de l'urbanisme prévoit que les exhaussements de sol dont la surface est inférieure à 2 hectares et dont la hauteur est inférieure à 2 m doivent faire l'objet d'un permis d'aménager délivré par le maire de la commune. Lorsque ces dimensions sont dépassées, il est prévu au titre du décret n°2011-2019 du 29/12/2011 qu'ils soient soumis à étude d'impact. La différence entre un aménagement des fins utiles et un stockage de déchets réalisé de manière irrégulière mériterait d'être éclaircie car aucun critère précis n'est donné dans les textes cités ci-dessus. De même, la réglementation ne prévoit aucune limite de répétitivité à ces aménagements, ce qui entraîne des dérives importantes sur les surfaces totales occupées par ces déchets (Vernus *et al.* 2013).

Il existe un guide méthodologique, issu des travaux de SEDILAB, sur la valorisation des sédiments de dragage en aménagement paysager publié en 2014 (Abriak *et al.*, 2014).

f. Valorisation en couverture d'installation de stockage de déchets

Cette filière de valorisation est également encadrée par l'arrêté du 12/12/2014. Les sédiments présentant une nature fine et argileuse peuvent être utilisés dans les couvertures intermédiaires ou finales des ISD. Les sédiments utilisés en tant que matériau nécessaire à l'exploitation doivent respecter les caractéristiques d'admissibilité des Déchets Non Dangereux (DND) définies par l'arrêté du 15/02/2016 relatif aux Installations de Stockage de Déchets Non Dangereux, qui remplacera au 1^{er} Juillet 2016 celui du 09/09/1997. Dans le cadre d'une couverture définitive de l'installation, seuls des sédiments inertes doivent être utilisés. Les exigences du plan de couverture sont fixées par l'arrêté préfectoral d'autorisation d'exploiter de l'ISD.

L'annexe III fixe la caractérisation de base des déchets admissibles dans ce type d'installation. Celle-ci constitue la première étape de la procédure d'admission, en caractérisant de manière globale le déchet en rassemblant les informations attestant du respect des critères correspondant à la mise en décharge pour déchets non dangereux, informations du type source et origine du déchet, composition du déchet (odeur, couleur, apparence physique) et son comportement à la lixiviation.

Le contenu de la caractérisation, l'ampleur des essais requis en laboratoire et les relations entre la caractérisation de base et la vérification de la conformité dépendent du type de déchets. Il convient cependant de réaliser le test de potentiel polluant basé sur la réalisation d'un essai de lixiviation *via* un test de lixiviation à réaliser selon les normes en vigueur. L'analyse des concentrations contenues dans le lixiviat porte sur les métaux (As, Ba, Cd, Cr total, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Sb, Se et Zn), les fluorures, l'indice phénols, le carbone organique total (COT) sur éluat ainsi que sur tout autre paramètre reflétant les caractéristiques des déchets en matière de lixiviation. La siccité du déchet brut et sa fraction soluble sont également évaluées. Les tests et analyses relatifs à la caractérisation de base peuvent être réalisés par le producteur du déchet, l'exploitant de l'ISD ou tout laboratoire compétent.

Les casiers sont munis dès la fin d'exploitation d'une couverture intermédiaire dont l'objectif est de limiter les infiltrations des eaux pluviales et la limitation des émissions gazeuses. L'épaisseur de cette couverture est de 0,5 mètre, constituée de matériaux inertes dont la perméabilité est inférieure à 1.10^{-7} m/s. Au plus tard deux ans après la fin d'exploitation, tout casier est recouvert d'une couverture finale. Celle-ci est composée du bas vers le haut de :

- ↳ une couche d'étanchéité ;
- ↳ une couche de drainage des eaux de ruissellement composée de matériaux naturels d'une épaisseur minimale de 0,5 mètre ou de géosynthétique ;
- ↳ une couche de terre de revêtement d'une épaisseur minimale d'un mètre.

Des travaux de revégétalisation sont engagés dès l'achèvement des travaux de mise en place de la couverture finale. La flore utilisée est autochtone et non envahissante, afin de maintenir l'intégrité de la couche d'étanchéité, l'enracinement étant compatible avec l'épaisseur de la couche de terre. L'exploitant met en place un programme de surveillance de ses rejets sur le long terme, et à minima le contrôle des lixiviats, des rejets gazeux et des eaux de ruissellement fixé dans l'annexe II du présent arrêté.

Un guide réalisé par le BRGM et l'ADEME a été publié en 2001 afin d'aider aux dimensionnement des couvertures des sites de stockage de déchets non dangereux en intégrant le caractère évolutif du système (Vernus *et al*, 2013).

g. Valorisation en renforcement/ confortement de berges

Cette filière de valorisation est également encadrée par l'arrêté du 12/12/2014. L'article L.215-14 du code de l'environnement encadre également tous travaux d'extraction de sédiments non réalisés par le riverain ou bien non réalisés dans le cadre d'un entretien régulier. Dans ce cas, l'auteur des travaux est soumis à une procédure de déclaration ou d'autorisation selon le volume de sédiments extrait au cours d'une année et selon la concentration en métaux lourds de ces sédiments, définis par l'arrêté du 09/08/2006, 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 :

- Supérieur à 2 000 m³ (autorisation) ;
- Inférieur ou égal à 2 000 m³ dont la teneur des sédiments extraits est supérieure ou égale au niveau de référence S1 (autorisation) ;
- Inférieur ou égal à 2 000 m³ dont la teneur des sédiments extraits est inférieure au niveau de référence S1 (déclaration).

Le stockage temporaire des matériaux fins (vases, sables, limons) extraits du lit mineur du cours d'eau et des débris végétaux est effectué de manière à limiter le risque de départ vers le lit mineur du cours d'eau. En cas de régalage ou de mise en dépôt, même provisoire, de matériaux à proximité du cours d'eau, le bénéficiaire de l'autorisation ou le déclarant doit s'assurer que des dispositions efficaces sont prises pour éviter toute contamination des eaux, en particulier par ruissellement (arrêté du 30/09/2014).

Les sédiments peuvent être déposés sur les berges ou valorisés en renforcement de berges s'ils sont inertes ou présentent des caractéristiques inférieures aux seuils N2 ou S1 de l'arrêté Géode (Schneider). Le régalage sur berge consiste à déposer les sédiments en formant une bande de 5 à 10 cm de large et de 10 à 30 cm d'épaisseur. Cette mise en cordon le long des cours d'eau présente certains inconvénients :

- La création d'un cordon riche en azote provoquant une mauvaise évacuation des eaux de ruissellement ;
- La formation d'un néosol le long du cours d'eau ; néosol en voie de formation au sens chimique du terme, les composantes chimiques et organiques du sédiment extrait ne sont pas à l'équilibre avec le milieu aérien, il s'en suit un processus de transformation plus ou moins lent, jusqu'à l'obtention d'un sol ayant des caractéristiques pédologiques et agronomiques spécifiques.

L'arrêté du 13/02/2002 pour la consolidation ou la protection des berges (à l'exclusion des canaux artificiels), modifié par l'arrêté du 27/07/2006 rappelle que :

- L'espace de mobilité doit être conservé et « les ouvrages ne devront pas réduire la section d'écoulement naturelle du cours d'eau ni conduire à créer une digue et à rehausser le niveau du terrain naturel » ;
- L'impact potentiel sur cet espace doit être évalué par une étude d'incidence « sur un secteur représentatif du fonctionnement géomorphologique du cours d'eau en amont et en aval du site, sur une longueur minimale totale de cinq kilomètres » ;
- Et « d'une manière générale, les protections de berge trop lisses sont proscrites et les techniques qui permettent d'obtenir la même rugosité que celle de la rivière doivent être privilégiées, pour éviter les risques d'affouillement directement à l'aval et d'accélération de l'écoulement de l'eau ».

L'entretien de la ripisylve⁷, sur berges naturelles ou artificielles, est abordé dans l'arrêté du 29/02/2008. L'exploitant des ouvrages ou installations doit constituer un dossier portant notamment sur (i) les modalités d'entretien et de vérifications périodiques du corps de l'ouvrage et des divers organes mobiles ou fixes et (ii) le contrôle de la végétation (les espèces végétales vivantes

⁷ Formations végétales qui se développent sur les cours d'eau ou des plans d'eau situés dans la zone frontière entre l'eau et la terre

devant avoir été choisies parmi les espèces naturellement présentes sur les berges et rives des cours d'eau, ou écologiquement adaptées : héliophytes, aulnes, saules, *etc.*). Le contrôle de la végétation devra se faire dans le respect des dynamiques écologiques du milieu (préservation des espèces locales, préservation des habitats, de la trame verte et bleue, *etc.*). La préservation des espèces locales est également recommandée dans la circulaire n°426 du 24/07/2002 par le choix d'espèces végétales vivantes naturellement présentes ou écologiquement adaptées pour les opérations de gestion des berges et des rives des cours d'eau (Anteagroup, 2012b).

h. Valorisation en couverture de friches industrielles

Le projet de révision de la circulaire du 08/02/2007 relative aux modalités de gestion et de réaménagement des Sites et Sols Pollués (SSP) propose que les modalités réglementaires encadrant la valorisation en couverture de friche industrielle dépendent de la législation sur les SSP. Pour rappel, les modalités de gestion et de réaménagement des sites pollués encadrées par la Circulaire du 08/02/2007 relative aux SSP constituent une base méthodologique robuste et reconnue par les acteurs du domaine.

La gestion de sites (potentiellement) pollués suit deux étapes :

- la première étape est la réalisation du schéma conceptuel, qui permet d'appréhender les sources de pollution, les différents milieux de transfert et leurs caractéristiques pour déterminer l'étendue des pollutions, les enjeux à protéger (populations riveraines, ressources naturelles à protéger).

C'est le fondement nécessaire à une politique de gestion du risque selon l'usage.

- la seconde étape met en œuvre des actions complémentaires, définies à l'issue d'une démarche d'interprétation de l'état des milieux (IEM) et/ou de plan de gestion.

Ces deux démarches de gestion (IEM et plan de gestion), selon le cas, peuvent être mises en œuvre indépendamment l'une de l'autre, simultanément ou successivement. Elles sont caractérisées par :

- ↳ La démarche d'IEM : démarche pour laquelle il s'agit de s'assurer que l'état des milieux est compatible avec des usages déjà fixés. C'est une démarche de gestion à part entière, progressive et proportionnée à toutes ses étapes, qui conduit à identifier précisément l'ensemble des voies et des expositions pertinentes et à s'appuyer sur des campagnes de mesures réalisées dans les différents milieux d'exposition susceptibles de poser problème pour caractériser leur état de pollution éventuel. A l'issue d'une démarche d'interprétation de l'état des milieux, et dès lors que des actions simples de gestion ne sont pas suffisantes, un plan de gestion peut être nécessaire pour rétablir la compatibilité entre l'état des milieux et les usages ;
- ↳ Le plan de gestion : démarche lorsque la situation permet d'agir aussi bien sur l'état du site (par des aménagements ou des mesures de dépollution) que sur les usages qui peuvent être choisis ou adaptés. La politique de gestion des risques suivant l'usage ne dispense en aucune manière de rechercher les possibilités de suppression des sources de pollution compte tenu des techniques disponibles et de leurs coûts économiques. La maîtrise des sources de pollution et de leurs impacts est un aspect fondamental du plan de gestion car elle participe :
 - à la démarche globale de réduction des émissions de substances responsables de l'exposition chronique des populations ;
 - à la démarche globale d'amélioration continue des milieux.

Lorsque les caractéristiques du plan de gestion ne permettent pas de supprimer toutes possibilités de contact entre les pollutions et les personnes, les risques sanitaires potentiels liés aux expositions résiduelles doivent être évalués et appréciés. L'Analyse des Risques Résiduels (ARR) est l'outil dédié à cet effet et est une évaluation quantitative des risques sanitaires réalisée sur les expositions résiduelles.

Pour tenir compte des évolutions réglementaires, méthodologiques, toxicologiques et du retour d'expérience acquis depuis 2007, le Ministère de l'Environnement, de l'Énergie et de la Mer a élaboré, en partenariat avec l'ADEME, le BRGM et l'INERIS, un projet de guide méthodologique. Avant sa finalisation, celui-ci est soumis à consultation par l'ensemble des acteurs concernés. La date limite d'envoi des avis pour cette consultation initialement prévue au 30 Avril a été repoussée au 30 Mai 2016.

4. Réglementation encadrant le stockage

L'arrêté du 15/02/2016 relatif aux installations de stockage de déchets de sédiments fixe des prescriptions techniques applicables aux installations de stockage de déchets de sédiments comparables aux ISDND et a donc modifié celui du 12/12/2014. Ces installations sont désormais adaptées aux déchets de sédiments, du fait de l'importance des eaux présentes dans les sédiments de dragage. De plus, il permet désormais d'accueillir au sein d'une ISDND transformée des déchets de sédiments non dangereux et dangereux (ceux-ci devant cependant être stables et non réactifs).

Stockage vs valorisation

La valorisation est moins coûteuse que la mise en installation de stockage de déchets (ISD), notamment par le transport et la Taxe Générale sur les Activités Polluantes (TGAP). En 2013, la TGAP était en moyenne de 25 €/m³. Elle a été estimée à 29 €/m³ en 2015. Même avec la création de plateformes de traitements et/ou de transit nécessaires à la valorisation des sédiments, le coût de cette valorisation resterait bien moindre que celui de la mise en ISD (MIE, 2014).

Par exemple, pour 160 000 m³ de sédiments non dangereux dragués sur 10 ans sur la Métropole Européenne de Lille les coûts représentent :

- 2 à 3 M€ pour le curage ;
- 17 M€ pour la mise en décharge ;
- 2,7 à 5 M€ pour le traitement/la valorisation
 - entre 0,2 et 1 M€ pour la création et la gestion de plateformes de traitement ;
 - dans le cas d'une valorisation en éco-modèle paysager, entre 2,5 M€ et 4 M€ supplémentaires.

➔ Ainsi, le choix de la valorisation pourrait représenter entre 12 et 14 M€ d'économie par rapport au choix de la mise en décharge (MIE, 2014).

5. Réglementation encadrant la traçabilité

Afin d'assurer la traçabilité de certains déchets et de constituer une preuve de leur élimination, un bordereau de suivi de déchets (BSD) peut être imposé, il doit être rempli par tous les intermédiaires. Ce bordereau comporte des indications sur la provenance des déchets, leurs caractéristiques, les

modalités de collecte, de transport et d'entreposage, l'identité des entreprises concernées et la destination des déchets.

Déchets dangereux vs déchets non dangereux ou inertes

Dans le cadre du traitement des déchets dangereux (en référence au Code de l'Environnement, article L.541-7), ce bordereau est obligatoire. Ces déchets sont ceux signalés par un astérisque dans la nomenclature des déchets, ainsi que les déchets radioactifs destinés à être traités dans des ICPE (Code de l'Environnement, articles R.541-42 à R.541-48).

Dans le cas des déchets non dangereux ou des déchets inertes, les BSD peuvent être exigés notamment par certains producteurs de matériaux qui souhaitent s'assurer de la bonne provenance des déchets. Un registre peut être mis en place, son contenu est fixé par l'arrêté du 29/02/2012. Le public concerné par cet arrêté est les exploitants des établissements produisant ou expédiant des déchets, les collecteurs, les transporteurs, les négociants et les exploitants des installations de transit, de regroupement ou de traitement de déchets ainsi que les exploitants des installations visées à l'article L. 214-1 ou des installations visées à l'article L. 511-1 qui traitent des substances ou objets qui sont des déchets afin qu'ils cessent d'être des déchets conformément à l'article L. 541-4-3.

L'article 18 de l'arrêté 15/02/2016 relatif aux installations de stockage de déchets de sédiment prévoit l'installation d'outil de contrôle quantitatif des déchets de sédiments. Une caractérisation de base est demandée dans le cadre de l'admission et notamment la source et l'origine des déchets de sédiments, des données concernant la composition et le comportement à la lixiviation, ainsi que la dangerosité ou non des déchets de sédiments. Un lot de déchets de sédiments n'est admis dans une installation de stockage qu'après délivrance par l'exploitant au producteur ou au détenteur du déchet, d'un certificat d'acceptation préalable.

6. Synthèse de la législation française

Une synthèse des différentes législations encadrant les filières de valorisation à terre des sédiments est présentée dans le tableau XII. Celui-ci est suivi du tableau XIII qui synthétise les limites réglementaires de ces législations pour la problématique des sédiments gérés à terre.

Tableau XII : Récapitulatif des réglementations encadrant les filières de valorisation à terre des sédiments

		<u>Arrêté du 08/01/1998</u>
	Valeurs limites :	
	- Eléments Trace (hors l'arsenic),	
	- 3 HAP (contre 16 pour arrêté Géode)	
	- Somme des PCB	
	- N _{total} , DBO ₅	
Epandage agricole	- Pas de valeur pour le TBT	
		<u>Article R 211-31 du CE</u>
	- Les sédiments présentent un intérêt agronomique pour le sol ou pour la nutrition des cultures et des plantations (article R 211-31 du CE) ;	
	- L'usage et la manipulation des sédiments lors de cette opération ne portent pas atteinte à la santé, à l'état phytosanitaire des cultures, la qualité des sols et des milieux aquatiques (article R 211-31 du CE).	
		<u>Arrêté du 30/05/2008</u>
	Pour l'accord des propriétaires des parcelles concernées par l'opération	
	<u>Arrêté du 12/12/2014</u>	<u>Norme NF EN-12920+A1</u>
Aménagement paysager	(modifiant celui du	Trois phases :
Travaux maritimes	28/10/2010)	- Caractérisation aboutissant à des préconisations géotechniques et environnementales
Produits de construction		- étude en laboratoire avec des analyses physiques, mécaniques, environnementales
	Valeurs limites :	- étude terrain avec un suivi visuel, géotechnique et des analyses physico-chimiques et écotoxicologiques
	- ET	<u>CE 215.14</u>
	- Chlorures, fluorures, sulfates	Pour des travaux d'extraction de sédiments non réalisés par le riverain ou non réalisés dans le cadre d'un entretien régulier
	- Indice phénols	
Renforcement de berges	- COT sur éluat	<u>Arrêté 09/08/2006</u>
Régilage sur les berges	- Fraction soluble	Utilisation de sédiments acceptables en immersion par les seuils de l'arrêté « Géode » => Régime d'autorisation ou de déclaration selon les volumes extraits et les concentrations des contaminants possibles de l'arrêté Géode
	- BTEX	
	- PCB	
	- HC (C ₁₀ à C ₄₀)	Arrêté du 22/09/1994, modifié par les arrêtés du 05/05/2010 puis du <u>12/03/2012</u>
Remblaiement de carrières	- HAP	Le remblayage est géré de manière à en assurer sa stabilité physique. Il ne doit pas nuire à la qualité du sol (compte tenu du contexte géochimique local) et à la qualité et au bon écoulement des eaux

Tableau XII (suite) : Récapitulatif des réglementations encadrant les filières de valorisation à terre des sédiments

<p>Couverture finale d'ISDND</p>	<p><u>Arrêté du 15/02/2016, relatif aux Installations de Stockage de Déchets Non Dangereux (remplace celui du 09/09/1997 au 1^{er} Juillet)</u></p> <p>Caractérisation des concentrations dans les lixiviats en ET, fluorures, indice phénols, COT sur éluat, de la siccité et de la fraction soluble.</p> <p>Végétalisation à entreprendre par des espèces autochtones et non invasives</p> <p>Programme de surveillance des rejets sur le long terme (physico-chimique).</p> <p>→ Pas de seuil pour le TBT</p>
<p>Couverture de friche industrielle</p>	<p><u>Circulaire du 08/02/2007</u> relative aux sites et sols pollués (nouveau guide en cours de consultation par le MEDDE)</p> <p>Deux étapes :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Constitution du schéma conceptuel faisant figurer les sources de pollution, les différents milieux de transfert et leurs caractéristiques pour déterminer l'étendue des pollutions, et les enjeux à protéger (populations riveraines et ressources naturelles à protéger - La mise en œuvre d'actions complémentaires, qui seront définies à l'issue d'une démarche d'interprétation de l'état des milieux (IEM) et/ou de plan de gestion <p>Deux démarches de gestion :</p> <ul style="list-style-type: none"> - L'IEM, pour laquelle il s'agit de s'assurer que l'état des milieux est compatible avec l'usage déjà fixé - Le plan de gestion, lorsque la situation permet d'agir aussi bien sur l'état du site (par des aménagements ou des mesures de dépollution) que sur les usages qui peuvent être choisis ou adaptés
<p>Stockage (durée > 3ans)</p>	<p><u>Arrêté du 15/02/2016, relatif aux Installations de Stockage de Déchets de Sédiment</u> (applicable au 1^{er} Juillet)</p> <p>L'annexe I fixe les critères à respecter pour l'acceptation de déchets de sédiments dangereux (ET, chlorure, fluorure, sulfate, COT sur éluat, fraction soluble).</p> <p>L'annexe II fixe les critères minimaux applicables aux rejets d'eaux de lessivage et des lixiviats (MES totale, COT, DCO, DBO5, N_{total}, P_{total}, phénols, métaux totaux (dont Cr VI, Cd, Pb, Hg, As, Fluor et composés fluorés, CN libres, HC totaux, composés organiques halogénés).</p> <p>L'annexe III fixe les dispositions relatives au contrôle des eaux (volume et composition des eaux de ruissellement), des lixiviats (volume et composition) et des gaz (qualité du biogaz capté et pression atmosphérique ; équipement de valorisation et de destruction du biogaz</p> <p>→ Le contenu de la caractérisation, l'ampleur des essais requis en laboratoire et les relations entre la caractérisation de base et la vérification de la conformité dépendent du type de sédiments. Il convient cependant de réaliser le test de potentiel polluant basé sur la réalisation d'un essai permettant d'évaluer le passage des polluants dans l'eau et le contenu total en polluants fréquemment présents dans les sédiments</p>

Tableau XIII : Limites de la réglementation pour la gestion à terre des sédiments

<p>Epandage agricole</p>	<p>Volumes possibles à épandre peu importants Seuils réglementaires maximum non en rapport avec la contamination des sédiments Pas de réglementation ni de seuils pour certains polluants plus caractéristiques des sédiments et notamment en ce qui concerne les organostanniques (TBT et dérivés), l'arsenic, d'autres HAP (seuls 3 HAP ont une valeur limite contre 16 dans l'arrêté « Géode », le détail des PCB (juste la somme pour l'arrêté du 08/01/1998, dans l'arrêté géode, une valeur seuil pour chacun des 7 PCB indicateurs) Valeur de N_{TOT} et DBO₅ très probablement inférieur aux seuils de déclaration (au regard des « boues » épandues actuellement en France, sous réserve d'innocuité)</p>	
<p>Aménagement paysager Travaux maritimes Produits de construction</p>		<p>Au cours de la phase I, analyse de l'impact environnemental par des analyses chimiques et des tests lixiviation/percolation. Existence d'une étude d'impact du site récepteur. Au cours de la phase II, analyses écotoxicologiques sur les eaux de ruissellement et de percolation. Mise en place d'un suivi physico-chimique par la mise en place de piézomètre avec en plus une analyse de la qualité des sols et l'état de la faune et la flore.</p>
<p>Renforcement de berges Régilage sur les berges</p>	<p>Caractérisation physico-chimique uniquement avec des valeurs limites à respecter Pas de valeur limite pour les organostanniques</p>	<p>Les analyses supplémentaires prévues par cet arrêté dans le cas d'une valorisation en renforcement de berges ne prévoient que des analyses physico-chimiques, sans tenir compte de la présence éventuelle d'organostanniques pour lesquels il n'y a pas de valeur limite.</p>
<p>Remblaiement de carrières</p>		<p>Utilisation de sédiments inertes uniquement</p>
<p>Couverture finale d'ISDND</p>		<p>Pas de valeur seuil pour le TBT. Programme de surveillance des rejets sur le long terme (uniquement physico-chimique), pour une préservation de la ressource en eau.</p>
<p>Couverture de friche industrielle</p>	<p>Circulaire en cours de consultation pour évolution de la réglementation. Filière ponctuelle, encore peu connue. L'utilisation de sédiments pourrait engendrer des problèmes de compatibilité avec certaines requalifications.</p>	

IV. Discussion

A l'échelle européenne, les Directives retranscrites en droit national ne présentent pas le même niveau d'avancement selon les pays, certaines étant retranscrites dans un pays mais pas dans l'autre. De même, la valeur des seuils considérés dans la législation relative aux sédiments de dragage ainsi que la méthode de calcul de ces valeurs de référence varie selon les pays.

A titre d'exemple, la législation française préconise la mesure de la concentration de 7 PCB et les considère indépendamment alors que le Royaume Uni préconise la mesure de la concentration de 25 PCB (cette liste incluant les 7 PCB préconisés par la législation française) à partir de laquelle elle déduit une concentration totale en PCB (Le Gac *et al.* 2011).

Par ailleurs, malgré un cadre réglementaire européen commun, le statut du sédiment influence la rigueur réglementaire associée à sa gestion. En effet, les pays considérant le sédiment dragué comme un déchet et mettant en œuvre les Directives européennes sur les déchets disposent d'un cadre réglementaire plus restrictif que les pays mettant en œuvre les directives européennes sur l'eau. Ce constat démontre un lien entre le statut du sédiment et la législation relative à la gestion et donc la valorisation des sédiments dragués.

Au regard des valeurs de référence considérées pour définir la dangerosité du sédiment, il existe également des différences entre les pays de l'UE. Pour illustrer ce propos, les valeurs seuils N1/N2 pour les éléments trace ont été regroupées dans le tableau XIV pour neuf des pays de l'UE. Les valeurs sont présentées en mg/kg de matière sèche.

Tableau XIV : Comparaison des seuils pour quelques éléments traces pour différents pays de l'UE (d'après le Gac *et al.*, 2011)

	Allemagne		Belgique		Danemark		Espagne		Finlande		France		Irlande		RU		Norvège	
	N1	N2	N1	N2	N1	N2	N1	N2	N1	N2	N1	N2	N1	N2	N1	N2	N1	N2
Mercur	1	5	0,3	1,5	0,25	1	0,6	3	0,1	1	0,4	0,8	0,2	0,7	0,3	3	0,6	5
Cadmium	2,5	12,5	2,5	7	0,4	2,5	1	5	0,5	2,5	1,2	2,4	0,7	4,2	0,4	5	1	10
Chrome	150	750	60	220	50	270	200	1000	65	270	90	180	120	370	40	400	300	5 000
Cuivre	40	200	20	100	20	90	100	400	50	90	45	90	40	110	40	400	150	1 500
Plomb	100	500	70	350	40	200	120	600	40	200	100	200	60	218	50	500	120	1 500
Arsenic	30	150	20	100	20	60	80	200	15	60	25	50	9	70	20	100	80	1 000
Zinc	350	1750	160	500	130	500	500	3000	170	500	276	552	160	410	130	800	700	10 000
Nickel	50	250	70	280	30	60	100	400	45	60	37	74	21	60	20	200	130	1 500

Comme le montre le tableau XIV, il existe une différence parfois très importante entre les valeurs de référence considérées pour un même contaminant. Par exemple, nous pouvons noter que :

- Pour le mercure : un facteur 50 existe entre le N1 le plus bas (en Finlande) et le N2 le plus élevé (en Norvège et en Allemagne) ; la valeur seuil N1 de l'Allemagne (1 mg/kg de MS) étant déjà supérieure à N2 pour la France et l'Irlande ;
- Pour le plomb : un facteur de 37,5 existe entre le N1 le plus bas (en Finlande et au Danemark) et le N2 le plus élevé (en Norvège).

Notons également que, parmi les neuf pays européens dont les seuils pour les éléments trace sont présentés dans le tableau XIV, la France figure parmi les pays possédant les valeurs de référence les plus contraignantes (Le Gac *et al.*, 2011). Cette observation étant, comme évoqué précédemment, très probablement corrélée au statut réglementaire des sédiments dragués, la France

ayant adoptée le cadre réglementaire le plus restrictif en matière de gestion et de valorisation des sédiments de dragage.

Il est important également de souligner qu'en fonction des pays, la gestion des sédiments considérés comme « dangereux » est variable. A titre d'exemple, alors qu'en France, les sédiments dangereux font l'objet d'une gestion spécifique et ne peuvent être valorisés, aux Pays-Bas, ils peuvent, sous certaines conditions, être valorisés en tant que matériau. De plus, certains pays, notamment les Pays-Bas et la Belgique, tiennent davantage compte des émissions que des concentrations totales en contaminants dans le sédiment brut. En effet, la Flandre et les Pays-Bas peuvent autoriser des dépassements de seuils en contaminants de sédiments bruts lorsque les émissions du matériau produit à partir de ces sédiments ne dépassent pas une autre catégorie de valeurs seuils. Dans le cas présent, ce sont des résultats de tests de lixiviation qui sont considérés.

En procédant ainsi, ces pays augmentent les possibilités de valorisation de sédiments, d'autant que celles-ci peuvent inclure des applications utilisant des sédiments à grande échelle (<http://www.ceamas.eu/fr>).

La transposition en droit français d'une partie de la Directive Cadre européenne 2008/98/CE par le décret 2012-602 du 30/04/2012 permet d'envisager pour un déchet la sortie de son statut pour autant qu'il réponde à différentes caractéristiques, qui sont (i) s'il est valorisé, (ii) si la valorisation a lieu dans une installation classée, (iii) s'il répond à quatre critères (la substance est couramment utilisée et à des fins spécifiques ; elle répond à un marché stable ; elle remplit les exigences techniques aux fins spécifiques et respecte la législation et les normes applicables au produit pour lequel elle est utilisée ; l'utilisation du déchet valorisé n'a pas d'effets globaux nocifs pour l'environnement ou la santé humaine), (iv) ces critères étant fixés par l'autorité administrative compétente (communautaire ou étatique). Toutefois, ce texte ne pourra pas être utilisé dans le cas des sédiments pour deux principales raisons : la première est qu'il n'existe pour l'instant pas de véritable marché stable et la seconde compte tenu de leur difficile caractérisation (Pas, 2012).

De par la variabilité de l'environnement et des caractéristiques des sédiments, l'évaluation de leurs qualités est un problème complexe (Charriau, 2009). De plus, au travers des quelques exemples de pays européens décrits dans la partie 1, les valeurs de référence permettant de déterminer une « qualité » ne sont pas forcément identiques (existence d'un ou de plusieurs seuils, valeurs de seuil pouvant être différentes selon les pays), et les méthodes permettant l'analyse des différents contaminants peuvent également différer selon les pays.

Dans le cadre du projet européen SETARMS, 13 pays européens ont été étudiés, et notamment les techniques évaluant la dangerosité des sédiments. Une analyse prospective de la réglementation actuelle et future a également été menée (Dumay, 2015). L'immersion en mer constitue la principale voie de devenir des sédiments, pour laquelle une caractérisation des sédiments est définie par les conventions internationales (OSPAR, Londres, Barcelone, Helsinki). Cette caractérisation consiste essentiellement en des analyses physico-chimiques dont les résultats sont comparés à des seuils fixés par chaque Etat. Le nombre de seuils, ainsi que la méthode d'analyse (fraction granulométrique) et les concentrations diffèrent selon les pays étudiés : une majorité de pays étudiés présentent deux seuils, sauf pour la Norvège pour laquelle il en existe quatre, la Suède cinq et les Pays-Bas un. Certains pays présentent des valeurs strictes d'immersion (Belgique, Danemark, Pologne, Finlande...).

En plus d'une variabilité des seuils, les pays présentent une grande diversité au niveau des analyses :

- Les polluants organiques (hexachlorobenzène, DDT, huile minérale, *etc*) ;
- Les PCB sont analysés soit de façon individuelle (France, Irlande, Finlande) ou par l'analyse de la somme de plusieurs (somme de 7 ou de 25, Royaume Uni par exemple) ;
- Le TBT et les HAP ne sont pas analysés dans tous les pays et/ou peuvent être analysés de façon différente.

Globalement, l'évaluation de l'impact du dragage et de l'immersion, pour la plupart des pays étudiés, se basent sur des valeurs chimiques, associées parfois à des valeurs de toxicité sur des organismes marins. En fonction de la destination en mer ou à terre, la caractérisation et la notion de dangerosité diffèrent selon la stratégie développée par les pays. Il n'y a aucun consensus sur l'utilisation des tests écotoxicologiques, qu'ils soient marins ou terrestres, en raison de leur sensibilité par rapport aux contaminants, ce qui explique que de nombreux Etats préfèrent ne pas les utiliser (Dumay, 2015).

Pour la gestion à terre des sédiments, il n'existe en général pas de protocole officiel validé. Elle est très peu pratiquée au Royaume Uni ou en Pologne ; dans des pays comme la France ou la Finlande des solutions sont trouvées au cas par cas. Au Pays-Bas et en Belgique, la gestion à terre est organisée au niveau national, notamment en ce qui concerne les sites de stockage et de traitement (Dumay, 2015).

A l'échelle nationale, les nouvelles exigences réglementaires encadrant la gestion des sédiments de dragage / curage vont générer de grands volumes de sédiments devant être gérés à terre. Cette perspective semble à contre-sens des objectifs de la loi de transition énergétique pour la croissance verte (loi 2015-992, et notamment l'article 70, V-7° modifiant l'article L-541-1 du Code de l'environnement) qui prévoit une réduction de l'ordre de 30% de déchets non dangereux non inertes admis en IS en 2020 par rapport à 2010 et de 50 % en 2025.

Les volumes générés soulèvent nécessairement la question du stockage. Or, les coûts de stockage et de transport sont relativement élevés et la capacité de stockage doit être adaptée pour répondre aux nouveaux besoins. Récemment, un arrêté spécifique à la gestion à terre des sédiments a été publié. Il s'agit de l'arrêté du 15/02/2016 relatif aux installations de stockage de déchets de sédiments (applicable au 1^{er} Juillet 2016) (*en parallèle de cet arrêté est paru un arrêté relatif aux installations de stockage de déchets non dangereux, également le 15/02/16 et applicable au 1^{er} Juillet 2016*).

Par l'application de cet arrêté, les installations de stockage sur le long terme des sédiments sont désormais séparées de celles dédiées aux déchets ménagers, dans lesquels ils pouvaient auparavant se retrouver « mélangés ».

Cet arrêté s'applique aux installations de stockage de déchets de sédiments, que ceux-ci proviennent d'une ou plusieurs opérations de dragage. Ne sont pas soumises à cet arrêté :

- Les installations stockant des déchets de sédiments pour une durée inférieure à un an si les déchets de sédiments sont destinés à l'élimination ;
- Les installations stockant des déchets de sédiments non dangereux pour une durée inférieure à trois si les déchets de sédiments sont destinés à valorisation.

Une consultation du public sur ce projet d'arrêté a été menée par voie électronique sur le site Internet du Ministère en charge du Développement Durable du 17 Septembre 2015 au 8 Octobre 2015 inclus. D'après la synthèse des observations du public, neuf contributions ont été déposées sur le site, une seule venant d'un particulier, les huit autres provenant de professionnels du stockage de déchets de sédiments, ces derniers ayant pour la plupart déjà été consultés lors de l'élaboration du projet de texte.

Cette consultation et les différents avis déposés sur la plateforme dédiée ont permis de clarifier et de préciser certains points. En effet, plusieurs remarques et/ou commentaires ont été pris en compte dans l'arrêté promulgué au 15/02/2016. Des remarques ont porté sur la mise en conformité des sites existants, notamment le délai de mise en conformité qui était trop court.

➔ L'arrêté devait entrer en application le 1^{er} Janvier 2016 : le délai a été repoussé au 1^{er} Juillet 2016.

Deux remarques portent sur une demande de modification des définitions de déchets de sédiments et d'opération de dragage.

➔ Des précisions sur certains termes sont donc apportées dans l'article 1^{er} du titre I de cet arrêté. Certains termes sont donc plus clairement définis, tels que casier, eau de ressuyage, lixiviât (distinction à faire entre les eaux de ressuyage et les lixiviat), opération de dragage, période de ressuyage, période de remplissage d'un casier, période de post-exploitation d'un casier, période de suivi long terme, période de surveillance des milieux.

De la synthèse des observations du public concernant cet arrêté ressort le besoin de clarté et de précision, à différents niveaux. Dans un autre contexte, des gestionnaires de la filière interrogés ont exprimé des contraintes et ont manifesté un besoin d'information sur la caractérisation des sédiments, les opérations de curage et la gestion des sédiments. D'après la MIE (2014), il est recommandé que la réglementation entourant la gestion des sédiments soit précisée pour une valorisation à plus grande échelle. Les vérifications et les suivis effectués de valorisations proposées devront être nécessairement démonstratifs en termes d'innocuité environnementale. Ces précisions et cette démonstration permettront d'adapter la réglementation au cas particulier des sédiments.

Cet arrêté du 15/02/2016 permet également d'apporter des précisions réglementaires quant à la traçabilité des sédiments à mettre en place dans le cas d'une installation de stockage de déchets de sédiments, qu'ils soient dangereux, non dangereux ou inertes. La réglementation encadrant les déchets dangereux était déjà clairement établie et notamment pour la traçabilité : il y a obligation d'avoir un bordereau de suivi comportant diverses informations (provenance, caractéristiques, destinations, etc). En revanche, elle n'était pas aussi aboutie concernant les déchets non dangereux/inertes où, même si le bordereau de suivi pouvait être demandé dans certains cas, celui-ci n'était pas obligatoire.

En ce qui concerne les filières de valorisation, il n'existe pas, à ce jour, de législation spécifique aux sédiments gérés à terre. Or, comme le souligne à la fois le retour d'expérience décrit dans la littérature ou celui de l'enquête menée (partie 3), il existe une attente très marquée de clarification et d'harmonisation de la réglementation afin d'éviter, notamment des lectures ou interprétations différentes selon les individus ou les structures.

PARTIE 2. ETAT DES LIEUX DES PRATIQUES ET ENJEUX DE LA GESTION A TERRE DES SEDIMENTS

Pour compléter l'analyse du contexte réglementaire de la gestion des sédiments, un état de l'art sur les pratiques de gestion et de valorisation de sédiments est proposé dans la suite de notre propos. Ainsi, après avoir décrit les principaux traitements des sédiments de dragage (I), la plupart de ceux-ci permettant aux sédiments d'acquérir des caractéristiques compatibles avec le mode de gestion envisagée, nous décrirons les techniques et conditions de mise en dépôt (II), les principales filières de valorisation (III) et enfin les conditions de stockage des sédiments (IV).

I. Les principaux traitements des sédiments de dragage

Les pré-traitements et traitements des sédiments ont été conçus et sont appliqués dans une logique de valorisation. L'objectif du présent paragraphe n'est pas de présenter de manière exhaustive l'ensemble des techniques de traitements employées mais d'en décrire brièvement les principales afin d'extraire les informations relatives à l'évolution des caractéristiques physiques et chimiques des sédiments après traitement, le recueil de ces données alimentera les réflexions menées dans le chapitre 2 de la présente étude qui, pour rappel, concerne l'évolution des caractéristiques des sédiments depuis leur extraction jusqu'à leur valorisation ou stockage à terre.

1. Les pré-traitements

Les pré-traitements permettent de débarrasser le sédiment des gros débris et de le déshydrater. Généralement peu coûteux, ils sont souvent nécessaires pour le traitement, le stockage ou la valorisation des sédiments. Ils correspondent à des opérations physiques ou physico-chimiques qui permettent de réduire le volume de sédiments ou de rendre les matériaux manipulables.

Deux techniques sont généralement utilisées :

- (i) la déshydratation qui permet de réduire jusqu'à 50 % l'eau interstitielle contenue dans le sédiment (Mulligan *et al.*, 2001). Les principales techniques employées sont la centrifugation, la filtration (ex. : filtre-presses), la décantation (ex. : bassin de décantation) et l'évaporation (dans des évaporateurs).
- (ii) la séparation granulaire qui permet la séparation des fractions fines et sableuses par hydro-cyclonage.

Ces modes opératoires peuvent avoir une influence sur les contaminants mais ils ne permettent pas l'inertage des matériaux, ce qui peut être problématique pour la valorisation.

2. Les traitements physico-chimiques

Il s'agit de traitements physiques de séparation ou de traitements par extraction chimique qui induisent un changement d'état des contaminants.

La majorité des polluants étant fixés sur la fraction fine du sédiment (Kribi, 2005), les techniques de séparation consistent à éliminer une partie des contaminants en enlevant les particules fines du sédiment. Parmi les techniques couramment employées, nous citerons :

- La centrifugation qui permet d'isoler des éléments solides en suspension dans une boue en la faisant tourner à grande vitesse ;

- L'hydrocyclonage s'effectue dans une chambre cylindrique sous pression. Sous l'effet de la force centrifuge, une séparation entre les particules les plus denses et les plus fines s'effectuent. L'eau injectée est recyclée ou traitée pour être rejetée (rendement élevé et grande efficacité) ;
- Le lessivage utilise l'action mécanique de l'eau et des agents d'extraction (acides, bases, chélateurs) pour enlever les contaminants liés physiquement aux particules ;
- La flottation basée sur la différence de densité, le caractère hydrophobe ou hydrophiles des solides et l'ajout d'additifs chimiques. Cette technique permet de concentrer les polluants ;
- ...

Les traitements par extraction chimique induisent un changement d'état des contaminants. Les techniques couramment employées sont la lixiviation, l'extraction par solvant (technique de lessivage) ou encore la complexation, qui consiste à introduire, en agitation dans le sédiment, des agents chimiques ayant de fortes propriétés complexantes vis-à-vis des contaminants inorganiques.

3. Les traitements thermiques

Les traitements thermiques constituent, selon certains auteurs, des techniques d'inertage dont l'objectif est de fixer les contaminants dans la matière afin qu'ils ne soient plus mobiles (Agostini, 2006). Il existe plusieurs techniques de traitements thermiques, nous citerons pour exemple :

- La désorption thermique (600 °C) qui entraîne une évaporation de l'eau et une oxydation de la matière organique naturelle ;
- L'incinération (800-1200 °C) qui évapore l'eau, détruit la matière organique et oxyde les éléments trace métalliques (ETM). Obtention de graviers pouvant être vitrifiés et dans lesquels les ETM sont immobilisés.

4. Les traitements biologiques

Ces traitements utilisent des organismes vivants (champignons, bactéries, végétaux, ...) afin de traiter les sédiments :

- ✓ La bioremédiation *in situ* qui consiste à intégrer des microorganismes dans la matrice à traiter pour favoriser et accélérer les procédés biologiques de dégradation. Ce traitement biologique est adapté à la dégradation des hydrocarbures. De rentabilité et efficacité faibles, cette technique a pour contrainte majeure l'apport en oxygène ;
- ✓ La phytoremédiation qui fait appel à la faculté des végétaux à dégrader les contaminants organiques ou à fixer, absorber les contaminants métalliques *via* leur système racinaire pour les végétaux terrestres ou leur paroi cellulaire pour les algues. Cette technique utilise trois phénomènes naturels (la phytoextraction, la phytostabilisation et la phytodégradation)
 - La phytoextraction consiste à utiliser des plantes, notamment les plantes dites hyperaccumulatrices, pour traiter les sols pollués, le plus souvent des sols contaminés aux ETM ;
 - La phytodégradation consiste à accélérer la dégradation des composés organiques polluants (hydrocarbures, pesticides, explosifs...) en présence de plantes. Cette dégradation peut avoir lieu soit hors de la plante, grâce à l'activité des micro-organismes présents dans l'environnement des racines (rhizosphère), soit dans la plante après absorption du composé puis dégradation dans les cellules ;

- La phytostabilisation consiste à immobiliser la pollution. Il s'agit d'installer un couvert végétal avec des espèces tolérant les polluants. La présence de ces plantes permet de réduire les processus d'érosion et de ruissellement de particules porteuses de polluants et les processus d'entraînement de ces polluants en profondeur. L'efficacité est liée à plusieurs facteurs notamment les caractéristiques des plantes et du sol à traiter.

Ces techniques peuvent être utilisées en complément des traitements physico-chimiques.

5. Synthèse

Le tableau XV propose une synthèse des différents modes de traitements et de pré-traitements et précise leur objectif et leur efficacité (à relativiser en raison de l'ancienneté de la référence).

Tableau XV : Objectifs et efficacité des principaux pré-traitements et traitements de sédiments contaminés

Traitements	Objectif	Efficacité
Filtration	Diminuer teneur en eau	85 à 95%
Evaporateur	Diminuer teneur en eau	90%
Décantation	Diminuer la teneur en eau	90 à 99%
Hydrocyclonage	Diminuer la teneur en eau Séparation des particules	90% pour les fines
Lessivage	Enlever les contaminants organiques	90%
Flottation		
Complexation	Enlever les contaminants inorganiques	70 à 90%
Bioremédiation	Enlever les contaminants organiques	50 à 80%
Phytoremédiation	Extraire, stabiliser contaminants organiques et inorganiques	Variable
Désorption thermique	Enlever les contaminants organiques volatils et quelques métaux	99% (HAP et PCB)
Incinération	Encapsuler les métaux lourds et les hydrocarbures	99% (contaminants organiques) 100% (métaux)

Les traitements subis par les sédiments ont pour objectif de détruire, transformer ou stabiliser les contaminants. Comme l'illustre le tableau XV, les traitements physiques et chimiques sont généralement efficaces mais ils ont des coûts élevés pouvant freiner les opérations de dragage. Les techniques thermiques sont efficaces pour immobiliser les contaminants mais ce sont des techniques très énergivores et coûteuses. Les traitements biologiques présentent l'avantage d'utiliser des procédés plus écologiques et peu coûteux, en revanche, ils sont souvent critiqués pour leurs délais de réalisation longs allant de plusieurs mois à plusieurs années.

II. Mise en dépôt des sédiments à terre

Une installation de transit est une installation qui va recevoir et réexpédier des déchets. Ces derniers sont donc dans l'attente de leur reprise ou leur évacuation pour élimination ou valorisation. Les seules opérations pouvant être conduites sur les déchets en transit sont une rupture de charge ou un entreposage temporaire.

D'un point de vue réglementaire, les sites de tri, transit et regroupement dépendent de la législation ICPE sauf dans le cas de stockage définitif de déchets inertes. La durée maximale d'entreposage des sédiments sur un site de tri, de transit ou de regroupement est d'un an si le déchet a pour vocation d'être éliminé ou de trois ans pour une filière de valorisation. Au-delà, le stockage est considéré par l'administration comme définitif.

Selon les caractéristiques des sédiments et notamment leur dangerosité, le site de dépôt peut être un bassin creusé dans la terre sans étanchéité particulière, il doit se situer dans une zone non inondable, facile d'accès et proche du site à curer de manière à simplifier le transport des sédiments extraits. Une étude d'usage du futur site doit être effectuée en même temps que le plan de mise en dépôt. Les usages de ces sites peuvent être l'aménagement et l'entretien d'une zone de loisirs, la culture alimentaire et non alimentaire, le remblaiement de carrière. Les sédiments peuvent également être mis en dépôt confiné. Cette solution consiste à stocker les sédiments sur un site étanche et imperméable (couverture argileuse et géomembrane avec un système de drainage pour récupérer les lixiviats pollués) (INRA). Après exploitation, les sites doivent être réaménagés (travaux paysagers) et soumis à contrôle.

III. Les filières de valorisation

Sur le plan réglementaire, la valorisation consiste au « [...] réemploi, [...] recyclage ou toute autre action visant à obtenir, à partir des déchets, des matériaux réutilisables ou de l'énergie » (Loi n°75-633 du 15 juillet 1975 relative à l'élimination des déchets et à la récupération des matériaux). Un sédiment peut être valorisé s'il n'est pas classé comme déchet dangereux. Selon la circulaire du 24/12/2010, les ouvrages de valorisation, pour autant qu'ils répondent à un besoin, ne relèvent pas de la législation ICPE (DREAL, 2012). En revanche, ils peuvent relever de la législation sur l'eau, du code de l'urbanisme et du code rural.

Les filières de valorisation se répartissent dans trois domaines (Zentar et *al.*, 2009) :

- Le génie civil et les travaux publics :
Dans ce domaine, les sédiments valorisables en technique routière (sous réserve d'une conformité à certaines prescriptions géotechniques et environnementales) sont très largement étudiés aujourd'hui, de nombreuses thèses et programmes de recherche sont actuellement en cours sur le sujet ;
- L'agriculture pour l'amendement des sols :
La valorisation agricole a pour objectif l'amélioration de la structure du sol ou de ces qualités fertilisantes. Cette filière est possible si les sédiments présentent un intérêt agronomique et s'ils ne portent pas atteintes à la santé et/ou à l'environnement (article R211-31 du Code de l'environnement). Sur le plan réglementaire, l'arrêté du 8 janvier 1998 relatif aux épandages de boues sur les sols agricoles définit les prescriptions techniques à respecter. Selon les volumes en jeu et les caractéristiques des sédiments, l'épandage des sédiments peut relever de la législation loi sur l'eau (livre II du code de l'environnement, rubrique 2.1.4.0) ;
- La réhabilitation de sites naturels (habitats aquatiques ou terrestres) :
Si les sédiments sont inertes ou si une absence d'impact sur la santé et l'environnement a été démontrée après étude, ils peuvent être utilisés pour créer des espaces naturels et des zones de loisirs.

1. Rechargement de plages

La plage est un système dynamique dont les phénomènes naturels tels que les vagues ou le vent ainsi que les pressions anthropiques entraînent une diminution de l'épaisseur. Cette érosion côtière entraîne un besoin en matériaux estimé entre deux à trois millions de tonnes de sable par an pour la France (Vernus *et al.*, 2013). En France métropolitaine, on compte un total de 5 500 km de côtes. Cela comprend environ 2 500 km de plages et de dunes, dont 48 % sont en érosion et seulement 10 % en engraissement (Le Guern *et al.*, 2004).

Les sédiments pourraient être un matériau alternatif pour stabiliser l'érosion du littoral (SEDILAB, 2011) à condition que leurs caractéristiques soient compatibles avec cette utilisation. En effet, le matériau servant à recharger une plage doit présenter des caractéristiques similaires à celle du sable déjà présent sur la plage. A titre d'exemple, le matériau utilisé devra être de granulométrie identique ou de préférence supérieure pour protéger la plage de l'érosion, en effet en étant plus fin, il sera emporté par la houle et les courants. Il ne devra pas non plus être trop gros au risque de changer le type de plage (Foucher, 2005).

L'École des Mines de Douai a développé en laboratoire un granulat artificiel à partir de sédiments dans le but de développer une autre voie de valorisation et de proposer des solutions face à l'érosion du littoral. Pour cela, des essais ont été menés en laboratoire en reconstituant un profil de plage dans un canal à houle avec diverses configurations. Il apparaît que le matériau est stable et des phases terrains sont depuis envisagées (Brakni, *et al.*, 2007; SEDILAB, 2011). Ces travaux de recherche ont fait l'objet d'une thèse de doctorat en Science pour l'ingénieur, Génie civil et environnemental intitulée « Première approche vers une valorisation de granulats artificiels à base de sédiments de dragage portuaire : application en génie côtier » et a été réalisée par Samira Brakni en 2008 à l'Université d'Artois.

La valorisation de sédiments de dragage en rechargement de plages a été utilisée, entre autres exemples, lors du ré-ensablement :

- des petits fonds devant les plages d'Anglet par des matériaux issus de l'Adour (Foucher, 2005) ;
- de la plage du Port La Nouvelle dans le département de l'Aude (région Languedoc-Roussillon-Midi-Pyrénées) (In Vivo, 2005) ;
- de la plage du centre-ville de Ste Maxime (au cœur du Golfe de Saint-Tropez dans la région Provence Alpes Côte d'Azur) après extraction des sables du port de St Cyprien par dragage mécanique. Après vérification de la qualité chimique au regard des seuils N1/N2 et de la cohérence granulométrique, les sables ont donc été déposés et égouttés directement sur le haut de plage, puis étalés au printemps (IDRA Environnement, 2014).

2. Valorisation agricole

D'après Vernus *et al.* (2013), l'épandage est une technique agricole consistant à répandre divers produits sur des zones cultivées, forêts, voies ferrées, marais... L'amendement des sols avec des sédiments conduit à une amélioration des propriétés du sol ainsi que la disponibilité des nutriments pour les plantes (Middleton & Jiang, 2013). Une étude menée par le CETMEF et le CETE de Lyon sur la valorisation agricole des sédiments de dragage des voies navigables a mis en évidence des

propriétés des sédiments voisines de celles des sols (Bernes Cabanne, 2009 *in* Anger 2014). Une expérimentation a ensuite été entreprise en 2010 pour confirmer le potentiel agronomique des sédiments de canaux sur une parcelle agricole de 2,58 ha (SEDILAB, 2011). D'autres études similaires ont été menées en Saône et Loire (Cantégrit & Nouvion-Dupray, 2011; Cantégrit, 2011). Plusieurs études se sont intéressées à l'intérêt pédologique voir agronomique des sédiments (par exemple Abriak, 2014; Bedell & Delolme, 2013; Sheehan *et al.*, 2010 ; Sturgis *et al.* 2001 *in* Anger 2014). Une étude en Moselle a démontré le potentiel de végétalisation des sédiments fluviaux déposés sur un parc de cendres volantes d'un centre de production thermique EDF de Blénod-lès-Pont à Mousson (ANTEA 1999 *in* Anger 2014).

La Surface Agricole Utile (SAU) en France en 2013 s'élevait environ à 29 millions d'hectares, ce qui pourrait potentiellement représenter une voie de valorisation régulière des sédiments. Historiquement, les sédiments carbonatés dragués dans le golf normand-breton (appelés tangué) sont utilisés depuis des décennies pour amender les terres agricoles (Bourret, 1997; Camuzard, 2011). La valorisation des sédiments en épandage a également été appliquée pour des sédiments de la Rance. Il est prévu de valoriser sur des parcelles agricoles proches des sédiments qui auront été stockés entre décembre 2015 et 2017. Sur ce laps de temps, le vent la pluie et le soleil auront rendu les sédiments parfaitement compatibles avec un usage agricole. Ce projet a été mené à bien par CCEUR Emeraude, appuyé par le bureau d'étude IDRA Environnement (association Cœur Emeraude).

Même si leur utilisation traditionnelle est connue, peu de travaux de recherche ont été publiés et l'intérêt pour cette voie de valorisation est relativement récent (Anger, 2014).

3. Valorisation en techniques routières

Il existe différents exemples de valorisation de sédiments en technique routière en France. En 2005, à Dunkerque (Nord) une planche expérimentale routière utilisant des sédiments a été mise en place (Damidot *et al.*, 2006), puis en 2012 une route expérimentale de 600 mètres, dite route du quai « Freycinet 12 » a été construite (Anger, 2014; SEDILAB, 2011). Conçue pour supporter un trafic moyen de 100 poids lourds par jour et d'une durée de vie de 15 ans, sa construction a nécessité l'utilisation de 450 m³ de sédiments secs soit 1 800 m³ de sédiments dragués (Herman, *et al.*, 2014; a,b). En Basse Normandie (port de Bessin) une plateforme expérimentale a également été réalisée à partir de sédiments marins (Silitonga 2010 *in* Anger, 2014). En Lorraine (Dombasle) une route test de 100 m² a été réalisée en 2005 à l'aide de sédiments (Depelsenaire 2007 *in* Anger, 2014). Une piste cyclable de 35 km a été réalisée à proximité du Mont Saint Michel à l'aide de 70 000 m³ de sédiments carbonatés (tangué) (Anger, 2014) dont une illustration est proposée en figure 7 .



Figure 7 : Piste cyclable du Mont Saint Michel élaborée à l'aide de 70 000 m³ de sédiments (Anger, 2014)

Cependant, des réponses restent encore à apporter, notamment en ce qui concerne l'adaptabilité des tests environnementaux, les contaminations multiples et la dangerosité et le comportement à long terme (Aqua, 2014).

4. Valorisation en remblaiement de carrières

Le remblaiement de carrière apparaît comme une possibilité prometteuse pour la gestion des sédiments de dragage et permet la restauration des milieux. A travers le programme de recherche SEDIGEST⁸, une méthodologie d'évaluation des risques écologiques a été conçue afin de proposer une approche permettant d'intégrer cette filière de valorisation des sédiments qui soit compatible avec les écosystèmes en place (Donguy, *et al*, 2007).

Dans le cadre du projet d'amélioration des accès maritimes, HAROPA-Port de Rouen mène différentes démarches de valorisation des sédiments de dragage. La gestion est différenciée en fonction de la nature des sédiments. Les matériaux limoneux sont mis en dépôt dans les ballastières⁹ pour la récréation de zones humides et la valorisation paysagère, tandis que les matériaux sableux sont mis dans des chambres de dépôt pour être revalorisés ensuite dans le BTP. Un programme de suivi scientifique a été mis en place (Samson, 2013).

Ainsi en Normandie, l'opération « les tas dans les trous » a utilisé de 2000 à 2008 les sédiments dragués entre Tancarville et Rouen pour remblayer une ancienne ballastière de carrières (CBN filiale Eurovia). Au total, près d'un million de m³ de sédiments a été utilisé pour combler la ballastière d'Yville sur Seine (en aval de Rouen) qui a servi de site de remblaiement expérimental. Une phase de réaménagement écologique a débuté en 2008 afin de créer des milieux humides tourbeux (prairies humides, mégaphorbiais) de grand intérêt écologique et rares à l'échelle nationale (figure 8). Les sédiments ont été recouverts de tourbe (environ 70 cm) et une recolonisation rapide du milieu par la végétation et notamment pour les prairies humides a été observée par les acteurs¹⁰ du suivi scientifique mis en place. Un avis favorable a été émis par la commission de suivi sur l'aspect hydrogéologique de l'expérience et ce mode de gestion des sédiments a été validé grâce aux suivis

⁸ <http://www.agence-nationale-recherche.fr/?Projet=ANR-07-ECOT-0012>

⁹ Une ballastière est une carrière en eau qui résulte de l'exploitation de matériaux alluvionnaires (Samson, 2013)

¹⁰ L'université de Rouen (Equipe ECODIV) ; le Parc Naturel Régional des Boucles de la Seine Normande grâce à des conventions mises en place avec le Grand Port Maritime de Rouen

scientifiques mis en place. L'utilisation des sédiments de dragage comme remblaiement est depuis acté dans la charte 2001/2011 du PNR des Boucles de Seine Normande (Journal Nature, 2013; Levesque, 2008; PNR, 2015).



Figure 8 : Vue aérienne du site de remblaiement expérimental de la ballastière d'Yville sur Seine (en aval de Rouen) (Journal Nature, 2013)

Autre exemple, le projet Predis vise à valoriser des sédiments marins du port de Gravelines sous forme de coulis pour combler des réseaux désaffectés comme par exemple les réseaux de charbonnage (SEDILAB, 2011).

5. Valorisation en génie côtier et en produits de construction/mobilier urbain

En France, 379 millions de tonnes de granulats (dont sept millions provenant de la mer) sont consommés chaque année (Vernus *et al.*, 2013) ce qui ouvre un marché intéressant pour la valorisation des sédiments. Les laboratoires de l'école des mines, SITA Nord et Néo Eco ont réalisé un béton à partir de sédiment fluviaux et de matériaux minéraux recyclés qui sert déjà à l'élaboration de mobilier urbain comme des bordures de trottoirs, des bancs, des balconnières ou encore des support de vélo modulable (Anger, 2014, SITA Nord & Doublet, 2014, La Voix du Nord, 2012).

En 2013, des brises-vagues ont été réalisés pour le port de Dunkerque en intégrant des sédiments issus du chenal de Broucqaire et Darse 6 (Herman *et al.*, 2014; a,b) et ont été disposés sur la digue des Huttes à Dunkerque (Abriak *et al.*, 2014b). Des acropodes ont également été réalisés à Toulon en intégrant eux aussi des sédiments issus de dragages (Aqua *et al.*, 2013). Des illustrations de ces exemples de mobilier urbain élaborés à partir de sédiments sont présentées figure 9.



Figure 9 : Exemples de mobilier urbain élaboré à partir de sédiments : à gauche acropodes (Aqua *et al.*, 2013) ; au centre bloc béton / brises-vagues à Dunkerque (Herman *et al.*, 2014a) ; à droite support de vélo modulable (SITA Nord & Doublet, 2014)

6. Valorisation en aménagement paysager

Eco-modélé paysager dans un cordon dunaire

Un éco-modélé paysager (figure 10) de 500 m, de 30 à 50 m de large et 5 à 7 m de haut, a été érigée entre le canal des Dunes et l'usine Polychim sur le site du Grand Port Maritime de Dunkerque (GPMD) (Abriak *et al.*, 2014; Herman, *et al.*, 2014a,b; SEDILAB, 2011). Elle a validé le comportement mécanique et a ainsi donné une vision de l'évolution des polluants à l'intérieur et dans le milieu récepteur par l'installation de cinq piézomètres. Un dépassement de quelques éléments chimiques pendant les derniers mois leur a fait envisager de prolonger ce suivi, qui était initialement prévu pour un an. Dans le cadre de cette valorisation, le suivi de la végétation pourrait être envisagé, végétation principalement composée de *Salix repens*, *Sambucus nigra*, *Hippophae rhamnoides* et *Acer campestre*.



Figure 10 : Eco-modélé paysager réalisé au Grand Port Maritime de Dunkerque (Herman *et al.*, 2014a)

Le suivi environnemental réalisé dans le cadre de l'aménagement paysager du GPMD repose sur l'installation de piézomètres pour permettre l'analyse des eaux de surface et d'infiltration. Le suivi

de la végétation n'est pour l'instant qu'envisagé (Khezami, 2014). Cette valorisation des sédiments en butte paysagère a fait l'objet d'une thèse par M. Khezami (« Caractérisation et valorisation des sédiments fluviaux en butte paysagère ») encadrée par le DGCE de l'Ecole des Mines de Douai.

Merlon éco-paysager

Un merlon éco-paysager d'une hauteur de 2,5 m et d'une largeur de 10 m a été aménagé également dans le Bassin d'Arcachon. Cet ouvrage, réalisé à partir des sédiments traités de la première année recouvert d'une couche de terre végétale issue de la parcelle, a été végétalisé à l'aide d'essences locales d'origine indigène (transplantation sur place si possible) et n'intègre pas d'essences exotiques, urbaines ou ornementales. Les espèces herbacées ont été choisies de préférence afin de favoriser le corridor écologique pour la faune en particulier (SOVASOL, 2012).

Polder

La création de polder¹¹ remonte au XV^{ème} siècle avec l'apparition des premières dragues aux Pays Bas (In Vivo, 2005). En France, des polders ont été créés le long de la côte Picarde (Baie d'Authie), au Nord-ouest de l'estuaire de la Gironde ou encore sur les îles de Ré, d'Oléron ou de Noirmoutier. La Baie du Mont Saint Michel abrite également des polders qui ont été construits dès 1856 afin de créer des supports aux cultures (comme les carottes, betteraves ou encore le blé). A l'époque, ils utilisaient déjà les sables et vases marins (tangues) qui étaient dragués à l'automne puis laissés hors de l'eau pendant l'hiver afin que les eaux de pluie diminuent la concentration en sels des sédiments (Bourret, 1997).

Divers

D'autres exemples de réalisations existent, comme les projets de réalisation en modelés paysagers et remblais divers (terre-pleins, merlons, ...) dans le département du Morbihan. Ils ont fait l'objet d'une évaluation des risques sanitaires (ERS) afin de vérifier l'innocuité des matériaux sur la santé humaine. La ville de Vannes s'est engagée à réaliser des inventaires réguliers sur l'ensemble du site, notamment sur les fossés et haies périphériques ainsi qu'à mettre en œuvre un plan de gestion d'entretien du site. Les aménagements éco-paysagers sont conçus de manière à être favorables à la biodiversité. Des zones herbacées fauchées sont favorisées aux pieds des plantations ligneuses sur les zones périphériques (l'ensemencement est d'origine locale, et si possible spontané). Le choix des essences porte sur des espèces locales d'origine indigène (transplantation sur place si possible) et n'intègre pas d'essences exotiques, urbaines ou de cultivars ornementaux (IDRA Environnement, 2012).

7. Valorisation en couverture de friches industrielles

Si elle intègre le cadre de la nouvelle version de la circulaire du 08/02/2007, la valorisation en couverture de friche industrielle constituerait une filière ponctuelle, certes peu connue encore, mais pouvant potentiellement utiliser de grands volumes de sédiments et pourrait permettre un recours à de la « terre » moins chère (Delcour, 2013). Cependant, cette utilisation pourrait engendrer des problèmes de compatibilité avec certaines requalifications.

¹¹ étendue artificielle de terre gagnée sur l'eau

8. Valorisation en renforcement/confortement de berges

Le canal de la Marne accueille près de 250 bateaux de commerce et plus de 400 bateaux de plaisance par an. Afin de maintenir les conditions normales de navigation et de garantir le tirant d'eau aux bateaux, l'enlèvement des dépôts de sédiments par voie de dragage s'avère nécessaire.

Les 7 750 m³ de sédiments inertes du canal de la Marne au Rhin Ouest ont été prioritairement réutilisés en confortement de berges après être passés dans une installation de transit servant à leur ressuyage. Ils ont été déposés sur les berges (figures 11 & 12), pour former des bandes de 5 à 10 m de large et de 10 à 30 cm d'épaisseur le long des rives de la voie d'eau. Les terrains ont été par la suite reprofilés par aplanissement ou à l'aide d'un remblai de façon à lui donner une surface régulière (Antéagroup, 2012a).

Un autre exemple de valorisation de sédiments en renforcement de berge est actuellement envisagé



Figure 11 : confortement de berges sur un canal (source VNF)



Figure 12 : recyclage sur berges au niveau d'un chemin de halage (source VNF)

dans le port de Gävle, en Suède. Cette berge sera composée, pour sa partie extérieure, d'enrochement, et pour sa partie intérieure, de 700 000 m³ de sédiments contaminés (OFRIR, 2016).

9. Valorisation en couverture de sites de stockage

Plusieurs ouvrages font mention de la valorisation des sédiments en couverture de site de stockage (par exemple (DREAL Nord-Pas de Calais, 2011 ; In Vivo, 2008 ; Le Guern *et al.*, 2004) et notamment pour les propriétés imperméables des fractions fines. Cependant, aucun retour d'expérience ou d'exemple concret n'a été trouvé, à ce jour, dans la littérature pour cette voie de valorisation.

IV. Le stockage

Dans le cadre de ses travaux d'amélioration des infrastructures du port du Guilvinec-Léchiagat (2008-2009), le Conseil Général du Finistère a réhabilité une ancienne carrière en un site de dépôt et de stockage de sédiments de dragage, non dangereux mais non valorisables, des ports départementaux de Cornouaille (Rasseneur, 2013). Il est à noter que cette réhabilitation d'anciennes carrières en dispositif de confinement était une première en France (avec un dispositif de confinement : géotextile, géomembranes, terre végétale, etc.). Elle a pu recevoir les sédiments marins de dragage déshydratés de plusieurs ports. Ce dispositif a permis d'encapsuler les sédiments et ainsi de limiter tout impact sur l'environnement. Trois piézomètres permettant le suivi de la qualité des eaux souterraines ont été installés sur le site. Un état initial de la qualité des eaux souterraines prélevées dans les piézomètres a été réalisé avant le dépôt des matériaux. Les analyses ont porté sur les métaux lourds, hydrocarbures, HAP, PCB, et TBT. Outre le maintien en bon état de propreté du site, le premier casier végétalisé fait l'objet annuellement de travaux de tonte pour éviter l'apparition d'arbres ou d'arbustes qui pourraient avec leurs racines détériorer la couche d'étanchéité (Rasseneur, 2013).

Cependant, les prescriptions devront être (i) justifiées d'un point de vue environnemental et (ii) proportionnées afin d'éviter des surcoûts financiers pouvant être difficilement supportables par les maîtres d'ouvrage. Dans l'exemple de valorisation décrit ci-dessus, une meilleure appréhension de la cinétique du TBT et spécifiquement en ce qui concerne sa dégradation sous les UV, est préconisée de manière à adapter les seuils de rejets et de limiter les surcoûts qui pourraient altérer la réalisation de tels projets. Un seuil avait été fixé à 2 ng/L pour les rejets d'eau, mais l'atteinte de celui-ci ne pouvait se faire que par le recours à un dispositif de traitement du type osmose inverse qui est utilisée pour la potabilisation de l'eau destinée à la consommation humaine (EDCH) (Rasseneur, 2013).

Aqua (2014) a également souligné la nécessité d'amélioration des connaissances pour la mise en place d'une nouvelle filière éco-industrielle pour un nouveau déchet public (le sédiment), et notamment en ce qui concerne :

- Les caractérisations y compris la dangerosité ;
- Les comportements en scénarios et analyses des risques ;
- L'efficacité des prétraitements et traitements ;
- Les planifications et les outils de gestion ;
- Les modèles économiques.

PARTIE 3 : MISE EN PLACE D'UNE ENQUETE A DESTINATION DES ACTEURS DE LA GESTION DES SEDIMENTS DE DRAGAGE

Pour compléter l'analyse de la littérature scientifique, une enquête a été élaborée dans le but de recueillir le retour d'expérience de différents acteurs du milieu et d'obtenir une vision plus élargie et plus aboutie de la problématique de la gestion et de la valorisation à terre des sédiments contaminés. Il s'agit également d'obtenir des éléments de réponses concernant la faisabilité de l'ÉRÉ.

I. Matériel et méthode

1. Le contenu de l'enquête

L'enquête comporte une quinzaine de questions. Afin de rendre le questionnaire plus vivant et de renouveler en permanence l'intérêt de la personne sondée, les formats de questions ont été alternés avec notamment :

- Des questions fermées à cocher (*exemple : oui / non / ne se prononce pas*) ;
- Des questions à choix multiples (QCM) :
 - o avec une seule réponse possible ;
 - o avec plusieurs réponses possibles
- Des questions à échelle linéaire permettant d'indiquer une préférence ou de hiérarchiser les réponses (*exemple : totalement d'accord / plutôt d'accord / plutôt pas d'accord / totalement pas d'accord / Ne se prononce pas*) ;
- Des questions ouvertes.

Une courte présentation précède les premières questions afin de résumer en quelques lignes le cadre de l'étude (« impact écologique de sédiments pollués extraits et déposés en milieux terrestres »), les auteurs (LSVF/ILIS et RECORD) ainsi qu'une indication sur le temps de réponse estimée (environ 15 min).

Le déroulé de l'enquête évolue selon le profil et l'expérience du professionnel sondé. Ainsi chaque participant peut avoir un nombre de question différent. Pour faciliter la saisie et l'analyse des réponses, l'enquête a été créée en ligne *via* la plateforme « Google Form ». Le questionnaire et la logique de l'enchaînement des questions sont présentés en Annexe 1.

Le questionnaire a été envoyé par mail aux différents contacts de façon personnalisée (Annexe 2). En effet, une attention particulière a été portée sur l'envoi du questionnaire, afin de justifier la prise de contacts avec l'interlocuteur (*nous savons que vous avez travaillé sur... / que vous faites partie du comité de rédaction de... / que vous avez réalisé tel ouvrage...*) et de susciter l'intérêt des répondants. Dans le but de rassurer les personnes sollicitées, l'anonymat des réponses récoltées a été garanti. Afin de remercier les participants pour leur contribution, il leur a été proposé de recevoir une note synthétique de l'analyse des résultats ainsi que d'être informé de la date de parution en ligne du rapport final de l'étude sur le site RECORD.

2. Le public ciblé par l'enquête

Dans le but d'atteindre un panel d'acteurs le plus représentatif possible, l'enquête a ciblé des acteurs présentant :

- ✓ des profils d'activité variables : opérationnels, scientifiques, institutionnels, experts, juristes, associatifs, maître d'œuvre... ;
- ✓ des supports de travail variables : sédiments portuaires, estuariens, marins, fluviaux ;
- ✓ des localisations géographiques différentes. Sur ce point, les contacts ont volontairement été ciblés francophones (Français, Belge, Canadien). En effet, à la lumière de l'analyse bibliographique à l'échelle internationale, des différences ont été mises en évidence dans la réglementation selon les pays (*cf* Partie I). De plus, à l'échelle nationale, des zones d'ombre existent d'un point de vue réglementaire et la gestion à terre des sédiments et leurs valorisations apparaissent comme particulièrement complexes. Dans un souci de clarté, il est apparu nécessaire de se focaliser cette fois à l'échelle nationale. Toutefois, la portée du questionnaire est plus large à travers le retour d'expériences de bureaux d'études internationaux comme ENVISAN, Tauw environnement ou encore URS/AECOM et de scientifiques impliqués dans des programmes de recherches européens/internationaux (par exemple : le Professeur Nor Edine Abriak, école de mines de Douai [Sedilab, Sedigest, Sedimatériaux,...]; le Docteur Ben Amor Mourad, Université de Sherbrooke, Canada, fondateur du LIRIDE [Laboratoire interdisciplinaire de recherche en ingénierie durable et en éco-conception] et membre du comité scientifique du « International Symposium on Sediment Management » [I2SM] ; le Docteur Patrice Rivard, Université de Sherbrooke, Canada, membre du comité scientifique du I2SM ; le Docteur Claire Chassagne, Université de Delft aux Pays-Bas, partenaire du projet européen CEAMaS ; le Professeur Mohamed Ridha Driss, Université de Carthage, Faculté des sciences de Bizerte, Tunisie ; le Docteur Sébastien Sauvé, Université de Montréal, Canada).

Les acteurs ont été recensés à travers la recherche bibliographique sur la valorisation à terre des sédiments comme auprès du centre de ressources SEDILAB (<http://www.sedilab.com>). Les contacts ont également été recrutés à travers leurs participations :

- à la rédaction de **divers rapports** sur la valorisation des sédiments (Aqua *et al.*, 2013 ; Cerema, 2011 ; CETMEF, 2008 ; Gregoire & Glaser, 2010 ; Grenelle de la Mer, 2010 ; Herman, *et al.*, 2014a ; Le Guern *et al.*, 2004 ; Ministère de l'écologie et du développement durable, 2002 ; Tauw Environnement & Ophrys, 2001 ; Tiffreau & Laboudigue, 1997 ; USAN, 2011 ; Vernus *et al.*, 2013) ;
- à la rédaction de **guides méthodologiques** (Abriak *et al.*, 2014 ; Agence Artois Picardie, 2002 ; Donguy *et al.*, 2007 ; Geode, 2012 ; In Vivo, 2008, 2005 ; Mamindy-pajany, 2014 ; VNF, 2012...) ;
- en tant que **membres de groupe d'experts** comme GEODE¹² ou ASTEE¹³ ou **membres de comité de lecture** comme Cap sédiment (<http://cap-sediments.fr/comite-lecture.html>) ;
- à des **communications** (conférences, tables rondes, salons...) comme Journée nationale du sédiments, Assises Port du futur, Grenelle de la mer, Pollutec ... (Abriak, 2014 ; 2015 ; CD2e, 2013 ; Gerard & Ducros, 2014 ; Gregoire & Proulhac, 2010 ; Herman, *et al.*, 2014a) ;
- à différents **projets** tels que Sedivald (Garbolino, *et al.*, 2013), Sedimar (Marmier *et al.*, 2013 ; Sannier *et al.*, 2013), Seditox (Marmier & Mamindy-Pajany, 2013), Sedimatériaux

¹² GEODE : Groupe d'étude et d'observation sur le dragage et l'environnement

¹³ ASTEE : Association Scientifique et Technique pour l'Eau et l'Environnement

(<http://www.cd2e.com/recyclage-valorisation/projet-sedimateriaux>(Abriak, 2014 ; 2015 ; Borloo, *et al*, 2010) , sedigest (<http://www.agence-nationale-recherche.fr/?Projet=ANR-07-ECOT-0012>)(Donguy *et al.*, 2007) , CEAMaS (<http://www.ceamas.eu/>)...

II. Résultats

L'enquête a été diffusée à un panel de 233 acteurs, 95 % travaillant en France (les autres pays sollicités étaient la Belgique, les Pays-Bas, la Tunisie et le Canada).

→	Nombre de réponses :	44
→	Taux de réponse :	18,9 %

78,6 % des personnes interrogées (33 personnes) ont déclaré avoir un retour d'expérience sur des projets de valorisation ou de gestion à terre des sédiments (figure 13).

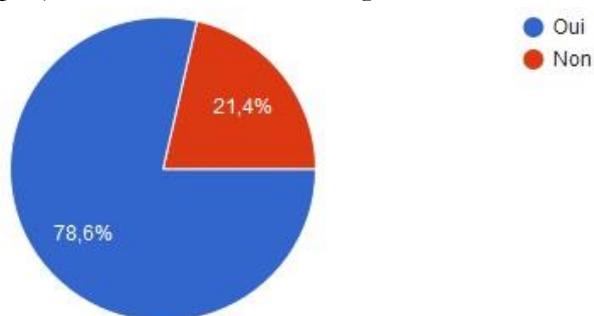


Figure 13 : Sondage sur un retour d'expérience de valorisation à terre des sédiments

Parmi les 33 personnes ayant un retour d'expérience sur des projets de valorisation ou de gestion à terre, 32 ont précisé le cadre dans lequel ils y avaient participé (figure 14). Ainsi la majorité (50 %, soit 16 personnes) a participé en tant que qu'expert scientifique, 12,5 % (soit quatre personnes) en tant qu'opérateur et en suivi de projet, 9,4 % (soit trois personnes) en tant que maître d'œuvre et 15,6 % (soit cinq personnes) ont répondu autre (maître d'ouvrage, exécution de projet, financeur, instructeur réglementaire Loi sur l'Eau, coordinateur de projet européen).

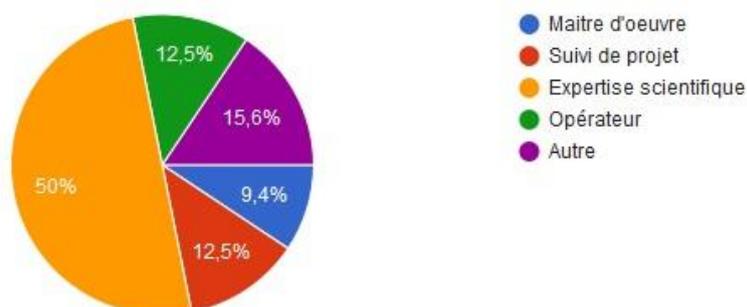


Figure 14 : Répartition des différents secteurs d'activités des répondants ayant un retour d'expérience sur des projets de valorisation de sédiments

En plus de la qualité physico-chimique des sédiments exigée par la réglementation (arrêté du 09/08/2006 entre autre), 73,8 % des personnes interrogées (soit 31 personnes) se sont déclarées favorables à la réalisation d'analyses supplémentaires (figure 15).

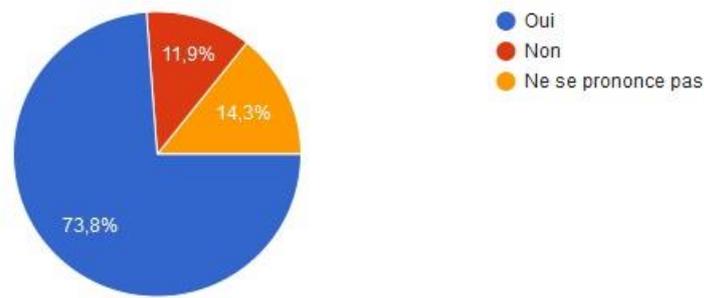


Figure 15 : Sondage concernant la pertinence d'analyses supplémentaires

Ces 73,8 % de personnes ont apporté des compléments de réponses sur la pertinence de réaliser une caractérisation supplémentaire, avec notamment la réalisation de l'évaluation du critère HP14 (voire HP15 après l'utilisation) relatif à l'arrêté du 12/12/2014. Pour d'autres, des analyses supplémentaires permettent/permittraient de mieux caractériser et d'appréhender :

- Les évolutions néfastes s'il y a présence de contaminants ;
- La manière dont les éléments dangereux sont piégés ;
- La présence par exemple d'une micro-faune ;
- Les transferts potentiels dans la chaîne trophique ;
- Pour évaluer les concentrations ;
- Les aspects microbiens/virologiques/parasitaires et l'impact sur les sols et en fonction des usages concernés, et la caractérisation biologique en général.

Plusieurs réponses soulignent que l'analyse *in vitro* et la caractérisation chimique seules ne sont ni suffisantes ni exhaustives, que le matériau est complexe et évolutif, ce qui influencera le comportement des xénobiotiques et un relargage progressif de contaminants. La concentration n'est pas un critère de nocivité/risque.

Ces analyses permettent/permittraient une meilleure estimation des impacts sur les milieux, les composés des sédiments étant spécifiques. D'autres remarques font également mention du fait que certains contaminants ne sont pas pris en compte et que l'on ne connaît que ce qu'on analyse.

Dans le cadre d'un projet de dragage, 67,7 % des personnes (21) ayant répondu que des analyses supplémentaires seraient pertinentes ont répondu avoir été amenées à en réaliser dans le cadre d'un projet de dragage ; 32,3 % (10) ont quant à elles déclaré ne pas en avoir réalisé (figure 16).

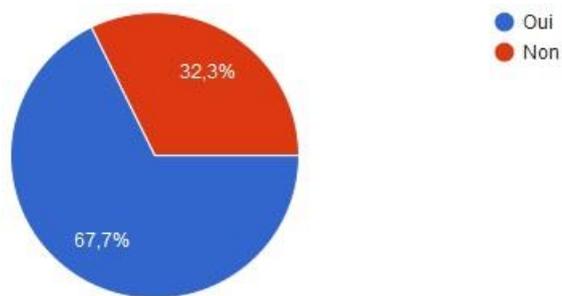


Figure 16 : Sondage sur des analyses effectivement réalisées lors d'un dragage

19 personnes sur ces 21 ont complété leur réponse par différentes remarques. En ce qui concerne les analyses physico-chimiques mentionnées comme réalisées, les précisions étaient les suivantes :

- les analyses pour l'évaluation du critère HP14 (obligation réglementaire suite à l'arrêté du 12/12/2014 relatif aux ISDI) ;
- une étude minéralogique, extraction chimique « sélective », mesure de différents paramètres (taux de carbonate, de matière organique, granulométrie (pour une meilleure compréhension du comportement des contaminants en conditions oxydantes, dans le cadre de programme R&D) ;
- granulochimie : répartition des polluants en fonction de la distribution granulométrique (pour identifier la part de sédiment valorisable à moindre coût et la spéciation des métaux présents pour adapter le traitement de purification), ou spéciation des métaux pour déterminer le comportement au fil du temps ;
- valeurs agronomiques (mesures sur les jus de lixiviation et sur des extractions chimiques sélectives simples) ou par des tests de lixiviation/perméabilité à l'optimum Proctor, essai au bleu...
- toutes les analyses Sédimatériaux ;
- écotoxicologiques ;
- des formes du soufre et du fer (pour évaluer le potentiel évolutif des sédiments) ;
- différence selon le dragage, les scénarios, la liste des analyses de bases pouvant évoluer ;
- des paramètres particuliers qui posent au représentant du SAGE ;
- Ag et radionucléides ;
- Echantillonnage problématique, le sédiment évoluant au cours du stockage ;
- Des dosages de contaminants hors liste obligatoire pour détecter une existence ou non.

En ce qui concerne les tests écotoxicologiques, neuf réponses sur 19 font mention du protocole HP 14, qu'il soit modifié (celui qui devrait sortir en réglementation) ou non, ou de tests de lixiviations pour le dépôt à terre, sur des larves d'huître étant un exemple donné. Une réponse fait mention de l'obligation réglementaire de ce protocole. D'autres tests ont été rapportés comme réalisés :

- Test de germination, test de croissance couplé à des valeurs de bioaccumulation et test chronique ver de terre ;
- Plantes, vers de terre, ostracode, daphnies, micro-algues, rotifères, lignées cellulaires de poissons, tests chroniques à chaque fois que cela est possible ;
- Deux réponses font mention d'essais d'évitement et de reproduction des vers de terre (généralement proposés dans le cadre d'une valorisation sous forme de remblais) dont une réalisant en supplément une mesure de la bioaccumulation dans les vers adultes ;

- Les essais « classiques » de toxicité aigüe et chronique sur des organismes aquatiques et terrestres, sur des sédiments bruts, centrifugés, lavés vieillis ainsi que sur les éluats, filtrés ou non ;
- Bio-essais sur des pilotes de vieillissement des sédiments, ou sur sédiments déjà vieillis sur le terrain ;
- Sur des végétaux, des organismes d'eau douce pour évaluer l'acceptabilité pour le milieu récepteur ;
- Sur des communautés benthiques, étude de bioaccumulation dans les organismes.

Un commentaire signale que ces analyses ont été réalisées pour donner une signification à des données résultats d'analyses chimiques non exhaustives et sans réels seuils réglementaires.

Deux personnes ont répondu que les tests écotoxicologiques s'étaient effectués sur le sédiment, l'éluat et *in situ*, 14 sur le sédiment et l'éluat, et quatre uniquement sur le sédiment (figure 17).

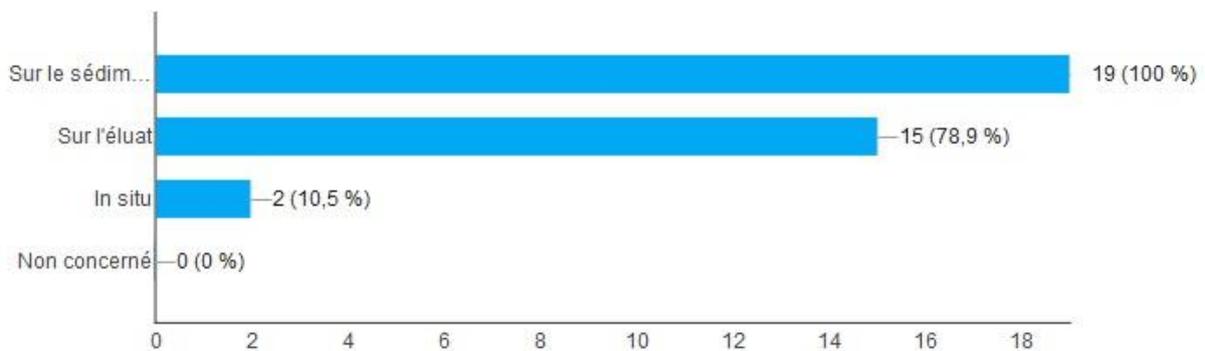


Figure 17 : Sondage sur la réalisation des tests écotoxicologiques

Pour les 11,9 % de personnes (cinq ; figure 15) ayant répondu que des analyses supplémentaires ne seraient pas pertinentes, trois arguments ont été apportés.

Un premier est que les demandes des services instructeurs allaient déjà au-delà de la réglementation. Le deuxième est que la procédure réglementaire encadrant la gestion des sédiments est déjà lourde, compliquée et peu adaptée à la matrice. Cette personne a précisé sa réponse en expliquant que d'un département à l'autre, il existe des différences d'application de la Loi (pas d'accord sur les lectures ou les tolérances entre les différentes Direction Départementales des Territoires et de la Mer aboutissant à des notes internes pour l'instruction des demandes d'autorisation différentes). De plus, pour cette même personne réaliser des analyses supplémentaires aggraverait ces « problèmes », et rendrait la gestion des sédiments encore plus complexe, aussi bien en termes de valorisation, économique ou d'opportunité, ce qui pourrait favoriser les curages sauvages. Le dernier fait mention du fait que tous les paramètres analysés se situent sous le seuil d'admissibilité.

En ce qui concerne l'appréciation par les personnes interrogées de la qualité de la traçabilité des sédiments gérés à terre, 33 réponses ont été obtenues. Sept personnes font mention d'une bonne traçabilité (voire très bonne) avec par exemple des bordereaux de suivi de déchets signés par les transporteurs et les différentes entreprises concernées, et que la mise en œuvre de la traçabilité par VNF pour la gestion à terre des sédiments est plutôt satisfaisante.

Six personnes sont sans avis, ou estiment que cette question est en dehors de leur champ de compétences/connaissances. Quatre autres réponses mentionnent le fait que la traçabilité est faible, médiocre, à améliorer ou inexistante.

Différentes réponses ont fait l'objet de préconisation(s), qui sont notamment les suivantes :

- Proscrire le dépôt de sédiment non inerte en zones (humides) surplombant des nappes phréatiques ;
- Réaliser un plan de gestion pour chacun des dépôts (avec date, origine, volume des sédiments...) ou tenir un tableau de bord avec pour chaque sédiment son origine, les conditions de prélèvement, la description du milieu (contexte d'origine) et les caractéristiques du sédiment ;
- S'inspirer de la traçabilité de la sortie de déchets ;
- Suivre le TBT pour les sédiments des ports ; tenir compte de l'« ageing effect » ;
- Deux remarques ont fait mention de la mise en place d'une démarche similaire à celle utilisée dans le domaine des terres excavées.

D'autres dernières remarques font mention que des recommandations simples seraient utiles, et que la mise en place d'une traçabilité impose de l'honnêteté et de la transparence des informations, et que la mise en place d'un suivi de la qualité/toxicité des eaux de ruissellement lessivant les dépôts à terre devrait être mis en place pour valider ce qui a été évalué sur les éluats.

93 % des personnes interrogées ont donné leur avis (inutile, à réaliser au cas par cas, indispensable, Ne se prononce pas) sur la caractérisation des sédiments à l'issue la phase de stockage. Les résultats pour les quatre filières de valorisation proposées sont représentés dans le tableau XVI.

Tableau XVI : Résultat sur la pertinence de réaliser une caractérisation des sédiments à l'issue de la phase de stockage

	Inutile	A réaliser au cas par cas	Indispensable	NSP	Vide*
Génie civil	2	14	24	1	3
BTP	1	15	24	1	3
Aménagement paysager	1	13	28		2
Remblaiement	2	13	26		3

* *Correspond aux nombres de personnes n'ayant pas souhaité répondre à la question (passage direct à la question suivante) et se distinguent bien des personnes ne souhaitant pas se prononcer sur la question.*

Pour ces quatre filières de valorisation (Génie civil, BTP, Aménagement paysager et Remblaiement), la majorité des personnes a répondu que la caractérisation à l'issue de la phase de stockage était indispensable, et notamment en ce qui concerne l'aménagement paysager (66,7 %) et le remblaiement (63,4 %).

A propos de la prise en charge de cette caractérisation, 23 réponses ont été obtenues et les réponses sont les suivantes.

Un des répondants est sans avis sur cette question, un autre fait mention du fait que cette question est juridique et qu'il ne peut se prononcer. Un autre commentaire précise que cette prise en charge pourrait être variable en fonction de la caractérisation et de la filière. Les réponses les plus fréquemment citées sont le gestionnaire de l'installation de transit/du dépôt (6), mais également le maître d'ouvrage (5).

En autres propositions pour la prise en charge de ces caractérisations supplémentaires :

- bureau d'étude ;

- celui qui demande cette caractérisation ;
- le fournisseur de sédiments ou les acteurs économiques/collectivités ayant généré le sédiment pollué (2) ;
- le gestionnaire final des sédiments (2);
- un organisme indépendant missionné par le propriétaire du déchet ;
- le « propriétaire » du sédiment pour que l'utilisateur ait tous les éléments pour décider de sa bonne utilisation ;
- les structures d'Etat (DREAL, DDT, ...).

Un commentaire fait mention du fait que la compétence de gestion des déchets est communale, mais que la charge technique et financière de cette caractérisation et de gestion des sédiments est souvent trop lourde pour les municipalités : le gestionnaire identifié devrait avoir un pouvoir technique et financier assez important pour gérer ce type de mission. Un dernier commentaire sur cette question de prise en charge précise qu'avant de savoir qui, il faudrait bien préciser quoi faire exactement.

88,6 % des personnes interrogées (soit 39) ont mentionné la ou les filières de valorisation pour lesquelles ils connaissaient une (ou des réalisations). Les résultats sont présentés dans la figure 18.

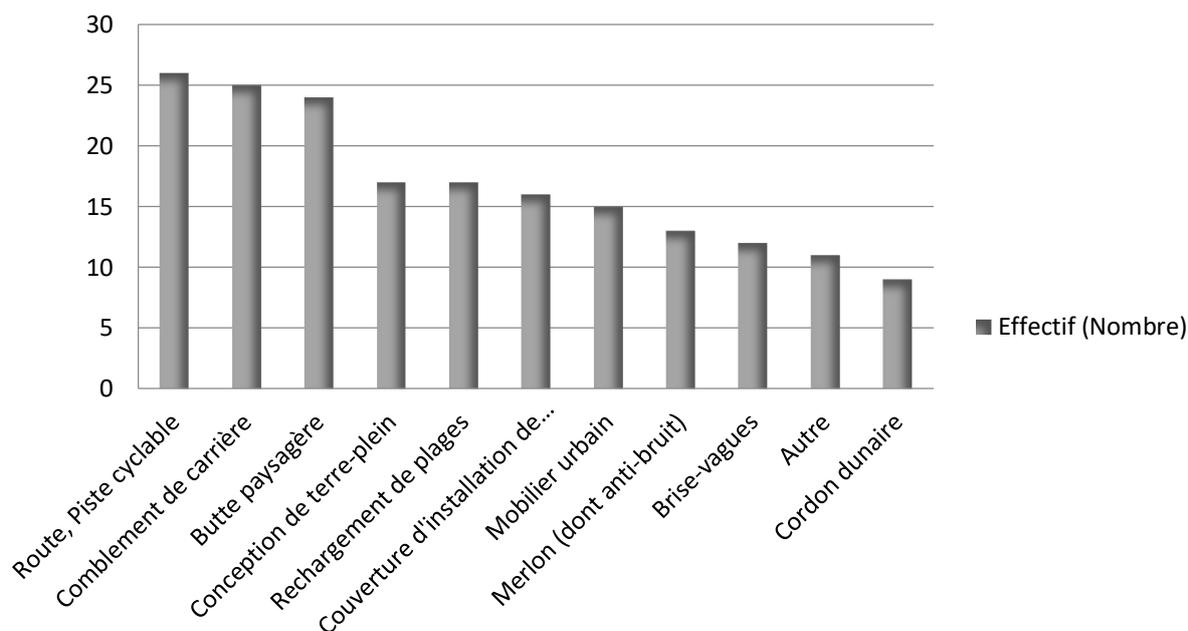


Figure 18 : Sondage sur la connaissance de réalisation des filières de valorisation

Les filières de valorisation les plus « connues » en termes de réalisation parmi les personnes ayant répondu sont :

- les routes et pistes cyclables, avec 26 personnes sur 39 (soit 66,7 %) ;
- le comblement de carrières, avec 25 personnes sur 39 (soit 64 %) ;
- la butte paysagère, avec 24 personnes sur 39 (soit 61,5 %).

Parmi les réponses « Autre », les exemples suivants ont été cités : régalage, granulats artificiel, amendement agricole, création d'îles artificielles, construction de sol, fabrication de briques, création d'un complexe sportif, remblaiement de ballastière, récréation de zones humides.

Parmi les personnes interrogées, 28,6 % (soit 12 personnes sur 42 ; figure 19) ont participé à un projet d'éco-modèle paysager conçu à partir de sédiments de dragage. Parmi eux, certains (7) ont répondu avoir eu recours à un guide méthodologique/cahier des charges, et 6 ont cité en exemple ce qu'ils avaient utilisé :

- le guide SETRA (cité 3 fois) ;
- le guide sur la caractérisation géotechnique des éco-modèles ;
- des études environnementales (diagnostic de site, évaluation détaillée des risques et plan de gestion) ;
- le guide hollandais.

Deux personnes ont déclaré ne pas avoir eu recours à des outils, et trois ne se sont pas prononcés.

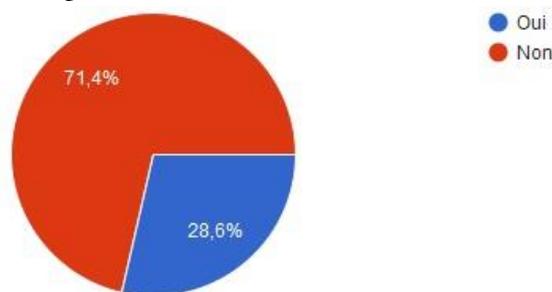


Figure 19 : Sondage sur la participation à la réalisation d'un éco-modèle paysager

Les sédiments utilisés au cours de ce type de valorisation étaient marins dans 66,7 % des réponses (8) et d'eau douce pour les 33,3 % (4) (figure 20).

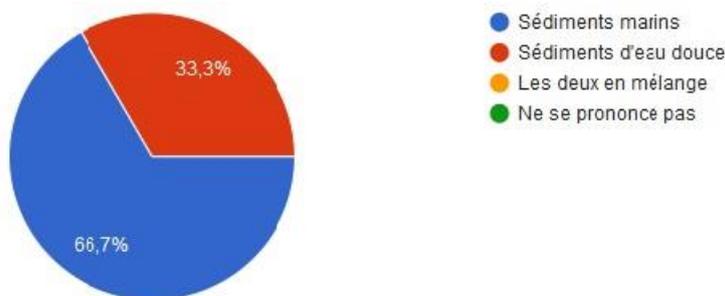


Figure 20 : Sondage sur la nature des sédiments utilisés

En ce qui concerne les fractions granulométriques, la majorité des personnes interrogées ayant un retour d'expérience ont déclaré les avoir toutes utilisées (58,3 %, soit sept personnes), les cinq autres personnes ont soit fait une sélection de certaines, soit utilisé un mélange de sédiments « entiers » et de différentes fractions ; une personne a préféré ne pas se prononcer. La répartition des réponses est présentée dans la figure 21.

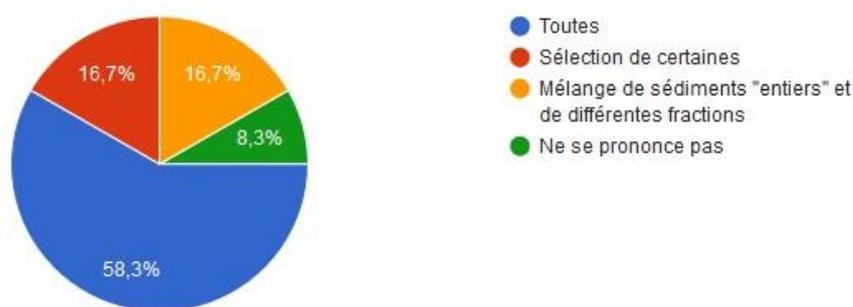


Figure 21 : Sondage sur les fractions granulométriques utilisées pour la réalisation de l'éco-modèle paysager

Les résultats sur l'âge des sédiments utilisés par notre panel de répondants ayant un retour d'expérience sur de la valorisation en éco-modèle paysager sont présentés dans le tableau XVII.

Tableau XVII : Sondage sur l'âge des sédiments utilisés

	Nb de Réponse	%
Entre 0 et 6 mois inclus	2	16,7
Entre 6 et 12 mois inclus	1	8,3
Entre 12 et 18 mois inclus	2	16,7
Plus de 24 mois	2	16,7
Entre 0 et 6 mois inclus, entre 6 et 12 mois inclus	1	8,3
Entre 12 et 18 mois inclus, plus de 24 mois	1	8,3
Ne se prononce pas	3	25
<i>Nombre de réponses totales :</i>	<i>12</i>	

L'âge des sédiments utilisés dans le cadre de leur retour d'expérience est varié, notons cependant que deux personnes ont utilisé deux sédiments d'âge différents.

Les raisons pour le choix de tel type de sédiments ont été variées et neuf réponses ont été apportées. Une personne a mentionné que la démarche avait été inverse, et qu'ils avaient cherché une filière de valorisation adaptée à leurs sédiments. Pour les autres personnes ayant partagé leur retour d'expérience, le choix s'est fait soit avec les partenaires du projet Sédimatériaux, soit en fonction des concentrations des contaminants présents dans les sédiments, de la granulométrie et des besoins de dragage, soit parce qu'il s'agissait de sédiments inertes ne présentant pas de risques de transfert de polluants dans l'environnement ou finalement soit pour des questions de disponibilité et de compatibilité. Egalement, dans le cadre d'un projet de recherche deux sédiments (l'un jugé fortement polluant, le second faiblement) ont été choisis. Un dernier répondant mentionne la fourchette de contamination large.

Pour ce type de valorisation, un recours à d'autre(s) matériau(x) est possible. Les retours d'expérience de notre panel sont présentés dans la figure 22.

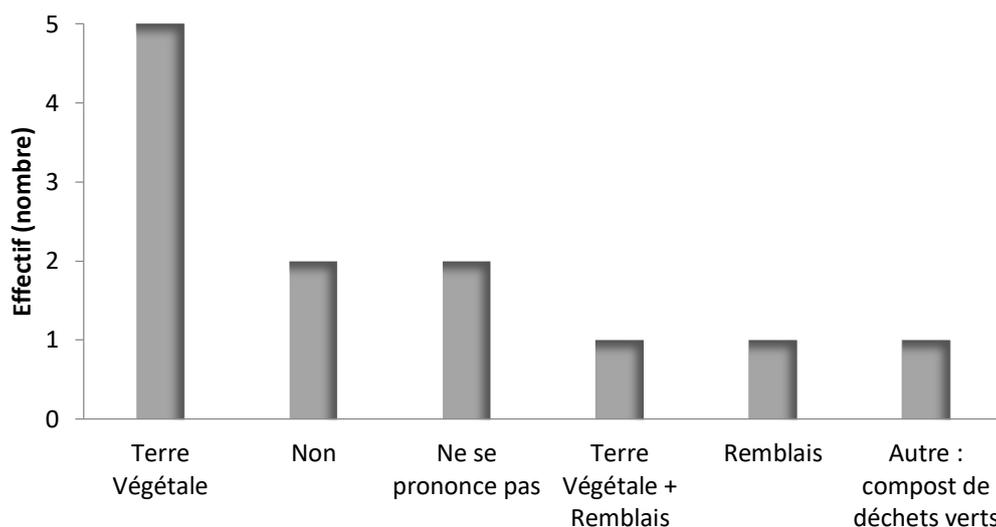


Figure 22 : Sondage sur le recours à d'autre(s) matériau(x) que des sédiments dans la réalisation d'éco-modélé paysager

Parmi les propositions du questionnaire (Terre végétale ; Remblais), la terre végétale a été déclarée comme la plus utilisée dans le cadre de cette valorisation. Six répondants ont déclaré avoir eu recours à celle-ci, dont une avec l'utilisation de remblais en complément. 16,7 % des personnes (deux) ayant ce retour d'expérience ont déclaré ne pas avoir eu recours à de la terre végétale ou à des remblais.

Ce type de valorisation peut se réaliser de différentes manières, et les résultats des personnes ayant un retour d'expérience sont présentés dans la figure 23.



Figure 23 : Sondage sur le mode de réalisation de l'éco-modélé paysager

Dans 50 % (soit six réponses) des cas l'éco-modélé paysager s'est réalisé par dépôts de couches successives, dans 25 % (trois réponses) l'éco-modélé a été réalisé par tronçon, 16,7 % (2 personnes) ont répondu « autre » et ont précisé leur réponse : la réalisation s'est fait en mélange des méthodes proposées, et que le dépôt a par la suite été recouvert de 30 cm de terre ; une personne ayant préféré ne pas se prononcer.

Les résultats de l'enquête sur comment la végétalisation d'un ouvrage valorisant les sédiments devrait être favorisée sont présentés dans la figure 24 (41 réponses obtenues).

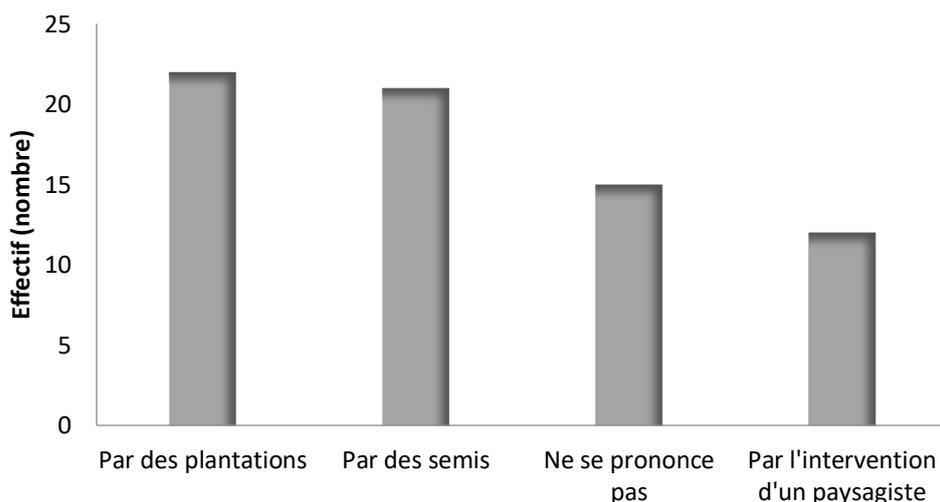


Figure 24 : Sondage sur la manière de favoriser la végétalisation sur des éco-modèles paysagers

Le recours à des semis et/ou des plantations est la réponse la plus fréquemment citée (22 et 21 personnes sur 41, soit 53,7 et 51,2 %). L'intervention d'un paysagiste a été moins mentionnée (12 réponses sur 41). Différentes combinaisons de réponses étant possibles, celles-ci sont présentées dans le tableau XVIII.

Tableau XVIII : Combinaison des différents moyens de favoriser la végétation

	Nombre de réponse	%
Ne se prononce pas	13	31,7
Par des plantations et des semis	8	19,6
Par des semis, des plantations et l'intervention d'un paysagiste	8	19,6
Par des plantations	4	9,8
Par des semis	3	7,3
Par l'intervention d'un paysagiste	1	2,4
Par des semis et l'intervention d'un paysagiste	1	2,4
Par des plantations et l'intervention d'un paysagiste	1	2,4
Par des semis, des plantations et l'intervention d'un paysagiste, NSP	1	2,4
Autre : dépend de la spécificité, à gérer au cas par cas	1	2,4
Vide*	3	-
Nombre de réponses totales :	44	

* Correspond aux nombres de personnes n'ayant pas souhaité répondre à la question (passage direct à la question suivante) et se distingue bien des personnes ne souhaitant pas se prononcer sur la question.

31,7 % des personnes interrogées ont préféré ne pas se prononcer sur la manière dont la végétalisation devrait être favorisée. Les personnes interrogées ont répondu, à hauteur de 19,6%, que la végétalisation devrait être favorisée par des plantations et des semis, ou par ces mêmes étapes avec le recours à un paysagiste en plus. Le recours à des plantations, des semis, un paysagiste séparément est moins cité (9,8 % ; 7,3 % ; 2,4 %).

Les résultats sur les avantages en termes financiers, de vitrine, d'acceptation des riverains, géotechnique, paysager, écologique, sanitaire ou de valorisation des sédiments d'un aménagement sont présentés dans le tableau XIX.

Tableau XIX : Sondage sur les avantages des aménagements paysagers

	Totalement d'accord	Plutôt d'accord	Plutôt pas d'accord	Totalement pas d'accord	NSP	Vide*
Financier	3	22	4	3	9	3
Vitrine	5	19	8	1	7	3
Acceptation des riverains	3	22	8		7	4
Géotechnique	4	16	6	1	12	5
Paysager	11	20	2		6	5
Ecologique	8	14	7	2	9	4
Sanitaire	1	9	6	4	19	5
Valorisation des sédiments	17	19	1		2	5

* Correspond aux nombres de personnes n'ayant pas souhaité répondre à la question (passage direct à la question suivante) et se distinguant bien des personnes ne souhaitant pas se prononcer sur la question.

La majorité des personnes a répondu être plutôt d'accord sur le fait que les aspects « financier », « vitrine », « acceptation des riverains » et « géotechnique » représentent un avantage pour l'aménagement paysager. Les aspects « paysager » et « valorisation de sédiments » présentent des réponses plus unanimes, en effet 31 personnes sont totalement ou plutôt d'accord avec l'avantage que représente l'aspect paysager, et 36 personnes pour l'aspect valorisation de sédiments. Pour l'aspect sanitaire, un peu moins de la moitié des personnes ayant répondu à la question ont préféré ne pas se prononcer, 10 étant ou plutôt pas d'accord voire totalement pas d'accord avec l'avantage sanitaire que représenterait l'aménagement paysager.

Pour 84,6 % des personnes interrogées (soit 33 personnes), un suivi pour étudier l'impact environnemental de l'éco-modèle paysager est (ou a été) à mettre en place, 15,4 % n'étant pas pour cette mise en place (figure 25).

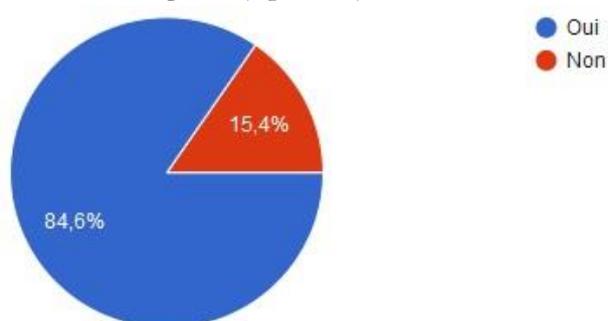


Figure 25 : Sondage sur la pertinence d'effectuer un suivi à l'issue de la valorisation

32 personnes sur les 33 ayant répondu qu'un suivi devait être mis en place pour étudier l'impact environnemental ont précisé les raisons pour lesquelles l'impact environnemental devrait ou a été suivi pour :

- s'assurer qu'il n'y a pas d'impact négatif sur l'environnement et qu'il y a bien absence de conséquence néfaste sur le milieu environnant (réponse citée plusieurs fois) ;
- permettre de vérifier l'innocuité de la filière de valorisation ;
- évaluer la réussite de la réalisation ainsi que sa pérennité ;

- mesurer les effets sur le long terme.

Le contrôle devrait ou a également été mis en place pour :

- suivre l'évolution dans le temps de la valorisation (certains contaminants ont des spéciations pouvant évoluer ; sans traitement les sédiments ne sont pas stables et non réactifs), (réponse citée plusieurs fois) ;
- vérifier l'absence de relargage de contaminants (réponse citée plusieurs fois) et/ou l'absence d'émissions, pouvant se transférer dans la chaîne trophique (*via* notamment les plantes et les décomposeurs) ;
- confirmer le caractère inerte sur le milieu.

Une remarque mentionne le fait que ce suivi est à gérer au cas par cas selon les études préalables effectuées, et qu'il permet de vérifier l'adéquation des aménagements et le respect des éléments présents dans l'étude d'impact et l'absence de dérive. Plusieurs commentaires ont également mentionné que ce suivi permet/ permettrait d'acquérir un retour d'expérience suffisant et donc pouvoir donc considérer que ce type d'aménagement ne génère pas d'impact sur la qualité des eaux et des sols et que cela permet de vérifier *in situ* ce qui se passe réellement (chaque lieu et type de valorisation étant quasiment un cas unique encore pour le moment). Un dernier commentaire précise que ce suivi est préconisé dans la démarche Sédimatériaux.

Pour les trois personnes ayant répondu qu'un suivi environnemental n'était pas à mettre en place, les réponses ont été argumentées de différentes manières :

- soit qu'il n'y avait pas matière à le faire ;
- soit que les précautions environnementales doivent être prises avant et qu'il faut être en mesure d'anticiper toute évolution néfaste avant la mise en œuvre des matériaux, en s'assurant que le futur ouvrage ne pose aucun problème compte tenu de son usage ;
- si le matériau a pu être valorisé c'est qu'il ne présente pas de problème et que c'est inutile de rajouter un suivi.

En ce qui concerne le fait d'inclure ou non des aménagements spécifiques pour le suivi de l'éco-modélé, 64,3 % des personnes interrogées (27) s'y montrent favorables, contre 9,5 % (4) ne l'étant pas (26,2 % ne s'étant pas prononcées, 11) (figure 26).

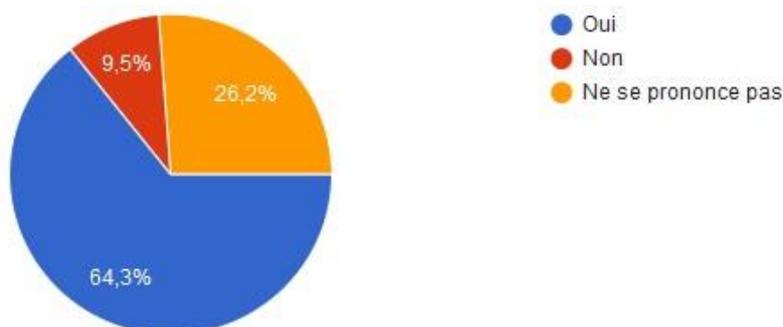


Figure 26 : Sondage sur la nécessité d'inclure des aménagements spécifiques

Parmi ces 27 personnes favorables, 21 personnes ont complété leurs réponses sur les aménagements qui devraient ou ont été inclus pour le suivi de l'éco-modélé.

Les sédiments peuvent présenter des risques sanitaires, il y a nécessité de suivre la durabilité chimique, l'effet du vieillissement, les changements de spéciations, la zone de battement de nappes. Huit réponses mentionnent l'installation de piézomètres comme aménagement pour le suivi environnemental (une réponse précisant également l'installation de piézomètre à proximité de la zone d'étude), une un piézair dans le cas de contaminants volatils, et qu'*a minima* des piézomètres et un suivi écologique sont à envisager.

Une réponse mentionne le fait que cela relève encore de l'expérimentation (pas d'autorisation réglementaire globale), qu'un suivi est indispensable et qu'il se définit au cas par cas selon le projet. Une autre réponse est que cela est difficile à dire dans l'absolu car cela est fonction du site, des aménagements réalisés, du contexte local, des enjeux environnementaux et sanitaires de la zone, de la qualité des sédiments...

Quatre réponses mentionnent également un inventaire écologique pour suivre l'impact de la valorisation sur la faune et la flore. Trois réponses indiquent une mesure des écoulements et la composition chimique des eaux percolant, ainsi qu'une gestion des flux d'eau et de sa disponibilité. Un dernier répondant mentionne le fait qu'il est sans avis sur la question.

Parmi les personnes faisant partie du panel de répondants, 54,8 % des personnes (23) pensent qu'un risque écologique est possible à l'issue de la valorisation paysagère des sédiments (figure 27).

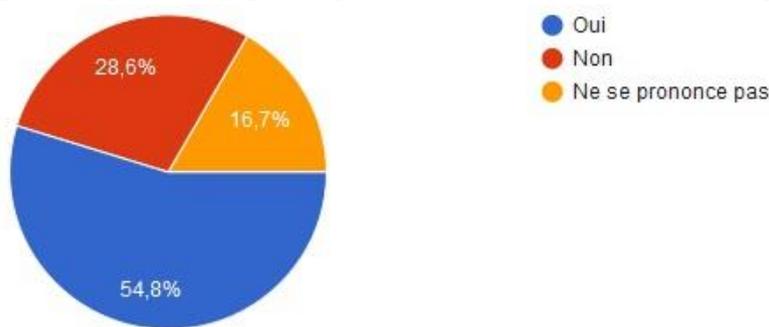


Figure 27 : Sondage sur l'existence d'un risque écologique à l'issue de la valorisation

Les 23 personnes ayant répondu « oui » ont toutes justifié leur réponse sur la possible existence et/ou la nature du risque écologique. Une réponse mentionne le fait que le risque est lié à la présence possible de contaminants au sein des boues de dragage et d'une possible évolution de leur mobilité (au sens large, c'est à dire qui englobe la phyto-, biodisponibilité) suite aux nouvelles conditions physico-chimiques qui règneront dans l'édifice après valorisation. Cette personne ajoute qu'il faut donc s'assurer que tous les scénarios d'exposition des cibles soient caractérisés en tenant compte de cette évolution. Par ailleurs, puisqu'il est question de valorisation, et donc de « valeur » redonnée au matériau, il faut se poser aussi la question de la valeur du site receveur. Quel est son fonctionnement écologique avant qu'il ne reçoive les boues ? A-t-il un intérêt ? Pour qui ? Pour quoi ?

Deux répondants indiquent que le risque « zéro » n'existe pas, et qu'un sédiment contaminé constitue un risque (par exemple pollution de l'eau par lessivage). Une autre réponse indique que le risque pourrait provenir de relargage de percolats pollués, d'envol de particules fines contaminées. Plusieurs réponses indiquent que le relargage, la dissémination ou la modification de la forme chimique de certains éléments peuvent faire suite à l'évolution/vieillessement du substrat (une réponse ajoutant que les changements physico-chimiques sont liés à la rhizosphère). Une

réponse mentionne que le risque peut provenir de la désorption des contaminants métalliques dans le temps et de la dégradation des contaminants organiques. Une réponse précise que l'évolution bio-physico-chimique des sédiments rendait possible le relargage de polluants au cours du temps (en fonction de la teneur en matière organique, du pH, de l'oxygène une évolution chimique est susceptible de se produire et de générer des flux de substances toxiques pour le milieu naturel).

Le risque chimique est fonction de la qualité des sédiments et de nombreuses caractéristiques intrinsèques au matériau, à la présence de polluants (POP, métaux, parasites...) que cette contamination chimique est fonction de la provenance des sédiments et de leur caractère non inerte ; qu'avec le temps les contaminants métalliques peuvent se désorber et que les contaminants organiques peuvent se dégrader et libérer des radicaux pouvant être toxiques ; que des risques chroniques peuvent exister suite à la diffusion des polluants présents dans les sédiments ; et que ces ouvrages sont constitués d'une importante masse de sédiments.

Une réponse mentionne le fait qu'une valorisation paysagère ne veut pas dire respect de l'environnement, le résultat peut être beau et bien intégré au paysage mais être néfaste pour la faune et la flore, voire les populations humaines (le choix des espèces végétales pouvant être inadaptées, non favorables à la biodiversité locale, implantation d'espèces exotiques envahissantes, destruction et modification d'habitats). Une autre réponse ajoute que des espèces nuisibles ou opportunistes peuvent se développer et avoir un effet sur les espèces préexistantes.

Une dernière réponse relève le fait qu'actuellement l'impact de certaines molécules est bien connu mais que la science poursuit son évolution et il est possible qu'un jour une molécule soit déclarée dangereuse/nuisible pour l'écologie ou bien même pour la santé. La rémanence des produits contenus dans les sédiments qui pourrait être dangereuse est également évoquée. Un dernier commentaire mentionne qu'en l'absence de vérification on ne peut pas savoir ce qui se passe.

Pour les 28,6 % (12 personnes) pensant qu'un risque écologique n'est pas envisageable, 11 ont argumenté leur réponse de différentes manières.

Les analyses actuellement faites sur les sédiments sont toujours négatives.

Un suivi de 24 mois a montré l'absence de relargage, et le suivi se poursuit dans le temps.

Dans le cas d'une valorisation, les sédiments étaient encapsulés dans une géomembrane étanche et les sédiments ne présentaient aucun caractère de dangerosité.

Pour toute valorisation, une étude d'impact spécifique doit être effectuée ; si celle-ci montre un risque, la valorisation ne peut être la solution retenue, cependant une surveillance adaptée doit être mise en œuvre afin de s'assurer de l'absence de risque à plus long terme.

Si des tests ont été réalisés après un traitement et avant une réutilisation, le suivi environnemental se fait uniquement pour confirmer la bonne qualité de la valorisation.

D'autres commentaires mentionnent le fait que le sédiment n'est pas un danger mais une matière naturelle pouvant éventuellement contenir des polluants ; que le niveau de traitement réglementaire est exigeant ; que cette utilisation suppose l'emploi de sédiments non pollués.

Pour les questions plus spécifiques à l'éRé, 57,1 % des personnes interrogées (24) ont déclaré avoir déjà entendu parler de celles-ci, contre 42,9 % (18) (figure 28).

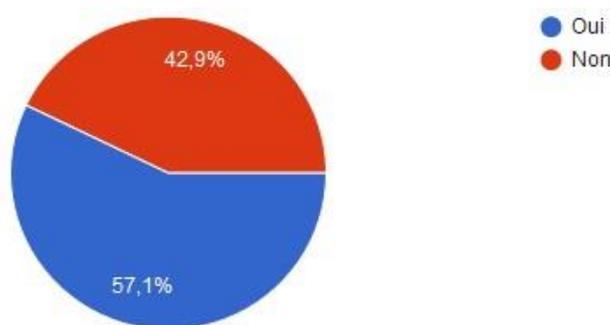


Figure 28 : Sondage sur la connaissance de l'ÉRÉ

Par la suite il a été demandé de hiérarchiser différentes finalités de l'ÉRÉ en fonction de leurs critères d'intérêt, la valeur « 1 » représentant le critère le plus important et la valeur « 7 » un critère moins déterminant. Ces résultats sont présentés dans le tableau XX.

Tableau XX : Hiérarchisation des finalités de l'ÉRÉ en fonction des critères d'intérêt

	1	2	3	4	5	6	7	Vide*
Identifier les dangers	21	5	6	1	2	2		7
Identifier les espèces à risque	11	7	7	7	3	1		8
Anticiper les risques pour l'écosystème récepteur	14	13	3	5	1	1		7
Garantir un écosystème pérenne et de qualité	15	6	6	6	4			7
Optimiser les aménagements paysagers	2	5	8	4	8	4	6	7
Etablir la traçabilité des contaminants au sein de l'écosystème	4	7	8	3	7	6	2	7
Valoriser des sédiments selon une technique routière	3	3	4	5	2	9	10	8

* *Correspond aux nombres de personnes n'ayant pas souhaité répondre à la question (passage direct à la question suivante) et se distinguent bien des personnes ne souhaitant pas se prononcer sur la question.*

La finalité de l'ÉRÉ la plus fréquemment citée comme la plus importante est l'identification des dangers (21 réponses sur 37, soit 56,8 %), en prenant en considération le critère « 2 », on obtient 26 réponses sur 37 pour ce critère (soit 70,3 %). 15 personnes ont classé en « 1 » la garantie d'un écosystème pérenne et de qualité comme finalité de l'ÉRÉ la plus déterminante. Par rapport à l'anticipation des risques pour l'écosystème récepteur, 14 personnes l'ont classé en « 1 » et 13 autres en « 2 », ce qui montre l'importance également de cette finalité de l'ÉRÉ (73 % des répondants l'ayant classé en « 1 » ou « 2 »). Les propositions de finalités d'ÉRÉ étant moins déterminantes sont l'optimisation des aménagements paysagers, l'établissement de la traçabilité des contaminants au sein de l'écosystème ou encore la valorisation des sédiments selon une technique routière.

71,4 % des personnes (soit 30 sur les 42 ayant répondu à cette question) ont répondu qu'un guide pour la réalisation des éRé leur serait utile pour la valorisation des sédiments en technique paysagère, 23,8 % (soit 10 personnes) ne se sont pas prononcées, et seules deux personnes ont répondu par la négative (figure 29).

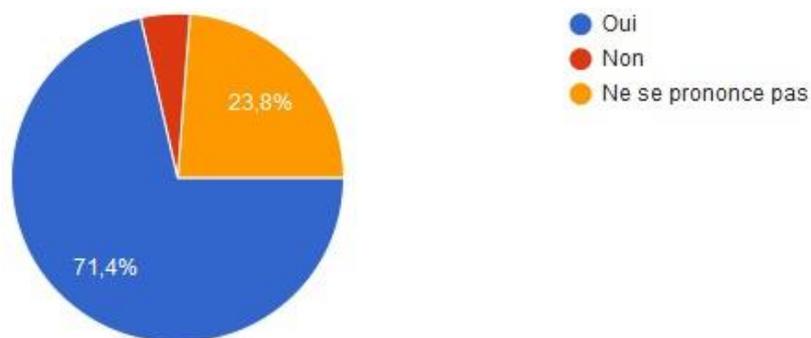


Figure 29 : Sondage sur l'utilité d'un guide pour la réalisation des éRé

La dernière partie du questionnaire comportait un espace « Avis – Commentaire, pouvant être sur ce questionnaire et/ou tout autre commentaire autour de la gestion à terre des sédiments de dragage », où 19 personnes ont déposé un commentaire.

Six remarques ont été laissées sur le questionnaire à proprement parler : une première sur la formulation des questions qui laisse la place à une certaine ambiguïté ; une deuxième sur le fait qu'elles sont trop succinctes ; une troisième sur le fait que le questionnaire est intéressant mais que les questions sont parfois difficiles dans leur compréhension ; une autre sur le fait que la possibilité de retour en arrière pour modification/rectification était très bien et une dernière sur le fait que vers la fin le questionnaire se focalise sur une seule piste de valorisation. Une autre remarque mentionne le fait que le questionnaire ne tient pas compte de la différence notable existant entre les sédiments marins et fluviaux.

Quatre autres remarques mentionnent l'existence d'un projet de guide réalisé par le CEREMA, que des groupes de travail sur la valorisation à terre des boues de dragage sont en cours sous l'égide du MEEM (pilote par le CEREMA et le BRGM), que les questions abordées dans cette enquête sont également abordées au Secrétariat Permanent pour la Prévention des risques et Pollutions Industrielles (SPPPI) lors de débats sur la réhabilitation de friches industrielles en présence du BRGM, de Burgeap, de « décideurs » économiques et politiques ainsi que de représentants d'associations environnementales, et que le projet SEDIMED piloté par Envisan France, dont l'expérimentation est en cours, a permis de réaliser des prototypes de valorisation des sédiments marins en modelé, bloc béton, route (en complément de cette remarque, le répondant précise que l'approche hollandaise ne fait pas de distinction entre sol et sédiment).

Deux remarques mentionnent le fait qu'il conviendrait :

- de dédramatiser le sujet en évitant de qualifier les sédiments de « boues de dragage » et de relativiser leur potentiel de dangerosité en évitant les a priori négatifs ;
- d'arrêter de considérer le sédiment comme un déchet et qu'il est un produit d'avenir.

Une remarque précise que l'éRé n'est pas qu'un outil de gestion et qu'elle peut aussi être mise en relation avec la gestion et ses modalités pour permettre des allers/retours entre choix techniques et risques évalués. Le dépôt à terre, et d'autant plus s'il est aménagé d'un point de vue paysager, peut devenir un milieu « neuf » et créer un écosystème avec des services et des valeurs écosystémiques. Cette remarque est renforcée par une autre : l'éRé est une démarche intéressante pour les ouvrages de grande dimension, qui pourrait être imposée sur une durée limitée dans le

cadre d'un programme national pour constituer un retour d'expérience sur les impacts de ce type d'ouvrage ; ce retour d'expérience pourrait déboucher sur une procédure plus simple et sécurisante pour la valorisation des sédiments en butte paysagère.

Une autre remarque mentionne le fait que la gestion à terre des sédiments est difficilement programmable, que les volumes et la qualité des sédiments ne peuvent être prévus à l'avance. De ce fait, il est compliqué pour les gestionnaires de cours d'eau de s'associer à des partenaires de BTP / génie civil / aménagement paysager pour tester une valorisation sans savoir si les négociations avec les municipalités / riverains aboutiront. En considérant de surcroît le coût élevé du transport des sédiments, la gestion se fait *in fine* préférentiellement sur site (régalage). Ce répondant suggère qu'une gestion quantitative départementale ou régionale des sédiments serait plus adaptée, et que cela permettrait aux partenaires « valoriseurs » de disposer de la quantité / qualité de sédiments nécessaires pour la technique adaptée.

Un des répondants espère que ce questionnaire sera suivi d'effets et que les études de suivi se développeront pour une meilleure gestion des dépôts à terre et une bonne traçabilité de ces derniers.

III. Discussion – Conclusion

Une analyse ainsi qu'un commentaire des réponses à l'enquête décrite précédemment sont proposés ci-après.

Panel des répondants

Le panel de répondants se compose en majorité (50 %) par des membres de la communauté scientifique. Plusieurs explications peuvent être envisagées :

- 1) Tout d'abord, les scientifiques sont les plus nombreux dans la base de données et représentent 33 % des effectifs totaux ;
- 2) les nombreux projets de recherche insufflés par la récente évolution du contexte réglementaire au début des années 2000 dont les résultats, conclusions et avancées en termes de gestion et de valorisation des sédiments sont valorisés ou en cours en valorisation dans la littérature scientifique et qui expliquent que le sujet soit, à ce jour, davantage porté par les scientifiques que par les opérationnels, tout du moins dans la littérature.

Les analyses et le critère HP 14

Concernant les analyses à réaliser sur les sédiments, le cadre réglementaire ainsi que le cadre scientifique ressortent particulièrement des réponses.

La majorité des répondants (73,8 %) estime nécessaire la réalisation d'analyses supplémentaires. Celles-ci permettraient :

- de répondre à une demande réglementaire (critère HP 14) ;
- et/ou de répondre à une question/besoin spécifique de la filière de valorisation envisagée (*par exemple pour valoriser en éco-modèle paysager il ne faut pas qu'il y ait de contaminants qui pourraient nuire à l'écosystème environnant*) ;
- et/ou parce que le site de prélèvement comporte des particularités spécifiques en termes de contamination, géologie *etc.* qui justifient la recherche d'autre(s) paramètre(s) et donc la

réalisation d'analyses supplémentaires (*par exemple un site de dragage à proximité d'une centrale nucléaire*).

Pour que cette caractérisation soit correctement réalisée, il est nécessaire qu'elle implique l'intervention d'experts scientifiques.

Certains répondants, minoritaires, se cantonnent aux analyses obligatoires actuellement. Ils estiment qu'étoffer la réglementation en ajoutant d'autres analyses complexifierait davantage la gestion qui n'est déjà pas toujours simple et que cela n'encouragerait pas les meilleures pratiques de gestion.

En dehors d'une obligation réglementaire (critère HP 14) la plupart des tests écotoxicologiques évoqués ont dû être réalisés dans un cadre d'expérimentations scientifiques (au regard du panel assez marqué scientifique). Cependant, il n'est pas à exclure que des essais complémentaires aient été réalisés par manque de signification des résultats des tests physico-chimiques comme le souligne une remarque d'un répondant.

Ces tests ont davantage été réalisés sur sédiments et/ou sur éluats/lixiats et peu de réponses (2) font référence à des tests réalisés *in situ*. Plus de la moitié des réponses fait référence à la réglementation pour la réalisation des tests écotoxicologiques. De plus, pour la plupart des réponses concernant des analyses, celles-ci ont été réalisées en amont du projet de dragage.

Concernant la prise en charge financière des coûts des analyses supplémentaires à envisager, il est difficile de déterminer à qui revient cette charge. Parmi les réponses proposées, cela pourrait se jouer entre le propriétaire initial et le gestionnaire. Comme l'a souligné un répondant qui n'a pas souhaité s'exprimer sur cette question, il s'agit d'un point juridique sur lequel il conviendrait de légiférer.

Traçabilité

Concernant la traçabilité des sédiments, les réponses sont très opposées : soit les répondants en sont très satisfaits (7) soit à l'inverse ils l'estiment insuffisante (4). Il n'y a pas de réponses intermédiaires.

Pour expliquer cet écart, plusieurs hypothèses peuvent être avancées. Ainsi, la variabilité dans la traçabilité peut s'expliquer par :

- une différence de gestion selon que les sédiments soient marins ou fluviaux en lien avec des volumes de dragages différents ;
- des exigences selon les régions qui ne sont pas les mêmes. A titre d'illustration, nous reprenons ici le commentaire laissé par un des répondants : « *il existe une spécificité en Languedoc-Roussillon, où la DREAL (devenue MP-LR) assure la police de l'eau et non pas la Direction Départementale des Territoires et de la Mer concernant le canal du Rhône à Sète notamment ou les eaux saumâtres* » ;
- un manque de clarté dans la réglementation, ce qui peut entraîner des différences d'appréciation dans sa lecture. En effet, si le sédiment acquiert le statut de déchet dangereux, la réglementation est claire et la traçabilité bien définie, à l'inverse, il y a un réel manque d'informations et de consignes concernant l'organisation de la traçabilité des

sédiments étiquetés non dangereux. Leur gestion est alors envisagée au cas par cas, ce qui explique une grande variabilité.

Le manque de clarté dans la réglementation et la nécessité de solutions en matière de gestion des sédiments à terre sont deux points très souvent cités par les répondants tant dans les réponses que les commentaires en expression libre de l'enquête.

Les voies de valorisation

Les résultats de l'enquête mettent en évidence la bonne connaissance de nombreuses voies de valorisation des sédiments. En effet, sur les 11 exemples de valorisation proposés, tous étaient connus au moins une fois, ce qui témoigne d'une bonne diffusion de l'information sur ces filières y compris un transfert vers le « grand public ».

Les voies de valorisation les plus connues par le panel de répondants sont les routes, le comblement de carrières et les buttes paysagères. Un « effet vitrine » des projets de recherche associé à ces thématiques n'est pas à exclure. Il se reflète par les publications dans la littérature scientifique mais également par des campagnes d'affichage pour les projets impliquant des opérationnels. Nous pouvons, à titre d'exemple, citer la butte paysagère du GPMD, qui bénéficie d'un affichage mettant en avant l'innovation du projet.

Les voies de valorisation moins connues sont les brises-vagues et les cordons dunaires. Cela peut s'expliquer par une localisation restreinte aux milieux côtiers/littoraux. De plus, la réglementation sur ces milieux est plus complexe, notamment pour les rechargements de plage.

En termes de secteur d'activité, il apparaît à travers l'enquête qu'aussi bien les gestionnaires que les prestataires s'intéressent à la valorisation des sédiments. De façon assez logique, la première explication est l'importance des volumes de sédiments dragués chaque année. Pour rappel, le dragage des principaux ports français représentent chaque année près de 50 millions de m³ de sédiments (Alzieu, 1999 ; Mamindy-Pajany *et al.*, 2011), auxquels il faut ajouter les sédiments fluviaux. A ce jour, les besoins des gestionnaires et des prestataires ne semblent pas suffisamment connus. En effet, comme l'illustrent certains commentaires de l'enquête, il existe d'un côté, (i) des gestionnaires en recherche de solutions alternatives au stockage de sédiments (par manque de site de stockage et par manque de moyens financiers) et qui de ce fait sont en attente de filières de valorisation adaptées et de l'autre, (ii) des prestataires ayant des besoins en matériaux qui, pour certains, deviennent de plus en plus rares et chers et pour lesquels il faut trouver des substituts (exemple des sédiments remplaçant le sable dans la création de béton). Il est donc très probable que dans les années à venir des progrès soient réalisés afin de mieux répondre à l'offre de sédiments et à la demande de matériaux. Ces progrès s'exprimeront sans doute par une information plus efficace, une meilleure traçabilité et une réglementation enrichie par le retour d'expérience.

Les outils d'aide à la conception des éco-modelés

Sur la base du retour d'expérience exprimée dans l'enquête, les éco-modelés réalisés ont plutôt utilisé des sédiments marins sans distinction de la fraction granulométrie et d'âge très variable.

Parmi les répondants, seuls quelques-uns mentionnent le recours à un guide/support méthodologique. La réponse la plus fréquente cite un guide géotechnique (guide SETRA [Service d'études sur les transports, les routes et leurs aménagements], cité trois fois) ou environnemental

(diagnostic de site, évaluation détaillée des risques et plan de gestion). Aucun répondant n'a fait référence à des guides d'évaluation des risques écologiques.

La question des risques écosystémiques susceptibles d'être engendrés par les dépôts de sédiments s'envisage, selon les résultats de notre enquête, au cas par cas et semble plutôt inscrits dans un contexte expérimental. La préoccupation écologique semble plutôt se traduire, dans la pratique, par l'intégration paysagère d'un ouvrage/d'un aménagement et/ou par une nécessité de stabilisation du substrat. Un « réflexe » de végétalisation ou de plantation, le plus souvent associé à un apport de terre végétale, est assez classiquement décrit.

Pour garantir la réussite et la pérennité d'un ouvrage ou aménagement paysager, la technique de végétalisation doit être adaptée à l'environnement et l'écologie du milieu dans lequel s'intègre le dépôt. A titre d'exemple, l'apport de terre végétale pour la butte paysagère d'un cordon dunaire ne se justifie pas nécessairement d'un point de vue écologique et peut, contrairement aux attentes, entraîner le développement d'une végétation peu adaptée et en conséquence des problèmes d'érosion ou de nuisances écologiques (dissémination d'espèces invasives par exemple).

Evaluation des risques

Au regard des 57,1 % de réponses positives, l'évaluation des risques pour les écosystèmes (éRé) est plutôt bien connue du panel de répondants. Ils y voient un outil permettant « d'identifier les dangers », « garantir un écosystème pérenne et de qualité », « identifier les espèces à risques » et « anticiper les risques ». Un réel intérêt pour l'utilisation d'un guide éRé pour la valorisation des sédiments a été manifesté à travers les 71,4 % de réponse favorable des répondants. Seules deux personnes n'ont pas trouvé d'utilité à un guide éRé.

Une forte préoccupation concernant les transferts de contamination des sédiments sur l'écosystème est exprimée. Deux entités se distinguent assez nettement : la butte paysagère, perçue comme source potentielle de contaminants, et l'écosystème récepteur. Ce dernier est le plus souvent perçu comme l'écosystème exposé au transfert de contaminants. Les effets de la contamination sur l'écosystème du dépôt en lui-même ne sont pas exprimés.

Comme le souligne l'un des répondants, l'écosystème peut être exposé à des effets autres que celui de la contamination. L'introduction d'espèces invasives, sujet de préoccupation du répondant, peut tout à fait constituer un agent de stress considéré dans le cadre d'une évaluation des risques pour les écosystèmes. C'est un domaine d'application moins connu de l'éRé mais qui est envisageable.

Remarques sur le questionnaire

Une remarque sur le questionnaire soulève qu'aucune distinction n'a été faite entre les sédiments fluviaux et les sédiments marins.

Conscients des différences qui existent entre les sédiments marins et fluviaux (salinité, siccité, granulométrie, contaminants, etc), nous avons néanmoins fait le choix de traiter le sujet dans sa globalité, sans nécessairement distinguer les questions selon le type de sédiments considérés. La stratégie visée était d'établir un questionnaire pouvant s'adresser à plusieurs profils d'acteurs, donc potentiellement des gestionnaires de sédimentaires fluviaux et/ou marins. Entre autres arguments, nous pouvons également souligner que le sédiment, une fois extrait, acquiert le même statut de déchet quelle que soit sa provenance.

Une autre remarque fait mention de « questions qui amènent à des réponses ambiguës » ou de « questions parfois difficiles dans leur compréhension ».

Cette remarque met en lumière la complexité du sujet. L'ambiguïté et/ou la complexité perçues peuvent s'expliquer par des perceptions différentes selon le profil du professionnel interrogé (scientifique, gestionnaire, opérationnels, ...) et l'angle d'étude de la problématique. Or, le questionnaire a été adressé à des acteurs aux profils très variables et sans doute avec des points de vue et des retours d'expérience différents. Néanmoins, malgré l'ambiguïté et la complexité exprimées par certains répondants, la diversité des réponses a apporté un éclaircissement sur certaines questions, mis en lumière des problématiques non pressenties par l'analyse de la littérature et, dans tous les cas, enrichis nos réflexions par les retours d'expérience décrits et la mise en perspective de la réalité du terrain par rapport à une réglementation, une expérimentation ou à des hypothèses formulées sur la base d'analyse bibliographique.

CONCLUSION DU CHAPITRE I

D'un point de vue quantitatif, les sédiments dragués proviennent principalement des zones portuaires maritimes. Depuis le début des années 2000, la réglementation relative aux activités de dragage a évolué et s'est renforcée afin de mieux prendre en compte les enjeux environnementaux. Il est désormais obligatoire d'évaluer la qualité des sédiments à extraire. Cela se traduit notamment par la réalisation d'analyses physico-chimiques visant à déterminer le niveau de contamination des sédiments. Ce contexte réglementaire est complexe car un projet de dragage peut, selon les cas, dépendre de la législation sur les déchets, l'eau, le milieu maritime ou des ICPE. Néanmoins, il présente l'avantage de produire des données qui permettent d'établir un diagnostic initial des sédiments et, selon la gestion envisagée, de caractériser le ou les milieux récepteurs des sédiments dragués.

Malgré un contexte réglementaire commun à l'échelle de l'Europe, il existe une disparité des pratiques de gestion. Parmi les principales différences constatées figurent :

- l'état de retranscription en droit national (*cette étape est plus ou moins complexe selon les pays et prend donc plus ou moins de temps*) ;
- le statut du sédiment dragué et la réglementation à laquelle il se réfère (*soit il se rapporte à la DCE ou soit il prend le statut de déchet et la réglementation est alors plus stricte*) ;
- les méthodes de calculs et les seuils de décision avec parfois de très grands écarts ;
- l'interprétation du danger des sédiments dragués.

Des différences existent également à l'échelle du territoire national, c'est notamment ce qu'a permis de souligner l'enquête menée. En effet, parmi les principales conclusions formulées, des disparités dans les connaissances ont été mises en évidence (i) entre les différentes voies de valorisation ainsi que (ii) entre la littérature et la réalité du terrain.

Autre point souligné par l'enquête, déjà révélé par notre analyse de la littérature et de la réglementation, la traçabilité considérée comme un élément central dans l'amélioration de toutes les filières de valorisation. Pourtant, la perception de celle-ci est très variable. En effet, selon les pratiques/usages (sédiments marins et fluviaux) des différences sont observées : la traçabilité des sédiments fluviaux semble plus claire mais il faut préciser qu'ils représentent un volume moins important que les sédiments marins.

La récente parution d'un arrêté spécifique au stockage des sédiments témoigne de la prise de conscience des autorités concernant l'évolution indispensable de la réglementation. Cet accompagnement est d'autant plus important qu'à travers l'enquête, il ressort un fort potentiel en termes d'offres et de demandes concernant l'utilisation de sédiments de dragage dans diverses filières de valorisation.

De réels besoins ont été exprimés dans les réponses du questionnaire concernant la mise à disposition d'outils méthodologiques et la reconnaissance officielle d'outils d'aide à la décision.

Nombre de répondants ont également souligné la nécessité de compléter les démarches actuelles qui, malgré leur utilité, ne s'avèrent pas toujours suffisantes. Eux-mêmes font le constat qu'il y a des manques actuellement dans la caractérisation obligatoire des sédiments et qu'il est nécessaire de faire des analyses supplémentaires en termes de risques environnementaux.

CHAPITRE II : DU DRAGAGE A LA GESTION A TERRE : EVOLUTION ET MODIFICATION DES SEDIMENTS, DES POLLUANTS ASSOCIES ET DES MILIEUX RECEPTEURS

La première partie de ce chapitre II propose une description et une analyse des principales caractéristiques physiques, chimiques et biologiques des sédiments. Les modifications subies par les sédiments et l'évolution de ces caractéristiques suite à leur mise en dépôt sur un milieu terrestre sont étudiées dans la partie 2. Enfin, la partie 3 expose les conséquences de la gestion à terre des sédiments sur les écosystèmes au regard de la connaissance et du retour d'expérience décrits dans la littérature scientifique.

PARTIE 1 : CARACTERISATION DES SEDIMENTS ET DE LEUR COMPORTEMENT LORS D'UN PROJET DE DRAGAGE

I. La sémantique du sédiment

A partir du moment où le sédiment est extrait de son milieu d'origine, il peut être défini par diverses appellations, y compris dans la réglementation. Nous pouvons citer, par exemple, les notions « boues de curage » ou « sédiments-déchets ». L'objectif de ce paragraphe est donc de faire le point sur les principaux termes faisant référence aux sédiments extraits, de préciser leur définition et, si nécessaire, de statuer sur la terminologie retenue dans le cadre de la présente étude.

(i) « boues » ou « sédiments » ?

Il convient dans un premier temps d'éviter toute confusion entre les termes « boues » et « sédiments », les deux termes étant utilisés à même escient dans les réglementations communautaires et nationales relatives aux déchets.

Dans le présent rapport, nous reprendrons la position adoptée par le Groupe de travail « sédiment de dragage » du Grenelle de la Mer, à savoir qu'il « est plus pertinent de parler de sédiments de dragage et non de boues car l'utilisation de ce terme ne préjuge ni du niveau de contamination, ni de la nature du matériau, ni du statut éventuel de déchet des sédiments dont il est question. ».

Dans la littérature, il est assez courant d'associer les notions sédiments ou boues à la technique employée pour extraire le sédiment, comme par exemple les « boues de curage ». Sur ce point, il convient de préciser que sur le plan juridique, il n'existe pas de distinction entre le curage et le dragage, les deux correspondant à un terme générique désignant une méthode d'extraction des sédiments. La différenciation proviendrait davantage d'une convention d'usage. En se référant aux définitions de la circulaire du 4 juillet 2008, le terme dragage s'emploierait plutôt pour le milieu maritime et le terme curage pour le milieu fluvial.

Dragage : Opération d'une certaine envergure réalisée avec des outils lourds (pompe aspirante, drague, etc.). Il est souvent utilisé dans le cadre des travaux maritimes qui couvrent tant des opérations d'entretien ou des opérations liées à des travaux neufs que toutes opérations qui peuvent aussi bien concerner les accès aux ports, les ouvrages portuaires, les chenaux de navigation en deçà

de la limite transversale de la mer. Par assimilation, le terme dragage est souvent utilisé dans le cadre des opérations de maintien du chenal de navigation des canaux et cours d'eau.

Curage : Le curage est le terme le plus générique qui couvre tant des opérations de simple mobilisation de sédiments à très petite échelle sans sortie du lit mineur du cours d'eau que l'enlèvement des sédiments lié à une opération d'entretien de cours d'eau à grande échelle ou liée à des travaux ou à la création d'un ouvrage dans le lit mineur d'un cours d'eau et à l'entretien de cet ouvrage (curage des retenues de barrages par exemple). Il est communément utilisé dans le cadre de l'entretien ou de travaux en milieu fluvial (hors maintien des chenaux de navigation).

(ii) Le sédiment-déchet

D'un point de vue réglementaire, le déchet est défini dans l'article L 541-1 du Code de l'Environnement qui stipule que « tout résidu d'un processus de production, de transformation ou d'utilisation, toute substance, matériau, produit ou plus généralement tout bien meuble abandonné ou que son détenteur destine à l'abandon » est considéré comme un déchet (Art.L.541-1.-II). L'association des termes « déchet » et « sédiment » est à rapprocher du contexte réglementaire et du statut du sédiment une fois extrait de son milieu d'origine. En effet, depuis le début des années 2000, la législation relative aux déchets a évolué et impose aujourd'hui un cadre plus contraignant pour les sédiments gérés à terre qui sont désormais considérés comme des déchets d'où la notion de « sédiment-déchet ».

Ainsi défini, le sédiment-déchet peut être classé selon sa dangerosité, cette dernière reposant sur les 15 critères de dangerosité des déchets (HP 1 à HP 15). Selon le décret n°2000-540 du 18/04/2002 relatif à la classification des déchets selon la nature européenne, les sédiments sont classés dans la rubrique 170505* (boues de dragage contenant des substances dangereuses) si le sédiment-déchet présente un seul des 15 critères de dangerosité ou dans la rubrique 170506 pour les boues de dragage non rattachées au 170505*.

(iii) Sédiments marins vs sédiments continentaux

Dans la littérature, deux principales catégories de sédiments s'opposent : les sédiments marins qui incluent les sédiments estuariens et les sédiments portuaires et les sédiments continentaux que nous retiendrons comme le terme générique pour désigner l'ensemble des sédiments des milieux aquatiques d'eau douce.

(iv) Sédiments fluviaux ou fluviatiles ?

Les adjectifs « fluvial » et « fluviatile » sont en général utilisés comme des synonymes. Il existe néanmoins une différence entre ces termes. D'après le Centre National de Ressources Textuelles et Lexicales (CNRTL), fluvial fait référence à « tout ce qui concerne le fleuve » alors que fluviatile fait plutôt référence à « ce qui vit, qui croît dans l'eau des fleuves, des ruisseaux ou sur leurs bords » (ex. : plantes fluviatiles, insectes fluviatiles). Pour notre sujet, nous retiendrons les termes « sédiments fluviaux » pour faire référence aux sédiments extraits des fleuves, ruisseaux ou autres cours d'eau.

II. Principales caractéristiques des sédiments

La caractérisation et la bonne connaissance du sédiment dans son milieu d'origine, qu'il soit marin ou continental, sont indispensables à l'évaluation (i) des modifications s'opérant sur la matrice

sédimentaire une fois déposée à terre et (ii) de l'impact sur le milieu récepteur. Le paragraphe II est donc consacré à la description des principales caractéristiques physiques et chimiques des sédiments, l'influence de ces paramètres sur le comportement des contaminants et leur évolution lors de la mise en dépôt terrestre (passage en milieu aérobie).

Un sédiment peut se définir comme un dépôt, continental ou marin, provenant de l'altération ou de la désagrégation des roches préexistantes et de la précipitation de matières en suspension qui transitent dans la colonne d'eau (Loustau Cazalet, 2012). Il est caractérisé par la présence de trois phases : une phase « eau », une phase organique et une phase inorganique, décrites dans le paragraphe 1. Les propriétés de ces différentes phases et leur interaction confèrent au sédiment des caractéristiques physiques et chimiques qui lui sont propres et qui font l'objet des paragraphes 2 et 3.

1. Différentes phases dans les sédiments

a. Phase « eau »

La teneur en eau des sédiments peut varier fortement, de 100 à 300 %, en fonction de son origine (continentale ou marine) ou de sa localisation géographique (proximité des côtes, profondeur du cours d'eau, ...).

Afin d'apprécier la phase aqueuse d'un sédiment dans son milieu d'origine, il faut considérer l'eau, de la colonne d'eau, c'est-à-dire au-dessus du sédiment, et l'eau interstitielle à l'intérieur du sédiment. L'eau interstitielle se découpe en quatre catégories : (i) l'eau libre (non liée aux particules fines), (ii) l'eau capillaire (liée aux particules fines par capillarité), (iii) l'eau colloïdale et (iv) l'eau intercellulaire qui est chimiquement liée à la surface des particules et qui constitue un film autour d'elles (Eau Artois Picardie).

L'eau intercellulaire représente une fraction importante du sédiment, avec généralement plus de 50 % de son volume (Geffard, 2001) et est un vecteur important de transport de molécules dans la colonne d'eau, pour les sédiments en place, ou vers la nappe phréatique pour les sédiments déposés en milieu terrestre. Cette voie de transfert est d'ailleurs considérée comme la voie d'exposition majeure aux contaminants présents dans les sédiments (Charrasse, 2013).

Pour les sédiments déposés en milieu terrestre, la teneur en eau des sédiments va dépendre de la nature du sédiment (marin, fluvial), de la technique de dragage employée, de la nature des matériaux composant le sédiment extrait (Thanh, 2009) et des caractéristiques du dépôt (orientation, localisation, hauteur, ...).

b. Phase inorganique

La phase inorganique des sédiments exerce une influence sur les caractéristiques physiques et mécaniques des sédiments. Les principaux constituants de la matière minérale des sédiments sont le quartz, les oxydes et hydroxydes métalliques et les argiles. Les argiles représentent une part importante des sédiments et leur proportion est généralement plus grande que dans un sol. Elles sont, la plupart du temps, associées à la matière organique formant le complexe argilo-humique et/ou des oxyhydroxydes (Panfili, 2004). Leur structure cristalline en feuillets leur permet de s'hydrater, avec parfois un phénomène de gonflement important. Elles sont, pour la plupart,

thixotropiques et perdent leur rigidité en présentant un comportement liquide lorsqu'elles subissent une sollicitation mécanique et retrouvent leur caractéristique initiale au repos.

Les particules inorganiques du sédiment ont une grande capacité d'adsorption vis-à-vis des contaminants. Ce sont l'hydroxyde de fer, le manganèse et les substances organiques qui enrobent les particules inorganiques qui leur confèrent cette propriété ou encore les échanges pouvant s'opérer entre les argiles et le milieu, et notamment les métaux lourds.

c. La phase organique

La phase organique occupe un faible volume, 5 % en moyenne quelle que soit la nature du sédiment. Cette proportion peut aller jusqu'à 10 % dans les sédiments des cours d'eau.

Elle est composée d'acides non humiques et d'acides humiques. Ces derniers représentent entre 80 et 90 % de la fraction organique totale. On distingue les acides fulviques, qui représentent la fraction la plus importante, les acides humiques et l'humine. Il n'existe pas de frontière nette entre ces trois fractions, on observe une transformation continue évoluant dans le sens : Acides fulviques => acides humiques => humine. Leur solubilité est variable. En effet, les acides fulviques sont solubles dans les acides et bases quel que soit le pH, les acides humiques sont insolubles dans l'eau mais solubles en milieu alcalin et l'humine est insoluble dans les acides et les bases (Thanh, 2009). Dans le corps des sédiments, les substances humiques se regroupent avec les particules minérales pour former des associations organo-minérales (i) par simple physisorption de la substance humique (liaisons hydrogènes), ce qui favorise l'agglomération des particules entre elles, ou (ii) par complexation mixte d'un même ion métallique entre le composé organique et la particule minérale, ce qui entraîne une dissolution de la particule si l'ion métallique fait partie d'une structure assurant la cohésion de la particule minérale.

La phase organique du sédiment joue un rôle important car elle gouverne une grande partie des phénomènes d'interactions moléculaires. Un enrichissement des sédiments en matière organique rend les conditions plus réductrices en raison de l'oxydation du carbone organique par les microorganismes (Panfili, 2004). Elle régule par ailleurs la mobilité et donc la biodisponibilité d'un grand nombre de contaminants, en particulier les composés organiques non ioniques (Scordia, 2008 ; Geffard, 2001).

2. Caractéristiques physiques

Les caractéristiques physiques des sédiments ont une grande influence sur les propriétés mécaniques des sédiments, mais aussi sur le comportement à l'égard des contaminants (Agence de l'Eau Artois Picardie).

Selon la circulaire n°2000-62 du 14/06/2000, relative aux conditions d'utilisation du référentiel de qualité des sédiments marins et estuariens présents dans le milieu naturel ou portuaire définis par arrêté ministériel, les renseignements relatifs aux propriétés physiques doivent être déterminés car ces dernières permettent (i) de connaître le comportement des sédiments pendant les opérations de dragage et d'élimination des matériaux, et (ii) de savoir si des analyses chimiques et/ou biologiques sont nécessaires.

a. Granulométrie

L'analyse granulométrique des sédiments permet de déterminer la taille des particules, d'établir les processus de décantation et de remise en circulation et d'identifier une éventuelle séparation fractionnée. Elle permet de connaître :

- la taille des particules ;
- la capacité d'adsorption des métaux lourds et de la matière organique ;
- la quantité de matières en suspension dans l'eau ;
- le choix de la technologie la mieux adaptée en fonction de la texture du sédiment (Agence de l'Eau Artois Picardie).

Selon Liang (2012), il convient d'éviter la confusion entre la granulométrie qui s'intéresse à la détermination de la dimension des grains et la granularité qui concerne la distribution dimensionnelle des grains d'un granulat.

On définit plusieurs classes granulométriques :

- blocs : taille supérieure à 20 cm ;
- galets et cailloux : de 2 cm à 20 cm ;
- graviers : de 2 mm à 2 cm ;
- sables (gros, fins) : de 63 μm à 2 mm ;
- limons (ou silt) : de 2 μm à 63 μm ;
- boues argileuses ou vases : taille inférieure à 2 μm .

Comme le précise Dia (2013), aux limites de chaque classe granulométrique correspondent généralement des changements de propriétés physiques et mécaniques :

- Les fractions supérieures à 63 μm présentent une faible cohésion ainsi qu'une surface de contact peu significative et sont donc peu associées aux contaminants ;
- Les fractions inférieures à 63 μm concentrent la majorité des contaminants. La nature cohésive des particules fines et l'importance de leur surface de contact chargée positivement leur procurent un grand pouvoir adsorbant vis-à-vis des contaminants métalliques. Le carbone organique constitué de macromolécules polymérisées contenu dans la matière organique possède des sites hydrophiles qui leur permettent de s'adsorber à la surface des particules argileuses et de complexer de nombreux contaminants organiques (Dia, 2013).

Un sédiment est généralement constitué de trois classes granulométriques : les sables, les limons et les argiles. La proportion de ces différentes classes d'un sédiment peut varier fortement en fonction de leur provenance géographique, du lieu de prélèvement (portuaire, estuarien ou fluvial), de la nature de la matière solide, ..., mais la fraction argileuse est généralement prédominante (Scordia, 2008). Pour les sédiments d'origine marine, la variabilité des teneurs en argile, limons et sables proviennent de différences entre les bassins versants et des conditions hydrodynamiques, les particules les plus fines étant plus facilement transportées que les sableuses. D'après Agostini (2006), les sédiments estuariens et portuaires sont à dominante limoneuse (autour de 60 %), la fraction argileuse est autour de 25 % (la proportion d'ultrafins ou colloïdes dont la taille est inférieure à 0,2 μm , est estimée entre 30 et 60 % de la fraction argileuse), les sables seraient souvent inférieur à 20 %.

La granulométrie du sédiment influence l'adsorption des métaux et des contaminants organiques. En effet, lorsque la taille des particules diminue, la surface de ces particules par unité de masse augmente. Or, les contaminants dans le sédiment sont particulièrement associés aux particules fines, et un sédiment très sableux tend à être plus « propre » qu'un sédiment vaseux (Loiseau, 1999). En conséquence, la granulométrie du matériau va influencer sa décontamination, notamment dans le cas de contaminants inorganiques. Pour les sédiments de granulométrie supérieure à 45 µm, la décontamination sera plus facile que pour les sédiments de granulométrie inférieure, elle peut même être considérée inutile pour une granulométrie supérieure à 1700 µm (Thanh, 2009). Cette décontamination peut s'opérer par une séparation de la fraction fine des sables, car en général, les sables sont peu voire pas contaminés (faible surface spécifique) et sont donc plus facilement valorisables (Achard 2013).

b. Siccité

La teneur en matière sèche, généralement appelée siccité, est un élément de référence indispensable à la description d'une boue. Elle inclue à la fois les matières en suspension, particules insolubles en suspension de taille supérieure à 30 µm, les colloïdes et les sels dissous (Mechaymech, 2002). Elle se calcule en comparant la masse brute du sédiment après prélèvement et sa masse sèche, passé à l'étuve durant 24h à une température de 105°C (Ferro, 2010).

A l'état liquide, la boue s'écoulera par gravité. A l'état pâteux, elle manquera de stabilité mécanique et se déformera de manière permanente. A l'état solide, elle pourra se mettre en tas sans s'affaisser. Ces différents états sont repris dans le tableau XXI.

Tableau XXI: Caractéristiques physiques des sédiments et siccité

	Boue liquide	Boue pâteuse	Boue solide	Boue sèche
Siccité	De 1 à 10 %	De 10 à 30 %	De 30 à 90 %	> 90%
Caractéristique physique	Boue non déshydratée	Boue déshydratée, pelletable mais s'affaisse sous son poids	Peut se mettre en tas sur une hauteur de un mètre	Pulvérulente ou granulée

Si les sédiments sont peu ou pas pollués et que la siccité est inférieure à 30 %, les sédiments seront valorisés en aménagement des cours ou plan d'eau, hors zone protégée. Si la siccité est supérieure à 30 %, ils seront valorisés en sous-couche routière (MIE, 2014).

La mise en installation de stockage des déchets sera difficilement envisageable directement après extraction. En effet, pour une acceptation en installation de stockage de déchets non dangereux, la siccité des sédiments issus de dragage doit être supérieure à 30 % (arrêté du 12 Mars 2012). Un ressuyage préalable en terrain de dépôt sera donc nécessaire avant l'évacuation en installation de stockage (VNF, 2012). De plus, pour des sédiments inertes leur mise en installation de stockage de déchets inertes ne sera pas autorisée si leur siccité est inférieure à 30 % (arrêté du 28 Octobre 2010).

c. Densité

La densité est un autre paramètre physique permettant de caractériser le sédiment (Agence de l'Eau Artois Picardie). C'est le rapport entre la masse volumique d'un corps par rapport à la masse volumique d'un corps de référence (l'eau pour les solides et liquides). Elle se mesure généralement sur le sédiment sec (Ferro, 2010).

Les dragages mécaniques extraient généralement les sédiments à leur propre densité, ce qui limite le volume à transporter et à traiter (utilisation de dragues à godets ou pelleuse par exemple).

3. Caractéristiques chimiques

a. Carbonates

Les sédiments littoraux des basses altitudes sont à dominance carbonatée. Les carbonates jouent un rôle important dans les sédiments, leur équilibre de dissolution contrôle partiellement le pH et une teneur élevée en carbonates rend le sédiment alcalin et favorise ainsi l'ensemble des modes de fixation. De plus, la surface des carbonates est le siège de phénomène de sorption des ions métalliques : précipitation et adsorption (Ramaroson, 2008).

L'impact des carbonates (presque uniquement calcites dans les sédiments marins) dans les sédiments est étroitement lié à leur teneur. En effet, de par leur caractère tampon, les carbonates peuvent réguler le pH du milieu et ainsi imposer aux sédiments une valeur de pH légèrement alcaline de 7,8. En milieu faiblement basique, les ions métalliques sont stables sous formes de carbonates et d'hydroxycarbonates (Loustau-Cazalet, 2012). En l'absence de carbonates libres, les sédiments secs et oxydés peuvent montrer une forte diminution du pH, lié à la baisse du pouvoir tampon de ces carbonates (Tack & Vandecasteele, 2008).

b. Sulfures

Les sulfures inorganiques se divisent en deux groupes : les « *Acid Volatile Sulfide* » (AVS) et les « *Chromium Reductible Sulfur* » (CRS). Les AVS sont amorphes ou mal cristallisés. Ils évoluent vers des formes secondaires plus stables : les CRS qui sont principalement composés de la pyrite (FeS_2). En condition anaérobie, les sulfures les plus abondants sont les sulfures de fer (Vansimaey, 2011).

La formation ainsi que la précipitation des sulfures de fer et métalliques dans les sédiments anoxiques suivent des étapes et des cinétiques complexes (Loustau-Cazalet, 2012). Plusieurs facteurs sont susceptibles de limiter ou d'accélérer ces processus de formation :

- la quantité de matière organique métabolisable par les bactéries ;
- la diffusion et la concentration des sulfates ;
- la concentration et la réactivité du fer minéral et des métaux traces.

En milieu marin, les sulfates constituent la principale source de soufre disponible à l'interface eau-sédiment. La forme prédominante est le sulfure d'hydrogène (HS) (milieu neutre). La réduction des sulfates en sulfure d'hydrogène s'opère sous l'action de bactéries sulfato-réductrices, en présence de matières organiques réactives et en l'absence d'oxygène.

Le contact avec l'oxygène lors de la mise en dépôt à terre de sédiments va entraîner une oxydation des sulfures (mécanisme pouvant s'opérer par simple contact avec l'oxygène sans implication bactérienne). Cette oxydation aura deux conséquences immédiates :

- L'apparition d'acide sulfurique dans la matrice sédimentaire pouvant entraîner des réactions secondaires avec des espèces minérales voisines, mais entraînera surtout la dissolution des carbonates ;

- La dissolution des carbonates entraînera la formation de sulfate de calcium, ce qui entraînera la cristallisation de gypse.

De même, l'oxydation de la pyrite en gypse (sulfate dihydraté de calcium, $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) s'accompagnera d'une augmentation de volume, en effet le volume occupé par la gypse est quasi deux fois plus grand que celui occupé par le carbonate de calcium. Ce facteur doit être pris en compte pour un stockage à terre des sédiments (augmentation du volume de la matrice sédimentaire). Ceci peut engendrer un surcoût et/ou engendrer des malformations structurelles (gonflement) après valorisation dans le secteur du bâtiment (Loustau-Cazalet, 2012).

c. La salinité

La concentration en chlorures (et notamment en chlorure de sodium) dépend de la salinité de l'eau d'où proviennent les sédiments. La salinité moyenne de l'eau de mer est en moyenne 35 g/L, mais celle-ci peut être variable selon la mer considérée (35 g/L pour la Mer du Nord, 30 g/L pour l'Atlantique Nord et entre 36 et 38 g/L pour la Méditerranée). La concentration des sels dissous varie en fonction du lieu mais également de la profondeur ; cependant la proportion des composants les plus importants reste à peu près constante, avec environ 55 % de chlorures, 30 % de Na^+ , 8 % de SO_4^{2-} et 4 % de Mg^{2+} (Le Calvé, 2002).

Une augmentation de la concentration en sodium dans les sols pourra entraîner une altération de la structure chimique et physique, pouvant conduire à une perte de stabilité par floculation des argiles (SETRA, 2011), tout comme les sels des sédiments marins peuvent empêcher la création de liens hydratés dans des procédés de solidification à bases de ciments (Liang, 2012). Les sels peuvent également conduire à une baisse de la capacité à retenir l'eau (Newell, 2013).

Les chlorures sont nécessaires au développement et au maintien de la plante, mais s'ils sont présents en excès, il y a un risque de salinisation. Ceci peut avoir plusieurs conséquences sur le développement des végétaux supérieurs :

- En premier, la salinisation du sol risque de priver la plante d'eau ;
- La deuxième conséquence tient au rôle spécifique de certains ions de s'accumuler lorsque le phénomène de salinisation se développe, des éléments de transition (B, Se, As...) ou des métaux lourds (Cd, Hg, ...) peuvent s'accumuler et être parfois accompagnés d'ions majeurs (Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , HCO_3^- , SO_4^{2-}) ;
- La troisième conséquence est un changement de pH du sol, pouvant intervenir suite à ce phénomène de salinisation. La présence des ions HCO_3^- pourra entraîner une élévation du pH jusque $\text{pH} = 10$, or beaucoup d'éléments indispensables à la plante sont insolubles à ce pH. En cas de réoxydation des sulfures accumulés à faible profondeur, la valeur du pH pourra chuter (Ferro, 2010).

Le stress salin s'applique sous deux formes de contraintes sur la plante (Nguyen, 2012 ; Newell, 2013) :

- Le stress osmotique ;
- Le stress ionique, par accumulation dans les feuilles. Il se développe au fil du temps et est dû à la combinaison de l'accumulation d'ions dans la partie aérienne et une incapacité à tolérer les ions qui se sont accumulés dans les tissus végétaux (Munns & Tester 2008).

La combinaison de ces deux stress pourra affecter des processus majeurs de la plante, comme la croissance, les végétaux concentrant leur énergie pour économiser l'eau et améliorer la balance ionique (Newell, 2013). Le stress salin entraînera une fermeture des stomates et aura donc pour conséquence une baisse de la fixation du carbone, ainsi que la production d'espèces réactives de l'oxygène (superoxyde et oxygène singulet notamment) pouvant aboutir à des dommages sur la cellule (lipides, protéines et/ou acides nucléiques) (Newell, 2013).

Une augmentation de la concentration en Na^+ dans les sols entraînera une diminution de l'absorption du potassium (K^+) qui est nécessaire aux végétaux (SETRA, 2011) mais également de Ca^{2+} et Mn^{2+} (LGBP, 2012). Le potassium est impliqué dans de nombreux phénomènes, tels que la régulation d'activités enzymatiques, la synthèse de protéines ou encore la photosynthèse. Une carence en K^+ entraînera des perturbations des flux de la sève. Des symptômes de chlorose et de nécrose provenant de la photo-oxydation de l'appareil photosynthétique sont fréquemment observés et résultent d'une augmentation de la production de superoxydes (Jabnour, 2008). De plus, le sodium a une concentration toxique plus faible que l'anion chlorure qui est un micronutriment essentiel pour les plantes supérieures, les vitesses d'accumulation pour ces deux ions pouvant être variables d'une espèce à une autre (Nguyen, 2012). En effet, le chlore est nécessaire à la photosynthèse et favorise l'hydratation des tissus, les seuils de toxicité au chlore étant très variables.

En raison des concentrations de chlorure de sodium dissous et des phénomènes d'échange d'ions, les concentrations en ETM dans la phase aqueuse seront plus importantes (notamment pour le cadmium et le mercure), probablement augmentées par la formation de complexes chlorés, les mécanismes de mobilisation du cuivre et du plomb étant probablement dus à une coagulation / sorption sur la matière organique en lien avec la dispersion des colloïdes (Bäckström *et al.*, 2004 ; SETRA, 2011). La formation de complexes entre les éléments métalliques et l'anion chlorure (notamment pour le plomb, le zinc et le cuivre) rendra les éléments trace plus biodisponibles pour les organismes vivants et pourront s'accumuler tout le long de la chaîne alimentaire (Nörrström & Jacks, 1998). En présence de NaCl, certaines plantes se montreront plus vulnérables aux maladies, au froid et dans certains cas, aux insectes.

Certaines espèces de ver (*Eisenia fetida* par exemple) se montrent sensibles à la salinité, salinité qui pourra également modifier l'activité bactérienne du sol pouvant entraîner des répercussions sur le cycle de l'azote (Green *et al.*, 2008). Chez les amphibiens, la salinité entraîne des perturbations de la thyroïde, ayant pour effet une perte de poids, de l'activité et une augmentation des anomalies physiques, mais également des modifications du cycle de développement des espèces, pouvant mettre en péril le développement des populations (SETRA, 2011).

- ➔ La salinité dans les sols pourra entraîner une perte de biodiversité, un dessèchement racinaire et/ou des tissus cellulaires, la mort des individus les plus sensibles, une germination réduite ou retardée, symptôme de nécrose /chlorose, réduction de croissance (SETRA 2011 ; Newell, 2013 ; Shrivastava & Kumar, 2014). Les végétaux sont plus sensibles aux effets directs en fin d'hiver au moment où les plantes entrent dans la phase active de leur croissance. Cependant, certains de ces effets peuvent également être observés dans le cas de stress hydrique et/ou de sécheresse.

- ➔ Des dommages sur la végétation ont été constatés pour 16 mg de Na/kg de sol et pour 30 mg de Cl/kg de sol (en poids sec) (SETRA, 2011).

d. Matière organique

La matière organique est un ensemble de trois pôles avec des cinétiques de dégradation différentes :

- un pôle ayant une décomposition rapide (plusieurs % par jour pour les sédiments marins) ;
- un pôle ayant une décomposition lente (quelques dixièmes de % par jour pour les sédiments marins) ;
- un pôle réfractaire (pas de décomposition aux échelles de temps considérées pour les sédiments marins).

Les sédiments en milieu marin contiennent principalement des matériaux de décomposition lente et des matériaux réfractaires (taux global de décomposition aérobie est de 0,78 %/an pour la 1^{ère} année de dépôt puis diminue de 0,1 % chaque année suivante) (Ineris 2009).

Dans le sédiment, il est possible de trouver tous les composés organiques naturels, issus des végétaux, des algues et des animaux, ou bio-synthétisés par la microflore, ainsi que les colloïdes humiques. La décomposition de cette matière est lente (plusieurs centaines d'années) et combine de très fortes propriétés tensioactives et complexantes. Les substances humiques interagissent avec la partie minérale provoquant des congglomérations. Elles peuvent également réagir avec les composés minéraux dissous (tels que les ions métalliques), formant avec les cations métalliques des humates ou des fulvates qui seront plus ou moins solubles dans le milieu liquide. Par exemple, l'humate de mercure a une structure très stable et une fonction protectrice vis à vis des organismes menacés par l'action toxique du mercure.

La teneur en matière organique naturelle est variable selon les milieux (Achard, 2013) :

- ✓ environ 0,5 % dans les sédiments sableux ;
- ✓ de 5 à 60 % dans les sédiments fluviaux de la région Nord-Pas de Calais et de Belgique ;
- ✓ de 0,5 à 20 % dans les sédiments marins méditerranéens français ;
- ✓ et de 2 à 40 % pour les sédiments marins méditerranéens espagnols).

4. Caractéristiques biologiques des sédiments dans le milieu d'origine

Les sédiments, dans leur milieu d'origine, abritent une multitude d'organismes (Figure 30) appartenant aux différents règnes du monde vivant. Ils vivent à l'interface eaux-sédiments et sont regroupés sous l'appellation « benthos » (Ramade, 2008). Ces organismes peuvent être classés selon différents critères :

- La taille : souvent utilisée pour distinguer les différents organismes peuplant les sédiments
 - le **macrobenthos** correspond aux organismes dont la taille est supérieure à 1 mm comme les vers polychètes, les coquillages bivalves, les échinodermes, les coraux etc. ;
 - le **meiobenthos** regroupe les organismes dont la taille est comprise entre 1 mm et 63 µm comme les nématodes, les foraminifères, les crustacés copépodes ou ostracodes etc. ;
 - le **microbenthos** rassemble les organismes de taille < 63 µm comme les bactéries, les diatomées, les ciliés, les amibes ou encore les flagellés etc. (Ramade, 2008) ;

- Le mode de vie de différents organismes peuplant les sédiments permet de distinguer :
 - **Pépibenthique** libre (mobile, vagile), de l'épibenthique fixé au substratum ;
 - **P'endobenthos** (organismes fousseurs) (Ramade, 2008) ;
- Le règne : faune benthique, flore benthique, bactéries, virus (Ramade, 2008) ;
- Le type de sédiments : des sédiments marins abritent le benthos marin et ceux fluvial/lacustre, un benthos limnique (Ramade, 2008).

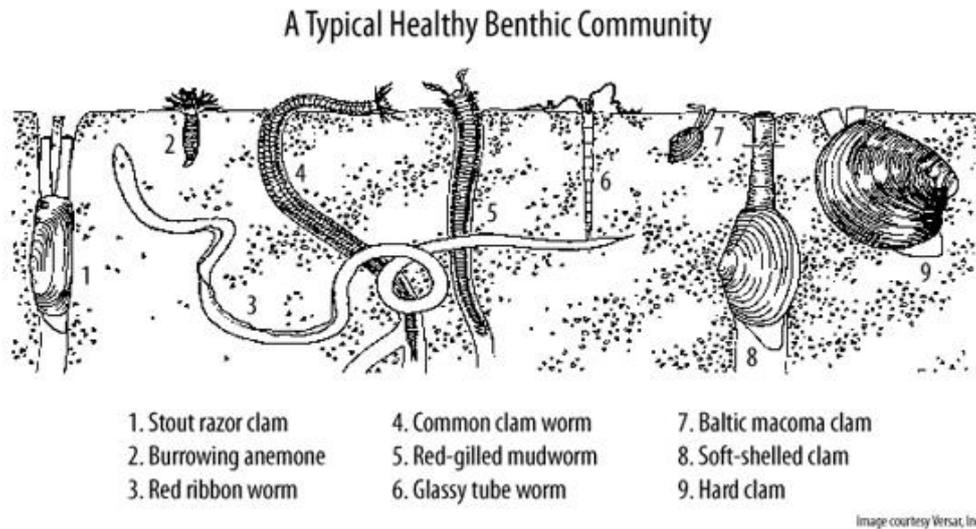


Figure 30: Illustration de quelques espèces benthiques présents dans les sédiments (<http://www.chesapeakebay.net/>)

Des communautés différentes se développent selon la qualité de l'eau et des sédiments (Sasaki *et al.*, 2005). Ainsi, la présence de sable, vase ou argile (la texture du sédiment), la teneur en matière organique, la température, la compétition entre les organismes sont autant de paramètres qui vont influencer sur la quantité et la diversité des espèces présentes dans les sédiments. En effet, ces paramètres jouent un rôle important dans la pénétration et la circulation des liquides, gaz, solutés (organiques ou inorganiques). Par exemple, pour un sédiment sableux, les pores de gros diamètres occupent environ 30 % du volume alors que dans les argiles, les interstices de petits diamètres représentent jusqu'à 50 % du volume. Ces pores sont remplis de liquides ou de gaz, nécessaires au développement des organismes notamment la flore bactérienne (qui constitue une ressource alimentaire pour de nombreuses autres espèces) et conditionnent les échanges entre le sédiment et les éléments (oxygène, nitrate, phosphate...) issus de la colonne d'eau (Crenn *et al.*, 1999). Ainsi, la surface de colonisation des particules les plus fines étant plus grande, les sédiments en contenant beaucoup contiennent un plus grand nombre de bactéries. Il a été estimé que sur des particules de petite taille, un type de bactérie (coliformes thermotolérants) était fixé à hauteur de 90,5 %, contre 9,5 % pour des grosses particules (Crenn *et al.*, 1999).

La teneur en oxygène est, parmi tous ces facteurs, celui qui joue un rôle prépondérant dans la structure écologique du sédiment. En effet, la plupart du temps, les sédiments sont anoxiques en dessous d'une fine couche superficielle oxydée. Ainsi une « succession écologique » sera observée selon les modes de vie (fixé, fousseur, cavernicole...) et de respiration utilisés par les organismes benthiques (Crenn *et al.*, 1999). Les régimes alimentaires (filtreur, suspensivore, saprophage, prédateur, ...) ou les exigences en termes d'habitat (composition du sédiment, teneur en oxygène, pH, salinité...) vont également être discriminants pour le développement ou non d'une espèce. La

taille des particules de sédiments joue donc un rôle important de régulation dans la distribution du benthos car le mode de galeries de nombreux organismes est spécialisé et ne sont compatibles qu'avec un certain type de substrat (Tait et Dipper, 1998).

La richesse spécifique et l'abondance du benthos dans les sédiments dépendent de la qualité de ces derniers. Par exemple sur le graphique suivant (figure 31), l'axe des abscisses correspond à la qualité du sédiment. Ainsi, plus la qualité du sédiment se détériore, plus l'assemblage des communautés se modifie avec notamment un pic d'abondance des espèces opportunistes et une baisse de diversité qui souligne donc le caractère dégradé du milieu.

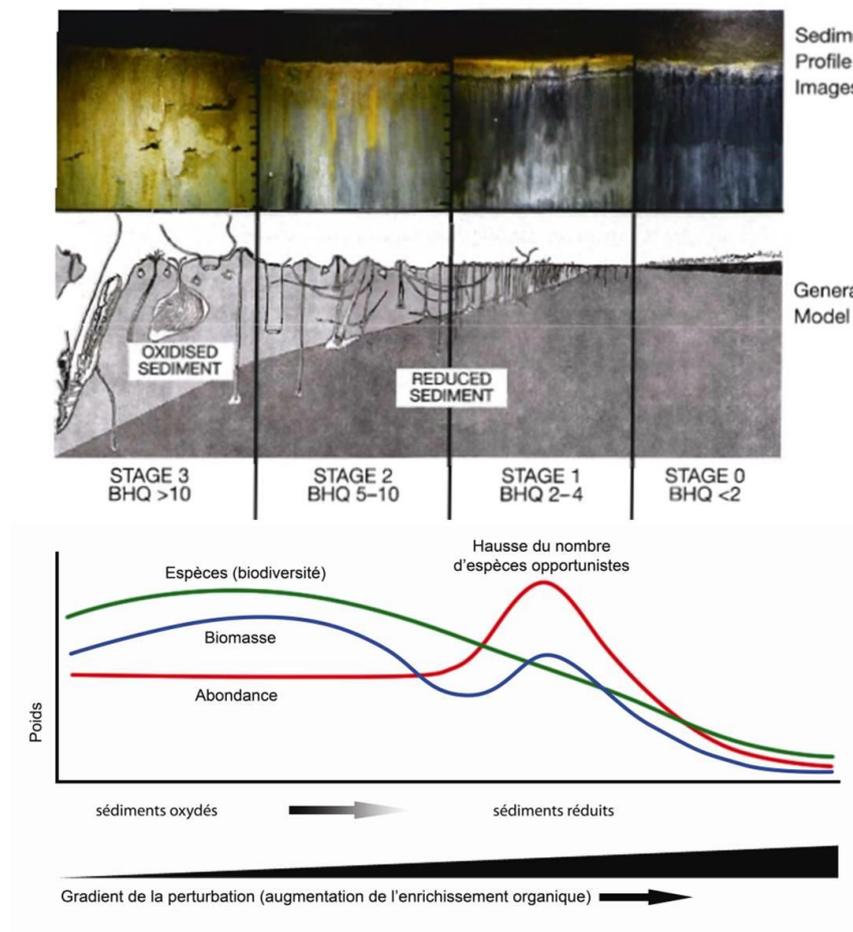


Figure 31 : Schéma général de la communauté d'invertébrés benthiques et des modifications de la sédimentation par rapport à la perturbation du milieu benthique et à l'enrichissement organique (d'après le modèle établi par Nilsson et Rosenberg en 2000)

Les sédiments, dans leur milieu naturel, abritent donc une diversité d'organismes (micro-organismes, faune, flore), de différentes tailles (macro, méio et microbenthos), au régime alimentaire varié (filtreur, suspensivore, détritivore, prédateur...), et occupent différents micro-habitats au regard de leur mode de vie (fixé, fouisseur, cavernicole,) avec des stratégies d'adaptations propres à chaque espèce pour faire face aux conditions particulières du milieu (teneur en oxygène, taille des particules...).

III. Evolution du comportement des sédiments au cours d'un dragage

1. Physico-chimique

Les sédiments de dragage sont une matrice complexe et en fonction de leur nature et origine, ils sont le siège de plusieurs réactions de transformations (à plus ou moins long terme). Dans son milieu naturel, le sédiment évolue selon les espèces minérales, le type de matière organique et la population de microorganismes présente. Une fois le sédiment extrait de son milieu naturel, le contact avec l'air engendre son oxydation qui causera également un changement de comportement des espèces minérales et organiques, et des microorganismes (Dia, 2013). Les phénomènes de remise en suspension, de réoxygénation des sédiments et de biodégradation sont étroitement liés.

Dans les sédiments en milieu anoxique, la décomposition se fait d'abord par la réduction des sulfates et les taux de décomposition sont diminués de moitié, voire par 10, par rapport aux sédiments soumis aux processus en milieu aérobie (Ineris 2009).

Les opérations de dragage et de curage, qui entraînent des remises en suspension, augmentent la concentration des contaminants dans la colonne d'eau. Comme le précise Loiseau (1999), cette augmentation n'est pas une simple fonction linéaire de la masse de sédiment remise en suspension parce que les contaminants sont préférentiellement adsorbés sur la matière organique et les particules fines qui seront plus facilement remises en suspension. Les énergies de remise en suspension dépendront de la quantité de sédiments. Elles modifieront également les vitesses de chute et en fin de compte les temps de résidence des contaminants dans la colonne hydrique (Eggleton & Thomas, 2004).

Ainsi lors des opérations de dragage et de curage, l'agitation dans le milieu naturel puis l'excavation à l'air des sédiments va irrémédiablement conduire à la réoxygénation du sédiment, entraînant des modifications très importantes aux niveaux chimique et biologique telles que les conditions d'oxydoréduction, le pH ou encore l'oxydation des sulfures présents dans de nombreuses espèces minérales (Loustau-Cazalet, 2012).

La mise à terre des sédiments poursuivra l'augmentation importante du potentiel d'oxydo-réduction par mise en contact du sédiment avec l'atmosphère. L'oxydation des phases minérales initialement réduites sera catalysée par les micro-organismes, et notamment les sulfures, qui pourra être fortement ralentie en leur absence. L'oxydation des sulfures entrainera une baisse du pH, l'ampleur de cette baisse dépendra plus de la quantité de sulfures dans le sédiment que de son état d'oxydation (Delaune & Smith, 1985). La percolation des eaux de pluies sera susceptible d'entraîner les éléments solubles (ou solubilisés par l'oxydation) ou particulaires, ce qui représentera un vecteur potentiel de contamination des aquifères en profondeur (Achard, 2013).

L'oxydation des sédiments anoxiques augmentera également l'activité microbienne, par exemple les thiobactéries qui sont des bactéries vivant dans des eaux à fort taux d'anhydride sulfuré (Delaune & Smith, 1985).

La variation de la température engendrée par les opérations de dragage et la gestion à terre du sédiment n'aura pas un effet significatif sur l'adsorption, mais elle jouera un rôle indirect sur celle-

ci par l'intermédiaire de l'activité biologique produisant les substances acides et complexantes. Ainsi la température influera l'activité des micro-organismes pouvant réguler les conditions d'oxydo-réduction, *Thiobacillus* par exemple (Achard, 2013).

L'activité métabolique des bactéries dépendra des caractéristiques des sédiments, de la température mais aussi de la prédation par les protozoaires. La flore bactérienne se trouve dans les interstices des sédiments qui permettent leur croissance. L'adsorption des virus est le fait de la présence d'ions Na^+ et Ca^{2+} et d'un pH faible. Les sédiments constitués de particules fines contiennent les plus grands nombres de bactéries et virus.

Le dragage provoque la remise en suspension de bactéries et de virus. Leur impact sera alors déterminé par les conditions hydrodynamiques et la quantité des matériaux dragués (Eau Artois Picardie).

Un aspect également important lorsqu'on parle de transformation biochimique est de considérer les différentes associations possibles entre les micro-organismes. L'association des micro-organismes, appelée « *consortium* », permet de dégrader des molécules considérées comme très récalcitrantes par une succession de transformations effectuées par différentes souches. Cependant, les produits ou métabolites issus de l'activité des espèces bactériennes peuvent alors être toxiques pour d'autres espèces et ainsi réduire l'activité microbienne du milieu (Charrasse, 2013).

Les sédiments peuvent également héberger des organismes pathogènes tels que *Salmonella*, *Escherichia coli*, des streptocoques fécaux, certains *Clostridium*, le virus de l'hépatite et d'autres virus. La période de survie des organismes pathogènes est limitée dans l'eau de mer mais elle peut s'étendre jusque plusieurs semaines dans les matrices sédimentaires des fonds marins ou fluviaux.

Certaines études ont montré que le prolongement du temps de contact entre le polluant et le sédiment entraînait une plus forte adsorption et ainsi une plus grande résistance à la désorption et à la minéralisation. Ce phénomène est appelé « *AGEING* », ou vieillissement.

La biodisponibilité est influencée par plusieurs facteurs, incluant les caractéristiques physiques du sorbant (formes des particules, taille, porosité interne), les propriétés chimiques et des facteurs biologiques (abondance microbienne et affinité pour le contaminant). Ces processus simultanés couplés à la complexité *in situ* rendent difficiles d'isoler et de vérifier par simple disparition des contaminants le taux de biodégradation. Un autre facteur important influençant la biodisponibilité est la présence d'autres produits chimiques. De multiples contaminants peuvent entrer en compétition sur les sites d'adsorption et sur les enzymes microbiologiques (Haws *et al.* 2006).

2. Biologique

De nombreuses études ont démontré l'impact néfaste du dragage sur les communautés benthiques peuplant les fonds marins (*e.g.* Boyd *et al.*, 2005 ; Lewis *et al.*, 2001 ; Van Dalssen et Essink 2001 ; Newell *et al.*, 1998). Une disparition complète d'une population est souvent observée (Monbet, 1999). Les impacts subis par les organismes lors des opérations de dragage sont de diverses natures. Selon les méthodes de dragages (*e.g.* drague suceuse, à benne, pelleteuse, racleuse, *cf.* paragraphe IV – page 104), la sévérité des impacts n'est pas la même. Selon la richesse faunistique et floristique initialement présente dans le milieu, les impacts ne seront pas les mêmes (Monbet, 1999). Le

dragage des fonds marins provoque principalement des modifications physiques et chimiques de l'environnement (Monbet, 1999) avec principalement une destruction et modifications physiques de l'habitat, une augmentation de la turbidité, une diminution du taux d'oxygène dissous et un relargage d'ammoniaque (Babut *et al.*, 2004). Cela affecte la survie des organismes aquatiques, notamment les poissons (Babut *et al.*, 2004), les coraux (Jones *et al.*, 2015 ; Erftemeijer *et al.*, 2012), la distribution de la flore benthique (Erftemeijer et Lewis, 2006 ; Tait et Dipper, 1998) et la faune benthique (Monbet 1999).

Ainsi, une réduction de l'abondance, de la diversité spécifique et des biomasses est observée (Boyd *et al.*, 2005 ; Van Dalssen et Essink 2001 ; Newell *et al.*, 1998), ainsi qu'un développement d'espèces opportunistes¹⁴ (Harvey *et al.*, 1998) comme les polychètes telles que *Capitella capitata* (Fabricius 1780), *Magelona papillicornis* (F. Muller 1858), *Scololepis squamata* (Muller 1789), *Spio filicornis* (Muller 1766) and *Spiophanes bombyx* (Claparede 1870) (Van Dalssen et Essink, 2001). Ces espèces opportunistes sont plus adaptées pour faire face à ces changements, ce qui entraîne une compétition interspécifique, une concurrence pour les autres espèces, vis-à-vis de l'accès aux ressources et donc du développement de celles-ci (Ramade, 2008).

Monbet (1999) rapporte des effets néfastes sur la croissance et le taux de reproduction des organismes benthiques du fait du dragage. En effet, même si certaines espèces comme les bivalves (huître, moule, coquille saint jacques) supportent des taux de turbidité élevés (jusqu'à 700 mg/L), le développement des œufs et la phase de croissance des juvéniles, qui sont plus sensibles que les adultes, sont plus affectés par les particules fines en suspension. La turbidité ralentit également la photosynthèse chez les algues (Monbet, 1999).

Des études concernant le clapage en mer ont également mis en évidence des résistances selon l'épaisseur de sédiments relargués. Ainsi, si elle est inférieure à 20 cm, les espèces les plus mobiles résisteraient mieux à l'enfouissement. Les espèces suspensivores (qui se nourrissent de particules en suspension) sont les plus résistantes et supporteraient une épaisseur de 50 cm (Monbet, 1999).

Pour aider à minimiser l'impact environnemental à long terme, un certain nombre d'initiatives visant à caractériser et évaluer le taux de recouvrement des fonds marins après une perturbation ont été prises (Gray *et al.*, 2006 ; Leung *et al.*, 2005) parfois même émanant de gouvernement (*e.g.* Royaume uni : Cooper *et al.*, 2008). Ainsi, plusieurs études se sont intéressées au temps nécessaire à la recolonisation de ces milieux dégradés par les opérations de dragage et tout indique que la zone draguée soit capable d'un retour à une bonne fonctionnalité si on lui donne assez de temps (Cooper *et al.*, 2008 ; Robinson *et al.*, 2005 ; Bolam et Rees, 2003). La pleine restauration de la faune et des sédiments peut être attendue dans un délai d'environ deux à quatre ans (Boyd *et al.*, 2005 ; Sarda *et al.*, 2000 ; Van Dalssen *et al.*, 2000 ; Kenny *et al.*, 1998). Van Dalssen et Essink (2001) précisent qu'après huit mois, le développement d'espèces opportunistes diminue et que le temps de récupération de la communauté benthique en termes d'abondance est de l'ordre de deux ans.

Toutefois, il a été démontré que les contaminants présents dans les sédiments (sur place lors d'une opération de dragage ou ceux issus d'un clapage en mer) étaient souvent remobilisés, dispersés sous

¹⁴ Une espèce opportuniste est une espèce qui tire profit du milieu où il se trouve (Ramade, 2008). Elle est souvent peu spécialisée et peut s'adapter à des conditions de vie très variables ou bien privilégier la reproduction à la survie.

l'action des courants et stockés plus loin dans des zones d'accumulation où ils peuvent alors se retrouver dans le réseau trophique, ce qui soulève d'autres problèmes environnementaux (Monbet, 1999).

IV. Impact du dragage sur les caractéristiques des sédiments

Bien que notre problématique soit axée sur la gestion à terre des sédiments, il est nécessaire d'inclure dans notre réflexion les techniques de dragage car (i) celles-ci sont en lien étroit avec la nature du sédiment à extraire mais également parce que (ii) la technique employée va avoir un impact sur les caractéristiques des sédiments extraits et leur évolution. Le tableau XXII propose une synthèse des avantages et inconvénients des différents types de dragage.

Tableau XXII : Bilan des différentes techniques de dragage (d'après Neto, 2007)

Type de dragage	Avantages	Inconvénients	Technique de dragage
Dragage hydraulique	Rendement élevé Faible contact en matériau et équipage Coût faible	Gêne si présence de débris Haute teneur en haut Remise en suspension importante Mélange de 80-90 % eau et 10-20 % de sédiments	Drague suceuse Drague à l'américaine Drague par injection d'eau
Dragage mécanique	Peut travailler sur des matériaux meubles ou durs Limitation des matériaux à transporter Extraction des matériaux à leur propre densité Bonne précision en eaux profondes	Rendement modeste Remise en suspension importante	Drague à benne preneuse Drague à godet Drague pelleteuse
Dragage pneumatique	Pompage à haute densité Travaille en circuit fermé Remise en suspension faible	Gêne si présence de débris	
Dragage environnemental	Turbidité réduite Pas de dispersion des contaminants par remise en suspension	Rendement modeste Profondeur maximale moindre que les dragues usuelles	Drague à vis sans fin Drague balayeuse Drague racleuse Drague à godet obturable
Bio-dragage ou bio-remédiation <i>in situ</i>	Dégradation de certains contaminants organiques (HAP à chaîne linéaire et courte par exemple) Utilisation de bactéries endogènes (prélevées, multipliées puis réinjectées) ou de bactéries exogènes (souches extérieures au site présentant des spécificités propres) qui accélèrera la dégradation de la matière organique Technique qui soulève des interrogations (efficacité, persistance, impact des micro-organismes utilisés, remise en suspension des contaminants lors de la dégradation de la matière organique, <i>etc.</i>) La diminution de la matière organique peut entraîner un enrichissement de la teneur en métaux dans le sédiment résiduel (Leguern <i>et al.</i> 2004)		

En termes d'utilisation, le dragage des voies navigables de France sur la période 2000-2005 a essentiellement été effectué par voie mécanique (73 %) et dans une moindre mesure par voie hydraulique (18 %). Au niveau des estuaires, ce sont essentiellement des dragages hydrauliques qui sont effectués. Pour les bassins portuaires, le dragage mécanique est privilégié car il permet de conserver les sédiments compacts, la benne preneuse étant la technique la plus employée en France pour ce type de dragage (GEODE, 2012). Lorsque le sédiment est à dominance sableuse, le dragage

hydraulique peut être envisagée car les sédiments sont en général moins contaminés que les sédiments à granulométrie plus fine.

En termes d'impact, le dragage est susceptible d'avoir un impact sur le milieu récepteur en raison de la remise en suspension des sédiments, et de certains contaminants, bactéries et virus. Cette remise en suspension et ses conséquences varient selon la technique employée. Pour palier l'impact local du brassage de sédiments potentiellement contaminés, des technologies permettant d'encapsuler le sédiment se développent.

En plus de ces impacts au niveau local, la technique de dragage employée va influencer les caractéristiques des sédiments (tableau XXII) et va de fait avoir des conséquences sur la gestion à terre des sédiments extraits. Avec des dragages hydrauliques par exemple, les sédiments seront dilués et déstructurés, leur teneur en eau et donc les volumes devant être gérés à terre seront donc plus conséquents.

PARTIE 2 : PRINCIPAUX CONTAMINANTS DES SEDIMENTS ET LEUR EVOLUTION

Le sédiment peut présenter des teneurs élevées de contaminants qui ne sont pas remobilisables dans les conditions naturelles du milieu, mais il peut devenir toxique lorsque les conditions physico-chimiques sont modifiées, lors d'un dragage ou d'une mise en dépôt à terre par exemple. Le sédiment est en effet capable d'adsorber et de transformer les contaminants, de modifier leur biodisponibilité, de les recycler, de les transférer vers la colonne d'eau, le sol ou les nappes phréatiques (Agence de l'Eau Artois Picardie).

Lors des opérations de dragage ou de curage, les sédiments sont placés en contact direct avec la colonne d'eau, pouvant aller jusqu'à une remise en suspension complète dans le cas de dragage hydraulique, et certains polluants adsorbés sur la phase solide peuvent se retrouver dissous dans la phase aqueuse par le jeu de processus physico-chimiques complexes.

Par conséquent, la connaissance des contaminants des sédiments et leurs caractéristiques sont des paramètres clés permettant d'évaluer au mieux leur devenir lors des différentes étapes d'un projet de dragage (détermination du mode de gestion à terre, curage/dragage, traitement, valorisation) et de prévenir au mieux les risques de contamination une fois le sédiment extrait de son milieu.

I. Les contaminants

1. Les contaminants inorganiques

Les principaux métaux lourds retrouvés dans les sédiments sont l'arsenic, le cadmium, le chrome, le cuivre, le mercure, le nickel, le plomb et le zinc. Dans les années 80, le tributylétain (TBT) a été remplacé par des oxydes de cuivre (Cu_2O) comme matière active des peintures anti-salissures, ce qui explique des concentrations élevées de cuivre dans les sédiments portuaires (Benoit-Bonnemason *et al.*, 2012).

Dans les sédiments, plusieurs fractions se superposent, et chacune d'elle interagit de manière différente avec les éléments traces (Doni *et al.*, 2015) :

1. Fraction échangeable, associée à la phase carbonatée. Les métaux y sont adsorbés sur les hydroxydes de fer et de manganèse. C'est la fraction la plus mobile, potentiellement la plus toxique pour les plantes, cependant la fraction mobile ne correspond pas nécessairement à la fraction biodisponible (Prokop *et al.*, 2013) ;
2. Fraction réductible, associée aux oxydes de fer et de manganèse. Les métaux lourds sont fortement liés à ces oxydes mais sont thermodynamiquement instables dans des conditions anoxiques et acides ;
3. Fraction oxydable, liée à la matière organique. Les métaux peuvent être complexés sur des substances organiques naturellement. Ces formes deviennent stables quand la matière organique est dégradée dans des conditions oxydantes. Cette fraction n'est pas considérée comme biodisponible et mobile car les métaux sont incorporés dans des substances humiques stables et de haut poids moléculaire (HPM), qui libèrent peu de métaux et très lentement ;

4. Fraction résiduelle, les solides résiduels contiennent des solides primaires et secondaires qui enferment les métaux dans leur structure cristalline. Ils sont considérés comme inertes et non extractibles.

Les éléments traces peuvent se présenter sous différentes formes : ions, complexes, adsorbés à la surface d'autres particules, *etc.* Cela conditionne leur disponibilité et donc leur toxicité. Ils sont en général en équilibre avec l'eau interstitielle mais la moindre perturbation des conditions environnementales peut entraîner une remobilisation des métaux piégés dans le sédiment (Scordia, 2008).

Deux facteurs accentuent la gravité des polluants métalliques. D'une part ils s'accumulent dans l'environnement, et en particulier dans les sédiments, qui ne constituent pas qu'un simple réservoir (les sédiments sont le plus gros réservoir d'ETM des milieux aquatiques, Achard 2013). D'autre part les sédiments sont aussi des réacteurs biochimiques, ils adsorbent et transforment les ETM en modifiant leur biodisponibilité (Silitonga, 2010).

Les mécanismes les plus importants :

- Echanges ioniques (adsorption non spécifique) ;
- Adsorption spécifique sur les phases minéralogiques (complexation de surface) ;
- Complexation par la matière organique ;
- Phénomène de précipitation et co-précipitation.

Selon les conditions physico-chimiques du milieu, un de ces phénomènes sera toujours prépondérant. Les oxydes (M_xO_y), oxyhydroxydes ($M_xO_y(OH)_z$) et hydroxydes ($M(OH)_x$) sont abondamment présents dans la fraction inférieure à 2 μm des sédiments. L'aluminium, le fer et le manganèse constitue la plupart des oxydes. Ils sont fortement impliqués dans les mécanismes d'adsorption et de co-précipitation des ions métalliques. Les variations de surface de liaison de certains oxydes/hydroxydes métalliques peuvent se traduire par une variation de la stabilité des composants (Eggleton & Thomas, 2004). Le carbone organique est également un composant important dans l'adsorption des métaux, aussi bien dans la partie oxygénée du sédiment que dans la partie anoxique lorsque les métaux sont en quantité supérieure aux ions sulfures (Geffard, 2001). Les argiles de par leur charge négative sont les plus à même de fixer les ETM.

Les contaminants inorganiques sont souvent dans des conditions réductrices à l'équilibre thermodynamique et sont associés à la phase minérale des sulfures. Les éléments libérés par oxydation progressive peuvent soit précipiter (sous formes de sulfates, phosphates, hydroxydes), soit rester en solution ou être retenus par les hydroxydes, les argiles et la matière organique. Les contaminants redistribués sont potentiellement plus mobiles que la forme sulfure originelle (Lions *et al.* 2010).

La toxicité des ETM dépend de leur spéciation, ainsi la forme ionique libre est une des formes les plus disponibles pour les organismes, la toxicité décroissant avec la stabilité des complexes formés. Les paramètres physico-chimiques (pH, Eh, teneur en oxygène, salinité, teneur en carbone organique et inorganique, nature des ligands, la taille des particules, ...), biologiques mais également les contraintes cinétiques et thermodynamiques réactionnelles contrôlent fortement la spéciation des ETM, distribués entre la phase solide du sédiment, l'eau interstitielle et la phase colloïdale.

D'autres constituants ont également un rôle important dans la disponibilité des éléments traces, tels que les carbonates, silicates, oxydes et hydroxydes de fer et manganèse (Loustau Cazalet, 2012).

Sans remise en suspension des sédiments, les contaminants inorganiques présenteront un risque limité de pollution, en raison de leur faible mobilisation dans le milieu naturel (Loustau-Cazalet, 2012). Durant leur transition d'une phase anoxique vers une phase oxiq, les éléments traces initialement présents sous forme insoluble deviennent progressivement plus mobiles et solubles (Lions *et al.*, 2010).

D'importants changements apparaissent dans la distribution géochimique des métaux après dragage et dépôt à terre (Piou *et al.*, 2009) et leur répartition dans les différentes fractions sédimentaires n'est pas uniforme (Doni *et al.*, 2015). Lors d'un dragage puis d'un dépôt de sédiments marins exposés aux conditions climatiques et atmosphériques, une augmentation des concentrations des métaux en solution a été observée lors de l'oxydation des sédiments (Bataillard, 2004). Cette oxydation entraîne une baisse du pH, qui favorise la mise en solution et la dissolution des sels métalliques, cette baisse de pH est d'autant plus importante que le sédiment est pauvre en carbonates (Vansimaey, 2011). Ces variations de pH peuvent entraîner la dissolution ou la précipitation de phases minérales, les espèces chlorées pouvant facilement être mobilisées et former des complexes métalliques (Achard, 2013).

Ainsi, l'oxydation de la matière organique et des sulfures entrainera des conditions acides si le pouvoir tampon du milieu récepteur n'est pas suffisant. Ce mécanisme est considéré comme le plus important pour la mobilité des métaux (Prokop *et al.*, 2013). L'oxydation des sulfures libère des protons, des sulfates et des métaux dans les eaux souterraines, tandis que le fer précipite en oxyhydroxydes et que l'arsenic est adsorbé ou précipite. Les covellites (CuS) et les pyrites (FeS₂) ont des cinétiques d'oxydation plus lentes (Eggleton & Thomas, 2004). Même si les métaux sont immobilisés dans les couches inférieures, une future remobilisation n'est pas à exclure. Même après une longue période, les contaminants sont toujours présents, principalement sous formes de sulfures, et la mobilité de ces métaux peut varier significativement en fonction des conditions physico-chimiques du dépôt (Lions *et al.*, 2010).

La lixiviation est un phénomène complexe qui peut être influencé par plusieurs facteurs. Les principaux facteurs géochimiques influençant la libération des ETM dans l'environnement par lixiviation depuis le sédiment dragué est le pH, le potentiel redox (Eh), la quantité de matière organique, la complexation (Tack *et al.*, 1999).

Dans l'étude de Tack *et al.* (1996), des différences mineures dans la solubilité ont été observées après deux semaines, qui étaient fonction du pH. Après trois mois, la solubilité du cadmium, du cuivre, du plomb et du zinc ont fortement augmenté dans les sédiments oxydés, la mobilité et la lixiviation du cadmium et du zinc dans les sédiments augmentent également avec une baisse de concentration de la matière organique. La lixiviation du fer a diminué, tandis que celles du manganèse, du cobalt et du nickel n'ont globalement pas été affectées. La mobilité à court et long terme des métaux (à l'exception du fer) est généralement attendue comme moindre si les sédiments restent à l'état réduit (Tack *et al.*, 1996). L'écoulement de l'eau à travers les sédiments réduit la toxicité réelle des couches supérieures des sédiments déposés à terre mais dans le même temps intensifie le risque de contamination des eaux souterraines (Prokop *et al.*, 2003).

Pour Mamindy-Pajany *et al.*, (2013), la lixiviation des ETM est plus importante dans les trois premières semaines, ce qui indique que le risque écologique apparaîtra à court terme après le dépôt des sédiments marins. Une tendance similaire a été observée dans une étude sur un dépôt terrestre de sédiments fluviaux soumis aux conditions atmosphériques. Les taux de lixiviation n'étaient pas en accord avec les concentrations de contaminants. En effet, les plus grands pourcentages de lixiviation ont été observés pour les polluants les moins concentrés (molybdène et cadmium).

L'augmentation de la salinité entraîne la remobilisation des métaux sédimentaires par compétition des ions magnésium et calcium vis-à-vis des autres métaux sur les sites de fixation. Les métaux libérés présentent une toxicité plus ou moins marquée car ils forment des chloro-complexes qui sont moins biodisponibles que les ions libres (formation possible de complexes avec d'autres anions que le chlorure). Ce mécanisme diminue l'adsorption du cadmium sur les oxydes/hydroxydes de fer du sédiment, ce qui le rend plus mobile et augmente son temps de résidence en solution. Pour Eggleton & Thomas (2004), le cuivre voit sa biodisponibilité augmenter avec la salinité tandis que le cadmium est moins disponible dans les eaux de mer.

Le rôle significatif du calcium sur les procédés de mobilisation a été mis en évidence (Lions *et al.* 2010). Le calcium entre en jeu dans la force ionique qui stabilise les fractions colloïdales, et joue un rôle prépondérant dans les réactions d'échanges ioniques, favorisant la remobilisation des ETM par effet de compétition pour les sites de surface. Une eau riche en ions Ca^{2+} en contact avec l'atmosphère va favoriser la précipitation de carbonates et donc la rétention des métaux (Achard, 2013).

Les variations climatiques auraient également un rôle prépondérant sur la mobilisation des métaux. En période estivale, la nappe phréatique et le taux d'humidité dans le matériau baisse, il y a donc désaturation et oxydation. Des périodes plus fraîches accompagnées de pluies plus abondantes peuvent entraîner la mobilisation des métaux (et notamment le zinc et le cadmium) vers l'aquifère (Achard, 2013). Pour Piou *et al.* (2009), des éléments traces, et particulièrement le fer, apparaissent comme liés aux cycles des saisons. Des conditions hivernales causent une augmentation de la matière organique liée, et probablement des sulfures et carbonates métalliques, tandis que des conditions estivales favorisent la précipitation d'oxyhydroxydes. Le sol apparaît comme un système thermodynamique, montrant une alternance de phase « ouverte » en été et « fermée » en hiver (Piou *et al.*, 2009).

Lorsqu'un sédiment anoxique devient progressivement oxique, l'activité bactérienne est modifiée. Les bactéries indigènes jouent un rôle sur la lixiviation des métaux dans les sédiments dragués. En effet, celle du zinc et du cadmium seraient plus importantes en conditions biotiques qu'en conditions abiotiques, et une faible fraction de ces métaux serait lixiviée par oxydation chimique seule. L'implication de bactéries acidophiles oxydant les sulfures (*Acidiferrobacter* par exemple) a été mise en évidence. La population de ces bactéries croît rapidement avec le temps au détriment des bactéries sulfato-réductrices. De plus, en conditions biotiques le cuivre est moins lixivié qu'en abiotique car il est fortement associé à la matière organique naturelle (Achard, 2013) ; le plomb n'a pas été observé en solution à cause de sa faible solubilité dans des conditions neutres et de sa ré-adsorption sur la phase solide. Des bactéries comme *Acidithiobacillus thiooxidans* ont été identifiées comme jouant un rôle majeur dans ce processus de libération des métaux, en renforçant les cinétiques

oxydantes. Cependant la production d'acide résultant de ces réactions est presque totalement tamponnée par la dissolution des calcites présents dans les sédiments. (Lors *et al.*, 2004).

Les plus grandes concentrations de méthyl-mercure se retrouvent dans les couches anoxiques des sédiments, là où l'activité biologique est faible. Le dragage permet le mélange des sédiments anoxiques avec des sédiments à la surface active biologiquement menant à la libération du sédiment et de l'eau associée au méthyl-mercure contenue dans les pores (Eggleton & Thomas, 2004). Une concentration élevée en mercure pourrait inhiber le développement des bactéries sulfato-réductrices (BSR) et donc réduire la transformation du mercure en méthyl-mercure. De plus, les sites des AVS de la phase sédimentaire solide peuvent fixer le méthyl mercure en le rendant peu disponible pour les organismes vivants. Par ailleurs, la matière organique forme aussi des complexes stables avec le mercure qui le rendent moins disponible pour la méthylation, mais avec un effet inverse car la matière organique fournit de l'énergie aux BSR favorisant la méthylation (Manouchehri, 2012).

Dans une étude sur des sédiments contaminés au molybdène, il a été reporté qu'après séchage à l'air il s'était transformé en forme soluble. Ce phénomène pourrait être important pour des sédiments prétraités avec cette technique, ce qui amènerait une grande quantité de molybdène dans les lixiviats de sédiments dragués puis gérés à terre (Mamindy-Pajany *et al.*, 2013)

Il n'y a pas de réel consensus sur l'effet de l'âge des sédiments dragués. Certains ont trouvé un effet sur les phénomènes de sorption/désorption des éléments traces, tandis que d'autres n'ont pas trouvé de différence significative, et notamment sur la désorption du nickel, du cuivre ou de l'arsenic. Le fer serait, quant à lui, caractérisé par une libération plus importante dans des sédiments récents que dans des sédiments plus anciens. Il n'y a que pour le cadmium qu'une plus grande libération a été observée sur des sédiments récents après un test de lixiviation et extraction avec de l'acide acétique ($\alpha = 0,01$). Le cuivre affiche une mobilité plus faible dans les sédiments récents, qui serait reliée à la dégradation de la matière organique (Cappuyns & Swennen, 2006).

La présence de polluants en cas d'épandage peut entraîner des nuisances, que ce soit par la contamination des eaux souterraines ou bien par une inhibition de la croissance des végétaux, ou encore par transfert dans les plantes et les organismes.

2. Les contaminants organiques

Les molécules organiques toxiques sont, pour la plupart, des produits fabriqués par l'Homme. Il en existe des dizaines de milliers. Les composés qui vont persister et se retrouver dans les sédiments sont généralement des composés présentant un fort caractère hydrophobe. Les composés non polaires (HAP, PCB et autres composés organiques halogénés) s'accumulent dans les phases organiques et sont adsorbés sur les différents constituants en raison de leur forte hydrophobicité et de leur masse moléculaire. Leur distribution granulométrique diffère donc de celle des ETM (Charrasse, 2013).

Les différents procédés répertoriés pouvant être pris en compte sont les suivants :

- Pour la chimie :

- Sorption/désorption des contaminants dans l'eau (phase dissoute) et la matière solide (sol, sédiment, matière en suspension) ;
- Dissolution, complexation, formation de colloïdes ;
- 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 déplacement lié aux mouvements des animaux (bioturbation) ;
 - Volatilisation dans l'air et dépôt de poussières depuis l'air.

Ce comportement résulterait de résistance à la diffusion des forces physiques à travers le sorbant. Les cinétiques de désorption globales dépendent donc de la distribution entre les phases de libération rapide et prolongée, et des constantes de chacune de ces phases. Le comportement de certains composés organiques (surtout à fort coefficient de partage) peine à être modélisé (Debruyne & Gobas, 2004) et la décomposition de la matière organique n'accélérerait pas les cinétiques de désorption.

Les phénomènes de sorption des contaminants organiques jouent un rôle majeur dans la distribution, le transport, la biodisponibilité, la dégradation, *etc.* dans l'environnement. Structurellement et/ou chimiquement, les différents constituants de la matière organique sédimentaire interagissent différemment avec des composés organiques hydrophobes, en termes de liaison et de taux associés aux phénomènes de sorption (Ran *et al.*, 2007). La quantité de colloïdes de l'eau interstitielle joue également un rôle important dans la mobilité des contaminants organiques, la concentration en PCB de l'eau interstitielle lui étant corrélée (Geffard, 2001).

La dégradation des composés xénobiotiques organiques est principalement liée à l'activité des microorganismes (bactéries, protistes, champignons). Même s'ils sont présents, seule une fraction de ces microorganismes est métaboliquement active, en fonction des conditions du milieu. L'activité dépend du pH, de la température, des contraintes en nutriments, de la présence d'oxygène dissous et de la présence d'autres composés organiques et affecteront l'activité de ces microorganismes. Par exemple, le naphthalène (contrairement au tétrachlorure de carbone) est plus rapidement dégradé en présence d'oxygène et devient très persistant en son absence (Charrasse, 2013).

Au cours du temps, les contaminants organiques se retrouveraient associés à une matière organique condensée et seraient donc moins disponibles. En effet, les molécules diffuseraient progressivement à l'intérieur de la matrice organique et seraient retenues plus fortement (Charrasse, 2013 ; Geffard, 2001). La séquestration des composés organiques hydrophobes par le phénomène du vieillissement (baisse d'extractibilité) est de fait corrélée avec la baisse de leur (bio)disponibilité. Dans le cadre d'une gestion des risques liés au terme source et au transfert de polluants vers les nappes phréatiques ou aux écosystèmes aux alentours, ce phénomène est à considérer sérieusement, en particulier pour les stratégies de gestion de type « atténuation naturelle contrôlée » et dans l'évaluation de la dangerosité HP 15 (Charrasse, 2013).

a. Les organoétains

Aujourd'hui plus de 800 organoétains sont recensés dans la littérature, la plupart étant d'origine anthropique. Ils ont des propriétés chimiques, physiques et biologiques variées, et sont utilisés en agriculture comme pesticides, fongicides et insecticides entre autres (Hoch, 2001).

Ils ont pour formule générale :



Où X est un anion dont la nature peut influencer les propriétés physico-chimiques, et notamment la solubilité ;

Et R est un groupement carboné influençant principalement la toxicité.

Les espèces trisubstituées comme le TBT, le triphénylétain (TPhT) et le tricyclohexylétain (TcHexT) sont employées dans la préservation du bois, les peintures antisalissures, les fongicides, pesticides, miticides et acaricides. Les radiations UV, les acides forts et les agents électrophiles ainsi que l'activité biologique contribuent à la rupture de la liaison Sn-C, qui est stable en présence d'eau et d'oxygène atmosphérique jusqu'à une température de 200 °C. Les vitesses de décomposition dépendent des conditions environnementales, et notamment de la température et de la nature des microorganismes. La persistance des organoétains dans l'environnement apparaît indéniable et induit donc un risque potentiel (Marcic, 2005).

Les triorganoétains sont les composés les plus toxiques, cependant en fonction du groupement carboné les niveaux de toxicité diffèrent. En général, les organoétains agissent par fixation sur la membrane cellulaire des liposomes en formant un complexe avec les groupements phosphates des phospholipides. Ils sont alors disponibles pour l'organisme cible et deviennent toxiques. Le tableau XXIII présente pour quelques exemples de composés les groupes écologiques les plus sensibles à ces composés.

Tableau XXIII : Toxicité relative des organoétains selon les groupes écologiques (d'après Bertrand *et al.*, 2005)

Composés d'organoétains	Hautement toxiques pour
Triméthylétains	Insectes, oiseaux et mammifères
Triéthylétains	Mammifères
Tributylétains	Poissons, mollusques, champignons, bactéries gram +
Triphénylétains	Poissons, champignons, mollusques
Tricyclohexylétains	Acariens

En dépit d'une plus grande préoccupation des effets toxiques des organoétains dans les systèmes aquatiques, des données supplémentaires sur l'accumulation et les conséquences écotoxicologiques le long de la chaîne alimentaire sont encore nécessaires (Antizar-Ladislao, 2008). L'exposition des niveaux trophiques élevés (avifaune, mammalofaune) se fait principalement *via* l'alimentation. Une étude danoise sur l'accumulation et le transfert des organoétains dans une chaîne alimentaire marine (Strand & Jacobsen, 2005) a mis en évidence les concentrations les plus élevées en TBT pour un mammifère (*Phocoena phocoena*). Cependant une grande variance dans le potentiel d'accumulation entre les espèces a été trouvée, et ce même pour des niveaux trophiques équivalents, ce qui reflète probablement des voies de métabolisation et/ou d'élimination des organoétains propres à chaque espèce (Strand & Jacobsen, 2005).

(i) Les TBT

Les TBT et ses produits de dégradation (DBT, MBT) sont à présents inclus dans la Convention de Rotterdam et ont été bannis de l'organisation maritime internationale. Le TBT est interdit en France sur des bateaux inférieurs à 25 mètres depuis 1982, et depuis le 1^{er} janvier 2008 pour tous les navires entrant dans un port européen. Les sédiments marins apparaissent plus contaminés, et notamment à cause du TBT. En effet, plus de 50 % de ceux-ci dépasseraient le seuil N1, dont 25 % dépasseraient le seuil N2. Le TBT est également inscrit à l'annexe X de la Directive 2013/39/UE pour les substances prioritaires, et parmi les composés organostanniques, il est le plus étudié.

Il se concentre dans les 50 premiers centimètres des sédiments (Agence de l'Eau Artois Picardie) et présente une grande aptitude à se fixer sur un sol riche en matière organique (Marcic, 2005). La dégradation se fait par action microbiologique et photolytique dans l'eau, cependant sur un temps très long. Il est adsorbé et bioconcentré par les bactéries, les phytoplanctons, les mollusques et les poissons (Agence de l'Eau Artois Picardie).

Dans les conditions environnementales normales, l'hydrolyse du TBT n'est pas significative. Il est dégradé en DBT, lui-même dégradé en MBT. Ce dernier est lentement minéralisé et l'étain libéré sous forme inorganique. Le TBTO¹⁵ se dissocie en solution aqueuse pour former du TBT cation (GIP Seine Aval, 2007). Les microorganismes, les crustacés et les poissons évitent les zones où les concentrations en TBTO dépassent 1 µg/L (WHO, 1990).

La désorption du TBT est dépendante du pH et de la salinité, avec une plus grande désorption à des pH bas ou élevés et à une salinité intermédiaire ($\approx 30\%$). A des pH autour de 6-7, la désorption sera plus faible, ce qui sera le cas en eau douce, où le pH avoisine 7 (Eggleton & Thomas, 2004). Dans les eaux côtières, la durée de demi-vie des TBT est estimée entre 3 et 15 jours, et dans les sédiments en milieu anaérobie entre quatre mois et huit ans. L'absence de lumière (photolyse), d'oxygène (biodégradation) ou la biodisponibilité réduite justifient ces différences. Ces données sont toutefois variables, la durée de vie du TBT dans les sédiments estuariens et fluviaux est estimée entre 360 et 775 jours et à une dizaine d'années dans des sédiments en milieu anaérobie (Ineris 2009).

Ils se retrouvent dans l'eau de mer à l'état dissout sous forme d'hydroxyde de carbonates ou de chlorures et faiblement associés aux matières en suspension. Cette faible affinité pour la forme particulaire se traduit par des coefficients de partage eau-sédiment faibles. Les cinétiques d'adsorption sur les sédiments sont lentes et les taux de désorption non spécifiques. Ceci traduit de faibles échanges entre les sédiments et l'eau interstitielle. Néanmoins une faible fraction ($< 1\%$) peut être désorbée par agitation de sédiments contaminés dans l'eau de mer (Charrasse, 2013).

En ce qui concerne le comportement des TBT dans les écosystèmes terrestres, les TBT montrent une persistance très grande dans le sol par rapport au TPhT. De plus, le transfert des organoétains au végétal a pu être mis en évidence, ce qui fait que leur présence dans les sols représente donc un risque non négligeable. Il est à noter que lorsque plusieurs organoétains sont présents, leurs comportements peuvent différer, et des compétitions pourraient apparaître vis-à-vis de la sorption

¹⁵ Oxyde de TBT ; l'un des principaux dérivés du TBT à usage industriel

ou du prélèvement par les végétaux (Marcic, 2005). Le TBT est susceptible d'être bioaccumulé de façon conséquente dans les organismes (WHO, 1990).

Les conséquences de cette exposition des végétaux à certains composés organostanniques (TBT, TPhT et TcHexT) ont été étudiées au travers de tests de phytotoxicité. Balabaskaran *et al.* (1987) ont mis en évidence une inhibition de la germination et une réduction du poids des feuilles sur des graines de haricot mungo ; Simon *et al.* (2002) ont révélé des nécroses importantes au niveau des racines de haricot vert à partir de concentrations supérieures à 1 µg(Sn)/L.

De fortes perturbations du métabolisme d'organismes sensibles (algues, zooplancton, larves de poisson) ont été observées pour des concentrations de l'ordre du ng/L dans l'eau (Marcic, 2005). Chez certains mollusques comme les huîtres (et notamment au niveau du bassin d'Arcachon) ou les gastéropodes, des concentrations de 0,5 ng(Sn)/L peuvent entraîner des phénomènes d'imposex (apparition de caractéristiques mâles chez les femelles) et également une stérilisation des femelles (Rüdel, 2003). Ce phénomène d'imposex chez les gastéropodes est spécifique de la pollution par les TBT, et son intensité est proportionnelle à la contamination subie (GIP Seine Aval, 2007), les gastéropodes bioaccumulant les TBT (Antizar-Ladislao, 2008).

Quelques études sur des oiseaux et des rats ont fait apparaître la toxicité du TBT sur certains de leurs organes par inhibition de l'activité enzymatique à partir de concentrations comprises entre quelques ng(Sn)/g et quelques µg/g de poids corporel (Fent, 1996 ; Maguire, 2000).

De par ses propriétés ioniques et lipophiles, le TBT se concentre dans les lipides et/ou se fixe sur les macromolécules telles que le glutathion. Il s'accumule dans le foie et les reins. Ses caractéristiques permettent au TBT de se transmettre dans la chaîne alimentaire. Il agit sur l'activité du système immunitaire, nerveux, digestif et endocrinien de beaucoup d'organismes vivants et peut avoir des effets neurotoxiques, mutagènes, cancérigènes et immunotoxiques (Markert, 1998).

Le TBT est un perturbateur endocrinien très actif induisant la raréfaction de nombreuses espèces de mollusques (Agence de l'Eau Seine Normandie) et a été classé en catégorie 1 par l'UE (perturbateur endocrinien avéré) (GIP Seine Aval, 2007). Le TBT est absorbé *via* le tractus gastro intestinal et *via* la peau. Il peut traverser la barrière encéphalique et arriver au cerveau, ainsi que le placenta pour arriver au fœtus. Il est rapidement métabolisé par déalkylation progressive jusqu'à l'étain inorganique et est principalement excrété par la bile. Une exposition chronique chez les mammifères aura essentiellement des effets immunotoxiques, mais également des effets hépatiques, hématologiques (anémies), embryotoxiques et tératogènes avec des malformations faciales (ATSDR, 2005). Le TBTO a été classé en catégorie D par l'US-EPA (non classifiable).

- ➔ La non-prise en compte du TBT dans les sédiments continentaux est liée au manque de données sur l'ampleur de la problématique dans ce milieu, ainsi qu'à l'absence de seuil « continental » approprié (Mouvet, 2012). Les sédiments d'eau douce constituent un réservoir d'organoétains, qu'ils sont susceptibles de relarguer sous l'effet d'une perturbation (Brignon, 2005).

(ii) Le TPhT

Comme pour le TBT, des effets délétères sur les organismes aquatiques sont observés à très faibles concentrations. Les effets peuvent être variés sur l'organisme, et peuvent notamment concerner le système immunitaire, la reproduction, la croissance et ce à des doses proches de quelques mg/g de poids corporel. Des phénomènes d'imposex sont également observés à partir de concentrations de l'ordre de 1 ng/L de ce composé dans l'eau.

Sur les végétaux, le TPhT a une action phytotoxique entraînant un faible développement racinaire, une diminution de la quantité de chlorophylle contenue dans les végétaux entraînant une baisse de l'activité photosynthétique et respiratoire ainsi qu'une faible biomasse. Des phénomènes de nécrose et de retard de croissance ont été également mis en évidence suite à une exposition de haricot vert au TPhT. Le TPhT a été classé en catégorie 3 pour l'Europe (cancérogène suspecté chez l'Homme).

b. Les HAP

La structure des molécules de ce groupe d'hydrocarbures est formée par la fusion d'un nombre variable de cycles benzéniques, et sont composés presque exclusivement de carbone et d'hydrogène. Il existe plus de 100 HAP différents et ceux-ci se rencontrent comme mélanges complexes de plusieurs identités et non comme composés isolés. Les sources anthropiques sont nombreuses, les émissions se font dans tous les milieux environnementaux et sont principalement liées aux activités industrielles (Ferro, 2010). Les HAP les plus rencontrés dans les sédiments ont au moins quatre cycles (Wick *et al.*, 2011).

Règlementairement, 16 des HAP doivent être suivis depuis le 8 février 2013 (consolidation de l'arrêté du 06 Août 2006).

La biodisponibilité des HAP est affectée par différents paramètres :

- les propriétés physiques des composés, les composés de haut poids moléculaires (HPM) sont moins biodisponibles dans l'environnement que les composés de faible poids moléculaire (FPM). Ces derniers seront éliminés plus rapidement par des procédés physico-chimiques et biologiques, en raison de leur plus grande solubilité et volatilité et la capacité de différents microorganismes à les utiliser comme source de carbone ;
- les caractéristiques du sol (argile, matière organique, structure) et les organismes récepteurs (Wick *et al.* 2011) ;
- lorsque la fraction de particules fines d'un sédiment augmente, la biodisponibilité et la mobilité diminuent.

L'origine de la contamination en HAP est également importante dans la détermination de la mobilité et de la disponibilité :

- les HAP pétroliers sont plus facilement disponibles et sont présents sous forme d'émulsion avec l'eau ;
- les HAP d'origine pyrolytique (générés par des processus de combustion incomplète de matière organique à haute température) sont moins disponibles car fortement adsorbés sur et dans les particules (Geffard, 2001).

Ils possèdent une solubilité très faible, celle-ci diminuant avec le nombre de cycles aromatiques constituant les molécules. Leur hydrophobicité favorise leur association avec les particules organiques en suspension et c'est pourquoi la teneur en carbone organique total et la granulométrie influent sur la teneur en HAP des sédiments.

La solubilité des HAP dépend fortement de la température des eaux naturelles. La température est un paramètre important dans les phénomènes de sorption, elle agit sur les propriétés intrinsèques du soluté en augmentant la solubilité. Elle agit également sur tous les processus en augmentant les vitesses de réaction (Charrasse, 2013). Les HAP ont une forte affinité pour les solvants organiques.

L'adsorption est élevée sur les MES et les colloïdes en milieu aquatique en présence d'oxygène : la dégradation se fera par oxydation chimique, photo-oxydation et transformation métabolique par les organismes vivants, animaux ou végétaux. En milieu anoxique, ils sont résistants à ces dégradations chimiques et biologiques (Eau Artois Picardie). Le phénomène d'association aux matières en suspension et d'accumulation dans les sédiments est accentué par la teneur en matière organique du sédiment (Geffard, 2001).

La demi-vie des 16 HAP est variable selon les conditions aéro/anaérobie et selon le milieu :

- de 2 à 320 jours en milieu aérobie, de 16 à 4 621 jours dans les eaux en milieu anaérobie ;
- de 0,21 à 12 490 jours dans les sols en milieu aérobie, de 2,6 à 4 000 jours dans les sols en milieu anaérobie (Ineris 2009).

Les HAP-FPM (deux cycles aromatiques) ont une demi-vie de un an dans les sédiments, ceux à trois ou quatre cycles ont des demi-vies d'environ deux ans, et ceux à cinq cycles et plus ont des demi-vies de plusieurs années dans les sédiments (Wick *et al.* 2011).

La dégradation des HAP se fait majoritairement en conditions oxydantes, mais peut également s'opérer en anaérobiose. En l'absence d'oxygène moléculaire, d'autres accepteurs d'électrons, tels que les nitrates, le fer ferreux et les sulfates sont nécessaires pour oxyder les HAP.

La biodégradation bactérienne anaérobie des HAP commence généralement par l'action d'une enzyme dioxygénase (addition de deux atomes d'oxygène) qui attaque un des noyaux aromatiques pour former un cishydrodiol. Celui-ci est ensuite déshydraté en catéchol, qui est un intermédiaire décisif à partir duquel peut avoir lieu l'ouverture du noyau aromatique. Cette ouverture va conduire à la formation de composés simples (pyruvates, succinates) pouvant entrer dans la voie métabolique centrale des bactéries (cycle de Krebs). Cette biodégradation directe aura lieu pour les HAP-FPM (jusque quatre cycles). Peu de bactéries sont capables d'utiliser des HAP-HPM comme unique source de carbone et d'énergie. Leur biodégradation se fait généralement par co-métabolisme. La dégradation des HAP se fait *via* des réactions enzymatiques non spécifiques, sans apport de carbone ou d'énergie pour la cellule bactérienne. Les produits finaux de dégradation peuvent être dégradés par d'autres souches présentes (dégradation en chaîne).

Une autre voie de biodégradation des HAP est la co-oxydation (ou cométabolisation). Cette dégradation partielle par un (ou des) microorganisme(s) utilise un (ou des) substrat(s) pour sa croissance sans que cette dégradation n'apporte à l'organisme directement ni nutriment ni énergie.

Ce type de dégradation est le mécanisme proposé pour la dégradation des HAP les plus lourds (plus de cinq cycles), mais peut conduire à une accumulation de métabolites toxiques dans le milieu.

Les HAP sont également photodégradables, certains étant même particulièrement photo-toxiques sous lumière UV (Ineris, 2009). Cette oxydation se fera par absorption des radiations solaires. Ce mécanisme est encore peu clair, cependant il est intéressant de noter que cette dégradation par photo-oxydation serait plus importante pour des HAP-HPM (Wick *et al.*, 2011).

Les champignons en se développant au sein du sédiment peuvent permettre aux bactéries de mieux accéder aux HAP et/ou d'augmenter l'oxygénation au sein des agrégats (Charrasse, 2013). La concentration des HAP dans la phase aqueuse des lixiviats augmente avec la température (Ran *et al.*, 2007).

c. Les PCB

Ces composés de synthèse sont obtenus par chloration de divers hydrocarbures insaturés. Ce sont des mélanges de biphényles à différents états de chloration (quatre à huit atomes de chlore par molécule), la figure 32 présente la formule générale.

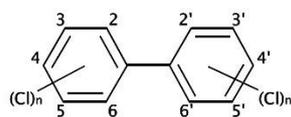


Figure 32 : Formule générale des PCBs

Typiquement cette famille est représentée par sept PCBs indicateurs PCB_i (PCB 28, 52, 101, 118, 138, 158 et 180). Ils s'accumulent facilement dans les sédiments et ont des temps de demi-vie souvent longs. Leur biodégradabilité est quasi nulle, exception faite du lindane. Ils font partie de la liste des Polluants Organiques Persistants (POP) de la Convention de Stockholm et sont soumis au plan national d'action de 2008 (Charrasse, 2013). Ces produits sont ininflammables, inertes vis-à-vis des acides, des bases et il faut une température supérieure à 1000 °C pour les dégrader complètement. Ils sont persistants dans l'environnement (du fait de leur stabilité chimique) et liposolubles. Le milieu marin serait le milieu récepteur principal des PCBs, et la zone la plus contaminée en France est l'estuaire de la baie de Seine (Silitonga, 2010).

Quand la quantité de particules fines augmente et que le taux de carbone organique augmente, la capacité du sédiment à piéger les PCBs augmente aussi. Les contaminants organiques hydrophobes se désorbent facilement du sédiment, bien que ce taux de désorption tende à diminuer avec le temps. Les congénères des PCBs ont tendance à se désorber du sédiment à différents niveaux (Eggleton & Thomas, 2004), en fonction de la taille des sédiments et du degré de chloration. Les PCBs hautement chlorés, ou les contaminants hydrophobes ayant un coefficient de partage élevé, ont tendance à désorber plus lentement (en années).

Des études ont constaté une atténuation naturelle anaérobie des PCBs, une baisse significative de la concentration en PCB sur des carottes sédimentaires (Charrasse, 2013). Egalement, des échantillons de sédiments historiquement contaminés affichent des profils de congénères avec une plus faible substitution en chlore que les composés initiaux, correspondant à une déchloration générale. Les PCBs para- et méta-substitués semblent être plus particulièrement affectés en

montrant une nette décroissance dans les horizons en profondeur (Magar *et al.*, 2005). La position des atomes de chlore détermine les possibilités de biodégradation : les isomères ortho-substitués ainsi que ceux dont l'ensemble des atomes de chlore sont présents sur le même cycle montrent une grande résistance conduisant à une plus grande rémanence (Tiedje *et al.*, 1993). Les PCBs hautement chlorés sont sujets à une déchloration réductive (déchloration anaérobie en particulier, Imamoglu *et al.*, 2004) ce qui tend à augmenter la concentration en PCBs plus faiblement chlorés, qui eux seront dégradés par des bactéries aérobies (Imamoglu *et al.*, 2004 ; Bisson *et al.*, 2005).

Les déchloration ortho-, méta- et para- suivent des processus différents et sont attribués à des populations différentes de bactéries anaérobies. La déchloration se produit souvent dans des gammes de température comprises entre 12 et 25 °C ; au-delà de 37 °C celle-ci serait inexistante (Bisson *et al.*, 2005). L'association de PCBs à d'autres molécules organiques (huiles, graisses ou solvants) peut inhiber les mécanismes de déchloration par biodégradation (Tiedje *et al.*, 1993).

Les PCBs sont largement retrouvés dans l'atmosphère, en raison de leur pression de vapeur modérée, de leur faible solubilité et de leur réactivité. Ils ont tendance à s'accumuler dans le sol, la végétation, l'eau et les particules atmosphériques, et peuvent donc se revolatiliser dans l'atmosphère (la volatilité des PCBs est corrélée au nombre d'atomes de chlore du congénère : moins le congénère est chloré, plus il aura tendance à se volatiliser ; Air Rhône Alpes, 2013). Ces phénomènes de volatilisation/condensation sont principalement contrôlés par des changements de température. Le procédé préférentiel de libération et transport des contaminants depuis le sédiment jusque l'air se découpe en trois parties :

- Premièrement le contaminant adsorbé sur la phase solide se retrouvera en équilibre avec la concentration du contaminant dans l'eau porale (ou interstitielle), équilibre des K_D ;
- Deuxièmement, la concentration en contaminant dans l'eau porale sera en équilibre avec celle dans l'air des pores, équilibre selon les constantes de Henry ;
- Troisièmement, le contaminant sera transporté dans la phase vapeur à travers le sédiment jusque dans l'air (fonction de la diffusivité DE).

Les lois de Henry sont dépendantes et proportionnelles à la température, une augmentation de la température entraîne une augmentation des flux. Une augmentation de 3 °C sur des sédiments bruts entraînent une augmentation de la volatilisation de 30, 135 et 101 % sur des PCBs di-, tri- et tétra-chlorés (Miskewitz *et al.* 2008).

3. Les contaminants émergents

Le terme générique de « polluant émergent » regroupe les contaminants chimiques ou biologiques, sans statut réglementaire clairement défini. Il s'agit bien souvent de molécules qui ne sont pas nécessairement d'un usage nouveau, mais plutôt nouvellement identifiées, pour lesquelles les données concernant leur présence, leur devenir dans l'environnement et leurs impacts potentiels sur la santé ou l'environnement sont parcellaires. Le nombre de molécules concernées évolue en permanence, tant au niveau des produits parents que de leur produit de dégradation, naturel ou issus de traitement (BRGM, 2015).

La France est le premier consommateur européen de médicaments vétérinaires (300 molécules) et le 4^{ème} consommateur mondial de médicaments humains (3000 molécules). Les concentrations en

médicaments ne sont connues qu'avec une précision limitée car les sources d'imprécision sont nombreuses :

- L'étape de prélèvement et de transport peut apporter une forte part d'incertitude (difficilement appréciable), fonction de la méthode utilisée ;
- Les prélèvements ponctuels sur un faible volume d'eau ne permettent pas une représentativité objective du milieu ;
- L'analyse de médicaments requiert l'emploi de techniques analytiques pointues permettant d'atteindre des seuils de détection très bas (présence en très faibles concentrations dans l'eau) ;
- En l'absence de méthode normalisée, la méthode d'analyse est laissée à l'appréciation et au savoir-faire du laboratoire (Eau Artois Picardie, 2010).

La contamination des eaux continentales, estuariennes et côtières par ces composés fait l'objet de questions quant à l'évaluation et la gestion des risques environnementaux qui y sont associés. Parmi les classes médicamenteuses concernées, on retrouve le plus régulièrement les anti-inflammatoires, les hormones stéroïdes, les antibiotiques et les hypolipémiants. La présence d'hormones stéroïdes agissant comme perturbateurs endocriniens est la plus préoccupante.

Les données mesurées dans le compartiment aquatique sont quasi inexistantes. Une étude a montré que le sédiment du lit des rivières joue le rôle de réservoir environnemental pour certaines substances en raison de la faible polarité des composés (log Kow compris entre 2,5 et 5). L'adsorption apparaît être un processus cumulatif dans cette couche sédimentaire. On trouve également quelques données sur des substances antiparasitaires, notamment l'ivermectine (utilisé pour traiter des parasitoses comme la gale, elle appartient au groupe des lactones macrocycliques ; sa formule chimique brute est $C_{95}H_{146}O_{28}$), dans le sédiment des bassins d'aquaculture, phénomène lié à la lipophilie élevée de ce produit, spécialement en conditions anaérobies (Collette-Bregand *et al.*, 2009).

Les sédiments peuvent aussi contenir des concentrations élevées d'antibiotiques provenant des fermes piscicoles. Le compartiment sédimentaire des rivières est loin d'être inerte et comporte des micro-organismes capables de les métaboliser et de fortes concentrations y sont observées. C'est le cas des tétracyclines ou de l'ivermectine. Les résidus d'antibiotiques qui restent dans les sédiments peuvent alors altérer la composition de la microflore et y sélectionner des bactéries antibio-résistantes (Jançon *et al.*, 2008).

Les données de l'étude de Botta & Dulio pour l'Ineris et l'Onema sortie en 2014 servent à établir les Substances Pertinentes A Surveiller (SPAS) spécifiques à la réglementation française, qui contribueront à construire la liste des Polluants Spécifiques à l'Etat Ecologique (PSEE). Dans la perspective du deuxième cycle de la DCE (2016-2021), un nouvel arrêté a été publié le 07/09/2015 et a modifié celui du 08/07/2010. Il établit la liste des substances prioritaires et fixe les modalités et délais de réduction progressive et d'élimination des déversements, écoulements, rejets directs ou indirects respectivement des substances prioritaires et des substances dangereuses visées à l'article R. 212-9 du code de l'environnement. L'arrêté du 25/01/2010 a été révisé par l'arrêté du 28/06/2016 pour ce qui concerne les méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface.

Au cours de l'étude de Botta & Dulio (2014), 150 analyses par substance ont été réalisées pour la matrice « sédiment » des cours d'eau, une vingtaine pour les sédiments des plans d'eau. 85 substances sur les 134 molécules recherchées ont été quantifiées dans la matrice « sédiment » (c'est à dire que le résultat était au moins supérieur aux limites de quantification). Les résultats ont attesté une omniprésence des plastifiants et des produits de soins corporels dans les milieux (molécules retrouvées dans 50 à 99 % des échantillons sur tous les bassins hydrographiques). Du fait du risque de contamination d'échantillon inhérent à ce type de substances, largement répandues et dans un grand nombre de matériaux, une surestimation est possible. Des études complémentaires sont en cours pour détecter et estimer l'importance des éventuels biais d'analyse.

Pour la matrice sédimentaire, plus de 40 substances « omniprésentes » sont retrouvées dans tous les bassins au moins une fois. La quasi-totalité des catégories d'usage est représentée : deux retardateurs de flamme, deux métabolites d'additifs d'essence, trois molécules industrielles (naphtalène et organo-étains), trois résidus de médicaments, dix-huit HAP, sept pesticides, deux plastifiants, un antioxydant, cinq surfactants. Ont été retrouvés dans les sédiments :

- 50 % des phytosanitaires et biocides recherchés (soit 21 molécules) ;
- 52 % de résidus médicamenteux (soit 15 molécules) ;
- 95 % des HAP (soit 20 molécules) retrouvés exclusivement dans les sédiments (molécules hydrophobes) avec une fréquence de quantification comprise entre 50 et 98 %, sur 100 % des bassins (il s'agit de HAP non réglementés et pour lesquels il manque des informations sur leur occurrence dans les sédiments) ;
- six molécules sur onze de la famille des retardateurs de flamme (composés également hydrophobes) ;
- trois molécules sur quatre de la famille des surfactants, retrouvés exclusivement dans les sédiments.

Il a été retrouvé 50 substances sur 85 dans la matrice sédimentaire présentant au moins une fois un dépassement de la « *Predictive No Effect Concentration* » (PNEC : concentration prévisible sans effet pour l'environnement). Les dépassements les plus fréquents sont dus à cinq HAP, un surfactant (le 4-nonylphénol di-éthoxylate), un pesticide (terbutryne, herbicide interdit d'usage et qui fait partie de la nouvelle liste de substances prioritaires de la DCE Directive 2013/39/UE) et un résidu de médicament (amiodarone, anti-arythmique). Le recours à cette valeur seuil indicative a été envisagé dans la perspective de hiérarchisation future pour pondérer l'importance de certaines substances par rapport à d'autres.

Pour les résidus de médicaments, il semblerait ne pas y avoir de différences en terme de typologie de pression, les fréquences de quantification ont été homogènes pour les trois types de pression (industrielles, agricoles, urbaines) ou peu de lien a pu être établi. Seuls les HAP sont majoritairement plus présents dans les stations urbaines par rapport aux stations de type agricole ou industriel. Quatre autres substances appartenant à différentes familles présentent également ce type de profil, il s'agit de trois biocides (la perméthrine, la terbutryne et le triclocarban) et d'un additif d'essence (le plomb diéthyl). Cette étude sur les contaminants émergents a été synthétisée dans la figure 33.

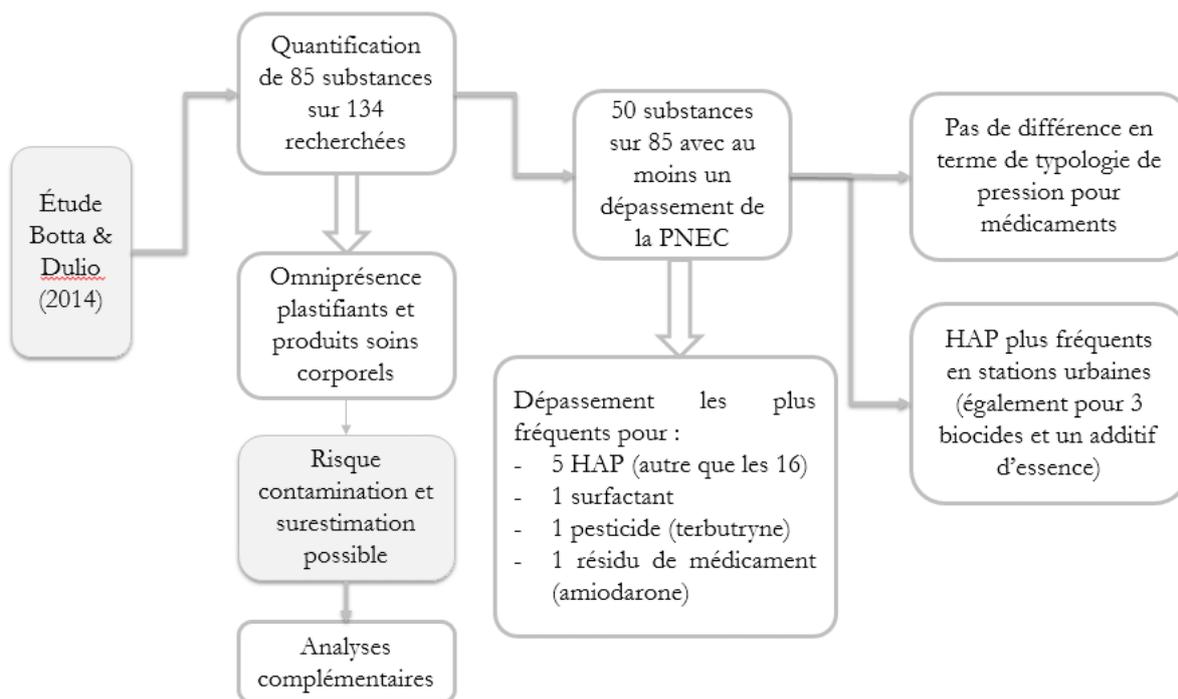


Figure 33 : Synthèse de l'étude Botta & Dulio (2014)

II. Evolution du comportement des contaminants lors de la gestion à terre des sédiments

1. Comportement des contaminants dans le sédiment extrait de son milieu

La figure 34 (page suivante) présente un schéma des différents changements pouvant s'opérer dans les sédiments, qu'ils soient encore *in situ* ou qu'ils soient soumis aux changements consécutifs aux opérations de dragage, les flèches présentant des traits plus fins représentent des voies d'évolution moins importantes.

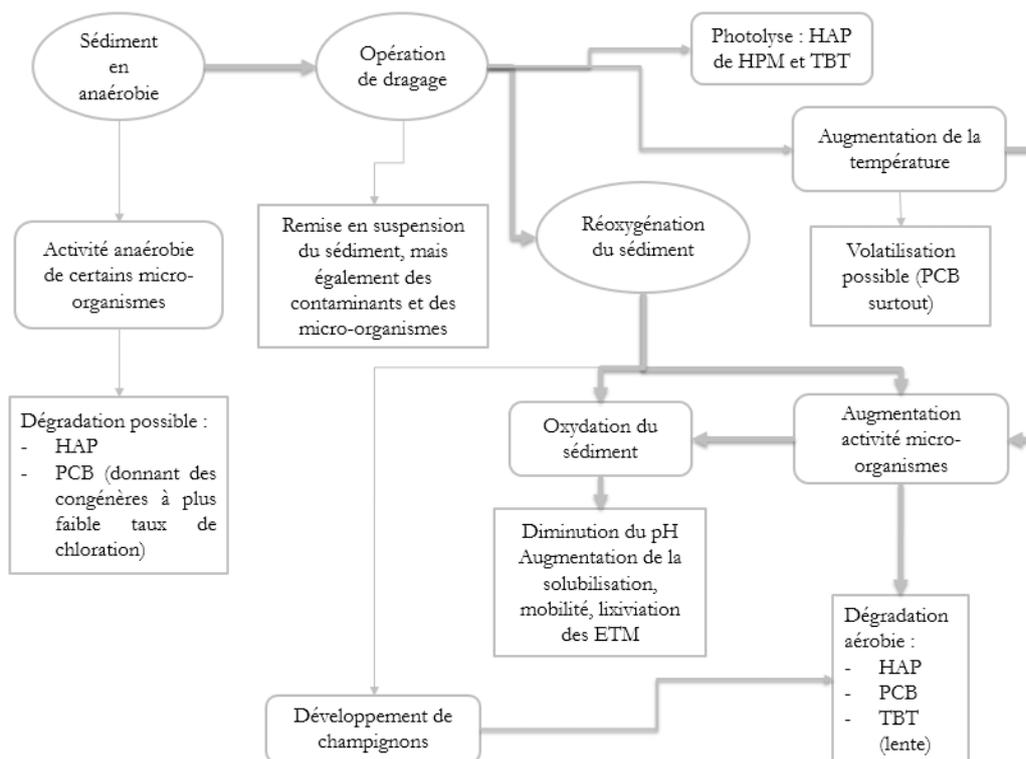


Figure 34 : Bilan des changements impactant les sédiments depuis son milieu d'origine jusqu'à sa gestion à terre
 Suite à ces différentes conditions pouvant survenir sur le sédiment extrait de son milieu, le comportement des contaminants peut être amené à évoluer. Pour terminer cette partie sur les contaminants, une synthèse de ces changements et toxicités est proposée dans le tableau XXIV.

Tableau XXIV : Synthèse du comportement des contaminants dans le sédiment extrait de son milieu

Polluant	Comportement	Toxicité
ETM	<ul style="list-style-type: none"> · Augmentation des concentrations des métaux en solution avec une baisse du pH suite à l'oxydation du sédiment (oxydation potentialisée par les micro-organismes), baisse de pH d'autant plus importante que la teneur en carbonates est faible · Rôle du Ca^{2+} dans la remobilisation des métaux, une eau riche en Ca^{2+} favorise la rétention des ETM · Lixiviation des métaux fonction du pH, Eh, quantité de matière organique et complexation, et des conditions climatiques pour certains métaux · Rôle indirect de la température sur l'adsorption, influence l'activité de micro-organismes régulant les conditions d'oxydo-réduction · L'oxydation de la matière organique est considérée comme le mécanisme le plus important induisant la mobilité des métaux, renforcement des cinétiques d'oxydation par les bactéries sulfato-oxydantes · Lixiviation plus importante les premières semaines de dépôt (risque écologique à court terme) · Oxydation chimique seule pour une faible fraction 	
As	<ul style="list-style-type: none"> · Forte affinité pour la matière organique · Le séchage favorise la mobilité · Certains processus de lixiviation sont encore inconnus · As(III) a une mobilité faible, As(V) très faible 	<ul style="list-style-type: none"> · Oligo-élément essentiel · Inorganique : cancer de la peau, voies urinaires, rein, foie, poumon. · Toxicité très dépendante des conditions du milieu (température, pH, Eh, matière organique, phosphates)
Cd	<ul style="list-style-type: none"> · Globalement mobile, Cd^{2+} correspond à la forme ionique libre disponible pour les organismes · Le séchage renforce la mobilité · L'acidification augmente sa lixiviation, lixiviation elle-même plus grande sur des sédiments récents (potentialisée par l'activité des micro-organismes) · Lixiviation plus importante en aérobie · Une augmentation de pH augmente l'adsorption · Peu sensible aux conditions redox 	<ul style="list-style-type: none"> · Cancérogène cat 1 · Ver de terre très sensible à une contamination au Cd · Organismes d'eaux salées plus résistants que ceux d'eaux douces
Cr	<ul style="list-style-type: none"> · Solubilité influencée par les conditions redox · Hautement lixiviable à pH acide 	<ul style="list-style-type: none"> · Sous une certaine forme, joue un rôle essentiel · Cr (VI) cancérogène certain pour le CIRC

- Cr (VI) apparait après une mise en dépôt de 2 mois

Tableau XXIV (suite) : Synthèse du comportement des contaminants dans le sédiment extrait de son milieu

Cu	<ul style="list-style-type: none"> · Disponibilité accrue dans les eaux salées, Cu^{2+} correspond à la forme ionique libre disponible pour les organismes ; moins mobile dans les sédiments récents · Forte affinité pour la matière organique, y sera complexée en conditions biotiques ce qui le rend moins disponible · Une augmentation du pH augmente son adsorption · Une baisse de la température entraîne une baisse de sa concentration dans les lixiviats · Le séchage ne change pas le comportement à la lixiviation 	<ul style="list-style-type: none"> · Élément nécessaire à de nombreuses réactions enzymatiques · EPA a classé le Cu en catégorie « D » (données insuffisantes pour les humains et animaux) · Présence plus importante dans les eaux du fait du remplacement du TBT par le Cu_2O
Hg	<ul style="list-style-type: none"> · Transformation en méthyl mercure sous l'action des micro-organismes · Formation de complexes stables entre le mercure et la matière organique : moins disponibles pour la méthylation · Une concentration élevée pourrait inhiber l'activité des BSR et donc réduire la transformation en méthyl mercure · Les AVS peuvent fixer le méthyl-mercure, le rendant peu disponible pour les organismes 	<ul style="list-style-type: none"> · Inorganique : atteinte des reins et du système nerveux central (SNC) · Organique (chronique) : effet majeur sur SN et également néfaste sur les systèmes immunitaire et cardiovasculaire · Méthyl-mercure : catégorie 2B
Ni	<ul style="list-style-type: none"> · Forte affinité pour les sulfures · Une baisse de la température entraîne une baisse de sa concentration dans les lixiviats · Hautement lixiviable à pH acide · Lixiviation influencée par alternance séchage/aération/humectation · Certains processus de lixiviation sont encore inconnus · Associé à la fraction résiduelle 	<ul style="list-style-type: none"> · Élément essentiel pour les végétaux supérieurs mais un excès conduit à une toxicité · Dérivés inorganiques : catégorie 1 · Ni métallique : 2B (cancérogène possible)
Pb	<ul style="list-style-type: none"> · Peu soluble si le pH > 5 · Pb^{2+} est la forme ionique libre disponible pour les organismes · Mobile par le transport colloïdal · Hautement lixiviable à pH acide · Affinité pour la matière organique 	<ul style="list-style-type: none"> · Très toxique · Atteinte du SNC, reins, moelle osseuse, et également un effet sur la reproduction

- Le séchage favorise sa mobilité
- Associé à la fraction résiduelle

Tableau XXIV (suite) : Synthèse du comportement des contaminants dans le sédiment extrait de son milieu

Zn

- Une augmentation du pH augmente l'adsorption
- Une acidification augmente la lixiviation, potentialisée par les micro-organismes, sera hautement lixiviable à pH acide
- Lixiviation plus importante en aérobiose
- Une baisse de la température entraîne une baisse de sa concentration dans les lixiviats
- Le séchage ne change pas son comportement à la lixiviation

- Élément essentiel
- Toxique à haute dose

Composés organiques

- Quantités de colloïdes de l'eau interstitielle joue un rôle important dans la mobilité des contaminants organiques
- Dégradation des composés xénobiotiques organiques principalement liée à l'activité des micro-organismes (bactéries, protistes, champignons), fonction des conditions du milieu : pH, température, contraintes en nutriment, oxygène dissous, présence d'autres composés organiques.
- Séquestration par le phénomène de vieillissement (baisse d'extractibilité) est corrélée à la baisse de la biodisponibilité
- Avec le temps : composés organiques associés à une matière organique condensée et moins disponibles → diffusion progressive à l'intérieur de la matrice organique et rétention plus importante

HAP

- Biodégradation directe par des bactéries pour les HAP de FPM (jusque 4 cycles)
- Co-métabolisme (ou co-oxydation) par un (ou des) micro-organisme (s) pour des HAP de HPM, *via* réactions enzymatiques non spécifiques
- Dégradation majoritairement en aérobiose, mais possible en anaérobiose (en présence de nitrates, fer ferreux et sulfates pour oxyder les HAP)
- Photodégradation par adsorption des radiations solaires, phénomène plus important pour les HAP de HPM (certains sont photo-toxiques)
- Les champignons se développant au sein du sédiment peuvent permettre aux bactéries de mieux accéder aux HAP et/ou d'augmenter l'oxygénation
- La température augmente les vitesses de sorption et la concentration des HAP dans les lixiviats

- Effets systémiques (hépatique, hématologie, immunologique, développement, *etc.*)
- Et/ou effets sur la reproduction ainsi que effets génotoxiques et cancérigènes

Tableau XXIV (fin) : Synthèse du comportement des contaminants dans le sédiment extrait de son milieu

	<ul style="list-style-type: none"> · Naphtalène rapidement dégradé en présence d'oxygène, persistant en son absence · Origine de la contamination des HAP importante dans mobilité/disponibilité : HAP d'origine pétroliers plus facilement disponibles à l'inverse des HAP d'origine pyrolytiques 	
<p>PCB</p>	<ul style="list-style-type: none"> · Grand nombre de bactéries capables de réaliser une déchloration réductive, la température semblant jouer un rôle dans cette déchloration · Quantité de PCB dans l'eau interstitielle corrélée à la quantité de colloïdes · Dégradation possible en anaérobiose et en aérobiose · Métabolite de fin de dégradation pour tous les PCB : acide benzoïque · Taux de dégradation diminue avec l'augmentation du degré de chloration · Dans de nombreux cas les PCB à 2/3 atomes de Cl sont très difficilement dégradés · PCB ortho-substitués plus rémanents que les para- et méta-substitués · Dégradation également par des souches de pourriture blanche, inversement proportionnelle au nombre de Cl 	<ul style="list-style-type: none"> · Exposition aigue : effets cutanés (chlor-acnée), oculaires, troubles hépatiques · Exposition chronique : troubles neurocomportementaux, perturbation métabolique + effets sur la thyroïde · Classé 2A (cancérigène probable)
<p>TBT et ses dérivés</p>	<ul style="list-style-type: none"> · Se concentrent dans les 50^{ers} centimètres des sédiments · Désorption du TBT dépendant du pH et de la salinité : désorption plus grande à pH bas ou élevé et salinité intermédiaire ($\approx 30 \text{ ‰}$) · Biodégradabilité lente dans les sédiments · Manque de données sur l'ampleur de la problématique en milieu continental, et absence de seuil continental approprié 	<ul style="list-style-type: none"> · Organismes les plus sensibles à une contamination par les TBT : gastéropodes · Très toxique pour l'environnement, en particulier aquatique. Action sur système immunitaire, nerveux, digestif et endocrinien. · Perturbateur endocrinien très actif · Classé comme substance dangereuse prioritaire (peut avoir des effets neurotoxiques, mutagènes, cancérigènes et immunotoxiques) · Pas de données sur l'écotoxicité du MBT, peu pour le DBT

2. Evolution du comportement des contaminants lors de leur valorisation à terre

Selon la valorisation envisagée du sédiment, des pré-traitements et traitements peuvent s'avérer nécessaires. Pour rappel, les techniques de pré-traitements, même si elles peuvent agir sur les contaminants ne permettent pas l'inertage des matériaux qui est le propre des techniques de traitement (CETMEF, 2008). Néanmoins, elles permettent de modifier les caractéristiques physiques du sédiment (séparation granulométrique, déshydratation, ...) et de conditionner le sédiment en vue (i) de son transport, (ii) d'un éventuel traitement, qui permettra de modifier sa nature et sa dangerosité intrinsèque selon des mécanismes physiques, chimiques ou biologiques (Benoit-Bonnemason *et al.*, 2012) ou (iii) de sa valorisation.

A ce jour, grâce notamment au retour d'expérience acquis par les nombreux projets de recherche sur la problématique des sédiments contaminés, une évaluation de l'efficacité de ces traitements a pu être réalisée. L'objectif de ce paragraphe est de présenter succinctement ce retour d'expérience pour six modes de pré-traitements et traitements couramment employés.

a. Alternance des régimes hydriques (séchage/humectation)

Lors du séchage, la déshydratation peut altérer la structure tridimensionnelle des sédiments. Les sédiments humides ont une apparence gélatineuse, tandis que les sédiments secs puis réhumidifiés apparaissent cristallins et angulaires. En outre le volume des sédiments humides peut être jusqu'à deux fois celui de sédiments secs puis réhumidifiés (à poids sec équivalent). Selon Charrasse (2013), ceci suggère que tous les sédiments frais perdent la moitié de leur capacité de rétention d'eau quand ils sont séchés et que ce phénomène est irréversible. Pour Ramarosan (2008), la réversibilité de cette capacité d'hydratation et de gonflement dépend des argiles contenues dans le sédiment, de la pression et de la température.

La déshydratation peut également entraîner un comportement différent de celui des sédiments initiaux. Les sédiments séchés deviennent en effet plus hydrophobes après séchage. Ils sont d'ailleurs plus hydrophobes que les sédiments brûlés. Après séchage puis réhumidification, la capacité d'échange cationique peut également diminuer de 50 %. La matière organique d'un sol séché serait par ailleurs plus facilement dégradée que dans les sols non déshydratés. Enfin, la déshydratation favorise la diffusion de l'oxygène, ce qui peut conduire à l'oxydation de certains minéraux (Charrasse, 2013).

b. Mise en dépôt terrestre

Le stockage à terre sur une durée de dix mois est un traitement qui a été envisagé dans le cadre du projet SEDI.MAR.D 83. Ce traitement permet d'abaisser la moitié de la concentration initiale du TBT après deux mois d'entreposage. Cette dégradation s'accompagne de formation d'espèces d'étain qui sont moins dangereuses (transformation du TBT en DBT, MBT puis en étain inorganique), elle se fait *via* des procédés biotiques et abiotiques.

L'arsenic tertiaire - As (III) est la forme majoritaire dans le sédiment fraîchement dragué et s'oxyde en arsenic (V) en fonction de la durée du traitement. L'arsenic (V) est considéré comme la forme mobile, mais sa mobilité pourra être affectée par de nombreux paramètres physico-chimiques. Le chrome s'oxyde également, avec apparition de faibles quantités de chrome (VI), qui a une grande

toxicité. Le chrome (VI) apparaît après deux mois de stockage de sédiments bruts alors qu'il apparaît à partir du 4^{ème} mois dans le cas de sédiments dessablés.

Dans le cas de sédiments dessablés, les teneurs en métaux restent sensiblement constantes pendant dix mois de stockage alors qu'une baisse des concentrations est observée pour les sédiments bruts avec obtention d'un plateau après quatre mois de vieillissement. Cette baisse des concentrations est importante les deux premiers mois et diminue ensuite de façon progressive. Elles se stabiliseront entre le 4^{ème} et 10^{ème} mois. Les concentrations en manganèse par contre diminuent peu les deux premiers mois puis restent stables. Les concentrations plus importantes en métaux dans les sédiments dessablés par rapport aux sédiments bruts peuvent être expliqués par la faible affinité des métaux pour le sable. Seul l'arsenic présente des niveaux de concentrations très proches dans les deux types de sédiments, ce qui laisse penser que cet élément a une affinité similaire avec tous les types de particules.

Une période de stockage de deux à quatre mois semble nécessaire pour oxyder les sédiments fraîchement dragués, la période devant être optimisée pour minimiser la formation du chrome (VI) tout en réduisant la charge de la contamination en TBT. Ce comportement est toutefois moins significatif pour les sédiments dessablés, car le traitement de dessablage en lui-même entraîne une oxydation rapide du sédiment et la concentration des métaux restera stable après le dépôt à terre (Seby *et al.* 2009).

c. Stabilisation

Les procédés de stabilisation vont assécher le sédiment et ainsi réduire la quantité de PCB volatilisés. Le matériel dragué puis stabilisé sera moins affecté par les fluctuations de température parce qu'éliminer l'eau élimine la voie préférentielle de libération des PCB à l'atmosphère. Ainsi, il apparaît que le sédiment stabilisé retient plus les PCB. Cependant, des mesures prises pendant et après la phase de stabilisation suggèrent que les pertes pourraient être significatives pendant le traitement (Miskewitz *et al.* 2008).

Bien que les flux mesurés dans l'étude de Miskewitz *et al.* de 2008 soient plus faibles que les limites d'exposition établies, et qu'ils ne représentent donc pas de danger direct pour la santé humaine, le sédiment pourrait représenter une source significative de PCB dans l'atmosphère.

d. Traitement à l'acide phosphorique

Les traitements industriels des sédiments dragués ont été développés pour fournir un procédé à moindre coût et bien adapté pour éviter la formation de déchets résiduels. Le traitement à l'acide phosphorique est une méthode d'immobilisation efficace pour les sédiments contaminés aux métaux lourds. L'utilisation de l'acide phosphorique pourrait rivaliser avec le phosphate comme fertilisant, mais son impact est plus faible parce qu'1 % acide phosphorique est suffisant pour traiter les sédiments dragués.

Les acides causent la décomposition des carbonates et des sulfures présents dans les sédiments dragués. Cependant, l'acidité est rapidement compensée par la libération de dioxyde de carbone et la formation de sels ortho-phosphatés de calcium et d'autres métaux. Un traitement thermique des sédiments traités chimiquement renforce la stabilité des minéraux nouvellement formés. La

lixiviation des métaux lourds est ainsi minimisée. Pour une réutilisation avantageuse, les sédiments traités devraient être comparés à d'autres matériaux naturels (Kribi *et al.*, 2012).

e. Traitement par additifs minéraux

Dans le cadre d'une étude réalisée et décrite par Mamindy-Pajany *et al.* (2013), l'évolution d'échantillons de sédiments et de leurs caractéristiques physico-chimiques (notamment de leur contamination) a été suivie lors de traitements par additifs minéraux. Les principaux éléments retenus sont décrits dans la suite de ce paragraphe.

(i) Traitement à la zéolithe

Les traitements par additifs minéraux altèrent la mobilité des ETM. L'expérimentation menée par Mamindy-Pajany *et al.* (2013) a montré que le traitement à la zéolithe grossière réduit l'accumulation des ETM dans les lixiviats comparés à un sédiment non traité (Cd : 20 %, Cu : 19 %, Zn : 7 %, Ni : 5 %). Dans ce contexte, le traitement à la zéolithe fine a renforcé la libération des ETM dans les lixiviats, mais n'a pas été efficace dans la stabilisation des ETM dans les sédiments marins. La réactivité de la zéolithe grossière pourrait être attribuée à sa surface spécifique tandis que l'augmentation des ETM dans les lixiviats après traitement à la zéolithe fine pourrait être expliquée par leur transport dans la phase solide associée aux particules fines de zéolithe (diamètre inférieur à 0,45 µm) pendant des phases successives de lixiviation (densité inférieure à celle de l'eau) (Mamindy-Pajany *et al.* 2013).

(ii) Traitement à l'hématite

Mamindy-Pajany *et al.* (2013) ont comparé des concentrations différentes d'hématite dans des opérations de traitement. Ils ont mis en évidence que les taux de stabilisation étaient inférieurs avec un taux de 15 % (comparé à un traitement à 5 %), avec une exception pour les éléments les plus mobiles : le molybdène et le zinc. Selon les auteurs, la stabilisation des ETM dans les sédiments traités avec de l'hématite est due à des réactions de complexation sur les sites de surface de l'hématite. Ce traitement est capable de piéger des contaminants anioniques et cationiques dans des gammes de pH neutres.

(iii) Traitement au Fer zéro

Le traitement au Fer zéro peut être utilisé pour stabiliser des cations et anions métalliques des sédiments marins. Ce traitement a été montré comme réduisant la mobilité des ETM dans les sols pollués, sans toxicité résiduelle pour les plantes et les microorganismes, même sur des longues périodes de temps.

Dans l'étude de Mamindy-Pajany *et al.* (2013), les traitements à l'hématite et au fer zéro se sont avérés les traitements les plus efficaces pour stabiliser des sédiments marins dragués en améliorant la qualité des eaux de percolation, avec des taux de stabilisation allant de 45 à 51 %.

f. Phytoremédiation

Pour rappel, la phytoremédiation fait référence à trois techniques :

- Phyto-extraction : absorption des métaux du sol/sédiment par la plante puis translocation des métaux dans les parties récoltables ;
- Phyto-dégradation : utilisation de plantes dégradant les contaminants organiques ;

- Phyto-stabilisation : stabilisation plutôt que suppression par rétention racinaire.

Son objectif est de réduire des concentrations en contaminants de façon naturelle. Par ailleurs, le ressuyage passif des déblais permet d'abattre les teneurs en chlorures, qui posent problème vis-à-vis des seuils pour le stockage. Cette technique est plus efficace sur des sédiments bruts que sur des sédiments dessablés (CETMEF, 2008).

L'étude de Doni *et al.* (2015) a montré que, dans les sédiments marins, la distribution chimique des métaux n'était pas uniforme dans les différentes phases sédimentaires. Cette distribution chimique a été mesurée pour réaliser une estimation plus réelle de l'efficacité de la phyto-remédiation de sédiments contaminés. Une cartographie complète des flux de métaux a été obtenue pour les sédiments traités. Les résultats ont montré que chaque métal prédomine dans différentes fractions. Le nickel et le plomb ont été montrés comme fortement associés à la fraction résiduelle, tandis que le cuivre est principalement lié à la matière organique. Le cuivre montre une grande affinité pour la matière organique et forme des complexes stables. La présence du nickel et du plomb dans la phase résiduelle pourrait venir d'une faible translocation de ces métaux vers les tissus de la plante. A l'inverse, le cadmium et le zinc sont plus translocables (que ce soit vers les parties aériennes ou racinaires) ce qui confirme leur plus grande disponibilité. De 0 à 20 cm de profondeur, la biodisponibilité est plus importante pour le cadmium, ensuite le zinc, puis le cuivre, le plomb et le nickel.

Smith *et al.* (2008) ont trouvé une corrélation négative entre la disparition de l'azote et la baisse de la concentration en HAP, ce qui suggère une compétition pour les nutriments entre les plantes et les microorganismes, ce qui a entravé la biodégradation des HAP dans la rhizosphère. Des variables testées dans cette étude, seules l'extraction de l'azote par les plantes et le log K_{ow} sont significativement corrélées aux pertes en HAP. Ce phénomène de compétition pourrait être à l'origine d'une baisse d'efficacité de la phyto-remédiation des HAP. Les plantes devront donc être fertilisées de manière optimale pour maximiser la biodégradation des HAP.

L'étude de Bataillard *et al.* (2004) a montré également que la végétalisation d'un sédiment contaminé peut affecter profondément la spéciation des polluants métalliques comme le zinc, et certainement également d'autres métaux, les plantes augmentant les cinétiques d'oxydation des sulfures. En effet, les plantes induisent des modifications physiques, chimiques et biologiques dans la rhizosphère. L'intensité de ces changements dépend essentiellement des caractéristiques du sol, de la nature des espèces végétales et des conditions nutritives. Certains processus favorisent la mobilité des métaux alors que d'autres la diminuent (Panfili, 2004).

III. Conclusion de la partie 2

Quelle que soit la filière de valorisation choisie (remblaiement de carrières, régalaage, épandage, *etc.*), les sédiments peuvent être traités pour réduire l'impact de la contamination ou pour modifier certaines propriétés physiques des sédiments.

Comme vu dans ce paragraphe, plusieurs techniques peuvent être appliquées *in situ* ou *ex situ* (Panfili, 2004) avec une efficacité très variable selon la technique considérée. Ces traitements vont, par ailleurs, générer des conséquences sur le sédiment, qui doivent être prises en compte pour la

valorisation. Prenons l'exemple d'une valorisation en modelé paysager, un traitement préalable par phytoremédiation va induire des modifications physiques, chimiques et biologiques au niveau de la rhizosphère. Si une mise en dépôt est envisagée et selon la durée de celle-ci, une végétalisation spontanée du dépôt pourra également avoir des répercussions sur les caractéristiques du sédiment mais également sur la contamination, notamment en surface.

Un autre paramètre à prendre en compte est la divergence de pratiques de certains traitements. C'est le cas du tamisage dont les pratiques vont différer selon la nature des polluants à analyser :

- ✓ Pour une contamination organique, l'analyse va généralement être réalisée pour la fraction inférieure à 2 mm et les résultats sont normalisés pour le Carbone Organique Total (COT). Cette pratique, recommandée dans la littérature par Schiavone & Coquery (2011), est effectuée par la plupart des laboratoires en France ;
- ✓ Pour une contamination par les ETM, il n'existe pas de consensus. Il est possible de travailler sur la fraction inférieure à 63 μm ou celle inférieure à 2 mm. Le travail sur la fraction inférieure à 63 μm n'est pas pratiqué par les laboratoires français travaillant sur les sédiments continentaux. Elle est en revanche utilisée par les pays Anglo-saxons et ceux d'Europe du Nord. Le tamisage sur la fraction inférieure à 63 μm est une pratique délicate à mettre en place et est une source importante de contamination car elle est effectuée par voie humide. De plus, il est nécessaire d'utiliser de l'eau prélevée sur site afin de ne pas modifier la physico-chimie de l'échantillon (Schiavone & Coquery, 2009). Ces différences de méthode sont un paramètre à prendre en compte dans la comparaison des résultats d'études entre différents pays.

Pour appréhender au mieux l'impact de la gestion à terre des sédiments, il est donc indispensable de connaître les caractéristiques du sédiment, la nature et le niveau de contamination de celui-ci mais également les éventuels traitements effectués.

PARTIE 3. CONSEQUENCE DE LA GESTION A TERRE DES SEDIMENTS SUR LES ECOSYSTEMES

Même si cela n'a pas pu être démontré par la recherche bibliographique, tout porte à croire que les individus aquatiques présents dans les sédiments devraient disparaître dans un temps plutôt court en raison du changement de milieu eau/air et des paramètres physico-chimiques différents qui en découlent. En revanche, plusieurs études se sont intéressées à l'impact du dépôt de sédiments (marins ou fluviaux) sur les sols notamment aux Etats-Unis, où les sédiments ont été utilisés pour recréer des habitats intertidaux ou pour engraisser des plages (Bolam et Whomersley, 2005) notamment pour les marais salants (Shafer et Streever, 2000 ; Streever, 2000 ; Posey *et al.*, 1997 ; Laselle *et al.*, 1991) et les vasières (Ray, 2000). Peu d'études se sont intéressées à l'impact des dépôts sur l'écosystème sol.

Au Royaume-Uni, des inquiétudes sur le devenir des matériaux utilisés pour les dépôts et des conséquences écologiques du dépôt de matériaux à grain fin sur des habitats intertidaux ont permis de limiter cette pratique à des essais sur le terrain à petite échelle (Bolam et Whomersley, 2005).

Lorsque les déblais de dragage sont placés dans une vasière intertidale les invertébrés résidents sont étouffés et la récupération / le rétablissement se produit par l'intermédiaire d'une combinaison de colonisation par les adultes / juvénile et par une migration latérale et/ou verticale (Bolam *et al.*, 2003 in Bolam et Whomersley, 2005). Après un an, le nombre d'individus et le nombre d'espèces dans le milieu rechargé sont significativement plus faibles que ceux dans le milieu de référence qui n'a pas reçu de dépôt (Bolam et Whomersley, 2005).

Les expériences acquises à partir d'études de création de marais salants suggèrent que l'échec des communautés créées à converger vers celles des sites de référence peut être expliqué en partie par des différences dans les caractéristiques des sédiments entre les habitats créés et naturels (Levin *et al.*, 1996 in Bolam et Whomersley, 2005). Suite à des apports de sédiments dragués dans une vasière au Royaume-Uni, Bolam *et al.* (2004) précisent que dans un premier temps, l'augmentation de la teneur en sable induit un effet à court terme (un mois) sur la recolonisation de la macrofaune. L'augmentation de la teneur en matière organique, en revanche, ralentit le processus de rétablissement de la communauté en terme de nombre total d'individus, nombre d'espèces et diversité. Ainsi, les assemblages de communautés des traitements à faibles teneurs en matière organique ont été rétablis après 12 mois alors que celles des traitements à fortes teneurs en matière organique étaient encore significativement différentes à celles du témoin à la fin de l'expérimentation. Une étude similaire portant sur les processus affectant le développement des assemblages méiobenthiques de nématodes dans une vasière intertidale du sud-est du Royaume-Uni en fonction de la mise en place de différents types de sédiments met également en évidence une recolonisation plus rapide (trois mois) pour les sédiments à teneur élevée en sable que ceux enrichis en matière organique (12 mois ; Schratzberger *et al.*, 2004).

I. Impacts sur les microorganismes

Une flore microbienne importante est souvent présente dans les sédiments. Evaluer l'impact microbiologique du dragage nécessite de connaître la charge bactérienne et virale initiale du

sédiment et les mécanismes qui permettent l'activité et la survie des bactéries dans cet écosystème (Crenn *et al.*, 1999). Les sédiments fins accumulés abritent une flore importante où les bactéries et les virus d'origine entérique cohabitent avec la flore microbienne autochtone.

Ainsi, les sédiments dragués contiennent souvent un grand nombre de bactéries et virus d'origine anthropique tels que *Salmonella*, *Escherichia coli*, *Clostridium sp.* ou encore des streptocoques qui vont cohabiter avec la flore microbienne autochtone. Ces microorganismes proviennent des eaux usées d'origine urbaine et agricole qui sont plus ou moins bien épurées (Crenn *et al.*, 1999).

A notre connaissance, il n'existe pas d'information concernant le devenir de ces microorganismes une fois le sédiment sorti de son milieu d'origine et déposé au sol. Toutefois, dans les premiers temps du dépôt, il est envisageable que le taux d'humidité soit suffisant pour permettre la survie de quelques individus. En effet, les microorganismes sont, pour la plupart, des organismes résistants aux conditions de stress grâce à différents modes d'adaptations comme notamment la formation de spores qui offre une grande résistance à la température et aux conditions peu favorables. La fixation aux sédiments et la réduction de l'activité métabolique offrent une certaine forme de résistance (Crenn *et al.*, 1999).

Ces microorganismes devront toutefois faire face à la flore autochtone propre au milieu de dépôt et une compétition devrait être établie à condition que la flore microbienne du milieu récepteur ne soit pas affectée par le dépôt de sédiments. Ces questions demeurent des pistes de réflexion intéressantes.

II. Impact sur la faune

1. Benthos

Les organismes benthiques présents dans le milieu d'origine sont nombreux et de taille variable. Tout porte à croire que, aussi bien les individus du macrobenthos (vers polychètes, les coquillages bivalves, les échinodermes, etc.), ceux du meibenthos (nématodes, foraminifères, crustacés copépodes ou ostracodes etc.) et ceux du microbenthos (bactéries, les diatomées, les ciliés, les amibes ou encore les flagellés etc.) ne puissent survivre une fois sortis de leur milieu d'origine, aquatique, et déposés au sol, milieu aérien. En revanche, on peut s'interroger sur le devenir de ces organismes lorsque les sédiments sont déposés dans un milieu aquatique, comme une gravière par exemple. A notre connaissance, aucune étude n'a évalué cette hypothèse.

2. Organismes du milieu récepteur (sol)

Le dépôt sédimentaire transposé vers le milieu récepteur (sol) pourrait impacter l'écosystème du sol. Il convient donc, dans un premier temps, de définir les caractéristiques biologiques du sol et notamment les organismes qui le composent. Ainsi, la pédofaune désigne la faune du sol, constituée par l'ensemble des divers groupes d'animaux épigés, hypogés et endogés (Ramade, 2008).

Certains organismes passent leur cycle de vie entier dans le sol, comme les vers de terre, les acariens, ou les collemboles. Ils font partie des organismes géobiontes. D'autres, comme des larves d'insectes, n'y passent qu'une partie de leur cycle de vie, ce sont les organismes dits géophiles (Jeffery *et al.*, 2010 ; Bachelier 1978). Ces organismes sont souvent classés en fonction de leur taille.

Ainsi, une distinction peut être faite entre : la microfaune (< 0,2 mm) composée essentiellement de protozoaires et nématodes ; la mésofaune (0,2 – 4 mm) regroupant principalement les collemboles, les acariens et les plus petits insectes ; la macrofaune (4 – 80 mm) avec les vers de terre, les insectes supérieurs, myriapodes, arachnides, mollusques et isopodes (Gobat *et al.*, 2010 ; Bachelier 1978 ; Coineau 1974).

La composition biologique de l'écosystème-récepteur va dépendre du type de milieu dans lequel les sédiments seront déposés (plages, vasières, carrières, ...) et de la pression anthropique exercée sur le milieu (environnement urbain, industriel, agricole, naturel ...). Si le dépôt sédimentaire a pour vocation de venir engraisser les plages ou les vasières, les communautés de l'écosystème impacté seront plutôt aquatiques. En revanche, si les sédiments sont déposés dans le but de constituer un modelé paysager par exemple, les communautés seront plutôt terrestres et la composition en espèces de ces communautés variera en fonction des conditions de vie du milieu récepteur, et notamment de la pression anthropique exercée.

A notre connaissance, peu d'études se sont intéressées au devenir de ces sédiments une fois posés au sol, en termes de colonisation par les organismes du milieu récepteur. Toutefois, une étude menée au pays-bas à Westwouderpolder s'est intéressée au processus de colonisation par les vers de sédiments contaminés (HAP) déposés au sol (polder) sur un petit polder isolé à environ 20 km au nord d'Amsterdam (Eijsackers *et al.*, 2001). Trois expérimentations ont été menées en utilisant trois sédiments d'âges différents : des sédiments frais, des âges de six ans et des âges de 20 ans.

- **Observations *in situ***

Des inventaires des vers présents sous les dépôts ont été réalisés de juin à décembre. Dès la première semaine de dépôt, des vers *Lumbricus rubellus* au stade adulte ont été observés dans les plus basses couches du dépôt. A la fin du dispositif, des juvéniles ont été inventoriés également.

- **Expérimentation réalisée en mésocosme**

La taille et le nombre de galeries creusées par des vers d'élevage (*L. rubellus*) dans les différents sédiments ont été suivis pendant quatre jours à l'aide de mésocosmes mis en place en conditions contrôlées. Il y a eu moins de galeries dans les sédiments frais.

- **Expérimentation de type « Bio-essai »**

Des bio-essais avec des vers issus du terrain (*E. fetida*) (7, 42, 77 et 112 jours) ont révélé une bonne survie des organismes dans les différentes modalités testées.

En conclusion, cette étude révèle une colonisation des sédiments possible par les vers, même si la teneur en humidité élevée des sédiments frais leur est moins favorable

III. Impacts sur la flore

Tout comme la faune, il est envisagé (sans que cela ait pu être confirmé par la littérature) que la flore aquatique du milieu sédimentaire meurent une fois déposée au sol, les conditions de milieu étant trop différentes (teneur en eau, en oxygène, en sels etc).

Toutefois, quelques études se sont intéressées au processus de colonisation des dépôts de sédiments par la flore terrestre. Ainsi, la démarche d'investigation citée précédemment s'intéressant

à la colonisation par les vers, a également montré une colonisation par différentes plantes, notamment des graminées et des astéracées comme l'Achillée millefeuille (*Achillea millefolium* L.) et la Porcelle enracinée (*Hypochaeris radicata* L.). Ces individus se sont principalement développés dans les fissures créées par l'assèchement du dépôt mais ne persistaient pas dans le temps. Dans les couches les plus denses, des mousses (espèces non précisées dans l'article) se sont développées (Eijsackers *et al.*, 2001).

Une étude menée dans le cadre du projet SEDIGEST laisse supposer que sur des sédiments marins suffisamment anciens, une colonisation par les plantes peut être envisagée (Bedell *et al.*, 2013). Ces conclusions sont le résultat de tests de germination (Phytotoxhit, 2004) réalisés sur trois espèces (*Lolium perenne*, *Sinapis alba* et *Lepidium sativum*) menés sur des sédiments portuaires contaminés (PCB, HAP, métaux, TBT, DBT, MBT) et « vieillis » expérimentalement suite à une succession de lixiviations en laboratoire.

Piesschaert *et al.* (2005) se sont intéressés au suivi de la végétation spontanée se développant sur des dépôts sédimentaires saumâtres du port d'Anvers en Belgique et selon différents modes de gestion. Ils constatent que les espèces pionnières sont dominées par des espèces tolérantes au sel (halophytes) et sont principalement des espèces annuelles nitrophiles comme *Atriplicatum littoralis*, *Matricaria maritima* ou *Atriplex prostrata*. Le développement d'une végétation spontanée après le stade pionnier dépend de la teneur en sel et en eau du sédiment et du mode de gestion employé comme l'illustre la figure 36. Si les taux de sel et d'eau sont élevés, la communauté végétale s'y développant sera plutôt reliée au *Puccinellio-Spergularion salinea* mais elle ne perdure pas longtemps en raison de l'intrusion d'espèces herbacées stolonifères. La suite de l'évolution est difficile à prédire mais suite à des observations réalisées sur un ancien site de dépôts sédimentaires, les auteurs envisagent pour les milieux plus secs, une végétation dominée par *Calamagrostis epigejos* et pour les zones plus humides, une dominance de *Phragmites australis*. Les successions écologiques se réalisant sur les dépôts sédimentaires sont similaires à celles décrites pour les sols hyper-eutrophiés comme les terres agricoles abandonnées et correspondent généralement à une végétation spontanée banale. Toutefois, les auteurs recommandent de ne pratiquer aucune gestion pour les milieux où les teneurs en sel et en eau permettent le développement d'une végétation halophytique afin de préserver ce milieu fragile.

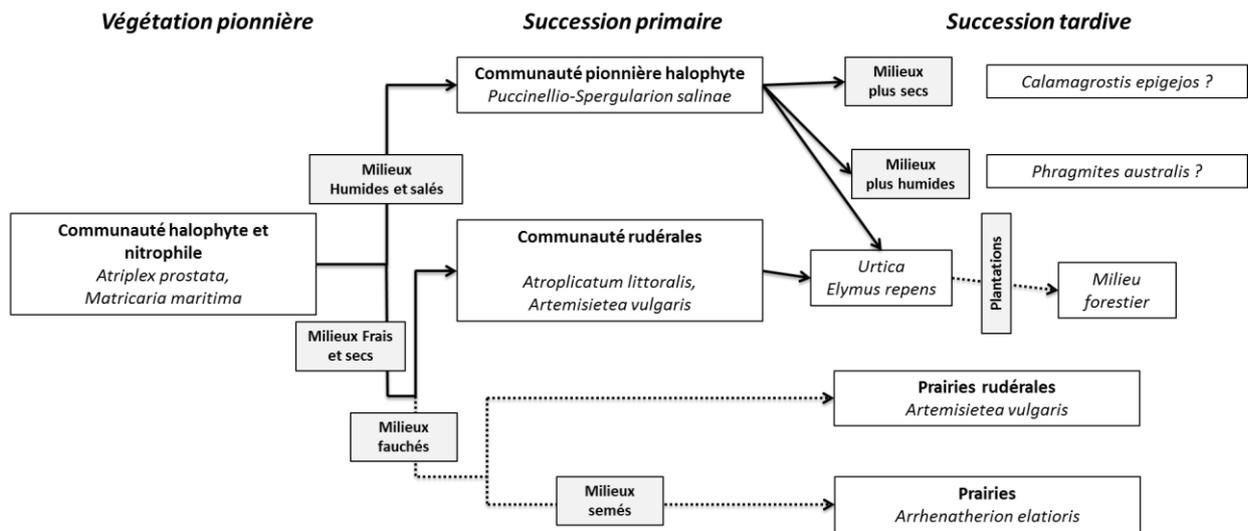


Figure 35 : Schéma des principales voies des successions végétales se développant sur des digues composées de sédiments saumâtres de dragage (d'après Piesschaert *et al.*, 2005)

Les types de végétation de fin de succession sont hypothétiques. Chemins indiqués par des lignes en pointillés impliquent une intervention de gestion qui soit ou non récurrents.

CONCLUSION DU CHAPITRE 2

Lors de la gestion à terre des sédiments, les caractéristiques évoluent sous l'influence notamment de la mise en contact avec l'air qui entraîne une oxydation du milieu, des différences de température qui influencent l'activité microbienne du milieu et d'une diminution de la teneur en eau qui entraîne une déshydratation du milieu. Ces réactions en chaîne vont également avoir une influence sur la contamination. Dans le contexte réglementaire actuel, ce sont essentiellement les ETM, PCB, HAP et le TBT qui constituent le pool de contaminants suivis dans le cadre d'un projet de dragage. Néanmoins, comme le démontre la littérature, d'autres contaminants comme par exemple les substances émergentes ou les SPAS, sont susceptibles d'être présentes dans le compartiment sédimentaire et donc de causer des dommages à l'environnement. Néanmoins, en l'absence de réglementation ou de méthodologie appropriée, ces substances ne sont pas prises en compte à ce jour. Par ailleurs, comme l'a démontré une étude brésilienne menée en 2014, même si ces contaminants sont présents à des concentrations inférieures aux limites établies par la législation, cela n'exclut pas la mise en évidence d'effets biologiques. Ce résultat rejoint le principe de l'évaluation de risque selon lequel toute substance constitue potentiellement un risque pour l'écosystème.

Une fois extrait de leur milieu d'origine, les propriétés de la matrice sédimentaire vont évoluer et la mise en dépôt en milieu terrestre va entraîner des conséquences sur l'écosystème/le milieu récepteur. En prenant l'exemple des sédiments marins, ces derniers, une fois extraits, vont présenter une texture différente, une mauvaise aération et un faible drainage. Ces changements peuvent induire un phénomène de « croute », ce qui rend les sédiments ni assimilables à un sol, ni acceptables par les sols. Des tests de phytotoxicité réalisés en laboratoire ont par ailleurs démontré que la teneur en sels dans les sédiments marins dragués était un inhibiteur de croissance des graines et que les sédiments devaient subir un prétraitement pour modifier notamment leur texture afin de les rendre plus favorable au développement d'espèces terrestres (Macia *et al.*, 2014). En termes de gestion, ces propriétés peu favorables au développement des organismes non-halophiles peuvent être modifiées par des techniques relativement simples comme par exemple celle du lessivage à l'eau douce couplée à des mesures de CEC (capacité d'échange cationique).

Sur le plan biologique, de nombreux organismes peuplent les sédiments dans leur milieu d'origine, qu'ils appartiennent aux microorganismes, à la faune ou encore à la flore benthique. Les conditions de vie sont si particulières (salinité, teneur en oxygène, en nutriments, texture) que les organismes ont développé des mécanismes d'adaptation, c'est pourquoi les modes de vie (fixés, cavernicoles, fouisseurs...) et les régimes alimentaires du benthos (suspensivore, filtreur, saprophage, prédateur...) sont aussi variés. Le dragage a des impacts directs (morts des individus) et indirects (*e.g.* : du fait de la turbidité : ralentissement de la croissance des juvéniles, baisse des activités photosynthétiques *etc.*) sur les communautés benthiques. Toutefois, plusieurs études laissent à penser qu'un retour à une situation « normale » est envisageable à condition de laisser un temps suffisant, qui peut varier selon la quantité et la profondeur de sédiments prélevés, la technique utilisée, ainsi que l'état initial du milieu en terme de biodiversité. Une fois déposés au sol, nous avons émis l'hypothèse que la plupart des organismes benthiques du sédiment, n'étaient plus viables en raison d'un changement du milieu (eau/air). A notre connaissance, peu d'études (avec en plus une disparité faune / flore) se sont intéressées à l'évolution et aux successions écologiques existantes sur le dépôt au cours du temps. Celles-ci mettent en lumière un potentiel de colonisation

par les organismes présents aux alentours du milieu récepteur, avec souvent un besoin de traiter les sédiments en amont du dépôt. En effet, comme évoqués précédemment, les sédiments extraits, à l'état brut, ne peuvent être considérés comme un sol¹⁶. Ainsi, les traitements visent surtout à modifier les propriétés physico-chimiques du sédiment pour les rendre plus compatibles au milieu récepteur (*e.g.* texture, degré de salinité, de contamination, *etc.*). Toutefois, la plupart de ces études ont réalisé des tests en laboratoire (principalement des tests de germination), ce qui est peu représentatif de la réalité de terrain. En effet, le succès de colonisation (ou non) dépendra aussi du potentiel écologique présent dans le voisinage du milieu récepteur et des capacités de dispersion des organismes présents.

D'un point de vue général, les successions écologiques (faunistiques et floristiques) qui pourront être observées sur les dépôts sédimentaires dépendent avant tout de la zone dans laquelle est déposé le sédiment et la qualité de celui-ci. Des pré-traitements sur les sédiments (en termes de salinité, contaminant, CEC, ...) pourraient permettre de favoriser le processus de colonisation. Le succès de cette colonisation dépendra également du potentiel de déplacement des espèces aux alentours du dépôt.

¹⁶ La question concernant l'assimilation d'un sédiment extrait et déposé à un sol fait l'objet d'un paragraphe de la discussion générale car il n'existe pas, à notre connaissance, de consensus au sein de la communauté scientifique sur la réponse à cette question.

CHAPITRE III : ÉVALUATION DES RISQUES POUR LES ÉCOSYSTÈMES - ÉRÉ

APPLICATION À LA PROBLÉMATIQUE DES SÉDIMENTS CONTAMINÉS DÉPOSÉS

EN MILIEU TERRESTRE

Dans une première partie, un rappel de la définition de l'évaluation des risques pour les écosystèmes (éRé), ses critères d'application et ses différentes architectures méthodologiques ainsi qu'une évaluation de la place des outils biologiques dans le processus d'évaluation sont proposés. Cette première partie est essentiellement basée sur les connaissances apportées par les études « Recherche et validation des critères d'application des méthodologies d'évaluation des risques pour les écosystèmes par leur comparaison et leur application *in situ* » (Deram et Hayet, 2011) et « Evaluation et acceptabilité des risques environnementaux. Volet 1 : méthodes d'évaluation, analyse comparative » (Deram et Hayet, 2006) ainsi que les travaux de thèse d'Audrey Hayet sur « L'apport des indicateurs écologiques à la caractérisation des sites contaminés. Application à l'éRé ».

Dans une seconde partie, sur la base d'une analyse de la littérature scientifique, les démarches d'évaluation et de gestion des sédiments développées à l'échelle internationale sont présentées et analysées. A partir des éléments recueillis, une discussion sur la faisabilité de l'éRé à la problématique des sédiments contaminés et déposés en milieux terrestres est proposée.

Enfin, dans le but de confronter nos observations à des situations de terrain, trois scénarios fictifs de gestion à terre de sédiments extraits sont décrits et font l'objet d'une procédure d'évaluation des risques pour les écosystèmes.

PARTIE 1 : L'ERE – PRINCIPES ET CONCEPTS METHODOLOGIQUES

I. Définition de l'éRé

Selon la littérature, l'éRé peut être définie comme une démarche scientifique (Munns, 2006) qui organise, analyse les données écotoxicologiques et écologiques (Power *et al.*, 1997), les hypothèses et les incertitudes et dont l'objectif est d'évaluer la probabilité d'apparitions d'effets écologiques néfastes (Hope, 2006). Généralement liés aux activités humaines, ces effets sont causés par un ou plusieurs agents de stress (Noss, 2000 ; Munns, 2006) de nature chimique (toxiques et composés dangereux), physique (destruction d'habitats) ou biologique (introduction d'espèces invasives) (Hope, 2006). Ils peuvent également affecter plusieurs niveaux d'organisation de l'écosystème : spécifique, populationnel, communautaire et/ou écosystémique (Calow, 1997 ; Solomon, 2002).

L'intitulé de la méthodologie varie dans la littérature ou selon les administrations. A titre d'illustrations, nous avons repris la liste de neuf méthodes d'éRé étudiées dans une étude bibliographique nommée « Méthodes d'évaluation des risques environnementaux et risque acceptable : état des lieux, étude comparative » menée en 2005 par l'Université de Lille 2 et financée par RECORD :

- Guidelines on Ecological Risk Assessment (ERA) – USEPA, 1998
- Ecological Risk Assessment - Environment Agency of United Kingdoms, 2003

- Guideline on Ecological Risk Assessment – NEPC, Australia, 1999
- Caractérisation des sédiments - Agence de l'eau Artois-Picardie, 2001 ;
- Procédure d'évaluation du risque écotoxicologique pour la réhabilitation de terrains contaminés, Centre d'expertise en analyses environnementales du Québec (CEAEQ), 1998 ;
- Evaluation écotoxicologique de sédiments contaminés ou de matériaux de dragage, CETMEF France, 2001 ;
- évaluation de l'écocompatibilité de scénarios de stockage et de valorisation de déchets - ADEME France, 2002 ;
- Evaluation du risque environnemental des produits phytopharmaceutiques - Comité d'études de la toxicité de produits anti-parasitaires à usage agricole et des produits assimilés des matières fertilisantes et des supports de culture, 2004 ;
- Technical guidance document on risk assessment - European chemicals bureau, 2003

Comme le stipulent les conclusions de l'étude précitée, malgré des intitulés variables, les concepts développés dans ces méthodes font référence aux mêmes principes méthodologiques. Par souci de clarté, nous utiliserons, dans le présent rapport, l'intitulé évaluation des risques pour les écosystèmes ou éRé comme terme générique pour désigner la méthodologie définie ci-dessus.

II. Objectifs de l'éRé

En fonction de la place de l'éRé par rapport à un projet d'activité ou un aménagement, les objectifs de l'éRé sont variables (figure 37).

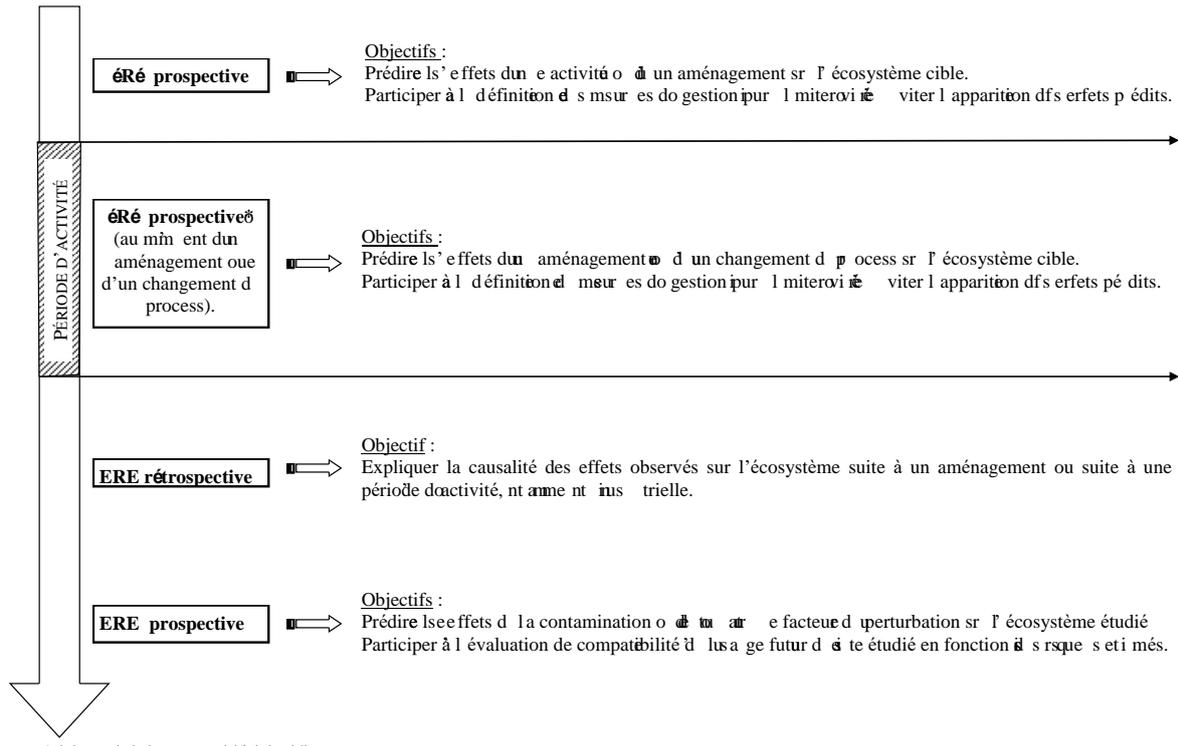


Figure 36 : Les principaux objectifs de l'ÉRÉ (adaptée de Deram et Hayet, 2006)

En avant-projet d'activité ou d'aménagement, l'ÉRÉ se veut prospective et a pour objectif de prédire les effets du projet sur le milieu naturel impacté. Dans le cadre d'un projet de dragage, l'ÉRÉ peut, à l'aide d'outils adaptés, évaluer les effets des substances présentes dans le sédiment sur l'écosystème aquatique. Dans le cas des dépôts de sédiments en milieux terrestres, l'ÉRÉ peut concerner le milieu récepteur des sédiments pour prédire les effets du sédiment sur l'écosystème récepteur et sur l'écosystème du sédiment (cas d'étude pertinent pour les modelés paysagers). Dans cette configuration, les outils prédictifs tels que les bio-essais et les outils de modélisation jouent un rôle déterminant. En termes de gestion, l'ÉRÉ peut participer à la définition de mesures de gestion pour limiter voire éviter l'apparition des effets néfastes prédits. Sur le plan réglementaire, l'ÉRÉ peut être envisagée en complément/en soutien de l'étude d'impact du projet de dragage bien que celle-ci ne soit pas mentionnée dans les textes.

Après une activité/un aménagement, l'ÉRÉ peut être :

- prospective et a pour objectif de prédire les effets de la contamination ou de tout autre facteur de perturbation sur l'écosystème étudié, elle peut également participer à l'évaluation de la compatibilité l'usage futur de l'écosystème étudié en fonction du risque estimé. Dans le cas de dépôt de sédiments en milieux terrestres, l'ÉRÉ prospective pourra être envisagée si les risques n'ont pas été évalués dans l'EI du projet de dragage ;
- rétrospective pour expliquer la causalité des effets observés suite à une activité ou un aménagement. Dans le cas de dépôt de sédiments en milieux terrestres, l'ÉRÉ pourra être envisagée pour évaluer les risques encourus par l'écosystème du dépôt (ex. : butte paysagère conçue à partir de sédiments de dragage pour laquelle l'EI a considéré les impacts du dépôt sur l'écosystème récepteur mais pas pour l'écosystème du dépôt. L'ÉRÉ peut être pertinente dans ce cas pour apprécier la pérennité de l'aménagement paysager effectué).

Pour les cas d'activités industrielles, il est également possible d'envisager la réalisation d'une éRé pendant la période d'activité, l'éRé est alors prospective et a pour objectifs de prédire les effets d'un aménagement ou d'un changement de process sur l'écosystème cible et de participer à la définition de mesures de gestion pour limiter voire éviter l'apparition d'effets néfastes sur l'écosystème cible.

1. Les domaines d'application de l'éRé

Selon Hayet *et al.* (2009), il existe trois grands domaines d'application définis principalement en fonction de la nature de la source de perturbation (chimique, physique ou biologique) et l'objectif de l'évaluation (mise en dépôt d'un sédiment, réhabilitation de friche...) : l'approche substance, l'approche matrice et l'approche milieu.

- L'approche **substance** fait référence aux méthodes où la source est une substance tel qu'un produit chimique destiné à la commercialisation. Selon cette approche, les risques sont évalués et exprimés substance par substance. Ce sont des méthodes ayant principalement recours aux tests d'écotoxicité en laboratoire pour exprimer le risque d'une substance sur l'environnement et notamment la faune et la flore.
- L'approche **matrice** fait référence aux méthodes où la source est une matrice comme par exemple un sédiment. Selon cette approche, ce sont les effets d'une matrice sur un milieu récepteur qui sont considérés. Ce sont des méthodes ayant principalement recours aux bio-essais en laboratoire pour exprimer le risque d'une matrice contaminée sur l'environnement et notamment la faune et la flore.
- L'approche « **site-spécifique** » fait référence aux méthodes où la source est un milieu, comme par exemple une friche industrielle. Selon cette approche, les effets de l'ensemble des contaminants présents dans le milieu sont intégrés au calcul de risque. Ce sont des méthodes pouvant avoir recours à de multiples outils : tests d'écotoxicité, bioessais, inventaires et suivis écologiques *in situ*...

2. Les critères d'application de l'éRé

Selon l'approche développée, les critères d'application de l'éRé sont variables. Pour les approches matrice et substance, ces critères sont en général liés à un contexte réglementaire ou normatif précisant les conditions pour lesquelles la réalisation d'un éRé se justifie.

Pour l'approche « site-spécifique », les critères sont multiples et varient en fonction des caractéristiques des sites étudiés. D'après Hayet *et al.* (2009), ces critères sont (i) liés à l'environnement (ex. : identification d'une zone polluée engendrant ou susceptible d'engendrer des effets sur le milieu naturel), (ii) écologiques (ex. : préservation d'espèces patrimoniales) ou (iii) réglementaires, certains pays ayant inscrits dans leur législation les scénarios justifiant la mise en œuvre d'une éRé (ex. : acte britannique de protection de l'environnement).

3. La construction méthodologique générale de l'éRé

Principalement inspirée du modèle américain dont la méthodologie « Guidelines for ERA » est considérée comme référente (Rivière, 1998 ; Hayet *et al.*, 2009), l'éRé est généralement constituée de trois phases conduites en continu. Ces trois phases sont :

- la formulation du problème ;
- l'analyse de l'exposition et des effets ;
- la caractérisation du risque.

La formulation du problème consiste à définir et préciser la problématique.

L'analyse des expositions (ou interaction entre agents de stress et récepteurs écologiques) consiste essentiellement à mesurer :

- les concentrations de contaminants dans l'environnement ;
- les changements physiques d'un habitat.

L'analyse des effets (vecteur/transfert entre agent de stress et récepteur) consiste à étudier la nature et l'amplitude des effets en fonction de l'exposition.

La caractérisation du risque est réalisée en intégrant les résultats de l'analyse de l'exposition et des effets. Elle permet d'estimer un risque écologique à partir de méthodes qualitatives et/ou quantitatives et d'évaluer les incertitudes.

Le risque écologique ainsi calculé traduit la possibilité que des effets néfastes soient observés suite à l'exposition aux agents de stress identifiés pour une cible donnée (la cible pouvant correspondre à une espèce, une population, une communauté, ...). Les risques calculés pour les entités cibles de l'écosystème impacté constituent un ensemble d'indices permettant de hiérarchiser et/ou prioriser les décisions de gestion.

La figure 38 est une reproduction de la construction méthodologique de l'ÉRÉ selon le modèle américain (USEPA, 1998). Ce modèle de construction, repris et adapté par de nombreuses autres méthodologies d'ÉRÉ, permet de visualiser l'articulation des phases essentielles de l'ÉRÉ.

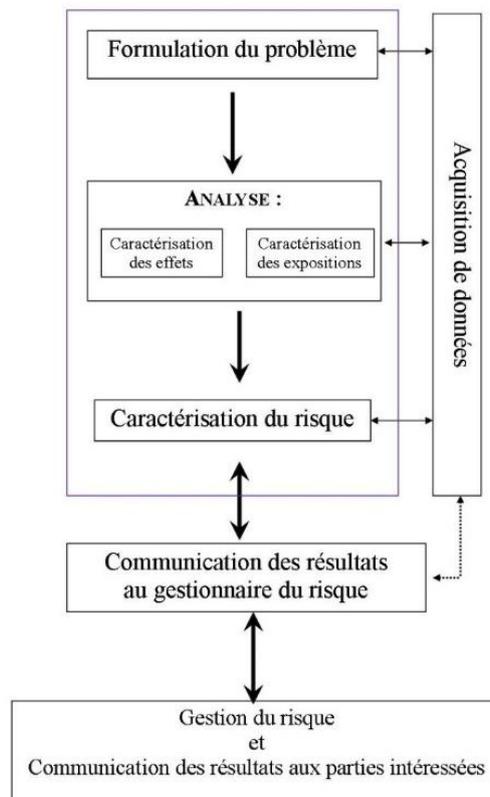


Figure 37. Guideline on ERA, US EPA, 1998

4. Organisation des principales phases constitutives de l'ÉRÉ

L'architecture méthodologique est la manière dont les phases essentielles sont organisées. Trois types d'architecture se distinguent selon les objectifs de l'évaluation et des données appuyant la prise de décision :

- Les évaluations par étapes ;
- Les évaluations progressives ;
- Les évaluations semi-progressives.

Les évaluations par étapes (figure 39) où le risque est évalué à chaque niveau du processus d'évaluation selon un quotient ou ratio de risque, au moins pour les premières étapes de l'évaluation. Lorsque le risque estimé est inférieur à la valeur de référence, l'agent de stress est considéré comme n'engendrant pas d'impact sur l'écosystème et le processus d'évaluation est arrêté. Par contre, lorsque le risque estimé est supérieur à la valeur de référence, la contamination est considérée comme susceptible d'avoir un impact sur l'écosystème. D'un point de vue méthodologique, il est nécessaire de passer à l'étape suivante de l'ÉRÉ et de réaliser des investigations supplémentaires comme par exemple des études écologiques ou des tests en microcosmes qui ont pour but d'affiner l'estimation du risque.

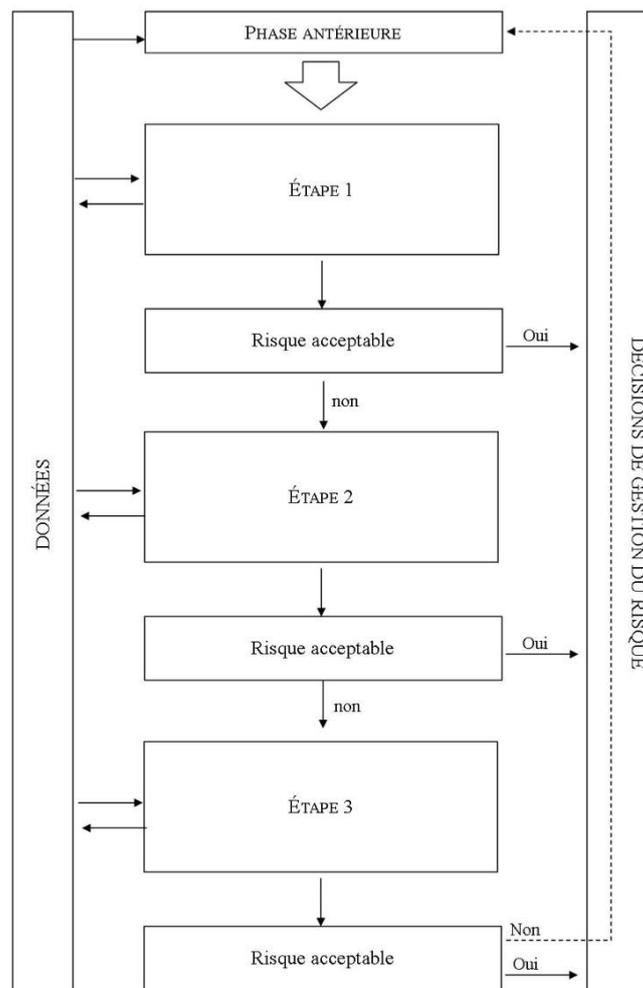


Figure 38. Architecture par étapes de l'ÉRÉ

Les évaluations progressives (figure 40) dans lesquelles les différentes phases sont menées les unes après les autres. L'évaluation se déroule ainsi de manière progressive mais itérative. Ceci induit que l'apport de nouvelles données peut conduire, si nécessaire, à la révision d'une étape antérieure sans remettre en cause l'ensemble du processus. Le risque est évalué à la fin du processus d'évaluation à partir des données bibliographiques et/ou de résultats d'investigations de terrain. Le mode d'évaluation du risque écologique est établi en fonction de la disponibilité des données. Par exemple, lorsque les données concernant l'exposition et les effets sont limitées ou ne sont pas exprimées en termes quantitatifs, il est proposé d'utiliser une technique d'évaluation appelée « categorical ranking ». Cette technique est basée sur l'expertise et le jugement de l'évaluateur qui classe le risque selon des catégories (« petit, moyen, grand » ou « oui/non ») qu'il aura arbitrairement défini. Par contre, lorsque l'exposition et les effets sont exprimés en termes quantitatifs (lorsque les valeurs de références sont disponibles), une approche basée sur le calcul de ratios ou de quotients de risque pourra être appliquée.

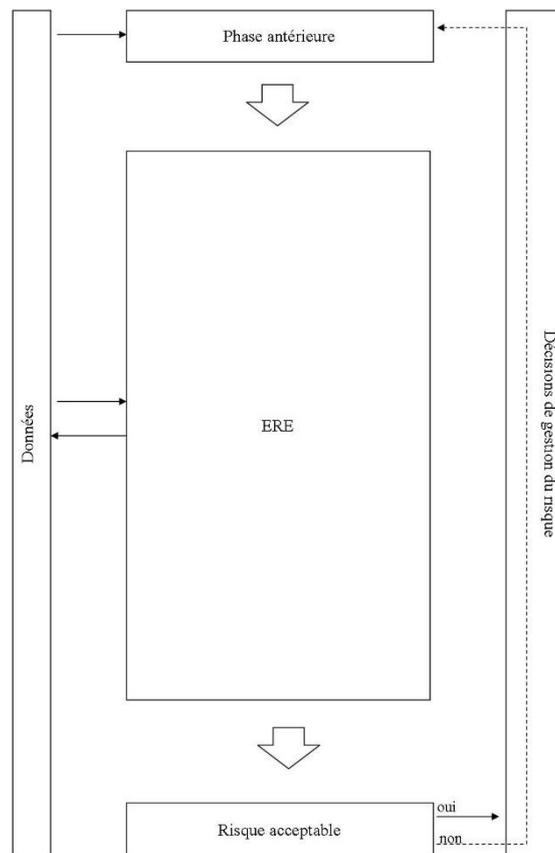


Figure 39. Architecture progressive de l'ÉRE

Les évaluations semi-progressives (figure 41) sont composées de deux niveaux : le premier correspond à une évaluation préliminaire qui conduit au calcul d'un risque exprimé par un quotient ou un ratio de risque. Ensuite, lorsque le risque estimé est jugé inacceptable, la méthode propose un second niveau dénommé « ÉRE quantitative » aboutissant au calcul d'un risque apprécié à partir de méthodes empiriques, mécanistes et expérimentales.

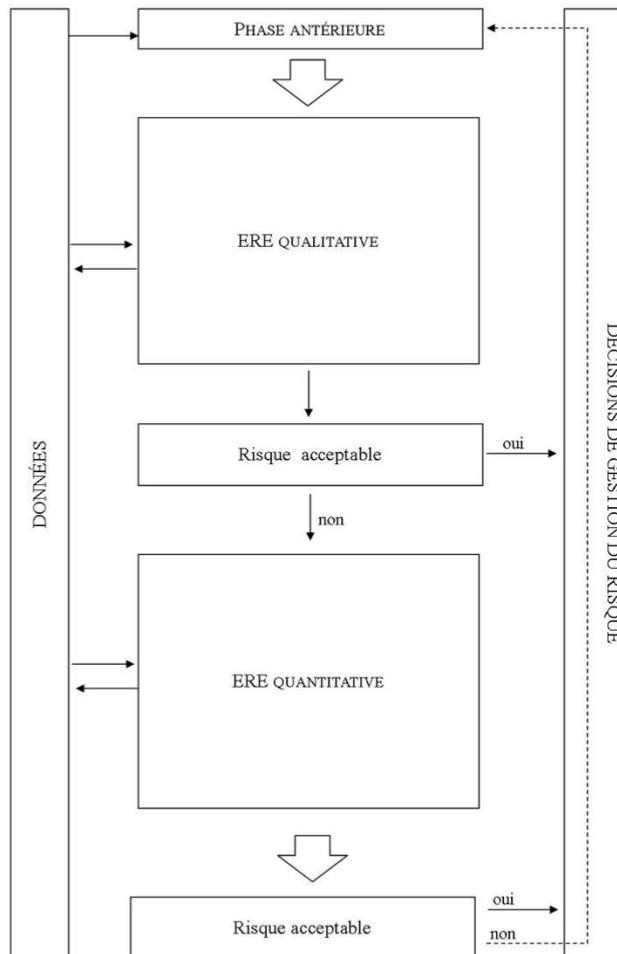


Figure 40. Architecture semi-progressive de l'ÉRé

Selon le type d'architecture méthodologique, l'expression du risque et le type de données permettant de le qualifier et/ou le quantifier sont variables.

Le calcul de risque sera exprimé soit par un quotient ou ratio de risque, soit par des méthodes empiriques, mécanistes et expérimentales. Le choix d'un type architectural conditionne également le type de données nécessaires pour évaluer le risque. En effet, pour les évaluations par étapes et semi-progressives, le risque est préférentiellement calculé à partir de données physico-chimiques, au moins durant les premières étapes. Les investigations de terrain, notamment les études écologiques sont principalement conduites dans les derniers niveaux de l'évaluation. En revanche, pour les méthodologies progressives, le niveau d'information requis est discuté et fixé en fonction des objectifs de l'ÉRé et le risque pourra être apprécié avec des données bibliographiques et/ou des données de terrain (Hayet *et al.*, 2009)

III. Les outils biologiques classiquement utilisés en ÉRé

1. Place des outils dans le processus d'ÉRé

Outre les analyses physico-chimiques, indispensables à la caractérisation de la contamination et des propriétés physiques et chimiques du milieu, les outils biologiques, écologiques ou écotoxicologiques peuvent être employés en ÉRé.

L'utilisation des données produites par ces différents outils varie en fonction des phases de l'évaluation. Le schéma suivant (figure 42) permet de synthétiser l'emploi potentiel de ces données dans un processus classique d'ÉRÉ.

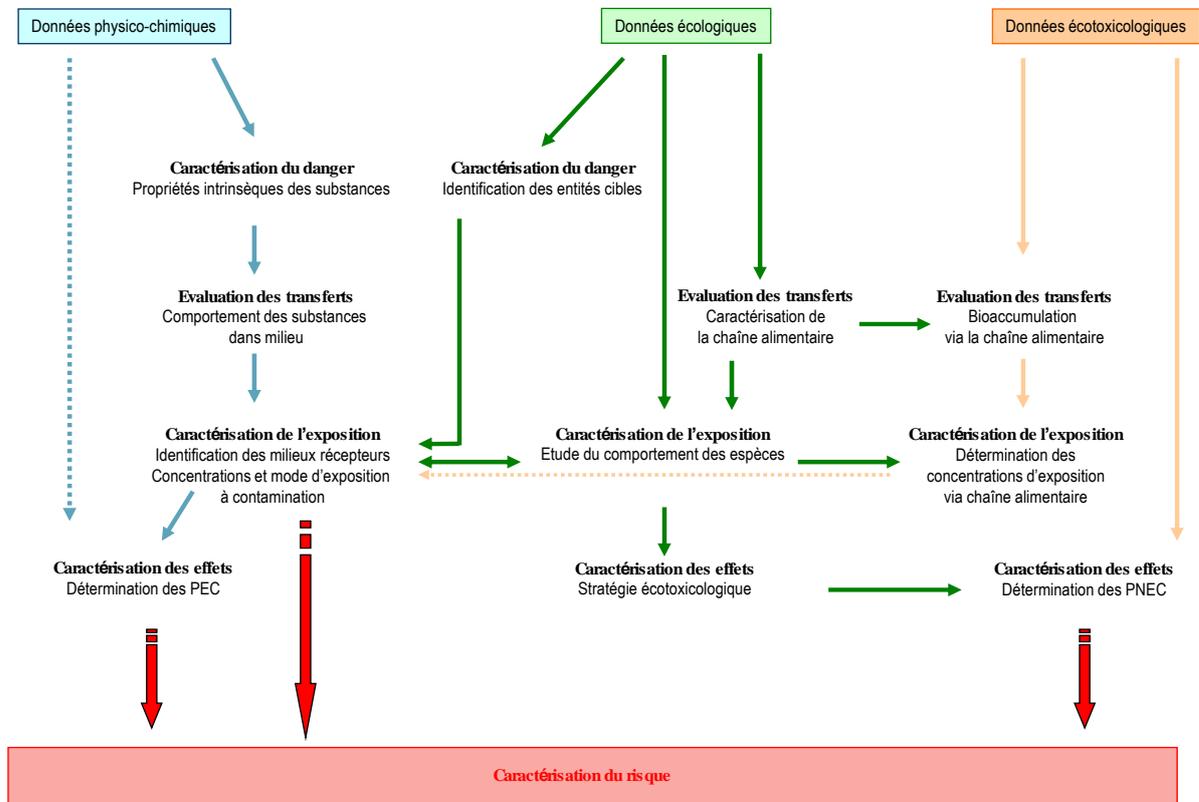


Figure 42. Utilisation des données physico-chimiques, écologiques et écotoxicologiques en ÉRÉ (Hayet, 2010)

Comme l'illustre la figure 42 (Hayet, 2010), les données écologiques, issues de la caractérisation de l'écosystème cible, participent à l'identification des entités cibles de l'ÉRÉ. Lorsqu'elles sont issues d'inventaires écologiques *in situ*, les données de caractérisation de l'écosystème permettent une sélection d'entités cibles représentatives de la réalité du terrain, en termes de biodiversité, et des conditions d'exposition et révélatrices d'effets, si ces derniers sont visibles. Une caractérisation de l'écosystème implique nécessairement une identification et une analyse des réseaux trophiques qui vont participer à l'évaluation des transferts notamment via la chaîne alimentaire. Par la connaissance et/ou l'étude du comportement des entités cibles, les données écologiques concourent à la caractérisation de l'exposition.

Les données écotoxicologiques, notamment les tests de bioaccumulation, participent à la caractérisation de l'exposition. Les bio-essais réalisés sur site ou des échantillons de matrice (sol, eaux, sédiments) permettent de déterminer des concentrations d'effets. La combinaison des informations fournies par les données écotoxicologiques et physico-chimiques (flèche en pointillés) peuvent aboutir à l'expression d'un risque sous forme du ratio PEC/PNEC.

Quelle que soit leur nature, les données biologiques (écotoxicologiques ou écologiques) peuvent alimenter toutes les étapes de l'ÉRÉ, depuis la formulation du problème jusqu'au calcul de risque.

Le recours aux données biologiques en éRé est à définir au cas par cas en fonction notamment des besoins de l'étude, des exigences réglementaires, de l'architecture méthodologique retenue (*cf* paragraphe précédent).

Comme soulignée par de nombreux auteurs, l'information fournie par l'analyse de données biologiques est complémentaire de la caractérisation physico-chimique classiquement réalisée pour évaluer le risque. En effet, les données biologiques peuvent mettre en évidence des dysfonctionnements de l'écosystème sans nécessairement pouvoir en expliquer la cause alors que les données issues de l'analyse physico-chimique permettent de mettre en évidence une contamination sans nécessairement pouvoir en traduire les conséquences (Hayet, 2010). Expliquer la causalité des effets observés étant l'objectif de l'éRé (Suter, 2001), il semble pertinent d'associer ces deux types de données en éRé.

2. Les outils biologiques et la caractérisation des sédiments

Le sédiment constitue un milieu dynamique dont dépendent de nombreuses espèces en tant qu'habitat, lieu de nourrissage ou encore site de reproduction. Les propriétés physico-chimiques du sédiment induisent souvent une absorption des polluants qui peuvent être toxiques pour les organismes et se retrouver dans la chaîne alimentaire (Monbet, 1999). Il est donc important de surveiller et évaluer la qualité de ces sédiments afin de protéger ces écosystèmes. C'est dans ce sens que plusieurs Directives européennes (*e.g.* Grenelle de la mer, Directive Cadre sur l'Eau) mettent en évidence le besoin d'un suivi de la qualité écologique des cours d'eau, et du besoin de méthodes de bioévaluation plus performantes ce qui nécessite l'actualisation et l'utilisation d'outils spécifiques. Les caractérisations physico-chimiques des sédiments ne permettent pas d'évaluer le risque toxique *in situ*, ni de prédire l'effet des polluants sur les organismes benthiques. De plus, il n'est pas envisageable de doser de façon exhaustive la totalité des contaminants pouvant être présents dans le sédiment. C'est pourquoi des méthodes d'analyses biologiques des sédiments viennent les compléter afin de décrire les effets de ces polluants sur les organismes. Ainsi, des tests écotoxiques en laboratoire ont été développés dans ce but mais ne sont pas toujours extrapolables à la réalité du terrain. C'est pourquoi, dès les années 1990, la méthode des triades est recommandée pour évaluer la qualité des sédiments. Il s'agit de réaliser des analyses physico-chimiques, des tests écotoxiques et des méthodes biologiques *in situ* (effets sur les peuplements) (*e.g.* de Castro-Català *et al.*, 2015 ; Chapman, 1990).

Plusieurs difficultés existent pour mettre en place des outils en routine, notamment dans le fait qu'il existe diverses voies d'exposition possibles pour les organismes, différents micro-habitats (dans ou à la surface de sédiment) et régimes alimentaires (filtreurs, broyeurs, prédateurs ...). En conséquence il existe une multitude de tests de toxicité, de tests écotoxiques encore appelés bio-essais. Par exemple, rien que pour les invertébrés benthiques, 30 espèces sont étudiées pour les milieux d'eau douce et 70 espèces pour les milieux marins (Beketov *et al.*, 2013). Ces tests utilisent aussi bien des microorganismes que des organismes de la faune ou la flore benthiques (*e.g.* Beketov *et al.*, 2013 ; Burton 2000 ; van Beelen, 2003). Toutefois, ces tests manquent de synthèse et d'harmonisation comme en font le constat Beketov *et al.*, (2013).

Afin d'aider les décideurs dans leur choix de gestion, il existe différentes plateformes en ligne qui essaient de guider les utilisateurs dans leur choix pour sélectionner les indicateurs les plus pertinents

au regard de leur problématique et de différents critères tels que le coût ou la facilité d'utilisation comme le site de l'ADEME en France concernant les sols (<https://ecobiosoil.univ-rennes1.fr/ADEME-Bioindicateur/>) ou le site ECOTOX de l'EPA aux Etats-Unis (http://cfpub.epa.gov/ecotox/quick_query.htm).

Dans un premier temps, il est donc nécessaire de lister les principales méthodes existantes, qui sont les plus utilisées et qui sont, pour la plupart, normées (OECD 2004, 2007, 2010 ; ECHA 2008 ; EC 2003 ; USEPA 2000 *etc.*). Plusieurs auteurs s'accordent à dire qu'il est important de prendre compte plusieurs niveaux trophiques (*e.g.* Beketov *et al.*, 2013), c'est pourquoi dans les indicateurs retenus, un soin a été apporté à présenter - dans la mesure où ils existent - à la fois des organismes des différents règnes (fongique, végétal, animal) et appartenant également à différentes échelles (micro à macroscopique).

Ainsi, dans un premier temps les tests écotoxicologiques encore appelés bioessais seront présentés en veillant à distinguer les niveaux d'organisation (organismes microbiens, faunistiques et floristiques) ainsi que le type de milieu pour lesquels ils sont adaptés (eau douce, marine ou milieu terrestre). Dans un second temps, les différents indices biologiques permettant d'évaluer la qualité « globale » du milieu seront exposés. Enfin les avantages et limites de ces méthodes seront discutés.

1. Les tests écotoxicologiques ou bio-essais

Afin d'évaluer les effets d'un (ou plusieurs) contaminant(s) sur l'écosystème, des tests sur des organismes modèles sont mis en place, souvent au laboratoire. Il s'agit bien souvent d'exposer un organisme vivant à des substances à tester. Ces organismes sont souvent appelés « espèces sentinelles ». Cette substance peut-être ingérée ou se trouver directement dans le milieu de vie, par exemple un sol ou une eau contaminé. Souvent, il s'agit de disposer plusieurs individus (le plus souvent issus d'élevage) dans différents milieux contenant des degrés de contamination variable afin d'évaluer l'effet de ce polluant sur la survie, la croissance ou encore la reproduction des organismes. Ainsi les organismes des différents lots sont suivis régulièrement. Un lot témoin, c'est-à-dire qu'il ne contient aucun polluant, est toujours réalisé afin de servir de référence (Walker *et al.*, 2012 ; Ramade, 2007 ; Hoffman *et al.*, 2002).

Les tests écotoxicologiques sont donc utilisés pour (i) évaluer la dangerosité d'une ou plusieurs substances (connue ou nouvelle substance), (ii) évaluer la qualité d'un milieu et (iii) comprendre les mécanismes d'action d'un polluant. Ils visent également à mettre en évidence une toxicité aiguë (effet en peu de temps) ou une toxicité chronique (effet à long terme) (Walker *et al.*, 2012 ; Ramade, 2007 ; Hoffman *et al.*, 2002).

Plusieurs valeurs de références sont mesurées lors de la mise en place de ces tests (Walker *et al.*, 2012 ; Ramade, 2007 ; Hoffman *et al.*, 2002).

- NOEC : No Observed Effect Concentration : c'est la plus forte concentration pour laquelle aucun effet n'a été observé ;
- LOEC : Low Observed Effect Concentration : c'est la plus faible concentration pour laquelle un effet a été observé ;
- CE₅₀ : Concentration Effective 50% : c'est la concentration qui induit 50% d'effet. Cette valeur est déterminée grâce à la courbe tracée d'après les points expérimentaux ;

- CL_{50} (Concentration Léthale 50%) : c'est la concentration en polluant qui tue 50% des individus en un temps donné ;
- CI_{50} (Concentration inhibitrice 50%) : c'est la concentration en polluant qui inhibe une fonction biologique ou biochimique spécifique à hauteur de 50%.

Calow (2003) estime que pour qu'un test écotoxicologique soit efficace, il doit respecter la règle des 5R :

- 1) **Réalisme**, pertinence, représentativité (Relevance). L'organisme choisi doit être représentatif du milieu évalué ;
- 2) **Fiabilité** (Reliability). La méthode doit être fiable afin de pouvoir être employée dans divers cas de figure ;
- 3) **Répétabilité** (Repeatability). Lorsque le test est répété, les résultats doivent être similaires ;
- 4) **Reproductibilité** (Reproducibility). Des résultats similaires doivent être obtenus, quel que soit le laboratoire effectuant le test ;
- 5) **Robustesse** (Robustness). Un test robuste permet de limiter les effets des expérimentateurs.

Ainsi, la recherche en écotoxicologie a permis de mettre au point différents outils permettant de définir la toxicité d'un contaminant vis-à-vis des êtres vivants ou d'évaluer l'état d'un milieu naturel. De nombreux outils sont couramment utilisés en raison de leur rapidité et leur relative facilité d'exécution et sont définis ci-après (Walker *et al.*, 2012 ; Ramade, 2007 ; Hoffman *et al.*, 2002). De plus, ces tests présentent l'avantage d'être standardisés ce qui permet la comparaison des résultats obtenus avec la littérature.

a. Micro-organismes

(i) Système aquatique

La bactérie marine *Vibrio fischeri* est couramment utilisée pour évaluer la toxicité aigüe d'un ou plusieurs contaminants (*e.g.* en milieu marin : Mamindy-Pajany *et al.*, 2013 ; Schipper *et al.*, 2010 ; Stronkhorst *et al.*, 2003 et en milieu dulcicole : de Castro-Català *et al.*, 2015). Cette bactérie émet naturellement de photons (lumière). En présence de contaminants, son métabolisme est affecté ce qui induit une baisse de la luminescence. Cette propriété a été exploitée. Cette baisse de luminescence peut être mesurée et ainsi ce test permet de déterminer la concentration du produit testé pour laquelle une diminution de 50% de l'activité métabolique (EC_{50} après 15 min) est mesurée (Burton *et al.*, 2002). Cette méthode de mesure de bioluminescence a été normalisée (ISO 11348-1, 2007) et est applicable à de nombreux contextes (*e.g.* eaux usées, extraits aqueux et lixiviatés, eaux douces et marines, éluats de sédiments ...). Ce test est aussi connu sous le nom « Microtox® Toxicity Testing ».

(ii) Système terrestre

Les microorganismes du sol ont un rôle essentiel dans la dégradation biochimique et la minéralisation des matières organiques mortes (Seastedt, 1984 ; Parkinson and Coleman, 1991 ; Lavelle and Spain, 2001 ; Nannipieri *et al.*, 2002 ; Gobat *et al.*, 2010). Ils permettent l'hydrolyse (« digestion ») des macromolécules qui composent la litière en sécrétant des enzymes extracellulaires comme la cellulase dans le sol. Ils sont responsables de la libération dans le sol de

près de 90 % des nutriments stockés dans les matières organiques (Dungern, 1983). De ce fait, les micro-organismes sont fréquemment étudiés en tant qu'indicateurs de la qualité des sols (*e.g.*: Anderson, 2003 ; Schloter *et al.*, 2003 ; Bloem *et al.*, 2009 ; Phillippot *et al.*, 2012 ; Muscolo *et al.*, 2014).

Parmi les activités microbiennes des sols, nous retiendrons ici trois indicateurs qui sont parmi les plus utilisés.

Les activités enzymatiques

Les activités enzymatiques sont de bons indicateurs du fonctionnement biochimiques des sols (naturel et anthropique) et sont utilisées depuis plusieurs décennies. Il s'agit souvent de méthodes simples, précises, sensibles et qui sont réalisées rapidement. De plus, ces méthodes ne nécessitent bien souvent qu'une petite quantité de sol (Nannipieri *et al.*, 2002). Cependant, les enzymes présentes dans le sol peuvent être libérées par d'autres organismes que la fonge ou les bactéries. C'est pourquoi il est important de bien cibler les enzymes à étudier.

On peut distinguer deux types d'enzymes fréquemment étudiées : les enzymes en lien avec les grands cycles biogéochimiques et le processus de minéralisation et celles dites généralistes. Pour le premier groupe, on peut citer les phosphatases ou l'uréase. Les phosphatases du sol sont des enzymes associées à la minéralisation de certains composés organiques. Elles rentrent en jeu dans le cycle du phosphore en catalysant l'hydrolyse des phosphates organiques en ortho-phosphates afin de rendre le phosphate de nouveau assimilable par les plantes et les microorganismes (Eivazi and Tabatabai, 1977 ; Gobat *et al.*, 2010). L'uréase est une enzyme commune chez les microorganismes du sol, laquelle est associée au cycle de l'azote. Elle hydrolyse l'urée en NH_3 et CO_2 (Tabatabai and Bremner, 1972 ; Gobat *et al.*, 2010). C'est une enzyme couramment étudiée (Tabatabai and Bremner, 1972 ; Zantua and Bremner, 1977 ; Kandeler and Gerber, 1988 ; Francis *et al.*, 2002).

Toutefois, la mesure d'une seule enzyme ne permet pas de « déterminer » la qualité d'un sol et la mesure de plusieurs activités enzymatiques rend l'interprétation parfois plus difficile en raison de leur comportement différent d'un sol à un autre (Laval *et al.*, 2009), c'est pourquoi utiliser un test permettant d'appréhender l'activité de plusieurs enzymes en même temps semble pertinent. Ainsi, les bactéries et la fonge sont capables d'hydrolyser le diacétate de fluorescéine (FDA) et la quantité de fluorescéine ainsi libérée s'avère être corrélée avec la biomasse microbienne et se révèle donc être un indicateur pertinent (Schnurer and Rosswall, 1982). Le produit de la FDA, la fluorescéine, est un composé fluorescent vert, facilement quantifiable par des techniques de spectrométrie (Green *et al.*, 2006 ; Alarcon-Gutierrez *et al.*, 2008). Schnurer and Rosswall (1982) ont été les premiers à utiliser cette capacité pour estimer la biomasse microbienne du sol (Lavelle and Spain, 2001). Elle est depuis couramment utilisée pour estimer la biomasse fongique des sols (Kjoller and Struwe, 2002 ; Muscolo *et al.*, 2014 ; Stauffer *et al.*, 2014).

Quelle que soit l'activité enzymatique choisie, la méthode repose sur l'utilisation d'un substrat homogénéisé qui est ensuite transformé en solution et réparti dans des microplaques. Après ajout d'une substance réactive spécifique et un temps d'incubation propre à chaque enzyme, la réaction est ensuite arrêtée puis les échantillons sont dosés à l'aide d'un spectrophotomètre. Il convient de préciser qu'une gamme d'étalonnage sert de référentiel.

La respiration basale microbienne

La respiration basale microbienne est définie comme la respiration dans le sol et provient de la minéralisation de la matière organique (Creamer *et al.*, 2014). Elle est estimée en quantifiant le CO₂ produit (ou l'O₂ consommé) par les microorganismes (Nannipieri *et al.*, 2002 ; Bispo *et al.*, 2009 ; Creamer *et al.*, 2014). Il s'agit d'un indicateur de l'activité globale de la microflore (Nannipieri *et al.*, 2002 ; Bispo *et al.*, 2009). Cette technique ne permet pas la distinction entre la fonge et les bactéries, mais la respirométrie est une technique intéressante pour les études comparatives (Lavelle and Spain, 2001 ; Sinsabough *et al.*, 2002). La respiration basale microbienne est fréquemment utilisée pour quantifier les activités des communautés microbiennes du sol (Hofman *et al.*, 2004 ; Winding *et al.*, 2005 ; Creamer *et al.*, 2014) et a fait l'objet d'une normalisation (ISO 16072, 2002). De plus, c'est une méthode qui présente les avantages d'être peu coûteuse, simple et rapide (Hofman *et al.*, 2004).

L'ergostérol

L'ergostérol est un composant des membranes lipidiques présent exclusivement dans des cellules fongiques (Eash *et al.*, 1996 ; Mille-Lindblom *et al.*, 2004). C'est un stérol qui remplit une fonction importante au sein de la cellule (comme le contrôle de la fluidité ou précurseur d'autres molécules) à l'instar du cholestérol pour les cellules animales (Weete *et al.*, 2010). L'ergostérol est donc un composant couramment utilisé pour estimer la biomasse fongique vivante des litières et des sols et ce, depuis les années 1970 (Djajakirana *et al.*, 1996 ; Eash *et al.*, 1996 ; Montgomery *et al.*, 2000 ; Gong *et al.*, 2001 ; Kjoller and Struwe, 2002 ; Mille-Lindblom *et al.*, 2004 ; Zhao *et al.*, 2005 ; Legras, 2012).

b. Invertébrés

(iii) Système aquatique d'eau douce

Daphnies (Daphnia magna)



Les daphnies sont de petits crustacés mesurant un à cinq millimètres très communs. Elles cohabitent avec divers copépodes et larves de chironomidés et forment ainsi l'essentiel du zooplancton des eaux douces tempérées. Les tests écotoxicologiques utilisant les daphnies ont pour objectif d'évaluer la toxicité d'un contaminant (Burton *et al.*, 2002). Les tests d'écotoxicologie utilisant les daphnies sont parmi les plus utilisés notamment du fait de leur facilité d'utilisation (*e.g.* de Castro-Català *et al.*, 2015 ; Kuzmanović *et al.*, 2015 ; Burton *et al.*, 2002). Deux types de tests, normalisés, utilisent ces organismes.

➔ Test de mobilité (norme ISO 6341, 2012)

Afin d'évaluer les effets à court terme d'un polluant, un test de mobilité utilisant les daphnies a été normalisé en 1996 puis 2012 (ISO 6341, 2012). Ce test a pour objectif d'évaluer la toxicité aiguë d'un produit testé. Il permet de déterminer la concentration du produit testé qui, en 24h, immobilise 50% des daphnies (*Daphnia magna*) soit la CE₅₀ du produit. Cette méthode s'applique à de nombreuses substances comme les substances chimiques solubles, les effluents industriels ou domestiques, les eaux usées traitées ou non, les extraits aqueux et lixiviats, les eaux douces de surface et souterraines, les éluats de sédiments ainsi que les eaux interstitielles de sédiments d'eau douce.

➔ Test de reproduction (OECD, 2012)

Pour évaluer les effets à plus long terme, un test sur la reproduction des daphnies a été normalisé en 2012 (OECD, 2012). Il s'agit d'évaluer les effets d'un contaminant sur la descendance engendrée de l'espèce *Daphnia magna*. Pour cela, le nombre de descendants vivants à différentes concentrations d'un produit après 21 jours est comptabilisé.

Amphipodes (*Hyaella azteca* et *Gammarus pulex*)



Les amphipodes sont de petits crustacés très communs, mesurant généralement une taille de l'ordre du centimètre. Ils sont utilisés comme organismes tests pour évaluer la toxicité des sédiments limniques (ISO 16303, 2014 ; Environnement Canada, 2013). *Hyaella azteca* est un amphipode d'eau douce connu pour sa sensibilité en présence de contaminants dans les sédiments d'eau douce. C'est un organisme benthique détritivore et herbivore qui s'enfouit dans les sédiments de surface à la recherche de nourriture. Cet organisme présente différents avantages : un cycle de vie court, une distribution large et abondante, une facilité de mise en culture, une large tolérance à la taille des grains des sédiments ainsi qu'à la salinité (Burton *et al.*, 2002). Cela en fait une espèce sentinelle couramment utilisée (Hasenbein *et al.*, 2015 ; Environnement Canada, 2013 ; Ingersoll *et al.*, 1996 ; Hargrave 1970). En Europe, le genre *Gammarus* est aussi utilisé (De Lange *et al.*, 2006 ; Burton *et al.*, 2002 ; McCahon et Pascoe, 1988). La méthode, normalisée, utilisant *Hyaella azteca* repose sur un test de survie ainsi que l'inhibition de la croissance après 14 et/ou 28 jours (ISO 16303, 2014 ; NF T90-338-1, 2010 ; USEPA, 2000). Elle s'applique aux échantillons de sédiments d'eau douce contaminés, aux boues chimiques, industrielles, urbaines, ou autres déchets solides pouvant se combiner à des sédiments d'eau douce, ou à des produits chimiques ou des préparations ajouté(s) à un sédiment propre.

Rotifères (*Brachionus calyciflorus*)



Les rotifères sont des organismes d'eau douce, communs et de petite taille. Leur large répartition et leur abondance en font des organismes importants dans les premiers maillons du réseau trophique. Ils ont un cycle de vie court (une génération peut être obtenue en un peu plus de deux jours à 24°C). Un test écotoxicologique utilisant l'espèce *Brachionus calyciflorus* a été mis au point et normalisé (ISO 20666, 2008). Il s'agit d'une méthode de détermination de la toxicité chronique basée sur l'étude de la croissance de la population en 48h à partir d'individus âgés de moins de deux heures. Le protocole préconise une incubation de 48h à 25°C et dans le noir. Ainsi, un individu est mis en contact avec 0,9 mL de solution test et ASTM E 1440-91 (2004) préconise d'utiliser au moins six réplicats de chaque échantillon. Cette méthode peut être utilisée dans de nombreuses situations comme aux substances chimiques solubles, aux effluents industriels, aux eaux usées, aux extraits aqueux... (e.g. Isidori *et al.*, 2009 ; Parrella *et al.*, 2014 ; Zarrelli *et al.*, 2014)

Larves de chironome (*Chironomus riparius*)



Les larves de chironomes constituent une ressource importante pour de nombreux prédateurs. *Chironomus riparius* (mouche arlequin) est une espèce de diptères de la famille des Chironomidae, commune en Amérique du Nord et en Europe. C'est une mouche non piqueuse qui ressemble à un moustique.

Cette espèce est couramment utilisée comme espèce sentinelle afin de déterminer la toxicité d'un sédiment (Hasenbein *et al.*, 2015 ; de Castro-Català *et al.*, 2015 ; Agra *et al.*, 2009 ; Burton *et al.*, 2002 ; Ingersoll *et al.*, 1996). Deux types de tests normalisés sont fréquemment employés :

- Test de survie à court terme :

Afin d'estimer les effets à court terme (test de toxicité aiguë) un test de survie est mis en place. Des individus au premier stade larvaire sont exposés pendant un à deux jours aux échantillons à tester en phase aqueuse (NF T90-339-1 2010 ; OECD Draft, 2010 ; Weltje *et al.*, 2010). Les larves survivantes sont ensuite comptabilisées ;

- Test de survie à long terme et d'étude du cycle de vie :

Pour estimer les effets à plus long terme, un test de toxicité chronique est également disponible (NF T90-339, 2010 ; Environnement Canada, 1997). Il s'agit d'étudier les effets des polluants et des échantillons de sédiments sur le développement et la survie des chironomes (Williams *et al.*, 1986 ; Ingersoll *et al.*, 1996, Desrosiers *et al.*, 2012). Les individus sont exposés aux échantillons à tester pendant sept à dix jours pour le test de croissance (NF T90-339-1 2010; AFNOR, 2004 ; OCDE 2004 a,b) et 28 jours pour le test d'émergence (OCDE, 2004 a,b).

Il existe également un test de toxicité sur la totalité du cycle de vie des chironomes pour l'étude des sédiments chargés contenant différentes concentrations de polluant (OCDE, 2010). Les paramètres étudiés sont la croissance des larves (mesure de la taille ou du poids), le taux de survie, l'émergence et le sex-ratio ainsi que l'étude de la reproduction (nombre et taux de fertilité des œufs).

Oligochète



Les oligochètes présentent de nombreux avantages pour l'étude des sédiments contaminés comme le fait d'être en contact direct avec le sédiment, largement présent, facilement cultivable ou encore d'être tolérant face aux variations des propriétés physico-chimiques des sédiments. Un test de bioaccumulation a été standardisé aux Etats-Unis et utilise l'espèce *Lumbriculus variegatus* au stade adulte. L'expérimentation se déroule pendant 28 jours. Il s'agit ensuite de doser la quantité de polluant présent dans l'organisme afin d'estimer le degré de bioaccumulation du/des polluants (USEPA, 2000). Ce test est couramment utilisé, notamment en Amérique du Nord (*e.g.* Burkhard *et al.*, 2015 ; Jantunen *et al.*, 2008 ; Higgins *et al.*, 2007 ; Hyötyläinen et Oikari, 2004 ; Brunson *et al.*, 1998 ; Phipps *et al.*, 1993).

(iv) Système aquatique marin

Au niveau de système aquatique marin, il existe de nombreux tests utilisant des espèces sentinelles mais peu sont normalisés.

Copépodes (Tigriopus japonicus)



Les copépodes sont de petits crustacés largement présents dans le milieu marin et constitue de ce fait une ressource pour de nombreux organismes marins. L'espèce *Tigriopus japonicus* est la première du genre à avoir été utilisée pour des études écotoxicologiques (Raisuddin *et al.*, 2007) notamment à travers (i) des mesures de mortalité suite à une toxicité aiguë, (ii) l'étude du cycle de vie de plusieurs générations à travers des tests de

toxicité au niveau des populations, et (iii) des études de toxicité à court terme étudiant les effets au niveau infra-individuel (e.g. Yi *et al.*, 2014 ; Raisuddin *et al.*, 2007 ; Kwok *et al.*, 2005).

Amphipodes (*Ampelisca abdita*, *Leptocheirus plumulosus*, *Corophium volutator*, *Eohaustorius estuarius*)

Les amphipodes sont de petits crustacés très communs dans la zone de balancement des marées. Ils sont utilisés comme organismes tests pour évaluer la toxicité des sédiments marins (Anderson *et al.*, 2008 ; Quiniou et Alzieu, 1999 ; Schlekot *et al.*, 1995). Le test peut être corrélé positivement avec un changement des communautés benthiques (Chapman *et al.*, 2002). Ce test de toxicité des sédiments était déjà recommandé en 1993 par l'ASTM (Quiniou et Alzieu, 1999). Ces organismes répondent à différentes pollutions comme des pollutions métalliques (McPherson et Chapman, 2000), des résidus médicamenteux (De Lange *et al.*, 2006), des pesticides (Swartz *et al.*, 1994). Différentes espèces sont utilisées comme par exemple pour les espèces marines *Ampelisca abdita* (Anderson *et al.*, 2008) qui est sensible mais dont il est difficile de faire un élevage (Chapman *et al.*, 2002), et *Leptocheirus plumulosus* (Schlekot *et al.*, 1995) qui est moins sensible mais qui peut se développer en élevage ce qui assure une meilleure assurance qualité (Chapman *et al.*, 2002 ; McPherson et Chapman, 2000). Des différences de sensibilité selon les espèces et les polluants ont également été mises en évidence par Anderson *et al.* (2008) ou Schlekot *et al.* (1995). D'autres espèces sont également étudiées pour réaliser des tests écotoxicologiques comme par exemple *Corophium volutator*, *Eohaustorius estuarius*, *Ampelisca abdita* (Schipper *et al.*, 2010 ; Anderson *et al.*, 2008 ; Stronkhorst *et al.*, 2003 ; McPherson et Chapman, 2000).

Echinodermes et bivalves



En raison de la grande sensibilité aux toxiques de la phase de développement embryonnaire des invertébrés marins, l'étude du développement embryonnaire chez les oursins et les bivalves se développent (Quiniou et Alzieu, 1999).

Les oursins

Les différents stades de développement des oursins a toujours suscité l'intérêt en écotoxicologie et la phase la plus étudiée correspond à celle des gamètes et de la fécondation (Pétinay *et al.*, 2009). Des essais de standardisation et normalisation sont en cours. Il s'agit de tests toxicologiques sublétaux. Ainsi, le sperme est exposé à la substance à tester puis des œufs sont ajoutés. Tout en poursuivant l'exposition à une concentration constante de la substance testée, le succès de fécondation est mesuré (Environnement Canada, 2011). Ainsi, il s'agit d'évaluer le taux de non développement des œufs fécondés, les taux de malformations et la longueur des larves à 96h (Pétinay *et al.*, 2009). Ce test présente l'avantage d'être peu chronophage et sensible (Pétinay *et al.*, 2009). Plusieurs espèces sont utilisées comme *Paracentrotus lividus* (Pétinay *et al.*, 2009), *Echinocardium cordatum* (Schipper *et al.*, 2010 ; Stronkhorst *et al.*, 2003) ou encore *Sphcerechinus granulans*, *Paracentrotus lividus* (Quiniou et Alzieu, 1999).

Les bivalves

L'huître creuse, encore appelée l'huître japonaise (*Crassostrea gigas*) est originaire du Pacifique mais est aujourd'hui présente dans de nombreuses régions du monde du fait de sa commercialisation. Ce bivalve, suspensivore et de 15 cm le long en moyenne, vit le long des côtes abritées, dans la

zones des marées et supporte bien les variations de salinité. Ces caractéristiques ont poussé les écotoxicologues à s'intéresser à cette espèce pour évaluer la toxicité des milieux. Ainsi des tests visant à évaluer la toxicité de sédiments se développent à travers l'étude du développement larvaire en présence d'élutriat de sédiments. Ainsi, des œufs d'huître fraîchement fécondés sont mis en développement (24 h à 23°C) dans différents élutriats et les pourcentages d'anomalies de développement larvaire (Figure 43) sont alors déterminés (Galgani, 2007).

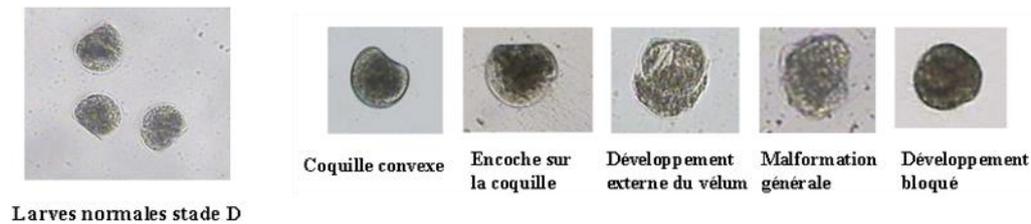


Figure 41 : Larves de l'huître *Crassostrea gigas* normales au stade D (24h de développement) et différents types d'anomalies larvaires caractéristiques (d'après Galgani, 2007).

Plusieurs études ont utilisé cette méthode (Picone *et al.*, 2016 ; Mamindy-pajany *et al.*, 2010, 2011, 2013). Par exemple, une étude réalisée dans les Bouches du Rhône a mis en évidence des pourcentages d'anomalies allant de 0 à 100 %, les zones les plus touchées étant les zones portuaires (Galgani, 2007).

(v) Système terrestre

Vers de terre (ISO 11268, 2012)

Les vers de terre sont considérés comme les ingénieurs du sol car, du fait de leur caractère fouisseur, ils participent au mélange des couches du sol. Ils jouent ainsi un rôle essentiel dans la fonctionnalité du sol (Lavelle et Spain, 2001). De ce fait, les vers sont souvent utilisés pour étudier la toxicité des sols et notamment *Eisenia fetida* et *Eisenia andrei* qui sont considérés comme étant représentatifs de la faune du sol et des vers de terre en particulier. D'autres espèces, par exemple *Aporrectodea caliginosa*, *Lumbricus rubellus* et *Lumbricus terrestris*, ont également été utilisées comme organismes d'essai. En général, ces espèces, ou d'autres, ne se sont pas avérées plus sensibles, et les bases de données et l'expérience dans l'évaluation des sols sont réduites (ISO 11268, 2012). Deux tests ont été normalisés et sont présentés ci-après.

➔ Test de mortalité (ISO 11268-1, 2012)

Ce premier test évalue la toxicité à court terme (toxicité aiguë) à travers l'étude de la mortalité des vers de terre (*E. fetida*) exposés pendant 14 jours à un sol pollué. La CL₅₀ (concentration létale pour 50 % des individus) est ensuite déterminée. Ce test est utilisé fréquemment (Correia *et al.* 2010 ; Xiao *et al.*, 2006 ; Schaefer *et al.*, 2003).

➔ Test de reproduction (ISO 11268-2, 2012)

Pour le second test, les effets de la toxicité chronique (effets à long terme : 4 à 8 semaines) des polluants sur la reproduction des organismes sont étudiés. Cette méthode permet d'évaluer la fonction d'habitat des sols et de déterminer les effets des contaminants du sol et de produits chimiques sur la reproduction de *Eisenia fetida* et *Eisenia andrei* par absorption cutanée et ingestion. Pour cela, la concentration sans effet sur la reproduction (NOEC) est le paramètre retenu.

Exemples d'utilisation de ce test : Chelinho *et al.*, 2014 ; Xiao *et al.*, 2006 ; Pandard *et al.*, 2006 ; Schaefer, 2004.

Collemboles : Folsomia candida (ISO 11267, 2014)



Les collemboles sont les organismes les plus nombreux dans le sol. Leur taille varie entre 1 et 3 mm et ils ont des morphologies très variables. Ils sont ubiquistes et vivent principalement dans la litière et les premiers centimètres du sol (Thibaud et D'Haese, 2010 ; Lavelle et Spain, 2001).

Il existe un test écotoxicologique utilisant l'espèce *Folsomia candida* qui vise à évaluer la qualité du sol (Luo *et al.*, 2014 ; Filser *et al.*, 2013 ; Thibaud et D'Haese, 2010 ; Pernin *et al.*, 2005) et qui est normalisé (ISO 11267, 2014). Il s'agit d'un test permettant d'évaluer la fonction d'habitat du sol et les effets des contaminants sur la reproduction de *Folsomia candida* par voie cutanée et alimentaire. Dans ce test, dix individus âgés de 10 à 12 jours sont mis en contact avec le sol à étudier pendant 28 jours à 20°C dans une salle respectant l'alternance jour/nuit (12/12h).

c. Flore

(i) Système aquatique d'eau douce

Algue

Pseudokirchneriella subcapitata (ISO 8692, 2012/ AFNOR T90-304, 2005)



Les algues sont largement réparties dans les milieux aquatiques et constituent une part importante de la ressource pour de nombreux organismes, c'est pourquoi elles ont un rôle important dans le réseau trophique. Ainsi, les algues sont étudiées en tant qu'espèce sentinelle, et notamment l'espèce d'algue verte unicellulaire *Pseudokirchneriella subcapitata* (anciennement appelée *Selenastrum capricornutum*). Une méthode déterminant la toxicité d'un milieu a été mise au point à travers l'étude de la croissance chez l'algue d'eau douce *P. subcapitata*. Il s'agit de mesurer la densité cellulaire après quatre jours d'exposition. La concentration de l'échantillon qui cause une réduction de 25 % de la croissance de la population algale après une période de 96h (CI₂₅ 96h) peut ainsi être déterminée. La CI₅₀ est aussi calculée. Les algues utilisées pour le test doivent être en phase logarithmique de croissance et âgée de 3 à 7 jours (Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, 2015). Ce test a été normalisé (ISO 8692, 2012/ AFNOR T90-304, 2005) et est fréquemment utilisé (de Castro-Català *et al.*, 2015 ; Kuzmanović *et al.*, 2015 ; Rodgher *et al.*, 2012 ; Perrodin *et al.*, 2006 ; Heijerick *et al.*, 2002).

(ii) Système aquatique marin

Algue Chlorella vulgaris (OECD 201 Guideline, 2006)

Tout comme les algues marines, les algues d'eau douce ont été utilisées comme espèce sentinelle et notamment l'espèce unicellulaire. Il s'agit également d'une étude de la croissance algale mais ici au bout de 72h. Le test est également normalisé (OECD 201 Guideline, 2006) et utilisé fréquemment (Baltazar *et al.*, 2014 ; Mamindy-pajany *et al.*, 2011 ; Silva *et al.*, 2009)

(iii) Système terrestre

Test de phytotoxicité (NF EN ISO 11269, 2013)

La croissance des végétaux peut être fortement influencée par les propriétés du sol, telles que la texture, le pH, la teneur en éléments nutritifs ou de contaminants. Ainsi, la flore terrestre a également été utilisée pour évaluer la qualité d'un milieu et sa fonction d'habitat et notamment la qualité d'un sol inconnu. La méthode employée vise à étudier l'émergence et la réponse sur les premiers stades de croissance d'au moins deux espèces végétales terrestres et de la comparer à des sols de référence ou témoins standards. Le taux de germination est mesuré après quatre à sept jours d'exposition, selon les espèces choisies. Cette méthode a été normalisée (NF EN ISO 11269-2, 2013) et est applicable à des sols de qualité inconnue comme par exemple des sols provenant de sites contaminés, des sols amendés (*e.g.* Lafont *et al.*, 2007 ; Pandard *et al.*, 2006 ; Aït-Aïssa *et al.*, 2003 ; Thybaud *et al.*, 1998). Ces tests de phytotoxicité ont également été réalisés sur des sédiments d'eau douce (Perrodin *et al.*, 2006 ; Bedell *et al.*, 2003) et marins (Bedell *et al.* 2013).

d. Synthèse des principaux tests écotoxicologiques

Pour résumer, les différents tests écotoxicologiques présentés précédemment ont été regroupés dans un tableau synthétique (tableau XXV).

Tableau XXV: Synthèse des différents tests écotoxicologiques

Règne	Système étudié	Nom de la méthode	Organisme utilisé	Norme	Principe	Exemples	
Les tests écotoxiques							
Micro-organismes	Système eau douce	Microtox® Toxicity Testing	Bactérie	ISO 11348-1, 2007	Etude de la bioluminescence EC ₅₀ après 15 min	de Castro-Català et al., 2015	
	Système marin		<i>Vibrio fischeri</i>			Mamindy-Pajany et al, 2013 ; Schipper et al, 2010 ; Stronkhorst et al, 2003	
	Système terrestre	Activités enzymatiques	Phosphatase	-	Dosage colorimétrique	Eivazi and Tabatabai, 1977 ; Gobat et al., 2010	
			Uréase	-		Tabatabai and Bremner, 1972 ; Zantua and Bremner, 1977 ; Kandeler and Gerber, 1988 ; Francis et al., 2002	
			FDA	-		Green et al., 2006 ; Alarcon-Gutierrez et al., 2008 ; Muscolo et al., 2014 ; Stauffer et al., 2014	
		Respiration basale microbienne	Sol	ISO 16072, 2002	Dosage de CO ₂ produit	Nannipieri et al., 2002 ; Bispo et al., 2009 ; Creamer et al., 2014	
Ergostérol	Sol	-	Dosage d'ergostérol	Djajakirana et al., 1996 ; Eash et al., 1996 ; Montgomery et al., 2000 ; Gong et al., 2001 ; Kjoller and Struwe, 2002 ; Mille-Lindblom et al., 2004 ; Zhao et al., 2005 ; Legras, 2012			
Invertébrés	Système eau douce	Crustacé Daphnie <i>Daphnia magna</i>		norme ISO 6341, 2012	Test de mobilité CE50 après 24h → Effet à court terme	Castro-Català et al, 2015 ; Kuzmanović et al, 2015 ; Burton et al., 2002	
				OECD, 2012	Test de reproduction Nombre de descendant après 21 jours Effet à long terme		
		Crustacé Amphipode <i>Hylella azteca</i> et <i>Gammarus pulex</i>		ISO 16303, 2014 ; Environnement Canada, 2013 USEPA, 2000	Test de survie et d'inhibition de la croissance après 14 et/ou 28 jours	Hasenbein et al, 2015 ; Environnement Canada, 2013 ; Ingersoll et al, 1996 ; Hargrave 1970 De Lange et al, 2006 ; Burton et al., 2002 ; McCahon et Pascoe, 1988	
		Rotifère <i>Brachionus calyciflorus</i>		ISO 20666, 2008	Croissance de population en 48h	Isidori et al, 2009 ; Parrella et al, 2014 ; Zarrelli et al, 2014	
		Chironome <i>Chironomus riparius</i>		NF T90-339-1 2010 ; OECD Draft, 2010	Test de toxicité aiguë : survie après 1 ou 2 jours (court terme)	Hasenbein et al, 2015 ; de Castro-Català et al, 2015 ; Agra et al, 2009 ; Burton et al, 2002 ; Ingersoll et al, 1996	
				NF T90-339-1, 2010 ; Environnement Canada, 1997	Test de toxicité chronique Test de croissance 10 jours Test d'émergence 28 jours	Williams et al, 1986 ; Ingersoll et al, 1996, Desrosiers et al, 2012	
	Bioaccumulation	Oligochète <i>Lumbriculus variegatus</i>		USEPA, 2000	Dosage de contaminant dans l'organisme testé après exposition de 28 jours	Burkhard et al, 2015 ; Jantunen et al, 2008 ; Higgins et al, 2007 ; Hyötyläinen et Oikari, 2004 ; Brunson et al, 1998	
	Système marin	Copépodes <i>Tigriopus japonicus</i>			Raisuddin et al, 2007	Test de toxicité	Yi et al, 2014 ; Raisuddin et al, 2007 ; Kwok et al, 2005
		Amphipodes (<i>Ampelisca abdita</i> , <i>Leptocheirus plumulosus</i> , <i>Corophium volutator</i> , <i>Eobasostorus estuarius</i> , <i>Ampelisca abdita</i>)			ASTM 1993 in Quiniou et Alzieu, 1999	Test de toxicité	Anderson et al., 2008 ; Quiniou et Alzieu, 1999 ; Schlekta et al., 1995
		Oursin <i>P. lividus</i> <i>E. cordatum</i> <i>S. granulans</i> , <i>P. lividus</i>			Pétinay et al, 2009 Environnement Canada, 2011	Test de toxicité sur le développement embryonnaire Après 96 h	Schipper et al, 2010 ; Pétinay et al, 2009 ; Stronkhorst et al, 2003 ; Quiniou et Alzieu 1999
		Bivalve Huitre (<i>Crassostrea gigas</i>)			Galgani, 2007	Test de toxicité sur le développement larvaire	Picone et al, 2016 ; Mamindy-pajany et al, 2010, 2011, 2013 ; Galgani, 2007 ; Quiniou et Alzieu, 1999
Système terrestre	Vers de terre <i>Eisenia fetida</i> et <i>E. andrei</i>			ISO 11268-1, 2012	Test de toxicité aiguë Mortalité 14 j CL50	Correia et al 2010 ; Xia et al, 2006 ; Schaefer et al, 2003)	
				ISO 11268-2, 2012	Test de toxicité chronique Reproduction 4 à 8 semaines NOEC	Chelinho et al, 2014 ; Xia et al, 2006 ; Pandard et al, 2006 ; Schaefer, 2004	
	Collembole <i>Folsomia candida</i>			ISO 11267, 2014	Test de toxicité sur la reproduction 28 jours exposition	Luo et al, 2014 ; Filser et al, 2013 ; Thibaud et D'Haese, 2010 ; Pernin et al, 2005	
Flore	Système eau douce	Algue unicellulaire <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>			ISO 8692, 2012	Densité cellulaire d'une population après 4 jours d'exposition CI ₅₀	de Castro-Català et al, 2015 ; Kuzmanović et al, 2015 ; Rodgher et al, 2012 ; Perrodin et al, 2006 ; Heijerick et al, 2002
	Système marin	Algue <i>Chlorella vulgaris</i>			OECD 201 Guideline, 2006	Croissance algale 72 h	Baltazar et al 2014 ; Mamindy-pajany et al 2011 ; Silva et al, 2009
	Système terrestre	Graines			NF EN ISO 11269, 2013	Test de germination 4 à 7 jours exposition	Lafont et al, 2009 ; Pandard et al, 2006 ; Ait-Aïssa et al, 2003 ; Thybaud et al, 1998
						Appliqué sur sédiments d'eau douce	Perrodin et al, 2006 ; Bedell et al, 2003
						Appliqué sur sédiments marins	Bedell et al 2013

Les tests écotoxicologiques proposent un panel d'indicateurs permettant d'évaluer la toxicité d'un milieu sur les différents organismes appartenant à différents maillons de la chaîne trophique et ayant des sensibilités différentes. Ils permettent également de réaliser des suivis sur le court ou le long terme et intègrent différents niveaux de développement (œufs, juvéniles, adultes). Pour cela, différents paramètres sont suivis comme la survie/mortalité, la reproduction, le développement embryonnaire, la croissance, la mobilité, le cycle de vie ou encore la bioaccumulation. Une approche qui se veut donc assez complète. De plus, si la teneur en contaminant(s) n'est pas connue, ces tests permettent de renseigner sur le caractère potentiellement dangereux du milieu et ont l'avantage d'être relativement faciles à mettre en place et à standardiser.

Toutefois, leur faible réalisme est souvent critiqué car ils ne prennent pas en compte les variations environnementales comme les conditions météorologiques, l'habitat de l'organisme testé ou encore le courant. En effet, tester une seule espèce en laboratoire n'a pas la même précision, la même représentativité, ni la même possibilité d'extrapolation que d'étudier un peuplement végétal « entier ». Ainsi, il serait tentant de se tourner vers des tests *in situ*, c'est-à-dire effectués sur le terrain qui sont de plus en plus développés aujourd'hui car plus réalistes. La difficulté réside cette fois dans la mise en place, beaucoup plus complexe, et surtout le problème de la standardisation. Cependant, pour pouvoir comparer les résultats entre eux, cette étape de standardisation est indispensable. Ces tests sont donc régulièrement améliorés pour palier cette limite et parfois à l'état de développement.

Pour compléter les réponses apportées par les bio-essais, le recours aux indicateurs biologiques ou écologiques constitue une alternative intéressante, notamment pour apprécier l'influence d'un milieu, en l'occurrence d'un milieu perturbé, sur la biocénose. Une présentation et une analyse critique des indicateurs écologiques les plus couramment employés et décrits dans la littérature scientifique sont proposées dans la suite de notre propos.

2. Les indicateurs biologiques

Les méthodes de bioindication sont apparues dès le début du XX^{ème} siècle dans la littérature européenne et notamment allemande, et s'intéressent à l'étude des organismes ayant des exigences écologiques particulière vis à vis des pollutions organiques (Reyjol *et al.*, 2012). Ces organismes sont considérés comme des indicateurs biologiques et permettent donc de renseigner de la qualité d'un milieu. La présence ou l'état de l'indicateur va permettre de renseigner sur certaines caractéristiques écologiques comme le degré de contamination, salinité, pH... Contrairement à la recherche d'un contaminant dans le milieu, l'utilisation des indicateurs biologiques afin de prévenir les conséquences écologiques, vise à détecter les changements produits au sein d'un peuplement (Dauvin *et al.*, 2006).

Un bioindicateur ou indicateur biologique a été précisé dans le cadre du programme « bioindicateurs de qualité des sols de l'ADEME » comme « un organisme (ou une partie d'un organisme ou une communauté d'organismes) qui renseigne sur l'état et le fonctionnement d'un écosystème » (Bispo *et al.*, 2008). Ceci est permis car l'organisme est particulièrement bien adapté aux caractéristiques d'un milieu et/ou qu'il réagit aux impacts et changements de l'environnement (Paoletti, 1999). Il est possible de différencier des bioindicateurs d'anthropisation, lesquels

répondent à des modifications de l'environnement engendrées par les activités anthropiques (Ramade, 2012). Ainsi, un bioindicateur a des caractéristiques propres (par exemple, la présence ou l'absence, la densité de la population, la dispersion de l'espèce, le succès de reproduction, *etc*) lesquelles peuvent être utilisées comme indice pour évaluer un milieu (Lindenmayer *et al.*, 2000) et comme critères d'effets en éRé.

Les informations recueillies à partir des bioindicateurs aboutissent souvent à l'utilisation d'un indice qui permet de résumer la qualité biologique du milieu au travers d'une valeur numérique unique qui est représentative d'un nombre suffisant d'informations écologiques et comprises par un large public. Ainsi, pour répondre aux variations des paramètres physico-chimiques du milieu, les indices permettent de synthétiser des informations concernant la structure des peuplements (richesse spécifique, abondance, biomasse, groupes trophiques ou écologiques, *etc*) (Dauvin *et al.*, 2006). Les principaux indices biologiques sont présentés ci-dessous en fonction des différents types de milieu étudié : aquatique d'eau douce, marine et milieu terrestre.

a. Système aquatique d'eau douce

(i) [Indice Biologique Diatomique \(IBD\)](#)

Les diatomées sont des algues brunes microscopiques unicellulaires et sont utilisées pour évaluer la qualité biologique d'une station et permet également le suivi temporel d'une station. Il existe plus d'une vingtaine de méthodes référencées en Europe (Prygiel et Coste, 2000). En France, un premier indice permettant d'évaluer la qualité biologique de l'eau au moyen d'une analyse des communautés diatomiques benthiques a été proposé en 1995 (Lenoir et Coste, 1996) puis a évolué avant d'être normalisée en 2000 par l'AFNOR (Prygiel et Coste, 2000). Cet indice était peu adapté aux milieux acides et saumâtres. Pour faire face à ces limites et afin de répondre aux exigences imposées par la Directive Cadre sur l'Eau (DCE), la méthode a évolué en 2004 et a abouti à une nouvelle version (Coste *et al.*, 2009). La base de données s'est enrichie et a désormais une assise taxonomique plus large (plus de 800 taxons). Les sept classes de qualité des eaux ont été redéfinies et le nombre d'espèces prises en compte dans le calcul a été revu à la hausse. Cette nouvelle méthode, normalisée en 2007 (NF T 90-354, 2007), permet une amélioration des profils écologiques retenus et considère davantage les caractères anthropiques à travers une pondération (Reyjol *et al.*, 2012). Cet indice biologique diatomique est couramment utilisé (*e.g.* Luis *et al.*, 2009 ; Torrisi *et al.*, 2006 ; Prygiel *et al.*, 2002).

Des programmes de recherche sont actuellement en cours (notamment par Irstea et INRA) et visent à identifier les métriques spécifiques reposant sur les traits biologiques (forme de vie, guildes) répondant à d'autres contaminations comme des métaux et des pesticides. L'objectif étant, *in fine*, d'obtenir un indice diatomées multimétrique qui soit à la fois sensible à la physio-chimie générale de l'eau mais aussi à des pollutions chimiques plus spécifiques (Reyjol *et al.*, 2012).

(ii) [Indice Biologique global normalisé \(IBGN → I2M2\)](#)

Les macro-invertébrés benthiques ont depuis longtemps suscité l'intérêt et font partie des premiers organismes à avoir été étudiés en tant que bioindicateur dès le début du XX^{ème} siècle et constituent, encore aujourd'hui et à l'échelle internationale, un des maillons de la chaîne trophique le plus employé pour évaluer la qualité écologique d'un milieu (Reyjol *et al.*, 2012). Dans les années 1970

en France, l'attrait pour la bioindication mène Verneaux et Tuffery (1967) à étudier les macro-invertébrés benthiques, afin de déterminer l'état général d'un milieu. Cela les conduira ensuite à créer un premier Indice de Qualité Biologique Globale (IQBG) en 1976. L'indice évolue ensuite au cours du temps : Indice Biologique Global (IBG) en 1985, avant d'être normalisé en 1992 (NF T90-350) sous l'appellation Indice Biologique Global Normalisé (IBGN) (Reyjol *et al.*, 2012). Cet indice repose sur une méthode d'identification de différents macro-invertébrés d'eau douce afin de calculer une note (0-20) basée sur la présence ou l'absence de certains taxons bioindicateurs et de la richesse faunistique globale du site (Gay *et al.*, 2000). Cet indice est fréquemment utilisé (*e.g.* Kuzmanovi *et al.*, 2015 ; Bennett *et al.*, 2011 ; Genin *et al.*, 2003, Kosmala *et al.*, 1999) et existe aussi dans les protocoles internationaux comme ceux de l'EPA.

Cependant, l'IBGN connaît quelques lacunes, notamment la non prise en compte explicite de (i) l'abondance et de la diversité des taxons ni de l'abondance relative des taxons sensibles par rapport aux taxons résistants, (ii) la typologie des cours d'eau, (iii) faible sensibilité de certains taxons aux pressions anthropiques, (iv) un écart par rapport à un état de référence (fortement souhaité par la DCE). L'IBGN a donc lui aussi évolué vers un nouvel indicateur IBG-DCE (XP T90-388, 2010 ; XP T90-333, 2009) jusqu'à aujourd'hui l'Indice Invertébrés Multi-Métriques (I2M2) qui prend en compte d'autres paramètres que la « seule » richesse faunistique et groupe indicateur (Agence de l'eau Artois-Picardie et Aquascop 2014 ; Mondy et Usseglio-Polatera, 2012 ; Prieto Montes *et al.*, 2012). Au final, l'I2M2 se révèle être plus sensible que l'IBGN aux perturbations anthropiques et permet de discriminer plus efficacement les situations perturbées (Reyjol *et al.*, 2012).

(iii) [Indice Oligochète de bioindication des sédiments \(IOBS\)](#)

Les vers oligochètes aquatiques vivent dans les sédiments au fond des cours d'eau et sont relativement peu mobiles. Ces organismes sédentaires et fousseurs possèdent des capacités d'adaptation et colonisent des habitats très diversifiés. Selon les espèces, ils expriment une sensibilité à la pollution variable. Toutes ces propriétés expliquent l'intérêt porté à ces organismes pour décrire la qualité biologique des milieux à travers l'analyse des communautés présentes dans le sédiment étudié. Ainsi, les vers sont prélevés dans le sédiment puis extraits et identifiés au laboratoire. Un indice est calculé : l'IOBS. Si la valeur de l'indice est égale à zéro, cela signifie qu'il n'y a aucun oligochète et que la qualité du milieu est mauvaise. Un indice supérieur à six indique en revanche un milieu de très bonne qualité. Cette méthode a été normalisée en 2002 (NF T90-390, 2002) et est applicable aux cours d'eaux naturels ou artificialisés dans la mesure où la concentration en chlorures est inférieure à 5 g.L⁻¹. Cet indice permet d'évaluer la qualité biologique des sédiments fins ou sableux permanents et stables. En revanche il ne s'applique pas aux sédiments constitués presque exclusivement par une fraction minérale ou presque exclusivement par une fraction organique. Il renseigne sur l'influence des micropolluants organiques et minéraux. La richesse taxonomique (nombre d'espèces différentes) ainsi que le pourcentage d'individus les plus tolérants à la pollution (famille des Tubificidae) permet de calculer cet indice. Le calcul est présenté ci-dessous.

$IOBS = 10 \times S.T^{-1}$ où S = nombre total de taxons identifiés parmi 100 oligochètes et T le pourcentage du groupe dominant de *Tubificidae*.

Cet indice est de plus en plus utilisé (*e.g.* Braud *et al.*, 2011 ; Lafont *et al.*, 2007 ; Montuelle, 2003) et notamment entre 2002 et 2005 dans le cadre du Réseau National de Bassin (RNB). Toutefois, il a quelques limites. En effet, il peut surestimer l'impact de la pollution pour des sédiments fins de sources ou des sédiments sableux des petits cours d'eau. Les valeurs faibles de l'indice révèlent une faible capacité d'assimilation des sédiments face à des rejets polluants réels mais encore modérés. Inversement, l'indice IOBS peut présenter des valeurs élevées dans des sédiments sableux très instables ou dans des sédiments recouverts d'un tapis dense et épais de macrophytes et/ou d'algues filamenteuses ; l'instabilité des sédiments ne permet pas en effet à la charge polluante d'être stockée et les macrophytes, ou les algues filamenteuses, peuvent constituer une couche protectrice par rapport à la toxicité sous-jacente des sédiments (NF T90-390, 2002).

(iv) Indice Biologique Macrophytique en rivière (IBMR)

L'indice Macrophytique en Rivière (IBMR) repose sur un relevé de la végétation aquatique et supra-aquatique (Haury *et al.*, 1996 ; Haury *et al.*, 2006) et a été normalisé en 2003 sous la référence NF T 90-395. Cet indice permet de prendre en compte la dégradation de la qualité physico-chimique générale du milieu. Il prend en compte plus de 200 taxons et intègre des données qualitatives qui sont pondérées par des coefficients d'abondance (Reyjol *et al.*, 2012). Cet indice est basé sur l'étude des peuplements et la mesure *in situ* de l'abondance des macrophytes du milieu (identification des taxons) et sur le principe d'un écart à une référence. Le calcul de l'indice est réalisé à partir d'un référentiel et donne une valeur comprise de 0 à 20. Il révèle principalement un degré d'eutrophisation du milieu (Reyjol *et al.*, 2012). L'application de cet indice est fréquent pour estimer la qualité des cours d'eau (*e.g.* Lainé *et al.*, 2014 ; Loriot *et al.*, 2014 ; Birk et Willby, 2010)

Actuellement, des travaux sont en cours pour améliorer cet indice et prendre en compte les remarques de la DCE. Il s'agit notamment de mettre en évidence des métriques complémentaires qui soient sensibles aux pressions hydromorphologiques et de définir les valeurs de références pour les différents types de cours d'eau présents sur la métropole. Huit biotypes ont déjà été identifiés et un calcul d'un Élément de Qualité Biologique (EQR) est à l'étude. (Reyjol *et al.*, 2012).

(v) Indice Poisson Rivière (IPR)

Les années 1980 sont davantage tournées vers les outils de bioindication « multimétriques », dont l'IPR fait partie, qui prennent en compte la variabilité naturelle du milieu dans le temps et l'espace ainsi que les impacts des différentes pressions anthropiques (Reyjol *et al.*, 2012). La méthodologie de l'IPR repose sur la mesure de l'écart entre la composition d'un peuplement à une station donnée à celle d'une situation de référence c'est-à-dire dans des conditions peu ou pas modifiées par l'homme. Les échantillonnages sont effectués par pêche électrique (ONEMA, 2006). Cet indice a été normé en 2004 par l'AFNOR (NF T90-344). C'est le premier outil multimétrique (7 paramètres pris en compte) français prenant en compte des sites de références et des sites dégradés (Reyjol *et al.*, 2012), intègre une approche état/pression/réponse et prend en compte l'intensité des perturbations anthropiques qui renseignent sur la composition taxonomique, la structure trophique et l'abondance des espèces (ONEMA, 2006). Exemples d'application : Le Pape *et al.*, 2015 ; Lainé *et al.*, 2014 ; Launois, 2011 ; Delpéch *et al.*, 2010 ; Oberdorff *et al.*, 2002.

b. Système aquatique marin

Tout comme le système aquatique d'eau douce, il existe de nombreux indices biotiques (Dauvin *et al.*, 2006 ; Diaz *et al.*, 2004) dont les plus utilisés sont présentés ci-après. L'évaluation du système aquatique marin repose bien souvent sur l'étude des communautés des macro-invertébrés benthiques qui sont de bons bioindicateurs de l'état du milieu du fait de leur faible dispersion (organismes plutôt sédentaires), de leur longévité (souvent plus d'un an) et de leurs réponses très variables face à des sources différentes de perturbation (pollution, eutrophisation, *etc*) (Dauvin *et al.*, 2006).

(i) [AMBI \(AZTI Marine Biotic Index\)](#)

L'AMBI est un indice défini par Borja *et al.*, (2000) qui vise à évaluer la qualité écologiques des côtes et estuaires européens. Il est calculé à partir des proportions d'individus présents dans chacun des cinq groupes écologiques définis. Il s'agit de comparer les communautés benthiques présentes dans un milieu naturel non perturbé et à celles de milieux perturbés. L'indice peut varier de 0 (Excellent) à 7 (Mauvais). L'efficacité de cet indice a été mise en évidence à travers diverses perturbations (Hutton *et al.*, 2015 ; Muniz *et al.*, 2005 ; Muxika *et al.*, 2005 ; Borja *et al.*, 2000, 2003, 2005).

(ii) [Indice d'évaluation de l'endofaune côtière \(I2EC\)](#)

L'I2EC a été mis au point par Grall et Glémarec (2003) et apparaît comme un outil opérationnel visant à mettre en évidence les perturbations variées que subit l'écosystème côtier. Cet indice se base lui aussi sur la réponse des peuplements benthiques face aux changements naturels ou induits par l'homme. Un I2EC de 0 indique un état normal du peuplement avec la présence d'espèces sensibles et un indice de 6 correspond à un milieu fortement dégradé en lien avec un état de pollution maximale et caractérisé par la présence de quelques espèces opportunistes en densités inhabituelles (100 000 individus par m²). Entre ces deux extrêmes, il existe des étapes de transition ou écotones qui sont définis par l'effondrement des paramètres représentant la richesse spécifique et l'abondance des peuplements ou par l'explosion d'une espèce indifférente, qui s'explique notamment par un manque de compétition. Cet indice est obtenu par des mesures quantitatives sur la macrofaune qui permettent ensuite la distinction de cinq groupes d'espèces qui ont une sensibilité similaire vis-à-vis de la matière organique en excès et d'un potentiel déficit en oxygène (Gregoire *et al.*, 2013 ; Alzieu, 2003 ; Grall *et al.*, 2003).

(iii) [Autres indices](#)

La macrofaune benthique n'est pas la seule communauté étudiée au regard des indices biologiques des milieux marins. Les macrophytes sont également utilisés dans l'indice Ecological Evaluation Index (EEI) créé par Orfanidis *et al.* (2001). Deux groupes écologiques de macrophytes sont étudiés (les algues et les herbiers) pour évaluer les stress abiotiques à travers les changements observés entre les groupements dans lesquels les espèces sensibles et de fin de succession écologique sont développées et ceux des états dégradés avec des espèces opportunistes (Orlando-Bonaca *et al.* 2008 ; Austoni *et al.*, 2007 ; Orfanidis *et al.* 2001, 2003, 2011).

L'Infaunal Trophic Index (ITI) est défini à partir de quatre grands groupes trophiques (Maurer *et al.*, 1999) : i) les suspensivores, ii) les déposivores de surface et mixte, iii) déposivores de subsurface

et iv) les autres. Il varie de 0 (100% de dépositives de subsurface) à 100 (100% de suspensives). Un milieu est dégradé lorsque l'indice est compris entre 0 et 30 ; modifié entre 30 et 60 et « normal » entre 60 et 100 (Dauvin *et al.*, 2006).

c. Système terrestre

Le « bon état écologique » voulu dans de nombreuses directives européennes est également souhaité pour le système terrestre (Directive Habitat, Trame Verte et Bleue, *etc*) et l'efficacité des mesures de restauration dépendent des méthodes d'évaluation du fonctionnement des sols. Ainsi, pour mettre en place, suivre et assurer les actions de protection et de gestion, il convient de définir des indicateurs qui permettent d'identifier et de quantifier les perturbations, les transformations du sol et les impacts sur les écosystèmes (Bispo *et al.*, 2008).

L'étude de la qualité des sols s'est d'abord concentrée sur ses propriétés physico-chimiques (Schoenholtz *et al.*, 2000 ; Walter *et al.*, 2002 ; Jolivet *et al.*, 2006 ; Volchko *et al.*, 2014). Larson et Pierce ont défini en 1991 un nombre minimum de paramètres physico-chimiques à considérer (MDS = Minimum Data Set). Des paramètres biologiques, comme le carbone microbien ou la respiration du sol, ont ensuite été proposés pour compléter ces indicateurs physico-chimiques (Doran and Parkin, 1994 ; Doran and Safley, 1997 ; Walter *et al.*, 2002). En complément de l'étude des microorganismes (*e.g.* Anderson, 2003 ; Schloter *et al.*, 2003 ; Bloem *et al.*, 2009 ; Muscolo *et al.*, 2014), un intérêt spécifique a été porté sur les organismes du sol (Paoletti and Bressan, 1996 ; Paoletti, 1999 ; Doran et Zeiss, 2000 ; Breure *et al.*, 2003 ; Breure, 2004 ; Ruiz *et al.*, 2009 ; Santorufo *et al.*, 2012). Parmi eux citons par exemple des organismes de la pédofaune comme les collemboles, les acariens, les cloportes, les vers ou les carabes. Les organismes de la pédofaune sont en contact direct et permanent avec le sol où ils vivent, se nourrissent et se reproduisent. Ils ont des modes de vie très variés et occupent une grande diversité d'habitats. Ils sont ainsi capables d'intégrer les changements de l'environnement dans le temps et dans l'espace et d'y répondre avec un degré d'intensité variable dépendant de leur mode de vie. Faciles à échantillonner à l'aide d'une méthode standardisée (Anderson et Ingram, 1993 ; ISO 23611-51), les macro-invertébrés du sol constituent d'excellents bioindicateurs de l'état du milieu et de l'impact des pratiques de gestion. Ainsi plusieurs indicateurs de la qualité du milieu ont été développés à partir de l'étude des organismes qui composent la pédofaune.

(i) IndVal (Indicator Value Index)

Après avoir identifié l'ensemble des espèces de macro-invertébrés présents dans les échantillons, la méthode IndVal (Dufrene et Legendre, 1997) permet le regroupement des sites les plus similaires à partir de la sélection des taxons les plus représentatifs et les plus informatifs pour un groupe de site. Autrement dit, les taxons qui ont une valeur indicatrice. Ces taxons seront par conséquent représentatifs d'un état donné de l'écosystème. Le groupement des sites peut se faire (i) *a priori* : les sites sont réunis en fonction des caractéristiques et des similitudes connues (*e.g.* milieux très pollués, faiblement pollués et peu ou pas pollués) et il s'agit d'identifier les taxons indicateurs caractéristiques de ces groupements en appliquant la méthode IndVal ou (ii) *a posteriori*, à l'aide d'analyses multivariées à partir de données caractérisant l'état du sol et de l'écosystème (*e.g.* données physico-chimiques ou faunistiques). Ainsi la méthode IndVal permet d'identifier les espèces indicatrices et les assemblages d'espèces caractéristiques de groupement d'échantillons. Elle combine la notion d'abondance relative (spécificité pour un groupe) et de fréquence relative (notion

de fidélité à l'intérieur du groupe). Cette méthode est appliquée à de nombreux groupes faunistiques (Podani et Csányi, 2010 ; Ouellette *et al.* 2005 ; Bonte *et al.* 2004 ; Nahmani *et al.* 2003).

(ii) [IBQS \(Indice Biologique de Qualité des Sols / Index of Biological Soil Quality\)](#)

Un autre indice de l'état physique, chimique et écologique du sol est calculé à partir des données d'abondance et de la diversité des taxons indicateurs présents dans les peuplements de macro-invertébrés du sol, il s'agit de l'IBQS. Cet indice varie de 0 (mauvaise qualité) à 20 (qualité optimale) (Ruiz, 2004 ; 2008 ; 2011) et permet de renseigner sur l'état écologique du sol. Il s'agit d'étudier la capacité du sol à s'autoréguler afin d'assurer les fonctions essentielles au maintien de sa qualité ainsi que sa capacité à intégrer les changements qu'ils soient d'origine naturelle ou en lien avec les activités anthropiques (Volchko *et al.*, 2014 ; Ruiz *et al.*, 2008 ; Ruiz *et al.*, 2011).

(iii) [GISQ \(General Indicator of Soil Quality\)](#)

Un nouvel indice de la qualité des sols a été développé et évalue les services de l'écosystème sol grâce à un ensemble de cinq sous-indicateurs, basés sur cinq types de données collectées sur le terrain (données physico-chimiques et biologiques) qui sont ensuite regroupées en un seul indice général : le GISQ. Les sous-indicateurs sont basés sur des analyses multivariées, notamment des analyses en composantes principales (ACP) (Velasquez *et al.*, 2007). Cet indicateur semble prometteur mais certains auteurs critiquent le manque de bases théoriques et/ou empiriques, notamment dans les calculs statistiques (Rossi *et al.*, 2009).

(iv) [Nématofaune \(NF EN ISO 23611-4, 2011\)](#)

Les nématodes sont des vers microscopiques (d'environ 1 mL) qui présentent plusieurs avantages : ils sont ubiquistes, abondants (environ 1 million de nématodes par m²), grande diversité taxonomique et fonctionnelle (différents comportements alimentaires, différentes capacités de colonisation, *etc*), ils jouent un rôle clé dans le réseau trophique (régulateur des micro-organismes) et sont sensibles aux perturbations physiques et chimiques (IRD UMR Eco & Sol, 2012). Ces caractéristiques en font un bioindicateur de choix (Stone *et al.*, 2016 ; Coll *et al.*, 2013 ; Villenave *et al.*, 2013). Ainsi ces organismes sont utilisés afin de définir la qualité d'un sol. Il s'agit d'échantillonner des sols, d'en extraire les nématodes puis de les dénombrer et les identifier. Les abondances obtenues permettent ensuite de calculer plusieurs indices (SI : indice de structure qui renseigne sur la stabilité du milieu, EI : indice d'enrichissement, MI : indice de maturité, PPI : indice de nématodes phytophages, IVD : indice des voies de décomposition des matières organiques) (IRD UMR Eco & Sol, 2012). Cette méthode a été normalisée (NF EN ISO 23611-4, 2011).

(v) [La phytosociologie](#)

La phytosociologie est une discipline qui a pour objectif la description de la structure des phytocénoses (c'est-à-dire l'ensemble des communautés végétales présentes) et l'analyse des groupements végétaux à partir desquels sont définies des associations végétales. L'évolution dans le temps de ces communautés végétales est également étudiée (Ramade, 2008). Tout commence par une analyse de la végétation en place à travers un inventaire floristique à partir duquel des groupements végétaux peuvent être mis en évidence. L'abondance de certaines espèces caractéristiques peut mettre en évidence des spécificités écologiques du biotope étudié (Ramade, 2008). Par exemple, les pelouses métallicoles et calaminaires (spécifiques aux sols contaminés en

plomb, cadmium et zinc) se distinguent par la présence de quatre plantes métallophytes (qui ont une tolérance pour les fortes concentrations en métaux dans les sols) inféodées à ces pelouses. Il s'agit de l'Arabette de Haller (*Arabidopsis halleri*), la Silène humble (*Silene vulgaris ver. Humilis*), l'Armerie de Haller (*Armeria maritima subsp halleri*) et la Pensée calaminaire (*Viola calaminaria*) (Lemoine et Pauwels, 2014).

d. Synthèse

Les différents indices biologiques précédemment détaillés sont résumés dans le tableau XXVI.

Tableau XXVI : Les différents indices biologiques du milieu aquatique et terrestre

Type de milieu	Nom	Norme / Références	Principe	Exemples
Indicateur biologique de la qualité du milieu				
Eau douce	IDB : Indice Biologique Diatomique	NF T 90-354, 2007	identification de différentes diatomées et calculs d'indice	Luis <i>et al.</i> , 2009 ; Torrisi <i>et al.</i> , 2006 ; Prygiel <i>et al.</i> , 2002.
	IBGN : Indice Biologique global normalisé INGN-DCE I2M2: l'Indice Invertébrés Multi-Métriques	NF T90-350, 1992 XP T90-388, 2010 ; XP T90-333, 2009 (<i>en cours</i>)	identification de différents macro-invertébrés	Gay <i>et al.</i> , 2000 ; Mondy et Usseglio-Polatera, 2012 ; Prieto Montes <i>et al.</i> , 2012; Reyjol <i>et al.</i> , 2012
	IOBS : Indice Oligochète de bioindication des sédiments	NF T90-390, 2002	Identification de différents vers oligochètes	Braud <i>et al.</i> , 2011 ; Lafont <i>et al.</i> , 2007 ; Montuelle, 2003
	IBMR : Indice Biologique Macrophytique en Rivière	NF T 90-395, 2003	Etude des peuplements et mesure <i>in situ</i> de l'abondance des macrophytes du milieu	Reyjol <i>et al.</i> 2012 ; Lainé <i>et al.</i> , 2014 ; Loriot <i>et al.</i> 2014 ; Birk et Willby, 2010
	IPR : Indice Poisson Rivière	NF T90-344, 2004	Outil multimétrique Identification de l'ichtyofaune	Pape <i>et al.</i> , 2015 ; Lainé <i>et al.</i> , 2014 ; Launois, 2011 ; Delpech <i>et al.</i> , 2010 ; ONEMA, 2006 ; Oberdorff <i>et al.</i> , 2002
Eau marine	AMBI : AZTI Marine Biotic Index	Borja <i>et al.</i> , 2000	Comparaison entre les communautés benthiques présentes dans un milieu naturel non perturbé et celles de milieux perturbés	Hutton <i>et al.</i> , 2015 ; Muniz <i>et al.</i> , 2005 ; Muxika <i>et al.</i> , 2005 ; Borja <i>et al.</i> , 2000, 2003, 2005
	I2EC : indice d'évaluation de l'endofaune côtière	Grall et Glémarec, 2003	Étude des peuplements benthiques	Gregoire <i>et al.</i> , 2013 ; Alzieu, 2003 ; Grall <i>et al.</i> , 2003

	EEI : Ecological Evaluation Index	Orfanidis <i>et al.</i> , 2001	Étude des algues et les herbiers	Orlando-Bonaca <i>et al.</i> 2008 ; Austoni <i>et al.</i> , 2007 ; Orfanidis <i>et al.</i> 2001, 2003, 2011
	ITI : L'Infaunal Trophic Index (ITI	Maurer <i>et al.</i> , 1999	Étude des groupes trophiques (<i>les suspensivores, les déposivores de surface et mixte, les déposivores de subsurface et les autres</i>)	Maurer <i>et al.</i> , 1999; Dauvin <i>et al.</i> , 2006
Système terrestre	IndVal : Indicator Value Index	Dufrêne & Legendre, 1997	Étude des macro-invertébrés du sol et des espèces indicatrices permettant d'identifier les assemblages d'espèces caractéristiques de groupement d'échantillon	Podani et Csányi 2010 ; Ouellette <i>et al.</i> 2005 ; Bonte <i>et al.</i> 2004 ; Nahmani <i>et al.</i> 2003
	IBQS : Indice Biologique de Qualité des Sols	Ruiz, 2008	Étude des données d'abondance et de la diversité des taxons indicateurs présents dans les peuplements de macro- invertébrés du sol,	Volchko <i>et al.</i> , 2014 ; Ruiz <i>et al.</i> , 2008 ; Ruiz <i>et al.</i> , 2011
	GISQ : General Indicator of Soil Quality	Velasquez <i>et al.</i> 2007	Étude des services écosystémiques du sol grâce à un ensemble de cinq sous- indicateurs	Rossi <i>et al.</i> , 2009 Velasquez <i>et al.</i> , 2007
	Nématofaune	NF EN ISO 23611-4, 2011	Calcul d'indices à partir des inventaires des nématodes du sol	Stone <i>et al.</i> , 2016 ; Coll <i>et al.</i> , 2013 ; Villenave <i>et al.</i> , 2013
	Phytosociologie		Indice phytosociologique à partir de l'étude des associations végétales	Lemoine et Pauwels, (2014)

I. Principes méthodologiques décrits dans la littérature

Dans la littérature, la problématique des risques liés aux sédiments s'inscrit le plus souvent dans un projet de dragage ou de restauration de milieu et pose la question des effets du projet, et en particulier du dragage sur le milieu. La réponse à cette question implique nécessairement une évaluation de la qualité du sédiment. Un outil classiquement cité dans la littérature pour évaluer la qualité des sédiments est l'utilisation des SQG pour « Sediment Quality Guidelines », parfois également nommées SQV pour « Sediment Quality Values ». Ils sont en effet un outil important de nombreux guides d'évaluation des sédiments (Apitz et Power, 2002) et font l'objet du paragraphe I.1. Le plus souvent, cette caractérisation repose sur des analyses physico-chimiques des sédiments dont les résultats, notamment en termes de contamination, constituent les bases d'une prise de décisions quant à la faisabilité du projet ou du/des mode(s) de gestion des sédiments. Cette méthode, bien que reconnue et appliquée dans le Monde, présente néanmoins certaines limites, notamment en termes de représentativité des résultats, dont nous discuterons dans ce paragraphe.

D'autres méthodes, parfois décrites comme des éRé, traitent de la problématique des sédiments contaminés en se basant essentiellement sur la caractérisation des effets biologiques pour évaluer la qualité/les risques des sédiments. Ces méthodes appelées BEBA pour Biological effects-Based Assessment font l'objet du paragraphe I.2. Il existe également des méthodes intégrant à la fois les données physico-chimiques, biologiques et écologiques. Dans le paragraphe I.3, nous décrirons l'approche dite Triad, considérée comme la méthode la plus souvent employée pour évaluer la qualité des sédiments (Chapman, 2002).

Toutes ces méthodes participent à la prise de décision quant à la faisabilité d'un projet ou le devenir des matériaux extraits. Certaines méthodes proposent de renforcer ce processus d'aide à la décision en développant des approches basées sur la comparaison de scénarios ou sur l'intégration de l'expertise, de l'avis des gestionnaires ou autres décideurs. Deux exemples de ces méthodes sont décrits dans le paragraphe I.4.

1. SQG et évaluation de la qualité des sédiments

Les SQG sont des valeurs de référence correspondant à des concentrations chimiques destinées à protéger la ressource biologique, à prédire les effets néfastes sur cette ressource ou les deux (Wenning et Ingersoll, 2002). Elles sont déterminées selon des approches empiriques, théoriques ou consensuelles (voir la publication de Delvalls *et al.*, 2004, pour une approche critique de la construction des SQG).

Selon Kwok *et al.* (2014), l'utilisation des SQG est considérée comme l'un des plus importants outils réglementaires de gestion des sédiments depuis le début des années 80. Le principe de l'utilisation des SQG est une comparaison entre la teneur d'un contaminant (il s'agit en général d'une

concentration mesurée dans un ou plusieurs échantillons du sédiment étudié) et une valeur de référence, valeur renseignée dans le SQG.

Notons que cette démarche repose sur les mêmes principes que l'approche substance de l'éré dans le sens où la réponse apportée est le plus souvent appréciée substance par substance et non pour une matrice ou un milieu.

A la fin des années 90, de nombreuses études mettent en avant certaines limites de la méthode des SQG, elles soulignent d'une part l'importance de prendre en compte la fraction biodisponible des contaminants et d'autre part la nécessité de considérer l'effet cocktail des substances présentes dans le sédiment pour apprécier, de manière plus représentative l'exposition des organismes benthiques (den Besten *et al.*, 2003). Pour sa capacité à apporter une réponse plus globale, l'éré reçoit à cette période une attention particulière (den Besten *et al.*, 2003). On s'intéresse alors en particulier à l'approche dite matrice de l'éré qui, en testant les effets de la matrice sédimentaire sur des organismes, permet d'obtenir une réponse intégrant à la fois la biodisponibilité et l'effet cocktail des substances.

En effet, si l'évaluation de la qualité des sédiments est indispensable à la prise de décision de gestion, elle ne constitue pas pour autant une évaluation des risques telle que nous l'avons défini précédemment. Comme le stipulent Chapman et Mann (1999), l'application des SQV en éré devrait être restreinte à l'étape de la formulation du problème où elles peuvent être utilisées seules ou dans une approche de type « poids de preuves » (Weight Of Evidence – WOE) afin d'écartier les contaminants engendrant des risques négligeables pour les récepteurs écologiques. L'approche WOE est d'ailleurs reprise par la plupart des guides méthodologiques d'élimination des sédiments dragués, produits sous l'impulsion des conventions internationales sur la gestion des sédiments dragués (Convention de Londres, Convention OSPAR, Convention de Barcelone, ...). (Delvalls *et al.*, 2004). Son principe repose sur une première étape dite de « screening » où sont considérés des facteurs relatifs aux matériaux de dragage (ex. : caractéristiques granulométriques, historique du sédiment, données environnementales, ...) qui, selon les cas et le niveau d'information recueillie, peut évoluer vers une évaluation plus détaillée impliquant une caractérisation chimique du sédiment couplée, selon les pays, à des bio-essais de « screening ». La qualité des sédiments ainsi estimée peut conduire à une prise de décision de gestion. Si ce n'est pas le cas, le processus de décision nécessite alors des mesures directes de toxicité, des tests de bioaccumulation ou toutes autres études spécifiques au site jusqu'à ce que le niveau d'information recueillie soit jugé suffisant pour une prise de décision concernant l'élimination des sédiments (Delvalls *et al.*, 2004). Ce processus de décision par étapes rappelle un des modèles d'architecture méthodologique de l'éré nommé architecture par étapes (Hayet *et al.* 2009) (figure 6). Dans une revue des guides d'évaluation et de gestion des sédiments, Apitz et Power (2002) soulignent que pratiquement toutes les méthodologies d'évaluation adaptée ou appliquée aux sédiments ont en commun un processus par étapes (Hill *et al.*, 2000 ; Chapman *et al.*, 2002), de même qu'elles utilisent pratiquement toutes des SQG dans les premières étapes et que nombre d'entre elles utilisent des évaluations biologiques pour les étapes supérieures de l'évaluation.

2. Les évaluations basées sur des effets biologiques ou BEBA

Des méthodes d'évaluation basée sur des effets biologiques, très -trop- souvent nommées éRé (Den Besten *et al.*, 2003) sont décrites dans la littérature. Il s'agit des évaluations de la qualité des sédiments basées sur les effets biologiques dites BEBA pour Biological effects-based assessment (den Besten *et al.*, 2003).

En Europe, le rôle des BEBA est très variable selon les pays et un nombre limité de pays ont inscrit les BEBA dans un cadre réglementaire (tableau XXVII, den Besten *et al.*, 2003).

Tableau XXVII : Etat d'avancement des BEBA en Europe (den Besten *et al.*, 2003)

Table 8: Status of implementation of BEBA frameworks in Europe

Country	BEBA <i>in situ</i> risks	BEBA <i>ex situ</i> risks (of dredged sediment)
Belgium	In monitoring programs and for prioritisation	–
France	In development (in monitoring programs and for prioritisation)	In development: in monitoring programs, for prioritisation and for disposal
Germany	–	In development, used for prioritisation
Italy	Only in case of evident environmental degradation	–
Netherlands	In DSS	In DSS (for disposal at sea); for disposal of freshwater sediment on land still in development
Norway	In development	In development
United Kingdom	In development, used for prioritisation	In DSS (for disposal at sea and in estuaries)
Spain	In development	In development

Il convient de distinguer les « *in situ* BEBA » qui évaluent les risques de sites où la qualité des sédiments et potentiellement la gestion des sédiments doivent être considérés et les « *ex situ* BEBA » qui évaluent la qualité de sédiments de dragage avec pour objectif la définition de modes de gestion des sédiments. Ces deux approches interviennent à des niveaux différents du processus de décision : les « *in situ* BEBA » intervenant pour évaluer le risque que représente le sédiment avant toutes actions envisageables et les « *ex situ* BEBA » intervenant lorsque la décision d'un dragage s'impose (ex. : entretiens de voies d'eau) mais qu'il est nécessaire de définir des options de gestion des sédiments dragués.

Notre problématique se concentre sur les effets des sédiments pollués déposés en milieux terrestres, nous nous sommes donc plutôt intéressés aux « *ex situ* BEBA » et leurs applications, notamment en France. Dans la suite de notre propos, les « *in situ* BEBA » ne seront donc pas considérées car elles évaluent les risques de la contamination du compartiment sédimentaire sur le milieu d'origine (écosystème aquatique d'eaux douces, marines ou estuariennes).

Selon den Besten *et al.* (2003), les « *ex situ* BEBA » correspondent à une évaluation du danger, dans laquelle les critères d'effets biologiques et toxicologiques sont employés comme prédictors des effets potentiels susceptibles de s'exprimer lors du dépôt du sédiment. En France, deux exemples d'application d' « *ex situ* BEBA » figurent dans la méthodologie d'évaluation écotoxicologique de matériaux de dragage (Babut et Perrodin, 2004)

a. L'exemple de la méthodologie d'évaluation écotoxicologique de matériaux de dragage (Babut et Perrodin, 2004)

Cette démarche d'évaluation des risques de sédiments extraits de milieux aquatiques d'eaux douces (figure 44) est inspirée du Guidelines for ERA (USEPA, 1998) et propose une évaluation en trois étapes :

- étape 1 appelée ESR pour évaluation simplifiée des risques, méthode appliquant le principe des SQG (Den Besten *et al.*, 2003) par le calcul d'un quotient de risque exprimé par le ratio PEC/PNEC pour les contaminants du sédiment étudié (dans la limite des données disponibles sur les caractéristiques et les effets des contaminants) ;
- étape 2 nommée affinement, si l'ESR ne permet pas d'exclure un risque, des tests complémentaires, comme par exemple les bio-essais sur chironomes (*C. riparius*) ou crustacé (*H. azteca*) peuvent être réalisés afin d'affiner l'ESR. Si les résultats ne permettent toujours pas d'exclure un risque alors passage à l'étape 3 ;
- étape 3, l'EDR pour évaluation détaillée des risques applicables à deux scénarios : le dépôt non confiné sur sol et le dépôt en gravière.

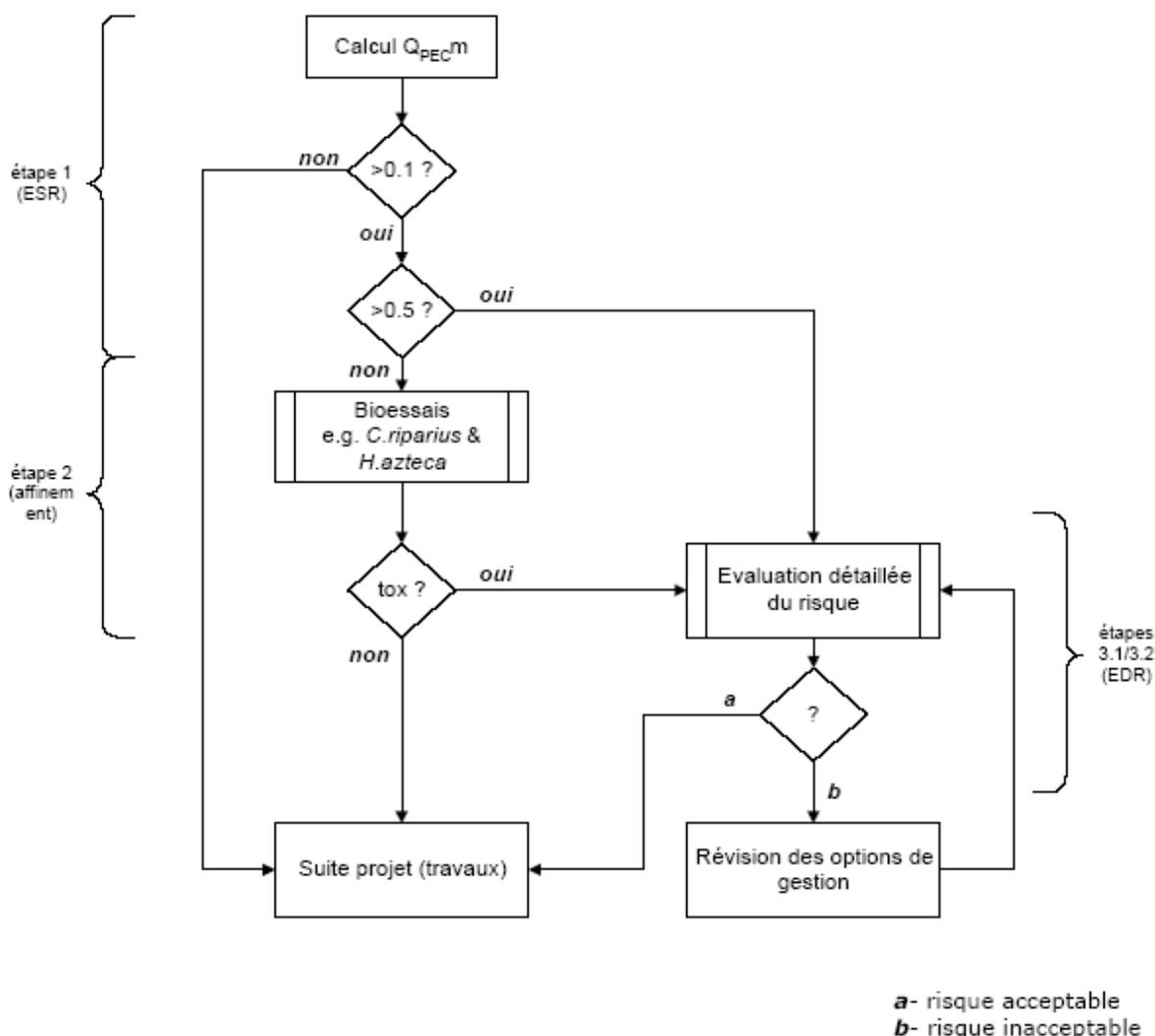


Figure 42. Logigramme de l'évaluation des risques écotoxicologiques (Babut *et al.*, 2003)

(i) Le scénario « dépôt en gravière »

Le scénario « dépôt en gravière » (figure 45) considère un réseau trophique à trois niveaux avec pour cibles potentielles des contaminants du sédiment : des producteurs primaires (phytoplancton et éventuellement des macrophytes), des consommateurs primaires (micro et macro invertébrés pélagiques et benthiques) et des consommateurs secondaires (batraciens, poissons, oiseaux se

nourrissant d'invertébrés aquatiques). Les principales voies de transfert considérées sont les eaux interstitielles du sédiment et la remise en suspension de particules fines. Les outils utilisés pour caractériser les effets biologiques sont les essais sur crustacés (survie et croissance *H. azteca*, ISO 16303, 2014) et chironomes (survie et croissance *C. riparius*, norme NF T 90-339, 2010) pour le compartiment sédimentaire et essais sur algues (croissance *P. subcapitata* (norme ISO 8692, 2012 eau douce et *C. vulgaris*, norme OECD 201, 2006 pour eau marine), sur bactéries (diminution de la photoluminescence *V. fischeri*, norme ISO 11348-1, 2007) et rotifères d'eau douce (survie et reproduction de *B. calyciflorus*, norme ISO 20666, 2008) ou crustacés (survie et reproduction *D. magna*, norme ISO 6341, 2012) pour le compartiment aquatique.

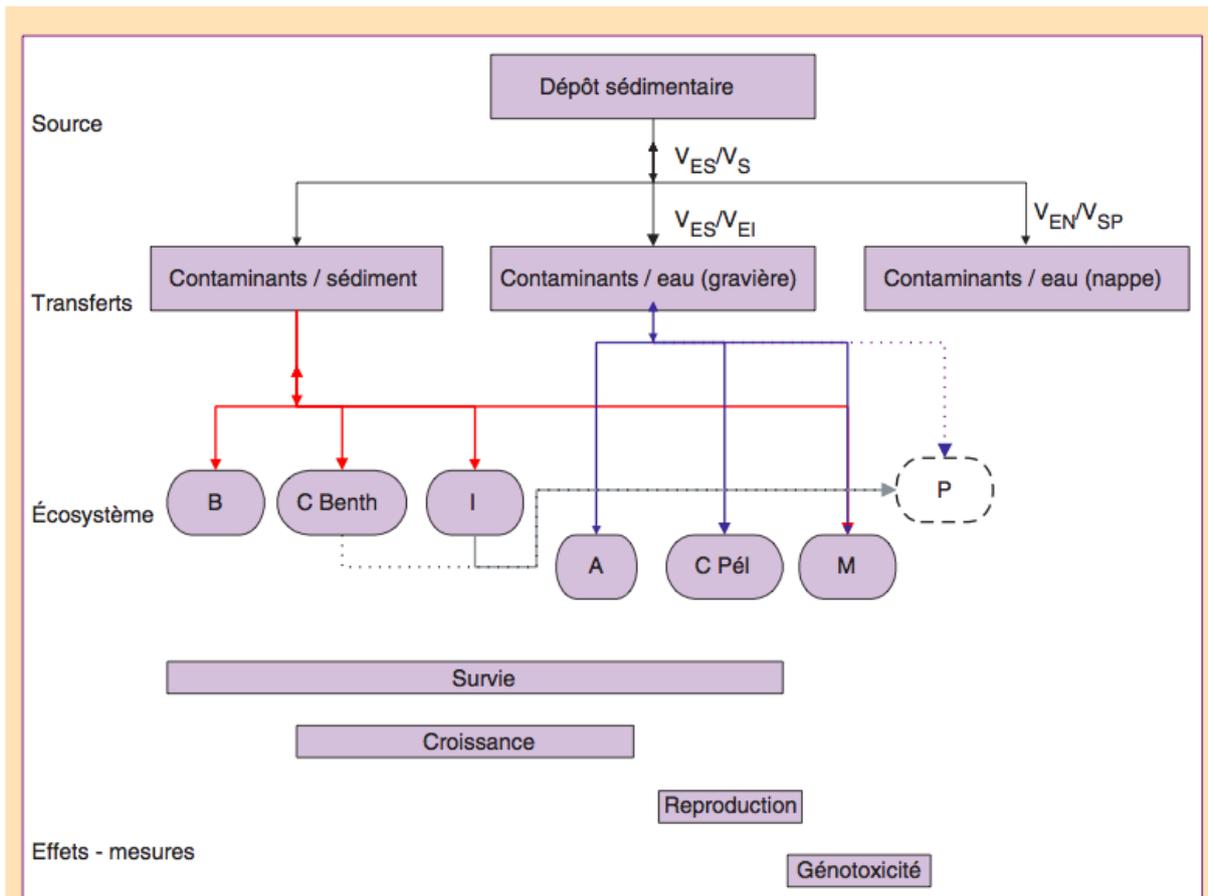


Fig. 3 - Modèle conceptuel pour le scénario « dépôt en gravière »
 (avec : B : bactéries ; C Benth : crustacés benthiques ; I : insectes ; A : algues ; C Pél : crustacés pélagiques ; M : mollusques ; P : poissons. Les éléments en pointillé n'ont pas été retenus pour l'étape d'analyse).
 L'évaluation de l'exposition nécessite la définition précise des ratios massiques/volumiques mis en jeu :
 – ratio « volume eau de surface/volume sédiments » (V_{ES}/V_S) ;
 – ratio « volume eau de surface/volume eau interstitielle sédiments libérée » (V_{ES}/V_{EI}) ; ce ratio sert à déterminer l'exposition des espèces de la colonne d'eau au-dessus du dépôt et, donc, à caler la gamme des dilutions testées ;
 – ratio annuel « volume eau de nappe/masse brute sédiment traversé par percolation » (V_{EN}/V_{SP}) ; ce ratio sert à calculer les concentrations dans la nappe et, par conséquent, permet de caler les volumes de percolats.

Figure 43. Modèle conceptuel du scénario dépôt en gravière (Babut *et al.*, 2013)

(ii) [Le scénario « dépôt non confiné sur sol »](#)

Le scénario « dépôt non confiné sur sol » (figure 46) considère les effets des contaminants du dépôt de sédiment sur le sol, les organismes cibles pris en compte dans ce cas étant les végétaux, la

microflore du sol et la faune du sol (insectes et vers de terre). Les principales voies de transfert sont les eaux de lessivage et de ruissellement. Si le dépôt se situe à proximité d'un milieu aquatique susceptible de recueillir les eaux de lessivage du dépôt, le scénario considère en complément les effets des contaminants présents dans les eaux de lessivage du dépôt sur des producteurs primaires (phytoplancton et éventuellement des macrophytes), des consommateurs primaires (micro et macro invertébrés pélagiques et benthiques) et des consommateurs secondaires (batraciens, poissons, oiseaux se nourrissant d'invertébrés aquatiques). Les outils utilisés pour caractériser les effets biologiques sont des tests sur végétaux supérieurs, des essais sur les micro-organismes du sol et des essais sur la microfaune pour le compartiment sol périphérique ; des essais sur les algues (Croissance *P. subcapitata*, norme ISO 8692) et les crustacés (Survie et reproduction *C. dubia*, norme NF T 90-376).

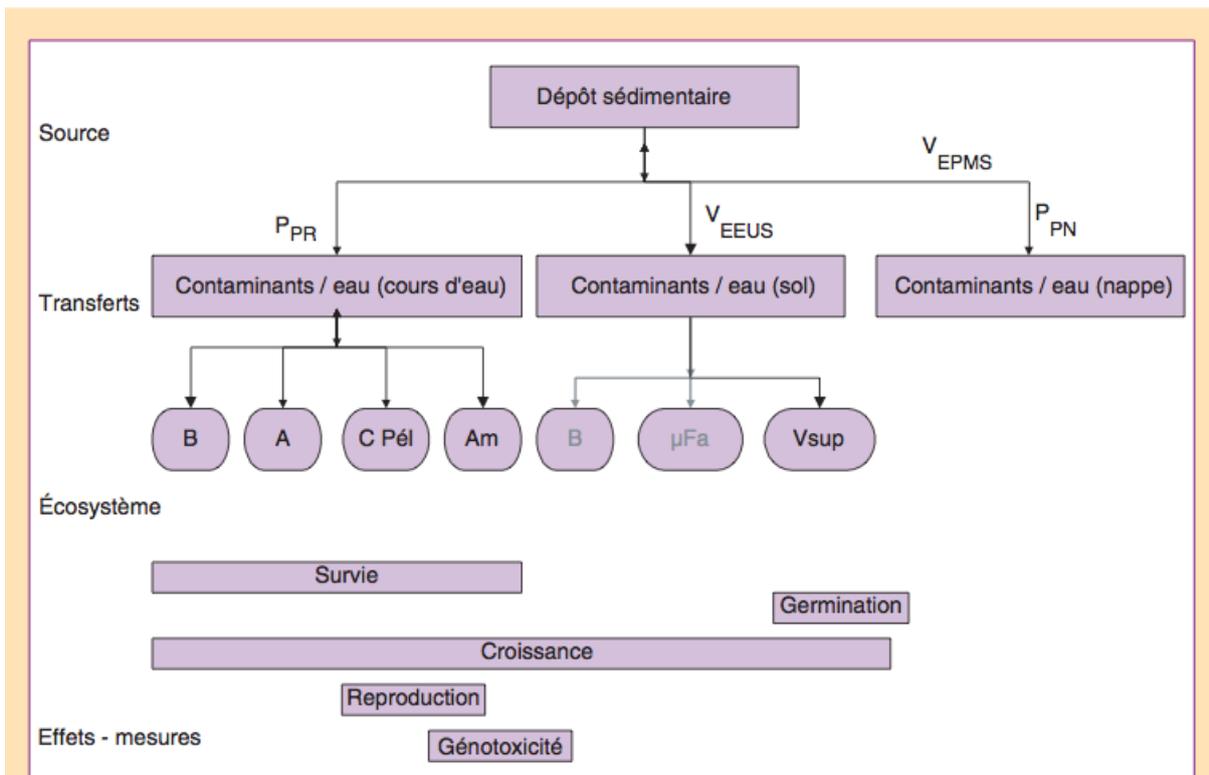


Fig. 5 - Modèle conceptuel pour le scénario « dépôt sur sol »

(avec : B : bactéries ; A : algues ; C Pél : crustacés pélagiques ; Am : amphibiens ; μFa : microfaune du sol ; Vsup : végétaux ; les éléments en grisé/flèches en pointillé n'ont pas pu être retenus dans l'immédiat, mais devraient être pris en compte à l'avenir.

L'évaluation de l'exposition nécessite par ailleurs la définition très précise des ratios massiques/volumiques mis en jeu :

- ratio « volume annuel d'eau d'égouttage par unité de surface de sol périphérique affecté » (VEEUS) ; ce ratio détermine le volume d'eau d'égouttage ajouté dans les essais écotoxicologiques sur plantes ;
- ratio annuel « eau de pluie traversant le dépôt/masse brute sédiment traversé » (V_{EPMS}) ; ce ratio permet de caler la gamme de volumes à percoler dans les colonnes ;
- proportion percolats issus du dépôt dans la rivière (P_{PR}) ; ce ratio permet de calculer l'exposition des organismes aquatiques ;
- proportion percolats issus du dépôt dans le front de nappe en aval immédiat du dépôt (P_{PN}) ; ce ratio permet de calculer les concentrations résiduelles dans la nappe sous le dépôt.

Figure 44. Modèle conceptuel du scénario dépôt non confiné sur sol (Babut *et al.*, 2013)

b. BEBA ou éRé ?

Selon le modèle développé, les BEBA peuvent faire partie intégrante de l'éRé voire être assimilées à de véritables éRé comme le démontre l'exemple de la méthode développée par Babut et Perrodin. Comme le soulignent den Besten *et al.* (2003), les BEBA figurent parmi les trois plus importants faisceaux de preuve de l'éRé de sédiments contaminés en Europe ; les deux autres étant l'évaluation des conditions communautés de zoomacroinvertébrés benthiques et l'évaluation des effets dans la chaîne alimentaire (bioaccumulation, bioamplification).

L'intérêt des BEBA en éRé traduit l'importance des bio-essais dont « *l'application apporte aux éRé plus d'information sur l'exposition des organismes du sédiment contaminé* ». Néanmoins, les auteurs rappellent certaines précautions d'usage concernant les bio-essais notamment le fait qu'ils peuvent mettre en évidence des effets non en lien avec la contamination, comme l'influence de la granulométrie du sédiment par exemple. Ils soulignent également l'importance de définir un témoin pertinent pour le site ou la situation étudié. Cette question du témoin fait aussi débat lors de la réalisation d'une évaluation des risques écologiques (se référer à étude RECORD, 2006). Enfin, ils concluent que les *ex situ* BEBA peuvent aider à une meilleure priorisation des sédiments dragués à haut risque écologique, qui pourraient dans ce cas être orientés vers un confinement. Selon les auteurs, il est préférable qu'une telle priorisation se base sur des observations d'effets plutôt que sur des mesures chimiques car les réponses écologiques intègrent les effets de tous les contaminants biodisponibles (den Besten *et al.*, 2003).

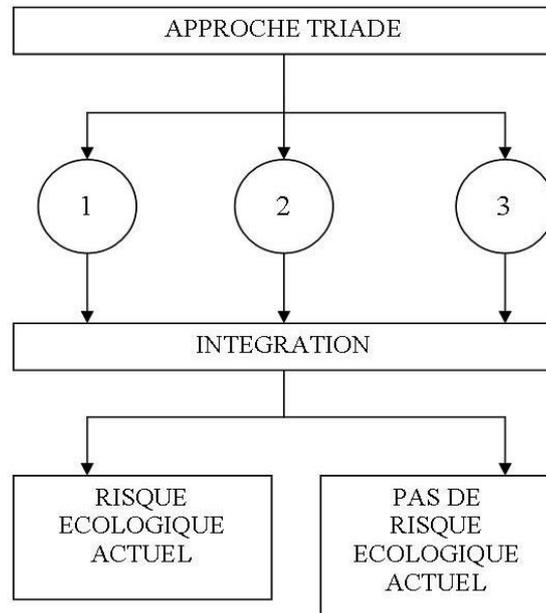
3. L'approche Triad

D'après le SMOCS (Sustainable Management of Contaminated Sediments in the Baltic Sea) Guideline (2013), l'outil de gestion essentiel pour une évaluation de la qualité est une approche par étapes et basée sur la caractérisation physique, chimique et écotoxicologique des sédiments à draguer. L'intégration de données de différentes nature et notamment de données chimiques, écotoxicologiques et écologiques selon une approche nommée « Triad » est, selon Chapman (1996), souvent employée pour évaluer la qualité des sédiments.

A titre d'exemple, en 2001, en France, un guide méthodologique de caractérisation des sédiments des milieux aquatiques d'eaux douces a développé, dans le cadre d'un diagnostic approfondi des sédiments, une approche « Triad » dont l'objectif est de compléter l'information apportée par les analyses physico-chimiques par une caractérisation biologique du sédiment. Selon les auteurs, celle-ci permet de démontrer la biodisponibilité des contaminants (par la réalisation de tests de bioaccumulation) et d'obtenir un aperçu de la qualité écologique du sédiment par la réalisation d'inventaires sur site (comprenant l'analyse de la composition, la définition de la densité des populations ou la recherche de malformations des organismes vivant dans les sédiments). Les auteurs précisent toutefois que, dans la pratique, la caractérisation biologique était peu usitée alors, notamment dans le cadre de projets de curage, et que la caractérisation physico-chimique était appliquée de manière prépondérante, voire exclusive.

Pour organiser la méthode, les auteurs se sont inspirés des travaux de Burton (1992) et Chapman (1995) sur l'approche dite « Triad » qui témoignait déjà d'un consensus international pour la caractérisation des effets biologiques de substances indésirables d'un sédiment sur les écosystèmes.

Cette approche reprend trois modes de caractérisation : la caractérisation physico-chimique qui permet de quantifier les concentrations des substances indésirables, la détermination des effets biologiques par la mise en œuvre de bio-essais et l'indentification d'effets *in situ* par la réalisation d'inventaires biologiques sur site. L'organisation de cette démarche est proposée figure 47.



1: mesures physico-chimiques ; 2: mesures écologiques ; 3: mesures biologiques

Figure 45. Schématisation de l'approche triad développée dans le guide « Caractérisation des sédiments (Agence de l'eau Artois-Picardie, 2001)

4. [CRA](#) et [MCDA](#)

Plusieurs méthodes associées à l'évaluation ou la gestion des sédiments contaminés possèdent des intitulés variables et intègrent tout ou partie d'une évaluation des risques dans leur démarche. C'est le cas notamment des CRA pour Comparative Risk Assessment et MCDA pour Multicriteria Decision Assessment. L'objectif de ces deux méthodes étant de fournir aux décideurs des outils performants et intégrateurs d'aide à la décision.

Les MCDA intègrent des résultats scientifiques et des « avis » de décideurs pour comparer des scénarios de gestion. En effet, quel que soit le contexte, « *stakeholder involvement is increasingly recognized as being an essential element of successful environmental decision making* » (Linkov *et al.* 2006). Plusieurs méthodes de MCDA existent, voici une liste non exhaustive des méthodes recensées :

- MAUT pour MultiAttribute utility theory
- MAVT multiAttribute value theory
- AHP Analytical hierarchy process
- SMART Simple Attribute Rating technique

Les MCDA sont des méthodes davantage utilisées pour les problématiques de sites et sols contaminés. Selon Linkov *et al.* (2006), elles sont rarement appliquées à la restauration des sédiments et systèmes aquatiques. Lors de notre réflexion sur l'apport de l'ÉRÉ à la problématique des dépôts de sédiments contaminés (problématique assimilable à une problématique de SSP), nous

évaluerons l'intérêt d'intégrer et la faisabilité de ce type de démarche dans le processus d'aide à la décision.

II. Les outils biologiques appliqués à l'ÉRÉ de sédiments contaminés déposés en milieux terrestres

Dans le cadre de la gestion de sédiments contaminés, les bio-essais sont classiquement utilisés pour caractériser le potentiel « danger » d'un sédiment. Ils sont souvent cités comme complémentaires des analyses physico-chimiques pour apprécier la qualité d'un sédiment et interviennent alors dans la prise de décisions de gestion. A ce titre, ils apparaissent dans plusieurs guides méthodologiques de caractérisation des sédiments. Le tableau XXVIII donne quelques exemples de bio-essais recommandés par différentes agences ou organisations gouvernementales dans le Monde à utiliser dans le cadre d'une approche par étapes de la gestion des matériaux de dragage (Delvalls *et al.*, 2004).

Tableau XXVIII : Exemples de bio-essais sur sédiments recommandés dans le Monde par différentes agences ou organismes gouvernementaux à utiliser dans le cadre d'une approche par étapes de la gestion des matériaux de dragage (Delvalls *et al.*, 2004)

Type	Test	Country
Screening	Microtox (STP)	The Netherlands
		Canada
		Australia
		Spain
Solid phase	Amphipods	The Netherlands
		Canada
		USA
		UK
		Australia
		Spain
Liquid phase	Benthic algae viability	Australia
	Sea urchin embryo development	Canada
		Spain
		USA
	Sea urchin fertilization and larval development	Australia
		USA
	Bivalve larval development	Australia
Tiger prawn survival (post larvae)	Australia	
Algal growth inhibition test	Australia	
Bioaccumulation	Bivalves	Canada
		USA
		USA
	Polichaetae	USA

Parmi les organismes testés pour évaluer la toxicité des sédiments, les amphipodes sont généralement reconnus comme des organismes de choix pour l'évaluation de la toxicité de nombreux sédiments, les tests de toxicité sur les amphipodes étant positivement corrélés aux changements de communautés benthiques (Swartz *et al.*, 1994 ; Long *et al.*, 2001. *In* Chapman *et al.*, 2002).

Comme l'illustre le tableau XXVIII, les organismes testés dans le cadre d'une évaluation des sédiments sont essentiellement aquatiques. Une grande majorité des sédiments dragués étant d'origine marine ou estuarienne et destinés à l'immersion principalement en milieu marin, il est assez cohérent d'évaluer le danger potentiel d'un sédiment sur des organismes aquatiques ou benthiques. Néanmoins, dans notre contexte de gestion à terre des sédiments, l'information apportée par ce type de bio-essais ne répond pas à la question ni du danger ni du risque que le sédiment contaminé représente pour l'écosystème récepteur, en particulier dans l'hypothèse d'un dépôt sur sol.

Dans la littérature, il existe peu d'exemples d'approches basées sur des essais réalisés sur des organismes terrestres afin d'apprécier les effets du sédiment sur le milieu récepteur ou les effets des contaminants du sédiment sur l'écosystème susceptible de coloniser le dépôt de sédiment. Selon Vasickova *et al.* (2013), les recommandations officielles pour l'évaluation des sédiments dragués sont généralement rares et ne considèrent pas souvent les aspects écotoxicologiques alors que, selon les auteurs, les tests d'écotoxicité de matériaux complexes que l'on projette de déposer sur le sol sont nécessaires afin de prendre en compte la biodisponibilité des contaminants, les interactions possibles entre polluants et intégrer les effets de la matrice environnementale. Dans les exemples décrits dans la littérature, l'organisme le plus utilisé pour tester la phase solide des sédiments dragués sont les plantes. Les études où les invertébrés du sol sont utilisés sont beaucoup plus rares (Vasickova *et al.*, 2013 ; Eijsackers *et al.*, 2001).

Dans une étude menée sur 36 échantillons de sédiments, Vasickova *et al.* (2013) ont comparé les résultats de plusieurs bio-essais réalisés sur des organismes terrestres et les ont confrontés aux résultats des analyses physico-chimiques. Les bio-essais réalisés dans le cadre de cette étude sont précisés dans le tableau XXIX.

Tableau XXIX : Bio-essais développés dans la publication de Vasickova *et al.* (2013)

Types de tests	Dénomination du test
Tests réalisés dans le cadre d'épandage sur sol (soumis à réglementation en République Tchèque)	<ul style="list-style-type: none"> · reproduction de <i>Enchytraeus crypticus</i> · reproduction de <i>Folsomia candida</i>, · élongation racinaire de <i>Lactuca sativa</i>, · potential ammonium oxydation
Bio-essais sur phase solide	<ul style="list-style-type: none"> · mortalité de <i>Caenorhabditis elegans</i>, · reproduction et évitement d'<i>Eisenia foetida</i>
Bio-essais sur éluats	<ul style="list-style-type: none"> · immobilisation de <i>Daphnia magna</i>, · test d'inhibition de croissance de <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>, · luminescence de <i>Vibrio fischeri</i>.

Les résultats obtenus montrent que les cinq bio-essais réglementés sont efficaces pour détecter les échantillons toxiques pour le milieu terrestre et les différentes voies d'exposition. Ces résultats encouragent le développement de bio-essais sur la phase solide du sédiment à partir d'organismes terrestres pour évaluer l'écotoxicité d'un dépôt de sédiments contaminés sur l'écosystème du sol.

A l'heure actuelle, cette démarche est peu répandue bien qu'elle soit recommandée, notamment en France par Babut et Perrodin (méthode CETMEF).

Les bio-essais réalisés sur les éluats ont démontré leur efficacité à identifier les échantillons dangereux pour le milieu aquatique, et non pour le milieu terrestre. Résultat intéressant à souligner alors que la plupart des études traitant la question de l'écotoxicité des sédiments dragués sur les écosystèmes terrestres utilisent des tests sur éluats.

Dans l'étude de Vasickova *et al.* (2013), les auteurs soulignent également que les sédiments diffèrent non seulement en termes de contaminants toxiques mais aussi en termes de propriétés physico-chimiques. Ces propriétés peuvent affecter les organismes testés et de surcroît biaiser significativement les résultats des bio-essais. En conséquence, ils encouragent la réalisation d'une batterie de test pour différents niveaux trophiques, habitats et critères d'effets.

Cette publication et les réflexions portées par les auteurs soulèvent de nombreuses questions en lien direct avec notre problématique :

1. Les bio-essais sont indispensables à la caractérisation des effets biologiques du dépôt de sédiment sur le milieu terrestre-récepteur. Pour autant, ils n'expliquent pas tout et les caractéristiques spécifiques du sédiment font certainement partie des variables non expliquées. Peut-on, comme certains auteurs le proposent (Vandecasteele *et al.*, 2005, Capilla *et al.*, 2006), assimiler le dépôt de sédiment à un sol et auquel cas, dérouler les méthodes d'ÉRÉ classiquement appliquées aux sites et sols pollués ?
2. L'analyse des résultats a nécessité la définition d'un sol de référence. Pour les besoins de l'étude, c'est un sol cultivé non contaminé qui a été retenu. La question du choix d'un « bon témoin » fait toujours débat en éRé et devra donc être de nouveau abordée lors de l'analyse de la faisabilité de l'ÉRÉ à la problématique de la gestion à terre des sédiments.
3. La finalité des essais biologiques réalisés dans le cadre de l'étude est d'évaluer le risque que représente le sédiment dragué sur le sol récepteur, en l'occurrence le sol agricole. Dans le cadre de notre problématique, cette approche peut également servir la phase de caractérisation des effets d'une éRé dont l'objectif est d'apprécier les effets du dépôt, et notamment de ses contaminants, sur l'écosystème susceptible de coloniser le dépôt. En d'autres termes, les résultats de bio-essais réalisés sur la phase solide du sédiment et employant des organismes terrestres peuvent permettre d'évaluer les risques du dépôt sur le milieu récepteur-sol et sur l'écosystème du dépôt.
4. La caractérisation des risques pour l'écosystème cible nécessite la réalisation de batteries de tests pour différents niveaux trophiques, habitats et critères d'effets. En éRé, les tests de toxicité sont un moyen mais pas une finalité pour comprendre les risques des sédiments. En effet, comme le précisent Chapman *et al.* (2002), l'utilisation de tests de toxicité dans les éRé des sédiments nécessite la définition de critères d'effets (« endpoints » en anglais) appropriés et des hypothèses de risque ne considérant pas uniquement des résultats statistiquement significatifs, et que danger ne signifie pas risque. La différence entre danger et risque est importante et souvent confondue dans la littérature. Or, elle apparaît comme un critère de décision essentiel pour le choix du test le plus adapté au contexte d'étude.

III. Faisabilité de l'ÉRÉ selon les filières de valorisation

Notre analyse de la littérature scientifique, des retours d'expérience et de la réglementation a mis en évidence une grande variabilité d'utilisation des sédiments en fonction des filières de valorisation. Cette variabilité se traduit par des caractéristiques différentes des sédiments en lien avec leur provenance (différence entre sédiments marins et fluviaux, différence en fonction de la provenance géographique), le type d'activités exercées au niveau du site de prélèvements et le parcours suivi depuis le site de dragage jusqu'à la valorisation.

Pour chaque filière de valorisation, nous posons donc la question de l'applicabilité de l'ÉRÉ : l'ÉRÉ est-elle l'outil le mieux adapté ? Quelle est l'approche la plus pertinente et quelle est sa finalité ? Pour y répondre, il a été nécessaire de définir en première approche les contraintes/exigences de la filière de valorisation vis-à-vis des sédiments et de l'écosystème récepteur, et ce pour chacune des sept filières identifiées.

Par souci de synthèse, nous avons consigné l'ensemble de ces questions dans un tableau (tableau XXX) dans lequel figure en première colonne les principales filières de valorisation, en deuxième et troisième colonne les contraintes/exigences des sédiments et de l'écosystème récepteur, en quatrième et cinquième colonne, une justification, au cas par cas, de l'applicabilité et l'apport des approches « matrice » et « site-spécifique » de l'ÉRÉ.

A la suite du tableau de synthèse, les différentes approches éRé pour chacune des sept filières de valorisation sont discutées.

- ↳ L'approche substance n'a pas été retenue dans le cadre de cette analyse car nous cherchons à déterminer les effets soit de la matrice sédimentaire (approche matrice) soit de l'aménagement ou de l'ouvrage (approche site-spécifique) dans lequel s'insèrent les sédiments. Pour aucun des scénarios envisagés, la porte d'entrée est une substance dont nous souhaiterions évaluer les effets sur l'écosystème.

- ↳ Pour rappel, l'approche matrice fait référence aux méthodes où la source est une matrice comme par exemple une matrice sédimentaire. Selon cette approche, ce sont les effets de la matrice sédimentaire sur un milieu récepteur qui sont considérés. Ce sont des méthodes ayant principalement recours aux bio-essais en laboratoire pour exprimer le risque de la matrice sur l'environnement et notamment la faune et la flore. Il s'agit d'une approche résolument prospective plutôt axée sur les effets du transfert de contaminants sur la faune et la flore. Une extrapolation des observations de laboratoire permet de conclure sur les effets de la matrice sur un ou plusieurs écosystèmes récepteurs. Les conclusions de cette approche sont donc transposables à des problématiques similaires.

- ↳ L'approche « site-spécifique » fait référence aux méthodes où la source est un milieu, comme par exemple une friche industrielle (principal cas d'application). Selon cette approche, les effets de l'ensemble des contaminants présents dans le milieu sont intégrés au calcul de risque. Ce sont des méthodes pouvant avoir recours à de multiples outils : tests

d'écotoxicité, bio-essais, inventaires et suivis écologiques *in situ*... Cette approche peut être envisagée en amont ou en aval d'un projet pouvant ainsi être prospective ou rétrospective selon les cas. Elle apporte des réponses spécifiques à un site d'étude, les conclusions sont par conséquent difficilement transposables.

Tableau XXX : Evaluation de la faisabilité de l'éRé pour les principales filières de valorisation à terre des sédiments

Type de valorisation	Contraintes/Exigences		Faisabilité éRé	
	Sédiments	Ecosystème	Approche site-spécifique	Approche matrice
Valorisation agricole	<ul style="list-style-type: none"> • Salinité des sédiments marins ou estuariens • Volume de sédiments utilisables limité par la réglementation • Conformité avec les normes d'épandage, notamment en termes de contamination • Valeur agronomique • Matrice sédimentaire potentiellement composite * 	<ul style="list-style-type: none"> • Saisonnalité des perturbations ; • Remaniement important et fréquent en période d'activités ; • Multiplicité des sources potentielles de perturbation (apport engrais, pesticides, ...). 	<p>Evaluation de la causalité des effets et lien avec l'apport sédimentaire difficile à établir dans le cadre d'une approche site-spécifique</p>	<p>Evaluation des effets de la matrice sédimentaire sur la faune et la flore</p> <p>Les espèces testées seront en lien avec l'usage.</p>
Ré-ensablement de plages	<ul style="list-style-type: none"> • Granulométrie et colorimétrie similaire à celle du sable de la plage réceptrice • Risques sanitaires (microbiologique et physico-chimique) • Nécessité de cohérence entre l'origine du sédiment et le milieu d'accueil • Matrice sédimentaire potentiellement composite * 	<ul style="list-style-type: none"> • Remaniement important ponctuel lié au ré-ensablement • Variabilité des pressions naturelles (marée et force des vents) et saisonnalité des pressions anthropiques (plage sauvage vs plage fréquentée) 	<p>Evaluation des effets à long terme de l'apport sédimentaire sur l'écosystème marin</p>	<p>Evaluation des effets de la matrice sédimentaire sur la faune et la flore</p> <p>Les espèces testées seront en lien avec l'usage</p>
Remblaiement de carrières	<ul style="list-style-type: none"> • Contraintes réglementaires • Matrice sédimentaire potentiellement composite (potentiellement composée de matrices sédimentaires issues de dragage différent) 	<ul style="list-style-type: none"> • À évaluer au cas par cas 	<p>Evaluation à long terme des effets de la matrice sédimentaire sur l'écosystème récepteur</p>	<p>Evaluation de la compatibilité entre l'usage futur et les caractéristiques de la matrice sédimentaire</p>
Génie civil - <i>Mobilier urbain</i> - <i>Routes</i> - <i>Pistes cyclables</i> - ...	<ul style="list-style-type: none"> • Granulométrie compatible • Siccité • Salinité 	<ul style="list-style-type: none"> • Pas d'écosystème en cible directe 	<p>Possible pour évaluer les effets de l'ouvrage (et non de la matrice sédimentaire) sur l'écosystème récepteur</p>	<p>Possible pour évaluer les effets du transfert de contaminants de l'ouvrage (et non de la matrice sédimentaire) sur la faune et la flore</p>

Tableau XXX (suite) : Evaluation de la faisabilité de l'ÉRé pour les principales filières de valorisation à terre des sédiments

Renforcement de berges	<ul style="list-style-type: none"> • Origine du sédiment cohérent avec milieu d'accueil 	<ul style="list-style-type: none"> • Remaniement important mais ponctuel lié à l'opération • Écosystème avec une composante aquatique et une composante terrestre 	<p>Evaluation des effets à long terme du dragage et de l'apport sédimentaire sur l'écosystème récepteur aquatique et terrestre</p>	<p>Evaluation des effets de la matrice sédimentaire sur la faune et la flore</p> <p>Le choix des espèces testées sera en lien avec l'usage et devra considérée la composante aquatique et terrestre</p>
Couverture installation de stockage de déchets	<ul style="list-style-type: none"> • Contraintes réglementaires • Matrice sédimentaire potentiellement composite (potentiellement composée de matrices sédimentaires issues de dragage différent) 	<ul style="list-style-type: none"> • À évaluer au cas par cas 	<p>Evaluation à long terme des effets de la couverture sur l'écosystème</p> <p>À envisager dans une approche globale à l'échelle de l'installation</p>	<p>Évaluer les effets de la matrice sur la faune et la flore</p>
Aménagements paysagers - Buttes paysagères - Terre-plein - Merlon anti-bruit - ...	<ul style="list-style-type: none"> • Contraintes réglementaires • Contraintes géotechniques • Matrice sédimentaire vraisemblablement composite (potentiellement composée de matrices sédimentaires issues de dragage différent) 	<ul style="list-style-type: none"> • Remaniement important de durée variable selon la conception de l'aménagement • À évaluer au cas par cas 	<p>Evaluation des effets à long terme de l'aménagement sur l'écosystème récepteur de l'aménagement et sur l'écosystème de l'aménagement</p>	<p>Evaluation des effets de la matrice sédimentaire sur la faune et la flore</p> <p>Choix des espèces testées en cohérence avec milieu d'accueil de l'aménagement</p>

**Matrice sédimentaire potentiellement composite signifie que la matrice sédimentaire peut être composée de matrices sédimentaires issues de dragages différents donc de sédiments d'origine différente, d'âge différents, de granulométrie différents, de parcours différents, de traitements différents ...*

1. Valorisation agricole

Les sédiments valorisables en épandage agricole sont soumis à des exigences particulières conditionnant leur usage. Ils doivent notamment être conformes aux normes d'épandage et présenter des caractéristiques justifiant un intérêt agronomique pour les sols. La réglementation en vigueur limite, par ailleurs, le volume de sédiments utilisables en épandage. Enfin, le recours à des sédiments marins « bruts »/non traités est proscrit en raison de la salinité et des effets néfastes de celle-ci sur le développement de la végétation (Macía *et al.*, 2014; Sardinha, *et al.*, 2003; Sheehan, *et al.*, 2010; Wichern, *et al.*, 2006). Enfin, il n'est pas exclu que les sédiments employés dans le cadre d'un épandage puissent avoir des origines et des typologies différentes.

En ce qui concerne l'écosystème récepteur, nous avons mis en avant les pressions subies par les agrosystèmes, ces pressions ayant des conséquences non négligeables sur leurs caractéristiques et leur fonctionnement. En effet, comme le soulignent Burel *et al.* (2008), certaines pratiques agricoles sont susceptibles d'engendrer des perturbations des agroécosystèmes :

- le labour, utilisé de façon répétée, a un effet sur la richesse spécifique ou l'abondance de nombreux organismes :
 - dans le cas de labour répété et des conditions défavorables (ressources organiques faibles, conditions microclimatiques contraignantes) la richesse spécifique des communautés de macrofaune peut également être réduite ;
 - les différentes techniques de travail peuvent modifier la structure des communautés ;
- les produits phytosanitaires de synthèse sont considérés comme l'un des facteurs majeurs responsables du déclin de la biodiversité dans les agroécosystèmes ;
- la fertilisation croissante a pour conséquence une homogénéisation des milieux et une baisse de la richesse spécifique aussi bien dans les parcelles que dans les bordures adjacentes, et notamment la fertilisation azotée (effets particulièrement marqués dans le cas d'une fertilisation minérale et plus nuancés dans le cas d'une fertilisation organique) ;
- l'irrigation est globalement favorable à la faune du sol, mais conduit à une diminution de la diversité végétale.

Ces pressions conditionnent également la faisabilité de l'ÉRé et le choix de l'approche la plus adaptée. En effet, la multiplicité des sources potentielles de perturbation (labour, utilisation de produits phytosanitaire, irrigation, épandage...) ne permettent pas d'évaluer spécifiquement la causalité des effets en lien avec l'apport sédimentaire dans le cadre d'une approche site-spécifique. L'approche matrice, quant à elle, peut être envisagée avec pour objectif d'apprécier, en amont d'un projet d'épandage, les effets de la matrice sédimentaire sur l'agrosystème. Cette démarche privilégiera dans ce cas des bio-essais réalisés sur des espèces cultivées et/ou des organismes du sol. Soulignons toutefois que l'approche matrice ainsi envisagée n'est pertinente que si les sédiments sont parfaitement caractérisés, cette condition s'impose tout particulièrement dans le cas d'une matrice sédimentaire composite. En effet, un mélange de sédiments peut être problématique en raison des interactions possibles entre les contaminants et des potentiels effets synergiques.

2. Ré – ensablement de plage

Les sédiments valorisables en ré-ensablement de plages sont soumis à des exigences particulières conditionnant leur usage. Ils doivent notamment présenter une granulométrie et une colorimétrie similaire à celle du sable de la plage réceptrice afin d'augmenter la bonne perception/ acceptation par les usagers (Foucher, 2005) et limiter les impacts écologiques du dépôt de matériaux sédimentaires sur les habitats intertidaux (Bolam & Whomersley, 2005 ; Ray, 2000 ; Shafer & Streever, 2000). La qualité physico-chimique et biologique des matériaux employés pour ce type d'usage doit être conforme aux exigences réglementaires afin de garantir une innocuité sanitaire. Enfin, il n'est pas exclu que les sédiments employés pour le ré-ensablement puissent avoir des origines et des typologies différentes.

En ce qui concerne l'écosystème récepteur, nous avons mis en avant les pressions subies par le milieu car celles-ci offrent des conditions de vie et de développement spécifiques. Ces pressions peuvent être d'origine naturelle (influence des marées, des vents et embruns...) ou anthropiques, (en particulier pour les plages touristiques) et varient notamment en fonction des saisons.

Pour ce type de valorisation, les deux approches d'ÉRé peuvent être envisagées, le recours à l'une ou l'autre dépendra de la finalité attendue de l'évaluation.

- Pour l'approche site-spécifique, la multiplicité des sources potentielles de perturbation ne permet pas d'évaluer spécifiquement la causalité des effets en lien avec l'apport sédimentaire sur l'écosystème de la plage. En revanche, elle peut être conduite afin d'apprécier les effets à long terme de l'apport sédimentaire sur les caractéristiques et le fonctionnement de l'écosystème marin, en particulier si le ré-ensablement concerne une plage soumise à l'influence des marées, qui accentuent la probabilité de migration des sédiments depuis le site de ré-ensablement vers le milieu marin.
- L'approche matrice peut avoir pour objectif d'apprécier, en amont d'un projet de ré-ensablement, les effets de la matrice sédimentaire sur l'écosystème de la plage et l'écosystème marin. Cette démarche privilégiera dans ce cas des bio-essais réalisés sur des espèces du littoral (milieu marin et plage). Soulignons toutefois que l'approche matrice ainsi envisagée n'est pertinente que si les sédiments sont parfaitement caractérisés, cette condition s'impose tout particulièrement dans le cas d'une matrice sédimentaire composite. En effet, un mélange de sédiments peut être problématique en raison des interactions possibles entre les contaminants et des potentiels effets synergiques.

3. Remblaiement de carrières

Les sédiments valorisables en remblaiement de carrières sont soumis à des exigences particulières définies réglementairement. Comme pour les scénarios précédemment décrits, il n'est pas exclu que les sédiments employés pour ce mode de valorisation puissent avoir des origines et des typologies différentes.

En ce qui concerne l'écosystème récepteur, celui-ci est à apprécier au cas par cas. L'existence et les caractéristiques de l'écosystème vont notamment dépendre de la période écoulée entre l'arrêt de l'exploitation et le remblaiement.

- L'approche site-spécifique, dans ce cas de figure, peut être envisagée pour évaluer le risque de la matrice sédimentaire sur l'écosystème allant se développer au droit de l'ancienne

carrière. Les entités cibles, dans ce cas, seront sélectionnées sur la base d'observation des écosystèmes limitrophes afin d'extrapoler les espèces susceptibles de coloniser le milieu nouvellement créé (approche prospective) ou, dans le cas d'une végétalisation, sur la base des espèces semées ou plantées.

- L'approche matrice peut avoir pour objectif d'apprécier, en amont d'un projet de remblaiement de carrière, les effets indirects de la matrice sédimentaire sur l'écosystème limitrophe ou d'évaluer la compatibilité entre l'usage futur et les caractéristiques de la matrice sédimentaire. En fonction du milieu dans lequel s'intègre la carrière à remblayer, cette démarche aura recours à des bio-essais réalisés sur des espèces en cohérence avec le milieu environnant. Soulignons par ailleurs que l'approche matrice ainsi envisagée n'est pertinente que si les sédiments sont parfaitement caractérisés, cette condition s'impose tout particulièrement dans le cas d'une matrice sédimentaire composite. En effet, un mélange de sédiments peut être problématique en raison des interactions possibles entre les contaminants et des potentiels effets synergiques.

4. Génie civil

Les sédiments valorisables en génie civil doivent être compatibles avec les exigences de l'ouvrage en termes de granulométrie, de siccité et de salinité. D'un point de vue réglementaire, cette voie de valorisation n'est soumise à aucune contrainte particulière. Pour ce mode de valorisation, l'écosystème récepteur est celui qui va accueillir l'ouvrage ou le matériau. De ce fait, si une éRé est menée, elle évaluera, non pas les effets de la matrice sédimentaire sur l'écosystème récepteur mais les effets de l'ouvrage sur l'écosystème récepteur que ce soit dans le cadre d'une approche site-spécifique ou d'une approche matrice. De ce fait, nous sortons du champ de l'étude ici présentée. Une étude d'impact est normalement réalisée en amont du projet de construction ce qui permet la caractérisation des espèces sensibles et de prévoir des mesures compensatoires mais elle n'évalue pas les effets sur le long terme.

Or, lors de la construction d'une route, de nombreuses pressions se font sentir et elles ne sont pas sans conséquence pour l'écosystème récepteur. En effet, au-delà de l'impact ponctuel à un temps donné de la construction de la route, des impacts sur le long terme en lien avec l'utilisation de la route se font également sentir. Ceux-ci sont à même d'engendrer (i) des perturbations aux écosystèmes alentours (Coffin, 2007) en lien notamment avec le cocktail de polluants émis par le trafic routier (Bignal, *et al.*, 2007 ; Truscott, *et al.*, 2005), (ii) l'isolement des individus en lien avec la fragmentation des paysages (Fahrig, 2003) ou encore (iii) d'engendrer une augmentation de la mortalité car les routes sont des obstacles difficilement franchissables (Primack, *et al.*, 2012) aussi bien pour les gros animaux (Fischesser & Dupuis-Tate, 2007) que les insectes (Mader, 1984). Ces pressions conditionnent également la faisabilité de l'éRé et rendent difficile le choix de l'approche la plus adaptée.

La valorisation des sédiments en génie civil est parmi les filières les plus connues (*voir résultats de l'enquête et nombreuses références bibliographiques*) pourtant des réponses restent encore à apporter, notamment en ce qui concerne l'adaptabilité des tests environnementaux, les contaminations multiples et la dangerosité et le comportement à long terme (Aqua, 2014).

5. Renforcement de berges

Les sédiments valorisables en renforcement de berges sont le plus souvent directement extraits de la rivière faisant l'objet de l'opération de consolidation. Dans le cas contraire, il conviendrait de s'assurer *a minima* de la cohérence et de la compatibilité entre la matrice sédimentaire et le milieu d'accueil. En ce qui concerne l'écosystème récepteur, il présente la particularité d'être composé d'habitats aquatiques et terrestres. Ces deux composantes doivent donc être considérées pour apprécier les effets de la valorisation. En termes de perturbation, nous avons souligné le remaniement important mais ponctuel de l'écosystème au moment des travaux d'aménagement. Il semble pertinent, pour ce mode de valorisation, d'apprécier les effets du dragage et du renforcement dans une même éRé.

- Dans le cas d'une approche site-spécifique, il s'agit d'évaluer les effets à long terme de l'opération de dragage et du renforcement de berges sur l'écosystème récepteur.
- Pour l'approche matrice, l'objectif est d'évaluer les effets de la matrice sédimentaire sur la faune et la flore terrestre afin d'anticiper, en amont du projet, les effets directs et indirects des sédiments sur la faune et la flore. Pour le choix des bio-essais, cette démarche considérera des espèces terrestres et aquatiques.

6. Couverture d'installation de stockage de déchets

Les sédiments valorisables en couverture d'installations de stockage de déchets sont soumis à des exigences particulières définies réglementairement. Comme pour les scénarios précédemment décrits, il n'est pas exclu que les sédiments employés pour ce mode de valorisation puissent avoir des origines et des typologies différentes.

En ce qui concerne l'écosystème récepteur, celui-ci est à apprécier au cas par cas.

- Dans le cas d'une approche site-spécifique, les caractéristiques de l'écosystème récepteur vont notamment dépendre de la période écoulée entre la couverture et la réalisation de l'éRé. L'approche site-spécifique, dans ce cas de figure, a pour objectif d'évaluer le risque de l'ouvrage sur l'écosystème récepteur. Une approche globale à l'échelle de l'installation semble pertinente.
- L'approche matrice a pour objectif d'apprécier, en amont d'un projet de couverture d'installation, les effets de la matrice sédimentaire sur la faune et la flore. En fonction du milieu dans lequel s'intègre l'installation, cette démarche aura recours à des bio-essais réalisés sur des espèces en cohérence avec le milieu environnant. Soulignons par ailleurs que l'approche matrice ainsi envisagée n'est pertinente que si les sédiments sont parfaitement caractérisés, cette condition s'impose tout particulièrement dans le cas d'une matrice sédimentaire composite. En effet, un mélange de sédiments peut être problématique en raison des interactions possibles entre les contaminants et des potentiels effets synergiques.

7. Aménagements paysagers

Les sédiments valorisables en aménagements paysagers sont soumis à des exigences réglementaires et géotechniques. Le volume de matériau nécessaire à la réalisation des ouvrages et le retour d'expérience acquis par l'analyse de la littérature scientifique et l'enquête que les sédiments employés pour ce mode de valorisation ont/auront des origines et des typologies différentes.

En ce qui concerne l'écosystème récepteur, celui-ci est à apprécier au cas par cas. En termes de perturbation, l'écosystème récepteur de l'ouvrage subira un remaniement dont la durée et l'intensité varieront selon les modalités de conception de l'aménagement.

- Dans le cas d'une approche site-spécifique, les caractéristiques de l'écosystème récepteur vont notamment dépendre de la période écoulée entre la finalisation de l'ouvrage et la réalisation de l'ÉRÉ. L'approche site-spécifique, dans ce cas de figure, a pour objectif d'évaluer les effets à long terme de l'aménagement sur l'écosystème récepteur de l'aménagement et sur l'écosystème de l'aménagement.
- L'approche matrice a pour objectif d'apprécier, en amont d'un projet d'aménagement, les effets de la matrice sédimentaire sur la faune et la flore. En fonction du milieu dans lequel s'intègre l'installation, cette démarche aura recours à des bio-essais réalisés sur des espèces en cohérence avec le milieu environnant. Soulignons toutefois que l'approche matrice ainsi envisagée n'est pertinente que si les sédiments sont parfaitement caractérisés, cette condition s'impose tout particulièrement dans le cas d'une matrice sédimentaire composite. En effet, un mélange de sédiments peut être problématique en raison des interactions possibles entre les contaminants et des potentiels effets synergiques.

D'après l'analyse de la littérature et des résultats de l'enquête menée auprès de différents acteurs de la filière dans le cadre de cette étude, nous avons pu relever que l'ÉRÉ était plutôt bien connue mais finalement peu appliquée dans le cadre d'une gestion à terre des sédiments, pour le moins en France. Cela peut notamment s'expliquer par son caractère non obligatoire et le manque de guide disponible.

L'analyse de la littérature et des résultats de l'enquête a également montré une grande disparité des modes de gestion à terre des sédiments, disparité selon l'origine des sédiments (marins vs fluviaux) et selon le mode de réalisation de la filière de valorisation envisagée. Bien souvent, cette gestion à terre s'effectue au « cas par cas ». Ainsi, pour répondre au questionnement de l'étude et aider à la compréhension de l'ÉRÉ, une simulation sur trois cas théoriques est proposée :

- Réalisation d'un éco modelé paysager valorisant des sédiments marins de différentes origines selon une approche site spécifique (scénario 1),
- Réalisation d'un éco modelé paysager valorisant des sédiments marins de différentes origines selon une approche site spécifique (scénario 2),
- Régilage sur berges de sédiments fluviaux selon une approche matrice (scénario 3).

Ses trois cas théoriques ont été choisis (i) pour prendre en considération les différences fondamentales existant entre les sédiments marins et fluviaux (notamment en termes de caractéristiques et de volumes générés), (ii) pour illustrer les deux approches retenues dans le cadre de la problématique de l'étude, permettant ainsi une meilleure compréhension de la méthodologie de l'ÉRÉ, et (iii) pour évaluer sa valeur ajoutée par rapport à l'étude d'impact.

I. Présentation des trois scénarios

1. Scénario 1 : Réalisation d'un éco-modelé paysager à partir de sédiments marins

Concernant les sédiments utilisés dans le cadre de cette valorisation, les différents paramètres retenus sont les suivants :

- Dragage d'entretien pour réduire l'envasement des infrastructures du port et rétablir les voies de navigation ;
- Sédiments dont l'immersion peut ne pas être autorisée compte tenu des seuils de qualité (TBT : rapport 1, plus de 50 % des sédiments marins dépasseraient le seuil N1 (Padox & Hennebert, 2010b), éléments traces ou autres contaminants organiques ; fonction des caractéristiques du lieu de dragage) ;
- Présence de chlorures dans les sédiments de par leur origine portuaire (sédiments potentiellement réducteurs ?)
- Utilisation de sédiments issus de plusieurs activités de dragage (matrice sédimentaire composite) ;
- Période de ressuyage (lagunage actif : décantation / déshydratation naturelle / déshydratation mécanique) afin de rendre les sédiments pelletables et donc transportables, mais également conformes aux normes géotechniques ;
(La siccité devant atteindre une valeur avoisinante de 60 % après déshydratation) ;
- Stockage temporaire en vue de la valorisation.

Concernant la réalisation de l'éco-modelé, elle sera effectuée selon les caractéristiques suivantes :

- Eco-modelé contenant plus de 90 % des sédiments marins ;
- Utilisation de 30 à 40 000 m³ de sédiments ;
- Dépôts des sédiments en couches successives :
 - Longueur : 500 m ;
 - Hauteur : de 5 à 7 m ;
 - Largeur : 30 à 50 m ;
- Utilisation de matériau(x) annexe(s) : non ;
- Type de végétalisation envisagée : semis et plantation dont le choix des espèces sera adapté au contexte environnemental.

➔ Type d'éRé envisagée pour ce scénario : approche site spécifique, à démarrer une fois l'éco-modelé réalisé

L'absence de recours à des matériaux annexes se justifie par le fait que cela reviendrait à une dilution de la contamination, ainsi que par l'absence de contact direct entre la matrice sédimentaire composite et des espèces étudiées dans le cadre de l'éRé.

Les teneurs médianes des fractions granulométriques des sédiments marins sont de 5,71 % d'argile, 63,0 % de limon, 27,3 % de sable, avec 3,4 % de carbone organique et 0,35% d'azote Kjeldahl (Padox & Hennebert, 2010b).

2. Scénario 2 : Réalisation d'un éco-modelé paysager à partir de sédiments fluviaux

Les caractéristiques de ce scénario sont les mêmes que celles du scénario 1, à la différence que la valorisation sera effectuée à partir de sédiments fluviaux.

3. Scénario 3 : Réalisation d'un régalage sur berges de sédiments fluviaux

Concernant les sédiments utilisés dans le cadre de cette valorisation, les différents paramètres retenus sont les suivants :

- Curage d'entretien pour restaurer les voies de navigation garantissant ainsi le tirant d'eau, et lutter contre les inondations ;
- Sédiments ne présentant pas de dépassement de seuils
 - Sédiments inertes
- Utilisation d'un seul type de sédiments
- Volume et nature des sédiments dépendent de facteurs du type géologie du bassin versant, du régime climatique de la vallée, du régime hydrologique du cours d'eau, de la couverture végétale du bassin versant et du degré d'activités humaines ;
- Source des sédiments : érosion hydrique des sols du bassin versant

Concernant la valorisation en tant que telle, les caractéristiques retenues sont les suivantes :

- Le dépôt / projection ne doit pas former un tas, et doit s'effectuer en dehors de secteurs écologiquement sensibles :
 - Volume compris entre 5 à 10 000 m³ ;
 - Dépôt en bandes de 5 à 10 mètres de larges, contigües au cours d'eau ;
 - Epaisseur du dépôt : de 10 à 30 cm ;
- Utilisation de matériau(x) annexe(s) : non (même remarque que pour le scénario 1 concernant cet item) ;

- Type de végétalisation envisagée : Génie végétal¹⁷ en complément pour restaurer et protéger les berges.

➔ **type d'ÉRÉ envisagée pour ce scénario : approche matrice, à réaliser dans la globalité du projet de dragage.**

Remarque concernant l'approche matrice : celle-ci a déjà été utilisée dans le cadre de différents travaux (Babut *et al.*, 2004 notamment). La méthodologie sera donc adaptée au scénario de valorisation de sédiments fluviaux en régalage sur berges.

Les teneurs médianes des fractions granulométriques des sédiments fluviaux sont de 11,9 % d'argile, 52,3 % de limon, 29,5 % de sable, avec 3,4 % de carbone organique (Padox & Hennebert, 2010a)

II. Principes méthodologiques de l'ÉRÉ

1. Principes méthodologiques des scénarios 1 et 2

Pour les scénarios 1 et 2, c'est une approche site-spécifique menée une fois l'ouvrage réalisé qui est développée.

☞ L'approche site spécifique dans ce cas d'étude se justifie par le fait qu'elle permet d'englober tous les effets potentiels de l'éco-modélé, *i.e.* les effets des contaminants entre eux (synergiques, antagonistes, additifs) mais également de par la réalisation en elle-même.

Dans la suite de ce paragraphe, une description des différentes étapes méthodologiques issues des travaux de thèse d'Audrey Hayet (2010) est proposée. Celle-ci est issue de celle de l'US-EPA et se découpe en trois étapes :

- Etape 1 : la formulation du problème :
 - ☞ définir et préciser la problématique en caractérisant l'environnement de manière élargie et la pollution (ces étapes sont synthétisées de manière schématique, figures 48, 49 et 50) ;
- Etape 2 : analyse de l'exposition et des entités cibles (figures 51 et 52) ;
- Etape 3 : caractérisation du risque (figure 53).

☞ Pour la réalisation d'un écomodélé paysager, il existe une méthodologie normée recommandée notamment par sédimatériaux et sédilab. Il s'agit de la norme NF 12920+A1 (2008). Cette méthodologie se compose de 3 phases :

- La phase 1 est une phase de caractérisation, elle demande des analyses complémentaires sur le gisement de sédiments qui doivent être non dangereux et non radioactifs. L'évaluation des caractéristiques géotechniques et mécaniques donnera des préconisations techniques pour la réalisation du projet. L'évaluation de l'impact environnemental se fera par le biais d'analyses chimiques (métaux, HAP, PCB, BTEX, TBT, hydrocarbures HC) et environnementales (tests de lixiviation NF EN 12457-2 et de percolation NF CEN/TS 14405) qui aboutiront également

¹⁷ Le Génie végétal (fascines, tressages, bouturage...) se compose de techniques écologiques et économiques en faveur de la biodiversité, les coûts au mètre linéaire étant globalement inférieurs aux procédés classiques (génie civil). Actuellement dans 50 % des cas, des techniques de génie végétal pour protéger et restaurer les berges sont mises en œuvre par VNF (VNF, 2014). Ces techniques doivent être privilégiées dans le cas de berges naturelles.

à des préconisations. Une étude d'impact sur le site récepteur après sa sélection permettra de caractériser l'état initial du site, l'impact environnemental et le risque sanitaire et d'évaluer ainsi les risques sanitaires et environnementaux.

- La phase 2 est une phase d'étude en laboratoire. Elle repose sur des analyses physiques, mécaniques et environnementales. Des analyses chimiques et écotoxicologiques sont réalisées sur les eaux de ruissellement et de percolation.
- La phase 3 est une phase d'étude terrain. Un suivi visuel et géotechnique doit être mis en place pour le contrôle des sédiments déshydratés utilisés. L'installation de piézomètres permet le prélèvement des eaux d'infiltration par des analyses physico-chimiques en laboratoire (polluants, pH, conductivité, éléments majeurs, *etc*) et des analyses écotoxicologiques. Le suivi environnemental du site récepteur est assuré par l'analyse des eaux de surface et de sédiments des systèmes aquatiques situés à proximité de l'ouvrage, ainsi que par l'état de la faune et de la flore et une analyse de la qualité des sols (Mamindy-Pajany, 2014).

Dans ce contexte, l'ÉRÉ pourrait être envisagée dès la phase 1, en appui ou en complément de l'étude d'impact. Elle peut également alimenter certains besoins des phases 2 et 3, notamment en ce qui concerne l'évaluation des effets écotoxicologiques (phase 2) et le suivi environnemental du site récepteur (phase 3)

a. Etape 1 : Définir et préciser la problématique

Différentes caractérisations pour la formulation du problème sont à mettre en œuvre au cours de cette première étape de l'évaluation des risques pour les écosystèmes. Celles-ci sont présentées ci-dessous (figure 48).

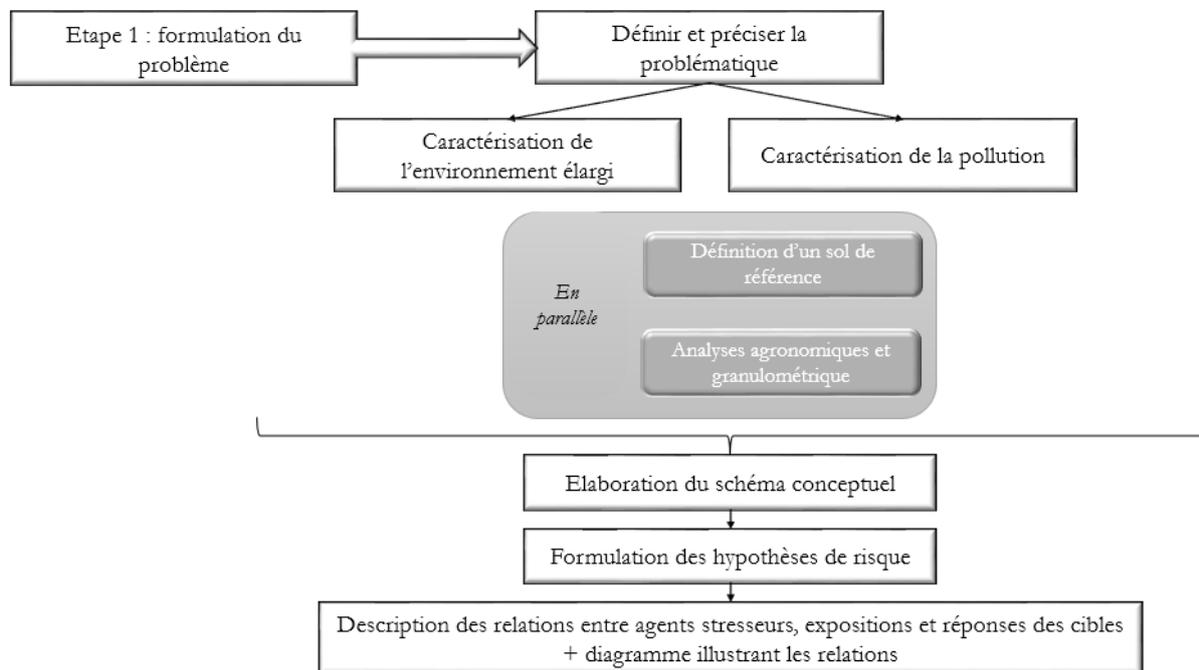


Figure 46 : Synthèse de l'étape 1 de l'ÉRÉ « site spécifique » (d'après Hayet, 2010)

La caractérisation de l'environnement et de la pollution sont à réaliser dans le but de préciser et de définir la problématique, afin de pouvoir formuler des hypothèses de risques reliant des agents stressants et les groupes écologiques identifiés, qui seront illustrées dans un schéma conceptuel.

Caractérisation de l'environnement

Pour la caractérisation de l'environnement, certaines étapes de l'ÉRé recourent celles de l'étude d'impact, notamment en ce qui concerne les ressources en eau et la présence de groupes écologiques sur le site de valorisation et aux alentours.

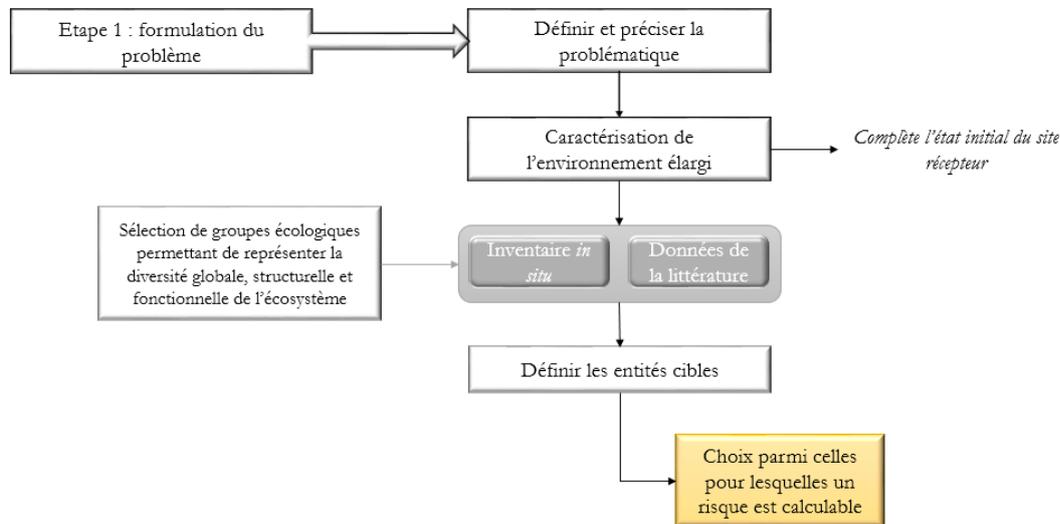


Figure 47 : Synthèse caractérisation environnement élargi, étape 1 ERé « site spécifique »

Par rapport à l'étude d'impact, des données supplémentaires seront à recueillir sur les groupes écologiques susceptibles d'être présents au pourtour et sur l'éco-modèle paysager (i) par une analyse de la littérature et (ii) par des inventaires écologiques de terrain qui permettent d'obtenir une représentation réaliste de la biocénose présente.

L'efficacité de l'information fournie va essentiellement dépendre de l'investissement financier et humain (recours à des écologues ; contraintes de temps de l'étude : selon les groupes biologiques et la stratégie mise en place le délai de réalisation des inventaires peut être plus ou moins long (Hayet & Deram, 2011).

- ➔ Les inventaires *in situ* présentent l'avantage d'évaluer l'écosystème étudié d'un point de vue qualitatif et quantitatif, d'autant plus si le nombre de groupes biologiques considérés augmente ;
- ➔ L'inconvénient est que cette démarche est souvent perçue comme complexe par les non spécialistes, ce qui induit une utilisation et une communication de ces résultats souvent limitées malgré l'intérêt qu'elles représentent.

Des indicateurs écologiques (nématofaune, IBQS par exemple) complètent ces inventaires *in situ* en les transcrivant en une donnée chiffrée plus accessible. Cependant, les indicateurs écologiques pour les écosystèmes terrestres sont encore insuffisants, *a contrario* de la gamme d'indicateurs existant pour les systèmes aquatiques d'eau douce (IBGN, IBMR, IPR, etc) (Hayet, 2010).

Le choix d'une entité écologique dans le cadre d'une ERé sera à déterminer en fonction (i) de la susceptibilité aux agents de stress (fonction de la voie et du niveau d'exposition ; mobilité et ubiquité de l'entité), (ii) de la pertinence écologique au sein de l'écosystème récepteur (place dans la chaîne alimentaire, abondance, valeur patrimoniale, fonction et/ou rôle dans l'écosystème) et (iii) des objectifs de gestion (importance de l'entité dans le maintien de l'écosystème) devant être également considérés (principe de spécificité).

Caractérisation de la pollution

Pour mener à bien l'évaluation du risque pour les écosystèmes, une stratégie analytique devra être menée afin de déterminer précisément les concentrations et la localisation des polluants sur le site de la valorisation des sédiments. Parallèlement des analyses agronomiques et granulométriques peuvent être également réalisées. La bonne connaissance de tous les paramètres de la réalisation permettra d'affiner le plan d'analyse. L'ensemble de ces données permet de caractériser le biotope dans lequel s'inscrit la réalisation. Les résultats obtenus seront à mettre en parallèle des données biocénétiques de manière à étudier d'éventuelles corrélations entre les inventaires, les indicateurs biologiques et la présence de contaminants dans le sol (Hayet, 2010).

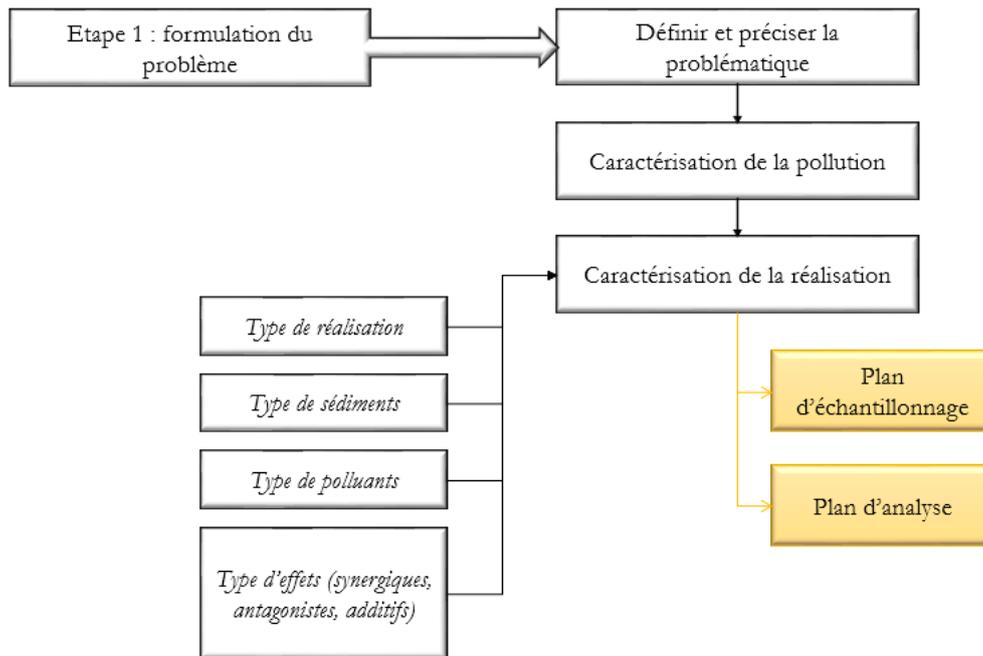


Figure 48 : Synthèse caractérisation de la pollution, étape 1 éRé "site spécifique"

Dans le but d'appréhender les teneurs et la répartition spatiale des contaminants et ainsi établir la traçabilité des contaminants au sein de l'écosystème, des sondages du sol seront à réaliser selon les critères spécifiques (i) du site d'étude, (ii) de la valorisation en tant que telle, et (iii) des contaminants présents au sein de la matrice sédimentaire.

Schéma conceptuel

Ce schéma correspond à une description écrite et à une représentation visuelle des relations prédites entre les entités écologiques et des agents de stress auxquels elles sont susceptibles d'être exposées. Il est composé de deux parties principales : la définition d'hypothèses de risque et la réalisation d'un diagramme qui illustre ces hypothèses de risque.

La réalisation du diagramme

Le modèle conceptuel est considéré comme l'une des plus importantes sources d'incertitude, du fait notamment de la non prise en compte de certaines relations, d'une mauvaise représentativité du risque, d'un manque d'informations, de difficultés pour identifier et interagir les paramètres spatio-temporels ou encore de l'oubli d'un agent de stress.

Plusieurs logiciels peuvent être utilisés pour réaliser ces schémas conceptuels, (i) le logiciel **Caltox**[®] qui permet une représentation de l'environnement et du transfert des polluants entre les milieux

(fréquemment utilisé pour estimer les expositions des populations liées aux retombées des émissions atmosphériques des installations classées pour l'environnement), (ii) le logiciel **Aquatox**, qui permet de développer des modèles simplifiés en regroupant des groupes taxonomiques selon des caractéristiques trophiques et fonctionnelles (les modèles peuvent ensuite être détaillés en distinguant des compartiments caractérisés par des sensibilités différentes par rapport aux contaminants), et (iii) le logiciel **Terrasys**[®] qui est un logiciel d'évaluation des risques écotoxicologiques des terrains contaminés, de la société canadienne « Sanexen services environnementaux inc » (permet de modéliser ces relations mais également de calculer les risques).

Plan d'analyse

Le plan d'analyse constitue la dernière étape de la formulation du problème. Les hypothèses de risque sont analysées afin de déterminer lesquelles pourront être évaluées. Cette démarche implique une identification des mesures d'effets, d'exposition et des caractéristiques de l'écosystème nécessaires à l'évaluation des critères d'effets (Hayet, 2010).

b. Etape 2 : Analyse de l'exposition des entités cibles et des effets

Cette deuxième étape est possible par la caractérisation des expositions des entités cibles et de la pollution.

(i) Caractérisation des expositions

La caractérisation de l'exposition des différentes espèces relevées parmi les groupes écologiques est une des phases les plus complexes de l'ÉRÉ. En effet, les informations nécessaires pour caractériser cette exposition ne sont pas toutes disponibles, et des extrapolations seront parfois à envisager. Ces extrapolations devront être intégrées à la discussion sur les incertitudes au moment de la caractérisation du risque.

➔ L'amélioration de cette étape dépendra notamment de (i) l'amélioration des modèles toxicocinétiques, (ii) de l'amélioration des connaissances concernant la bioaccumulation dans les chaînes alimentaires, et (iii) de l'avancée des connaissances dans le domaine de la caractérisation du comportement des organismes vis-à-vis d'une émission de polluants (Perrodin, 2012).

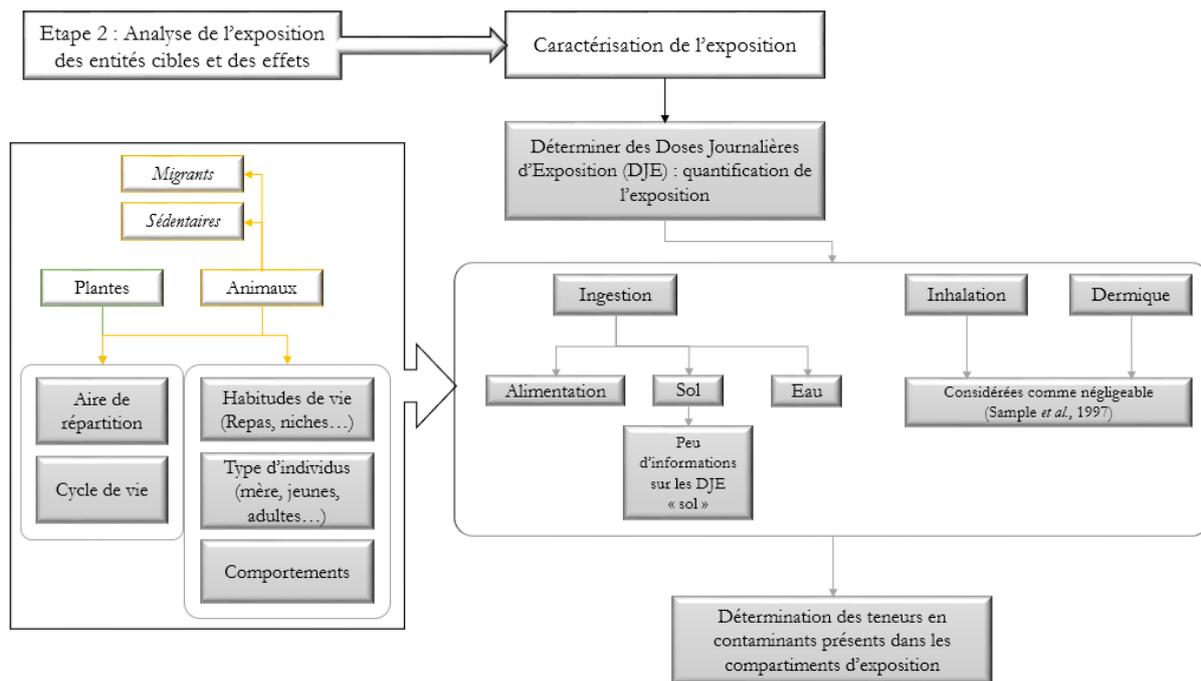


Figure 49 : Synthèse caractérisation de l'exposition, étape 2 éRé « site spécifique »

Selon Sample *et al.* (1997), l'exposition dermique chez les oiseaux et les mammifères peut être considérée comme négligeable au regard des autres voies d'exposition. En effet, la présence de plumes pour les oiseaux ou de fourrures pour les mammifères limite considérablement le contact de la peau avec le sol. Il en est de même pour l'inhalation en raison de (i) la rapide dilution et/ou dispersion des substances volatiles dans l'atmosphère et (ii) de la part minimisée de poussières émises dans l'atmosphère, notamment lorsque le couvert végétal est important. Par conséquent, la concentration totale d'exposition correspond à la concentration d'exposition par ingestion (ou Dose Journalière d'Exposition DJE orale) (Hayet, 2010).

=> Les incertitudes liées aux calculs de la DJE

Les concentrations d'exposition varient en fonction de l'âge, du sexe, de la saison ce qui peut constituer une source d'incertitudes. De plus, les individus n'auront pas nécessairement la même taille, le même métabolisme, la même diète (existence de différences entre juvéniles, adultes, mâles, femelles). Il est possible de calculer plusieurs concentrations d'exposition pour chaque saison et/ou chaque sexe par exemple, la comparaison de ces différentes estimations permettrait d'appréhender la population la plus exposée et/ou la saison de l'année où l'exposition est la plus conséquente. Néanmoins, cela implique la connaissance parfaite du comportement des espèces cibles pour les différents stades de leur vie. La modélisation de l'exposition ne renseigne pas non plus la distribution spatiale de l'exposition ni de la disponibilité de la ressource (Hayet, 2010).

(ii) Analyse des effets

Cette analyse des effets se fait par une analyse bibliographique pour chaque agent stressant sur les entités cibles afin de lister les effets attendus en vue de mener une analyse approfondie des résultats (caractérisation reprise sous forme de schéma, figure 52).

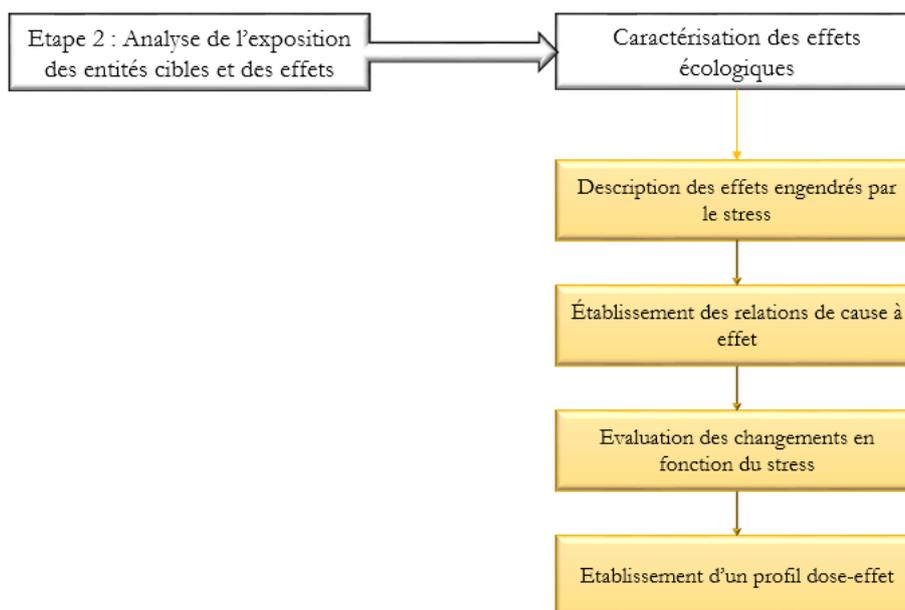


Figure 50 : Synthèse caractérisation des effets écologiques, étape 2 éRé « site spécifique »

Les valeurs de référence devront faire l'objet d'une attention particulière afin de garder ce principe de spécificité. En fonction des valeurs disponibles, le choix pourra s'opérer entre des PNEC (une PNEC_{sol} ne fait à priori pas de distinction entre les végétaux et les invertébrés du sol), des Eco-SSL (*Ecological Soil Screening Levels*), des VTR (l'US-EPA propose des valeurs spécifiques pour les mammifères et les oiseaux), des PNEC_{food} (pour des consommateurs de fin de chaîne alimentaire et espèces dépendantes ; valeurs issues du projet « *nomiracle* »).

Des valeurs écotoxicologiques susceptibles d'être utilisées dans le cadre d'une éRé sur des sédiments ont été listées dans deux tableaux (pages suivantes) : le tableau XXXI pour les contaminants inorganiques et XXXII pour les contaminants organiques. Les contaminants figurant dans ces tableaux sont spécifiques aux sédiments.

Tableau XXXI : Valeurs écotoxicologiques de référence, contaminants inorganiques

	Valeur toxicologique	Référence
Pb	Eco-SSL (invertébrés du sol) = 1700 mg/kg ps Eco-SSL (végétaux) = 120 mg/kg ps VTR (avifaune) = 1,63 mg/kg ps/j VTR (mammifères) = 4,7 mg/kg ps/j	US-EPA (Mars, 2005). Ecological Soil Screening Levels for Lead Interim Final. OSWER Directive 9285.7-70.
Zn	Eco-SSL (invertébrés du sol) = 120 mg/kg ps Eco-SSL (végétaux) = 160 mg/kg ps VTR (avifaune) = 66,1 mg/kg/j VTR (mammifères) = 75,4 mg/kg ps/j	US-EPA (Juin, 2007). Ecological Soil Screening Levels for Zinc Interim Final. OSWER Directive 9285.7-73.
Cd	Eco-SSL (invertébrés du sol) = 140 mg/kg ps Eco-SSL (végétaux) = 32 mg/kg ps VTR (avifaune) = 1,47 mg/kg ps/j VTR (mammifères) = 0,77 mg/kg ps/j	US-EPA (Mars, 2005). Ecological Soil Screening Levels for Cadmium Interim Final. OSWER Directive 9285.7-65.
Cu	Eco-SSL (invertébrés du sol) = 80 mg/kg ps Eco-SSL (végétaux) = 70 mg/kg ps VTR (avifaune) = 4,05 mg/kg ps/j VTR (mammifères) = 5,6 mg/kg ps/j	US-EPA (Février, 2007). Ecological Soil Screening Levels for Copper Interim Final. OSWER Directive 9285.7-68.
Ni	PNEC _{sol} = 4,3 mg/kg ps Eco-SSL (invertébrés du sol) = 280 mg/kg ps Eco-SSL (végétaux) = 38 mg/kg ps VTR (avifaune) = 6,71 mg/kg/j VTR (mammifères) = 1,70 mg/kg ps/j	Ineris US-EPA (Mars, 2007). Ecological Soil Screening Levels for Nickel Interim Final. OSWER Directive 9285.7-76.
As	Eco-SSL (invertébrés du sol) = ND* Eco-SSL (végétaux) = 18 mg/kg ps VTR (avifaune) = 2,24 mg/kg ps/j VTR (mammifères) = 1,04 mg/kg ps/j	US-EPA (Mars, 2005). Ecological Soil Screening Levels for Arsenic Interim Final OSWER Directive 9285.7-62.
Hg total	Eco-SSL (invertébrés du sol) = 0,1 mg/kg Eco-SSL (végétaux) = 0,3 mg/kg ps PNEC _{sol} = 0,027 mg/kg ps	US EPA (2015). Supplemental Guidance to ERAGS: Region 4, Ecological Risk Assessment. Originally published November 1995
Méthyl-Hg	Eco-SSL (invertébrés du sol) = 0,1 mg/kg Eco-SSL (végétaux) = 0,3 mg/kg ps	US EPA (2015). Supplemental Guidance to ERAGS: Region 4, Ecological Risk Assessment. Originally published November 1995
Cr III	Eco-SSL (invertébrés du sol) = 18 mg/kg ps Eco-SSL (végétaux) = ND* VTR (mammifères) = 2,4 mg/kg ps/j	US-EPA (Avril, 2008). Ecological Soil Screening Levels for Chromium Interim Final. OSWER Directive 9285.7- 66.
Cr VI	Eco-SSL (invertébrés du sol) = 7,8 mg/kg ps Eco-SSL (végétaux) = 0,35 mg/kg ps VTR (mammifères) = 9,24 mg/kg/j	US EPA (2015). Supplemental Guidance to ERAGS: Region 4, Ecological Risk Assessment. Originally published November 1995
Cr	VTR (avifaune) = 2,66 mg/kg/j	US-EPA (Avril, 2008). Ecological Soil Screening Levels for Chromium Interim Final. OSWER Directive 9285.7- 66.

*ND = Non Disponible (données insuffisantes)

Tableau XXXII : Valeurs écotoxicologiques de référence, contaminants organiques

		Valeur toxicologique	Référence
TBT		$PNEC_{sol} = 5,9 \mu\text{g}/\text{kg ps}$	Agence Eau Seine Normandie. Métaalloïdes et organométalliques – organoétains. p.75-95
HAP	FPM	Eco-SSL (invertébrés du sol) = 29 mg/kg ps Eco-SSL (végétaux) = ND* VTR (avifaune) = ND* VTR (mammifères) = 65,6 mg/kg ps/j	US EPA (June 2007). Ecological soil screening levels for PAHs, interim final. Osver directive 9285.7-78
	HPM	Eco-SSL (invertébrés du sol) = 18 mg/kg ps Eco-SSL (végétaux) = ND* VTR (avifaune) = ND* VTR (mammifères) = 0,615 mg/kg ps/j	
ΣPCB_i		Eco-SSL (invertébrés du sol) = 0,33 mg/kg ps Eco-SSL (végétaux) = 40 mg/kg ps	US EPA (2015). Supplemental Guidance to ERAGS: Region 4, Ecological Risk Assessment. Originally published November 1995
Contaminants émergents		Beaucoup de valeurs d'Eco-SSL disponibles (notamment pour les invertébrés du sol) pour les familles de contaminants suivantes : <i>Alcanes/alcènes chlorés, chlorobenzènes, hydrocarbures mono-aromatiques, cétones, chloro-anilines, chlorobenzènes, di/tri/tétra-chlorophénols, autres phénols, COV énergétiques (TNT entre autres), pesticides</i> Moins de valeurs disponibles pour les familles de composés suivants : <i>Phtalates, HAP (FPM, HPM), PCB, PCDD/PCDF</i>	US EPA (2015). Supplemental Guidance to ERAGS: Region 4, Ecological Risk Assessment. Originally published November 1995

*ND = Non Disponible (données insuffisantes)

Des éco-SSL et/ou des VTR pour certains groupes ne sont pas disponibles en raison du manque de données disponibles pour certains contaminants, et notamment les contaminants organiques.

En ce qui concerne les PCB-NDL, leur toxicité est complexe à évaluer car ils présentent des interactions avec de nombreux récepteurs, transporteurs, médiateurs, impliqués dans de nombreux processus toxiques. La plupart des données toxicologiques et écotoxicologiques ont longtemps été relatives à des mélanges commerciaux, or les mélanges de congénères retrouvés dans l'environnement diffèrent de ceux-ci (métabolisme et transfert différentiel dans les réseaux trophiques). L'évaluation de VTR pour ce type de congénères est peu aisée, certaines substances comme les polybromodiphényléthers (PBDE) ayant des mécanismes d'actions très proches des PCB-NDL (Hubaux & Perceval, 2011).

En ce qui concerne les organostanniques, des PNEC visant la protection des grands prédateurs contre un empoisonnement secondaire ont été établies :

- $PNEC_{TBT} = 0,0152 \text{ mg}/\text{kg food}$ (CIRCA) ;
- $PNEC_{TPBT} = 0,018 \text{ mg}/\text{kg food}$ (ATSDR).

c. Etape 3 : Caractérisation du risque

C'est la phase finale de l'évaluation du risque pour les écosystèmes (figure 53). Dans un premier temps, l'évaluateur va utiliser les résultats de l'analyse pour estimer le risque causé aux entités écologiques pour lesquelles des critères d'effets ont été identifiés dans la phase de formulation du problème. Le risque sera ensuite estimé en fonction de tous les effets nuisibles et de leur niveau de probabilité, sous la forme d'un quotient ou ratio de risque (QR).

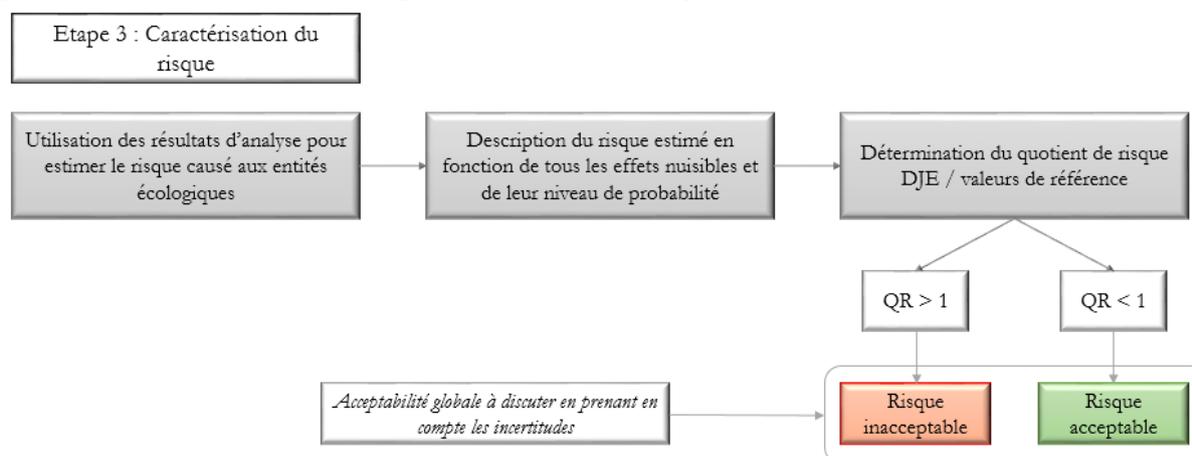


Figure 51 : Synthèse caractérisation du risque, étape éRé « site spécifique »

La quantification du risque est également une étape considérée comme source d'incertitudes (US EPA 1998 *in* Hayet, 2010). L'inhalation et le contact dermique ne sont pas considérés. En ce qui concerne les choix de valeurs de référence, celles de l'US-EPA présentent l'avantage de considérer plusieurs groupes biologiques et plusieurs maillons de la chaîne alimentaire ce qui en fait des valeurs plus discriminantes que les PNEC. Cependant, elles mettront en évidence des risques globaux, et non pas reliés à des effets stricts.

2. Principes méthodologiques du scénario 3

Comme l'illustre la figure 54, la procédure générale comprend trois étapes :

- Une première étape reposant sur une caractérisation chimique
 - Une seconde étape reposant sur des bio-essais
- => Ces deux premières étapes constituent une évaluation simplifiée du risque.
- Une troisième étape d'évaluation détaillée des risques

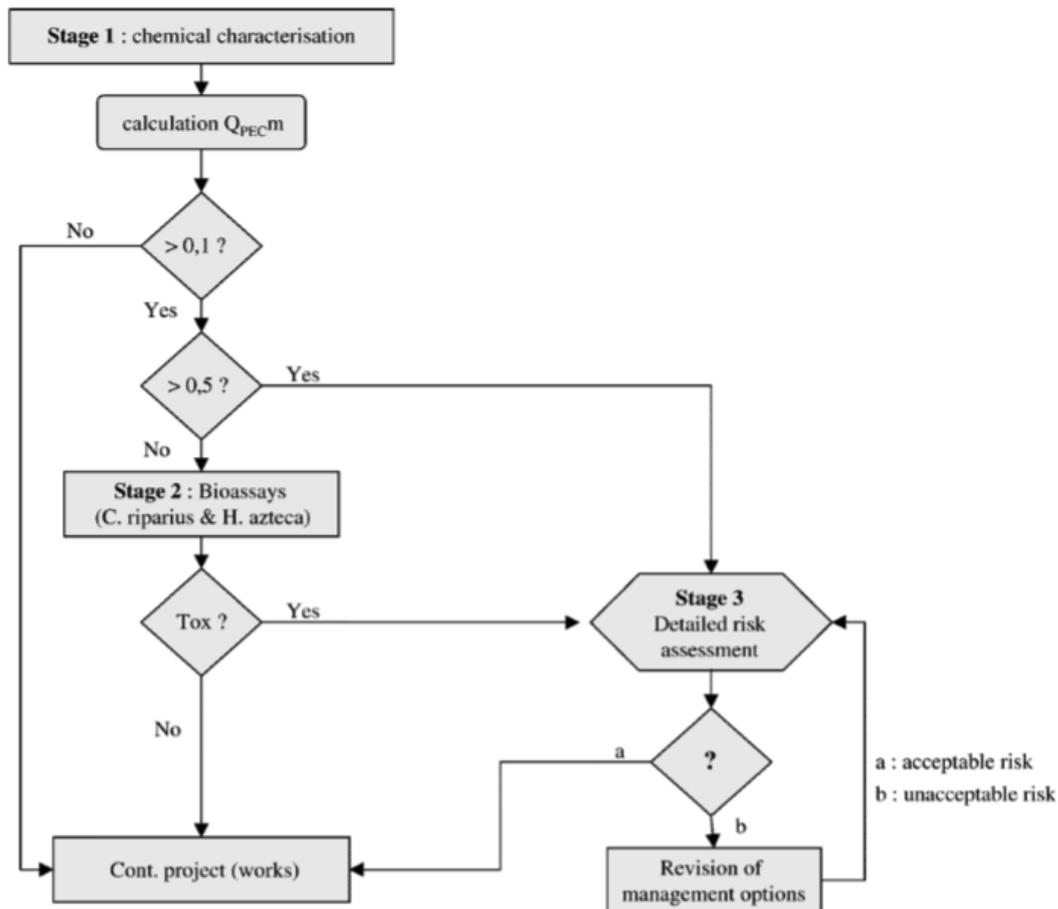


Figure 52. Logigramme de la procédure générale d'évaluation des matériaux de dragage (Babut et Perrodin, 2001 In Perrodin *et al.*, 2006)

a. Evaluation simplifiée des risques

Elle est basée sur des analyses physico-chimiques des sédiments de dragage permettant de calculer un risque global pour les sédiments d'un site spécifique (Q_{PECm}). Ce risque est obtenu par la somme des ratios entre la concentration en polluant et la PEC pour ce polluant (donnée issue de la littérature), rapportée au nombre de polluants considérés :

$$Q_{PECm} = \frac{\sum_{i=1}^n \frac{C_i}{PEC_i}}{n}$$

Dans le cadre de cette évaluation simplifiée des risques, Babut & Perrodin ont proposé de considérer la valeur 0,1 comme seuil en-dessous duquel le risque sera considéré comme négligeable, le matériau dragué pouvant alors être « éliminé » sans prendre de mesures spécifiques. Pour une valeur de Q_{PECm} supérieure à 0,5, il est conseillé d'effectuer une évaluation détaillée des risques. Pour des valeurs de Q_{PECm} comprises entre 0,1 et 0,5, des tests additionnels sur la matrice

sédimentaire sont à mener (et notamment sur *Chironomus riparius*¹⁸ et *Hyalella azteca*¹⁹). Si ces tests révèlent un potentiel d'écotoxicité sur la matrice sédimentaire, une évaluation détaillée des risques doit également être envisagée.

b. Evaluation détaillée des risques

Le processus d'évaluation détaillée des risques reprend les grands principes de la méthodologie d'ÉRé de l'USEPA (1998). Celle-ci se décline en trois grandes étapes :

1. La formulation du problème ;
2. L'analyse de l'exposition et des effets ;
3. La caractérisation du risque.

Dans la suite de notre propos, une description de ces trois étapes est proposée. En plus des indications directement issues des travaux de Perrodin *et al.* (2006), nous avons, lorsque cela se justifiait, apporter des éléments d'informations complémentaires.

(i) Formulation du problème

Cette première étape consiste à définir et préciser la problématique en caractérisant le contexte environnemental du projet et en intégrant les données disponibles. La finalité de cette première étape est la formulation des hypothèses de risques reliant des agents stressants et des groupes écologiques identifiés qui seront illustrées dans un schéma conceptuel.

➤ Description du contexte et intégration des données disponibles

La définition du contexte environnemental comporte notamment une description de la géologie, l'hydrologie, l'hydrogéologie, du climat et de l'écologie du secteur d'étude. Ces différents items figurent dans l'état initial de l'étude d'impact. Pour l'écologie, l'étude d'impact permet d'identifier *a minima* les espaces et espèces sensibles, susceptibles notamment d'interférer avec la faisabilité du projet (ex. présence d'espèces protégées nécessitant des autorisations spécifiques ou un aménagement du projet). Classiquement, un inventaire de la flore vasculaire et de l'avifaune est réalisé. Ce sont les impacts du projet dans sa globalité qui sont appréciés et qui justifient la mise en place de mesures compensatoires en cas d'impact. Pour l'ÉRé, il est nécessaire de connaître les espèces présentes susceptibles d'être impactées en particulier par la présence de contaminants, ces espèces constituent les entités cible de l'ÉRé. La réalisation d'inventaires écologiques de terrain, en amont de la réalisation des travaux de curage, est par conséquent vivement conseillée.

Dans le cadre d'un projet de régalinge sur berges de sédiments, l'ÉRé pourra considérer :

- les effets des travaux de curage et de régalinge sur berges, l'ÉRé est dans ce cas envisagée en complément de l'étude d'impact ;
- les effets du dépôt de sédiment sur l'écosystème constitutif de la valorisation, démarche propre à l'ÉRé.

En conséquence, l'écosystème cible comprendra l'écosystème aquatique de la rivière (eau libre + sédiments) et l'écosystème terrestre des berges, dans la limite de la zone d'influence du projet qui est à définir au cas par cas.

¹⁸ Insecte diptère, dont la larve vit dans les écosystèmes aquatiques d'eau douce

¹⁹ Crustacé amphipode d'eau douce

Quelle que soit la nature du projet, la sélection des groupes biologiques à inventorier doit être représentative des écosystèmes terrestre et/ou aquatique de la zone d'étude. Les critères de sélection pourront considérer, comme le préconise la méthode de l'USEPA (1998), la vulnérabilité des espèces aux agents de stress, la pertinence écologique et la pertinence avec les objectifs de gestion.

➤ **Détermination des paramètres d'évaluation et élaboration du schéma conceptuel**

Les hypothèses de risques reliant des agents stressants et des groupes écologiques identifiés sont formulées. Elles sont ensuite illustrées dans un schéma conceptuel.

(ii) Analyse de l'exposition et des effets

Analyses physico-chimiques

Sur la base des données disponibles sur la zone étudiée (ex. : historique de la contamination, activités industrielles, agricoles, urbaines...), des analyses physico-chimiques complémentaires peuvent être envisagées afin de caractériser l'ensemble des effets potentiels de la matrice sédimentaire sur le milieu récepteur. Pour l'écosystème aquatique, il peut être judicieux de se référer à la liste des substances prioritaires et préoccupantes inscrite en annexe de la DCE.

Il convient également de considérer les substances, leurs métabolites potentiels et leur spéciation. En effet, les métabolites peuvent avoir des propriétés différentes de la molécule d'origine. En ce qui concerne les produits organiques, leur dégradation est principalement liée à l'activité des micro-organismes. Pour les organochlorés, les produits de dégradation et/ou de biotransformation donnent des métabolites plus stables dans l'environnement qui ont tendance à s'accumuler *via* la chaîne alimentaire. En ce qui concerne les métaux, l'oxydation chimique des sédiments et l'activité des bactéries aérobies peuvent augmenter la concentration et la solubilité des métaux en solution, ce qui peut générer un risque important, notamment au début du dépôt, de bioaccumulation d'une part et de contamination des eaux souterraines et des eaux de surface par lixiviation d'autre part.

Enfin, dans le but d'appréhender le comportement et l'évolution des substances dans l'environnement, des analyses granulométriques de la matrice sédimentaire et du sol-récepteur ainsi que des analyses agronomiques du sol-récepteur peuvent être réalisées. L'ensemble de ces investigations permet d'affiner le plan d'analyse.

Définition des ratios caractéristiques de l'exposition

Afin d'apprécier l'exposition des entités cibles de l'ÉRÉ, les volumes et proportions des eaux et lixiviats formés au niveau et à proximité de l'ouvrage/aménagement doivent être évalués. Ainsi, comme le préconisent Perrodin *et al.* (2006), les ratios suivants peuvent être définis :

- Volume annuel des eaux de drainage par unité de surface du sol environnant affecté ;
- Volume annuel des eaux de pluie lessivant les sédiments ;
- Proportion de lixiviats provenant du dépôt vers le canal/rivière ;
- Proportion de lixiviats provenant du dépôt s'infiltrant dans les eaux souterraines en-dessous du dépôt.

Bio-essais

Pour évaluer les effets, des outils standardisés seront choisis de manière à refléter au maximum les écosystèmes et les réseaux trophiques.

Les bio-essais préconisées dans le cadre des travaux de Perrodin *et al.* (2006) sont :

- Inhibition de l'activité de la β -galactosidase chez *E. coli* ;
- Inhibition de l'activité de la glucosidase sur des communautés microbiologiques du sédiment ;
- Croissance chez *P. subcapitata* ;
- Survie chez *Ceriodaphnia dubia* ;
- Reproduction, survie, génotoxicité (micronoyaux et comètes) chez *Xenopus laevis* ;
- Germination et croissance des parties aériennes et élongation racinaire chez *Lolium perrenne*.

Selon les besoins de l'étude, des bio-essais complémentaires peuvent être envisagés.

Tests de lixiviation

Dans le but d'apprécier le transfert des contaminants via et vers le milieu aquatique, des tests de lixiviation peuvent être réalisés.

(iii) Caractérisation du risque

Pour caractériser le risque, la méthode du quotient de risque est classiquement employée. Dans l'approche proposée par Perrodin *et al.*, (2006), le risque est exprimé par le quotient « Q », équivalent d'un ratio PEC/PNEC. La PNEC est estimée à partir de données de la littérature pour des substances pures et de méthodes expérimentales (bioessais) sur des mélanges de polluants. Si $Q > 1$, le risque est considéré comme significatif, néanmoins, ce risque ne peut être quantifié : au mieux cette approche permet de conclure sur la possibilité que le risque soit faible ou fort.

La PNEC est souvent représentée par une CE_{10} ou CE_{20} ou une NOAEL auxquelles sont appliquées des facteurs de sécurité.

III. Application de l'ÉRÉ aux trois scénarios

1. Scénario 1

L'éco-modélé est majoritairement réalisé à partir de sédiments issus de différents dragages d'entretien. Le matériau est donc une matrice sédimentaire composite, composée à plus de 90 % de sédiments. Ces sédiments ont subi une période de ressuyage (lagunage actif : décantation / déshydratation naturelle / déshydratation mécanique) afin de les rendre pelletables et donc transportables, mais également conformes aux normes géotechniques. Ils ont été temporairement stockés en vue de leur valorisation. La conception de l'éco-modélé a nécessité entre 30 à 40 000 m³ de sédiments déposés en couches successives. Les dimensions finales de l'éco-modélé sont :

Longueur : 500 m ;

Hauteur : de 5 à 7 m ;

Largeur : 30 à 50 m.

Les **sédiments portuaires** (et donc salés) utilisés dans cette étude de cas sont issus de plusieurs activités de dragage et sont valorisés en éco-modélé paysager implanté au sein d'un **milieu dunaire**.

Les sédiments utilisés dans ce scénario présentent des concentrations en ETM et TBT²⁰ équivalentes à la valeur médiane des sédiments issue de l'étude de Padox & Hennebert (2010b). Ils sont déposés en **couches successives** sur le lieu de réalisation, sur une **géomembrane** dont la taille a été adaptée aux caractéristiques du dépôt. Une végétalisation a été réalisée à partir de semis et plantation dont le choix des espèces a été adapté au contexte dunaire. Les différentes voies de transfert retenues sont (i) le ruissellement le long de l'éco-modèle pouvant entraîner une infiltration dans le sol, (ii) le réenvol des sédiments n'est pas à exclure en raison de vents pouvant être forts et fréquents en bord de mer. Ces vents pourront être accompagnés d'embruns salés.

a. Formulation du problème

La végétalisation a été réalisée de manière à maintenir (i) la cohérence écologique du milieu dans lequel s'intègre la valorisation et (ii) la fonctionnalité du réseau trophique du site. Situé au sein d'un cordon dunaire, l'éco-modèle accueille les espèces suivantes : *Elymus farctus* (chiendent des sables), *Euphorbia paralias* (Euphorbe maritime), *Eryngium maritimum* (Panicaut des dunes), *Ammophila arenaria* (Oyat), *Salix arenaria* (Saule des dunes).

Une plantation pluri-spécifique composée d'essences locales et plantées selon un maillage adapté au bon développement des espèces permettrait le développement d'une faune et d'une flore diversifiée, et favoriserait un écosystème diversifié (Hayet, 2010).

(i) Caractérisation de l'environnement

Les entités écologiques à retenir dans le cadre de cette éRé ont été déterminées en fonction de la susceptibilité aux agents de stress, de la pertinence écologique au sein de l'écosystème récepteur (place dans la chaîne alimentaire, abondance, valeur patrimoniale, fonction et/ou rôle dans l'écosystème). L'importance de l'entité dans le maintien de l'écosystème a également été considérée. Les groupes écologiques suivants ont donc été sélectionnés :

- La **flore** (herbacée, arbustive et arborée) est en contact direct et permanent avec le sol ; ce sont les producteurs primaires et donc le premier maillon des chaînes alimentaires ;
- La **faune du sol** est exposée de manière directe et permanente aux contaminants ; soit absorption des contaminants causant des dommages, soit bioaccumulation *via* la chaîne alimentaire ; de plus, les invertébrés du sol constituent une ressource alimentaire pour de nombreuses espèces omnivores ;
- **Les microorganismes du sol** sont exposés de manière directe et permanente aux contaminants. Ces organismes participent à la minéralisation et à l'humification ;
- L'**entomofaune** est essentielle au fonctionnement des chaînes trophiques (formation / fertilisation des sols ; pollinisation des végétaux) ;
- L'**avifaune** figure à la fois parmi les consommateurs primaires, secondaires et tertiaires de la chaîne alimentaire. Une distinction est également à considérer dans le cas d'espèces nichant sur le site (selon la surface du territoire, consommation importante à exclusive de ressources potentiellement contaminées). L'exposition aux contaminants diffère également selon le régime alimentaire :
 - Herbivores, granivores, fongivores : consommateurs primaires, le niveau d'exposition varie en fonction de l'âge des individus, de la période d'activité et de la disponibilité de

²⁰ Padox & Hennebert (2010b) : plus de 50 % des sédiments marins dépasseraient le seuil N1

- la ressource (diversification du régime alimentaire en fonction des saisons pour s'adapter à la disponibilité) ;
- Omnivores : consommateurs secondaires, le niveau d'exposition varie en fonction de l'âge des individus, de la période d'activité et de la disponibilité de la ressource ;
 - Prédateurs : consommateurs de fin de chaîne alimentaire (tertiaires) susceptibles d'exprimer les effets d'une contamination bioaccumulée au fil de la chaîne alimentaire ;
- La **mammalofaune** figure à la fois parmi les consommateurs primaires, secondaires et tertiaires de la chaîne alimentaire. Une distinction est à considérer dans le cas de mammifères nichant sur le site (exposition quasi permanente aux contaminants. L'exposition aux contaminants diffère également selon le régime alimentaire :
- Herbivores et omnivores : utilisation du sol comme milieu de refuge et/ou de reproduction (contact intermittent), se nourrissant de ressources potentiellement contaminées ;
 - Prédateurs : utilisation du sol comme milieu de refuge et/ou de reproduction (contact intermittent) ; consommateurs de fin de chaîne alimentaire susceptibles d'exprimer les effets d'une contamination bioaccumulée au fil de la chaîne alimentaire.

(ii) Caractérisation de la pollution

Synthèse du comportement des contaminants dans l'environnement et toxicité

Les sédiments utilisés dans ce scénario présentent des concentrations en ETM et TBT équivalentes à celle de la valeur médiane des sédiments issus de la base de données « sédiments marins » élaborée à partir de données du Réseau de surveillance de Ports Maritimes (pour 97,5 % des données) et de deux projets de caractérisation et de traitement de sédiments (PROPSSED et SEDIMARD). Elle comporte 27 538 données pour 818 échantillons, sur une période allant de 1996 à 2008 (Padox & Hennebert, 2010b).

- ➔ En matière de sites et sols pollués, les éléments trace les plus classiquement étudiés (et pour lesquels il existe des packages analytiques) sont le plomb, le zinc, le cadmium, le mercure, le chrome, l'arsenic le cuivre et le nickel ;
- ➔ Il est à noter également la présence de chlorures en raison de l'origine portuaire des sédiments.

Une synthèse de la toxicité et du comportement dans l'environnement des contaminants présents dans ce cas pratique est présentée dans le tableau XXXIII (page suivante).

Tableau XXXIII : Toxicité et comportement dans l'environnement, scénario 1 - sédiments marins

Contaminant	Comportement dans l'environnement	Toxicité
TBT (et ses dérivés)	Fortement bioaccumulable	A très faibles concentrations, toxique pour organismes aquatiques, mollusques notamment et gastéropodes (perturbation endocrine : imposex ²¹)
	Grande aptitude à se fixer sur sol riche en matière organique	
	Biomagnification négligeable à modérée	Pas de données sur la toxicité chronique pour avifaunes et mammifères autres que l'Homme
	Biocide non spécifique (fongicide, insecticide entre autre)	
Eléments trace (As, Cd, Cr, Pb, Zn ²² , Hg, Sn, Cu ² , Ni, ...)	Mobilité et biodisponibilité dépend de leurs spéciations et des conditions physico-chimiques	Généralement toxique à faibles concentrations
	Concentrés dans phase solide du sol	La spéciation conditionne la toxicité
		Influence de la salinité sur les concentrations d'ETM dissous

Les TBT et ses dérivés

Le transfert des organoétains au végétal a été mis en évidence, ce transport est influencé par différents facteurs (une plante en début de croissance prélèvera plus d'organostanniques du sol), cependant au sein du végétal, peu de dégradations des organostanniques ont été observées (Marcic, 2005). Le TBT agit sur l'activité du système immunitaire, nerveux, digestif et endocrinien de beaucoup d'organismes vivants et peut avoir des effets neurotoxiques, mutagènes, cancérigènes et immunotoxiques. Les dérivés organostanniques sont inscrits à l'annexe X des substances prioritaires au sens de la Directive DCE 2013/39/UE du 12/08/2013. Le TBT dans un sol riche en particules organiques verra sa toxicité diminuer car en étant sorbé sur ces particules il est moins biodisponible. Le TBT et ses dérivés auront également un effet sur les microorganismes (en raison de l'activité biocide non spécifique), qui peut être également mesuré par le calcul de la diminution du taux de la respiration de la biomasse ou de l'activité enzymatique.

Les éléments trace

Le comportement des éléments trace dans le sol dépend de paramètres physico-chimiques (texture, pH, teneurs en matières organiques) ou biologiques (plantes et microorganismes) ; le pH, la teneur en matière organique et la CEC sont connus pour affecter la solubilité et la phytodisponibilité (Hayet, 2010). L'usage de sédiments issus du milieu marin aura différents impacts, comme (i) des phénomènes d'échanges d'ions pouvant participer à l'augmentation des concentrations en ETM dans la phase aqueuse (Cd et Hg notamment), et (ii) des complexes entre l'anion chlorure et les ETM pourront se former les rendant plus biodisponibles pour les organismes vivants.

Enfin, de par l'utilisation de sédiments marins, d'autres impacts sont à considérer. En effet les processus majeurs des végétaux peuvent être affectés par le stress salin (perte de biodiversité, germination réduite et/ou retardée, réduction de croissance, ...). Certaines plantes sont plus

²¹ Apparition de caractéristiques sexuelles mâles chez des individus femelles

²² Oligo-éléments ayant une fonction biologique chez l'Homme dans des quantités minimales

vulnérables aux maladies, au froid et dans certains cas aux insectes. L'activité bactérienne peut également être perturbée en présence de chlorure de sodium.

Echantillonnage

Un échantillonnage systématique permet de connaître précisément la répartition spatiale des polluants, de calculer la moyenne et les percentiles de la concentration, et de rechercher des points chauds. L'inconvénient de cet échantillonnage est de possiblement conduire à des erreurs de par le choix d'une grille inadaptée, pouvant coïncider avec les points chauds du site (Pascal *et al.*, 2008). Chaque sondage fait l'objet d'un prélèvement selon différentes profondeurs, définies selon les critères spécifiques du site d'étude. Dans cette étude de cas, l'éco-modèle paysager a été réalisé par dépôt de couches successives : une contamination peut donc être répartie sur toute la hauteur. Le résultat des analyses des éléments trace a été comparé aux concentrations du fond pédogéochimique local, afin de déterminer les éléments présentant une concentration supérieure à celui-ci, et qui sont ceux à considérer dans l'évaluation du risque pour les écosystèmes.

(iii) Schéma conceptuel et hypothèses de risque

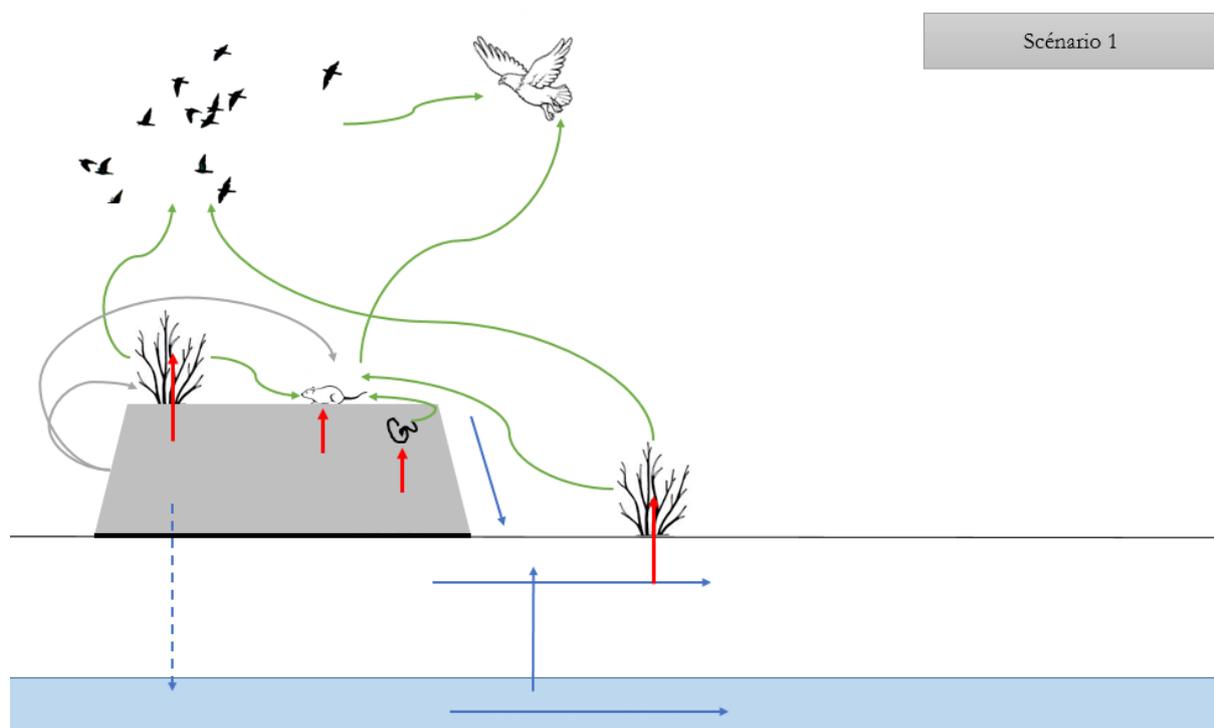


Figure 53 : Schéma conceptuel, scénario 1

Les hypothèses de risque décrivent les relations prédites entre les agents de stress et les critères d'effets de l'évaluation.

- H1. Le sol de l'éco-modèle paysager est contaminé par des ETM et des TBT à des teneurs équivalentes à la valeur médiane de l'étude de Padox & Hennebert sur les sédiments marins (2010b). Ces contaminants sont susceptibles de migrer dans l'environnement *via* la chaîne alimentaire, les eaux de ruissellement et de percolation et l'atmosphère par le réenvol de poussières contaminées ;
- H2. Le chlorure de sodium des sédiments est susceptible de transférer dans l'environnement en particulier *via* les eaux de ruissellement et de percolation ;

H3. La présence de chlorure de sodium dans le substrat de l'ouvrage peut être à l'origine d'une plus grande biodisponibilité des éléments traces par la formation de complexes entre l'anion chlorure et les éléments traces ;

H4. Les organismes en contact direct avec le sol (tels que la flore, la macrofaune du sol ou les organismes nichant dans le sol) sont exposés de manière directe et à long terme aux ETM et au TBT. Ils sont susceptibles d'exprimer des effets néfastes liés à cette exposition ;

H5. Les métaux et le TBT sont susceptibles de perturber la pédofaune et la pédoflore, avec comme conséquence une perturbation de l'activité biologique du sol, pouvant s'exprimer par un ralentissement de la décomposition de la litière ;

H6. La teneur en sel ainsi que les ETM et le TBT présents dans les sédiments sont susceptibles d'engendrer des effets néfastes sur la flore vasculaire tels qu'une diminution du taux de germination, un ralentissement de la croissance ou la mort des individus ;

H7. Les ETM et le TBT peuvent être absorbés par les végétaux puis transloqués des parties racinaires vers les parties aériennes. Cette absorption est variable selon l'espèce, le contaminant et les caractéristiques du sol ;

H8. Le transfert des contaminants *via* la chaîne alimentaire est susceptible d'entraîner des effets néfastes pour l'ensemble des consommateurs, notamment les grands prédateurs (mammifères et oiseaux) en raison de la bioaccumulation des ETM et du TBT dans la chaîne alimentaire ;

H9. Par le réenivol de poussières, un dépôt de particules de sol contaminé sur les parties aériennes est également possible, néanmoins, dans le cadre du présent scénario, cette voie d'exposition est considérée comme minoritaire ;

H10. Les dommages causés à la flore vasculaire sont susceptibles d'altérer la capacité de refuge et de nidification de l'écosystème.

(iv) [Plan d'analyses](#)

Les hypothèses de risques sont analysées afin de déterminer comment elles vont pouvoir être évaluées. Cette démarche implique une identification des mesures d'effets, d'exposition et des caractéristiques de l'écosystème nécessaires à l'évaluation des critères d'effets. Cette analyse est présentée dans le tableau XXXIV (page suivante).

Tableau XXXIV : Plan d'analyse, scénario 1 - sédiments marins

Entités cibles	Critères d'effet	Mesures d'effets	Mesures d'exposition	Mesures des caractéristiques de l'écosystème
Flore	Croissance et reproduction Abondance / diversité Etat phytosanitaire	Inventaires écologiques Indices de diversité Bio-essai : élongation racinaire, germination	Teneur en ETM et TBT dans les sols et dans les parties aériennes	Etude des caractéristiques du sol et de la capacité de reproduction (dissémination du pollen et dispersion des diaspores)
Invertébrés du sol	Abondance / diversité Etat de l'activité biologique Mortalité / croissance / reproduction	Tests sur ver de terre ²³ Calcul de taux de respiration de la biomasse et/ activité enzymatique	Teneur en ETM et TBT dans les sols	Inventaires écologiques Indicateurs écologiques Caractéristiques du sol
Mammalofaune et avifaune nicheuses	Abondance / diversité Mortalité / croissance / reproduction Structure et fonctionnement des peuplements	Analyse des caractéristiques morphologiques Indices de diversité	Teneur en ETM dans les sols et modélisation de l'exposition <i>via</i> la chaîne alimentaire	Diversité / abondance de la ressource Caractéristique de l'habitat
Mammalofaune et avifaune herbivores	Diversité / abondance / survie Structure et fonctionnement des peuplements	Analyses des caractéristiques morphologiques Indices de diversité	Teneur en ETM et TBT des végétaux	
Mammalofaune et avifaune omnivores	Diversité / abondance / survie	Indice d'abondance et de survie Données bibliographiques	Teneur en ETM et TBT dans pédofaune et pédoflore	
Mammalofaune et avifaune prédateurs	Abondance / diversité	Indices d'abondance et de diversité	Teneur en ETM et TBT dans les proies par modélisation du transfert dans la chaîne alimentaire	

b. Analyse de l'exposition des entités cibles et des effets

(i) Caractérisation de l'exposition

☞ Les milieux d'exposition sont **le sol**, mais également **le sol en profondeur** (dépôt de couches successives de sédiments).

²³ Test reconnu et normé

Cependant sa représentativité est limitée et dans le cas de ce scénario il pourrait être complété. De plus, le résultat des tests réalisés sur *Eisenia fetida* pourra être influencé de par la sensibilité de l'espèce aux organostanniques (Silva *et al.*, 2014) et à la salinité (Green *et al.*, 2008)

☞ Les entités cibles sont susceptibles d'être exposées *via* le sol, la chaîne alimentaire et l'atmosphère par l'envol de poussières.

La variation spatio-temporelle de l'exposition doit être considérée lors du calcul de risque et doit être exprimée pour chaque entité cible.

Pour les producteurs primaires (végétaux), l'exposition potentielle est continue au cours de l'année pour les ETM et le TBT et l'absorption de ces contaminants est variable selon les espèces ; en raison du lessivage, l'exposition au chlorure de sodium est décroissante. Pour les parties aériennes, l'exposition des feuilles et/ou parties végétatives aux poussières de sol contaminé varie en fonction des saisons et de la couverture végétale, l'érosion pouvant être plus importante au début de la réalisation en raison du couvert végétal moins important (ce point constitue donc une source potentielle d'incertitudes dans le calcul du risque, l'exposition foliaire ne pouvant être exclue).

Pour la flore et la faune du sol, l'exposition potentielle est également continue au cours de l'année pour les ETM et le TBT ; en raison du lessivage, l'exposition au chlorure de sodium est décroissante.

Pour les animaux nichant sur le site, l'intensité et la variation spatio-temporelle de l'exposition des oiseaux et des mammifères sont à corrélés à :

- La sédentarité ;
- L'activité saisonnière (hibernation, reproduction, nidification, ...) ;
- Le mode de vie (création de galeries et/ou de nids dans le sol, recherche de nourriture, ...) ;
- L'aire de territoire ;
- La densité du couvert végétal ;
- Pour les consommateurs secondaires ou tertiaires : l'accumulation des agents de stress dans la chaîne alimentaire ;

Pour les animaux se nourrissant sur le site, l'intensité et la variation spatio-temporelle de l'exposition sont à corrélés avec l'hétérogénéité de la distribution de la contamination et avec la diversité et/ou disponibilité de la ressource alimentaire (pouvant être variable selon les saisons).

(ii) Caractérisation des effets

Pour cette caractérisation, une analyse bibliographique des effets de chaque agent de stress sur les entités cibles a été menée afin de lister les effets attendus en vue d'une analyse approfondie des résultats. Ces éléments ont été utilisés et intégrés (i) pour définir les valeurs écotoxicologiques de référence et (ii) pour l'interprétation des résultats et des indices de risque obtenus. Les valeurs écotoxicologiques retenues dans le cadre de cette éRé sont présentées dans le tableau XXXV.

Tableau XXXV : Valeurs écotoxicologiques de référence retenues dans le cas du scénario 1 - sédiments marins

Contaminant	Valeur de référence
As	Eco-SSL (invertébrés du sol) = ND* Eco-SSL (végétaux) = 18 mg/kg ps
Cd	Eco-SSL (invertébrés du sol) = 140 mg/kg ps Eco-SSL (végétaux) = 32 mg/kg ps
Cu	Eco-SSL (invertébrés du sol) = 80 mg/kg ps Eco-SSL (végétaux) = 70 mg/kg ps
Hg total	Eco-SSL (invertébrés du sol) = 0,1 mg/kg Eco-SSL (végétaux) = 0,3 mg/kg ps
Ni	Eco-SSL (invertébrés du sol) = 280 mg/kg ps Eco-SSL (végétaux) = 38 mg/kg ps
Pb	Eco-SSL (invertébrés du sol) = 1700 mg/kg ps Eco-SSL (végétaux) = 120 mg/kg ps
Zn	Eco-SSL (invertébrés du sol) = 120 mg/kg ps Eco-SSL (végétaux) = 160 mg/kg ps

*ND = Non Disponible (données insuffisantes)

Bioessais eau douce et système terrestre

Les bioessais ont pour but d'évaluer la dangerosité d'une ou plusieurs substances, d'évaluer la qualité d'un milieu et de comprendre les mécanismes d'un polluant. Des bioessais peuvent également être réalisés dans le cadre de cette éRé afin d'évaluer l'effet de la valorisation des sédiments de manière complémentaire. L'utilisation d'espèces de niveaux trophiques différents permet une meilleure compréhension et/ou mesure des effets des substances présentes dans la matrice sédimentaire et de l'éco-modélé en tant que tel sur les écosystèmes du sol récepteur et environnant.

La mise en évidence et/ou l'identification de problèmes pour l'écosystème environnant suite à des phénomènes de ruissellement et/ou de lixiviation est possible par la réalisation de bioessais sur les éluats des sédiments. Afin de considérer l'impact (i) des contaminants et (ii) de la salinité des sédiments marins utilisés sur l'écosystème environnant, les bioessais pour le système aquatique proposés sont ceux à réaliser sur des espèces d'eaux douces.

Pour les microorganismes, le test sur la bactérie marine *Vibrio fischeri* peut être utilisé pour évaluer la toxicité aigüe d'un ou plusieurs contaminants selon la méthode normalisée ISO 11348-1 (2007). Pour les invertébrés, différentes espèces peuvent être envisagées pour évaluer l'écotoxicité des lixiviats des sédiments, (i) un test de mobilité (ISO 6341, 2012) pour évaluer la toxicité aigüe et un test sur la reproduction (OECD, 2012) pour la toxicité chronique sur *Daphnia magna*, et (ii) un test de survie à court terme (NF T90-339-1, 2010) couplés à des tests de croissance et d'émergence pour évaluer la survie à long terme ainsi que le cycle de vie de larves de chironomes (*Chironomus riparius*). Les amphipodes, et notamment *Hyalella azteca*, sont couramment utilisés dans le cadre de bioessais. Cependant, en raison d'une grande tolérance à la salinité, cette espèce n'est pas à privilégier pour l'évaluation de l'écotoxicité et de la salinité sur l'écosystème environnant dans le cadre de ce scénario. Un test de bioaccumulation sur des oligochètes (*Lumbriculus variegatus*) peut également être envisagé compte tenu du caractère bioaccumulable des contaminants considérés dans ce cas théorique. Afin de déterminer la toxicité des lixiviats sur la flore, l'espèce *Pseudokirchneriella subcapitata* est à utiliser selon le test standardisé ISO 8692 (2012).

Babut & Perrodin (méthode CETMEF) recommande d'utiliser des bioessais pour le milieu terrestre afin d'évaluer également les risques du dépôt pour l'écosystème du sol récepteur et sur l'écosystème terrestre du dépôt. Ainsi, pour les microorganismes, la mesure de la respiration microbienne pourra être mesurée selon la norme ISO 16072. Pour les invertébrés, deux types d'espèces peuvent être étudiés, des vers de terre (*Eisenia fetida*) avec notamment un test de toxicité aigüe mesurant la mortalité (ISO 11268-1) et un test de toxicité chronique mesurant la reproduction (ISO 11268-2) ; et des collemboles (*Folsomia candida*) afin d'évaluer la fonction habitat du sol et les effets des contaminants sur la reproduction (ISO 11267). Pour les végétaux, leur croissance peut être influencée par différents facteurs (tels que le pH ou la présence des contaminants). L'émergence et la réponse sur les premiers stades de croissance d'au moins deux espèces végétales peuvent être utilisées pour évaluer la qualité d'un milieu et sa fonction d'habitat. Ce test de phytotoxicité est également normalisé (NF EN ISO 11269).

c. Caractérisation du risque

L'échéance de ce scénario est prospective, elle permet d'évaluer la probabilité d'apparition d'effets néfastes sur l'écosystème, et/ou sur certaines entités cibles identifiées. Des mesures de suivi et/ou de gestion doivent être envisagées dans le cas de quotients de risque supérieurs à 1.

Pour ce cas théorique utilisant des sédiments marins, des concentrations en contaminants (ETM et TBT) ont été choisies, et ce **de manière arbitraire**. Celles-ci sont égales à la médiane des concentrations retenues dans le cadre de l'étude de Padox & Hennebert (2010b). Un quotient de risque pour les éléments trace a été calculé pour certains groupes écologiques (invertébrés du sol et végétaux) en utilisant les Eco-SSL fournies par l'US-EPA. En ce qui concerne l'avifaune et la mammalofaune, l'indice de risque n'a pu être calculé dans le cadre de ce cas théorique (espèces non déterminées et expositions non quantifiées, ces paramètres étant caractéristiques de l'écosystème récepteur dans lequel s'inscrit la valorisation). Le tableau XXXVI présente les résultats obtenus.

Tableau XXXVI : Résultat pour la caractérisation du risque scénario 1 - sédiments marins

	Valeur médiane (mg/kg) (1)	Eco-SSL Invertébrés du sol (mg/kg) (2)	QR Invertébrés du sol (1)/(2)	Eco-SSL Flore (mg/kg) (3)	QR Flore (1)/(3)
As	13	ND	-	18	0,72
Cd	0,33	140	0,002	32	0,01
Cu	41,3	80	0,518	70	0,59
Hg	0,13	0,1	1,3	0,3	0,43
Ni	20	280	0,071	38	0,53
Pb	41	1700	0,024	120	0,34
Zn	150	120	1,25	160	0,94

*ND = Non Disponible (données insuffisantes)

Il est à noter que le quotient de risque pour l'arsenic sur les invertébrés du sol n'a pas pu être calculé en raison de l'insuffisance des données permettant d'aboutir à l'établissement d'une Eco-SSL. Pour le chrome, les Eco-SSL de l'US-EPA font une distinction entre le chrome III et le chrome VI : les valeurs arbitraires choisies dans le cadre de ce cas théorique ne permettent pas de calculer un

quotient de risque, la concentration retenue considérant le chrome total sans distinction de l'état d'oxydation.

Les concentrations en éléments traces mesurées sur les sédiments ont été supposées supérieures aux valeurs du fond pédogéochimique du lieu de valorisation, l'arsenic, le cadmium, le cuivre, le mercure, le nickel, le plomb et le zinc ont été retenus pour l'évaluation du risque pour les écosystèmes. Dans le cadre de cette valorisation de sédiments marins en éco-modèle paysager, l'évaluation met en évidence *a priori* un risque uniquement pour les invertébrés du sol en raison d'indices de risque supérieurs à 1 pour le zinc et le mercure (1,25 et 1,3). Les autres éléments traces considérés ne semblent pas engendrer de risque ni pour les invertébrés du sol ni pour la flore. Cependant, le QR_{Flore} calculé pour le zinc dans le cadre de cette caractérisation du risque a une valeur proche de 1 (0,93).

Pour le TBT, un quotient de risque a également pu être calculé en utilisant comme valeur de référence une $PNEC_{\text{sol}}$ égale à 5,9 $\mu\text{g}/\text{kg}$ et la valeur médiane disponible (0,115 mg/kg) dans l'étude de Padox & Hennebert (2010b). La caractérisation du risque pour le TBT conduit à un QR bien supérieur à 1, avec un résultat proche de 20 ($QR_{\text{TBT}} = 19,49$).

Malgré le fait que cette étude présente une vue synthétique de la qualité des sédiments marins en France, les concentrations en un même lieu peuvent être très variables au cours des années selon les paramètres analysés et les lieux de prélèvement. Elles dépendent probablement de nombreux facteurs environnementaux (activité du port et du bassin versant amont ; dragages ; effets de marée ; météo ; granulométrie), chaque contaminant ayant sa propre évolution (Padox & Hennebert, 2010b). D'après cette même étude, le cuivre et le TBT sont les contaminants principalement responsables des dépassements de seuils pour les sédiments marins. Au regard de la caractérisation du risque réalisée pour cette étude de cas, des cinq millions de m^3 de sédiments amenés à être gérés à terre et notamment des quotients de risque bien à supérieurs à 1 pour le TBT et pour le zinc, une réflexion supplémentaire sur la valeur protectrice pour les écosystèmes terrestres de ces valeurs seuil a semblé pertinente.

Ces valeurs médianes ont donc été comparées au seuil N1, seuil au-delà duquel des études complémentaires sont nécessaires pour l'immersion (et études du milieu récepteur dans le cas d'un dépassement supérieur à N2). La concentration médiane des sédiments issue de cette étude pour le TBT est supérieure à celle du seuil N1 (TBT : 0,115 mg/kg pour N1 à 0,1 mg/kg), la concentration médiane pour le cuivre étant sensiblement proche de N1, quoique légèrement inférieure (41,3 mg/kg pour N1 à 45 mg/kg). Des calculs de risque ont donc été réalisés pour les valeurs du seuil N1 de l'arrêté du 09/08/2006. Les résultats sont présentés dans le tableau XXXVII.

Tableau XXXVII: Résultat pour la caractérisation du risque (2) scénario 1 - sédiments marins

	N1 (mg/kg) (1)	Eco-SSL Invertébrés du sol (mg/kg) (2)	QR Invertébrés du sol (1)/(2)	Eco-SSL Flore (mg/kg) (3)	QR Flore (1)/(3)
As	25	ND	-	18	1,39
Cd	1,2	140	0,009	32	0,04
Cu	45	80	0,56	70	0,64
Hg	0,4	0,1	4	0,3	1,3
Ni	37	280	0,13	38	0,97
Pb	100	1700	0,06	120	0,8
Zn	276	120	2,3	160	1,7

*ND = Non Disponible (données insuffisantes)

Ce nouveau calcul de risque met en évidence un risque pour les invertébrés du sol et la flore, notamment en raison d'un indice de risque supérieur à 1 pour le mercure (4 et 1,3). La valeur de N1 pour le zinc génère un risque pour les invertébrés du sol (2,3) et pour la flore (1,7). L'arsenic génère également un risque pour la flore (QR = 1,39). Le cadmium, le cuivre, le nickel et le plomb ne semblent pas générer de risque, ni pour les invertébrés du sol ni pour la flore ; cependant les QR_{Flore} calculés pour le nickel et le plomb ont des valeurs proches de 1 (0,97 et 0,8). Pour le TBT, malgré une concentration N1 un peu moins importante que la valeur médiane, le quotient de risque calculé est toujours bien supérieur à 1 ($QR_{\text{TBT}} = 100$ (valeur du seuil N1) / 5,9 = **16,95**).

Les quotients de risque supérieurs à 1 pour l'arsenic, le mercure, le zinc et le TBT sont suffisamment élevés pour susciter un questionnement sur leur valeur protectrice pour des écosystèmes terrestres lorsque des sédiments sont amenés à être gérés à terre en l'état, et notamment pour les substances reconnues comme bioaccumulables et/ou bioamplifiables (mercure et TBT notamment).

d. Discussion sur les incertitudes

- Les **bryophytes** et la **fonge** sont écartées dans ce cas de figure : les bryophytes sont des espèces traduisant le plus souvent le caractère pionnier des écosystèmes. Leur détermination et la connaissance de ce groupe biologique relèvent de compétences très spécifiques. Il n'existe de surcroît aucune donnée permettant de quantifier un risque pour ce groupe biologique. Par conséquent, ce groupe n'a pas été retenu dans le cadre de cette étude de cas. De même, très peu d'informations existent à ce jour sur les effets des contaminants sur les champignons, notamment les carpophores. De ce fait, ils n'ont pas été retenus en tant qu'entité cible de l'éRé (pas de calcul de risque possible). En revanche, la fonge est un très bon indicateur de la richesse écologique et du fonctionnement d'un écosystème. Les données issues d'observations de terrain sur la fonge enrichissent le niveau de compréhension des effets observés ou pressentis des contaminants sur l'écosystème.
- Selon le délai écoulé entre la réalisation de l'éco-modélé et l'éRé, une évolution de la composition et des effectifs des espèces présentes est à considérer et peut faire évoluer le pool d'entités cibles. En effet, l'avifaune et la mammalofaune susceptibles de fréquenter, d'utiliser ou de nicher au niveau de l'éco-modélé vont évoluer de façon concomitante avec le développement de la strate végétale et la diversification des habitats potentiels.

En ce qui concerne les incertitudes, elles sont de plusieurs natures. Toutes les entités cibles n'ont pu être représentées sur le schéma conceptuel. De plus, le niveau de représentation des entités cibles est variable. A titre d'illustration, la flore vasculaire constitue une entité cible à part entière alors que pour l'avifaune, ce sont les espèces qui constituent les entités cibles de l'ÉRÉ. En termes de calcul de risque, la représentation du résultat est en conséquence à pondérer en fonction de ce niveau de représentativité. Par ailleurs, il existe des groupes biologiques pour lesquels le risque n'a pu être calculé par manque de données/connaissances et/ou par l'accessibilité à la connaissance (cas de groupes biologiques peu étudiés dont la connaissance/détermination relève nécessairement de spécialistes, *i.e.* bryophytes). La fonge, malgré sa vulnérabilité aux contaminants, n'a pas été retenue par manque de modèles mathématiques et de données permettant le calcul de risque. En revanche, elle peut faire partie intégrante de l'évaluation en tant que denrée alimentaire à risque pour les fongivores et omnivores. La caractérisation écologique de la fonge d'un milieu constitue par ailleurs une aide précieuse à la compréhension de l'état et du fonctionnement de l'écosystème et à l'interprétation de l'ÉRÉ.

L'inhalation et le contact dermique n'ont pas été considérés et seule la voie orale a été retenue comme voie d'exposition. En ce qui concerne les végétaux, l'érosion plus importante au début de la valorisation en raison d'un couvert végétal moindre pourra occasionner un biais dans l'exposition des feuilles et/ou des parties végétatives aux poussières de sol contaminé. De manière générale, l'exposition de la faune et de la flore peut être variable selon (i) les espèces considérées et (ii) les contaminants effectivement présents au sein de la matrice sédimentaire.

Les VTR de l'US-EPA retenues ici présentent l'avantage d'être plus discriminantes en distinguant notamment les espèces de l'avifaune et de la mammalofaune en fonction de leur régime alimentaire (herbivores, omnivores, prédateurs, ...). De plus, les effets mis en évidence expriment des effets globaux, sans distinction de la nature des effets.

Une autre source d'incertitudes dans le cas de cette éRé est l'utilisation des concentrations des sédiments pour leur caractérisation en vue du dragage. En effet, de par les modifications biologiques, biochimiques liées au dragage puis au traitement/stockage à l'air des sédiments en vue de les rendre transportables et conformes aux normes géotechniques pour la réalisation de l'écomodelé paysager, le sédiment a été susceptible d'évoluer (contamination, oxydation, reprise d'une activité microbienne aérobie, ...). Des traitements ont également pu être envisagés dans le cas d'une contamination, afin de réduire autant que possible voire éliminer les risques pour l'écosystème terrestre lors d'une gestion à terre des sédiments. Toutefois, si ces traitements ne sont pas suffisants, des mesures pourront être mises en place spécifiquement afin de suivre et/ou contrôler les impacts de la valorisation des sédiments sur l'écosystème récepteur et/ou environnant, et notamment sur les groupes écologiques identifiés au cours de l'ÉRÉ.

Les sédiments dans cette hypothèse ont été considérés comme un sol « naturel » avec un comportement identique, au niveau de la pédogénèse mais également d'un point de vue réactivité à des facteurs du type climat, végétation ou encore activité biologique. Le comportement des contaminants à l'intérieur de la valorisation sera *de facto* influencé par ces facteurs. Cependant, les avis sur l'assimilation d'un dépôt de sédiment à un sol sont encore partagés.

De plus, les quotients de risque calculés dans le cadre de cette éRé ont été obtenus en utilisant des concentrations totales en contaminants, celles-ci ne distinguant ni les différentes spéciations ni la fraction biodisponible pouvant être présentes dans le milieu. Or, au sein de la matrice sédimentaire gérés à terre (i) des phénomènes d'échange d'ions peuvent participer à l'augmentation des concentrations en ETM dans la phase aqueuse (notamment pour le cadmium et le mercure), et (ii) des complexes entre l'anion chlorure et les éléments traces peuvent se former rendant ces derniers plus biodisponibles pour les organismes vivants.

La traçabilité des sédiments gérés à terre est fondamentale afin de réduire les incertitudes liées aux changements potentiels de biodisponibilité des contaminants au sein de la matrice sédimentaire. Il est important de bien connaître la matrice sédimentaire utilisée, *i.e.* (i) les concentrations des différentes substances présentes mais également (ii) les effets des pré-traitements et/ou traitements effectués en amont de la réalisation afin d'anticiper les impacts pour l'écosystème terrestre.

En raison des nombreuses sources d'incertitudes, l'indice de risque calculé doit être considéré comme une indication permettant de cibler les dangers et de hiérarchiser des entités cibles en fonction de leur susceptibilité aux agents de stress (Hayet, 2010). Les valeurs seuils sont souvent utilisées dans le contexte d'évaluation de sites contaminés, notamment pour les situations les plus simples, ou en première étape (screening) (Hubaux & Perceval, 2011).

e. Conclusions de l'éRé - scénario 1

L'évaluation du risque pour les écosystèmes menée dans le cadre de ce premier cas théorique a permis de mettre en évidence un risque pour les invertébrés du sol pour le mercure et le zinc ($QR_{Hg} = 1,3$; $QR_{Zn} = 1,25$), même si aucun risque ne semble engendré pour la flore dans ce cas théorique, il est à noter que le QR_{Zn} calculé pour la flore est proche de 1 (0,94). Le TBT constitue la substance la plus susceptible d'engendrer des dommages à l'écosystème terrestre en raison d'un QR très supérieur à 1 (19,49) calculé à partir d'une $PNEC_{sol}$. Or cette substance est responsable du plus grand nombre de dépassement du seuil N1 dans le cas des sédiments maritimes, ce qui nous a amené à comparer les valeurs médianes des sédiments maritimes aux valeurs du seuil N1, puis à envisager une caractérisation du risque à partir de N1 afin d'évaluer la valeur protectrice de ces valeurs pour l'écosystème terrestre. Pour cet autre calcul de risque, le mercure et le zinc engendrent des risques pour les végétaux et les invertébrés du sol. Cela fait également émerger l'arsenic vis-à-vis de la flore. Le TBT présente un indice de risque toutefois moins élevé (16,95) mais tout de même largement supérieur à 1 et est le contaminant le plus susceptible d'engendrer des perturbations au sein de l'écosystème. Le cadmium, le cuivre, le nickel et le plomb quant à eux ne semblent pas générer de risque ni pour les invertébrés du sol ni pour la flore, cependant les QR_{Ni} et QR_{Pb} pour la flore ont des valeurs proches de 1 (0,97 et 0,8).

Dans le cadre d'une gestion à terre des sédiments en éco-modèle paysager, les valeurs seuil de l'arrêté du 09/08/2006 pour le cadmium, le cuivre, le nickel et le plomb semblent protectrices pour les premiers maillons des écosystèmes terrestres au regard des quotients de risque inférieurs à 1 pour les invertébrés du sol et la flore. En revanche, pour l'arsenic, le mercure, le zinc et le TBT les QR calculés sont supérieurs à 1, et largement supérieur à 1 dans le cas du TBT. L'éRé a mis en évidence un risque pour ces groupes écologiques et notamment en ce qui concerne des contaminants qui auraient tendance à se bioaccumuler (TBT, arsenic, mercure, zinc) mais également à s'amplifier au sein des chaînes alimentaires (TBT et mercure notamment). Des

traitements physico-chimiques sont alors à envisager en amont de la réalisation, du type complexation dans le cadre d'une contamination inorganique (introduction d'agents chimiques ayant de fortes propriétés complexantes) ou du type lessivage (utilisation de l'action mécanique de l'eau couplée à des agents d'extraction pour désolidariser les contaminants des particules) dans l'hypothèse d'une contamination organique.

Les invertébrés du sol et la flore sont tous les deux en contact permanent avec les sédiments. La flore, en tant que producteur primaire, est à la base des chaînes alimentaires et les invertébrés du sol constituent une ressource alimentaire pour de nombreux omnivores. Une surveillance des consommateurs primaires, par la mise en place de suivis écologiques de terrain, doit donc être encouragée.

En raison de leur rapidité et de leur relative facilité d'exécution, la réalisation de bioessais en complément de l'éRé permet de mettre en évidence et/ou d'identifier des problèmes pour l'écosystème environnant suite à des phénomènes de ruissellement et/ou de lixiviation. L'utilisation d'espèces de niveaux trophiques différents permet une meilleure compréhension et/ou mesure des effets des contaminants présents au sein de la matrice sédimentaire. De plus, les bioessais suggérés dans ce cas théorique sont standardisés ce qui permet de comparer les résultats obtenus avec ceux issus de la littérature.

2. Scénario 2

Les **sédiments d'eau douce** utilisés dans cette étude de cas sont issus de plusieurs activités de dragage et sont valorisés en éco-modelé paysager implanté au sein d'un **milieu prairial**. Les sédiments sont déposés en **couches successives** sur le lieu de réalisation, sur une **géomembrane** dont la taille a été adaptée aux caractéristiques du dépôt. Les différentes voies de transfert retenues sont (i) le ruissellement le long de l'éco-modelé pouvant entraîner une infiltration dans le sol, (ii) le réenvol des sédiments n'est pas à exclure en raison des vents (les conditions météorologiques étant à vérifier dans le cadre de l'étude d'impact).

a. Formulation du problème

La végétalisation a été réalisée de manière à maintenir (i) la cohérence écologique du milieu dans lequel s'intègre la valorisation et (ii) la fonctionnalité du réseau trophique du site. Situé dans un milieu prairial, l'éco-modelé pourra accueillir les espèces suivantes : Avoine élevée (*Arrhenatherum elatius*), Fétuque élevée (*Festuca eliator*), Dactyle aggloméré (*Dactylis glomerata*), Fléole des prés (*Phleum pratense*), Houque laineuse (*Holcus lanatus*), Pâturin des prés (*Poa pratensis*), Achillée millefeuille (*Achillea millefolium*), Carotte sauvage (*Daucus carota*), Géranium des colombes (*Geranium columbinum*), Knautie (*Knautia arvensis*) Marguerite (*Leucanthemum vulgare*), Oseille des prés (*Rumex acetosa*). Les teneurs médianes des fractions granulométriques des sédiments fluviaux sont de 11,9 % d'argile, 52,3 % de limon, 29,5 % de sable, avec 3,4 % de carbone organique (Padox & Hennebert, 2010a). Une plantation pluri-spécifique composée d'essences locales et plantées selon un maillage adapté au bon développement des espèces permettrait le développement d'une faune et d'une flore diversifiée, et favoriserait un écosystème diversifié (Hayet, 2010).

(i) Caractérisation de l'environnement

Les entités écologiques à retenir dans le cadre de cette éRé ont été déterminées en fonction de la susceptibilité aux agents de stress, de la pertinence écologique au sein de l'écosystème récepteur (place dans la chaîne alimentaire, abondance, valeur patrimoniale, fonction et/ou rôle dans l'écosystème). L'importance de l'entité dans le maintien de l'écosystème a également été considérée.

Les groupes écologiques suivants ont donc été sélectionnés :

- La **flore** (herbacée, arbustive et arborée) est en contact direct et permanent avec le sol ; ce sont les producteurs primaires et donc le premier maillon des chaînes alimentaires ;
- Les invertébrés **du sol** est exposée de manière directe et permanente aux contaminants ; soit absorption des contaminants causant des dommages, soit bioaccumulation *via* la chaîne alimentaire ; de plus, les invertébrés du sol constituent une ressource alimentaire pour de nombreuses espèces omnivores ;
- Les microorganismes **du sol** sont exposés de manière directe et permanente aux contaminants. Ces organismes participent à la minéralisation et à l'humification ;
- L'**avifaune** figure à la fois parmi les consommateurs primaires, secondaires et tertiaires de la chaîne alimentaire. Une distinction est également à considérer dans le cas d'espèces nichant sur le site (selon la surface du territoire, consommation importante à exclusive de ressources potentiellement contaminées). L'exposition aux contaminants diffère également selon le régime alimentaire :
 - Herbivores, granivores, fongivores : consommateurs primaires, le niveau d'exposition varie en fonction de l'âge des individus, de la période d'activité et de la disponibilité de la ressource (diversification du régime alimentaire en fonction des saisons pour s'adapter à la disponibilité) ;
 - Omnivores : consommateurs secondaires, le niveau d'exposition varie en fonction de l'âge des individus, de la période d'activité et de la disponibilité de la ressource ;
 - Prédateurs : consommateurs de fin de chaîne alimentaire (tertiaires) susceptibles d'exprimer les effets d'une contamination bioaccumulée au fil de la chaîne alimentaire ;
- La **mammalofaune** figure à la fois parmi les consommateurs primaires, secondaires et tertiaires de la chaîne alimentaire. Une distinction est à considérer dans le cas de mammifères nichant sur le site (exposition quasi permanente aux contaminants. L'exposition aux contaminants diffère également selon le régime alimentaire :
 - Herbivores et omnivores : utilisation du sol comme milieu de refuge et/ou de reproduction (contact intermittent), se nourrissant de ressources potentiellement contaminées ;
 - Prédateurs : utilisation du sol comme milieu de refuge et/ou de reproduction (contact intermittent) ; consommateurs de fin de chaîne alimentaire susceptibles d'exprimer les effets d'une contamination bioaccumulée au fil de la chaîne alimentaire ;

(ii) Caractérisation de la pollution

Synthèse du comportement des contaminants dans l'environnement et toxicité

Les sédiments utilisés dans ce scénario présentent des concentrations en ETM et en PCB_i équivalentes aux valeurs médianes issues de l'étude de Padox & Hennebert (2010a). Cette base de données regroupe 12 850 échantillons couvrant une période de 28 ans et a été alimentée par des

données venant des Voies Navigables de France, des Agences de l'Eau Adour Garonne, Artois Picardie, Loire Bretagne, Rhin Meuse et Rhône Méditerranée Corse ainsi que du Service Public de Wallonie (Belgique).

Une synthèse de la toxicité et du comportement dans l'environnement des contaminants présents dans ce cas pratique est présentée dans le tableau XXXVIII.

Tableau XXXVIII : Synthèse toxicité et comportement dans l'environnement, scénario 2

Contaminant	Comportement dans l'environnement	Toxicité
PCBi	Persistance proportionnelle au degré de chloration (congénères ortho-substitués plus rémanents)	
	Tous bioaccumulables et biomagnifiables	
	Difficilement dégradés (dépend du degré de chloration)	Perturbateur des fonctions reproductrices en fin de chaîne trophique
	Adsorption sur les particules en suspension (plus importante si degré de chloration élevé)	Très toxiques pour organismes aquatiques
	Revolatilisation possible dans atmosphère inversement proportionnelle du degré chloration	Nombreux effets systémiques et neurotoxiques
	Vieillessement contribue à la baisse de biodisponibilité	
Eléments trace (As, Cd, Cr, Pb, Zn ²⁺ , Hg, Sn, Cu ²⁺ , Ni, ...)	Mobilité et biodisponibilité dépend de leurs spéciations et des conditions physico-chimiques	Généralement toxique à faibles concentrations
	Concentrés dans phase solide du sol	La spéciation conditionne la toxicité

Les PCBs

La grande majorité des espèces végétales est incapable de prélever les PCB-DL dans le sol *via* leur système racinaire et de les transloquer vers les parties aériennes (Kew *et al.*, 1989), les plantes de la famille des cucurbitacées constituant une exception (Laurent *et al.*, 2012). En raison de leur haut poids moléculaire, de leur faible solubilité et de leur grande capacité à s'adsorber sur la phase particulaire, les PCBs sont difficiles à éliminer des sols. L'hydrophobicité et la lipophilie de ces composés les rendent faiblement phytodisponibles (Passatore *et al.*, 2014). Cependant sur des végétaux, ils pourront entraîner une baisse de la production primaire.

Liu & Schnoor (2008) ont étudié la translocation de PCBs faiblement chlorés dans des végétaux supérieurs (*Populus deltoides x nigra*) et ont démontré que la translocation était reliée à l'hydrophobicité des congénères, le facteur de concentration racinaire ayant été corrélé au log Kow. Au plus le log Kow est élevé, au plus les congénères restent fortement liés aux tissus racinaires. Les composés mono- ou di-chlorés sont transloqués depuis les racines vers les tiges, les feuilles accumulant moins les PCBs en condition d'exposition hydroponique.

²⁴ Oligo-éléments ayant une fonction biologique chez l'Homme dans des quantités minimes

Les PCBs sont très toxiques notamment pour les mammifères aquatiques et les oiseaux, notamment dans le cas d'une exposition chronique. Chez les oiseaux des effets du type non éclosion des œufs et/ou amincissement de la coquille pourront être observés, comme des altérations du développement chez les têtards pour les amphibiens.

Les éléments trace

Le comportement des éléments trace dans le sol dépend de paramètres physico-chimiques (texture, pH, teneurs en matières organiques) ou biologiques (plantes et microorganismes) ; le pH, la teneur en matière organique et la CEC sont connus pour affecter la solubilité et la phytodisponibilité (Hayet, 2010). Chez les amphibiens, la présence d'éléments trace et notamment de cadmium et de sélénium entraînera des phénomènes d'hypoxie et de tératogénèse.

Echantillonnage

Comme dans le premier cas de valorisation de sédiments en éco-modèle paysager, un échantillonnage systématique permet de connaître précisément la répartition spatiale des polluants, de calculer la moyenne et les percentiles de la concentration, et de rechercher des points chauds. L'inconvénient de cet échantillonnage est de possiblement conduire à des erreurs de par le choix d'une grille inadaptée, pouvant coïncider avec les points chauds du site (Pascal *et al.*, 2008).

Chaque sondage fait l'objet d'un prélèvement selon trois différentes profondeurs, définies selon les critères spécifiques du site d'étude. Dans cette étude de cas, l'éco-modèle paysager a été réalisé par dépôt de couches successives : une contamination peut donc être répartie sur toute la hauteur. Le résultat des analyses des éléments trace a été comparé aux concentrations du fond pédogéochimique local, afin de déterminer les éléments présentant une concentration supérieure à celui-ci, et qui sont ceux à considérer dans l'évaluation du risque pour les écosystèmes.

(iii) Schéma conceptuel et hypothèses de risque

Scénario 2

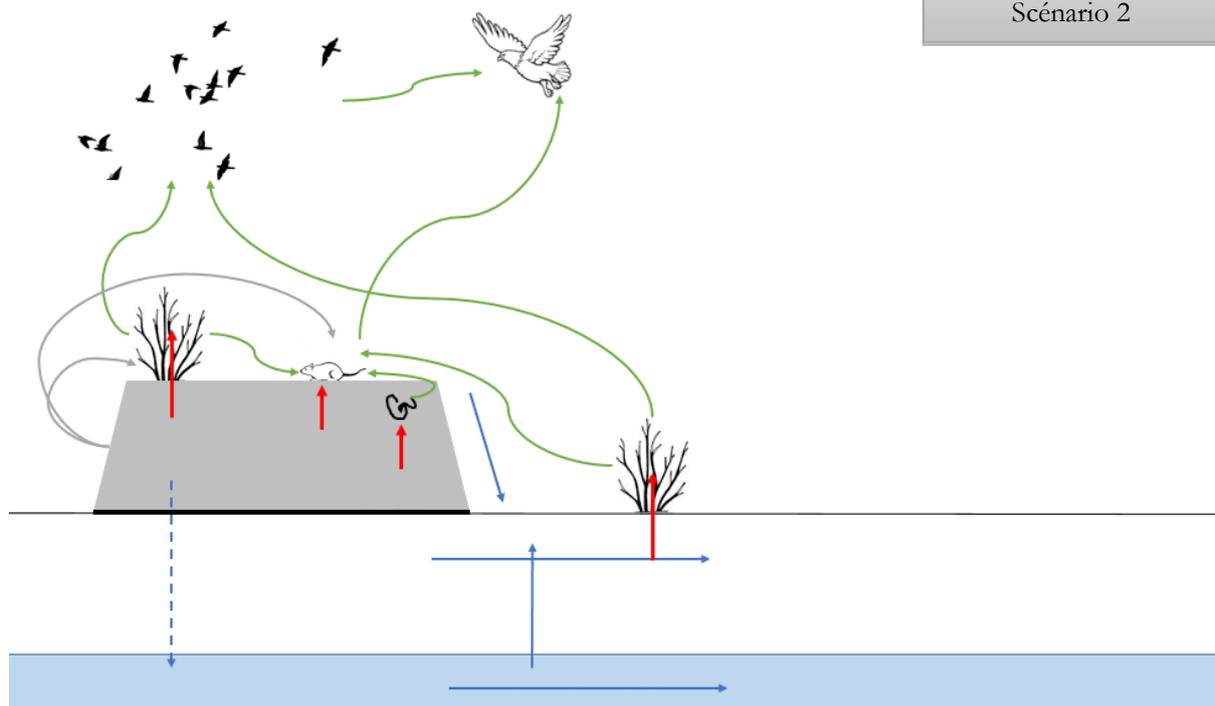


Figure 54 : Schéma conceptuel scénario 2

Ces hypothèses décrivent les relations prédites entre les agents de stress et les critères d'effets de l'évaluation.

- H1. Le sol de l'éco-modèle paysager est contaminé par des ETM et des PCBs à des teneurs équivalentes à la valeur médiane de l'étude de Padox & Hennebert sur les sédiments d'eau douce (2010a). Ces contaminants sont susceptibles de migrer dans l'environnement *via* la chaîne alimentaire, les eaux de ruissellement et de percolation et l'atmosphère par le réenvol de poussières ou la volatilisation ;
- H2. Les organismes en contact direct avec le sol (tels que la flore, la macrofaune du sol ou les organismes nichant dans le sol) sont exposés de manière directe et à long terme aux ETM et aux PCBs. Ils sont susceptibles d'exprimer des effets néfastes liés à cette exposition ;
- H3. Les métaux et les PCBs sont susceptibles de perturber la pédofaune et la pédoflore, avec comme conséquence une perturbation de l'activité biologique du sol, pouvant s'exprimer par un ralentissement de la décomposition de la litière ;
- H4. Les ETM et les PCBs en raison de leur action toxique, peuvent entraîner une altération de la germination et un ralentissement de la croissance des végétaux, ce qui entrainera une diminution de la ressource alimentaire des herbivores ;
- H5. Les ETM peuvent être absorbés par les végétaux puis transloqués des parties racinaires vers les parties aériennes. Cette absorption est variable selon l'espèce, l'élément trace et les caractéristiques du sol ;
- H6. Un dépôt de particules de sol contaminé sur les parties aériennes est également possible. Il existe donc un risque pour l'ensemble des consommateurs en raison de la bioaccumulation des ETM et de leur transfert dans la chaîne alimentaire, les effets pour les grands prédateurs (mammalofaune et/ou avifaune) peuvent être importants ;
- H7. Le transfert des contaminants *via* la chaîne alimentaire est susceptible d'entraîner des effets néfastes pour l'ensemble des consommateurs, notamment les grands prédateurs (mammifères

et oiseaux) en raison de la bioaccumulation et de la bioamplification des ETM et des PCBs dans la chaîne alimentaire ;
H8. Les dommages causés à la flore vasculaire sont susceptibles d'altérer la capacité de refuge et de nidification de l'écosystème.

(iv) Plan d'analyses

Les hypothèses de risques sont analysées afin de déterminer comment elles vont pouvoir être évaluées. Cette démarche implique une identification des mesures d'effets, d'exposition et des caractéristiques de l'écosystème nécessaires à l'évaluation des critères d'effets. Cette analyse est présentée dans le tableau XXXIX.

Tableau XXXIX : Plan d'analyses, scénario 2

Entités cibles	Critères d'effet	Mesures d'effets	Mesures d'exposition	Mesures des caractéristiques de l'écosystème
Flore	Croissance et reproduction Abondance / diversité Etat phytosanitaire	Indices de diversité Bio-essai élongation racinaire, germination	Teneur en ETM dans les sols et dans les parties aériennes Teneur en PCB dans les sols	Etude des caractéristiques du sol et de la capacité de reproduction (dissémination du pollen et dispersion des diaspores)
Faune / Flore du sol	Abondance / diversité Etat de l'activité biologique Mortalité / croissance / reproduction	Tests sur ver de terre Calcul de taux de respiration de la biomasse et/ activité enzymatique	Teneur en ETM et PCB dans les sols	Caractéristiques du sol
Mammalofaune et avifaune nicheuses	Abondance / diversité Mortalité / croissance / reproduction Structure et fonctionnement des peuplements	Analyse des caractéristiques morphologiques Indices de diversité	Teneur en ETM et PCB dans les sols et modélisation de l'exposition <i>via</i> la chaîne alimentaire	
Mammalofaune et avifaune herbivores	Diversité / abondance / survie Structure et fonctionnement des peuplements	Analyses des caractéristiques morphologiques Indices de diversité	Teneur en ETM des végétaux	Diversité / abondance de la ressource Caractéristique de l'habitat
Mammalofaune et avifaune omnivores	Diversité / abondance / survie	Indice d'abondance et de survie Données bibliographiques	Teneur en ETM et PCB dans pédofaune et pédoflore	Etude des relations trophiques
Mammalofaune et avifaune prédateurs	Abondance / diversité	Indices d'abondance et de diversité	Teneur en ETM et PCB dans les proies par modélisation du transfert dans la chaîne alimentaire	

b. Analyse de l'exposition des entités cibles et des effets

(i) Caractérisation de l'exposition

- ☞ Les milieux d'exposition sont **le sol**, mais également **le sol en profondeur** (dépôt de couches successives de sédiments).
- ☞ Les entités cibles sont susceptibles d'être exposées *via le sol*, **la chaîne alimentaire** et l'atmosphère par **l'envol de poussières** ou la **revolatilisation**.

La variation spatio-temporelle de l'exposition doit être considérée lors du calcul de risque et doit être exprimée pour chaque entité cible.

Pour les producteurs primaires (végétaux), l'exposition potentielle est continue au cours de l'année pour les ETM, exposition décroissante pour le chlorure de sodium en raison du lessivage. L'absorption des ETM par les racines est variable selon les espèces. Pour les parties aériennes, l'exposition des feuilles et/ou parties végétatives aux poussières de sol contaminé varie en fonction des saisons et de la couverture végétale, l'érosion pouvant être plus importante au début de la réalisation en raison du couvert végétal moins important (ce point constitue donc une source potentielle d'incertitudes dans le calcul du risque, l'exposition foliaire ne pouvant être exclue).

Pour la flore et la faune du sol, l'exposition potentielle est continue au cours de l'année pour les ETM et les PCBs, celle-ci pouvant être variable selon les espèces considérées.

Pour les animaux nichant sur le site, l'intensité et la variation spatio-temporelle de l'exposition des oiseaux et des mammifères sont à corrélérer à :

- La sédentarité ;
- L'activité saisonnière (hibernation, reproduction, nidification, ...) ;
- Leur mode de vie (création de galeries et/ou de nids dans le sol, recherche de nourriture, ...) ;
- L'aire de territoire ;
- La densité du couvert végétal ;
- Pour les consommateurs secondaires ou tertiaires, l'accumulation des agents de stress dans la chaîne alimentaire.

Pour les animaux se nourrissant sur le site, l'intensité et la variation spatio-temporelle de l'exposition des espèces nichant sur le site est à corrélérer avec l'hétérogénéité spatiale de la distribution de la contamination et à la diversité et/ou disponibilité de la ressource alimentaire (variable selon les saisons).

(ii) Caractérisation des effets

Pour cette caractérisation, une analyse bibliographique des effets de chaque agent de stress sur les entités cibles a été menée afin de lister les effets attendus en vue d'une analyse approfondie des résultats. Ces éléments sont utilisés et intégrés (i) pour définir les valeurs toxicologiques de référence et (ii) pour l'interprétation des résultats et des indices de risque obtenus. Les valeurs écotoxicologiques retenues dans le cadre de cas théorique sont présentées dans le tableau **XI**.

Tableau XL : Synthèse des valeurs toxicologiques retenues pour le scénario 2

Contaminant	Valeur toxicologique
As	Eco-SSL (invertébrés du sol) = ND* Eco-SSL (végétaux) = 18 mg/kg ps
Cd	Eco-SSL (invertébrés du sol) = 140 mg/kg ps Eco-SSL (végétaux) = 32 mg/kg ps
Cu	Eco-SSL (invertébrés du sol) = 80 mg/kg ps Eco-SSL (végétaux) = 70 mg/kg ps
Hg total	Eco-SSL (invertébrés du sol) = 0,1 mg/kg Eco-SSL (végétaux) = 0,3 mg/kg ps
Ni	Eco-SSL (invertébrés du sol) = 280 mg/kg ps Eco-SSL (végétaux) = 38 mg/kg ps
Pb	Eco-SSL (invertébrés du sol) = 1700 mg/kg ps Eco-SSL (végétaux) = 120 mg/kg ps
Zn	Eco-SSL (invertébrés du sol) = 120 mg/kg ps Eco-SSL (végétaux) = 160 mg/kg ps
∑ PCB_i	Eco-SSL (invertébrés du sol) = 0,33 mg/kg ps Eco-SSL (végétaux) = 40 mg/kg ps

*ND = Non Disponible (données insuffisantes)

Bioessais eau douce et système terrestre

Les bioessais ont pour but d'évaluer la dangerosité d'une ou plusieurs substances, d'évaluer la qualité d'un milieu et de comprendre les mécanismes d'un polluant. Des bioessais peuvent également être réalisés dans le cadre de cette éRé afin d'évaluer l'effet de la valorisation des sédiments de manière complémentaire. L'utilisation d'espèces de niveaux trophiques différents permet une meilleure compréhension et/ou mesure des effets des substances présentes dans la matrice sédimentaire et de l'éco-modélé en tant que tel sur les écosystèmes du sol récepteur et environnant.

La mise en évidence et/ou l'identification de problèmes pour l'écosystème environnant suite à des phénomènes de ruissellement et/ou de lixiviation est possible par la réalisation de bioessais sur les éluats des sédiments.

Pour les microorganismes, le test sur la bactérie marine *Vibrio fischeri* peut être utilisé pour évaluer la toxicité aiguë d'un ou plusieurs contaminants selon la méthode normalisée ISO 11348-1 (2007). Pour les invertébrés, différentes espèces peuvent être envisagées pour évaluer l'écotoxicité des lixiviats des sédiments, (i) un test de mobilité (ISO 6341, 2012) pour évaluer la toxicité aiguë et un test sur la reproduction (OECD, 2012) pour la toxicité chronique sur *Daphnia magna*, et (ii) un test de survie à court terme (NF T90-339-1, 2010) couplé à des tests de croissance et d'émergence pour évaluer la survie à long terme ainsi que le cycle de vie de larves de chironomes (*Chironomus riparius*). Un test de bioaccumulation sur des oligochètes (*Lumbriculus variegatus*) peut également être envisagé compte tenu du caractère bioaccumulable des contaminants considérés dans ce cas théorique. Afin de déterminer la toxicité des lixiviats sur la flore, l'espèce *Pseudokirchneriella subcapitata* est à utiliser selon le test standardisé ISO 8692 (2012).

Babut & Perrodin (méthode CETMEF) recommande d'utiliser des bioessais pour le milieu terrestre afin d'évaluer également les risques du dépôt pour l'écosystème du sol récepteur et sur l'écosystème

terrestre du dépôt. Les bioessais à effectuer sur l'écosystème terrestre dans le cadre de ce cas théorique sont les mêmes que pour la valorisation de sédiments marins en éco-modèle paysager. Pour les microorganismes, la mesure de la respiration microbienne est à effectuer selon la norme ISO 16072. Pour les invertébrés, deux types d'espèces peuvent être étudiées, (i) des vers de terre (*Eisenia fetida*) avec notamment un test de toxicité aiguë mesurant la mortalité (ISO 11268-1) et un test de toxicité chronique mesurant la reproduction (ISO 11268-2) ; et (ii) des collemboles (*Folsomia candida*) afin d'évaluer la fonction habitat du sol et les effets des contaminants sur la reproduction (ISO 11267). Pour les végétaux, leur croissance peut être influencée par différents facteurs (tels que le pH ou la présence des contaminants). L'émergence et la réponse sur les premiers stades de croissance d'au moins deux espèces végétales peuvent être utilisées pour évaluer la qualité d'un milieu et sa fonction d'habitat. Ce test de phytotoxicité est également normalisé (NF EN ISO 11269).

(iii) [Discussion sur les incertitudes](#)

En ce qui concerne les incertitudes, elles sont de plusieurs natures. Toutes les entités cibles n'ont pas pu être représentées sur le schéma conceptuel. De plus, le niveau de représentation des entités cibles est variable. A titre d'illustration, la flore vasculaire constitue une entité cible à part entière alors que pour l'avifaune, ce sont les espèces qui constituent les entités cibles de l'ÉRÉ. En termes de calcul de risque, la représentation du résultat est en conséquence à pondérer en fonction de ce niveau de représentativité. Par ailleurs, il existe des groupes biologiques pour lesquels le risque n'a pas pu être calculé par manque de données/connaissances et/ou par l'accessibilité à la connaissance (cas de groupes biologiques peu étudiés dont la connaissance/détermination relève nécessairement de spécialistes, *i.e.* bryophytes). La fonge, malgré sa vulnérabilité aux contaminants, n'a pas été retenue par manque de modèles mathématiques et de données permettant le calcul de risque. En revanche, ils peuvent faire partie intégrante de l'évaluation en tant que denrées alimentaires à risque pour les fongivores et omnivores. La caractérisation écologique de la fonge d'un milieu constitue par ailleurs une aide précieuse à la compréhension de l'état et du fonctionnement de l'écosystème et à l'interprétation de l'ÉRÉ.

L'inhalation et le contact dermique n'ont pas été considérés et seule la voie orale a été retenue comme voie d'exposition. En ce qui concerne les végétaux, l'érosion plus importante au début de la valorisation en raison d'un couvert végétal moindre pourra occasionner un biais dans l'exposition des feuilles et/ou des parties végétatives aux poussières de sol contaminé. De manière générale, l'exposition de la faune et de la flore peut être variable selon (i) les espèces considérées et (ii) les contaminants effectivement présents au sein de la matrice sédimentaire.

Les VTR de l'US-EPA retenues ici présentent l'avantage d'être plus discriminantes en distinguant notamment les espèces de l'avifaune et de la mammalofaune en fonction de leur régime alimentaire (herbivores, omnivores, prédateurs, ...) de distinguer les espèces selon leur régime alimentaire. De plus, les effets mis en évidence expriment des effets globaux, sans distinction de la nature des effets.

Une autre source d'incertitudes dans le cas de cette ERÉ est l'utilisation des concentrations des sédiments pour leur caractérisation en vue du dragage. En effet, de par les modifications biologiques, biochimiques liées au dragage puis au traitement/stockage à l'air des sédiments en vue de les rendre transportables et conformes aux normes géotechniques pour la réalisation de l'éco-modèle paysager, le sédiment a été susceptible d'évoluer (contamination, oxydation, reprise d'une

activité microbienne aérobie, ...). Des traitements ont également pu être envisagés dans le cas d'une contamination, afin de réduire autant que possible voire éliminer les risques pour l'écosystème terrestre lors d'une gestion à terre des sédiments. Toutefois, si ces traitements ne sont pas suffisants, des mesures pourront être envisagées afin de suivre et/ou contrôler les impacts de la valorisation des sédiments sur l'écosystème récepteur et/ou environnant, et notamment sur les groupes écologiques identifiés au cours de l'ÉRÉ.

De plus, les quotients de risque calculés dans le cadre de cette éRé ont été obtenus en utilisant des concentrations totales en contaminants, celles-ci ne distinguant ni les différentes spéciations ni la fraction biodisponible pouvant être présente dans le milieu. Or, au sein de la matrice sédimentaire gérée à terre des phénomènes d'échange d'ions peuvent participer à l'augmentation des concentrations en ETM dans la phase aqueuse (notamment pour le cadmium et le mercure).

La traçabilité des sédiments gérés à terre est fondamentale afin de réduire les incertitudes liées aux changements potentiels de biodisponibilité des contaminants au sein de la matrice sédimentaire. Il est important de bien connaître la matrice sédimentaire utilisée, *i.e.* (i) les concentrations des différentes substances présentes mais également (ii) les effets des pré-traitements et/ou traitements effectués en amont de la réalisation afin d'anticiper les impacts pour l'écosystème terrestre.

En raison des nombreuses sources d'incertitudes, l'indice de risque calculé doit être considéré comme une indication permettant de cibler les dangers et de hiérarchiser des entités cibles en fonction de leur susceptibilité aux agents de stress (Hayet, 2010). Les valeurs seuils sont souvent utilisées dans le contexte d'évaluation de sites contaminés, notamment pour les situations les plus simples, ou en première étape (screening) (Hubaux & Perceval, 2011).

c. Caractérisation du risque

L'ÉRÉ de ce scénario est prospective, elle permet d'évaluer la probabilité d'apparition d'effets néfastes sur l'écosystème, et/ou sur certaines entités cibles identifiées. Des mesures de suivi et/ou de gestion doivent être envisagées dans le cas de quotients de risque supérieurs à 1.

Pour ce cas théorique utilisant des sédiments d'eau douce, des concentrations en contaminants (ETM et PCB_i) ont été choisies, et ce **de manière arbitraire**. Celles-ci sont issues de l'étude de Padox & Hennebert (2010a) et correspondent aux valeurs médianes des contaminants présents dans les sédiments fluviaux (valeur sur brut et non sur lixiviat). Un quotient de risque pour les éléments trace a été calculé pour certains groupes écologiques (invertébrés du sol et végétaux) en utilisant les Eco-SSL fournies par l'US-EPA. En ce qui concerne l'avifaune et la mammalofaune, l'indice de risque ne peut être calculé dans le cas de scénario théorique (espèces non déterminées et expositions non quantifiées, ces paramètres étant caractéristiques de l'écosystème récepteur dans lequel s'inscrit la valorisation). Le tableau XLI présente les résultats obtenus.

Tableau XLI : Résultat de la caractérisation du risque, scénario 2

	Valeur médiane (mg/kg) (1)	Eco-SSL Invertébrés du sol (mg/kg) (2)	QR Invertébrés du sol (1)/(2)	Eco-SSL Flore (mg/kg) (3)	QR Flore (1)/(3)
As	7,27	ND	-	18	0,4
Cd	0,65	140	0,005	32	0,02
Cu	21,7	80	0,27	70	0,31
Hg	0,13	0,1	1,3	0,3	0,43
Ni	19	280	0,07	38	0,5
Pb	32,6	1700	0,019	120	0,27
Zn	130	120	1,08	160	0,81
PCBT	0,057	0,33	0,17	40	0,001

*ND = Non Disponible (données insuffisantes)

Comme dans le cas de sédiments marins, le quotient de risque pour l'arsenic sur les invertébrés du sol n'a pas pu être calculé en raison de l'insuffisance des données permettant d'aboutir à l'établissement d'une Eco-SSL. Pour le chrome, les Eco-SSL de l'US-EPA font une distinction entre le chrome III et le chrome VI : les valeurs arbitraires choisies dans le cadre de ce cas théorique ne permettent pas de calculer un quotient de risque, la concentration retenue considérant le chrome total sans distinction de l'état d'oxydation.

Les concentrations en éléments traces mesurées sur les sédiments ont été supposées supérieures aux valeurs du fond pédogéochimique du lieu de valorisation, l'arsenic, le cadmium, le cuivre, le mercure, le nickel, le plomb et le zinc ont été retenus pour l'évaluation du risque pour les écosystèmes. Dans le cadre de cette valorisation de sédiments d'eau douce en éco-modèle paysager, l'évaluation met en évidence un risque *a priori* uniquement pour les invertébrés du sol, notamment en raison d'un indice de risque supérieur à 1 pour le mercure et le zinc (1,3 et 1,08), les autres éléments traces considérés pour les calculs ne semblant pas engendrer de risque pour ce groupe écologique. Les valeurs retenues pour cette étude de cas ne paraissent également pas présenter de risque pour la flore, cependant le QR_{Flore} calculé pour le zinc a une valeur proche de 1 (0,81).

Les concentrations choisies dans le cadre du calcul de risque correspondent aux valeurs médianes de données d'analyses chimiques conventionnelles disponibles pour les sédiments fluviaux. Aucun paramètre ne présente une distribution symétrique, et des disparités géographiques ont été constatées, (i) les données du service public de Wallonie et de la direction VNF Nord-Pas de Calais présentent les plus forts dépassements en cadmium, plomb et zinc, (ii) l'ensemble des échantillons issus de la direction de Strasbourg de VNF dépassait le seuil S1 pour le mercure sans explication connue des auteurs (Padox & Hennebert, 2010a). Globalement, pour les seuls échantillons français, le taux d'échantillon supérieur au seuil pour au moins un paramètre est de 36 %, les taux de dépassement du seuil S1 étaient de 11,7 %, dépassements probablement dûs au cadmium, au plomb et au zinc, et moins fréquemment pour l'arsenic, le chrome, le cuivre, le mercure et le nickel (Padox & Hennebert, 2010a).

Au regard (i) des résultats de l'éRé et des quotients de risque pour les invertébrés du sol supérieurs à 1 dans le cas du mercure et du zinc (la valeur utilisée dans ce premier calcul est pourtant bien

inférieure à S1), et (ii) le fait que le zinc est un des éléments trace occasionnant des dépassements de seuil, une réflexion supplémentaire sur la protection de ces valeurs guide pour les écosystèmes terrestres a semblé pertinente, ces dépassements de seuil faisant envisager une gestion à terre des sédiments. Des quotients de risque ont donc été calculés à partir du seuil S1 de l'arrêté du 09/08/2006. Ces résultats sont présentés dans le tableau XLII.

Tableau XLII : Résultat de la caractérisation du risque (2), scénario 2

	S1 (mg/kg) (1)	Eco-SSL Invertébrés du sol (mg/kg) (2)	QR Invertébrés du sol (1)/(2)	Eco-SSL Flore (mg/kg) (3)	QR Flore (1)/(3)
As	30	ND	-	18	1,67
Cd	2	140	0,01	32	0,06
Cu	150	80	1,25	70	1,43
Hg	1	0,1	10	0,3	3,33
Ni	50	280	0,18	38	1,32
Pb	100	1700	0,06	120	0,83
Zn	300	120	2,5	160	1,88
PCB_T	0,68	0,33	2,06	40	0,017

*ND = Non Disponible (données insuffisantes)

Ce nouveau calcul de risque met en évidence un risque pour les invertébrés du sol et la flore, notamment en raison d'un indice de risque supérieur à 1 pour le cuivre (1,25 et 1,43), le mercure (10 et 3,33) et le zinc (2,5 et 1,88). L'arsenic et le nickel génèrent également un risque pour la flore avec des indices de risque de respectivement 1,67 et 1,32 et les PCB_T ne semblent *a priori* engendrer un risque que pour les invertébrés du sol (2,06). Le cadmium et le plomb ne semblent pas générer de risque, ni pour les invertébrés du sol ni pour la flore ; cependant le QR_{flore} calculé pour le plomb a une valeur proche de 1 (0,83).

Ces nouveaux quotients de risque calculés à partir du seuil S1 sont suffisamment élevés pour susciter un questionnement sur la valeur protectrice de cette concentration sur les écosystèmes terrestres lorsque les sédiments sont amenés à être gérés à terre, et notamment en ce qui concerne des substances reconnues comme bioaccumulables et/ou bioamplifiables (mercure et PCBs notamment).

Pour les trois éléments traces (cadmium, plomb et zinc) occasionnant le plus fréquemment des dépassements de seuils pour les sédiments fluviaux, seul le zinc présente des quotients de risque supérieurs à 1 pour les invertébrés du sol et la flore. En dépit du fait que le zinc est un micronutriment essentiel aux végétaux (formation de la chlorophylle et de certains glucides ; conversion d'amidon en sucre), une toxicité pourra apparaître à partir d'une certaine concentration, tout comme des effets toxiques ont été mis en évidence sur *Eisenia fetida*. Les concentrations du seuil S1 pour le cadmium et le plomb ne semblent pas engendrer de risque pour les écosystèmes terrestres en raison d'un quotient de risque inférieur à 1.

Pour les autres contaminants utilisés dans le cadre de cas théorique et des hypothèses majorantes retenues, et occasionnant moins fréquemment des dépassements du seuil S1, certaines valeurs ne

semblent pas protectrices pour les invertébrés du sol et/ou la flore (notamment pour le mercure, le cuivre, l'arsenic, le nickel et les PCBs) au regard des quotients de risque supérieur à 1.

d. Conclusion de l'éRé - scénario 2

L'évaluation des risques pour les écosystèmes menée dans le cadre de ce cas théorique a permis de mettre en évidence un risque pour les invertébrés du sol pour le mercure et le zinc également ($QR_{Hg} = 1,3$; $QR_{Zn} = 1,08$), même si aucun risque ne semble engendré pour la flore dans ce cas également, il est à noter que le QR_{Zn} calculé pour la flore est proche de 1 (0,81). Les autres éléments trace et les PCBs ne semblent pas engendrer de risque pour ces deux groupes écologiques.

Les substances les plus responsables des dépassements de seuil dans le cas de sédiments d'eau douce sont le cadmium, le plomb et le zinc (Padox & Hennebert, 2010a). Ces dépassements de seuil feront envisager une gestion à terre, c'est pourquoi une réflexion sur la valeur protectrice du seuil S1 de l'arrêté du 09/08/2006 pour l'écosystème terrestre a été menée. De nouveaux quotients de risque ont donc été calculés pour les invertébrés du sol et la flore. Les valeurs pour le cadmium et le plomb semblent également protectrices pour ces premiers maillons des écosystèmes terrestres au regard des quotients de risque inférieurs à 1. En revanche, cette nouvelle caractérisation a fait émerger de nouveaux contaminants susceptibles d'engendrer un risque pour les écosystèmes terrestres, comme le cuivre, le nickel, l'arsenic et les PCBs vis-à-vis des invertébrés du sol et/ou de la flore. Il est à noter que le QR_{Hg} pour les invertébrés du sol est ici bien supérieur à 1 pour les invertébrés du sol et la flore (10 et 3,33). Certains des contaminants mis en évidence au cours de cette caractérisation sont connus pour leur capacité à se bioaccumuler (PCBs, arsenic, mercure, zinc) mais également à s'amplifier au sein des chaînes alimentaires (PCBs et mercure notamment). Des traitements physico-chimiques sont à envisager en amont dans le cas de contamination présentant des quotients de risque supérieurs à 1, et notamment du type complexation pour des contaminations inorganiques et/ou du type lessivage pour des contaminants organiques.

Les invertébrés du sol et la flore sont tous les deux en contact permanent avec les sédiments. La flore, en tant que producteur primaire, est à la base des chaînes alimentaires et les invertébrés du sol constituent une ressource alimentaire pour de nombreux omnivores. L'éRé a mis en évidence un risque pour ces groupes écologiques et notamment en ce qui concerne des contaminants qui auraient tendance à se bioaccumuler (PCBs, arsenic, mercure, zinc) mais également à s'amplifier au sein des chaînes alimentaires (PCBs et mercure notamment). Une surveillance des consommateurs primaires, par la mise en place de suivis écologiques de terrain, doit donc être encouragée.

En raison de leur rapidité et la relative facilité d'exécution, la réalisation de bioessais en complément de l'éRé permet de mettre en évidence et/ou d'identifier des problèmes pour l'écosystème environnant suite à des phénomènes de ruissellement et/ou de lixiviation. L'utilisation d'espèces de niveaux trophiques différents permet une meilleure compréhension et/ou mesure des effets des contaminants présents au sein de la matrice sédimentaire. De plus, les bioessais suggérés dans ce cas théorique sont standardisés ce qui permet de comparer les résultats obtenus avec ceux issus de la littérature.

3. Scénario 3 : Régalage sur berges²⁵ de sédiments fluviaux

Pour notre étude de cas théorique, nous avons considéré les résultats de l'étude menée par Padox et Hennebert (2010a) et avons retenu les teneurs moyennes en ETM, PCB totaux et HAP totaux que nous avons comparé aux seuils S1 (tableau XLIII).

Tableau XLIII : Teneurs moyennes ETM, HAP et PCB des sédiments – scénario 3

Contaminants	Concentrations (Ci-moyenne) -	
	mg/kg	S1 (mg/kg)
Arsenic	12,4	30
Cadmium	10,2	2
Chrome	52,1	-
Cuivre	48,5	150
Mercure	1,22	1
Nickel	26,8	50
Plomb	122	100
Zinc	446	300
	Concentrations (Ci-moyenne) -	
	µg/kg	Concentrations (Ci-moyenne) - µg/kg
HAP totaux	/	/
PCB totaux	0,20	0,68

Comme l'illustre le tableau XLIII, des dépassements de seuils sont constatés pour le cadmium, le mercure, le plomb et le zinc. Ces résultats justifient une gestion à terre des sédiments, conforme au projet de valorisation envisagée. Néanmoins, il convient de s'assurer que le projet de régalage sur berges n'occasionne pas d'effets néfastes pour l'écosystème récepteur. En conséquence, une évaluation des risques selon l'approche méthodologique proposée par Perrodin *et al.* (2006) est réalisée et fait l'objet de la suite de notre propos.

a. Evaluation simplifiée des risques

La première étape est, pour rappel, basée sur une analyse physico-chimique des sédiments curés. Pour un site et un polluant donnés, le risque est représenté par le ratio entre la concentration brute du contaminant et la concentration prédite dans l'environnement, définie par MacDonald *et al.*, (2000).

Dans le tableau XLIV, nous avons reporté les concentrations mesurées dans les sédiments et les PEC des ETM, HAP totaux et PCB totaux.

²⁵ Les berges sont une zone de transition entre le milieu aquatique et le milieu terrestre. Elles sont sources de nombreuses fonctions physiques, biologiques et socio-économiques.

Tableau XLIV : Concentrations brutes et PEC des contaminants étudiés dans le cadre du scénario 3

Contaminants	PEC	Unité PEC	Concentrations (Ci-moyenne)
Arsenic	33	mg/kg PS	12,4 mg/kg
Cadmium	4,98	mg/kg PS	10,2 mg/kg
Chrome	111	mg/kg PS	52,1 mg/kg
Cuivre	149	mg/kg PS	48,5 mg/kg
Mercure	1,06	mg/kg PS	1,22 mg/kg
Nickel	48,6	mg/kg PS	26,8 mg/kg
Plomb	128	mg/kg PS	122 mg/kg
Zinc	459	mg/kg PS	446 mg/kg
HAP totaux	22800	Microg/kg PS	8710 µg/kg
PCB totaux	676	Microg/kg PS	200 µg/kg

NB : Pour la PEC, les HAP totaux sont assimilés à la somme de 13 HAP : acénaphtène, acénaphtylène, anthracène, fluorène, 2 méthylnaphtalène, naphtalène, phénanthrène, benzo(a)anthracène, dibenzo(a,h)anthracène, benzo(a)pyrène, chrysène, fluoranthène, pyrène.

Pour les concentrations moyennes, les HAP totaux sont assimilés à la somme de 16 HAP : acénaphtène, acénaphtylène, anthracène, fluorène, naphtalène, phénanthrène, benzo(a)anthracène, dibenzo(a,h)anthracène, benzo(a)pyrène, chrysène, fluoranthène, pyrène, benzo(b)fluoranthène, benzo(k)fluoranthène, benzo(ghi)pérylène.

Pour les besoins de l'exercice, bien que les HAP totaux ne soient pas assimilés à la même somme des HAP, nous avons effectués le calcul du ratio correspondant. Ceci constitue donc une incertitude que nous considérerons dans l'analyse et l'interprétation des résultats de l'ÉRÉ.

De même, les PCB totaux de la concentration moyenne considérée dans ce cas d'étude (et repris de l'étude de l'INERIS, 2010) sont assimilés à la somme des 7 congénères réglementaires de l'USEPA (standard usuel).

Pour les besoins de l'exercice, bien que les PCB totaux ne soient pas assimilés à la même somme des PCB, nous avons effectués le calcul du ratio correspondant. Ceci constitue donc une incertitude que nous considérerons dans l'analyse et l'interprétation des résultats de l'ÉRÉ.

Tableau XLV : Synthèse des ratios C_{moy} / PEC

Contaminants	Ratio C _{moy} /PEC
Arsenic	0,38
Cadmium	2,05
Chrome	0,47
Cuivre	0,33
Mercure	1,15
Nickel	0,55
Plomb	0,95
Zinc	0,97
Somme 16 HAP	0,38
Somme 7 PCB	0,30

Ces quotients sont ensuite agrégés pour représenter le risque global des matériaux de dragage étudiés : Q_{PECm} (tableau XLVI, page suivante).

$$Q_{PECm} = \frac{\sum_{i=1}^n \frac{C_i}{PEC_i}}{n}$$

Ci : concentration mesurée du polluant i
 PEC : Predicted environmental concentration (MacDonald *et al.*, 2000)
 n : nombre de polluants mesurés

Tableau XLVI : Calcul et règles de précision de QPECm

$\sum_{i=1}^n \frac{C_i}{PEC_i}$	n	$Q_{PECm} = \frac{\sum_{i=1}^n \frac{C_i}{PEC_i}}{n}$
7,52	10	0,75

Règles de décision:

- Si Q_{PECm} est inférieur à 0,1, la probabilité d'apparition d'effets néfastes est faible, le risque est considéré négligeable et les matériaux peuvent être éliminés sans mesures spécifiques.
- Si Q_{PECm} est supérieur à 0,5, la probabilité d'apparition d'effets néfastes est forte, la réalisation d'une EDR est préconisée,
- Si Q_{PECm} est compris entre 0,1 et 0,5, des tests d'écotoxicité doivent être réalisés. Perrodin *et al.*, 2006 préconisent les tests *H. azteca* et *C. riparius*. Les résultats des tests démontrent une écotoxicité intrinsèque de la matrice sédimentaire, alors une EDR doit être conduite.

Le Q_{PECm} calculé pour le scénario 3 est de **0,75**. Conformément aux règles de décision, rappelées tableau XLVI, lorsque le risque global est supérieur à 0,5, il est considéré comme significatif et implique la réalisation d'une évaluation détaillée des risques (étape 3 de la méthodologie), objet de la suite de notre propos.

b. Evaluation détaillée des risques (étape 3)

Le processus d'évaluation détaillée des risques reprend les grands principes de la méthodologie d'ÉRÉ de l'USEPA (1998). Celle-ci se décline en 3 grandes étapes :

1. La formulation du problème ;
2. L'analyse de l'exposition et des effets ;
3. La caractérisation du risque.

(i) Formulation du problème

Description du contexte et Intégration des données disponibles

Les principales cibles du dépôt de sédiments sur les berges sont le cours d'eau d'où sont issus les sédiments, les écosystèmes terrestre et aquatique mais également les eaux souterraines.

Ces cibles pourront être affectées soit par percolation dans le sol et/ou la zone non saturée du sol, par ruissellement vers le cours d'eau ou par la bioaccumulation au travers des chaînes alimentaires (les niveaux trophiques concernés étant les producteurs primaires, les consommateurs primaires, secondaires et tertiaires) ; les principales voies de transfert étant la phase aqueuse (transfert horizontal le long de la berge vers le cours d'eau, transfert vertical depuis le dépôt vers la nappe) et la bioaccumulation.

Les entités cibles de l'ÉRÉ sont sélectionnées sur la base de 3 critères : la vulnérabilité aux agents de stress, la pertinence écologique et la pertinence avec les objectifs de gestion (tableau XLVII).

Tableau XLVII : Les entités cibles de l'ÉRÉ du scénario 3 – stratégie de sélection

Entité cible	Vulnérabilité	Pertinence écologique	Pertinence de gestion
Ecosystème terrestre			
Végétaux supérieurs	Contact racinaire direct et permanent avec sol contaminé (dépôt)	Producteurs primaires Accueil et nourrissage Diversité, structure et fonctionnement de l'écosystème	Stabilité du substrat Esthétisme paysager Filtration de la contamination
Micro-organismes du sol	Contact direct et permanent	Activité biologique du sol Fonctionnement de l'écosystème	Fonctionnement du sol (minéralisation de la MO)
Invertébrés du sol	Contact direct permanent	Activité biologique du sol Fonctionnement de l'écosystème	Fonctionnement du sol (cycle de la matière)
Faune supérieure (oiseaux et mammifères)	Contact Consommation de denrées alimentaires potentiellement contaminées	Fonctionnement de l'écosystème et notamment de la chaîne alimentaire	Fonctionnement de la chaîne trophique - Pérennité de l'écosystème
Ecosystème aquatique			
Végétaux supérieurs (macrophytes)	Exposition indirecte - Variable selon transfert des contaminants via la phase aqueuse	Producteurs primaires Accueil et nourrissage	Diversité de l'écosystème Fonctionnement de la chaîne alimentaire
Algues		Producteurs primaires Nourrissage	Diversité de l'écosystème Fonctionnement de la chaîne alimentaire
Invertébrés benthiques et pélagiques		Source de nourriture Décomposition de la MO	Diversité de l'écosystème Fonctionnement de la chaîne alimentaire
Amphibiens		Diversité et fonctionnement de la chaîne alimentaire Un stade de vie aquatique (larve) et un autre terrestre (adulte)	Indicateurs de la qualité du milieu, terrestre et aquatique
Poissons	Exposition indirecte - Variable selon transfert des contaminants via la phase aqueuse	Diversité et fonctionnement de la chaîne alimentaire	Indicateurs de la qualité écologique du milieu aquatique Activités de pêche

Définition des hypothèses de risque et élaboration du schéma conceptuel

Les hypothèses de risque décrivant les relations entre les agents stressants et les critères d'effets de l'évaluation dans le cas du scénario n°3 sont :

- H1. Suite au dépôt des sédiments sur les berges, les organismes en contact direct avec le sol sont susceptibles d'exprimer des effets néfastes (sur la germination et/ou la croissance) ce qui entraînera une diminution de la ressources alimentaire des herbivores ;
- H2. Les contaminants présents dans les sédiments peuvent être absorbés par les végétaux puis transloqués des parties racinaires vers les parties aériennes. Cette absorption est variable selon l'espèce, la substance et les caractéristiques du sol. Un dépôt de particules de sol contaminé sur les parties aériennes est également possible. Il existe donc un risque pour l'ensemble des consommateurs en raison de la bioaccumulation possible de certains contaminants présents dans la matrice sédimentaire et de leur transfert dans la chaîne alimentaire ;
- H3. Les grands prédateurs (mammifères et/ou avifaunes) peuvent potentiellement consommer des proies contaminées (en raison du caractère bioaccumulable de certaines substances) ;
- H4. Le dépôt de sédiments est susceptible de perturber la pédofaune et la pédoflore²⁶, avec comme conséquence des perturbations de la dégradation de la matière organique, une diminution de la diversité ou un changement dans la structure des communautés, une diminution de l'activité : pouvant induire des effets sur la structure du sol, la vitesse de l'infiltration de l'eau et les échanges de gaz ;
- H5. La présence de traces de certains contaminants, en raison de leur action toxique (phytosanitaire et/ou biocide), peuvent entraîner un ralentissement ou une mortalité de la croissance des végétaux et de la fonge, ce qui entraînera une diminution de la ressource alimentaire des herbivores / fongivores, ainsi qu'une restriction de la capacité de refuge ou une diminution de la diversité ;
- H6. La présence de contaminants même à l'état de traces dans les sols peut être à l'origine d'une altération de l'état sanitaire des organismes ;
- H7. Le dépôt de sédiment peut être à l'origine d'une contamination du milieu aquatique via un transfert des contaminants du dépôt par voie aqueuse (lessivage, percolation, lixiviation...) et engendrer un risque pour les espèces vivant ou utilisant le milieu aquatique (exposition indirecte aux contaminants du dépôt de sédiments transférés par la phase aqueuse) ;
- H8. Le dépôt de sédiment peut être à l'origine d'une contamination des eaux souterraines.

²⁶ Comprend les organes souterrains des plantes (racines, tubercules, rhizomes, bulbes, etc.) et surtout des microorganismes (algues uni ou pluricellulaires, champignons, cyanobactéries et bactéries)

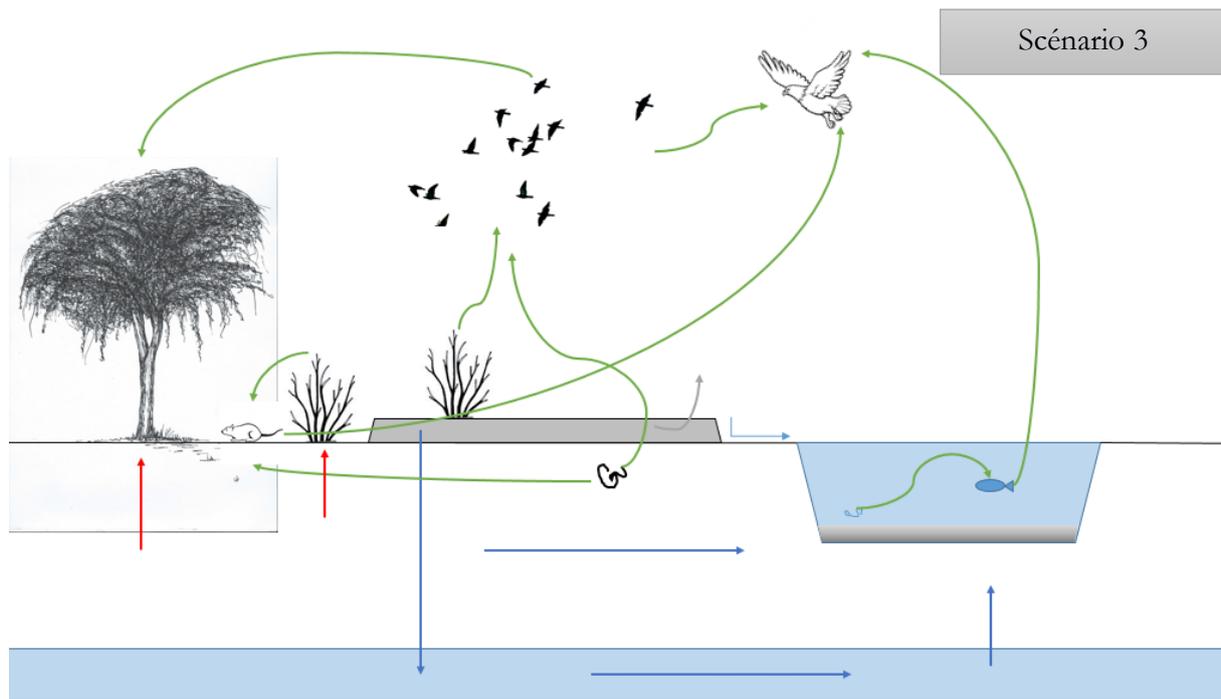


Figure 55 : Schéma conceptuel, scénario 3

(ii) Analyse de l'exposition et des effets

Bio-essais

Etant donné le contexte de notre étude théorique, nous avons identifié, parmi les bio-essais standardisés et normés, les plus adaptés à notre problématique. Nous avons sélectionné des bio-essais qui permettent d'estimer les effets à court et à long terme de la contamination sur les micro-organismes, la flore et la faune terrestres et aquatiques d'eau douce. Afin d'être le plus proche possible de la réalité du terrain, ces essais seront, de préférence, réalisés à partir d'une gamme de dilution de matrices sédimentaires contaminées prélevées au niveau de la zone d'étude.

Le tableau XLVIII liste non exhaustive des bio-essais pouvant être mis en œuvre dans le cadre de notre étude théorique.

Tableau XLVIII : Liste de bioessais pouvant être mis en oeuvre dans le cas du scénario 3

Nature de l'écosystème	Organisme	Paramètres d'évaluation	Norme
Aquatique (eaux douces)	<i>Vibrio fischeri</i>	Bioluminescence	ISO 11 348-1, 2007
	<i>Chironomus riparius</i>	Survie	NF T90-339-1, 2010
		Croissance	
	<i>Brachionus calyciflorus</i>	Croissance	ISO 20 666, 2008
	<i>Hyalella azteca</i>	Survie	ISO 16 303, 2014
		Croissance	
<i>Daphnia magna</i>	Survie	ISO 6341, 2012	
	Reproduction		
Terrestre	Flore microbienne du sol		
	Collembole	Reproduction	ISO 11269, 2013
	Végétaux supérieurs	Germination	NF EN ISO 11 269, 2013
Croissance			

Analyses physico-chimiques

Pour les besoins de l'exercice, nous avons considéré que les teneurs moyennes mesurées dans les sédiments étaient identiques à celles mesurées dans les sédiments une fois déposés au sol (après régilage). En considérant cette hypothèse, nous admettons un facteur d'incertitude lié à l'évolution du comportement des contaminants suite à leur transfert en milieu terrestre. Cette incertitude sera considérée lors de l'analyse des risques calculés pour le scénario 3.

Tableau XLIX : Ci moyenne - sol des contaminants

Contaminants	Ci moyenne - sol
Arsenic	12,4 mg/kg
Cadmium	10,2 mg/kg
Chrome	52,1 mg/kg
Cuivre	48,5 mg/kg
Mercure	1,22 mg/kg
Nickel	26,8 mg/kg
Plomb	122 mg/kg
Zinc	446 mg/kg
HAP totaux	8710 µg/kg
PCB totaux	200 µg/kg

(iii) Etape 3 : Caractérisation du risque

Les quotients de risque ont été calculés à partir de deux valeurs de référence, les Eco-SSL de l'USEPA et les valeurs de référence pour les récepteurs terrestres du CEAEQ (2012). Les résultats sont proposés dans les tableaux LII à LVI.

Table L : Scénario 3 – Risques calculés à partir des Eco-SSL (USEPA) pour les invertébrés du sol

	Valeur moyenne (mg/kg)	Eco-SSL Invertébrés du sol (mg/kg)	QR Invertébrés du sol
As	12,4	ND	-
Cd	10,2	140	0,07
Cr	52,1	/	/
Cu	48,5	80	0,61
Hg	1,22	0,1	12,20
Ni	26,8	280	0,10
Pb	122	1700	0,07
Zn	446	120	3,72

Table LI : Scénario 3 – Risques calculés à partir des Eco-SSL (USEPA) pour les plantes

	Valeur moyenne (mg/kg)	Eco-SSL Flore (mg/kg)	QR Flore
As	12,4	18	0,69
Cd	10,2	32	0,32
Cr	52,1	/	/
Cu	48,5	70	0,69
Hg	1,22	0,3	4,07
Ni	26,8	38	0,71
Pb	122	120	1,02
Zn	446	160	2,79

Pour la méthode de calcul utilisant les Eco-SSL, des indices de risques supérieurs à 1 sont exprimés pour le mercure, le plomb et le zinc. En raison de ces résultats, le régalage sur berges des sédiments étudiés est susceptible d'engendrer des effets néfastes pour l'écosystème terrestre, en particulier la flore et les invertébrés du sol.

Table LII : Scénario 3 – Risques calculés à partir des valeurs de référence pour les récepteurs terrestres (CEAEQ) pour les invertébrés du sol

	Valeur moyenne (mg/kg)	Valeur de référence CEAEQ Invertébrés du sol (mg/kg)	QR Invertébrés du sol
As	12,4	16	0,78
Cd	10,2	65	0,16
Cr	52,1	42	1,24
Cu	48,5	122	0,4
Hg	1,22	3,2	0,38
Ni	26,8	162	0,17
Pb	122	645	0,19
Zn	446	251	1,78

Table LIII : Risques calculés à partir des valeurs de référence pour les récepteurs terrestres (CEAEQ) pour les plantes

	Valeur moyenne (mg/kg)	Valeur de référence CEAEQ Flore (mg/kg)	QR Flore
As	12,4	25	0,5
Cd	10,2	13	0,78
Cr	52,1	88	0,59
Cu	48,5	65	0,75
Hg	1,22	25	0,05
Ni	26,8	71	0,38
Pb	122	172	0,71
Zn	446	124	3,60

Table LIV : Risques calculés à partir des valeurs de référence pour les récepteurs terrestres (CEAEQ) pour les microorganismes du sol (MO)

	Valeur moyenne (mg/kg)	Valeur de référence CEAEQ Microorganismes (mg/kg)	QR MO
As	12,4	304,8	0,04
Cd	10,2	257,9	0,04
Cr	52,1	275,73	0,19
Cu	48,5	447,7	0,11
Hg	1,22	175,9	0,01
Ni	26,8	312	0,09
Pb	122	1834,9	0,07
Zn	446	387	1,15

Pour la méthode de calcul utilisant les valeurs de référence pour les récepteurs terrestres du CEAEQ, des indices de risque supérieurs à 1 sont exprimés pour le zinc pour les trois récepteurs évalués : micro-organismes, plantes et invertébrés du sol (valeurs respectives : 1,78 ; 3,60 et 1,15). Un indice de risque supérieur à 1 est également calculé pour le chrome pour les invertébrés du sol (valeur : 1,24).

c. Conclusion de l'ÉRÉ - scénario 3

L'évaluation des risques pour les écosystèmes menée dans le cadre de ce cas théorique a permis de mettre en évidence un risque pour les invertébrés du sol, la flore et les micro-organismes du sol. Les polluants pour lesquels un quotient de risque supérieur à 1 a été calculé sont le chrome, le mercure, le plomb et le zinc. Des polluants étudiés, le zinc est la substance pour laquelle un risque est exprimé (QR>1) quelle que soit la valeur de référence retenue ou l'entité cible considérée.

Les risques exprimés pour ces contaminants, dont certains sont connus pour leur capacité à se bioaccumuler (mercure, zinc) mais également à s'amplifier au sein des chaînes alimentaires (mercure notamment), encouragent une ré-évaluation du projet de régalinge sur berges et/ou la réalisation de traitements physico-chimiques en amont du régalinge afin de minimiser les effets de l'opération sur l'écosystème terrestre récepteur.

L'expression d'un risque pour les invertébrés du sol, la flore et les micro-organismes du sol constitue un facteur d'alerte pour l'écosystème. En effet, ce sont des entités cibles en contact direct et permanent avec le sédiment et par conséquent avec les polluants présents dans la matrice, ce qui les rend particulièrement vulnérables. D'autre part, ils jouent un rôle essentiel dans le fonctionnement et l'équilibre de l'écosystème. La flore, en tant que producteur primaire, est à la base des chaînes alimentaires et les invertébrés du sol constituent une ressource alimentaire pour de nombreux omnivores. Sur la base des résultats de l'ÉRé, une surveillance des consommateurs primaires, par *a minima* la mise en place de suivis écologiques de terrain, doit donc être encouragée.

Au regard des résultats obtenus avec les valeurs de référence proposées par l'USEPA et le CEAEQ, il existe une grande variabilité entre les valeurs de référence (tableau LVII) entraînant nécessairement des variations parfois très importantes des risques calculés. Pour le même récepteur et la même substance, une différence de plus de 150% peut être constatée.

Tableau LV : Comparaison des valeurs de référence de l'USEPA et du CEAEQ pour les invertébrés du sol et les végétaux

	VR CEAEQ - N2	Eco-SSL	VR CEAEQ - N2	Eco-SSL
	Invertébrés du sol (mg/kg)		Végétaux (mg/kg)	
As	16	ND	25	18
Cd	65	140	13	32
Cr	42		88	
Cu	122	80	65	70
Hg	3,2	0,1	25	0,3
Ni	162	280	71	38
Pb	645	1700	172	120
Zn	251	120	124	160

Néanmoins, malgré les différences constatées et en considérant qu'il y a risque à partir du moment où au moins un indice de risque supérieur à 1 est exprimé, le régalage sur berges des sédiments étudiés engendre un risque pour l'écosystème terrestre.

En termes de gestion, les conclusions ici formulées suggèrent d'envisager soit un traitement avant régalage sur berges soit de revoir le projet de valorisation envisagé et d'opter pour un usage moins sensible (usage industriel par exemple).

CONCLUSIONS DU CHAPITRE 3

EVALUATION DE LA FAISABILITE DE L'ERE

L'évaluation de la faisabilité de l'ÉRÉ selon les principales filières de valorisation à terre des sédiments a permis de distinguer, selon les scénarios envisagés, la ou les approches d'ÉRÉ les plus adaptées. Dans la plupart des cas, l'approche matrice permet, notamment en raison de sa vision prospective des risques, d'anticiper les effets indésirables susceptibles d'être causés à l'écosystème récepteur et si besoin de réviser le projet ou de mettre en place un ou plusieurs traitements des sédiments afin qu'ils soient compatibles avec leur usage futur. Comme souligné à de nombreuses reprises précédemment, l'approche matrice n'est pertinente que si les sédiments sont parfaitement caractérisés or il n'est pas exclu que les sédiments employés aient des origines, des typologies différentes (matrice sédimentaire composite). En conséquence, l'applicabilité de l'approche matrice va dépendre essentiellement :

- des volumes nécessaires à la réalisation de l'ouvrage ou de l'aménagement,
- de la distance entre le site de dragage (ou de stockage) et l'ouvrage (ou l'aménagement),
- de la traçabilité des sédiments.

Ces trois paramètres conditionnent en effet la probabilité de recours à une matrice sédimentaire composite et la capacité de caractérisation de cette matrice.

En ce qui concerne l'approche site-spécifique, son application et la finalité de l'ÉRÉ sont variables selon les filières de valorisation. Dans nos propositions, l'approche site-spécifique est envisagée lorsque l'ouvrage ou l'aménagement est réalisé. Elle permet donc d'évaluer la causalité des éventuels effets observés (vision rétrospective) et d'évaluer à long terme les effets de l'aménagement ou de l'ouvrage sur l'écosystème récepteur (vision prospective).

L'approche site-spécifique nécessite une caractérisation du milieu dans sa globalité, son applicabilité n'est donc pas conditionnée par les volumes, ni la traçabilité des sédiments employés. Cette nécessaire caractérisation du milieu implique la réalisation d'investigations complémentaires mais elle présente l'avantage d'obtenir des résultats spécifiques au site d'étude, intégrant le comportement des sédiments et l'évolution de celui-ci dans le milieu d'accueil, les interactions au sein de la matrice sédimentaire (important surtout si c'est une matrice composite) et entre la matrice et le milieu d'accueil.

Le recours à l'une ou l'autre des approches est à apprécier au cas par cas. Nous soulignerons la complémentarité de réponses apportées par les deux approches qui pourraient donc être menées en fil rouge d'un projet : l'approche matrice en amont pour évaluer la compatibilité du projet et l'approche site-spécifique en aval pour apprécier la pérennité de l'écosystème.

APPORT DES SCENARIOS

Pour les scénarios 1 et 2, l'hypothèse d'un éco-modèle paysager réalisé à partir de sédiments issus de différents dragages d'entretien a été retenue : des sédiments d'origine portuaire pour le scénario 1 et fluviale pour le scénario 2. Le matériau a été assimilé à une matrice composite composée à plus de 90 % de sédiments sans recours à des matériaux annexes. Pour ces scénarios, nous avons

également considérés que les sédiments avaient été stockés temporairement en vue de leur valorisation et avaient subi une période de ressuyage afin de les rendre pelletables et donc transportables, mais également conformes aux normes géotechniques.

Les sédiments déposés, quel que soit le scénario étudié, ont été considérés comme un sol ou technosol présentant des propriétés (physico-chimiques et mécaniques) proches ou identiques du sol récepteur. Ce postulat nécessaire pour la conduite de nos scénarios constitue néanmoins une source d'incertitude à considérer dans l'appréciation des risques exprimés. Dans une approche prospective, il convient également d'envisager les facteurs d'évolution de la matrice sédimentaire. A titre d'exemples, nous pouvons citer l'influence de la granulométrie et la teneur en eau sur le développement des individus ou encore le rôle prépondérant de la teneur en matière organique dans l'évolution d'un technosol. Les caractéristiques de la matrice sédimentaire seront donc dépendantes des facteurs pédogéniques et du fonctionnement global de l'écosystème qui se développera sur le dépôt de sédiments. Dans le même temps, l'évolution de ces caractéristiques influencera *de facto* le comportement des contaminants au sein du dépôt. Ainsi, des incertitudes demeurent sur l'évolution des caractéristiques du dépôt, notamment sur l'évolution de l'activité biologique (racines, faune, microorganismes) et le comportement des polluants, et sur la réaction de la matrice vis-à-vis de facteurs tels que le climat, la végétation ou les organismes vivants présents.

L'approche « site spécifique » a été retenue pour les scénarios 1 et 2 et la méthodologie d'ÉRé utilisée est celle issue des travaux de thèse de Audrey Hayet (2010), reprenant celle de l'US-EPA. En effet, cette méthodologie permet d'englober tous les effets potentiels de l'éco-modélé, aussi bien les effets des contaminants entre eux (synergiques, antagonistes, additifs) que ceux de la réalisation en elle-même. Pour les besoins de l'exercice, les évaluations des risques pour les écosystèmes ont été menées en considérant des concentrations en contaminants choisies **de manière arbitraire**. Celles-ci sont équivalentes aux valeurs médianes (scénarios 1 et 2) ou moyennes (scénario 3) des études de Padox & Hennebert sur les sédiments d'eau douce (2010a) et marins (2010b). Les concentrations choisies dans le cadre de ce cas pratique ont permis de considérer la présence d'éléments traces au niveau du sol, ces concentrations étant supposées supérieures au fond pédogéochimique caractéristique du lieu d'implantation de la valorisation.

Pour les scénarios 1 et 2, la caractérisation du risque pour les sédiments portuaires et d'eau douce a permis d'identifier que le mercure et le zinc pouvaient engendrer un risque pour les invertébrés du sol, les quotients de risque étant supérieurs à 1. De plus, dans le cas des sédiments portuaires, le TBT s'est révélé comme le contaminant le plus susceptible de provoquer un risque pour l'écosystème terrestre (indice calculé autour de 20). Les autres contaminants caractéristiques des sédiments envisagés dans ces cas d'étude (cadmium, plomb) ne semblent pas entraîner de risque au regard des quotients inférieurs à 1, ceci même dans les conditions majorantes choisies dans le cadre de ce scénario (non recours à des matériaux annexes) ; toutefois certains sont proches de 1 pour la flore (notamment pour le plomb). Le zinc pour les sédiments d'eau douce et le TBT pour les sédiments portuaires sont les plus susceptibles de provoquer un dépassement des seuils S1 ou N1, ces dépassements faisant alors envisager une gestion à terre. Pour compléter cette approche, une évaluation de l'influence de la contamination sur l'écosystème susceptible de se développer sur l'éco-modélé paysager a été réalisée en utilisant ces valeurs S1 et N1 afin d'en appréhender la valeur

protectrice pour les écosystèmes terrestres, et ce toujours selon les mêmes hypothèses majorantes et sans traitement autres que ceux envisagés afin de rendre le matériau pelletable, transportable et conforme aux normes géotechniques. D'après les résultats de ce nouveau calcul de risque, certains éléments traces, le TBT dans le cas de sédiments portuaires et les PCBs pour les sédiments fluviaux engendreraient un risque pour l'écosystème terrestre, et en particulier pour la biocénose en contact direct et permanent avec le sol, c'est-à-dire les végétaux et/ou les invertébrés du sol.

Toutefois, ces résultats demanderaient à être confirmés analytiquement, en mesurant la migration de cette contamination depuis le sol jusque ces premiers maillons. En effet, la contamination en éléments trace des sols est susceptible de perturber l'activité biologique des sols et donc d'entraîner à long terme des conséquences néfastes sur le fonctionnement global de l'écosystème, le délai et l'intensité d'expression de ces effets pouvant être influencés par les caractéristiques de l'écosystème. La présence de contaminants inorganiques ou organiques (TBT et/ou PCBs) est susceptible d'engendrer également des effets à long terme, notamment pour les espèces en bout de chaîne alimentaire en raison du caractère bioaccumulable et/ou bioamplifiable de ces substances. Des quotients de risque pour les prédateurs permettraient de vérifier cette hypothèse. Cependant, ces espèces de bout de chaîne alimentaire, dans le cadre de ce cas théorique, n'ont pas été déterminées et l'exposition n'a pas été quantifiée, ces deux paramètres étant à évaluer au cas par cas selon les caractéristiques du lieu d'implantation de la valorisation des sédiments.

Le scénario 3 a, outre la mise en application d'une approche « matrice », permis de discuter la place et l'importance des valeurs de référence. Une grande disparité de réponse a été mise en évidence mais, malgré des amplitudes très différentes, les réponses aboutissent néanmoins à l'expression d'un risque pour les écosystèmes. Ces observations confortent l'importance de considérer les incertitudes dans l'interprétation des indices de risque et d'envisager ces derniers comme un indicateur de risque pouvant orienter les gestionnaires vers des investigations complémentaires et/ou des mesures de gestion adaptées.

REPRESENTATIVITE DES VALEURS GUIDES N1, N2 ET S1 POUR LES SEDIMENTS GERES A TERRE

En France, les seuils N1 et N2 ont été proposés par le groupe GEODE dans le cadre de la convention OSPAR, et visent les opérations de dragage et d'immersion (Haropaport, 2007). N1 et N2 résultent principalement de traitement statistique de données physico-chimiques, tandis que S1 fait référence à des valeurs plutôt déterminées sur une base écotoxicologique (Mouvet, 2012). De plus, cette valeur S1 est également utilisée comme seuil pour le protocole de l'évaluation de la propriété HP14, et ce quelle que soit l'origine, marine ou fluviale, des sédiments. La première étape de cette évaluation consiste en une comparaison des concentrations en contaminants aux valeurs du seuil S1. Si au moins l'une d'entre elles est supérieure, un protocole de tests écotoxicologiques est alors envisagé afin de déterminer si les sédiments peuvent être considérés comme non dangereux au regard de la propriété HP 14.

Dans le cadre des scénarios développés dans la présente étude, la valeur guide S1 a été utilisée comme équivalente au niveau de contamination de la matrice sédimentaire. L'évaluation des risques ainsi menée a mis en évidence que, sur les bases des hypothèses retenues, les valeurs du seuil S1 pour le cadmium et le plomb ne semblent pas engendrer de conséquences néfastes pour les

écosystèmes terrestres et aquatiques. A l'inverse, les valeurs du seuil S1 pour d'autres substances ressortent comme des teneurs susceptibles d'entraîner des effets néfastes sur les invertébrés du sol et/ou les végétaux (quotients de risque supérieur à 1). Certaines des substances concernées sont connues pour leur caractère bioaccumulable et/ou bioamplifiable (PCBs, TBT ou mercure). Dans le cas du TBT, les quotients de risque sont nettement supérieurs à 1 et invitent donc à une prudence quant à la gestion à terre d'une matrice sédimentaire présentant ce niveau de contamination en TBT. Au moment de la rédaction de ces conclusions, un besoin de données complémentaires est exprimé concernant notamment (i) le comportement du TBT au sein des écosystèmes terrestres, et plus spécifiquement son transfert dans la chaîne alimentaire, et (ii) l'ampleur de cette problématique pour le milieu fluvial.

D'une manière générale, des investigations supplémentaires pour les contaminants présentant des indices de risque supérieurs à 1 devraient être envisagées afin de déterminer dans quelles mesures les écosystèmes terrestres sont effectivement impactés lorsque des sédiments présentant ce profil de « contamination » sont amenés à être gérés à terre.

« LES SEDIMENTS UNE FOIS DEPOSES PEUVENT-ILS ETRE ASSIMILES A UN SOL ? »

Pour apporter des éléments de réponse à cette question, nous définirons dans un premier temps ce qu'est un sol puis dans un deuxième paragraphe, nous discuterons, sur la base d'une analyse de la littérature scientifique, si et comment un sédiment déposé peut être assimilé à un sol.

QU'EST-CE QU'UN SOL ?

Le sol est un constituant essentiel des écosystèmes continentaux et un compartiment majeur de la biosphère (Ramade, 2008). Il est à l'intersection de la biologie et de la géologie puisque c'est un mélange de matières organiques vivantes et de matières minérales inertes (Gobat, *et al.*, 2010, Lavelle & Spain, 2001). A l'interface entre l'atmosphère, la lithosphère et la biosphère, il est le résultat d'un long processus et l'aboutissement de l'activité incessante de milliers d'organismes qui l'habitent (Fischesser & Dupuis-Tate, 2007). C'est un milieu vivant, dynamique, qui évolue constamment et qui joue un rôle primordial dans le fonctionnement des écosystèmes (Gobat *et al.*, 2010; Lavelle & Spain, 2001).

Vassili Dokoutchaiev (1846-1903), considéré comme le fondateur de la pédologie, définissait le sol comme « *un corps naturel distinct de la roche mère- ayant sa propre genèse et son propre historique de développement ; un corps au sein duquel des processus complexes et multifformes interviennent sous l'effet de facteurs de formation comme le climat, la végétation, l'action des organismes vivants, le relief et l'âge* » (Boukharava & Marloie, 2013; Séré, 2007). Aujourd'hui, selon la définition de (Girard *et al.*, 2011), le sol est « *un volume qui s'étend depuis la surface de la Terre jusqu'à une profondeur marquée par l'apparition d'une roche dure ou meuble, peu altérée ou peu marquée par la pédogenèse. L'épaisseur du sol peut varier de quelques centimètres à quelques dizaines de mètres, ou plus. Il constitue, localement, une partie de la couverture pédologique qui s'étend à l'ensemble de la surface de la Terre. Il comporte le plus souvent plusieurs horizons correspondant à une organisation des constituants organiques et/ou minéraux (la terre). Cette organisation est le résultat de la pédogenèse et de l'altération du matériau parental. Il est le lieu d'une intense activité biologique (racines, faune et microorganismes)* ».

Face aux besoins grandissant en matériaux induits par les activités anthropiques et par la raréfaction des ressources, la création de nouveaux substrats s'est développée. Ainsi des « sols » construits par l'homme apparaissent :

- Les anthroposols construits sont, selon la définition de (Baize, *et al.*, 2008) « *nés d'un procédé du génie pédologique, ils permettent la réutilisation de déchets dans des opérations de végétalisation d'espaces dégradés* ».
- Les technosols (anthroposol construit ou sol reconstitué) qui sont, selon (Baize *et al.*, 2008) « *un sol néoformé selon des processus impliquant des matériaux techniques (mélanges en proportion variables de matériaux d'origine naturelle, de matériaux organiques et de matériaux techniques issus de l'activité anthropique)* ».

Ils sont construits dans une logique de restauration/remise en état du milieu afin de retrouver les fonctions essentielles du sol.

D'une approche plutôt naturaliste, les actions anthropiques sur le sol résultant des activités urbaines et industrielles ont peu à peu été intégrées dans la définition du mot sol, jusqu'à être englobée. Un anthroposol ou technosol se compose donc de différents matériaux et n'a pas d'équivalent dans la nature (Séré *et al.*, 2010). Ce terme fait référence aux sols dont les propriétés et la pédogénèse sont dominées par leur origine technique et sont fortement influencés par les matériaux qui les composent, souvent créés par l'homme (Macía *et al.*, 2014; Rossiter, 2006). Le mot « Technosol » a depuis été référencé dans le « World Reference Book for Soil Resources » (Séré *et al.*, 2010; Lehmann, 2006; Rossiter, 2006).

Un sédiment est, selon (Ramade, 2008), « un dépôt de matériel constitué de particules de taille et de nature très variées, souvent meuble, d'origine inorganique ou biogène, ayant séparément subi un certain transport. [...] Ils sont constitués par des matériaux minéraux et organiques de tailles très variable. Il existe cinq grandes catégories de constituants des sédiments que l'on classe en ordre de dimension décroissante en blocs, pierres, cailloux, graviers, sables et vases. À ces dernières s'ajoutent des structures physico-chimiques ultra-microscopiques – des molécules colloïdales – qui peuvent flocculer et passer réversiblement en pseudo-solution dans l'eau ».

Les sédiments représentent une matrice complexe et hétérogène (Simpson *et al.*, 2005) composée de trois fractions principales : l'eau interstitielle qui occupe les espaces entre les particules, la phase inorganique composée de minéraux principalement argile, carbonates et silicates, la phase organique qui ne représente souvent qu'une faible fraction de sédiments mais qui joue un rôle primordiale dans la mobilité et donc la biodisponibilité de nombreux contaminants comme les métaux (Chapman *et al.*, 1998).

UN SEDIMENT DEPOSE AU SOL PEUT-IL ETRE CONSIDERE COMME UN SOL ?

Dans la littérature, le sujet fait débat et les avis des scientifiques se partagent entre une assimilation envisageable dans certains conditions et une incompatibilité majeure en raison de propriétés physico-chimiques différentes (Vašíčková *et al.*, 2013).

Certains auteurs (Bedell & Delolme, 2013, Eijsackers, *et al.*, 2009, 2001, Piesschaert, Mertens, *et al.*, 2005) s'accordent sur l'assimilation possible d'un sédiment à un sol, sous réserve toutefois que le sédiment possède certaines caractéristiques physico-chimiques, voir mécaniques proches du milieu récepteur. Dans les études ici prises en référence, ce sont des sédiments « bruts » qui sont assimilés à des sols et non des fractions granulométriques des sédiments. Selon les voies de valorisation des sédiments gérés à terre, certaines, comme la valorisation en couverture de stockage, n'utilisent qu'une fraction granulométrique : dans notre exemple, la fraction fine pour leurs propriétés imperméables (DREAL Nord-Pas de Calais, 2011; In Vivo, 2008; Le Guern *et al.*, 2004). Or, l'utilisation d'une seule fraction granulométrique, en particulier la fraction fine du sédiment, peut être défavorable à l'installation des organismes. En effet, les particules fines induisent une mauvaise aération et un faible drainage (Macía *et al.*, 2014) ou encore une salinité (Sheehan *et al.*, 2010) si la fraction fine est extraite de sédiments marins.

L'influence de la granulométrie sur le milieu naturel a également été étudiée par (Bedell & Delolme, 2013) dans le cadre d'une étude portant sur le rôle de la végétation spontanée sur l'évolution des caractéristiques physico-chimiques d'un dépôt de sédiment. Les auteurs ont mis en évidence une influence de la granulométrie, mais aussi de la teneur en eau, sur le développement des individus et

des variations dans les successions de développement sur sédiments. Pour ces auteurs, en raison de leurs propriétés physico-chimiques, il est difficile d'envisager l'utilisation, y compris « brute » de sédiments (surtout marins), en tant que sol.

Une autre étude réalisée en Irlande s'est intéressée à l'utilisation des matériaux de dragages de milieux marins et notamment la fraction fine comme substitut de sol (Sheehan *et al.*, 2010). Dans cette étude, la teneur en matière organique, le pH et la salinité ressortent comme étant les paramètres ayant la plus grande influence sur les propriétés et la compatibilité avec un sol naturel. Pour cause, les sédiments marins ont généralement une faible teneur en matières organiques, un pH élevé et une forte teneur en sel (Sheehan *et al.*, 2010). Ce dernier paramètre, la salinité, est reconnu pour être un des paramètres environnementaux les plus stressants pour les microorganismes du sol (Sardinha *et al.*, 2003) avec pour conséquence une altération du processus de renouvellement de la matière organique dans le sol (Wichern *et al.*, 2006). La salinité entraîne également des conséquences néfastes sur le développement de la végétation comme le démontrent notamment Macía *et al.*, 2014 qui, sur la base des résultats de tests de phytotoxicité, ont mis en évidence une inhibition de la croissance des graines causée par la salinité contenue dans les sédiments marins.

Les sédiments fluviaux semblent plus compatibles car ils ont des propriétés voisines de celles des sols (Bernes Cabanne, 2009 *in* Anger, 2014). Différentes expérimentations ont confirmé le potentiel agronomique de ces sédiments (Abriak, 2014 ; Bedell & Delolme, 2013 ; Cantégrit & Nouvion-Dupay, 2011 ; SEDILAB, 2011 ; Sheehan *et al.*, 2010).

Pour permettre une meilleure assimilation des sédiments, notamment marins, aux écosystèmes terrestres, des solutions ont été étudiées et décrites dans la littérature par des auteurs conscients à la fois des difficultés mais aussi des enjeux de l'utilisation des sédiments « à terre ».

A titre d'exemple, dans le guide méthodologique de valorisation des sédiments de dragage en aménagement paysager (projet SEDIGEST, (Abriak *et al.*, 2014)), des remblais ont été ajoutés aux sédiments employés pour la construction d'une butte paysagère afin de modifier la texture de cet « anthroposol » et la rendre plus favorable à la colonisation pour les organismes.

D'autres suggèrent l'ajout d'amendement pour modifier les paramètres physico-chimiques et les rendent plus favorables (Le Guern *et al.*, 2004 ; Zanuzzi *et al.*, 2009). L'ajout de paille, ou d'une façon générale la réalisation d'un amendement en matière organique, permettrait de contrebalancer les effets négatifs du sel sur les communautés microbiennes (Wichern *et al.*, 2006). Pour (Sheehan *et al.*, 2010), une déshydratation et une désalinisation ainsi qu'un ajout de compost favoriserait une augmentation de la teneur en matière organique (jusqu'à 5 à 7 %). En effet, selon Huot *et al.*, 2015 la teneur en matière organique joue un rôle essentiel à l'intégration et la bonne évolution d'un technosol composé de sédiments en sol naturel. Enfin, l'ajout en surface d'une couche de « terre végétale²⁷ » permettrait de favoriser l'installation de plantes (Abriak *et al.*, 2014; Séré, 2007). Toutefois, cette utilisation peut révéler plusieurs problèmes notamment en terme de (i) conservation de ces terres afin que celles-ci préservent leur qualité et leurs propriétés initiales

²⁷ Le terme « terre végétale » est plutôt employé en génie civil et n'a pas de réel sens du point de vue pédologique.

(Dinger 1997 in Séré 2007), (ii) de disponibilité de ces terres à proximité du site, (iii) du coût économique élevée de la prise en charge de ces terres (Bradshaw, 2000 in Séré, 2007) et (iv) de la compatibilité. Au-delà des barrières techniques, Sheehan *et al.* (2010) et Sheehan & Harrington (2012) précisent que le succès de la valorisation des sédiments de dragage en techniques paysagères, repose aussi sur la bonne perception du public (utilisation d'un « déchet ») et également sur une forte demande locale / fort besoin.

Pour certains auteurs, les sols produits à partir de sédiments de dragage constituent des technosols et, comme les sols naturels, les matériaux composant un technosol vont être transformés par les facteurs pédogéniques²⁸ ce qui va contribuer à les faire évoluer (Huot *et al.*, 2015; Séré *et al.*, 2010). Or, pour évoluer vers un sol naturel, il est important qu'il y ait une colonisation par les plantes dites pionnières qui, par leur implantation, vont d'une part favoriser la stabilisation du substrat, ce qui est très important en particulier quand la texture est fine et soumise à l'érosion par le vent et la pluie (Bradshaw, 2000), et, d'autre part, modifier les conditions initiales du milieu, les rendre favorables à l'accueil d'autres espèces végétales et animales et engendrer ainsi une dynamique de colonisation par la faune et la flore et une diversification des habitats. L'évolution vers un sol naturel implique également une colonisation par les organismes du sol qui vont dégrader et intégrer la matière organique (Huot *et al.*, 2015; Pey *et al.*, 2013). Quelques exemples de colonisation réussie de dépôts de sédiments par la faune (Eijsackers *et al.*, 2009, 2001; Eijsackers, 2010) et la flore (Piesschaert *et al.*, 2005) sont décrits dans la littérature. Une étude en Moselle a notamment démontré le potentiel de végétalisation des sédiments fluviaux déposés sur un parc de cendres volantes d'un centre de production thermique EDF de Blénod-lès-Pont à Mousson (ANTEA 1999 in Anger 2014). Une recolonisation rapide par la végétation a été observée lors d'un réaménagement écologique visant à créer des milieux humides tourbeux (prairies humides, mégaphorbiaies...). Les sédiments ont été recouverts par de la tourbe (Journal Nature, 2013 ; Levesque, 2008 ; PNR, 2015).

En conclusion, si les conditions nécessaires (environnement perméable, développement de la végétation et activités biologiques) sont réunies, alors les technosols utilisant par exemple des sédiments pourraient être une étape intermédiaire dans l'évolution des sols anthropisés vers des sols naturels (Séré *et al.*, 2010).

ERE vs EI

Pour la plupart de ces filières de valorisation, il existe un contexte réglementaire pouvant exiger la réalisation d'une étude d'impact. C'est le cas des aménagements relevant de la procédure d'autorisation ou de déclaration dans le cadre de l'application de la loi sur l'eau (ex. : recharge de plages, remblaiement en zones humides, ...). Les réflexions quant à l'applicabilité de l'ÉRÉ pour ces différentes voies de valorisation des sédiments devront donc considérer la complémentarité possible entre l'étude d'impact et l'ÉRÉ.

L'ERE EN RESUME

²⁸ La pédogénèse est un processus naturel d'ajout, de perte, de transformation et de translocation subi par un matériau *in situ* (Séré *et al.*, 2010; Simonson, 1959).

Un risque peut se définir comme la probabilité qu'un effet indésirable se réalise dans des conditions d'exposition données (MATE, 2000). Un danger est défini comme une « situation ou possibilité pour une substance, du fait de ses caractéristiques ou propriétés intrinsèques, de provoquer des dommages aux personnes, aux biens, à l'environnement » (MATE, 2000).

L'évaluation des risques écologiques est une démarche scientifique qui organise et analyse les données écotoxicologiques et écologiques, les hypothèses et les incertitudes. Son objectif est d'évaluer la probabilité d'apparition d'effets écologiques néfastes (disparition, altération de la capacité fonctionnelle...), effets pouvant faire suite à une contamination ou à tout autre facteur de perturbation de l'écosystème. Ceux-ci sont susceptibles d'affecter plusieurs niveaux d'organisation de l'écosystème : spécifique, populationnel, communautaire et/ou écosystémique.

Les pollutions de nature chimique et le constat d'impact sur l'environnement (mortalité d'espèces, dégradation d'une communauté) sont les facteurs déclencheurs d'une éRé les plus souvent cités (Deram & Hayet, 2006).

Les évaluations des risques écologiques peuvent être utilisées à titre :

- prospectif, leur objectif étant dans ce cas d'évaluer, sur la base des données disponibles sur l'écosystème et les facteurs de perturbation, les risques pouvant être causés à un écosystème, même si ce dernier n'est pas encore implanté ;
- rétrospectif : leur objectif dans ce cas étant d'étudier la causalité des effets observés. Ce type d'approche est très courant pour évaluer les risques de sites et sols pollués.

La méthodologie des éRé repose sur :

- la formulation du problème, avec notamment la caractérisation de l'écosystème, soit par des inventaires écologiques et/ou des données de la littérature, et une caractérisation des dangers, le plus souvent par la mise en place d'un plan de prélèvements et d'analyses physico-chimiques. Cette caractérisation permet de définir des entités cibles et les contaminants traceurs de l'évaluation ;
- établissement des doses journalières d'exposition (DJE) pour les différentes voies d'exposition par une analyse caractérisant les effets et les expositions des entités cibles par la détermination :
 - des milieux d'exposition ;
 - des vecteurs d'exposition entre agent(s) de stress et récepteur(s) écologique(s) ;
 - des paramètres individuels d'exposition, avec notamment des informations sur le type d'individus, la durée du cycle de vie, la sédentarité ou non des espèces animales, les habitudes de vie (repas, niche...), l'aire de répartition, la détermination des comportements, type d'individus (adultes, jeunes, mères...).Cette analyse sera suivie d'une discussion sur les incertitudes devant être considérées dans le cas d'étude.
- Caractérisation du risque, exploitant les résultats des deux premières étapes. Les risques calculés pour des entités cibles de l'écosystème permettent de hiérarchiser et/ou de prioriser les décisions de gestion.

La finalité de l'ÉRÉ est de mieux comprendre le fonctionnement de l'écosystème soumis à des facteurs de perturbation (de nature chimique, physique ou biologique) et contribuer, par des préconisations, des mesures de gestion ou des plans de suivi, à la pérennité de l'écosystème.

L'ETUDE D'IMPACT

Un impact peut se définir, selon le Centre National de Ressources Textuelles et Lexicales, comme « *un effet de choc, un retentissement (d'une action forte) sur quelqu'un ou quelque chose* ». Ainsi, l'étude d'impact analyse les effets positifs et négatifs des projets de travaux et d'aménagement sur l'environnement et le cadre de vie. Dans la conception et la mise en œuvre de leurs projets, les maîtres d'ouvrage doivent définir les mesures adaptées pour **éviter, réduire** et, lorsque c'est nécessaire et possible **compenser** leurs impacts négatifs significatifs sur l'environnement. Cette démarche doit conduire à prendre en compte l'environnement le plus en amont possible lors de la conception des projets d'autant plus que l'absence de faisabilité de la compensation peut, dans certains cas mettre, en cause le projet. (MEEM, 2014).

Les études d'impact sont encadrées réglementairement, que ce soit au niveau des conditions d'application ou du contenu des dossiers, et notamment par les articles L.122-1 à L.122-3 et R.122-5 du code de l'environnement (modifié par décret n°2011-2019 du 29 Décembre 2011 – article 1). Le contenu de l'étude d'impact est proportionné à la sensibilité environnementale de la zone affectée par le projet, à l'importance et à la nature des travaux et à ses incidences prévisibles sur l'environnement et la santé humaine. Elle comprend :

1. **Une description du projet** (conception, dimensions, description des caractéristiques physiques de l'ensemble du projet et des exigences techniques en matière d'utilisation du sol lors des phases de construction et de fonctionnement, une description des principales caractéristiques des procédés de stockage, de production et de fabrication ainsi qu'une estimation des types et des quantités des résidus et des émissions attendus résultant du bon fonctionnement du projet ;
2. **Une analyse de l'état initial** de la zone susceptible d'être affectée par le projet, portant notamment sur la population, la faune et la flore, les habitats naturels, les sites et les paysages, les biens matériels, les continuités écologiques telle que définies par l'article L.371-1, les équilibres biologiques, les facteurs climatiques, le patrimoine culturel et archéologique, le sol, l'eau, l'air, le bruit, les espaces naturels, agricoles, forestiers, maritimes ou de loisirs ainsi que les interrelations entre ces éléments ;
3. **L'étude des effets du projet sur l'environnement et la santé humaine**, effets négatifs et positifs, directs et indirects, temporaires (y compris pendant la phase de travaux) et permanents, à court/moyen/long terme, en particulier sur les éléments du point précédent et sur la consommation énergétique, la commodité du voisinage (bruit, odeur, vibration, émission lumineuse), l'hygiène, la santé, la sécurité, la salubrité publique ainsi que l'addition et l'interaction de ces effets entre eux ;
4. **Une analyse des effets cumulés du projet avec d'autres projets connus**. Ces projets sont ceux qui lors du dépôt de l'étude d'impact :
 - Ont fait l'objet d'un document d'incidence au titre de l'article R.214-6 et d'une enquête publique

- Ont fait l'objet d'une EI, et pour lesquels un avis de l'autorité administrative de l'Etat compétente en matière d'environnement a été rendu public
- Sont exclus les projets mentionnant un délai et devenus caduque, ceux dont la décision d'autorisation, d'approbation ou d'exécution est devenue caduque, dont l'enquête publique n'est plus valable ainsi que ceux abandonnés par le pétitionnaire ou le maître d'ouvrage ;
5. **Une esquisse des principales solutions de substitution** examinées par le pétitionnaire ou le maître d'ouvrage et les raisons pour lesquelles, eu égard aux effets sur l'environnement ou la santé humaine, le projet présenté a été retenu ;
 6. **Les éléments permettant d'apprécier la compatibilité du projet avec l'affectation des sols** ;
 7. **Une présentation des mesures prévues** pour :
 - Eviter les effets négatifs notables du projet sur l'environnement ou la santé humaine et réduire les effets n'ayant pu être évités ;
 - Compenser, lorsque cela est possible, les effets négatifs notables du projet sur l'environnement ou la santé humaine qui n'ont pu être ni évités ni suffisamment réduits. S'il n'est pas possible de compenser ces effets, le pétitionnaire ou le maître d'ouvrage justifie cette impossibilité.
 8. **Une présentation des méthodes utilisées pour établir l'état initial** et évaluer les effets du projet sur l'environnement et, lorsque plusieurs méthodes sont disponibles, une explication des raisons ayant conduit au choix opéré ;
 9. **Une description des difficultés éventuelles**, de nature technique ou scientifique, rencontrées par le maître d'ouvrage pour réaliser cette étude ;
 10. **Les noms et qualités précises et complètes** du ou des auteurs de l'EI et des études qui ont contribué à sa réalisation ;
 11. Lorsque le projet concourt à la réalisation d'un programme de travaux dont la réalisation est échelonnée dans le temps, l'EI comprend **une appréciation des impacts de l'ensemble du programme** ;
 12. **Une esquisse des principales solutions de substitution** examinées et les raisons de son choix ;
 13. **Un résumé non technique**, afin de faciliter la prise de connaissance par le public des informations contenues dans l'étude.

PRINCIPALES DIFFERENCES ET INTERACTIONS POSSIBLES ENTRE L'ERE ET L'ETUDE D'IMPACT

Une reconnaissance réglementaire différente

Comme cité précédemment, les études d'impact sont encadrées réglementairement, que ce soit au niveau des conditions d'application ou du contenu des dossiers, et notamment par les articles L.122-1 à L.122-3 et R.122-5 du code de l'environnement (modifié par décret n°2011-2019 du 29 Décembre 2011 – article 1). A l'inverse des études d'impact, le contenu de l'ÉRÉ n'est pas fixé réglementairement en France. Dans le cadre de la législation relative aux SSP, il existe des textes définissant et mentionnant les intérêts de l'ÉRÉ comme outil de gestion des SSP. Néanmoins, aucun guide méthodologique n'a été ni publié ni reconnu à ce jour. Une révision de la circulaire du

08/02/2007 relative au SSP, dont une consultation avait cours sur le site du ministère de l'environnement jusqu'au 30 mai 2016, permettra peut-être de combler ce manque.

Une expression des résultats variable

En termes de résultats, la principale différence entre l'ÉRÉ et l'étude d'impact (EI) est le type de résultats générés, les impacts se traduisent le plus souvent par des informations qualitatives alors que l'ÉRÉ génère une information quantitative ou semi-quantitative, les risques étant le plus souvent exprimé par un ratio de risque ou une probabilité d'apparition d'effets néfastes.

Autre différence, l'EI va considérer les effets d'un ouvrage ou d'un aménagement sur une période de temps plus restreinte que l'ÉRÉ.

Une projection dans le temps différente

Le repère temporel est la principale différence entre les études d'impact et les éRé. En effet, l'évaluation des risques se positionne en amont (approche prospective) ou en aval (approche rétrospective) d'une activité et/ou d'un ouvrage, en cherchant à connaître les effets d'une situation avant qu'ils n'apparaissent ou à déterminer la causalité d'un effet alors que l'étude d'impact se positionne au moment d'une action ou légèrement en amont, en cherchant à connaître les effets d'une situation à partir du moment où elle est mise en place (Deram & Hayet, 2006).

Interactions possibles

L'évaluation des risques écologiques peut répondre en partie à la question posée par les études d'impacts mais selon une approche différente.

« Exemple d'un aménagement paysager réalisé à partir de sédiments à proximité d'une zone humide, et dont les eaux de ruissellement seront évacuées dans le réseau hydraulique de surface. Si l'on s'intéresse aux conséquences sur les populations de libellules :

- ➔ Pour l'EI, il y aura notamment un effet indirect de l'aménagement paysager sur ces espèces en raison de la présence potentielle d'éléments trace dans les eaux de ruissellement de l'aménagement paysager ;
- ➔ Pour l'ÉRÉ, avec un niveau de confiance de 95 %, il existera un risque d'observer une baisse de « x » % de la natalité pour des concentrations supérieures à « y » g/L de polluant (dans des conditions spécifiques et connues) ».

A l'image d'une photographie, l'EI dresse un état des lieux à un instant T. Or, il est connu qu'un écosystème est en constante évolution, que c'est un système complexe. De ce fait, les recommandations en termes de gestion ne seront sûrement plus adaptées sur le long terme. L'ÉRÉ est davantage comparable à un film puisqu'elle permet de retracer l'historique et anticipe l'évolution du système. De plus, l'ÉRÉ peut cibler les espèces sensibles ou parapluies sur lesquelles il peut être recommandé de concentrer les efforts. L'ÉRÉ se révèle donc être un outil d'aide à la décision précieux pour les gestionnaires de sites et qui complète l'EI, à l'instar de l'ERS qui constitue un volet essentiel de l'EI des ICPE.

APPORT DE LA METHODOLOGIE

Comme le soulignent Chapman *et al.* (2002), les éRé des sédiments tendent à être vraiment spécifiques à une situation ou un site. Le plus souvent il s'agit d'éRé menées pour évaluer le risque d'un projet de dragage sur le milieu aquatique impacté. Or, comme le relèvent les auteurs, il y a un besoin de procédures génériques pour répondre à d'autres questions en lien avec la gestion des sédiments. Ils citent notamment l'exemple des risques écologiques associés à une option de gestion particulière des matériaux dragués.

La démarche d'éRé implique la collecte de données plus nombreuses, ce qui peut engendrer des coûts plus élevés et/ou des délais plus longs. Pour les opérateurs, l'évaluation des risques avec une appréciation quantitative ne serait avantageuse que pour des cas particuliers, sites étendus avec des contaminants multiples par exemple (Babut *et al.*, 2011).

En revanche, l'amélioration des connaissances sur les impacts pour les écosystèmes terrestres des sédiments potentiellement contaminés gérés à terre permettrait d'envisager une pérennisation des filières de valorisation encore à un stade expérimental. Cette démarche d'amélioration des connaissances est d'autant plus importante au regard des quantités générées annuellement (50 millions de m³/an pour le milieu maritime et 6 millions pour le domaine fluvial alors que les besoins pour ce dernier sont estimés à 9 millions de m³/an). L'émergence et la pérennisation de filières à terre répondraient à de multiples enjeux de développement durable, (i) des enjeux environnementaux en limitant l'extraction de ressources naturelles pour la réhabilitation de sites (rechargement de plages par exemple), (ii) des enjeux économiques en répondant par exemple à une pénurie de matières premières pour les travaux publics, actuelle ou future selon les régions, (iii) des enjeux sociaux et sociétaux en diminuant les tensions et en facilitant la gestion des conflits autour des zones de dépôt et/ou de stockage des sédiments (Charte de préfiguration du projet « Sédimatériaux »).

La démarche globale d'éRé, et notamment l'approche « site spécifique », envisageant l'étude des communautés microbiennes, floristiques et faunistiques peut constituer un outil répondant à ces perspectives d'amélioration. En effet, l'utilisation de la capacité de l'éRé à prédire les effets permet (i) d'appréhender les effets de la valorisation et des contaminants (et notamment ceux connus pour leur caractère bioaccumulable et/ou bioamplifiable) sur les écosystèmes terrestres et (ii) de faire envisager des traitements spécifiques et/ou des mesures de gestion pour des groupes écologiques spécifiques, qui auront été identifiées au cours de l'étape de caractérisation du risque.

L'éRé permet de surcroît d'intégrer des informations, de préférence issues de mesures ou d'observations *in situ*, de nature différente (données physico-chimiques, écologiques, écotoxicologiques) et de les considérer à différentes échelles de l'écosystème pour aboutir à l'expression de risques les plus représentatifs possibles de la réalité du terrain. L'intégration de ces données dans une matrice de décision permettra de proposer une démarche du type « Triad », qui témoigne déjà d'un consensus international pour la caractérisation des effets biologiques de

substances indésirables d'un sédiment sur les écosystèmes et permet de démontrer leur biodisponibilité et d'obtenir un aperçu de la qualité des sédiments.

APPORT DES CAS PRATIQUES

Les valeurs seuils

Les scénarios d'ÉRÉ proposés dans le cadre de cette étude ont été construits selon des hypothèses raisonnablement majorantes afin de respecter le principe de prudence scientifique. Ainsi, les scénarios n'ont retenu ni le recours à d'autres matériaux pour la valorisation, ce qui aurait contribué à une dilution de la contamination, ni des traitements autres que ceux en vue de rendre le matériau pelletable et donc transportable afin d'envisager des contaminants « disponibles ». Les concentrations médianes pour le scénario 1 et moyennes pour le scénario 2 étaient issues des études de Padox & Hennebert (2010a, 2010b). Elles ont permis de considérer une contamination inorganique au niveau des sols ainsi que selon les cas une contamination organique (TBT ou PCBs).

Ces concentrations médianes sont globalement inférieures aux valeurs des seuils S1 dans le cas des sédiments fluviaux et N1 pour les sédiments maritimes, à l'exception du TBT et du cuivre qui sont sensiblement équivalentes à N1. Les éRé menées pour des niveaux de contamination équivalents aux valeurs médianes et donc inférieurs aux valeurs-seuils ont néanmoins mis en évidence que certains contaminants étaient susceptibles d'engendrer des effets néfastes sur l'écosystème terrestre (Quotients de risque supérieurs à 1). Ces résultats soulèvent nécessairement la question de la valeur protectrice des valeurs-seuils pour des écosystèmes terrestres, d'autant que, pour rappel, les valeurs-seuils S1 sont utilisées dans le cadre de l'évaluation de la propriété HP 14.

Ainsi, pour les besoins de l'étude, les valeurs-seuils ont été utilisées dans le cadre d'une évaluation des risques pour les écosystèmes. Celle-ci a mis en évidence que les niveaux de contamination ainsi considérés engendraient des indices de risque supérieurs à 1 et pouvaient par conséquent induire un risque pour l'écosystème terrestre. D'après l'étude de Padox et Hennebert (2010a, 2010b), les contaminants concernés, à savoir le TBT et le zinc, sont de surcroît le plus souvent responsables de dépassements des seuils N1 et S1 (TBT pour le milieu maritime ; zinc pour le milieu fluvial).

Par ailleurs, les quotients de risque les plus élevés ont été calculés pour le TBT, substance inscrite sur la liste des substances prioritaires de l'annexe X de la Directive 2013/39/UE. Il n'existe pas, à ce jour, de seuil S1 pour le TBT, ce qui entraîne notamment un recours à la valeur N1 pour l'évaluation de la propriété HP 14. La problématique des organostanniques est bien connue pour le milieu maritime. En revanche, pour mieux appréhender l'ampleur de la problématique pour le milieu continental, des données complémentaires sont nécessaires en particuliers (i) sur les mécanismes conduisant à sa bioaccumulation et bioamplification dans les chaînes alimentaires aquatiques et terrestres, ce qui implique, entre autres, une meilleure connaissance des mécanismes du transfert sol-plante du TBT.

Afin de déterminer dans quelles mesures l'écosystème terrestre est effectivement impacté par ces niveaux de contamination, des investigations complémentaires pour mieux connaître l'évolution des contaminants, notamment le mercure, le zinc et les PCBs, au sein des dépôts sédimentaires terrestres constituent une perspective de recherche intéressante.

A terme, sur la base notamment du retour d'expérience des programmes de recherche en cours et à venir, une révision de certaines valeurs-seuils pourrait être envisagée afin de garantir des valeurs plus protectrices pour les écosystèmes terrestres. De même, des préconisations de traitements spécifiques pourraient être proposées en vue d'une valorisation à terre de sédiments présentant des concentrations identifiées comme potentiellement problématiques pour certain(s) groupe(s) écologique(s). Le cas échéant, si la mise en œuvre de traitements n'est pas possible, suffisante ou adaptée au contexte étudié, des mesures de protection supplémentaires devront être envisagées afin de réduire voire empêcher les effets de ces contaminants sur l'écosystème.

Les valeurs toxicologiques de référence

Dans le cadre du scénario 3, en première intention des valeurs toxicologiques de références de l'INERIS ont d'abord été recherchées. Pour les microorganismes, les plantes et les invertébrés du sol, les quotients de risque résultant de l'utilisation des quelques valeurs disponibles (arsenic, cuivre, nickel, zinc) ont tous été supérieurs à 1, voire supérieurs à 100. Des quotients de risque ont alors été calculés avec les Eco-SSL de l'US-EPA mais également avec les valeurs de référence pour les récepteurs terrestres du CEAEQ. Une grande variabilité entre ces différentes valeurs de référence a été constatée, ce qui a abouti à une grande disparité dans le risque calculé.

Pour l'évaluation des risques sanitaires dans le cadre d'étude d'impact et de la gestion des sites et sols pollués, un logigramme de décision a été établi afin de préciser et de simplifier le choix de ces valeurs toxicologiques de référence. Au regard de la variabilité des valeurs de référence issues de la littérature scientifique, il apparaîtrait pertinent de construire un outil équivalent à ce logigramme pour le choix des VTR dans le cadre d'une éRé.

Pour le zinc, hormis pour la flore dans le cas des concentrations médianes des sédiments marins et fluviaux qui présentaient des quotients de risques proches de 1 (0,98 et 0,81), quels que soient les groupes écologiques envisagés (microorganismes, flore, invertébrés du sol) et les valeurs de référence utilisées, les quotients de risque sont supérieurs à 1 dans les cas des scénarii 1, 2 et 3. Ainsi, la réflexion sur une révision de certains seuils apparaît d'autant plus judicieuse dans le cas du zinc au vu de l'ensemble des résultats.

Le premier chapitre a eu pour objectif de définir le plus exhaustivement possible le contexte réglementaire encadrant la gestion des sédiments dragués. Des synoptiques ont été réalisés dans le but de simplifier la lecture d'un cadre réglementaire très complexe, à l'intersection de plusieurs réglementations (loi sur l'eau, sur les déchets, etc). Les discussions ont permis de souligner, entre autres, l'importance du statut du sédiment et des conséquences que celui-ci peut avoir sur les possibilités de gestion des sédiments extraits ainsi que la nécessité d'une traçabilité des sédiments de leur extraction à leur valorisation ou élimination. Ce point est d'ailleurs exprimé dans les résultats de l'enquête menée auprès d'acteurs de la filière, mettant ainsi en exergue une nécessaire harmonisation des pratiques de suivi des sédiments. De l'enquête ressort également une réelle volonté d'améliorer l'évaluation des risques encourus par les milieux récepteurs de sédiments extraits, tout en reconnaissant un manque d'outils méthodologiques, notamment en ce qui concerne l'ÉRÉ.

Le second chapitre, consacré à l'analyse bibliographique des modifications des sédiments, des polluants associés et des milieux récepteurs suite à la mise en dépôt sur sol, a permis de rassembler les connaissances sur (i) les sédiments, leurs caractéristiques physiques, chimiques et biologiques, et sur (ii) le retour d'expérience sur la mise en dépôt de sédiments continentaux et marins. La littérature scientifique, essentiellement des 10 dernières années, et le retour d'expérience des programmes de recherche tels que SEDIMARD 83, SEDIGEST, ont constitué notre base de travail bibliographique. L'analyse de cette bibliographie a permis d'apprécier les propriétés physico-chimiques et biologiques des sédiments ainsi que l'évolution du comportement des sédiments et de la contamination depuis leur extraction jusqu'à leur gestion à terre.

Dans un troisième chapitre, nous nous sommes intéressés aux méthodologies d'évaluation des risques pour les écosystèmes dont nous avons rappelé la définition et les grands principes (partie 1) avant de nous intéresser aux démarches d'évaluation et de gestion des sédiments. Nous avons notamment évalué la faisabilité de l'ÉRÉ selon les principales filières de valorisation à terre des sédiments. Nous avons ainsi distingué, selon les scénarios envisagés, la ou les approches d'ÉRÉ les plus adaptées. Dans la plupart des cas, l'approche matrice permet d'anticiper les effets indésirables susceptibles d'être causés à l'écosystème récepteur et si besoin de réviser le projet ou de mettre en place un ou plusieurs traitements des sédiments afin qu'ils soient compatibles avec leur usage futur (approche plutôt prospective des risques). En ce qui concerne l'approche site-spécifique, son application et la finalité de l'ÉRÉ sont variables selon les filières de valorisation. Le recours à l'une ou l'autre des approches est à apprécier au cas par cas et peut s'envisager en fil rouge d'un projet de dragage et de gestion des sédiments (approche rétrospective : causalité des effets observés ; approche prospective : évaluation sur le long terme). Au final, il apparaît dans l'étude que l'ÉRÉ peut se révéler être un bon outil à appliquer à la gestion à terre des sédiments et que les différentes approches (matrice/site spécifique) sont complémentaires.

La discussion générale

Pour apprécier la faisabilité de l'ÉRÉ, il a été nécessaire de réfléchir au positionnement de l'ÉRÉ par rapport à l'EI en mettant en avant les avantages et les inconvénients des sédiments, mais aussi en soulignant la complémentarité des deux approches même si à ce jour, seule l'EI est reconnue sur le plan réglementaire. Autre point important à considérer : le statut scientifique du sédiment dragué. Peut-on le considérer comme un sol dès lors qu'il est géré à terre ? Encore aujourd'hui c'est un sujet qui fait toujours l'objet de débats au sein de la communauté scientifique. De nombreux paramètres doivent être pris en compte comme les caractéristiques physico-chimiques, en particulier la granulométrie ou la salinité, la végétalisation et enfin l'influence des facteurs pédogéniques, qui vont contribuer à les faire évoluer. Ainsi, les sols recevant des sédiments peuvent être qualifiés de technosol par opposition en première intention aux sols naturels et pour garder la mémoire de l'histoire du sol. Au final, si les conditions nécessaires sont réunies, alors les technosols utilisant des sédiments pourraient être une étape intermédiaire dans l'évolution des sols anthropisés vers des sols naturels.

Nous conclurons notre réflexion en proposant [quelques perspectives](#) concernant l'apport de l'ÉRÉ à la problématique étudiée et en regroupant les principales questions soulevées par notre analyse bibliographique, auxquelles nous tentons d'apporter des premiers éléments de réponse.

Outre la nécessité de poursuivre les recherches sur l'évolution du comportement des sédiments, et notamment des substances présentes dans la matrice extraite, notre étude a également démontré la nécessité de mieux connaître l'état et la dynamique évolutive des écosystèmes se développant sur les ouvrages ou aménagements réalisés à partir de sédiments dragués. Actuellement, les démarches ciblent davantage les effets encourus par le milieu récepteur (objet de l'étude d'impact) et par le ou les milieux vers lesquels la contamination est susceptible de migrer, la plupart des scénarios décrits dans la littérature envisagent le plus souvent les risques de migrations vers les systèmes aquatiques (de surface ou souterrain). L'évaluation des effets encourus par l'écosystème se développant sur l'ouvrage ou l'aménagement en lui-même est très peu décrite, les quelques exemples retrouvés dans la littérature concernent le plus souvent un ou deux groupes écologiques (flore, micro-organismes). Comme l'ont démontré les études de cas théoriques développées dans la présente étude, l'ÉRÉ peut constituer un outil susceptible d'apporter des réponses à l'échelle de l'écosystème, il est toutefois nécessaire de corroborer cette hypothèse par une mise en application de l'ÉRÉ à de réels scénarios d'étude. L'enjeu de cette démarche est d'apporter aux gestionnaires un outil d'aide à la décision contribuant à la réussite de projets à connotation écologique comme les éco-modèle paysagers par exemple, cette réussite étant en grande partie tributaire de la pérennité de l'écosystème.

Pour compléter ou amender les réponses apportées par l'ÉRÉ, des indicateurs écologiques peuvent être envisagés. Au préalable, il est toutefois nécessaire de répondre à la question de l'assimilation d'un sédiment déposé à un sol. Or, comme nous l'avons développé un peu plus tôt dans l'étude (se reporter à la discussion générale), ce sujet ne fait pas l'objet d'un consensus par la communauté scientifique. Il semble donc intéressant d'une part de mieux connaître les propriétés des dépôts de sédiments afin d'alimenter le débat et d'autre part d'évaluer si les indicateurs écologiques terrestres, en se référant notamment au programme bio-indicateurs de la qualité des sols de l'ADEME, peuvent constituer des outils efficaces pour apprécier la qualité des dépôts de sédiments en milieux terrestres.

Enfin, la problématique des sédiments extraits et déposés peut être étendue à d'autres sources que les dragages et curages, même si ceux-ci génèrent d'importants volumes de sédiments à gérer. Il existe en effet des ouvrages et installations dont l'entretien nécessite l'extraction et la gestion de matrices potentiellement contaminées. C'est le cas notamment des ouvrages collectant les eaux de ruissellement et/ou de lessivage des voiries, parkings et autres surfaces artificielles (bassins routiers ou les bassins d'infiltrations des eaux pluviales par exemple). Au fond de ces bassins, l'accumulation de particules engendre la formation d'une matrice sédimentaire potentiellement contaminée dont l'extraction s'avère souvent nécessaire afin de garantir le bon fonctionnement de l'ouvrage. La gestion de ces sédiments extraits et potentiellement contaminés soulève, d'un point de vue scientifique, des questions similaires à celles abordées dans le cadre de la présente étude : comment évolue la matrice sédimentaire et notamment la contamination qu'elle peut contenir ? Quels sont les effets de cette matrice sur l'environnement et notamment les écosystèmes ? La matrice une fois extraite et déposée au sol peut-elle être assimilée à un sol ? Dans ce contexte, il pourrait être intéressant d'évaluer la faisabilité et l'apport des méthodologies d'ÉRé aux questions posées.

BIBLIOGRAPHIE

A

- Abriak, N.-E. (2014). Projet SEDIMATERIAUX « TP-MARITIME ». ENVIRONORD, 50 p.
- Abriak, N.-E. (2015). Du dragage à la valorisation des sédiments : SEDIMATERIAUX. Matériaux Du Génie-Civil é Environnement, Cergy-Pontoise, 17 Septembre 2015, 76.p
- Abriak, N.-E., Khezami, I., Mamindy-Pajany, Y., Brakni, S., & Zentar, R. (2014). Valorisation des sédiments de dragage en aménagement paysager (Guide méthodologique). *SEDILAB*, 69p.
- Achard, R. (2013). Dynamique des contaminants inorganiques dans les sédiments de dragage : rôle spécifique de la matière organique naturelle. Thèse soutenue le 24/05/2013 pour l'obtention du grade de Docteur de l'Université du Sud Toulon Var, 184 pages
- Agence Artois Picardie, (2002). Enlèvement des sédiments: Guide méthodologique. Evaluation détaillée des risques liés à la gestion des sédiments et aux opérations de curage. EDR Sédiments 148.
- Agence de l'Eau Seine Normandie (2005). Métaalloïdes et organométalliques : organoétains. p89-95
- Agence de l'eau Artois-Picardie et Aquascop. (2014). Etude de l'indice invertébrés multimétrique (I2M2) en Artois-Picardie. *Rapport général*, 70p.
- Agency for Toxic Substances & Disease Registry, Department of Health and Human Services (2006). Toxicological profiles for hazardous substances [en ligne]. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxpro2.html> ATSDR, 2005. Toxicological profile for tin and tin compounds, 426 p.
- Agostini, F. (2006). Inertage et valorisation des sédiments de dragage marins. Thèse soutenue le 19 Juin 2006 pour l'obtention du grade de Docteur, délivrée par l'Ecole Centrale de Lille, 215 pages
- Agra, A., & Soares, A.V.M., (2009) Effects of Two Insecticides on Survival, Growth and Emergence of *Chironomus riparius* Meigen. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 82 (4), 501–504
- Air Rhône Alpes (2013). Transfert de dioxines / furanes et PCB entre le sol et l'atmosphère. *Association agréée par le Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable, des Transports et du Logement*. 45 pages. Rapport d'étude disponible sur le site : www.air-rhonealpes.fr
- Aït-Aïssa, S., Pandard, P., Magaud, H., Arrigo, A. P., Thybaud, E., Porcher, J. M. (2003). Evaluation of an in vitro hsp70 induction test for toxicity assessment of complex mixtures: comparison with chemical analyses and ecotoxicity tests. *Ecotoxicology and environmental safety*, 54(1), 92-104.
- Alarcon-Gutierrez, E., Floch, C., Ruaudel, F., Criquet, S. (2008). Non-enzymatic hydrolysis of fluorescein diacetate (FDA) in a Mediterranean oak (*Quercus ilex* L.) litter. *European Journal of Soil Science*, 59(2), 139–146.
- Alvarez-Guerra M., Viguri J.R., Casado-Martinez M.C. et Delvalls T.A, (2007). Sediment Quality Assessment and dredged material management in Spain : part I, application of sediment quality guidelines in the bay of Santander. *Integrated Environmental Assessment and Management* 3;4:529-538
- Alzieu, C. (1999). Dragages et environnement marin : Etat des connaissances. *IFREMER*, 225.p

- Alzieu, C. (2003). Bioévaluation de la qualité environnementale des sédiments portuaires et des zones d'immersion. *Editions Quae*. 247pp
- Anderson, B. S., Lowe, S., Phillips, B. M., Hunt, J. W., Vorhees, J., Clark, S., Tjeerdema, R. S. (2008). Relative sensitivities of toxicity test protocols with the amphipods *Eohaustorius estuarius* and *Ampelisca abdita*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 69, 24–31. <http://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2007.05.005>
- Anderson, J.P.E. et Ingram, J.S.I., (1993). Tropical Soil Biology and Fertility. A Handbook of Methods. *CA B International*. Oxon, UK, pp 44-46.
- Anderson, T.-H. (2003). Microbial eco-physiological indicators to assess soil quality. *Agriculture, Ecosystems Environment*, 98(1-3), 285–293.
- Anger, B. (2014). Caractérisation de sédiments fins de retenues hydroélectriques en vue d'une orientation vers des filières de valorisation matière. *Thèse de Doctorat, Université de Caen Basse-Normandie*, 316 p
- ANTEA (1999). Projet de végétalisation d'une partie du parc à cendres EDF de Blénod-lès-Pont à Mousson (54) à l'aide de boues de dragage de la Moselle - Etude de faisabilité. réf A18127/A, 22 p. In : Anger, B., 2014. Caractérisation des sédiments fins de retenues hydroélectriques en vue d'une orientation vers des filières de valorisation matière. *Thèse de Doctorat, Génie-Civil, Université de Caen Basse-Normandie* 316 p
- Anteagroup (2012a). Plan de gestion des travaux d'entretien régulier du Canal de la Marne au Rhin Ouest - Note complémentaire au dossier de demande d'autorisation » 55-2012-00105
- Anteagroup (2012b). Plan de Gestion des Travaux d'Entretien Régulier – Canal de la Marne au Rhin Ouest de Vitry-le-François (51) à Toul (54) ; pièce n°5 : Guide des interventions d'entretien. A65797/A Mai 2012. VNF Direction Interrégionale du Nord-Est
- Antizar-Ladislao, B. (2008). Environmental levels, toxicity and human exposure to tributyltin (TBT) - contaminated marine environment. A review. *Environment international* February 2008;34(2):292-308. doi:10.1016/j.envint.2007.09.005
- Apitz, S.E., Power, E. a., (2002). From risk assessment to sediment management : An international perspective. *Journal of Soils and Sediments* 2, 61–66. doi:10.1007/BF02987872
- Apitz S.E., Barbanti A., Giulio Bernstein A., Bocci M., Delaney E. et Montobbio L., (2007). The assessment of sediment screening risk in Venice lagoon and Other Coastal Areas Using International Sediment Quality Guidelines. *Journal of Soils Sediments* 7;5:326-341
- Aqua, J-L, Sannier, L., Méhu, J., Tivolle, I., & Tessier, E. (2013). Guide des thématiques : Données SEDIMARD 83 : Traitements. *Cap Sédiment*, 1–89.
- Aqua, J-L. (2014). Cap sédiments – Rappel des réalisations et perspectives travaux 2014-2020. *4è assises du Port du Futur, Paris 9-10 Septembre 2014*
- Association Cœur Emeraude. Le centre de transit des sédiments de la Rance. (Consulté le 21/04/2016). Disponible sur le lien suivant : <http://pnr-rance-emeraude.fr/fr/article/centre-transit-sediments-rance>.
- ASTM D 3978 (2004). Practice for Algal Growth Potential Testing with *Pseudokirchneriella subcapitata*
- ASTM E 1440-91, (2004). Standard guide for acute toxicity with the rotifer *Brachionus*. American Society for Testing and Materials. Philadelphia PA, USA, reapproved.

ASTM, (1993). Standard guide for conducting 10-day static sediment toxicity tests with marine and estuarine Amphipods (includes Annexes on procedures for the following organisms : *Ampelisca abdita*, *Eohaustorius estuarius*, *Grandidierella japonica*, *Leptocheirus plumulosus* and *Rhepoxinius abronius*). In: ASTM 1993 Annual book of Standards, vol 11.04, E1367-92. American Society for Testing and Materials, Philadelphia.

Austoni, M., Giordani, G., Viaroli, P., Zaldívar, J. M. (2007). Application of specific exergy to macrophytes as an integrated index of environmental quality for coastal lagoons. *Ecological Indicators*, 7(2), 229-238.

B

Babut, M., Martel, L., Ciffroy, P. et Férard J.F. (2011). Stratégies graduées d'évaluation des risques environnementaux induits par les sédiments fluviaux : revue bibliographique sur la caractérisation des risques et des incertitudes associées. *Déchets Sciences & Techniques : Revue Francophone d'Ecologie Industrielle*, 2011 ;60:7-17

Babut, M., Perrodin, Y., Bedell, J.P, Clement, B., Cosnier, S., Corriger, B., Delmas, H., Delolme, C., Devaux, A., Miege, C., Péry, A., Roulier, J.L., Vollat, B. (2004). Méthodologie d'évaluation écotoxicologique de matériaux de dragage : tests de la démarche et essais d'optimisation – *Rapport final* – 100 pp.

Babut, M., Perrodin, Y., Bray, M., Clément, B., Delolme, C., Devaux, A., ... Charrier, C. (2002). Évaluation Des Risques Écologiques Causés Par Des Matériaux De Dragage: Proposition D'Une Approche Adaptée Aux Dépôts En Gravière En Eau. *Revue Des Sciences de L'eau*, 15(3), 615–639. <http://doi.org/10.7202/705472ar>

Bachelier, G. (1978) La faune des sols, son ecologie et son action, *Orstom édition*, Paris, pp. 391.

Bäckström, M., Karlsson, S., Bäckman, L., Folkesson, L., Lind, B. (2004). Mobilisation of heavy metals by de-icing salts in a roadside environment. *Water Research*. 2004 Feb;38(3):720-32.

Baize, D., Girard, M., & Coordinateurs. (2008). Référentiel pédologique. (Edition Quae). *Savoir-Faire ; Association Française pour l'Etude du sol*. 405 p.

Balabaskaran, S., Tilakavati, K., Kumar Das, V.G. (1987). Studies on the phytotoxic effects of some organotin(IV) compounds on the germination of the mung bean seed, *Phaseolus aureus*. *Applied Organometallic Chemistry* 1, 347-353

Baltazar, M. T., Dinis-Oliveira, R. J., Martins, A., de Lourdes Bastos, M., Duarte, J. A., Guilhermino, L., Carvalho, F. (2014) Lysine acetylsalicylate increases the safety of a paraquat formulation to freshwater primary producers: A case study with the microalga *Chlorella vulgaris*. *Aquatic Toxicology*, 146, 137-143.

Bataillard P., Piou S., Laboudigue A., *et al.* (2004). Evolution géochimique des sédiments contaminés mis en dépôt : quel impact sur l'analyse des risques avant et après curage ? *JST* 301-310

Bedell J-P., Babut M., Delolme C., Bray M. *et al.* (2003). « Proposition d'une méthodologie d'évaluation des risques écotoxicologiques liés à la mise en dépôt sur sol ou en gravière de sédiments de dragage » *Bulletin des Laboratoires des Ponts et Chaussées* - 244-245 - Mai-Juin-Juillet-Août 2003 ; 4465 : 131-142

Bedell, J.-P., Bazin, C., Sarrazin, B., Perrodin, Y. (2013) Assessment of the phytotoxicity of seaport sediments in the framework of a quarry-deposit scenario: germination tests of sediments aged artificially by column leaching. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 65(1), 1–13. <http://doi.org/10.1007/s00244-013-9881-9>

Bedell, J. P., & Delolme, M. S. C. (2013). Rôle de la végétation sur l'évolution des caractéristiques physico-chimiques des sédiments déposés dans un bassin d'infiltration des eaux pluviales. *Etude et Gestion Des Sols*, 20, 27–38.

- Bedell, J.-P., Briant, A., Delolme, C., Perrodin, Y. (2003) Evaluation of the phytotoxicity of contaminated sediments deposited “on soil”. I. Impact of water draining from the deposit on the germination of neighbouring plants. *Chemosphere*, 50(3), 393–402. [http://doi.org/10.1016/S0045-6535\(02\)00600-8](http://doi.org/10.1016/S0045-6535(02)00600-8)
- Bedell, J.-P., Ferro, Y., Bazin, C., et Perrodin, Y. (2014) Selection of a halophytic plant for assessing the phytotoxicity of dredged seaport sediment stored on land. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186(1), 183–94. <http://doi.org/10.1007/s10661-013-3365-2>
- Beketov, M. a., Cedergreen, N., Wick, L. Y., Kattwinkel, M., Duquesne, S., Liess, M. (2013) Sediment Toxicity Testing for Prospective Risk Assessment — A New Framework and How to Establish It. *Human and Ecological Risk Assessment*, 19(November 2011), 98–117.
- Bennett, C., Owen, R., Birk, S., Buffagni, A., Erba, S., Mengin, N., ... et Wagner, F. (2011) Bringing European river quality into line: an exercise to intercalibrate macro-invertebrate classification methods. *Hydrobiologia*, 667(1), 31-48.
- Benoit-Bonnemason, C., Seby, F., Turlot, J.-C. *et al.* (2012). Analyse statistiques des données obtenues sur les sédiments traités sur le site pilote de SEDI.MAR.D 83. *Revue Paralia* Juillet 2012;5:3.1-3.16
- Bernes Cabanne C. (2009). Valorisation agricole des sédiments de dragage des voies navigables. *Rapport de Stage, ENTPE*, 148 p. *In* : Anger, B. (2014). Caractérisation des sédiments fins de retenues hydroélectriques en vue d’une orientation vers des filières de valorisation matière. *Thèse de doctorat, Génie-civil, Université de Caen Basse-Normandie*, 316 p.
- Bertrand, E., Girard, D et Savy, A. (2005). Approche d’évaluation de toxicité des organoétains en mélange. Rennes
- Bignal, K. L., Ashmore, M. R., Headley, A. D., Stewart, K., & Weigert, K. (2007). Ecological impacts of air pollution from road transport on local vegetation. *Applied Geochemistry*, 22(6), 1265–1271. <http://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2007.03.017>
- Birk, S., et Willby, N. (2010). Towards harmonization of ecological quality classification: establishing common grounds in European macrophyte assessment for rivers. *Hydrobiologia*, 652(1), 149-163.
- Bispo, A., Cluzeau, D., Creamer, R., Dombos, M., Graefe, U., Krogh, P.H., Sousa, J.P., Peres, G., Rutgers, M., Winding, A., Rombke, J., (2009) Indicators for monitoring soil biodiversity. *Integrated environmental assessment and management*, 5(4), 717-719.
- Bispo, A., Grand, C., Galsomies, L. (2008) Le programme ADEME “Bioindicateurs de qualité des sols” : Vers le développement et la validation d’indicateurs biologiques pour la protection des sols. *Etude et Gestion Des Sols*, 16, 145–158.
- Bisson, M., Bureau, J., Denys, S., Lacroix, G. et al. (2005). Polychlorobiphényles. *INERIS Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques*. INERIS-DRC-02-25590-00DF045 version n°2-1
- Bloem, J., Schouten, A.J., Sorensen, S.J., Rutgers, M., Van der Werf, A, Breure, A.M. (2009) Monitoring and Evaluating Soil Quality. *Microbiological Methods for Assessing Soil Quality*, 23-49.
- Bolam, S.G., et Whomersley, P. (2005) Development of macrofaunal communities on dredged material used for mudflat enhancement : a comparison of three beneficial use schemes after one year. *Marine Pollution Bulletin*, 50, 40–47.

- Bolam, S.G., et Rees, H. L. (2003) Minimizing Impacts of Maintenance Dredged Material Disposal in the Coastal Environment : A Habitat Approach. *Environmental Management*, 32(2), 171–188. <http://doi.org/10.1007/s00267-003-2998-2>
- Bolam, S.G., Rees, H.L., Murray, L., Waldock, R., (2003). Intertidal placement of dredged material: a biological perspective. In: Proceedings of the 28th International Conference on Coastal Engineering. World Scientific, Inc., 3606–3615.
- Bolam, S. G., & Whomersley, P. (2005). Development of macrofaunal communities on dredged material used for mudflat enhancement : a comparison of three beneficial use schemes after one year. *Marine Pollution Bulletin*, 50, 40–47. <http://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2004.08.006>
- Bolam, S.G., Whomersley, P., et Schratzberger, M. (2004) Macrofaunal recolonization on intertidal mudflats: Effect of sediment organic and sand content. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 306(2), 157–180. <http://doi.org/10.1016/j.jembe.2004.01.007>
- Bonte, D., Baert, L., Lens, L., Maelfait, J. P. (2004) Effects of aerial dispersal, habitat specialisation, and landscape structure on spider distribution across fragmented grey dunes. *Ecography*, 27(3), 343-349.
- Borja, A., et Muxika, I. (2005). Guidelines for the use of AMBI (AZTT's Marine Biotic Index) in the assessment of the benthic ecological quality. *Marine Pollution Bulletin*, 50(7), 787–789. <http://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2005.04.040>
- Borja, A., Franco, J., et Pérez, V. (2000) A marine Biotic Index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Marine Pollution Bulletin*, 40(12), 1100–1114. [http://doi.org/10.1016/S0025-326X\(00\)00061-8](http://doi.org/10.1016/S0025-326X(00)00061-8)
- Borja, A., Muxika, I., et Franco, J. (2003). The application of a Marine Biotic Index to different impact sources affecting soft-bottom benthic communities along European coasts. *Marine Pollution Bulletin*, 46(7), 835–845. [http://doi.org/10.1016/S0025-326X\(03\)00090-0](http://doi.org/10.1016/S0025-326X(03)00090-0)
- Borloo, J., Berard, J., Cau, E., Caron, J., & Duriez, J. (2010). Charte de préfiguration du projet Sédimentaires. 9 p.
- Botta, F. & Dulio, V. (2014). Etude sur les contaminants émergents dans les eaux françaises – Résultat de l'étude prospective 2012 sur les contaminants émergents dans les eaux de surface continentales de la Métropole et des DOM. ONEMA/INERIS Rapport final n°DRC-13-136939-12927A, Juin 2014
- Boukharaeva, L., & Marloie, M. (2013). Vassili V . Dokoutchaiev et l'écologie urbaine 1. *Etude et Gestion Des Sols*, 20(2), 117–126.
- Bourret, J. (1997). La valorisation agronomique des sédiments marins de la Rance. *Courrier de L'environnement de l'INRA*, 66–69.
- Boyd, S. E., Limpenny, D. S., Rees, H. L., Cooper Boyd, K. M., et Cooper, K. M. (2005) The effects of marine sand and gravel extraction on the macrobenthos at a commercial dredging site (results 6 years post-dredging). *Journal of Marine Science*, 62, 145–162. doi:10.1016/j.icesjms.2004.11.014
- Boyd, S. E., Rees, H. L., et Richardson, C. A. (2000) Nematodes as Sensitive Indicators of Change at Dredged Material Disposal Sites. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 51(6), 805–819. <http://doi.org/10.1006/ecss.2000.0722>
- Bradshaw, A. (2000). The use of natural processes in reclamation - Advantages and difficulties. *Landscape and Urban Planning*, 51(2-4), 89–100. [http://doi.org/10.1016/S0169-2046\(00\)00099-2](http://doi.org/10.1016/S0169-2046(00)00099-2)

- Brakni, S., Abriak, N. E., & Grégoire, P. (2007). Valorisation de boues de dragage maritime en granulats artificiels en vue de stabiliser l'érosion littorale. *25ème Rencontres de l'AUGC, 23-25 Mai 2007 à Bordeaux*, 8 p.
- Braud, A., Nica, C., Grac, C., et Le Ber, F. (2011). A lattice-based query system for assessing the quality of hydro-ecosystems. In *CLA 2011*, Oct 2011, Nancy, France. INRIA NGE et LORIA, pp.265-277, 2011. [hal-00640048](https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00640048)
- Breure, A.M., Mulder, Ch., Rutgers, M., Schouten, T., De Zwart, D., Bloem, J., (2004) A biological indicator for soil quality. In: *Proceedings from an OECD Expert Meeting Rome, Italy March 2003: Agricultural Impacts on Soil Erosion and Soil Biodiversity: Developing Indicators for Policy Analysis*, pp. 485–494.
- Brignon J.M. (2005). Tributylétain, 18 p. INERIS. Base de données environnementales [en ligne]. <http://chimie.ineris.fr/fr/lien/basededonnees/environnementale/presentation.php> Dibutyltin dichloride, 2005. Tributyltin compounds, 2004
- Brunson EL, Canfield TJ, Dwyer FJ, Ingersoll CG, Kemble NE (1998). *Assessing the Bioaccumulation of Contaminants from Sediments of the Upper Mississippi River Using Field-Collected Oligochaetes and Laboratory-Exposed Lumbriculus variegatus* ; Archives of environmental contamination and toxicology 35:2 1998 Aug pg 191-201 ; PubMed:9680511
- BRGM (2015). Les polluants émergents : de nouveaux défis pour la gestion des eaux souterraines. Mai 2015. Disponible sur le lien suivant <http://www.brgm.fr/evenement/polluants-emergents-nouveaux-defis-gestion-eaux-souterraines>
- Burel, F., Garnier, E., Amiaud, B., Aulagnier, S. *et al.* (). « Chapitre 1. Les effets de l'agriculture sur la biodiversité ». Agriculture et biodiversité, ESCo
- Burel, F., Garnier, E., Amiaud, B., Butet, A., & Steinberg, C. (2008). Chapitre 1. Les effets de l'agriculture sur la biodiversité. ESCO "Agriculture et biodiversité," 1–139.
- Burkhard, L. P., Hubin-Barrows, D., Billa, N., Highland, T. L., Hockett, J. R., Mount, D. R., ... et Grabanski, C. B. (2015) Sediment Bioaccumulation Test with Lumbriculus variegatus: Effects of Feeding. *Archives of environmental contamination and toxicology*, 68(4), 696-706.
- Burton GA. Jr & Scott KJ., (1992). Sediment Toxicity evaluations. *Environ Sci Technol*, 26 ;11 :2068-2075. DOI :10.1021/es00035a002
- Burton, GA. (2000). Sediment Toxicity Assessment. Lewis Publishers, Chelsea,MI, USA in Beketov, M. a., Cedergreen, N., Wick, L. Y., Kattwinkel, M., Duquesne, S., et Liess, M. (2013). Sediment Toxicity Testing for Prospective Risk Assessment — A New Framework and How to Establish It. *Human and Ecological Risk Assessment*, 19(November 2011), 98–117. <http://doi.org/10.1080/10807039.2012.683741>
- Burton, G.A., Denton, D.I., Ho, K., Ireland, D.S (2002) Chapter 5 : Sediment toxicity Testing : Issues and Methods, 111-150 in Hoffman, D. J., Rattner, B. A., Burton Jr, G. A., & Cairns Jr, J. (Eds.). (2002). *Handbook of ecotoxicology*. CRC Press. 1315 pp

C

- Calow, P., Forbes, V., E. (2003). Peer Reviewed: Does Ecotoxicology Inform Ecological Risk Assessment? *Environmental Science and Technology*. 6 p
- Camuzard, J. (2011). L'exploitation des tangles ou le souvenir des savoirs oubliés. *Bulletin de La Société Géologique et Minéralogique de Bretagne*, 1–32.

- Cantégrit, L. (2011). Valorisation agronomique des sédiments de dragage de canaux. *AIPCN Prix Jeune Professionnel Francophone*, 20 p.
- Cantégrit, L., & Nouvion -Dupray, S. (2011). Valorisation agronomique des sédiments de dragage de canaux : première expérimentation agricole en Saône - et - Loire (71). *Présentation Orale, Congrès Européen Ecotechnologies, 7-9 Juin 2011, Lille*, (71), 1–15.
- Capilla, X., Schwartz, C., Bedell, J.-P., Sterckeman, T., Perrodin, Y., Morel, J.-L., (2006). Physicochemical and biological characterisation of different dredged sediment deposit sites in France. *Environmental Pollution* 143, 106–16. doi:10.1016/j.envpol.2005.11.007
- Cap sédiment : <http://cap-sediments.fr/comite-lecture.html>
- Cappuyns, V., & Swennen, R. (2006). Comparison of metal release from recent and aged Fe-rich sediments. *Geoderma* December 2006;137(1-2):242-251
- CD2e. (2013). Synthèse des Journées nationales sur la gestion des sédiments de dragage. *5 et 6 Juin 2013, Lille Grand Palais*, 33.p
- CEAMaS : <http://www.ceamas.eu/>
- Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (2015). Détermination de la toxicité : inhibition de la croissance chez l'algue *Pseudokirchneriella subcapitata*. MA. 500 – P.sub. 1.0, Rév. 3, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec, 21 p
- Cerema. (2011). Enquête dragage 2011 Synthèse des données. *CETMEF, Collection Données*, 45 p.
- Cesar, A., Lia, L.R.B., Pereira, C.D.S. *et al.* (2014). Environment assessment of dredged sediment in the major Latin American seaport (Santos, São Paulo – Brazil): An integrated approach. *Science of the Total Environment* November 2014;497-498:679-687
- CETMEF. (2008b). Dragage en milieu marin, immersion et code de l'environnement : le guide des procédures préalables. Les Outils, Notice N° C 08.06, 142 p.
- CETMEF (2008a). Guide pour la gestion durable des déblais de dragages portuaires contaminés en France. Rapport final, Mars 2008 <http://fr.slideshare.net/fullscreen/rachidabdi925/guide-cetmef-lite2008/7> (rapport 1)
- Chapman P.M., (1990) The sediment quality triad approach to determining pollution-induced degradation. *The Science of the total environment* 97/98: 815-825.
- Chapman, P.M., Mann, G.S., (1999). Sediment Quality Values (SQVs) and Ecological Risk Assessment (ERA). *Marine Pollution Bulletin* 38, 339–344. doi:10.1016/S0025-326X(99)00033-8
- Chapman, P. M., Ho, K. T., Munns, W. R., Solomon, K., et Weinstein, M. P. (2002) Issues in sediment toxicity and ecological risk assessment. *Marine Pollution Bulletin*, 44(4), 271–8. [http://doi.org/10.1016/S0025-326X\(01\)00329-0](http://doi.org/10.1016/S0025-326X(01)00329-0)
- Chapman, P. M., Wang, F., Janssen, C., Persoone, G., & Allen, H. (1998). Ecotoxicology of metals in aquatic sediments : binding and release, bioavailability, risk assessment, and remediation. *National Research Council Canada*, 55(10), 2221–2243.

- Charrasse, B. (2013). Comportement à long terme, caractérisation opérationnelle et évaluation environnementale des contaminants organiques des sédiments de dragage. Thèse soutenue le 16 Décembre 2013 pour l'obtention du grade de Docteur en Sciences de l'Université d'Aix Marseille, 493 pages
- Charriau, A. (2009). Etude de la contamination organique et métallique associée aux sédiments du District Hydrographique International de l'Escaut. *Thèse de Doctorat, Université de Lille I*, 249 p
- Chelinho, S., Domene, X., Campana, P., Andrés, P., Römbke, J., et Sousa, J. P. (2014) Toxicity of phenmedipham and carbendazim to *Enchytraeus crypticus* and *Eisenia andrei* (Oligochaeta) in Mediterranean soils. *Journal of soils and sediments*, 14(3), 584-599.
- Chenon, P. & Donguy, G. (2014). Elaboration d'une méthodologie d'évaluation des risques écotoxicologiques simplifiée à l'usage des fertilisants en agriculture. *Echo-MO n°108* – Juillet Août 2014, p.1-4
- Clément, B., Vaile, G., Moretto, R., Vernus, E., et Abdelghafour, M. (2010) Effects of a physico-chemical treatment of a dredged sediment on its ecotoxicity after discharge in laboratory gravel pit microcosms. *Journal of Hazardous Materials*, 175(1-3), 205–215. <http://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.09.150>
- Coffin, A. W. (2007). From roadkill to road ecology: A review of the ecological effects of roads. *Journal of Transport Geography*, 15(5), 396–406. <http://doi.org/10.1016/j.jtrangeo.2006.11.006>
- Coineau, Y. (1974) Introduction à l'étude des microarthropodes du sol et de ses annexes, *Doin édition*, pp. 118.
- Coll, P., Le Cadre, E., Mérot, A., & Villenave, C. (2013) The characterization of the soil biological quality of organic viticulture can be achieved by analyzing soil nematofauna. *Innovations Agronomiques*, 32, 391-400.
- Collette-Bregand, M., James, A., Munshy, C. et Bocquenê, G. (2009). Contamination des milieux aquatiques par les substances pharmaceutiques et cosmétiques. *IFREMER* Janvier 2009
- Cooper, K. M., Barrio Froján, C. R. S., Defew, E., Curtis, M., Fleddum, A., Brooks, L., et Paterson, D. M. (2008) Assessment of ecosystem function following marine aggregate dredging. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 366, 82–91. <http://doi.org/10.1016/j.jembe.2008.07.011>
- Correia, F. V., et Moreira, J. C. (2010) Effects of glyphosate and 2, 4-D on earthworms (*Eisenia foetida*) in laboratory tests. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 85(3), 264-268.
- Coste, M., Boutry, S., Tison-Rosebery, J., et Delmas, F. (2009) Improvements of the Biological Diatom Index (BDI): Description and efficiency of the new version (BDI-2006). *Ecological Indicators*, 9(4), 621-650
- Creamer, R.E., Schulte, R.P.O., Stone, D., Gal, A., Krogh, P.H., Lo Papa, G., ... Winding, A. (2014) Measuring basal soil respiration across Europe: Do incubation temperature and incubation period matter? *Ecological Indicators*, 36, 409–418.
- Crenn, I., Gourmelon, M., Le Cann, P., Ménard, D., Le Guyager, F., Derrien, A., Pommepy, M. (1999) Chapitre III : Microbiologie sannitaire des sédiments 39-58 in Alzieu, C. (1999). Dragages et environnement marin : Etat des connaissances. *IFREMER*, 225 pp.

D

- Dalfsen, J. A. Van, et Essink, K. (2001) Benthic community response to sand dredging and Shoreface Nourishment in Dutch Coastal Waters. *Senckenbergiana Maritima*, 31(2), 329–332.

- Dauvin, J.-C., Ruellet, T., Desroy, N., et Janson, A. (2006) Rapport Scientifique Seine-Aval 3 : Tableau de bord et indicateurs opérationnels. Indicateurs benthiques de l'état des peuplements benthiques de l'estuaire marin et moyen et de la partie orientale de la baie de Seine. *Seine-Aval Groupement D'intérêt Public*, 43. <http://doi.org/10.1029/2006JD007277.BLOND>
- DDTM Finistère & DREAL Bretagne (2013). L'Etat recense toutes les réglementations applicables – Planifier le dragage des Ports de Bretagne. Mai 2013
- de Boer, P. (2010a) “Legislation and dredged material in the Netherlands – dredging for water management”. Rijkswaterstaat, *Ministerie van Verkeer en Waterstaat, workshop 29/10/2010, Brussel*. 14 p
- de Boer, P. (2010b) “Transitions in water management in the Netherlands – trends in dredging” Rijkswaterstaat, *Ministerie van Verkeer en Waterstaat*. 31 p
- de Castro-Català, N., Kuzmanovic, M., Roig, N., Sierra, J., Ginebreda, A., Barceló, D., ... Muñoz, I. (2015) Ecotoxicity of sediments in rivers: Invertebrate community, toxicity bioassays and the toxic unit approach as complementary assessment tools. *Science of The Total Environment*, 540, 297–306. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.06.071>
- De Lange, H. J., Noordoven, W., Murk, A. J., Lüring, M., & Peeters, E. T. H. M. (2006) Behavioural responses of *Gammarus pulex* (Crustacea, Amphipoda) to low concentrations of pharmaceuticals. *Aquatic Toxicology*, 78(3), 209–216. <http://doi.org/10.1016/j.aquatox.2006.03.002>
- Delcour, P. (2013) Analyse prospective des filières de valorisation envisageables en région Nord-Pas-de-Calais, *Centre d'Etudes Techniques de l'Équipement Nord-Picardie, InterSol, 1-19*.
- Delpech, C., Courrat, A., Pasquaud, S., Lobry, J., Le Pape, O., Nicolas, D., ... et Lepage, M. (2010) Development of a fish-based index to assess the ecological quality of transitional waters: the case of French estuaries. *Marine Pollution Bulletin*, 60(6), 908-918.
- DelValls, T. a., Andres, A., Belzunce, M.J., Buceta, J.L., Casado-Martinez, M.C., Castro, R., Riba, I., Viguri, J.R., Blasco, J., (2004). Chemical and ecotoxicological guidelines for managing disposal of dredged material. *Trends in Analytical Chemistry* 23, 819–828. doi:10.1016/j.trac.2004.07.014
- Den Besten, P.J., De Deckere, E., Babut, M.P., Power, B., ... et Heise, S. (2003) Biological Effects-based sediment Quality in Ecological Risk assessment for European Waters. In *Journal of Soils & Sediments September 2003 (3)*, 144-162
- Depelsenaire G. (2007). Procédé de stabilisation de résidus minéraux contaminés par des métaux lourds et des composés organiques. *Intersol, 27-29 mars 2007, présentation orale*. In : Anger, B. (2014). Caractérisation des sédiments fins de retenues hydroélectriques en vue d'une orientation vers des filières de valorisation matière. *Thèse de doctorat, Génie-civil, Université de Caen Basse-Normandie*, 316 p
- Deram, A., & Hayet, A. (2006). Evaluation et acceptabilité des risques environnementaux. Méthodes d'évaluation, analyse comparative ; Etude sociologiques des représentations des risques, synthèse bibliographique. n°04-0810//0811/1A RECORD, 228.
- Desrosiers, M., Martel, L., Boudreau, L., Cormier, M., Gagnon, C., Lepage, S., ... Triffault-Bouchet, G. (2012) Ecological Risk Assessment (ERA) of Open-water Disposal of Sediment to Support the Management of Dredging Project in the St. Lawrence River. In *Contaminated Sediments: 5th Volume, Restoration of Aquatic Environment*. ASTM International.
- Dia, M. (2013). Traitement et Valorisation de Sédiments de Dragage Phosphatés en Technique Routière. *Thèse de Doctorat, Université d'Artois et Mines de Douai*, 169.p

- Diaz, R. J., Solan, M. et Valente R.M., (2004) A review of approaches for classifying benthic habitats and evaluating habitat quality. *Journal of Environmental Management* 73 : 165-181.
- Dinger, F. (1997). Végétalisation des espaces dégradés en altitude. *Editions Quae*. p 144 In : Séré, G., (2007). Fonctionnement et évolution pédogénétique de Technosols issus d'un procédé de construction de sol. *Thèse de Doctorat, Institut National Polytechnique de Lorraine* p 228.
- Djajakirana, G., Joergensen, R.G., Meyer, B. (1996) Ergosterol and microbial biomass relationship in soil. *Biology and Fertility of Soils*, 22(4), 299–304.
- Donguy, G., Perrodin, Y., Pandard, P., & Andres, S. (2007). Guide méthodologique pour l'évaluation des risques écologiques liés à la restauration de carrières de la zone littorale à l'aide de sédiments de dragage portuaires prétraités. (*Programme ANR "SEDIGEST"*). Tome 1 Présentation de La Méthodologie, 33 p.
- Doni, S., Macci, C., Peruzzi, E. *et al.* (2015). Heavy metal distribution in a sediment phytoremediation system at pilot scale. *Ecological engineering* August 2015;81:146-157
- Doran, J.W., and Zeiss, M.R. (2000) Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality. *Applied Soil Ecology*, 15(1), 3–11.
- Doran, J.W., Parkin, T.B., (1994) Defining and assessing soil quality. In : Cecillon, L. (2008) Quels indicateurs pour évaluer la qualité de sols forestiers soumis à des contraintes environnementales fortes. *Thèse de doctorat en science du sol, Université Joseph Fourier de Grenoble*. pp. 215
- Doran, J.W., Safley, M., 1997. Defining and Assessing Soil Health and Sustainable Productivity, in: *Biological Indicators of Soil Health*. pp. 1–28. doi:10.2134/jeq1998.00472425002700050038x
- DREAL Nord-Pas de Calais. (2011). Sédiments Trois modes de gestion Sédiments Mode d'emploi, *MEDDTL*, 6.p
- DREAL NPC 2012 « *Sédiment gestion à terre : quelle réglementation ?* »
- http://www.nord-pas-de-calais.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/dreal_2012_sediments.pdf
- Dubois, V., Edine, N., Zentar, R., Ballivy, G. (2009). The use of marine sediments as a pavement base material. *Waste Management*, 29(2), 774–782. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.05.004>
- Dufrêne, M., Legendre, P., (1997) Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, 67, 3, pp. 345-366.
- Dumay, N. (2015). Réglementations existantes en Europe sur le dragage portuaire. *SETARMS-Séminaire sur les enjeux des sédiments et leur valorisation dans les matériaux de construction-17 septembre 2015*, 17 p.
- Dungern, W. (1983) Tiere im Boden. Ziemsens, Wittenberg. In: Godet, J. (2010) Intérêt des isopodes terrestres dans l'évaluation de la qualité des sols : Recherche de paramètres indicateurs de la pollution par des éléments traces métalliques et contribution à la mise au point d'un outil écotoxicologique de terrain. *Thèse de doctorat, Ecologie, Université Lille 1, Sciences et Technologie*. pp 251

E

- Eash, N.S., Stahl, P.D., Parkin, T.B., Karlen, D.L. (1996) A Simplified Method for Extraction of Ergosterol from Soil. *Soil Science Society of America Journal*, 60(2), 468-471.
- Eau Artois Picardie « *Inventaire détaillé des techniques de curage, transport, traitement et usage des sédiments* »

<http://www.eau-artois-picardie.fr/IMG/pdf/gestionsediments.pdf>

Eau Artois Picardie (2010). Les médicaments dans les cours d'eau du bassin Artois-Picardie : résultats de la campagne exploratoire de 2010. Décembre 2010

<http://www.eau-artois-picardie.fr/IMG/BaseDoc/aegis/2485/B%2022176.pdf>

EC(EuropeanCommission) (2003) Technical Guidance Document on Risk Assessment in support of Commission Directive93/67/EEConRisk Assessment for New Notified Substances, Commission Regulation (EC) No 1488/94 on Risk Assessment for Existing Substances and Directive 98/8/EC of the European Parliament and of the Council Concerning the Placing of Biocidal Products on the Market; Part I–IV. Office for Official Publications of the EC Luxembourg

ECHA (European Chemicals Agency) (2008) Guidance on Information Requirements and Chemical Safety Assessment. ChapterR.7b: Endpoint Specific Guidance. Helsinki, Finland

Egeler P, Henry KS, and Riedhammer C. (2010) Potential effects of food addition to sediment on test conditions in sediment toxicity tests. *J Soils Sed* 10:377–88.

Eggleton, J. & Thomas, K.V. (2004). A review of factors affecting the release and bioavailability of contaminants during sediment disturbance events. *Environment Int* 2004 September;30(7):973-80

Eijsackers, H. (2010). Earthworms as colonisers: Primary colonisation of contaminated land, and sediment and soil waste deposits. *Science of the Total Environment*, 408(8), 1759–1769. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.12.046>

Eijsackers, H., Bruggeman, J., Harmsen, J., de Kort, T., & Schakel, A. (2009). Colonization of PAH-contaminated dredged sediment by earthworms. *Applied Soil Ecology*, 43(2-3), 216–225. <http://doi.org/10.1016/j.apsoil.2009.08.003>

Eijsackers, H., Van Gestel, C. A. M., De Jonge, S., Muijs, B., et Slijkerman, D. (2001) Polycyclic aromatic hydrocarbon-polluted dredged peat sediments and earthworms: a mutual interference. *Ecotoxicology*, 10(1), 35–50. <http://doi.org/10.1023/A:1008954706150>

Eivazi, F., and Tabatabai, M.A. (1977) Phosphatases in soils. *Soil Biology & Biochemistry*, 9, 167–172.

Environnement Canada (2011) Méthode d'essai biologique : Essai sur la fécondation chez les échinides (oursins globuleux et oursins plats) SPE 1/RM/27, 152p

Environnement Canada (2013). Méthode d'essai biologique : essai de survie et de croissance de l'amphipode dulcicole *Hyalella azteca* dans les sédiments et l'eau. Rapport SPE 1 /RM/33, Deuxième édition, 180 pp.

Environnement Canada, (1997). Méthode d'essai biologique: essai de survie et de croissance des larves dulcicoles de chironomes (*Chironomus tentans* ou *Chironomus riparius*) dans les sédiments.

Environnement Canada (2013). Méthode d'essai biologique : essai de survie et de croissance de l'amphipode dulcicole *Hyalella azteca* dans les sédiments et l'eau. Rapport SPE 1 /RM/33, Deuxième édition, 180pp.

Erfteemeijer, P. L. A., et Lewis, R. R. R. (2006) Environmental impacts of dredging on seagrasses: a review. *Marine Pollution Bulletin*, 52(12), 1553–72. <http://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.09.006>

Erfteimeijer, P. L. A., Riegl, B., Hoeksema, B. W., Todd, P. A., et Knight Merz, S. (2012) Environmental impacts of dredging and other sediment disturbances on corals: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 64, 1737–1765. <http://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.05.008>

F

Fadil, F., Maarouf, A., et Zaid, A. (1997) Utilisation de *Gammarus gauthieri* Pinkster (Crustacé : Amphipode) pour tester la toxicité des sédiments des eaux douces. *Annales de Limnologie*, 33(2), 73–78.

Fahrig, L. (2003). Effects of habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34(1), 487–515. <http://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>

Fent, K. (1996). Ecotoxicology of organotin compounds. *Critical Reviews in Toxicology* 26, (1), 1-117

Fernandez-Casalderrey, A., Ferrando, M. D., Andreu-Moliner, E. (1993) Effect of the insecticide methylparathion on filtration and ingestion rates of *Brachionus calyciflorus* and *Daphnia magna*. *Science of the total environment*, 134, 867-876.

Ferro, Y. (2010). Sédiments marins et végétalisation : évaluation des impacts sur les écosystèmes de surface dans le cadre d'un scénario de remplissage de carrières. *Travail de fin d'étude* 08 Septembre 2010, 120 pages

Filser, J., Wiegmann, S., Schröder, B. (2013) Collembola in ecotoxicology—Any news or just boring routine? *Applied Soil Ecology*, 83, 193–199. <http://doi.org/10.1016/j.apsoil.2013.07.007>

Fischesser, B., & Dupuis-Tate, M. (2007). Le guide illustré de l'écologie, *Editions de la Martinière*, 349 p.

Foucher, J. (2005). Valorisation des déblais sableux de dragage portuaire en France Métropolitaine. Travail de Fin d'Etudes, *ENTPE*. 66 p.

Francis, P.S., Lewis, S.W., Lim, K.F. (2002) Analytical methodology for the determination of urea : current practice and future trends. *Trends in Analytical Chemistry*, 21(5), 389–400

G

Galgani (2007) Evaluation de la toxicité globale des sédiments du littoral des bouches du Rhône par un bio essai : développement larvaire de l'huître *Crassostrea gigas* en présence d'éluats de sédiments. *Ifremer*, 23p.

Garbolino, E., Aqua, L., Bazin, C., & Sannier, L. (2013). Guide des réalisations : *Sedivald. Cap Sédiments*, 1–62.

Gay, C., Bourrain, X., Demortier, G., Lascombe, C., et Stroffek, S. (2000) Guide technique de l'Indice Biologique Global Normalisé (IBGN) NF-T90-350. *Les Etudes Des Agences De L'Eau, 2eme édit*, 37p.

Geffard, O. (2001). Toxicité potentielle des sédiments marins et estuariens contaminés : évaluation chimique et biologique, biodisponibilité des contaminants sédimentaires. Thèse soutenue le 21 Décembre 2001 pour l'obtention du grade de Docteur de l'Université de Bordeaux 1 (spécialité écotoxicologie), 376 pages

Genin, B., Chauvin, C., et Ménard, F. (2003). *Cours d'eau et indices biologiques: pollution, méthodes, IBGN*. Educagri éditions. 221 p.

Geode. (2012). Suivis environnementaux des opérations de dragage et d'immersion *Guide méthodologique*, p 134.

- Gerard, L., & Ducros, J. (2014). La gestion des sédiments de dragage - Point sur la réglementation-. *4ème Assises Du Port Du Futur, 9-10 Septembre 2014, Paris*.
- GIP (Groupement d'intérêt Public) Seine Aval (2007). La contamination chimique : quel risque en estuaire de Seine ? Fiche substance : organoétains.
- Girard, M. C., Schwartz, C., & Jabiol, B. (2011). Étude des sols. Description, cartographie, utilisation. *Dunod éd., Paris*. 416 p.
- Gobat J-M., Aragno M., Matthey W., (2010) Le sol vivant : Bases de pédologie – Biologie des sols, 3ème édition revue et augmentée. *Presses polytechniques et universitaires romandes*. pp. 817.
- Gong, P., Guan, X., Witter, E. (2001) A rapid method to extract ergosterol from soil by physical disruption. *Applied Soil Ecology*, 17(3), 285–289
- Grall J., Quiniou F., Glemarec M. (2003). Bioévaluation de la qualité environnementale des milieux portuaires. Institut français de recherche pour l'exploitation de la mer, 247 p.
- Grall, J et Glémarec, M. (2003) Chapitre III – L'indice d'évaluation de l'endofaune côtière I2EC : 53-88 in Alzieu, C. (2003). Bioévaluation de la qualité environnementale des sédiments portuaires et des zones d'immersion. *Editions Quae*. 247pp
- Gray, J.S., Dayton, P., Thrush, S., Kaiser, M.J., (2006). On effects of trawling, benthos and sampling design. *Marine Pollution Bulletin* 52, 840–843. doi:10.1016/j.marpolbul.2006.07.003
- Green, S.M., Machin, R., & Cresser, M. S. (2008). Effect of long-term changes in soil chemistry induced by road salt applications on N-transformations in roadside soils. *Environmental Pollution* 2008 Mar;152(1):20-31. DOI: 10.1016/j.envpol.2007.06.005
- Green, V.S., Stott, D.E., Diack, M. (2006) Assay for fluorescein diacetate hydrolytic activity: Optimization for soil samples. *Soil Biology and Biochemistry*, 38(4), 693–701.
- Gregoire, P., Abriak, N. E., Brakni, S., et Achour, R. (2013) Benthic quality evaluation of immersion zones of sediments dredging. *Revue Paralia*, 6, 1–12. <http://doi.org/10.5150/revue-paralia.2013.003>
- Gregoire, P., & Glaser, D. (2010). Dragage et valorisation – Traitement des sédiments non-immergeables dragués dans le port de Dunkerque-France , 11 p
- Gregoire, P., & Glaser, D. (2010). Dragage et valorisation – Traitement des sédiments non-immergeables dragués dans le port de Dunkerque-France. CETMEF, 11 p. http://www.eau-mer-fleuves.cerema.fr/IMG/pdf/T4_15_Gr_goire_Glaser_cle6cc561-1.pdf
- Gregoire, P., & Proulhac, N. (2010). Présentation des dragages d'entretien grand port maritime de dunkerque (GPMD). *Grenelle de La Mer, Paris*, 18 p.
- Grenelle de la Mer. (2010). Sédiments de dragage. Groupe de travail n°11-rapport final. *MEEDDM*, 37p. Retrieved from <http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/G11-2.pdf>

H

- Hargrave, B. T. (1970) The utilization of benthic microflora by *Hyalella azteca* (Amphipoda). *The Journal of Animal Ecology*, 427-437.

- Haropaport (2007). Accumulation sédimentaire de confluence, recommandations relatives et opérations impliquant des sédiments aquatiques potentiellement contaminés. Rhône Méditerranée Eau France A2 V2.0, septembre 2013 annexes
- Harvey, M., Gauthier, D., et Munro, J. (1998) Temporal Changes in the Composition and Abundance of the Macro-benthic Invertebrate Communities at Dredged Material Disposal Sites in the Anse h Beaufils, Baie des Chaleurs, Eastern Canada. *Marine Pollution Bulletin*, 36(1), 41–55. [http://doi.org/10.1016/S0025-326X\(98\)90031-5](http://doi.org/10.1016/S0025-326X(98)90031-5)
- Hasenbein, S., Connon, R. E., Lawler, S. P., Geist, J. (2015) A comparison of the sublethal and lethal toxicity of four pesticides in *Hyalella azteca* and *Chironomus dilutus*. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(15), 11327-11339.
- Haury J. et al. (1996) Des indices macrophytiques pour estimer la qualité des cours d'eau français : premières propositions. *Écologie* 27 : 233-244.
- Haury J. et al. (2006) A new method to assess water trophic and organic pollution – the Macrophyte Biological Index for Rivers (IBMR): its application to different types of river and pollution. *Hydrobiologia* 570: 153-158.
- Haws, N.W., Ball, W.P. et Bouwer, E.J. (2006). Modeling and interpreting bioavailability of organic contaminant mixtures in subsurface environments. *Journal of contaminant hydrology* February 2006;82(3-4):255-92
- Hayet A. (2010). Contribution de l'écologie à la caractérisation de sites contaminés. Application à l'évaluation des risques pour les écosystèmes. Thèse de doctorat soutenue publiquement le 26 janvier 2010. Université de Lille, Droit et Santé, 766 p.
- Hayet A. & Deram A. (2011). La biodiversité et les indicateurs écologiques comme outils d'évaluation des écosystèmes terre liés à des terrains contaminés. *Séminaire « Quels outils pour l'Évaluation des Risques pour les Écosystèmes terrestres liés à des terrains contaminés ? »* Synthèse atelier n°1. 27-28 Septembre 2011 Paris.
- Hayet A., Deram A., Couffignal B. (2009) Evaluation des risques écologiques : vers une harmonisation à l'échelle européenne. *Environnement, Risques et Santé*. Vol. 8 (2) .. (Hayet et al 2009)
- Hayet A., Deram A., Denayer F.O., Couffignal C., Van Haluwyn C. (2006). Variability of nine methodologies of Ecological Risk Assessment (ERA) : consequences on results and application. *Communication affichée SETAC La Haye* ;
- Hayet, A., (2011). Apport des inventaires écologiques de terrain à l'évaluation des risques d' un écosystème terrestre contaminé aux ETM 3–5.
- Heijerick, D. G., De Schampelaere, K. A. C., & Janssen, C. R. (2002). Biotic ligand model development predicting Zn toxicity to the alga *Pseudokirchneriella subcapitata*: possibilities and limitations. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 133(1), 207-218.
- Herman, S., Glaser, D., Pieters, A., Grégoire, P., Priez, C., Desmoulin, D., & Guglielmetti, D. (2014)a. Cinq ans de valorisation des sédiments contaminés extraits du Port de Dunkerque (France). *XIIIème Journées Nationales Génie Côtier-Génie Civil, Dunkerque, 2-4 Juillet 2014*. <http://doi.org/10.5150/jngcgc.2014.109>
- Herman, S., Pieters, A., Glaser, D., Grégoire, P., Priez, C., & Guglielmetti, D. (2014)b. A lustrum of valorisation of contaminated sediments from the port of Dunkirk (France). Proceedings of the South Baltic Conference on Dredged Materials in Dike Construction, Rostock, 10-12 April 2014, 8 p.

- Higgins, C. P., McLeod, P. B., MacManus-Spencer, L. A., et Luthy, R. G. (2007) Bioaccumulation of perfluorochemicals in sediments by the aquatic oligochaete *Lumbriculus variegatus*. *Environmental science et technology*, 41(13), 4600-4606.
- Hoch, M. (2001). Organotin compounds in the environment -- an overview. *Applied Geochemistry* 16, (7-8), 719-743
- Hoffman, D. J., Rattner, B. A., Burton Jr, G. A., Cairns Jr, J. (2002). Handbook of ecotoxicology. *CRC Press*. 1 315 pp
- Hofman, J., Dušek, L., Klanova, J., Bezchlebova, J., Holoubek, I. (2004) Monitoring microbial biomass and respiration in different soils from the Czech Republic - A summary of results. *Environment International*, 30(1), 19–30.
- Hope, B.K., (2006). An examination of ecological risk assessment and management practices. *Environment International* 32, 983–995. doi:10.1016/j.envint.2006.06.005
- Hubaux, N. & Perceval, O. (2011). Pollution des milieux aquatiques par les polychlorobiphényles (PCB) en France : principaux enjeux de gestion et lacunes identifiées dans les connaissances environnementales. Onema, Décembre 2011. 52 pages.
- Huot, H., Simonnot, M.-O., & Morel, J. L. (2015). Pedogenetic Trends in Soils Formed in Technogenic Parent Materials. *Soil Science*, 180(4), 1. <http://doi.org/10.1097/SS.0000000000000135>
- Hutton, M., Venturini, N., García-Rodríguez, F., Brugnoli, E., et Muniz, P. (2015) Assessing the ecological quality status of a temperate urban estuary by means of benthic biotic indices. *Marine pollution bulletin*, 91(2), 441-453.
- Hyötyläinen T, et Oikari A (2004) *Bioaccumulation of PAHs from creosote-contaminated sediment in a laboratory-exposed freshwater oligochaete, Lumbriculus variegatus* ; *Chemosphere* 57:2 2004 Oct pg 159-64.

I

- IDRA Environnement, (2012). Résumé non technique du dossier de demande d'autorisation d'exploiter une ICPE - Plate-forme de gestion traitement et valorisation des sédiments à Tohannic (56). *Référence IDRA Environnement : E 111002*, 39 p
- IDRA Environnement, (2014). Dossier de déclaration décennale pour le dragage de l'embouchure du Préconil, Ville de Ste Maxime – annexe 2 : localisation et description des travaux envisagés. 22 p
- Imamoglu, I., Li, K., Christensen, E.R., and McMullin J.K. (2004). Sources and Dechlorination of Polychlorinated Biphenyl Congeners in the Sediments of Fox River, Wisconsin. *Environ. Sci. Technol.* 2004. 38 ;2574-2583
- INERIS 2009 « *Impacts sur les milieux aquatiques des sédiments de dragage gérés a terre : Problématique, contexte réglementaire, modélisation du transfert de contaminants organiques* » RAPPORT D'ETUDE 30/06/2009. N°DRC-08-95306-16457A. Convention ONEMA-INERIS 2008. ACTIONS N°24 (partie 2) et N°25. 64 pages
<http://www.ineris.fr/centredoc/r-08-16457a-action24et25-vf-couv.pdf>
- Ingersoll, C. G., Haverland, P. S., Brunson, E. L., Canfield, T. J., Dwyer, F. J., Henke, C. E., ... Fox, R. G. (1996) Calculation and evaluation of sediment effect concentrations for the amphipod *Hyalella azteca* and the midge *Chironomus riparius*. *Journal of Great Lakes Research*, 22(3), 602-623.
- International Organization for Standardization (ISO), Soil quality – inhibition of reproduction of collembola (*Folsomia candida*) by soil pollutants, in: ISO 11267. International Standardization Organization, Geneva, Switzerland, 1999
- In Vivo. (2005). Guide pour la gestion des opérations de dragage : Fédération Française des Ports de Plaisance, 82 p

- In Vivo. (2008). Guide pour la gestion durable des déblais de dragage portuaires contaminés en France, 61 p
- IRD UMR Eco & Sol (2012) La nématofaune, Fiche Outil Programme Bioindicateur, ADEME, 4 p.
- Isidori, M., Lavorgna, M., Nardelli, A., Pascarella, L., et Parrella, A. (2005) Toxic and genotoxic evaluation of six antibiotics on non-target organisms. *Science of the total environment*, 346(1), 87-98.
- Isidori, M., Parrella, A., Pistillo, P., Temussi, F. (2009) Effects of ranitidine and its photoderivatives in the aquatic environment. *Environment international*, 35(5), 821-825.
- ISO 10253 : T90-3H, (1998) Qualité de l'eau - Essai d'inhibition de la croissance des algues marines avec *Skeletonema costatum* et *Phaeodactylum tricornutum*. International Standards Organisation, Standard NF EN ISO 10253 : T90-3H, 8p.
- ISO 11267(2014) Soil quality -- Inhibition of reproduction of Collembola (*Folsomia candida*) by soil contaminants, 19 p.
- ISO 11268-1 (2012) Qualité du sol -- Effets des polluants vis-à-vis des vers de terre -- Partie 1: Détermination de la toxicité aiguë vis-à-vis de *Eisenia fetida*/*Eisenia andrei*, 19 p.
- ISO 11269-2 (2012) Qualité du sol -- Détermination des effets des polluants sur la flore du sol -- Partie 2: Effets des sols contaminés sur l'émergence et la croissance des végétaux supérieurs, 19p.
- ISO 11348-1(2007) Qualité de l'eau -- Détermination de l'effet inhibiteur d'échantillons d'eau sur la luminescence de *Vibrio fischeri* (Essai de bactéries luminescentes) -- Partie 1: Méthode utilisant des bactéries fraîchement préparées. 25 pp
- ISO 11348-1(2007) Qualité de l'eau -- Détermination de l'effet inhibiteur d'échantillons d'eau sur la luminescence de *Vibrio fischeri* (Essai de bactéries luminescentes) -- Partie 1: Méthode utilisant des bactéries fraîchement préparées. 25 pp
- ISO 14669, (1996). Qualité de l'eau - Détermination de la toxicité létale aiguë vis-à-vis de copépodes marins (Copepoda, Crustacea). International Standards Organisation, Standard Draft ISO/DIS 14669/1996 (F), 23 p.
- ISO 16072 (2002) Qualité du sol -- Méthodes de laboratoire pour la détermination de la respiration microbienne du sol. AFNOR, pp 20
- ISO 16303(2013) Qualité de l'eau -- Détermination de la toxicité des sédiments d'eau douce vis-à-vis de *Hyalella azteca*, 30 p
- ISO 20666 (2008) Qualité de l'eau -- Détermination de la toxicité chronique vis-à-vis de *Brachionus calyciflorus* en 48 h ; 16 p
- ISO 23611-5 : Qualité du sol – Prélèvement des invertébrés du sol – Partie 5 : Prélèvement et extraction des macro-invertébrés du sol.
- ISO 6341(2012) Qualité de l'eau -- Détermination de l'inhibition de la mobilité de *Daphnia magna* Straus (Cladocera, Crustacea) -- Essai de toxicité aiguë, 24 p

J

- Jabnourne, M. (2008). Adaptation des plantes au stress salin : caractérisation de transporteurs de sodium et de potassium de la famille HKT chez le riz. Thèse soutenue le 19 Décembre 2008 en vue de l'obtention du grade de Docteur

- Jançon, G., Parvy, P., Body, C. *et al.* (2008). Médicaments et environnement : rapport de l'Académie nationale de Pharmacie. Septembre 2008, 103 pages. Disponible sur le lien suivant :
http://www.acadpharm.org/dos_public/1_Rapport_Med_Env_version_JMH_def_JPC.pdf
- Janssen, C. R., Ferrando, M. D., et Persoone, G. (1994). Ecotoxicological studies with the freshwater rotifer *Brachionus calyciflorus*: IV. Rotifer behavior as a sensitive and rapid sublethal test criterion. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 28(3), 244-255.
- Jantunen AP, Tuikka A, Akkanen J, Kukkonen JV (2008). Bioaccumulation of atrazine and chlorpyrifos to *Lumbricus variegatus* from lake sediments. *Ecotoxicology and environmental safety* 71:3 2008 Nov pg 860-8 ; PubMed:18353437
- Jeffery, S., Gardi, C., Jones, A., Montanarella, L., Marmo, L., Miko, L., Ritz, K., Peres, G., Rombke, J., van der Putten W. H., (2010). European Atlas of Soil Biodiversity. *European Commission, Publications Office of the European Union, Luxembourg*. pp 128.
- Jolivet C., Boulonne L. Ratie C., (2006). Manuel du Réseau de Mesures de la Qualité des Sols, *édition 2006, Unité InfoSol, INRA Orléans, France*, 190 p.
- Jones, R., Ricardo, G. F., et Negri, A. P. (2015). Effects of sediments on the reproductive cycle of corals. *Marine Pollution Bulletin*, 100(1), 1–21. <http://doi.org/10.1016/j.marpollbul.2015.08.021>
- Journal Nature. (2013). Une ancienne ballastière devient un site écologique exemplaire dans une boucle de la Seine. Le.journal.nature.com, 9. Retrieved from <http://www.lejournalnature.com/ljnblogmain/?p=1638>

K

- Kandeler, E., and Gerber, H. (1988). Short-term assay of soil urease activity using colorimetric determination of ammonium. *Biology and Fertility of Soils*, 6(1), 68–72.
- Kenny, A. J., Rees, H. L., Greening, J., and Campbell, S. (1998). The effects of marine gravel extraction on the macrobenthos at an experimental dredge site off North Norfolk, UK (results 3 years post-dredging). ICES CM 1998/V: 14. 14 pp.
- Kew, G.A., Schaum, J.L., White, P. and Evans, T.T. (1989). Review of plant uptake of 2,3,7,8-TCDD from soil and potential influences of bioavailability. *Chemosphere*, 18, 1313-1318.
- Khezami, I. (2014). Application du guide éco-modélé paysager aux sédiments de dragage, *Présentation aux Journées Nationales Sédiments Juin 2014*.
- Kjoller, A.H., and Struwe, S. (2002). Fungal communities, succession, enzymes, and decomposition. pp 274-291. In: Burns, R. G., and Dick, R. P. (2002) Enzymes in the environment : activity, ecology and applications. *Marcel Dekker Inc, Ed.* pp 640.
- Kosmala, A., Charvet, S., Roger, M. C., et Faessel, B. (1999). Impact assessment of a wastewater treatment plant effluent using instream invertebrates and the *Ceriodaphnia dubia* chronic toxicity test. *Water Research*, 33(1), 266-278.
- Kribi, S., Ramarosan, J., Nzihou, A. *et al.* (2012). Laboratory scale study of an industrial phosphate and thermal treatment for polluted dredged sediments. *International Journal of Sediment Research* 2012;27:538-546

Kuzmanović, M., López-Doval, J. C., De Castro-Català, N., Guasch, H., Petrović, M., Muñoz, I., ... Barceló, D. (2015). Ecotoxicological risk assessment of chemical pollution in four Iberian river basins and its relationship with the aquatic macroinvertebrate community status. *Science of The Total Environment*, 540, 324–333. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.06.112>

Kwok, K. W. H., et Leung, K. M. Y. (2005). Toxicity of antifouling biocides to the intertidal harpacticoid copepod *Tigriopus japonicus* (Crustacea, Copepoda): Effects of temperature and salinity. *Marine Pollution Bulletin*, 51(8-12), 830–837. <http://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2005.02.036>

L

Laffont-Schwob, I., Moreau, X., Masotti, V., Di Giorgio, C., De Jong-Moreau, L., Rabier, J., ... Thiéry, A. (2009). Outils décisionnels dans la gestion des pollutions accidentelles des cours d'eau: vers des solutions écologiquement durables. *Ingénieries*, 9-16.

Lafont, M., Grapentine, L., Rochfort, Q., Marsalek, J., Tixier, G., et Breil, P. (2007). Bioassessment of wet-weather pollution impacts on fine sediments in urban waters by benthic indices and the sediment quality triad. *Water Science et Technology*, 56(9).

Lainé, M., Morin, S., Tison-Rosebery, J. (2014). A Multicompartment Approach-Diatoms, Macrophytes, Benthic Macroinvertebrates and Fish-To Assess the Impact of Toxic Industrial Releases on a Small French River.

Laselle, M.W., Landin, M.C., Sims, J.G., (1991). Evaluation of the flora and fauna of a *Spartina alterniflora* marsh established on dredged material in Winyah Bay, South Carolina. *Wetlands* 11, 191–208.

Launois, L. (2011). Impact des facteurs anthropiques sur les communautés piscicoles lentiques: vers l'élaboration d'un indice poisson (*Doctoral dissertation, Aix Marseille 1*).

Laurent, C., Feidt, C. et Laurent, F. (2012) . Contamination des sols – Transfert des sols vers les animaux. EDP Sciences/ADEME Editions. 216 pages ISBN : 2-86883-794-8).

Laval, K., Mougin, C., Akpa, M., Barray, S., Dur, J., Gangneux, C., ... Trinsoutrot-Gattin, I. (2009). Nouvelles avancées vers la compréhension des données biologiques. *Etude et Gestion Des Sols*, 16(3/4), 275–288.

Lavelle, P et Andrade, M. (2007). GISQ, a multifunctional indicator of soil quality. *Soil Biology and Biochemistry*, 39(12), 3066–3080.

Lavelle, P. et Spain, A.V. (2001). Soil ecology. *Kluwer Academic Publishers, Dordrecht*, pp 654.

Lavelle, P., Andrade, M. (2007) GISQ, a multifunctional indicator of soil quality. *Soil Biology and Biochemistry*, 39(12), 3066–3080.

Lefbvre, G., & Walkowiak, J. (2012). Evaluation du gisement de sédiments maritimes et continentaux en région Nord-Pas de Calais. Bilan 2001-2011 et perspectives 2012-2016. Fiche de synthèse des résultats. *Affaire 11 02 00185 DREAL Nord-Pas de Calais - CETE Nord Picardie*, 53(9), 1689–1699. doi:10.1017/CBO9781107415324.004

Le Calvé, O. (2002). Propriétés physiques du milieu marin – un cours d'introduction à l'océanographie physique. Institut des Sciences de l'Ingénieur de Toulon et du Var. Mis à jour en mai 2002. 40 pages.

Le Gac, S., Chiffolleau, A.-C., Claudet, H., & Lozach, L. (2011). Bilan de la réglementation française et anglaise pour le dragage des ports - Rapport de Synthèse. *Setarms*, 54 p., <http://www.setarms.org/documentation/3/rapport-de-synthese.pdf>

- Le Pape, O., Lepage, M., et Féra, P. (2015). La démarche de développement d'indicateurs basés sur l'ichtyofaune pour évaluer la qualité écologique des eaux de transition françaises dans le cadre de la DCE: une marche forcée pour des résultats positifs. *Norois*, (2), 37-49.
- Legras, M. (2012). Biomasse moléculaire fongique estimée par la quantification de l'ergostérol. *Fiche-Outil Programme Bioindicateurs, ADEME*, pp 4.
- Le Guern, C., Conil, P., Clozel, B., Albrecht, M., Levacher, D., Proulhac, N., ... Baticle, P. (2004). Aide à la gestion alternative au rejet en mer de sédiments contaminés provenant du dragage de sites portuaires. Rapport final. *BRGM/RP-53470-FR*, 235 p.
- Lehmann, A. (2006). Technosols and other proposals on urban soils for the WRB (World Reference Base for Soil Resources). *International Agrophysics*, 20(2), 129–134. Retrieved from <http://www.scopus.com/inward/record.url?eid=2-s2.0-33745198282&partnerID=tZOtx3y1>
- Lemoine, G et Pauwels, M. (2014) La pollution créatrice de biodiversité : les "gazons maudits du Nord - Pas-de-Calais. *Espèces*, 12, pp 81.
- Lenoir A. et Coste M. (1996) Development of a practical diatom index of overall water quality applicable to the French national water Board network. In: Whitton, B.A., Rott, E. (Eds.), Use of Algae for Monitoring Rivers, vol. II. Innsbruck, Austria 17–19 September 95, Studia Student, GmbH, pp. 29-43.
- Leung, K.M.Y., Bjørgesæter, A., Gray, J.S., Li, W.K., Lui, G.C.S., Wang, Y., Lam, P.K.S., (2005). Deriving sediment quality guidelines from field-based species sensitivity distributions. *Environmental Science and Technology* 39, 5148–5156. doi:10.1021/es050450x
- Levesque, S. (2008). Fiche action - Remblaiement d'une ancienne ballastière. AREHN (Agence Régionale de L'environnement de Haute Normandie), 2. Retrieved from http://www.arehn.asso.fr/6jdd/docs/Fiche-action_CBN.pdf
- Levin, L.A., Talley, D., Thayer, G., (1996) Succession of macrobenthos in a created salt marsh. *Marine Ecology Progress Series* 141, 67– 82.
- Lewis, M. a, Weber, D. E., Stanley, R. S., et Moore, J. C. (2001) Dredging impact on an urbanized Florida bayou: effects on benthos and algal-periphyton. *Environmental Pollution (Barking, Essex : 1987)*, 115(2), 161–71. [http://doi.org/10.1016/S0269-7491\(01\)00118-X](http://doi.org/10.1016/S0269-7491(01)00118-X)
- LGBP (2012). Stress salin/hydrique. APE Master MBVB 2012/2013. *Laboratoire de Génétique et Biophysique des Plantes. UMR 6191-IBEB CEA*
- Liang, Y. (2012). Co-valorisation des sédiments et des sols fins par apport de liants et de fibres. Thèse soutenue le 29 Mai 2012 en vue de l'obtention du grade de Docteur de l'Université de Caen (spécialité Génie Civil), 228 pages
- Lindenmayer, D.B., Margules, C.R., Botkin, D.B., Biology, C., Aug, N. (2000) Indicators of Biodiversity for Ecologically Sustainable Forest Management. *Conservation Biology*, 14(4), 941–950.
- Linkov I., Satterstrom FK., Kiker G., Seager TP. , Bridges T., et al. (2006). Multicriteria Decision Analysis : a comprehensive decision approach for management of contaminated sediments. *US Army Corps of Engineers, Omaha District*. Paper 165
- Lions, J., Guérin, V., Bataillard, P. et al. (2010). Metal availability in a highly contaminated dredged sediment disposal site : fields measurements and geochemical modelling. *Environment Pollution* 12 June 2010;158:2857-2864

- Liu, J. & Schnoor, J.L. (2008). Uptake and translocation of lesser-chlorinated polychlorinated biphenyls (PCBs) in whole hybrid poplar plants after hydroponic exposure. *Chemosphere* November 2008;73(10):1608-1616. [doi:10.1016/j.chemosphere.2008.08.009](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.08.009)
- Loiseau, V. (1994). Synthèse des connaissances sur l'estuaire de la Seine – partie 3 : contamination chimique (deuxième volet). IFREMER <http://archimer.ifremer.fr/doc/00104/21553/19132.pdf>
- Loriot, S., Laplace-Treytore, C., Boutry, S., Bertrin, V. (2014) Des applications informatiques pour faciliter l'acquisition des données Macrophytes dans les réseaux de surveillance des masses d'eau continentales. *Sciences Eaux and Territoires : la Revue du IRSTEA*, IRSTEA, pp.60-62
- Lors, C., Tiffreau, C., Laboudique, A. (2004). Effects of bacterial activities on the release of heavy metals from contaminated dredged sediments. *Chemosphere* August 2004;56(6):619-630
- Loustau Cazalet, M. (2012). Caractérisation physico-chimique d'un sédiment marin traité aux liants hydrauliques : évaluation de la mobilité potentielle des polluants inorganiques. Thèse soutenue le 08 Novembre 2012 en vue de l'obtention du grade de Docteur de l'Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, 267 pages
- Luis, A. T., Teixeira, P., Almeida, S. F. P., Ector, L., Matos, J. X., et Da Silva, E. F. (2009) Impact of acid mine drainage (AMD) on water quality, stream sediments and periphytic diatom communities in the surrounding streams of Aljustrel mining area (Portugal). *Water, air, and soil pollution*, 200(1-4), 147-167.
- Luo, W., Verweij, R. a, van Gestel, C. a M. (2014) Assessment of the bioavailability and toxicity of lead polluted soils using a combination of chemical approaches and bioassays with the collembolan *Folsomia candida*. *Journal of Hazardous Materials*, 280, 524–30. <http://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.08.044>

M

- Macía, P., Fernández-Costas, C., Rodríguez, E., Sieiro, P., Pazos, M., et Sanromán, M. A. (2014) Technosols as a novel valorization strategy for an ecological management of dredged marine sediments. *Ecological Engineering*, 67, 182–189. <http://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.03.020>
- Mader, H. J. (1984). Animal habitat isolation by roads and agricultural fields. *Biological Conservation*, 29(1), 81–96. [http://doi.org/10.1016/0006-3207\(84\)90015-6](http://doi.org/10.1016/0006-3207(84)90015-6)
- Magar, V.S., Brenner, R.C., Johnson, G.W., Quensen, J.F. (2005). Long-term recovery of PCB-contaminated sediments at the Lake Hartwell superfund site: PCB dechlorination. 2. Rates and extent. *Environmental Science and Technology* 39, 3548-3554.
- Maguire, R. J. (2000). Review of the persistence, bioaccumulation and toxicity of tributyltin in aquatic environments in relation to Canada's toxic substances management policy. *Water Quality Research Journal Canada* 35, (4), 633-679
- Maltby L, Arnold D, Arts G, *et al.* (2009a) Aquatic Macrophyte Risk Assessment for Pesticides. *SETAC Press and CRC Press, Taylor and Francis Group, Boca Raton, FL, USA*
- Maltby L, Blake N, Brock TCM, *et al.* (2005) Insecticide species sensitivity distributions: Importance of test species selection and relevance to aquatic ecosystems. *Environmental Toxicology and Chemistry* 24:379–88
- Maltby L, Brock TCM, and van den Brink PJ. (2009b) Fungicide risk assessment for aquatic ecosystems: Importance of interspecific variation, toxic mode of action, and exposure regime. *Environmental Science & Technology* 43:7556–63
- Mamindy-pajany, Y. (2014). Guide opérationnel : Valorisation des sédiments de dragage dans l'aménagement paysager. *MINES Douai-SEDIMATERLAUX*, 23 p.

- Mamindy-pajany, Y., Hamer, B., Roméo, M., G eret, F., Galgani, F., Durmi, E., ... Marmier, N. (2011) Archimer evaluated by several bioassays. *Chemosphere*, 82(3), 362–369.
- Mamindy-Pajany, Y., Hurel, M., G eret, F., Galgani, F., Battaglia-Brunet, F., Marmier, N., & Rom eo, M. (2013) Arsenic in marine sediments from French Mediterranean ports : Geochemical partitioning, bioavailability and ecotoxicology. *Chemosphere*, 90(11), 2730–2736.
- Mamindy-Pajany Y., Hurel C., Geret F. *et al.* (2013). Comparison of mineral-based amendments for ex-situ stabilization of trace elements (As, Cd, Cu, Mo, Ni, Zn) in marine dredged sediments: a pilot-scale experiment. *Journal of Hazardous Materials* 15 May 2013;252-253:213-219 rapport 1
- Mamindy-pajany, Y., Hurel, C., Marmier, N., Rom eo, M., Nice, U. De, & Antipolis, S. (2011). Stabilisation des métaux et dégradation biologique des polluants organiques dans un sédiment portuaire contaminé. *Déchets-REVUE FRANCOPHONE D'ÉCOLOGIE INDUSTRIELLE*, 60, 3–6.
- Mamindy-Pajany, Y., Libralato, G., Rom eo, M., Hurel, C., Losso, C., Ghirardini, A. V., et Marmier, N. (2010). Ecotoxicological evaluation of Mediterranean dredged sediment ports based on elutriates with oyster embryotoxicity tests after composting process. *Water Research*, 44(6), 1986–1994. <http://doi.org/10.1016/j.watres.2009.11.056>
- Manouchehri N., Besançon S. et Bermond A. (2012). Spéciation chimique et biodisponibilité du mercure dans les sols et les sédiments. *ANSES, Bulletin de Veille Scientifique* n o18, Santé/environnement/travail, Juillet 2012
- Marcic, C. (2005). Evaluation du transfert des polluants organostanniques dans le système sol – plante à partir de l'épandage de boue de station d'épuration. Thèse en vue de l'obtention du grade de Docteur de l'Université de Pau et des Pays de l'Adour, spécialité Environnement et Matériaux. Soutenue le 28 Octobre 2005. 283 pages.
- Markert, B. (1998). Distribution and biogeochemistry of inorganic chemicals in the environment. Chapitre de l'ouvrage *Ecotoxicology*. G. S. a. B. Markert, John Wiley & Sons
- Marmier, N., & Mamindy-Pajany, Y. (2013). Guide des réalisations : SEDITOX. *Cap Sédiment*, 1–25.
- Marmier, N., Battaglia-Brunet, F., & Mamindy-Pajany, Y. (2013). Guide des réalisations : GRASEDMAR. *Cap Sédiment*, 1–27.
- Marrec, A., Cotonnec, G., Prouh lac, N. (2011). Mise au gabarit européen de l'Oise :  tudes préliminaires – Dragage et gestion des sédiments extraits, 133 p
- Maurer, D., Nguyen, H., Robertson, G., Gerlinger, T. (1999) The Infaunal Trophic Index (ITI): its suitability for marine environmental monitoring. *Ecological Applications*, 9(2), 699-713.
- Mc Cahon, C.P., et Pascoe, D. (1988) Use of *Gammarus pulex* (L.) in safety evaluation tests: culture and selection of a sensitive life stage. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 15(3), 245–252. [http://doi.org/10.1016/0147-6513\(88\)90078-4](http://doi.org/10.1016/0147-6513(88)90078-4)
- Mc Pherson, C.A. & Chapman, P.M., (2000) Copper effects on potential sediment test organisms: the importance of appropriate sensitivity. *Marine Pollution Bulletin* 40, 656–665.
- Mechaymech, A. (2002). Valorisation des boues de dragage – Application : port autonome de Dunkerque. Mémoire pr esent e à l'Université d'Artois pour l'obtention du Diplôme d'Etudes Approfondies (spécialité Génie civil)
- MEEM. (2014). Etude d'impact ou évaluation environnementale systématique. Développement Durable, 1–2. Retrieved from <http://www.developpement-durable.gouv.fr/L-etude-d-impact-projets.html>
- Middleton, B. a., & Jiang, M. (2013). Use of sediment amendments to rehabilitate sinking coastal swamp forests in Louisiana. *Ecological Engineering*, 54, 183–191. <http://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.01.025>

- Middleton, B.a & Jiang, M. (2013). Use of sediment amendments to rehabilitate sinking coastal swamp forests in Louisiana. *Ecological Engineering* 54, 183-191. DOI :10.1016/j.ecoleng.2013.01.025X
- Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement MATE. (2000). Gestion des sites (potentiellement pollués). Annexe 18 Glossaire sites et sols pollués. BRGM éditions, 33 p Retrieved from <http://www.developpement-durable.gouv.fr/amenagement-et-sites-pollues/pdf/glossaireSSP.pdf>
- Ministère de l'écologie et du développement durable. (2002). Historique national des opérations de curage et perspectives - Rapport final -. Etude Sur L'eau En France, 89, 190 p
- Ministère de l'Environnement, de l'Energie et de la Mer. Arrêté du 22/09/1994 (point 12.3) relatif aux exploitations de carrières et aux installations de premier traitement des matériaux de carrières. Paru au JO n°246 du 22/10/1994.
- Ministère de l'Environnement, de l'Energie et de la Mer. Arrêté du 08/01/1998 fixant les prescriptions techniques applicables aux épandages de boues sur les sols agricoles pris en application du décret n°97-1133 du 08/12/1997 relatif à l'épandage des boues issues du traitement des eaux usées. Paru au JO n° 26 du 31/01/1998
- Ministère de l'Environnement, de l'Energie et de la Mer. Arrêté du 09/08/2006 relatif aux niveaux 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 à l'article R. 214-1 du Code de l'Environnement (CE). Paru au Journal Officiel (JO) n°222 du 24/09/2006.
- Ministère de l'Environnement, de l'Energie et de la Mer. Arrêté du 30/05/2008, article 9, 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 CE 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. Paru au JO n°147 du 25/06/2008.
- Ministère de l'Environnement, de l'Energie et de la Mer. Arrêté du 23/12/2009 complétant l'arrêté du 09/08/2006 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, 3.2.1.0 et 4.1.3.0 de la nomenclature annexée à l'article R. 214-1 du code de l'environnement. Paru au JO n°12 du 15/01/2010.
- Ministère de l'Environnement, de l'Energie et de la Mer. Arrêté du 05/05/2010 modifiant l'arrêté du 22 septembre 1994 relatif aux exploitations de carrières et aux installations de premier traitement des matériaux de carrière pour la prise en compte des dispositions de la directive européenne concernant la gestion des déchets de l'industrie extractive. Paru au JO n°198 du 27/08/2010.
- Ministère de l'Environnement, de l'Energie et de la Mer. Arrêté du 12/03/2012 relatif au stockage des déchets d'amiante. Paru au JO n° 83 du 06/04/2012.
- Ministère de l'Environnement, de l'Energie et de la Mer. Arrêté du 26/07/2012 fixant le modèle du formulaire de la « demande d'examen au cas par cas » en application de l'article R. 122-3 du code de l'environnement. Paru au JO n°203 du 01/09/2012.
- Ministère de l'Environnement, de l'Energie et de la Mer. Arrêté du 08/02/2013 complémentaire à l'arrêté du 09/08/2006 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, 3.2.1.0 et 4.1.3.0 de la nomenclature annexée à l'article R. 214-1 du code de l'environnement. Paru au JO n°46 du 23/02/2013.
- Ministère de l'Environnement, de l'Energie et de la Mer. Arrêté du 17/07/2014 modifiant l'arrêté du 09/08/2006 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, 3.2.1.0 et 4.1.3.0 de la nomenclature annexée à l'article R. 214-1 du code de l'environnement. Paru au JO n° 173 du 29/07/2014.
- Ministère de l'Environnement, de l'Energie et de la Mer. Arrêté du 30/09/2014 fixant les prescriptions techniques générales applicables aux installations, ouvrages, travaux et activités soumis à autorisation ou à déclaration en application des articles L. 214-1 à L. 214-3 du code de l'environnement et relevant de la rubrique 3.1.5.0 de la

- nomenclature annexée à l'article R. 214-1 du code de l'environnement. Paru au JO n°246 du 23/10/2014
- Ministère de l'Environnement, de l'Energie et de la Mer. Arrêté du 12/12/2014 relatif aux prescriptions générales applicables aux installations du régime de l'enregistrement relevant de la rubrique n°2760 de la nomenclature des installations classées pour la protection de l'environnement. Paru au JO n°289 du 14/12/2014.
- Ministère de l'Environnement, de l'Energie et de la Mer. Arrêté du 15/02/2016 relatif aux installations de stockage de déchets non dangereux. Paru au JO n°69 du 22/03/2016.
- Ministère de l'Environnement, de l'Energie et de la Mer. Arrêté du 15/02/2016, relatif aux installations de stockage de déchets de sédiments. Paru au JO du 23/03/2016.
- Ministère de l'Environnement, de l'Energie et de la Mer. Article L. 211-31 du Code de l'Environnement.
- Ministère de l'Environnement, de l'Energie et de la Mer. Article L.215-14 du CE.
- Ministère de l'Environnement, de l'Energie et de la Mer. Article L.541-30-1 du CE.
- Ministère de l'Environnement, de l'Energie et de la Mer. Circulaire du 08/02/2007 relative aux sites et sols pollués – modalités de gestion et de réaménagement des sites pollués. Parue au BO n°2007/13 du 15/07/2007.
- Ministère de l'Environnement, de l'Energie et de la Mer. Circulaire du 04/07/2008 relative à la procédure concernant la gestion des sédiments lors de travaux ou d'opérations impliquant des dragages ou curages maritimes et fluviaux. Parue au BO n°2008/15 du 15/08/2008
- Ministère de l'Environnement, de l'Energie et de la Mer. Circulaire du 24/12/2010 (Rubrique 2760, annexe II, point 4 « cas particulier ») relative aux modalités d'application des décrets n°2009-1341, 2010-369 et 2010-875 modifiant la nomenclature des installations classées exerçant une activité de traitement de déchets. Parue au Bulletin Officiel (BO) du MEDDTL (Ministère de l'Écologie, du Développement Durable, des Transports et du Logement) n°1 du 25/01/2011.
- Ministère de l'Environnement, de l'Energie et de la Mer. Décret n°2010-369 du 13/04/2010 modifiant la nomenclature des installations classées. Paru au JO n°87 du 14/04/2010.
- Ministère de l'Environnement, de l'Energie et de la Mer. Décret n° 2011-2019 du 29/12/11 portant réforme des études d'impact des projets de travaux, d'ouvrages ou d'aménagements. Paru au JO n°302 du 30/12/2011.
- Ministère de l'Environnement, de l'Energie et de la Mer. Synthèse des observations du public - Projet d'arrêté ministériel relatif aux installations de stockage de déchets de sédiments.
- Miskewitz J., Hires R.I., Korfiatis G.P. *et al.* (2008). Laboratory measurements of the volatilization of PCBs from amended dredged material. *Environment Research* March 2008;106(3):319-325
- Mission d'Information et d'Evaluation MIE (2014). Les sédiments pollués dans les canaux – Synthèse du rapport de la mission d'information et d'évaluation », édition 2014
- Mille-Lindblom, C., Von Wachenfeldt, E., Tranvik, L. J. (2004) Ergosterol as a measure of living fungal biomass: persistence in environmental samples after fungal death. *Journal of Microbiological Methods*, 59(2), 253–62.
- Monbet, Y., (1999) Chapitre VI : Les dragages et leurs impacts sur l'environnement marin 111-128 in Alzieu, C. (1999). Dragages et environnement marin : Etat des connaissances. *IFREMER*, 225 pp.
- Mondy, C., et Usseglio-Polatera, P. (2012) Proposition d'un nouvel indice multimétrique de bioévaluation des cours d'eau basé sur le compartiment macro-benthique: l'I2M2. *Séminaire DOM, Vincennes 24 février 2012* http://www.reseau.eaufrance.fr/webfm_send/2757
- Montgomery, H.J., Monreal, C.M., Young, J. C., Seifert, K.A. (2000) Determination of soil fungal biomass from soil ergosterol analyses. *Soil Biology and Biochemistry*, 32(8-9), 1207–1217.

- Montuelle, B. (2003) Qualité et gestion des sédiments d'eau douce. Éléments physico-chimiques et biologiques. *Quae, CEMAGREF Editions*, 332 p.
- Mouvet C. (2012). Protocole pour l'évaluation de l'écotoxicité de sédiments destinés à une gestion à terre – rapport final. BRGM/RP-60835-FR, Janvier 2012. Disponible sur le lien suivant : <http://infoterre.brgm.fr/rapports/RP-60835-FR.pdf>
- Muniz, P., Venturini, N., Pires-Vanin, A. M., Tommasi, L. R., et Borja, A. (2005) Testing the applicability of a Marine Biotic Index (AMBI) to assessing the ecological quality of soft-bottom benthic communities, in the South America Atlantic region. *Marine Pollution Bulletin*, 50(6), 624-637.
- Munns, R. & Tester, M. (2008). Mechanisms of salinity tolerance. *Annu Rev Plant Biol* 59:651-681
- Muscolo, A., Panuccio, M. R., Mallamaci, C., Sidari, M. (2014) Biological indicators to assess short-term soil quality changes in forest ecosystems. *Ecological Indicators*, 45, 416–423.
- Muxika, I., Borja, A., Bonne, W. (2005) The suitability of the marine biotic index (AMBI) to new impact sources along European coasts. *Ecological indicators*, 5(1), 19-31.
- N
- Nahmani, J., Rossi, J. P. (2003). Les macroinvertébrés du sol en tant qu'indicateurs de pollution du sol par les métaux lourds. *Comptes rendus-Biologies*, 3(326), 295-303.
- Nannipieri, P., Kandeler, E., Ruggiero, P., (2002) Enzyme Activities and Microbiological and Biochemical Processes in Soil. Pp 13-45. *In: Burns, R. G., and Dick, R. P. (2002) Enzymes in the environment : activity, ecology and applications. Marcel Dekker Inc, Ed. pp 640.*
- Neto M. (2007). Scénarios de gestion de boue de dragage de cours d'eau – Rôle des bactéries dans la mobilité des polluants métalliques. Thèse soutenue le 30 Mai 2007 en vue de l'obtention du grade de Docteur de l'Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, 312 pages
- Newell, N. (2013). Review: Effects of Soil Salinity on Plant Growth. *Plant Physiology*, October 1, 2013. 4pages
- Newell, R. C., Seiderer, L. J., et Hitchcock, D. R. (1998) The impact of dredging works in coastal waters: a review of the sensitivity to disturbance and subsequent recovery of biological resources on the sea bed. *Oceanography and Marine Biology*, 36, 127–178.
- NF EN 12920+A1 (2008) Caractérisation des déchets - Méthodologie pour la détermination du comportement à la lixiviation d'un déchet dans des conditions spécifiées.
- NF EN ISO 11269-2 (2013) Qualité du sol - Détermination des effets des polluants sur la flore du sol - Partie 2 : effets des sols contaminés sur l'émergence et la croissance des végétaux supérieurs
- NF EN ISO 23611-4 (2011) Qualité du sol - Prélèvement des invertébrés du sol - Partie 4 : prélèvement, extraction et identification des nématodes du sol
- NF EN ISO 8692 (2012) Qualité de l'eau - Essai d'inhibition de la croissance des algues d'eau douce avec des algues vertes unicellulaires
- NF ISO 16303 (2014) Qualité de l'eau - Détermination de la toxicité des sédiments d'eau douce vis-à-vis de *Hyalella azteca*

- NF T 90-354 (2007) Qualité de l'eau : Détermination de l'Indice Biologique Diatomées (IBD). 70 p.
- NF T90-338-1 (2010) Qualité de l'eau - Détermination de la toxicité des sédiments d'eaux douces vis-à-vis de *Hyalella azteca* - Partie 1 : sédiments naturels
- NF T90-339-1 (2010) Qualité de l'eau - Détermination de la toxicité des sédiments d'eau douce vis-à-vis de *Chironomus riparius* - Partie 1 : sédiments naturels
- NF T90-344, (2004) Qualité de l'eau – Détermination de l'indice poissons rivières (IPR)
- NF T90-390 (2002) Qualité de l'eau - Détermination de l'indice oligochètes de bioindication des sédiments (IOBS)
- NF T90-395 (2003). Qualité de l'eau - Détermination de l'indice biologique macrophytique en rivière (IBMR).
- Nguyen, C.T. (2012). Identification et caractérisation d'un canal chlorure, AtCLCg, impliqué dans la réponse au stress salin chez *Arabidopsis thaliana*. Thèse soutenue le 19 Octobre 2012 en vue de l'obtention du grade de Docteur en Sciences du Végétal de l'Université de Paris Sud.
- Nilsson, H. C., & Rosenberg, R. (2000). Succession in marine benthic habitats and fauna in response to oxygen deficiency: analysed by sediment profile-imaging and by grab samples. *Marine ecology progress series*, 197, 139-149.
- Norrström, A.C. & Jacks, G. (1998). Concentration and fractionation of heavy metals in roadside soils receiving de-icing salts. *Science of the Total Environment* 1998 May;218:161-174
- O
- Oberdorff, T., D. Pont, B. Hugueny et J.P. Porcher, (2002). Development and validation of a fish-based index (FBI) for the assessment of rivers "health" in France. *Freshwater Biology* 47: 1720-1735
- OCDE (2004a). Lignes directrices de l'OCDE pour les essais de produits chimiques 218: Essai de toxicité sur les chironomes dans un système eau-sédiment chargé.
- OCDE (2004b). Lignes directrices de l'OCDE pour les essais de produits chimiques 219: Essai de toxicité sur les chironomes dans un système eau chargée-sédiment.
- OCDE (2010). Ligne directrice de l'OCDE pour les essais de produits chimiques 233: Essai de toxicité sur le cycle de vie des chironomes dans un système eau-sédiment chargé ou eau chargée-sédiment.
- OECD (2007) OECD Guideline for the Testing of Chemicals No. 225: Sediment-Water *Lumbriculus* Toxicity Test Using Spiked Sediment (adopted October 2007). Paris, France
- OECD (2010). (Draft) Guideline for Testing of Chemicals. *Chironomus* sp., Acute Immobilisation Test.
- OECD (Organisation for economic co-operation and development) (2006) Freshwater alga and cyanobacteria, growth inhibition test, Test Guideline 201
- OECD (2012), *Essai n° 211 : Daphnia magna, essai de reproduction*, Lignes directrices de l'OCDE pour les essais de produits chimiques, Section 2, OECD Publishing, Paris. DOI : <http://dx.doi.org/10.1787/9789264185470-fr>
- OECD. (2004) OECD Guideline for the Testing of Chemicals No. 218: Sediment-Water *Chironomid* Toxicity Test Using Spiked Sediment (adopted April 2004). Paris, France

OECD. (2010). OECD Guideline for the Testing of Chemicals No. 233: Sediment-Water Chironomid Life-Cycle Toxicity Test Using Spiked Water or Spiked Sediment (adopted July 2010). Paris, France tests

OFRIIR (2016). Observatoire Français du Recyclage dans les Infrastructures Routières / sédiments de dragage / (Consulté en ligne le 10/05/16 <http://ofriir2.iftstar.fr/materiaux/categorie-de-materiaux/materiaux-hors-specifications/sediment-de-dragage/chantiers-emplois-repertoires/>)

ONEMA (2006) Indice Poisson Rivière, *Notice de présentation et utilisation*. 24 p http://www.onema.fr/IMG/pdf/IPR_Onema.pdf

ONEMA 2011 « Comité de suivi des PCB » 19 Janvier 2011

Orfanidis S., Panayotidis P. Stamatis N., (2001) Ecological Evaluation of transitional and coastal waters : a marine benthic macrophytes-based model. *Mediterranean Marine Research* 2 : 45-65.

Orfanidis S., Panayotidis P. Stamatis N., (2003) An insight to the Ecological Evaluation Index. *Ecological Indicators* 3 : 27-33.

Orfanidis, S., Panayotidis, P., Ugland, K. (2011). Ecological Evaluation Index continuous formula (EEI-c) application: a step forward for functional groups, the formula and reference condition values. *Mediterranean Marine Science*, 12(1), 199-232.

Orlando-Bonaca, M., Lipej, L., Orfanidis, S. (2008). Benthic macrophytes as a tool for delineating, monitoring and assessing ecological status: the case of Slovenian coastal waters. *Marine Pollution Bulletin*, 56(4), 666-676.

OsPar, (1994) Parcom final report of the results of the parcom sediment reworker ring test workshop, La Hague, December 1993. GOP/18/4/4-E. Paris Commission - Group on O.P. Pollution.

OsPar, (1995) Parcom protocols on methods for the testing of chemicals used in the offshore industry. Oslo and Paris Commissions, 33 p.

Ouellette, M. H., DesGranges, J. L., Legendre, P., Borcard, D. (2005). L'arbre de régression multivariable: classification d'assemblages d'oiseaux fondée sur les caractéristiques de leur habitat. *Société Francophone de Classification, Montréal*.

P

Padox J-M., Hennebert P. (2010a). Qualité chimique des sédiments fluviaux en France Synthèse des bases de données disponibles. *INERIS*, Rapport d'étude 03/06/2010 n° INERIS-DRC-10-105335-04971A)

Padox J-M., Hennebert P. (2010b). Qualité chimique des sédiments marins en France : Synthèse de données disponibles. *INERIS*, Rapport d'étude 02/11/2010 n° INERIS-DRC-10-105335-11618A

Pandard, P., Devillers, J., Charissou, A. M., Poulsen, V., Jourdain, M. J., Férard, J. F., ... Bispo, A. (2006) Selecting a battery of bioassays for ecotoxicological characterization of wastes. *Science of the Total Environment*, 363(1-3), 114–125. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.12.016>

Panfil F. (2004). Etude de l'évolution de la spéciation du zinc dans la phase solide d'un sédiment de curage contaminé, induit par phyto-stabilisation. Thèse soutenue le 09 Juin 2004 en vue de l'obtention du grade de Docteur de l'Université de Provence-Aix-Marseille 1 (spécialité géochimie de l'environnement), 227 pages

Paoletti, M.G. (1999) Using bioindicators based on biodiversity to assess landscape sustainability. *Agriculture, Ecosystems et Environnement*, 74(1-3), 1–18.

- Paoletti, M.G. & Bressan, M. (1996). Soil invertebrates as bioindicators of human disturbance. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 15(1), 21–62.
- Parkinson, D., and Coleman, D.C. (1991) Methods for assessing soil microbial populations, activity and biomass. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 34, 3–33.
- Parrella, A., Lavorgna, M., Criscuolo, E., Russo, C., Fiumano, V., et Isidori, M. (2014) Acute and chronic toxicity of six anticancer drugs on rotifers and crustaceans. *Chemosphere*, 115, 59-66.
- Pas, O. (2012) Point d'information autour du décret du 30/04/2012 relatif à la sortie du statut de déchet. Note de synthèse *Congrès éco-technologies pour le futur, Lille Grand Palais – Atelier sédiments – 13 juin 2012*.
- Pascal, M., Mathieur, A., Daniau, C. et Lucas, N. (2008). Grille de lecture échantillonnage et analyse des sols pollués. *Projet inter-Cire sur les sites et sols pollués*. In VS Santé environnement. 28p.
- Passatore, L., Rossetti, S., Juwarkar, A.A., Massacci, A. (2014). Phytoremediation and bioremediation of polychlorinated biphenyls (PCBs): state of knowledge and research perspectives. *Journal of hazardous materials*. August 2014;278:189-202. [doi:10.1016/j.jhazmat.2014.05.051](https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.05.051)
- Pernin, C., Ambrosi, J.-P., Cortet, J., Joffre, R., Petit, J., Tabone, E., ... Krogh, P. H. (2005) Effects of sewage sludge and copper enrichment on both soil mesofauna community and decomposition of oak leaves (*Quercus suber*) in a mesocosm. *Biology and Fertility of Soils*, 43(1), 39–50. <http://doi.org/10.1007/s00374-005-0059-0>
- Perrodin, Y. (2012). Évaluation des risques écologiques : développements prioritaires et recherches concomitantes. *Vertigo - la revue électronique en sciences de l'environnement* [En ligne], Débats et Perspectives, mis en ligne le 20 juin 2012, consulté le 16 juin 2016. URL : <http://vertigo.revues.org/12097> ; DOI : 10.4000/vertigo.12097
- Perrodin, Y., Babut, M., Bedell, J.-P., Bray, M., Clement, B., Delolme, C., ... Montuelle, B. (2006) Assessment of ecotoxicological risks related to depositing dredged materials from canals in northern France on soil. *Environment International*, 32(6), 804–14. <http://doi.org/10.1016/j.envint.2006.05.003>
- Perrodin, Y., Donguy, G., Pandard, P. et Andres, S. (). Guide méthodologique pour l'évaluation des risques écologiques liés à la restauration de carrières de la zone littorale à l'aide de sédiments de dragage portuaires prétraités – Tome 1. *Programme ANR « Sedigest »*. 64 pages.
- Pétinay, S., Chataigner, C., et Basuyaux, O. (2009) Standardisation du développement larvaire de l'oursin, *Paracentrotus lividus*, pour l'évaluation de la qualité d'une eau de mer. *Comptes Rendus Biologies*, 332(12), 1104-1114.
- Pey, B., Cortet, J., Watteau, F., Cheyrier, K., & Schwartz, C. (2013). Structure of earthworm burrows related to organic matter of a constructed Technosol. *Geoderma*, 202-203(April 2016), 103–111. <http://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.03.010>
- Philippot, L., Ritz, K., Pandard, P., Hallin, S., Martin-Laurent, F. (2012) Standardisation of methods in soil microbiology: Progress and challenges. *FEMS Microbiology Ecology*, 82, 1–10.
- Phipps, G. L., Ankley, G. T., Benoit, D. A., et Mattson, V. R. (1993) Use of the aquatic oligochaete *Lumbriculus variegatus* for assessing the toxicity and bioaccumulation of sediment-associated contaminants. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 12(2), 269-279.
- Phytotoxkit (2004) Seed germination and early growth microbiotest with higher plants. Standard operation procedure. MicroBio- Tests, Nazareth, Belgium, pp 1–24

- Picone, M., Bergamin, M., Losso, C., Delaney, E., Arizzi Novelli, A., et Ghirardini, A. V. (2016) Assessment of sediment toxicity in the Lagoon of Venice (Italy) using a multi-species set of bioassays. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 123, 32–44. <http://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.09.002>
- Piesschaert, F., Mertens, J., Huybrechts, W., et Rache, P. De. (2005) Early vegetation succession and management options on a brackish sediment dike. *Ecological Engineering*, 25(4), 349–364. <http://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2005.06.004>
- Piou S., Bataillard P., Laboudigue A. *et al.* (2009). Changes in the geochemistry of a Zn and Cd contaminated dredged sediment over time after land disposal. *Environment Research* August 2009;109(6):712-720
- PNR. (2015). Reconquête paysagère de la Boucle d'Anneville. Fédération Des Parcs Naturels Régionaux de France, 1–5. Retrieved from www.parcs-naturels-r2gionaux.tm.fr
- Podani, J., Csányi, B. (2010) Detecting indicator species: some extensions of the IndVal measure. *Ecological Indicators*, 10(6), 1119-1124.
- Posey, M.H., Alphin, T.D., Powell, C.M., (1997) Plant and infaunal communities associated with a created marsh. *Estuaries* 20, 42–47.
- Prieto Montes, M., Mondy, C., Usseglio Polatera, P. (2012) Le nouvel indice I2M2. Indice Invertébrés Multimétrique. Changement de la méthode d'évaluation des cours d'eau. 2 p <http://www.documentation.eaufrance.fr/notice/le-nouvel-indice-i2m2-indice-invertebres-multimetrique-changement-de-la-methode-d-evaluation-des-cou0>
- Primack, Sarrazin, & Lecomte. (2012). *Biologie de la conservation*. Dunod éd., Paris., 360 p
- Prokop Z., Vangheluwe M.L., Van Sprang P.A. *et al.* (2003). Mobility and toxicity of metals in sandy sediments deposited on land. *Ecotoxicology and Environment Safety* January 2003;54(1):65-73
- PROVADEMSE (2014). Choix du mode de gestion du sédiment lié au statut de déchet – approche substance. *Journées Nationales Sédiments*, Juin 2014
- Prygiel J. et Coste M. (2000). Guide méthodologique pour la mise en œuvre de l'Indice Biologique Diatomique (NF T 90-354), 134p.
- Prygiel, J., Carpentier, P., Almeida, S., Coste, M., Druart, J. C., Ector, L., ... et Lalanne-Cassou, C. (2002) Determination of the biological diatom index (IBD NF T 90–354): results of an intercomparison exercise. *Journal of Applied Phycology*, 14(1), 27-39.

Q

- Quiniou, F., (2004) Impacts des dragages sur l'environnement littoral de la prévision au suivi, JST : 259 – 264.
- Quiniou, F., Alzieu, C. (1999) Chapitre VII : Analyse des risques chimiques appliquée aux dragages 129-151 in Alzieu, C. (1999). *Dragages et environnement marin : Etat des connaissances*. IFREMER, 225 pp.

R

- Raisuddin, S., Kwok, K. W. H., Leung, K. M. Y., Schlenk, D., et Lee, J.-S. (2007). The copepod *Tigriopus*: A promising marine model organism for ecotoxicology and environmental genomics. *Aquatic Toxicology*, 83(3), 161–173. <http://doi.org/10.1016/j.aquatox.2007.04.005>

- Ramade, F. (2007) Introduction à l'écotoxicologie : Fondements et applications; *Lavoisier*, 618 p.
- Ramade, F. (2008) *Dictionnaire encyclopédique des sciences de la nature et de la biodiversité*. Dunod. 737 pp.
- Ramade F. (2012) Eléments d'écologie. Ecologie appliquée : Action de l'Homme sur la biosphère. *Dunod*, pp 791.
- Ramaroson J. (2008). Calcination des sédiments de dragage contaminés : études des propriétés physico-chimiques. Thèse soutenue devant l'Institut National des Sciences Appliquées le 13 Mars 2008 pour l'obtention du grade de Docteur, 181 pages
- Ramírez-Pérez, T., Sarma, S. S. S., et Nandini, S. (2004) Effects of mercury on the life table demography of the rotifer *Brachionus calyciflorus* Pallas (Rotifera). *Ecotoxicology*, 13(6), 535-544.
- Ran Y., Sun K., Ma X. *et al.* (2007). Effect of condensed organic matter on solvent extraction and aqueous leaching of polycyclic aromatic hydrocarbons in soils and sediments. *Environment Pollution* July 2007;148(2):529-538
- Rasseneur X. (2013). Ty Cog, Guide des réalisations, Guide de réalisation thématique Travaux de Recherches et Développement sur la gestion terrestre des sédiments marins non immergeables, *CAP sédiment*, 36 p.
- Ray, G.L., (2000) Infaunal assemblages on constructed intertidal mudflats at Jonesport, Maine (USA). *Marine Pollution Bulletin* 40 (12), 1186–1200.
- Rebischung, F., & Hennebert, P. (2016). Classification réglementaire des déchets – Guide d'application pour la caractérisation en dangerosité. *INERIS*, Rapport d'étude 04/02/2016 n°INERIS-DRC-15-149793-06416A. 288 pages
- RECORD, (2006) Evaluation et acceptabilité des risques environnementaux. Méthodes d'évaluation, analyse comparative ; Etude sociologiques des représentations des risques, synthèse bibliographique, 228 p, n°04-0810//0811/1A
- Règlement d'exécution (UE) n°354/2014 de la Commission du 08/04/2014 modifiant et rectifiant le règlement (CE) n°889/2008 portant modalités d'application du règlement (CE) n°834/2007 du Conseil relatif à la production biologique et à l'étiquetage des produits biologiques en ce qui concerne la production biologique, l'étiquetage et les contrôles. Paru au OJ L 106 du 09/04/2014, p.7-14.
- Reyjol, Y., Spyrtos, V., et Basílico, L. (2012) Bioindication : des outils pour évaluer l'état écologique des milieux aquatiques. Perspectives en vue du 2e cycle DCE-Eaux de surface continentale. *Les Rencontres de l'ONEMA*, 55.
- Riedhammer C et Schwarz-Schulz B. (2001) The newly proposed EU risk assessment concept for the sediment compartment. *Journal of Soils and Sediments* 1:105–10
- Robinson, J. E., Newell, R. C., Seiderer, L. J., et Simpson, N. M. (2005) Impacts of aggregate dredging on sediment composition and associated benthic fauna at an offshore dredge site in the southern North Sea. *Marine Environmental Research*, 60(1), 51–68. <http://doi.org/10.1016/j.marenvres.2004.09.001>
- Rodgher, S., Espíndola, E.L.G., Simões, F.C.F., Tonietto, A.E. (2012) Cadmium and chromium toxicity to *Pseudokirchneriella subcapitata* and *Microcystis aeruginosa*. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 55(1), 161-169.
- Röper H. & Netzband A. (2011) Assessment Criteria for Dredged Material with special focus on the North Sea Region Disponible depuis le site SEDNET <http://sednet.org/dge-cotner/>

- Rossi, J. P., Franc, A., Rousseau, G. X. (2009) Indicating soil quality and the GISQ. *Soil Biology and Biochemistry*, 41(2), 444–445. <http://doi.org/10.1016/j.soilbio.2008.10.004>
- Rossiter, D. G. (2006). Proposal for a new reference group for the World Reference Base for Soil Resources (WRB) 2006 : the Technosols 2 nd revised draft. Working Group on Technosols WRB, 16 p.
- Rüdel, H. (2003). Case study: bioavailability of tin and tin compounds. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 56, (1), 180-189
- Ruiz N. (2004) Mise au point d'un système de bioindication de la qualité du sol basé sur l'étude des peuplements de macro-invertébrés. Thèse de doctorat de l'Université Paris 6, Spécialité science de la vie, 14 septembre 2004, Bondy : 327 p.
- Ruiz N., et Velasquez E, Lavelle P. (2008) Vers la mise au point et l'application d'indicateurs synthétiques de la qualité des sols. Congrès annuel 2008 Sol, Société et politique. 7et 8. février 2008, Université de Neuchâtel, France. 71 p.
- Ruiz Camacho, N., Velasquez, E., Pando, A., Decaëns, T., Dubs, F., Lavelle, P., (2009). Indicateurs synthétiques de la qualité du sol. *Etude et Gestion Des Sols* 16, 323–338.
- Ruiz, N., Mathieu, J., Celini, L., Rollard, C., Hommay, G., Iorio, E., Lavelle, P. (2011) IBQS : A synthetic index of soil quality based on soil macro-invertebrate communities. *Soil Biology and Biochemistry*, 43: 2032-2045.
- Ruiz-Camacho N. (2010). Transfert sol – macrofaune du sol. In ADEME, 2010. Complémentarité des approches physico-chimiques et biologiques pour caractériser des sols contaminés par des ETM sur six parcelles du secteur de Métaeurop. 103 p.
- Rusch B. (2010). Étude spectroscopique en conditions hydrodynamiques contrôlées du transfert des espèces organiques à l'interface minéral/solution. Thèse soutenue le 12 Mars 2010 pour l'obtention du grade de Docteur de l'Université de Nancy 1 (spécialité chimie et physico-chimie moléculaires), 283 pages

S

- Samson, S. (2013). Contexte, origines et principe de l'expérimentation : Le contexte de la gestion des sédiments de dragage. Réponse éco-responsable et durable en vallée de Seine, l'expérimentation de la ballastière d'Yville-sur-Seine, *Acte du séminaire « Quel devenir pour les sédiments de dragage », 23 mai 2013 Port de Rouen*, 6-7.
- Sannier, L., Tivolle, I., Mehu, J., & Aqua, J.-L. (2013). Guide des réalisations : SEDIMARD 83. *Cap Sédiment*, 1–57.
- Santorufu, L., Van Gestel, C.A.M., Rocco, A., Maisto, G. (2012) Soil invertebrates as bioindicators of urban soil quality. *Environmental Pollution*, 161, 57–63.
- Sarda', R., Pinedo, S., Gremare, A., and Taboada, S. (2000). Changes in the dynamics of shallow sandy-bottom assemblages due to sand extraction in the Catalan Western Mediterranean Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 57: 1446-1453.
- Sardinha, M., Müller, T., Schmeisky, H., & Joergensen, R. G. (2003). Microbial performance in soils along a salinity gradient under acidic conditions. *Applied Soil Ecology*, 23(3), 237–244. [http://doi.org/10.1016/S0929-1393\(03\)00027-1](http://doi.org/10.1016/S0929-1393(03)00027-1)
- Sasaki, A., Ito, A., Aizawa, J., et Umita, T. (2005). Influence of water and sediment quality on benthic biota in an acidified river. *Water Research*, 39, 2517–2526. <http://doi.org/10.1016/j.watres.2005.04.047>

- Schaefer, M. (2003) Behavioural endpoints in earthworm ecotoxicology. *Journal of Soils and Sediments*, 3(2), 79-84.
- Schaefer, M. (2004). Assessing 2, 4, 6-trinitrotoluene (TNT)-contaminated soil using three different earthworm test methods. *Ecotoxicology and environmental safety*, 57(1), 74-80.
- Schiavone S. & Coquery M. (2009). Analyse comparative et critique des documents guides ou normes pour le prélèvement des sédiments en milieu continental. *Convention de partenariat ONEMA - CEMAGREF*, Juin 2009
- Schiavone S. & M. Coquery M. (2011). Guide d'échantillonnage et de prétraitement des sédiments en milieu continental pour les analyses physico-chimiques de la DCE. *AQUAREF et CEMAGREF*, Avril 2011
- Schipper, C. a., Rietjens, I. M. C. M., Burgess, R. M., Murk, a. J. (2010). Application of bioassays in toxicological hazard, risk and impact assessments of dredged sediments. *Marine Pollution Bulletin*, 60(11), 2026–2042. <http://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.07.018>
- Schlekat, C.E., Scott, K.J., Swartz, R.C., Albrecht, B., Antrim, L., Doe, K., Douglas, S., Ferretti, J.A., Hansen, D.J., Moore, D.W., Mueller, C., Tang, A., (1995). Interlaboratory comparison of a 10-day sediment toxicity test method using *Ampelisca abdita*, *Eobau-storius estuarius* and *Leptocheirus plumulosus*. *Environmental Toxicology and Chemistry* 14(12), 2163–2174.
- Schlöter, M., Dilly, O., Munch, J. (2003). Indicators for evaluating soil quality. *Agriculture, Ecosystems Environment*, 98(1-3), 255–262.
- Schneider G.(). Le curage des sédiments des cours d'eau, sur le courrier de l'environnement de l'INRA. Consulté le 25/04/2016. Disponible sur le lien suivant : <http://www7.inra.fr/dpenv/curage.htm#grille>
- Schnurer, J. & Rosswall, T. (1982). Fluorescein diacetate hydrolysis as a measure of total microbial activity in soil and litter. *Applied and Environmental Microbiology*, 43, 1256-61.
- Schoenholtz, S. , Miegroet, H. V., Burger, J. (2000). A review of chemical and physical properties as indicators of forest soil quality: challenges and opportunities. *Forest Ecology and Management*, 138(1-3), 335–356.
- Schratzberger, M., Bolam, S.G., Whomersley, P., Warr, K., et Rees, H.L. (2004). Development of a meiobenthic nematode community following the intertidal placement of various types of sediment. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 303(1), 79–96. <http://doi.org/10.1016/j.jembe.2003.11.003>
- Scordia P-Y. (2008). Caractérisation et valorisation des sédiments fluviaux pollués et traités dans les matériaux routiers. Thèse soutenue le 16 Octobre 2008 pour l'obtention du grade de Docteur, délivrée par l'Ecole Centrale de Lille, 201 pages
- Seastedt T.R. (1984). The role of microarthropods in decomposition and mineralization processes. *Annual Review of Entomology*, 29: 25-46.
- Seby F., Benoit-Bonnemason C., Terrier E., et al. (2009). Etude de l'évolution des formes chimiques des métaux dans des sédiments marins dragués stockés à terre. *Revue Paralia* Novembre 2009;2:3.1-3.12
- SEDIGEST <http://www.agence-nationale-recherche.fr/?Projet=ANR-07-ECOT-0012>
- SEDILAB. (2011). Journées nationales des sédiments- synthèse. Congrès European Eco-Technologies Pour Le Futur - *Journées Nationales Sédiments 8 et 9 Juin 2011*, 28 p.
- Sedimateriaux <http://www.cd2e.com/recyclage-valorisation/projet-sedimateriaux>

- Séré, G. (2007). Fonctionnement et évolution pédogénétique de Technosols issus d'un procédé de construction de sol. *Thèse de Doctorat, Institut National Polytechnique de Lorraine*, 228.p
- Séré, G., Schwartz, C., Ouvrard, S., Renat, J. C., Watteau, F., Villemin, G., & Morel, J. L. (2010). Early pedogenic evolution of constructed Technosols. *Journal of Soils and Sediments*, 10(7), 1246–1254. <http://doi.org/10.1007/s11368-010-0206-6>
- SETRA (2011). L'impact des fondants routiers sur l'environnement. Etat des connaissances et pistes d'action. Note d'information. Mars 2011. 25 pages.
- Shafer, D. J., & Streever, W. J. (2000). A comparison of 28 natural and dredged material salt marshes in Texas with an emphasis on geomorphological variables. *Wetlands Ecology and Management*, 8, 353–366. <http://doi.org/10.1023/A:1008491421739>
- Sheehan, C., & Harrington, J. (2012). Management of dredge material in the Republic of Ireland - A review. *Waste Management* (New York, N.Y.), 32(5), 1031–1044. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.11.014>
- Sheehan, C., Harrington, J., & Murphy, J. D. (2010). A technical assessment of topsoil production from dredged material. *Resources, Conservation and Recycling*, 54(12), 1377–1385. <http://doi.org/10.1016/j.resconrec.2010.05.012>
- Shrivastava, P. & Kumar, R. (2014). Soil salinity: A serious environmental issue and plant growth promoting bacteria as one of the tools for its alleviation. *Saudi J Biol Sci.* 2015 Mar;22(2):123–131. Published online 2014 Dec 9. doi: 10.1016/j.sjbs.2014.12.001
- SIBA Syndicat Intercommunal du Bassin d'Arcachon (). « La valorisation des sédiments de dragage » <http://www.siba-bassin-arcachon.fr/nos-competences/le-pole-maritime/valorisation-des-sediments-de-dragage>
- Siham, K., Fabrice, B., Nor, A., & Patrick, D. (2008). Marine dredged sediments as new materials resource for road construction, 28, 919–928. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2007.03.027>
- Silitonga E. (2010). Valorisation des sédiments marins contaminés par solidification/stabilisation à base de liants hydrauliques et de fumée de silice. *Thèse de doctorat, Université de Caen Basse- Normandie*, 229 p.
- Silva, A., Figueiredo, S. A., Sales, M. G., & Delerue-Matos, C. (2009) Ecotoxicity tests using the green algae *Chlorella vulgaris*—A useful tool in hazardous effluents management. *Journal of hazardous materials*, 167(1), 179-185.
- Silva, P.V., Silva, A.R.R., Mendo, S., Loureiro, S. (2014). Toxicity of tributyltin (TBT) to terrestrial organisms and its species sensitivity distribution. *Science of The Total Environment*, 1 January 2014;466-467:1037–1046. doi:10.1016/j.scitotenv.2013.08.002
- Simonson, R. W. (1959). Modern concepts of soil genesis - A Symposium- Outline of a generalized theory of soil genesis. *Soil Science Society Proceedings*, 23(2), 152–156. <http://doi.org/10.2136/sssaj1959.03615995002300020021x>
- Simpson, B. S. L., Batley, G. E., Chariton, A. a, Stauber, J. L., King, C. K., Chapman, J. C., ... Simpson, S. L. (2005). Handbook for Sediment Quality Assessment Quality Assessment. Centre for Environmental Contaminants Research (Environmen). CSIRO : Bangir, NSW. Retrieved from <http://www.csiro.au/files/files/p8m1.pdf>
- Sinsabough, R.L., Carreiro, M.M., Alvarez, S. (2002). Enzyme and Microbial Dynamics of Litter Decomposition. pp 257-273. *In: Burns, R. G., and Dick, R. P. (2002) Enzymes in the environment: activity, ecology and applications. Marcel Dekker Inc, Ed. pp 640.*

- SITA Nord, & Doublet. (2014). SITA et doublet pour développer la solution innovante et écologique C'URBAN. *Dossier de Presse SITA*, 18 p.
- Smith K.E., Schwab A.P. et Banks M.K. (2008). Dissipation of PAHs in saturated, dredged sediments : a field trial. *Chemosphere* August 2008;72(10):1614-1619
- Solomon, K.R., Sibley, P., (2002). New concepts in ecological risk assessment: where do we go from here? *Marine Pollution Bulletin* 44, 279–285. doi:Pii S0025-326x(01)00252-1\ rDoi 10.1016/S0025-326x(01)00252-1
- Solomon KR, Brock TCM, de Zwart D, et al... (2008) Extrapolation Practice for Ecotoxicological Effect Characterization of Chemicals. CRC Press, New York, NY, USA
- SOVASOL. (2012). Résumé non technique - Dossier de demande d'autorisation d'exploiter une installation classée pour la protection de l'environnement-Commune du Teich, 1–28.
- Stauffer, M., Leyval, C., Brun, J.-J., Leportier, P., Berthelin, J. (2014). Effect of willow short rotation coppice on soil properties after three years of growth as compared to forest, grassland and arable land uses. *Plant and Soil*, 377(1-2), 423–438.
- Stone, D., Costa, D., Daniell, T. J., Mitchell, S. M., Topp, C. F. E., & Griffiths, B. S. (2016). Using nematode communities to test a European scale soil biological monitoring programme for policy development. *Applied Soil Ecology*, 97, 78-85.
- Strand, J. & Jacobsen, J.A. (2005). Accumulation and trophic transfer of organotins in a marine food web from the Danish coastal waters. *Science of the Total Environment* November 2005;350(1-3):72–85. [doi:10.1016/j.scitotenv.2005.02.039](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.02.039)
- Streever, W.J., (2000). Spartina alterniflora marshes on dredged material: a critical review of the ongoing debate over success. *Wetlands Ecology and Management* 8, 295–316.
- Stronkhorst, J., Schipper, C., Brils, J., Dubbeldam, M., Postma, J., van de Hoeven, N. (2003). Using marine bioassays to classify the toxicity of Dutch harbor sediments. *Environmental Toxicology and Chemistry / SETAC*, 22(7), 1535–1547. [http://doi.org/10.1897/1551-5028\(2003\)22<1535:UMBTCT>2.0.CO;2](http://doi.org/10.1897/1551-5028(2003)22<1535:UMBTCT>2.0.CO;2)
- Stronkhorst J. & van Hattum B. (2003). Contaminants of Concern in Dutch Marine Harbor Sediment. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 45;306-316. DOI:10.1007/s00244-003-0191-5
- Sturgis, T.C, Lee, C.R, and Banks, H.C, Jr. (2001a). Evaluation of Toledo Harbor Dredged Material for Manufactured Soil, Phase 1: Greenhouse Bench-Scale Test, Technical Report ERDC/EL TR-01- 25,U.S. Army Engineer Research and Development Center, 31 p. In : Anger, B. (2014). Caractérisation des sédiments fins de retenues hydroélectriques en vue d'une orientation vers des filières de valorisation matière. *Thèse de doctorat, Génie-civil, Université de Caen Basse-Normandie*, 316 p.
- Suter II, G.W., (2001). Applicability of indicator monitoring to ecological risk assessment. *Ecological Indicators* 1, 101–112.
- Swartz, R.C., Cole, F.A., Lamberson, J.O., Ferraro, S.P., Schults, D.W., DeBen, W.A., Lee, H.I., Ozretich, R.J., (1994). Sediment toxicity, contamination and amphipod abundance at a DDT and dieldrin contaminated site in San Francisco Bay. *Environmental Toxicology and Chemistry* 13, 949–962 in Chapman, P. M., Ho, K. T., Munns, W. R., Solomon, K., et Weinstein, M. P. (2002). Issues in sediment toxicity and ecological risk assessment. *Marine Pollution Bulletin*, 44(4), 271–8. [http://doi.org/10.1016/S0025-326X\(01\)00329-0](http://doi.org/10.1016/S0025-326X(01)00329-0)
- Système d'information sur l'Eau (SIE), (2013). Recommandations relatives aux travaux et opérations impliquant des sédiments aquatiques potentiellement contaminés. *L'eau dans le bassin Rhône Méditerranée V2.0* Septembre 2013 Annexes. Disponible sur le lien suivant :

http://www.rhone-mediterranee.eaufrance.fr/docs/PCB/sediments/Recommandations-sediments-V2-0d_port.pdf

T

- Tabatabai, M.A. and Bremner, J.M. (1972) Assay of urease activity in soils. *Soil Biology & Biochemistry*, 4, 479–487.
- Tack, FMG., Callewaert, OWJJ. et Verloo, MG. (1996). Metal solubility as a function of pH in a contaminated, dredged sediment affected by oxidation. *Environmental Pollution* 1996;91(2):199-208
- Tack, FMG., Singh, SP. et Verloo MG. (1999). Leaching behaviour of Cd, Cu and Zn in surface soils derived from dredged sediments. *Environmental Pollution* July 1999;106(1):107-114
- Tack, FMG. & B. Vandecasteele, B. (2008). Cycling and ecosystem impacts of metals in contaminated calcareous dredged sediment-derived soils (Flanders- Belgium). *Science of the Total Environment* 1st August 2008;400(1-3):283-289
- Tait, R., et Dipper, F. (1998) Elements of marine ecology - Fourth edition :The effects of brief mindfulness intervention on acute pain experience: An examination of individual difference. . *Butterworth Heinemann, Ed.* 432 p. <http://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Tauw Environnement, & Ophrys. (2001). Guide méthodologique de caractérisation des sédiments. Projet de curage surveillance des sédiments, 409 p.
- Thanh TN. (2009). Valorisation de sédiments marins et fluviaux en techniques routière. Thèse soutenue le 16 Février 2009 pour l'obtention du grade de Docteur de l'Université d'Artois (spécialité Génie Civil), 225 pages
- Thibaud, J.-M., & D'Haese, C.A. (2010). Le petit collembole illustré. *Arvernensis*. pp. 56.
- Thybaud, E. (1998). Les tests d'écotoxicité terrestre. In *Séminaire National sur l'Écotoxicologie des sols et des déchets* (pp. 46-56).
- Tiedje, J.M., Quensen, J.F.I., Chee-Sanford, J. (1993). Microbial reductive dechlorination of PCB. *Biodegradation*, 4, 231-240
- Tiffreau, C., & Laboudigue, A. (1997). Problématique des sédiments toxiques: impact sur un sol non pollué du dépôt de sédiments contaminés. *Centre National de Recherche Sur Les Sites et Sols Pollués (CNRSSP)*, 36 p.
- Torrise, M., Rimet, F., Cauchie, H. M., Hoffmann, L., et Ector, L. (2006). Bioindication by epilithic and epiphytic diatoms in the Sure River (Luxembourg). *Belgian Journal of Botany*, 139(1), 39-48.
- Truscott, A. M., Palmer, S. C. F., McGowan, G. M., Cape, J. N., & Smart, S. (2005). Vegetation composition of roadside verges in Scotland: The effects of nitrogen deposition, disturbance and management. *Environmental Pollution*, 136(1), 109–118. <http://doi.org/10.1016/j.envpol.2004.12.009>

U

- USAN. (2011). Résumé non technique Evaluation d'Incidences sur l'Environnement [Réhabilitation écologique du canal d' Hazebrouck], 17 p.
- United States Environmental Protection Agency (USEPA), (2000). Methods for Measuring the Toxicity and Bioaccumulation of Sediment-associated Contaminants with Freshwater Invertebrates. *Environmental Protection*, 192. http://doi.org/EPA_600/R-94/024

USEPA (US Environmental Protection Agency) (2000) Methods for Measuring the Toxicity and Bioaccumulation of Sediment-Associated Contaminants with Freshwater Invertebrates, 2nd edit. EPA 600/R-99/064. Duluth, MN, USA

V

- Van Beelen P. (2003). A review on the application of microbial toxicity tests for deriving sediment quality guidelines. *Chemosphere* 53:795–808
- Van Dalen J.A., Essink K., Toxvig Madsen H., Birklund J., Romero J., Manzanera M. (2000). Differential response of macrozoobenthos to marine sand extraction in the North Sea and the western Mediterranean. *ICES Journal of Marine Science*, 57, pp 1439-1445
- Van Dalen, J. A., et Essink, K. (2001). Benthic community response to sand dredging and shoreface nourishment in Dutch coastal waters. *Senckenbergiana Maritima*, 31: 329-332.
- Van Paassen, L. (2012). Note de synthèse – Congrès des éco-technologies pour le futur, *Atelier sédiments Lille Grand Palais, juin 2012*, 5-6.
- Vandecasteele, B., De Vos, B., Muys, B., Tack, F.M.G., (2005). Rates of forest floor decomposition and soil forming processes as indicators of forest ecosystem functioning on a polluted dredged sediment landfill. *Soil Biology and Biochemistry* 37, 761–769. doi:10.1016/j.soilbio.2004.10.006
- Vansimaey C. (2011). Comportement à long terme de dépôts de sédiments de curage – Approche mécanistique du transfert de métaux en milieu poreux non saturé. Thèse soutenue le 07 Juillet 2011 pour l'obtention du grade de Docteur de l'Université des Sciences et Technologie de Lille 1, délivré conjointement par l'École des Mines de Douai (spécialité Géosciences, Ecologie, Paléontologie, Océanographie), 215 pages
- Vašíčková, J., Kalábová, T., Komprdová, K., Priessnitz, J., Dymák, M., Lána, J., ... Hofman, J. (2013). Comparison of approaches towards ecotoxicity evaluation for the application of dredged sediment on soil. *Journal of Soils and Sediments*, 13, 906–915. <http://doi.org/10.1007/s11368-013-0670-x>
- Velasquez, E., Lavelle, P., Andrade, M. (2007). GISQ, a multifunctional indicator of soil quality. *Soil Biology and Biochemistry*, 39(12), 3066–3080. <http://doi.org/10.1016/j.soilbio.2007.06.013>
- Verneaux J. et Tuffery G. (1967). Une méthode zoologique pratique de détermination de la qualité biologique des eaux courantes. Indices biotiques. *Ann. Sc. Univ. Besançon* 3 : 79-89
- Vernus E., Méhu J., Bonnet J., Bergeron A. (2013). Filières de gestion à terre, guide thématique -Travaux de Recherches et Développement sur la gestion terrestre des sédiments marins non immergeables, *CAP Sédiment*, 44 p
- Villenave, C., Jimenez, A., Guernion, M., Péres, G., Cluzeau, D., Mateille, T., ... et Tavoillot, J. (2013). Nematodes for soil quality monitoring: results from the RMQS BioDiv programme. *Open Journal of Soil Science*, 3, 30-45.
- Volchko, Y., Norman, J., Rosen, L., Norberg, T. (2014). A minimum data set for evaluating the ecological soil functions in remediation projects. *Journal of Soils and Sediments*, 14(11), 1850–1860.

W

- Walker, C. H., Sibly, R. M., Hopkin, S. P., et Peakall, D. B. (2012). *Principles of ecotoxicology*. CRC press. 326 pp
- Walter, C., Chaussod, R., Cluzeau, D., Curmi, P., Hallaire, V., (2002). Caractérisation, déterminisme et surveillance de la qualité des sols en milieux limoneux acides. *Rapport Final Programme de Recherche GESSOL, Fonctions environnementales des sols*. pp 177.

- Weete JD, Abril M, Blackwell M. (2010). Phylogenetic distribution of fungal sterols. *PLoS One*. 28; 5(5): e10899-e10905.
- Weltje L, Rufli H, Heimbach F, Wheeler J, Vervliet-Scheebaum M, Hamer M (2010). The chironomid acute toxicity test: Development of a new test system. *Integrated Environmental Assessment and Management*. 6:301-307.
- World Health Organization (WHO), (1990). International Programme on Chemical Safety – Environmental Health Criteria 116, Tributyltin compounds [en ligne]
<http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc116.htm>
- Wichern, J., Wichern, F., & Joergensen, R. G. (2006). Impact of salinity on soil microbial communities and the decomposition of maize in acidic soils. *Geoderma*, 137(1-2), 100–108.
<http://doi.org/10.1016/j.geoderma.2006.08.001>
- Wick AF., Haws NW., Sukkariyah BF. *et al.* (2011). Remediation of PAH-contaminated soils and sediments : a literature review. *Department of Crop and Soil Environment Sciences*, Internal Research Document 102 pages
- Williams, K.A., Green, D.W., Pascoe, D., Gower, D.E. (1986). The acute toxicity of cadmium to different larval stages of *Chironomus riparius* (Diptera: Chironomidae) and its ecological significance for pollution regulation. *Oecologia*, 70(3), 362-366.
- Winding, A., Hund-Rink, K., Rutgers, M., (2005). The use of microorganisms in ecological soil classification and assessment concepts. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 62, 230–248

X

- Xiao, N., Jing, B., Ge, F., et Liu, X. (2006). The fate of herbicide acetochlor and its toxicity to *Eisenia fetida* under laboratory conditions. *Chemosphere*, 62(8), 1366-1373.
- XP T90-333 (2009): Prélèvement des macroinvertébrés aquatiques en rivières peu profondes.
- XP T90-388 (2010): Qualité de l'eau - Traitement au laboratoire d'échantillons contenant des macro-invertébrés de cours d'eau

Y

- Yi, A. X., Han, J., Lee, J. S., et Leung, K. M. (2014) Ecotoxicity of triphenyltin on the marine copepod *Tigriopus japonicus* at various biological organisations: from molecular to population-level effects. *Ecotoxicology*, 23(7), 1314-1325.

Z

- Zantua, M. I., and Bremner, M. (1977) Stability of urease in soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 9, 135–140.
- Zanuzzi, A., Arocena, J. M., van Mourik, J. M., & Faz Cano, A. (2009). Amendments with organic and industrial wastes stimulate soil formation in mine tailings as revealed by micromorphology. *Geoderma*, 154(1-2), 69–75.
<http://doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.09.014>
- Zarrelli, A., DellaGreca, M., Iesce, M. R., Lavorgna, M., Temussi, F., Schiavone, L., ...Isidori, M. (2014) Ecotoxicological evaluation of caffeine and its derivatives from a simulated chlorination step. *Science of The Total Environment*, 470, 453-458.
- Zentar R., Abriak NE., Dubois V. et Miraoui M. (2009). Beneficial use of dredged sediments in public works. *Environmental Technology* July 2009;30(8):841-847

Zhao, X.R., Lin, Q., Brookes, P.C. (2005) Does soil ergosterol concentration provide a reliable estimate of soil fungal biomass? *Soil Biology and Biochemistry*, 37(2), 311–317.

Zoumis T., Schmidt A., Grigorova L. et Calmano W. (2001). Contaminants in sediments: remobilisation and demobilisation. *Science of Total Environment* 5 February 2001;266(1-3):195-202

ANNEXE 1 : QUESTIONNAIRE SOUMIS EN LIGNE VIA « GOOGLE FORM »

https://www.google.com/intl/fr_fr/forms/about/

" Impact écologique de sédiments pollués extraits et déposés en milieux terrestres "

Ce questionnaire s'inscrit dans le cadre d'une étude sur l'impact écologique de sédiments pollués extraits et déposés en milieux terrestres réalisée par le Laboratoire des Sciences Végétales et Fongiques (EA4483 /ILIS) de l'Université de Lille Droit et Santé avec le soutien de l'association RECORD (<http://www.record-net.org/etudes-en-cours/en-savoir-plus/192>). Il vous prendra environ 15 minutes.

1. Question 1 : Avez-vous un retour d'expérience sur des projets de valorisation ou de gestion à terre des sédiments ?

Une seule réponse possible.

- Oui *Passez à la question 2.*
 Non *Passez à la question 3.*

Passez à la question 3.

2. Question 1 - a : Dans quel cadre y avez-vous participé ?

Une seule réponse possible.

- Maître d'oeuvre
 Suivi de projet
 Expertise scientifique
 Opérateur
 Autre :

Passez à la question 3.

3. Question 2 : En plus de l'évaluation de la qualité physico-chimique des sédiments exigée par la réglementation*, pensez-vous que des analyses supplémentaires sur les sédiments avant leur valorisation devraient être réalisées ?

Une seule réponse possible.

- Oui *Passez à la question 5.*
 Non *Passez à la question 4.*
 Ne se prononce pas *Passez à la question 10.*

(* Arrêté du 14/06/2000 abrogé par l'article 27 de l'arrêté du 01/04/2008, puis Arrêté du 09/08/2006)

Passez à la question 10.

4. **Question 2 - a : Pourquoi pensez-vous que des analyses, essais ou protocoles supplémentaires ne sont pas pertinentes ?**

.....
.....
.....
.....
.....

Passez à la question 10.

5. **Question 2 - a : Pourquoi pensez-vous que des analyses, essais ou protocoles supplémentaires seraient pertinentes ?**

.....
.....
.....
.....
.....

Passez à la question 6.

6. **Question 2 - b : Dans le cadre d'un projet de dragage avez-vous été amené à réaliser des analyses supplémentaires ?**

Une seule réponse possible.

- Oui *Passez à la question 7.*
- Non *Passez à la question 10.*

Passez à la question 10.

7. **Question 2 - c : Quelles analyses physico-chimiques supplémentaires ont-elles été effectuées ? Pourquoi ?**

.....
.....
.....
.....
.....

8. **Question 2 - d : Quels tests écotoxicologiques supplémentaires ont-ils été effectués ? Pourquoi ?**

.....
.....
.....
.....
.....

9. **Question 2 - e : Ces tests écotoxicologiques ont été réalisés :***Plusieurs réponses possibles.*

- Sur le sédiment
- Sur l'éluat
- In situ
- Non concerné

*Passez à la question 10.*10. **Question 3 : Comment estimez-vous la qualité de la traçabilité des sédiments gérés à terre ? Avez-vous des préconisations à formuler dans ce domaine ?**

.....

.....

.....

.....

.....

*Passez à la question 11.*11. **Question 4 : D'après vous, la caractérisation des sédiments après la phase de stockage, selon la filière de valorisation envisagée, est :***Une seule réponse possible par ligne.*

	Inutile	A réaliser au cas par cas	Indispensable	Ne se prononce pas
Génie civil	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
BTP	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Aménagement paysager	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Remblaiement	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>

12. **Question 4 - a : Qui devrait prendre en charge cette caractérisation à l'issue de la phase de stockage ?**

.....

.....

.....

.....

.....

Passez à la question 13.

13. **Question 5 : Parmi ces filières de valorisation des sédiments, quelles sont celles dont vous connaissez une (ou des) réalisation(s) ?**

Plusieurs réponses possibles.

- Routes, pistes cyclables
- Brises-vagues
- Mobiliers urbains (à base de granulats recyclés)
- Comblement de carrières
- Rechargement de plage (lutte contre l'érosion)
- Cordon dunaire
- Merlon (dont anti-bruit)
- Butte paysagère
- Conception de terre-plein
- Mise en place de couverture d'installation de stockage de déchets
- Autre :

Passez à la question 14.

Retour d'expérience

14. **Question 6 : Avez-vous déjà participé à un projet d'éco-modelé paysager* conçu à partir de sédiments de dragage ?**

Une seule réponse possible.

- Oui *Passez à la question 15.*
- Non *Passez à la question 23.*

* Un éco-modelé paysager est constitué de sédiments non immergeables qui peuvent être intégrés dans différents types de valorisation ayant pour objectif de modeler le paysage, dans un but soit de protection (merlon dont anti-bruit), soit d'aménagement urbain ou environnemental (cordon dunaire, butte paysagère).

Passez à la question 23.

Retour d'expérience

15. **Question 6 - a : Des outils d'aide à la conception de l'éco-modelé (guide méthodologique, cahier des charges...) ont-ils été employés ?**

Une seule réponse possible.

- Oui *Passez à la question 16.*
- Non *Passez à la question 17.*
- Ne se prononce pas *Passez à la question 17.*

Passez à la question 16.

Retour d'expérience

16. Question 6 - b : Quel(s) outil(s) d'aide à la conception avez-vous utilisé ?

.....

.....

.....

.....

.....

Passez à la question 17.

Retour d'expérience

A propos des caractéristiques des sédiments pour la réalisation de l'éco-modèle paysager

17. Question 6 - c : Quelle était la nature des sédiments

Une seule réponse possible.

- Sédiments marins
- Sédiments d'eau douce
- Les deux en mélange
- Ne se prononce pas

18. Question 6 - d : Quelles fractions granulométriques ont-été utilisées ?

Une seule réponse possible.

- Toutes
- Sélection de certaines
- Mélange de sédiments "entiers" et de différentes fractions
- Ne se prononce pas

19. Question 6 - e : Quel était l'âge des sédiments ? (plusieurs réponses possibles dans le cas de mélange de sédiments)

Plusieurs réponses possibles.

- Entre 0 et 6 mois inclus
- Entre 6 et 12 mois inclus
- Entre 12 et 18 mois inclus
- Entre 18 et 24 mois inclus
- Plus de 24 mois
- Ne se prononce pas

Passez à la question 20.

Retour d'expérience

20. Question 6 - f : Pourquoi ces sédiments ont-ils été choisis ?

.....

.....

.....

.....

.....

Passez à la question 21.

Retour d'expérience**21. Question 6 - g : En complément des sédiments, avez-vous eu recours à d'autre(s) matériau(x) pour l'élaboration de l'éco-modelé ?**

Plusieurs réponses possibles.

- Non
- Remblais
- Terre végétale
- Ne se prononce pas
- Autre :

22. Question 6 - h : La réalisation de l'éco-modelé paysager a été effectuée :

Une seule réponse possible.

- Par dépôts de couches successives
- Par tronçon
- Ne se prononce pas
- Autre :

Passez à la question 23.

23. Question 7 : Comment la végétalisation d'un ouvrage valorisant les sédiments devrait-elle ou a-t-elle été favorisée ?

Plusieurs réponses possibles.

- Par des semis
- Par des plantations
- Par l'intervention d'un paysagiste
- Ne se prononce pas

Passez à la question 24.

24. **Question 8 : Selon vous, quels seraient ou sont les avantages d'un aménagement paysager ?**

Une seule réponse possible par ligne.

	Totalement d'accord	Plutôt d'accord	Plutôt pas d'accord	Totalement pas d'accord	Ne se prononce pas
Financier	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Vitrine	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Acceptation des riverains	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Géotechnique	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Paysager	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Ecologique	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Sanitaire	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Valorisation des sédiments	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>

Passez à la question 25.

25. **Question 9 : Une fois l'aménagement réalisé, l'impact environnemental de l'écomodelé paysager devrait-il être ou a-t-il été suivi ?**

Une seule réponse possible.

- Oui *Passez à la question 26.*
 Non *Passez à la question 27.*

Passez à la question 28.

26. **Question 9 - a : Pourquoi devrait-il ou a-t-il été suivi ?**

.....

Passez à la question 28.

27. **Question 9 - a : Pourquoi ?**

.....

Passez à la question 28.

28. **Question 10 : Le suivi de l'éco-modèle paysager devrait-il ou a-t-il inclus la mise en place d'aménagement(s) spécifique(s)* ?**

Une seule réponse possible.

- Oui *Passez à la question 29.*
- Non *Passez à la question 30.*
- Ne se prononce pas *Passez à la question 30.*

* Piézaires, piézomètres, inventaires écologiques, tests écotoxicologiques...

Passez à la question 30.

29. **Question 10 - a : Quels aménagements devraient être ou ont été inclus ?**

.....

.....

.....

.....

.....

Passez à la question 30.

30. **Question 11 : Pensez-vous qu'il puisse exister un risque écologique à l'issue de la valorisation paysagère de sédiments ?**

Une seule réponse possible.

- Oui *Passez à la question 31.*
- Non *Passez à la question 32.*
- Ne se prononce pas *Passez à la question 33.*

Passez à la question 33.

31. **Question 11 - a : Pourquoi pensez-vous qu'il puisse exister un risque écologique ? De quelle nature pourrait-il être ?**

.....

.....

.....

.....

.....

Passez à la question 33.

32. **Question 11 - a : Pourquoi pensez-vous qu'il ne puisse pas exister de risque écologique ?**

.....

.....

.....

.....

.....

Passez à la question 33.

L'évaluation des Risques écologiques (éRé)

L'éRé est une démarche scientifique qui organise et analyse les données écotoxicologiques et écologiques, les hypothèses et les incertitudes. Son objectif est d'évaluer la probabilité d'apparition d'effets écologiques néfastes, effets pouvant faire suite à une contamination ou à tout autre facteur de perturbation de l'écosystème (exemple des espèces invasives). Ceux-ci sont susceptibles d'affecter plusieurs niveaux d'organisation de l'écosystème : spécifique, populationnel, communautaire et/ou écosystémique.

Sa méthodologie repose sur la formulation du problème, puis sur une analyse caractérisant les effets et les expositions afin d'estimer un risque écologique et d'évaluer les incertitudes. Ces risques calculés pour des entités cibles de l'écosystème permettent de hiérarchiser et/ou de prioriser les décisions de gestion afin de contribuer à garantir la pérennité de l'aménagement paysager effectué.

33. **Question 12 : Avez-vous déjà entendu parler des éRé ?**

Une seule réponse possible.

- Oui
- Non

Passez à "L'évaluation des Risques écologiques (éRé)".

L'évaluation des Risques écologiques (éRé)

L'évaluation des Risques écologiques (éRé)

34. **Question 13 : Pouvez-vous hiérarchiser des finalités de l'éRé en fonction de vos critères d'intérêt ?**

Une seule réponse possible par ligne.

	1	2	3	4	5	6	7
Identifier les dangers	<input type="radio"/>						
Identifier les espèces à risque	<input type="radio"/>						
Anticiper les risques pour l'écosystème récepteur	<input type="radio"/>						
Garantir un écosystème pérenne et de qualité	<input type="radio"/>						
Optimiser les aménagements paysagers	<input type="radio"/>						
Etablir la traçabilité des contaminants au sein de l'écosystème	<input type="radio"/>						
Valoriser des sédiments selon une technique routière	<input type="radio"/>						

La valeur 1 représentant le critère le plus important et la valeur 7 le critère moins déterminant.

Passez à la question 35.

L'évaluation des Risques écologiques (éRé)

35. **Question 14 : Un guide pour réaliser des éRé vous serait-il utile pour la valorisation des sédiments en technique paysagère ?**

Une seule réponse possible.

- Oui
- Non
- Ne se prononce pas

Passez à la question 36.

Avis - commentaire

36. **Cette zone d'expression libre est destinée à recueillir votre avis général sur ce questionnaire et/ou tout autre commentaire autour de la gestion à terre des sédiments de dragage**

.....

.....

.....

.....

.....

Passez à la question 37.

Fin du questionnaire

Nous vous remercions du temps que vous avez consacré à ce questionnaire. N'hésitez pas à transmettre le mail que vous avez reçu pour cette enquête auprès de tout contact impliqué dans les filières de valorisation à terre des sédiments.

Si vous souhaitez obtenir un retour sur le questionnaire ou être informé(e) de la mise en ligne du rapport final sur le site de RECORD (www.record-net.org), merci de compléter les champs ci dessous.

37. **Souhaite :**

Plusieurs réponses possibles.

- Recevoir une note synthétique des résultats de l'enquête
- Être informé(e) de la parution en ligne de l'étude

38. Dans ce cas, merci de nous préciser vos coordonnées (nom, prénom, fonction, organisme/structure, mail) pour que nous puissions vous communiquer la note synthétique et/ou la date de parution du rapport final

.....

.....

.....

.....

.....

(NB : vos coordonnées feront l'objet d'un traitement séparé de celui de vos réponses afin de garantir l'anonymat du questionnaire)

Fourni par
 Google Forms

ANNEXE 2 : MAIL PERSONNALISE ACCOMPAGNANT L'ENVOI DU QUESTIONNAIRE

Madame, Monsieur,

Le Laboratoire des Sciences Végétales et Fongiques (EA4483 /ILIS) de l'Université de Lille Droit et Santé réalise une enquête sur la valorisation à terre des sédiments de dragage. Cette enquête s'inscrit dans le cadre d'une étude plus globale sur « l'impact écologique de sédiments pollués extraits et déposés en milieux terrestres », soutenue et financée par le réseau RECORD – Recherche coopérative sur les déchets et l'environnement (www.record-net.org).

Votre expertise en tant que (*membre du comité XX/ de suivi de l'étude XX/intervenant au congrès XXX /opérateur/...*) nous intéresse et nous vous serions reconnaissants de partager votre retour d'expérience par l'intermédiaire d'un questionnaire qui vous prendra environ 15 minutes. Nous vous garantissons l'anonymat des réponses.

Ce questionnaire est disponible en ligne à l'adresse suivante :

https://docs.google.com/forms/d/1le2Fl_3hbAYDmhIt45bFB-tbDIw47Gv6w7NUBjMJVic/viewform?c=0&w=1&usp=mail_form_link vos réponses étant attendues de préférence avant le **20 mai 2016**.

A l'issue de l'enquête, nous serions ravis de vous envoyer une note synthétique de l'analyse des résultats et de vous tenir informé de la date de parution en ligne du rapport final de l'étude sur le site de RECORD (<http://www.record-net.org/etudes-en-cours/en-savoir-plus/192>). Pour cela, merci d'indiquer vos choix et de laisser vos coordonnées en toute fin de questionnaire. Notez que cette information sera traitée séparément des réponses pour respecter l'anonymat du questionnaire. Pour de plus amples renseignements concernant l'enquête, merci de prendre contact par mail avec Madame Audrey Hayet, PhD, audrey.hayet@univ-lille2.fr.

Nous vous remercions pour votre participation et vous prions d'agréer, Madame, Monsieur, nos salutations distinguées.