

Mémoire d'Habilitation à Diriger des Recherches



Laboratoire
Génie Civil
et géoEnvironnement
Lille Nord de France

Mémoire présenté le 12 juillet 2018

par

Dr. Yannick MAMINDY-PAJANY

Maître-Assistant de l'Institut Mines -Télécom

Département Génie Civil et Environnemental de l'Institut Mines-Télécom Lille Douai

pour l'obtention du

Diplôme d'HABILITATION À DIRIGER DES RECHERCHES

Contribution à la gestion environnementale des sédiments marins non-immérgeables provenant de sites portuaires : Approche couplée (Géo)-chimie - Ecotoxicologie - Génie Civil

Garant scientifique :

M. Nor-Edine ABRIAK - Institut Mines-Télécom Lille Douai - Professeur de l'Institut Mines-Télécom

Rapporteurs :

M. Jean-Louis GONZALEZ - IFREMER Méditerranée - Chercheur HDR

Mme Patricia MERDY - Université de Toulon - Maître de conférences HDR

M. Baghdad OUDDANE - Université de Lille Nord de France - Professeur des Universités

Examineurs :

M. Mohamed BOUTOUIL - ESITC de Caen - Directeur de Recherche

Mme Agnès LABOUDIGUE - Mines ParisTech - Professeur de l'Ecole des Mines de Paris

M. François GALGANI - IFREMER Corse - Chercheur

M. Isam SHAHROUR - Polytech'Lille - Professeur des Universités - Directeur du LGCgE



IMT Lille Douai

École Mines-Télécom

IMT-Université de Lille

A mes Parents

A Charlotte

Table des matières

Remerciements.....	5
Avant propos ou 10 ans d'activités en quelques lignes	7
1. Les sédiments de dragage	17
1.1 Origine et composition	17
1.2 Etat des lieux des gisements	20
1.3 Les filières de gestion.....	22
2. Une problématique de recherche déclinée en 3 questions principales	29
2.1 Comment apprécier l'impact environnemental de sédiments marins non-immérgeables contaminés en arsenic?.....	30
2.2 Quels (pré)traitements pour réduire l'impact environnemental des sédiments marins non-immérgeables entreposés à terre dans la perspective de leur élimination?	30
2.3 Quel(s) référentiel(s) pour vérifier l'innocuité environnementale des sédiments marins non-immérgeables valorisés dans le domaine du génie civil?.....	31
3. Comment apprécier l'impact environnemental de sédiments marins non-immérgeables contaminés en arsenic?	33
3.1 Contexte réglementaire	33
3.1.1 Paramètres chimiques et essais écotoxicologiques de base	33
3.1.2 Paramètres supplémentaires de la DCE et de la DCSMM.....	35
3.2 Dynamique des processus à l'interface eau/sédiment/biote.....	36
3.2.1 Répartition des contaminants	36
3.2.2 Les réactions (bio)-géochimiques.....	37
3.2.3 Rôle des micro-organismes.....	40
3.3 Le projet ASEDMAR : « Arsenic dans les sédiments marins: Modélisation couplée Biogéochimie-Ecotoxicologie-Biodisponibilité »	41
3.3.1 Contexte et objectifs.....	41
3.3.2 Sites d'étude et caractérisation initiale	42
3.3.3 Spéciation de l'arsenic dans les eaux interstitielles	50
3.3.4 Détermination des phases porteuses de l'arsenic	51
3.3.5 Ecotoxicité des sédiments bruts et des formes chimiques de l'arsenic.....	54
3.4 Intérêt de la connaissance des formes chimiques de l'arsenic.....	59
3.4.1 Pour l'évaluation des risques environnementaux et sanitaires.....	59
3.4.2 Pour la définition de critères de qualité pour les sédiments portuaires	62
4. Quels (pré)traitements pour réduire l'impact environnemental des sédiments marins non-immérgeables entreposés à terre dans la perspective de leur élimination?.....	67
4.1 Contexte	67
4.2 Cadre réglementaire relatif au stockage des sédiments.....	67
4.3 Principaux procédés de stabilisation physico-chimique.....	69
4.3.1 Conditions de mise en oeuvre	69
4.3.2 Retour d'expérience national sur le traitement des sédiments.....	71

4.4 Stabilisation physico-chimique des éléments traces métalliques et métalloïdes dans les sédiments de dragage : le projet SEDITOX	74
4.4.1 Contexte et objectifs.....	74
4.4.2 Impact des additifs minéraux sur la biodisponibilité des ETMM.....	75
4.4.3 Impact des additifs minéraux sur la mobilité des ETMM.....	77
4.4.4 Les facteurs influençant le devenir des ETMM dans les sédiments traités par additifs minéraux.....	82
4.4.5 Faisabilité du stockage des sédiments stabilisés dans le contexte réglementaire en vigueur.....	87
5. Quel(s) référentiel(s) pour vérifier l'innocuité environnementale des sédiments marins non-immérgeables valorisés dans le domaine du génie civil?	91
5.1 L'évaluation environnementale des déchets	91
5.1.1 L'approche « substances »	94
5.1.2 La méthodologie de l'ÉRE.....	95
5.1.3 Principes de la méthode d'écocompatibilité.....	97
5.1.4 La norme européenne NF EN 12920+A1	99
5.1.5 La méthodologie du SETRA.....	101
5.1.6 La méthodologie SEDIMATERIAUX.....	107
5.2 Déclinaison de la méthodologie SEDIMATERIAUX	111
5.2.1 Le projet SEDICYCLE : contexte et objectifs.....	111
5.2.2 Description des approches expérimentales.....	113
5.2.3 Comparaison des approches laboratoire/terrain.....	131
5.3 La chaire industrielle de recherche « ECOSED »	134
5.3.1 Objectifs.....	134
5.3.2 Contexte réglementaire.....	136
5.3.3 Méthodologie d'évaluation environnementale des produits de construction.....	136
5.3.4 Identification des mécanismes de relargage.....	142
5.3.5 Evaluation du potentiel de relargage à long terme.....	151
6. Que cherche-t-on à savoir maintenant?.....	159
6.1 Comment prédire l'évolution physico-chimique des sédiments déposés à l'air libre dans la perspective d'une opération de valorisation?.....	159
6.2 Quel est l'impact environnemental des traitements appliqués aux sédiments de curage et de dragage dans la perspective de leur valorisation ?	160
6.3 Comment déterminer le potentiel de relargage à long terme des produits de construction ?	164
7. Intérêt des outils de l'écotoxicologie appliquée dans la gestion à terre des sédiments de dragage et de curage.....	167
7.1 La caractérisation de l'écotoxicité intrinsèque d'un déchet.....	167
7.2 Intérêt d'une démarche d'évaluation écotoxicologique des sédiments dans la perspective de leur valorisation	168
7.3 Intérêt d'une démarche d'évaluation écotoxicologique des produits de construction fabriqués à partir de sédiments	170
8. Perspectives	173

Références bibliographiques.....	177
Annexes.....	185
Annexe 1. Draf du projet H2020 Sediressources	187
Annexe 2. Principes des bio-essais utilisés pour l'évaluation de la qualité des sédiments de dragage.....	201
Annexe 3. Liste des substances chimiques, des normes d'analyses et des limites de quantification associées au programme REPOM.....	205
Annexe 4. Détails des calculs de la norme NF EN 15863 pour l'identification des mécanismes de relargage des substances dangereuses dans les produits de construction.....	211
Annexe 5. Curriculum Vitae	223
Annexe 6. Productions scientifiques depuis la thèse de doctorat.....	241
Annexe 7. Activités de rayonnement et attractivité académique	245

Remerciements

C'est avec une sincère et profonde reconnaissance que j'ai le plaisir de remercier toutes les personnes qui m'ont accompagnées au cours de ces années de recherche initiées à l'Institut de Chimie de Nice (ICN) de l'Université de Nice Sophia Antipolis (UNS), puis au sein du Département Génie Civil et Environnemental de l'Université des Sciences et Technologies de Hong Kong à Kowloon, de l'Institut de Chimie Moléculaire de Reims (ICMR) à l'Université de Reims Champagne-Ardenne (URCA), pour se poursuivre aujourd'hui fructueusement au Département Génie Civil et Environnemental de l'Institut Mines-Télécom Lille Douai (IMT Lille Douai).

A Nice, pour ces 3 années de thèse qui m'ont ouvert les yeux et l'esprit à l'interdisciplinarité et aux problématiques environnementales. Pour cette première autonomie, pour ces premières collaborations internationales et fructueuses, pour ces premiers travaux de recherche sur la gestion à terre des sédiments de dragage, merci.

De ces deux années de recherche postdoctorales en interactions avec des équipes de recherche françaises et internationales, je tiens à remercier sincèrement toutes les personnes qui m'ont fait confiance en m'offrant la possibilité de coordonner des actions de recherche passionnantes avec des collaborateurs, on ne peut plus attachants.

Pour ces 5 premières années au sein du Département Génie Civil et Environnemental de l'Institut Mines-Télécom Lille Douai, pour ces nouvelles collaborations et pour la cristallisation des anciennes, pour ces nouveaux projets et cette nouvelle confiance, merci.

A (dans l'ordre chronologique et sans désordre émotionnel) : Charlotte Hurel, Nicolas Marmier, Michèle Roméo, Patrice Francour, Giovanni Libralato, Chiara Losso, Annamaria Volpi Ghirardini, Florence Géret, Bojan Hamer, François Galgani, Fabienne Séby, Christelle Benoit-Bonnemason, Jean Luc Aqua, Fabienne Battaglia-Brunet, Philippe Bataillard, Catherine Jouliau, Philippe Bertin, Sandrine Koechler, Anne-Gwénaëlle Guezennec, Irene MC Lo, Samuel CN Tang, Dickson YS Yan, Mark SH Mak, Emmanuel Guillon, Stéphanie Sayen, Julie Langeron, Tristan Lecomte, Ilyas Ennahal, Marie Lemay, Cyril Scribot, Vincent Trincal, Thomas Djerrah, Abdelhadi Bouchikhi, Van Xuan Nguyen, Francis Douay, Aurélie Pelfrène, Gabriel Billon, Laurence Haouche, Bruno Lemièrre, Claire Alary, Frédéric Becquart, Mahfoud Benzerzour, David Bulteel, Johanna Caboche, Morgan Chabannes, Carole Delchambre, Dominique Dubois, Christine Lors, Ghislain Louis, Patrick Pizette, Sébastien Rémond, Vincent Thiéry, Jacqueline Woitrain, Rachid Zentar, Walid Maherzi, Damien Bétrancourt, Michael d'Helft, Christophe Cappelaere, Guillaume Potier, Christophe Deboffe, Patrice Maurel, Emmanuel Lemelin, Jean de Zélicourt, Denis Damidot, Alain de Mets, Kader Amara, Daniel Boulnois, Eloise Lefebvre, Isam Shahrour, Alain Schmitt, Nor-Edine Abriak.

A vous tous, je vous exprime ma profonde gratitude et reconnaissance.

Avant propos ou 10 ans d'activités en quelques lignes

A l'issue de ma thèse de doctorat effectuée sous la direction de Nicolas Marmier (Professeur au Laboratoire de Radiochimie Sciences Analytiques et Environnement) et de Michèle Roméo (Chargée de recherche INSERM au Laboratoire des Ecosystèmes Côtiers Marins Et Réponses aux Stress) à l'Institut de Chimie de Nice (ICN) de l'Université de Nice Sophia Antipolis (UNS) et intitulée « Traitement de sédiments portuaires contaminés en arsenic et en métaux : géochimie et écotoxicologie », j'ai continué à travailler avec mon équipe encadrante sur le projet ANR ASEDMAR « Arsenic dans les sédiments marins : Modélisation couplée Biogéochimie-Biodisponibilité-Ecotoxicologie ». Aucune proposition concrète de poste ne s'ouvrant au sein de l'Université de Nice Sophia Antipolis durant cette période de transition, j'ai eu l'opportunité d'effectuer un séjour postdoctoral de quelques mois à l'étranger au sein du Département Génie Civil et Environnemental de l'Université des Sciences et Technologies de Hong Kong à Kowloon. Affecté à l'équipe du Professeur Irene MC Lo, j'ai travaillé sur la stabilisation physico-chimique des éléments traces métalliques et métalloïdes dans les sédiments contaminés du « Kai Tak Channel » de Hong Kong. L'expérience a été très enrichissante car il a fallu allier à l'expertise scientifique des contraintes culturelles particulièrement prégnantes. Cette expérience au sein d'une équipe de recherche de niveau international m'a convaincu de poursuivre dans la voie de la recherche scientifique et d'approfondir mes travaux sur l'évaluation environnementale et le traitement des sédiments de dragage.

En l'absence d'ouverture de postes dans mon domaine de compétence, l'expérience postdoctorale s'est poursuivie pendant une année supplémentaire à l'Institut de Chimie Moléculaire de Reims (ICMR) au sein de l'Université de Reims Champagne Ardennes (URCA). J'ai alors intégré l'équipe du professeur Emmanuel Guillon au sein de laquelle j'ai eu l'opportunité d'appliquer mes connaissances en géochimie expérimentale sur une nouvelle matrice d'étude : les boues d'épuration urbaine. Cette nouvelle thématique s'inscrivait dans le cadre du projet ROUTES (Novel processing routes for effective sewage sludge management) financé par le septième programme cadre (en abrégé FP7) pour 2007-2013 de l'Union Européenne pour la recherche et le développement technologique. Sur ce projet européen, mes investigations avaient pour objectifs une meilleure caractérisation de l'impact environnemental des contaminants métalliques présents dans les boues de station d'épuration lors de leur épandage sur des terres agricoles. Cette nouvelle expérience postdoctorale m'a permis de travailler dans un environnement international en interaction avec des laboratoires européens reconnus pour leur expertise sur la gestion des boues de station d'épuration.

Ces années postdoctorales m'ont convaincu de poursuivre des travaux de recherche finalisée et non uniquement fondamentale, et c'est avec une immense joie que j'ai appris au premier trimestre de l'année 2013 que ma candidature en tant qu'enseignant-chercheur à l'Ecole Nationale Supérieure des Mines de Douai à l'époque, avait été retenue. C'est donc au sein du Département Génie Civil et Environnemental dirigé à l'époque par le professeur Denis Damidot que j'ai été accueilli. Depuis mon recrutement, l'équipe s'est considérablement agrandie avec l'accueil de nombreux doctorants et de nouveaux permanents, et nos projets de recherche initiés en région Hauts-de-France sur la problématique des sédiments de dragage et de curage se sont élargis à d'autres territoires dans le cadre de programmes nationaux de type FUI (Fonds Unique Interministériel), ANR (Agence nationale de la recherche) ou encore ADEME (Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie), ainsi qu'à l'international dans le cadre de programmes de coopération transfrontalière (principalement dans les programmations INTERREG IVA « 2 Mers » et INTERREG V « France-Wallonie-Vlaanderen »).

Nos activités de recherche couvrent également d'autres typologies de matériaux alternatifs (Bauxaline® : cf. thèse de Cyril Scribot soutenue en 2016 et dont j'ai assuré l'encadrement, granulats de béton recyclé : RECYBETON, cendres de centrales thermiques à charbon, mâchefers d'incinérations de déchets non dangereux, terres excavées, etc.) pour couvrir aujourd'hui les principaux gisements de déchets minéraux et sous-produits industriels.

La recherche partenariale fait partie de l'ADN des Ecoles des Mines et désormais des Ecoles de l'Institut Mines-Télécom. Dans le cadre de nos activités, elle est généralement déclinée sous formes de :

- Recherche contractuelle : il s'agit de travaux co-spécifiés et exécutés pour répondre à la demande du partenaire industriel, utilisateur final de ses résultats (contrats R&D, de prestation de tests et mesures, d'accès aux plateformes ou d'expertise).
- Recherche collaborative : c'est la coproduction de travaux de recherche, comportant une mutualisation de l'effort et une répartition des coûts/résultats entre les partenaires.
- Transfert de technologies : les résultats des recherches propres ou partenariales des équipes de recherche sont transférés à des partenaires en vue de leur exploitation économique et sociale.

Dès mon affectation au sein de l'équipe du Département Génie Civil et Environnemental de l'IMT Lille Douai, j'ai eu à cœur de participer au montage de projets impliquant des partenaires socio-économiques (entreprises, associations d'entreprises, pôle d'excellence ou de compétitivité, collectivités territoriales, etc.) et de contribuer au développement de l'activité de recherche partenariale de notre laboratoire.

Depuis 2010, le Département Génie Civil et Environnemental de l'IMT Lille Douai est intégré au sein de l'EA 4515-LGCgE-Laboratoire de Génie Civil et Géo-environnement. Il s'agit d'une structure de recherche non seulement multi-tutelles, mais aussi multi-sites : le site de Béthune (Université d'Artois) regroupe les activités de recherche portant sur les thématiques « Géo-matériaux » et « Habitat », le site de Douai (Département Génie Civil et Environnemental de l'IMT Lille Douai) et celui de Villeneuve d'Ascq (Lille 1) sont axés sur les thématiques « Géo-matériaux » et « Géo-Environnement » tandis que les activités du site de Lille (groupe INCREA Hauts-de-France – ISA-HEI-ISEN) sont centrées sur le « géo-Environnement et l'Habitat ».

L'axe Géo-matériaux regroupe les activités de recherche sur le comportement des matériaux de génie civil (sols, bétons et roches) et leur utilisation dans les ouvrages. La priorité est donnée à l'amélioration de la performance des ouvrages, l'accroissement de la sécurité, l'amélioration des propriétés des matériaux existants. Les recherches traitent de la modélisation à différentes échelles : nanométrique (comprendre les interactions à l'échelle atomique), macroscopique (modèle pour le comportement des géo-matériaux et des interfaces) et de l'ouvrage (comportement des ouvrages dans leur environnement). L'axe Géo-matériaux est structuré en 3 équipes de recherche :

- ER1 : Modélisation numérique des problèmes couplés et multi-échelles
- ER2 : Matériaux de construction de performance et éco-respectueux
- ER3 : Matériaux, Béton et Composites

Les membres du Département Génie Civil et Environnemental de l'IMT Lille Douai participent principalement aux activités de recherche de l'équipe ER2 « Matériaux de construction de performance et éco-respectueux » sur la thématique « Valorisation de matières minérales dans les matériaux de construction » coordonnée par le Professeur Nor-Edine ABRIAK de l'IMT Lille Douai. La valorisation de matières minérales issues de déchets ou de sous-produits industriels dans les matériaux de construction est une thématique historique du Département Génie Civil et Environnemental de l'IMT Lille Douai. L'équipe a progressivement élargi son champ de compétences de la mécanique des milieux granulaires à la physico-chimie pour aborder aujourd'hui les aspects environnementaux et éco-toxicologiques.

Outre cette pluridisciplinarité, une originalité supplémentaire repose sur une approche expérimentale combinant des essais de laboratoire et des démonstrateurs ou pilotes de terrain, ainsi que l'intégration d'approches de simulation numérique. L'organisation de cette thématique scientifique en actions de recherche spécifique m'a permis d'assurer la coordination d'une action transversale sur l'évaluation environnementale de matières minérales issues de sous-produits, de coproduits industriels ou de déchets dans la perspective de leur valorisation dans le domaine du génie civil.

L'affiliation du Département Génie Civil et Environnemental au LGCgE présente donc l'avantage de pouvoir s'engager, parallèlement à nos activités de recherche partenariale, sur un axe de recherche fondamentale traitant de problématiques régionales, nationales ou internationales dans le domaine de nos compétences. En ce sens, mes missions scientifiques au sein de l'IMT Lille Douai se déclinent selon deux axes majeurs :

- Un premier axe sur le développement de la démarche structurante SEDIMATERIAUX à l'échelle régionale. Dans le cadre de cette démarche, ma contribution vise à définir les méthodologies scientifiques nécessaires à la déclinaison des programmes de recherche industrielle ou de développement expérimental portés par les gestionnaires de sédiments de dragage et de curage ou les utilisateurs potentiels de matériaux alternatifs (principalement des industriels du secteur des travaux publics),
- Un second axe consacré à la problématique de l'évaluation environnementale des résidus minéraux non dangereux et en particulier des sédiments de dragage et de curage valorisés dans le domaine du génie civil. Sur cet axe de recherche fondamentale, je travaille sur l'étude du comportement à la lixiviation des matériaux de construction confectionnés à partir de sous-produits, de coproduits industriels ou de déchets et assure la coordination d'actions de recherche spécifiques dans le cadre de la chaire industrielle de recherche « Economie circulaire des sédiments » (abrégé ECOSED) sur la période 2014-2019, et au sein du LGCgE dans l'équipe ER2 « Matériaux de construction de performance et éco-respectueux » sur la thématique « Valorisation de matières minérales dans les matériaux de construction » depuis mon affectation en 2013.

L'objectif du premier axe est de développer, au travers des connaissances acquises dans les programmes de recherche, des méthodologies scientifiques permettant le développement d'une logique d'expérimentation à échelle réelle à travers la réalisation de démonstrateurs (pilotes in situ, plots expérimentaux, ouvrages instrumentés). Par la réalisation d'ouvrages en grandeur réelle intégrant des sédiments non dangereux, le projet structurant SEDIMATERIAUX vise le développement, à terme, de filières opérationnelles de valorisation des sédiments de dragage et de curage en région Hauts-de-France. Ces ouvrages instrumentés et suivis pendant une période significative (au moins une année), permettent de démontrer la faisabilité technico-économique et environnementale des voies de valorisation auxquelles ils se réfèrent, et fournissent dans le même temps des données utiles sur la stabilité à long terme des matériaux formulés. Ces informations constituent notamment des données essentielles pour l'évolution des référentiels techniques, normatifs voire réglementaires.

L'intérêt scientifique porte principalement sur l'acquisition de données techniques et environnementales sur des démonstrateurs parfois intégrés à des ouvrages opérationnels et donc soumis à la variabilité des conditions climatiques naturelles. Ces ouvrages sont également porteurs d'informations quant à l'évolution physico-chimico-mécanique des formulations à moyen et long terme.

L'objectif du second axe de travail est d'étudier la faisabilité environnementale de l'utilisation des sédiments de dragage et de curage dans le domaine du génie civil (en technique routière, aménagements paysagers, matériaux de construction, reconstitution de sols, etc.). Ce second volet de mes recherches, développé dans le cadre de la chaire industrielle de recherche ECOSED, a été en grande partie financé par les acteurs institutionnels et industriels impliqués dans cette démarche (figure 1).

En lien avec le titulaire de la chaire ECOSED, Pr. Nor-Edine ABRIAK, j'ai assuré le pilotage scientifique et administratif de l'action de recherche n°1 intitulée « Améliorer la caractérisation environnementale des sédiments de dragage et de curage dans la perspective de leur valorisation ». Depuis 2016, j'ai également la responsabilité de l'action de recherche n°2 portant sur « l'impact de l'hétérogénéité des sédiments dans le choix des filières de valorisation ». Le pilotage de ces actions a consisté en l'organisation de réunions techniques semestrielles, la production de livrables à destinations des institutionnels et des industriels, et l'encadrement de travaux de doctorants et/ou de post-doctorants.



Figure 1. Acteurs institutionnels et industriels impliqués dans la chaire industrielle ECOSED portée par le Département Génie Civil et Environnemental de l'IMT Lille Douai (2014-2019).

L'implication des industriels COLAS et EQIOM dans l'action 1 a également permis d'aboutir à la rédaction de publications communes dans des revues à caractère industriel ou scientifique.

Les travaux réalisés dans le cadre de l'action 1 portent plus particulièrement sur l'évaluation de l'écotoxicité des sédiments de dragage et de curage dans la perspective de leur valorisation dans les filières existantes (remblais routiers, remblaiement de tranchées, aménagements paysagers, supports de végétalisation, granulats artificiels pour la reconstitution de sols, etc.) et l'évaluation environnementale de matériaux monolithiques traités aux liants hydrauliques (matériaux routiers et assimilés, et matériaux préfabriqués de type blocs de béton) et thermodurcissables (matériaux de construction de type dallage). Ces travaux ont été réalisés dans le cadre de la thèse de Tristan Lecomte (2014-2018) et du contrat d'apprentissage de Thomas Djerrah (2016-2018).

D'autres investigations ont été initiées dans le cadre de la chaire ECOSED, par exemple sur les aspects vieillissement, le stage de M2 de Sonia KOUCHA réalisé en 2016 a permis de balayer différentes méthodologies d'évaluation de l'évolution physico-chimique des sédiments de dragage et de curage en partenariat avec INSAVALOR-PROVADEMSE. Cet aspect fait actuellement l'objet d'investigations plus approfondies dans le cadre de la thèse de Marie LEMAY (financement des Voies Navigables de France et de l'ADEME) sur la période 2016-2019. La réalisation de campagnes de carottage sur la route du Freycinet 12 du Grand Port Maritime de Dunkerque 3 ans après son ouverture à la circulation a permis de mettre en évidence l'évolution physico-chimique de la couche d'assise confectionnée à partir de sédiments marins, cela confirme notamment la nécessité de prendre en compte le vieillissement des matériaux lors de leur évaluation environnementale. Ce volet sera étudié plus précisément dans le cadre du programme INTERREG VALSE (Nouvelles ressources transfrontalières : vers une validation de scénarii de valorisation de sédiments et autres matériaux) où des bétons routiers pour voiries légères de type piste cyclable seront formulés à partir de sédiments fluviaux français et belges.

Enfin, dans le cadre de la thèse de Van Xuan Nguyen (2016-2019), la problématique de la disponibilité environnementale et de la bio-accessibilité orale des contaminants inorganiques dans les scénarii de requalification de sites de dépôt de sédiments de curage en région Hauts-de-France est abordée. Cette collaboration interne au LGCgE a permis aux membres de l'ER2 de l'axe « Géo-matériaux » et l'ER1 de l'axe « Géo-environnement » de travailler sur un sujet transversal commun et fortement pluridisciplinaire.

Ce travail bénéficie d'une bourse de thèse financée par l'ISA de Lille et le Conseil Régional Hauts-de-France et fait l'objet d'une collaboration entre les chercheurs de l'ISA de Lille (Directeurs de thèse : Francis Douay et Aurélie Pelfrène) et de l'IMT Lille Douai (Co-encadrants de la thèse : Claire Alary et moi-même).

Les travaux réalisés depuis 2016 dans le cadre de l'action 2 de la chaire ECOSED portent sur l'étude des hétérogénéités granulométriques, minéralogiques, et de la composition en termes de teneurs en matières organiques, carbonates, et en éléments chimiques. Ces travaux effectués dans le cadre du master de Thomas Lacombe (2016) et du post doc de Vincent Trincal (2017-2018) visent également à vérifier la pertinence d'un traitement physique des sédiments par tri granulométrique lors de la valorisation des gisements de sédiments hétérogènes.

La conjonction de mes deux activités principales décrites ci-dessus présente l'avantage de pouvoir travailler sur des aspects scientifiques et techniques fondamentaux tout en apportant des solutions opérationnelles à des problématiques industrielles. Cette conjonction permet également de contribuer à l'émergence de référentiels nationaux de valorisation des sédiments de dragage et de curage en lien avec les services du Ministère en charge de l'Environnement et leur réseau scientifique (CEREMA, INERIS, BRGM), ainsi que les professionnels du secteur (TRAMAF, Routes De France). Ainsi, depuis le démarrage des travaux du guide d'application CEREMA dédié à la valorisation des sédiments de dragage et de curage en technique routière, je représente le Département Génie Civil et Environnemental de l'IMT Lille Douai aux côtés de Nor-Edine ABRIAK dans les différents groupes de travail pilotés par le CEREMA et le BRGM. Dans ce cadre, j'ai eu l'opportunité d'assurer le pilotage d'un groupe de rédaction dédié à la description des sédiments et des matériaux fabriqués. Sur le plan régional, j'ai consacré une grande partie de mes activités à l'établissement du référentiel scientifique de la démarche régionale SEDIMATERIAUX à destination des gestionnaires portuaires maritimes et fluviaux ainsi que des industriels utilisateurs de matériaux alternatifs.

A ce titre, j'ai piloté la rédaction des trois guides méthodologiques de la démarche SEDIMATERIAUX en étroite collaboration avec les membres du comité de préfiguration du projet (Conseil Régional Hauts-de-France, Cd2e, DREAL) et les gestionnaires impliqués dans les programmes expérimentaux (Grand Port Maritime de Dunkerque, Voies Navigables de France). Les guides sont diffusés depuis 2014 via le site SEDILAB (www.sedilab.com) géré par le Cd2e¹ :

- Guide « Valorisation des sédiments de dragage en technique routière »
- Guide « Valorisation des sédiments de dragage dans les aménagements paysagers »
- Guide « Valorisation des sédiments de dragage dans la filière béton »

La mise en place de ces référentiels scientifiques a permis d'accompagner les acteurs régionaux dans leur opération de valorisation et d'élargir le champ d'expérimentation à de nouvelles filières prometteuses (matériaux composites, supports de végétalisation, granulats artificiels, blocs de béton cellulaire, asphalte d'étanchéité, etc.). Ce volet de mes activités, consacré au « transfert de connaissance », tient une place importante dans mes travaux de recherche développés en lien avec les acteurs socio-économiques.

¹ Centre de développement des éco-entreprises

Concernant mes activités de recherche partenariale, je me suis engagé depuis 2013 aux côtés de divers acteurs privés et publics régionaux sur des programmes spécifiques de recherche industrielle ou de développement expérimental financés dans le cadre de la démarche SEDIMATERIAUX :

- La société BECI : projet SEDICYCLE, étude de faisabilité (laboratoire et pilote in situ) pour la réalisation d'une piste cyclable à base de sédiments marins implantée sur un futur centre commercial - Etude et pilote in situ réalisés.
- La société NEO-ECO développement : projet SEDIPLAST, conception et étude laboratoire d'un composé sédiment-plastique recyclé – Etude en cours de finalisation.
- La société BAUDELET ENVIRONNEMENT : projet VAL'AGRO, développement de substrats à base de sédiments pour la reconstitution de sols en milieu dégradé - Etude en cours (phase laboratoire et pilote in situ). Avec la participation de la Communauté Urbaine d'Arras en tant que gestionnaire des sédiments de la Scarpe canalisée.
- Les Voies Navigables de France (VNF) : projet bétons d'enrochements de réfection de berges ; étude finalisée (phase laboratoire) ; Ouvrages réalisés et en cours de suivi : matelas gabion, poutres de couronnement sur palplanches, blocs d'enrochement.
- La Ville de Roubaix : projet BARBIEUX, couche étanche de fonds de bassin artificiel ; Etude laboratoire finalisée et pilote in situ en cours

Mon implication dans ces projets financés par les fonds du Conseil Régional ou FEDER des Hauts-de-France m'a permis d'assurer aussi bien des tâches techniques qu'administratives. Ces précieuses années m'ont confirmé le rôle de la diplomatie, de l'excellence scientifique et des relations amicales dans le travail en collaboration avec nos partenaires industriels et institutionnels. Ainsi le développement de filières industrielles de valorisation des sédiments de dragage et de curage passe par l'acquisition de données techniques et environnementales à différentes échelles d'expérimentation (laboratoire et démonstrateur) et la mise en place de partenariats avec les acteurs de la chaîne de valeur, à savoir des industriels, des laboratoires de recherche, et des acteurs institutionnels compétents sur ces sujets. Ces programmes expérimentaux initiés dans le cadre de la démarche régionale SEDIMATERIAUX vise notamment à permettre l'émergence de boucles d'économie circulaire pour le recyclage des sédiments (figure 2).

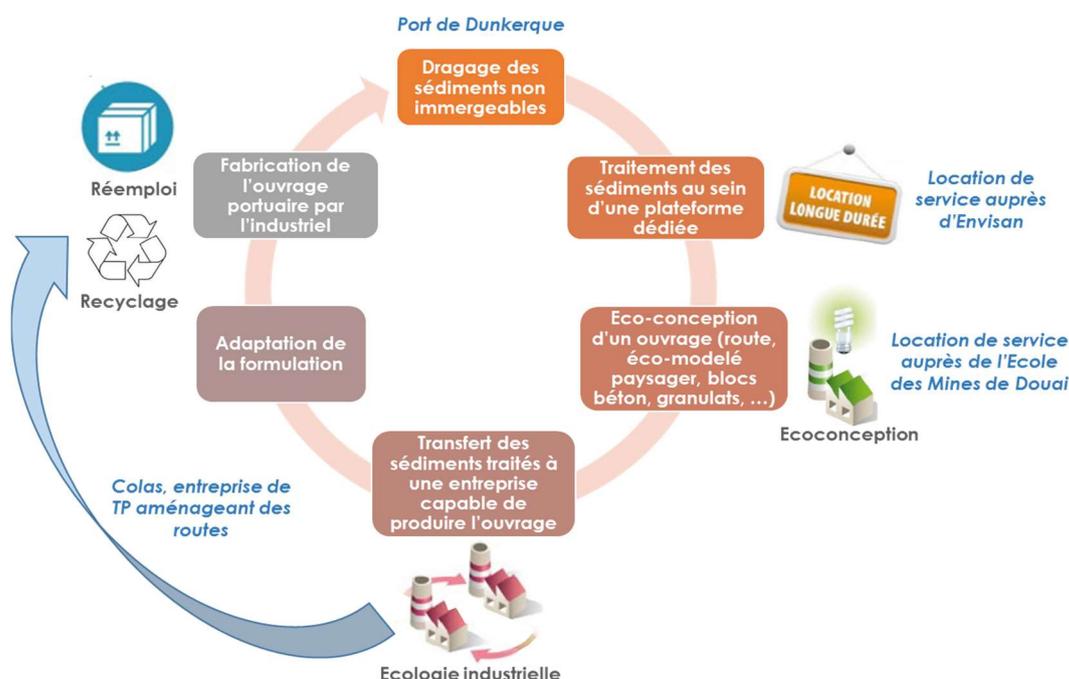


Figure 2. Exemple de la boucle d'économie circulaire des sédiments non-immersibles du Grand Port Maritime de Dunkerque – En bleu, le cas de la valorisation des sédiments dans la filière technique routière (Source : GPMD)

Par ailleurs, la coordination de projets de recherche dans le domaine de la valorisation des matériaux alternatifs nécessite une approche scientifique holistique. Dans ces projets complexes, les interactions interdisciplinaires sont favorables à la mise en place de nouvelles collaborations scientifiques. L'expérience acquise dans le cadre de projets structurants tels que la démarche SEDIMATERIAUX et la chaire industrielle ECOSED m'a permis d'acquérir une certaine autonomie et une compétence transversale pertinente pour le pilotage de projets complexes et le management de chercheurs aux compétences scientifiques complémentaires. Quelle que soit la problématique, je pense qu'il est important d'avoir une vision holistique des sujets traités en ne négligeant aucune composante scientifique. Ceci permet de développer des actions scientifiques coordonnées plutôt que de se concentrer sur des composantes spécifiques qui pourraient créer de la discontinuité et de l'incohérence. A mon sens, c'est ainsi qu'il est possible de mettre en place de nouvelles façons de faire qui seront efficaces et génératrices de valeurs ajoutées sur le plan scientifique.

En parallèle de mes activités de recherche, j'assure également la coordination du laboratoire de chimie du Département Génie Civil et Environnemental depuis mon recrutement en 2013, avec pour principales missions :

- Assurer l'interface entre les demandeurs d'analyses ou d'essais (industriels ou laboratoires extérieurs, enseignants-chercheurs, post-doctorants, doctorants, et stagiaires) et les techniciens et garantir la qualité des essais réalisés,
- Gérer le planning des analyses ou essais à réaliser et répartir ces derniers aux techniciens,
- Etre à l'initiative de la mise au point de nouvelles analyses ou de nouveaux essais,
- Gérer le budget du laboratoire, des commandes et des contrats de maintenance des appareils,
- S'assurer du maintien en état des outils analytiques,
- Faire appliquer la démarche d'assurance qualité et notamment le règlement intérieur du laboratoire.

Mon implication dans le fonctionnement quotidien du pôle chimie depuis près de 5 ans maintenant m'a permis d'assurer des tâches de management et d'expertise technique. Ces précieuses années m'ont également confirmé l'importance de la bonne gestion des ressources humaines, de l'esprit d'équipe, et des relations amicales dans le travail.

L'année 2017-2018 est une période charnière pour le LGCgE puisqu'en pleine phase non seulement de bilan et d'évaluation par le HCERES mais aussi de rédaction du nouveau plan quadriennal, phases auxquelles j'ai apporté à mon échelle, un soutien sincère. Pour le Département Génie Civil et Environnemental de l'IMT Lille Douai et plus globalement pour l'équipe ER2 de l'axe « Géo-matériaux » à laquelle notre structure est rattachée, c'est une année de transition avec la finalisation du premier volet de la chaire industrielle ECOSED (2014-2019) et le montage scientifique et financier d'un second volet pour la période 2019-2024. Ce cap signifie l'ouverture de nouvelles collaborations et le montage d'un nouveau projet scientifique en partenariat avec les acteurs industriels et institutionnels concernés.

Aujourd'hui, mes perspectives scientifiques dans le cadre de l'EA 4515-LGCgE- Laboratoire de Génie Civil et Géo-environnement, sont les suivantes :

- Poursuivre mon implication dans la démarche régionale SEDIMATERIAUX en œuvrant pour le développement du dispositif en région Hauts-de-France et dans les autres régions françaises et européennes. Cette mission comprend également le transfert des connaissances aux acteurs impliqués dans la gestion et la valorisation des sédiments.
- Finaliser les travaux engagés dans le cadre des actions 1 et 2 du premier volet de la chaire industrielle ECOSED (2014-2019) sur la caractérisation environnementale des sédiments de dragage et de curage valorisés en génie civil et l'étude de leur hétérogénéité sur le périmètre de la région Hauts-de-France.

- Etudier plus finement les mécanismes d'évolution physico-chimique des sédiments fluviaux déposés à terre afin de pouvoir prédire les risques environnementaux associés à leur entreposage sur les sites de gestion des VNF (anciennement sites de dépôt). Cette problématique de recherche bénéficie d'un financement conjoint ADEME-VNF dans le cadre de la thèse de Marie LEMAY (2016-2019).
- Etudier l'ouverture d'une nouvelle filière régionale de valorisation des sédiments de dragage et de curage dans le cadre de la démarche SEDIMATERIAUX : la reconstitution de sols en milieux dégradés. Ce programme de recherche fait actuellement l'objet d'un financement du Conseil Régional Hauts-de-France dans le cadre du projet SEDIMATERIAUX intitulé VAL'AGRO (2016-2019).
- M'investir dans les projets collaboratifs en cours notamment ceux financés dans le cadre de la démarche SEDIMATERIAUX : le programme FEDER SEDIPLAST sur la valorisation des sédiments dans les matrices polymériques (Thèse d'Ilyas ENNAHAL sur la période 2015-2018) ; le projet BARBIEUX sur la formulation de matériaux d'étanchéité à base de sédiments lacustres et de bentonite (2016-2019) ; le programme des VNF financé au FEDER pour la confection de bétons d'enrochements de réfection de berges (2016-2018) ; l'étude de la stabilisation physico-chimique des sédiments fluviaux par des liants géopolymères à base de métakaolin et de déchets de verre, financée par l'Agence de l'Eau Artois Picardie (Thèse d'Abdelhadi BOUCHIKHI sur la période 2016-2019).
- Poursuivre ma collaboration avec l'équipe ER1 de l'axe « Geo-environnement » du LGCgE (Francis Douay et Aurélie Pelfrène de l'ISA de Lille, Claire Alary de l'IMT Lille Douai) dans le cadre des travaux de thèse de Van Xuan Nguyen (2016-2019) portant sur la bio-accessibilité orale des contaminants inorganiques dans les sédiments des sites de dépôt régionaux des VNF.
- Continuer mon implication dans les Groupes de Travail nationaux relatifs à la valorisation des sédiments de dragage et de curage en technique routière et en travaux maritimes et fluviaux.

A plus long terme,

- L'étude de la spéciation des éléments traces métalliques et métalloïdes dans les matériaux de construction et la prédiction de leur mobilité à long terme. Cet axe de recherche sera développé dans le cadre du projet INTERREG VALSE (2016-2020) et dans le second volet de la chaire ECOSSED (2019-2024).
- La constitution d'un laboratoire commun avec les industriels COLAS et EQIOM afin de lever les verrous scientifiques et techniques relatifs au traitement des sédiments fluviaux et marins en vue de leur valorisation en technique routière. Ce projet a fait l'objet d'une demande de subvention auprès du Conseil Régional Hauts-de-France dans le cadre de l'appel à projets « Equipe Mixte Laboratoire-Entreprise » en février 2018. Les résultats seront connus d'ici la fin de l'année en cours.

- Renforcer mon implication dans le montage de projets européens sur la thématique de la valorisation des sédiments. Le Département Génie Civil et Environnemental de l'IMT Lille Douai a acquis au fil du temps une bonne visibilité internationale sur cette thématique de recherche notamment au travers de son implication dans les programmes de coopération transfrontalière (INTERREG IVA 2 Mers : PRISMA « Promoting Integrated Sediment Management » et USAR « Using Sediment as a Resource » ; Interreg IVA France (Manche) – Angleterre : projet SETARMS « Sustainable Environmental Treatment and Reuse of Marine Sediment » ; Interreg V France-Wallonie-Vlaanderen : VALSE « Nouvelles ressources transfrontalières : vers une validation de scénarii de valorisation de sédiments et autres matériaux ») et dans l'organisation bisannuel de la conférence internationale I2SM « International Symposium on Sediment Management » depuis 2008. Cette visibilité internationale constitue un véritable atout pour le montage de projets européens de type Horizon 2020, cela m'a d'ailleurs permis en 2017 de piloter le montage scientifique du projet SEDIRESSOURCES en rassemblant un consortium de plus de 16 partenaires dont une dizaine de laboratoires étrangers (Annexe A1). Nous prévoyons le dépôt d'un nouveau projet d'ici la fin de la première programmation H2020 (2014-2020).

1. Les sédiments de dragage

1.1 Origine et composition

Qu'il soit d'origine marine, fluviale ou lacustre, le sédiment est un matériau issu principalement de l'érosion des bassins versants, transporté dans les hydro-systèmes et susceptible d'être soumis aux processus de la diagenèse² précoce. Les particules sédimentaires se propagent dans l'environnement avec les mouvements des masses d'eaux marines et continentales et se déposent par gravité sur le fond, en fonction de leur granulométrie (tableau 1) et de la vitesse d'écoulement du courant. Le dépôt se fait généralement dans un milieu favorable à leur sédimentation. Ainsi, les ports d'estuaires et maritimes sont des zones où peuvent s'accumuler de grandes quantités de sédiments. Le dragage de ces zones constitue une nécessité pour les gestionnaires d'infrastructures maritimes, ceci afin de maintenir une hauteur d'eau suffisante pour les transports et l'aménagement de nouvelles aires portuaires.

Les sédiments de dragage sont principalement constitués de particules minérales et de matières organiques d'origine végétale et/ou animale (tableaux 1 et 2). Leur porosité est susceptible d'être occupée par de l'eau interstitielle et une phase gazeuse dont les compositions sont variables suivant la provenance des sédiments (figure 3).

Tableau 1. Granulométrie et teneur en carbone organique total dans les sédiments marins français [1]

Statistiques sur sédiment sec	Argile (%) (0 < ϕ < 2 μ m)	Limon (%) (2 < ϕ < 63 μ m)	Sable (%) (63 < ϕ < 2000 μ m)	Carbone organique total (mg/kg)
Nombre de données	710	710	710	772
Moyenne	8,1	60,0	31,9	26013
Médiane	5,71	63,0	27,3	25000
Minimum	0	0,10	0	41
Maximum	52,3	90,8	99,9	252500

² Les processus de diagenèse sont variés et complexes : ils vont de la compaction du sédiment à sa cimentation, en passant par des phases de dissolution, de recristallisation ou de transformation de certains minéraux.

Tableau 2. Principales phases cristallines présentes dans les sédiments marins français [2].

Groupe de minéraux	Minéraux	Formule chimique
SILICATES	Quartz Mica Feldspath Muscovite Albite Orthose	SiO ₂ K(Mg, Fe, Al) ₃ AlSi ₃ O ₁₀ (OH) ₂ (Na, Ca, K)AlSi ₃ O ₈ KAl ₂ (AlSi ₃ O ₁₀)(OH,F) ₂ NaAlSi ₃ O ₈ KAlSi ₃ O ₈
ARGILES	Illite Montmorillonite Chlorite Kaolinite Vermiculites	KMgAl ₂ Si ₃ O ₁₀ (OH) ₂ (Na, Ca) _{0,3} (Al, Mg) ₂ Si ₄ O ₁₀ (OH) ₂ · n H ₂ O Mg ₅ Al ₂ Si ₃ O ₁₀ (OH) ₈ Al ₃ Si ₂ O ₅ (OH) ₄ (Mg, Ca) _{0,7} (Mg, Fe, Al) ₆ (Al, Si) ₈ O ₂₂ (OH) ₄ · 8H ₂ O
CARBONATES	Ankérite Aragonite, Calcite Dolomite	Ca(Fe, Mg, Mn) (CO ₃) ₂ CaCO ₃ CaMg(CO ₃) ₂
CHLORURES	Halite	NaCl
SULFATES	Gypse	CaSO ₄ · 2H ₂ O
(HYDR)OXYDE DE FER	Goethite Hématite Magnétite	FeOOH Fe ₂ O ₃ Fe ₃ O ₄
SULFURES	Pyrite Monosulfure de fer	FeS ₂ FeS

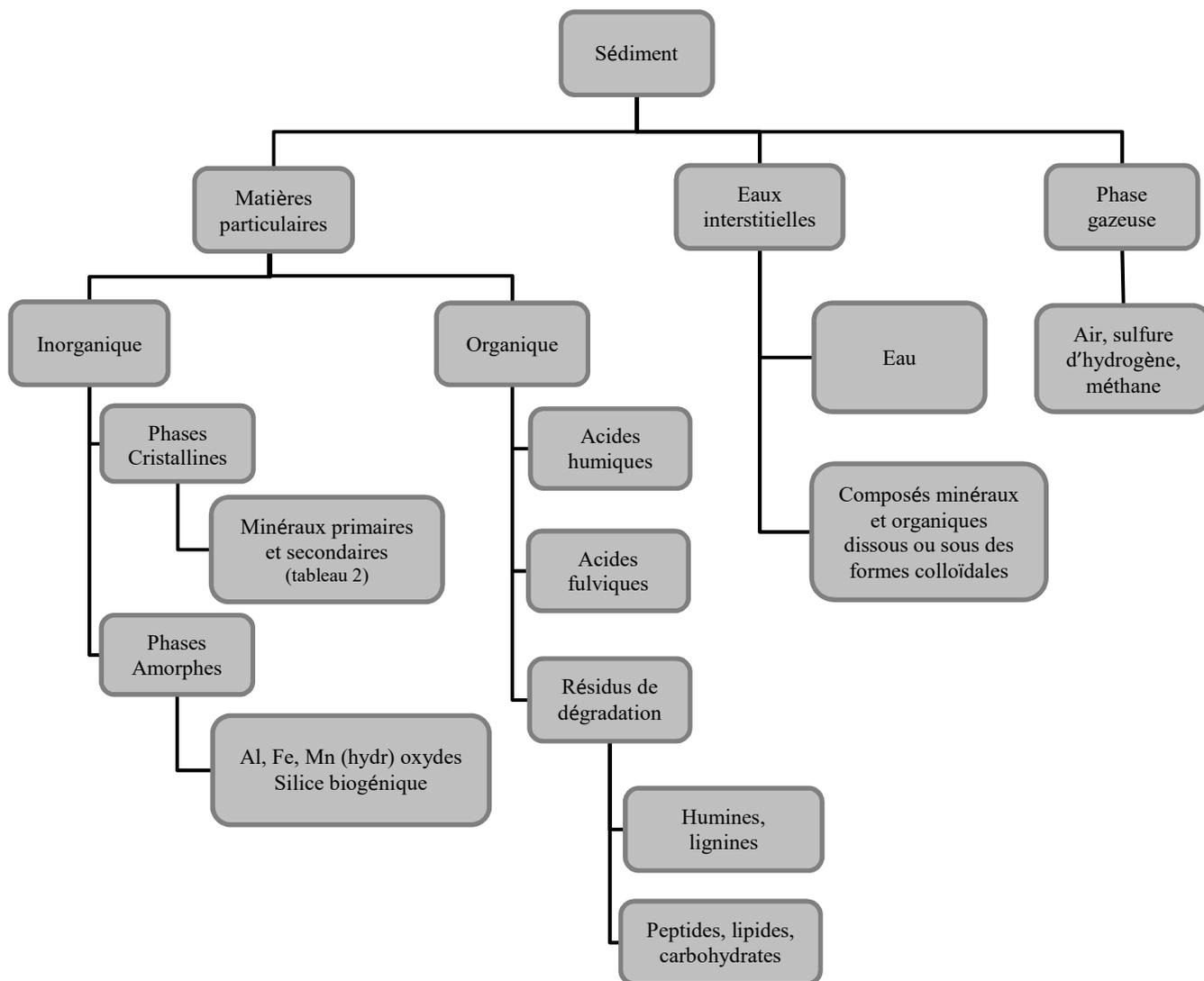


Figure 3. Les principaux constituants des matrices sédimentaires

1.2 Etat des lieux des gisements

Les volumes dragués en France métropolitaine et dans les outremer représentent environ 50 millions de m³ pour l'année 2015. Il faut noter que les dragages maritimes des ports estuariens génèrent à eux seuls près de 90% des volumes dragués annuellement (tableau 3).

Tableau 3. Volumes de sédiments marins dragués entre 2011 et 2015 sur le territoire français [3].

Volumes annuels (m ³)		2011	2012	2013	2014	2015
Volume dragué France entière (dont Outre-mer)		33000000	38000000	35000000	39000000	47000000
Volumes dragués France métropolitaine		25500000	30300000	29300000	32500000	35400000
Volume dragué par façade	Manche Est-mer du Nord	11000000	12000000	12000000	13000000	18000000
	Atlantique	14000000	18000000	17000000	19000000	17000000
	Méditerranée	500000	300000	300000	500000	400000
Volume géré à terre en France métropolitaine		355000	121300	118400	930260	4768000
Volume géré à terre par façade	Manche Est-mer du Nord	339000*	108000	60000	866000*	4300000*
	Atlantique	9000	4300	56000	260	438000
	Méditerranée	7000	9000	2400	64000	30000
Volume utilisé en rechargement de plage France métropolitaine		315000	824000	196000	116000	151400
Volume utilisé en rechargement de plage par façade	Manche Est-mer du Nord	43000	6700	27000	32000	15400
	Atlantique	170000	742000*	44000	16000	60000
	Méditerranée	102000	75000	95000	68000	76000
Volumes extraits ou utilisés dans des chantiers significatifs		* : dont 90 000 m ³ pour l'extension du terminal transmanche	* : dont 462 000 m ³ issus des travaux de la passe ouest à Lorient		* : dont 490 000 m ³ issus de travaux d'approfondissement de la Seine par le GPMR, et 120 000 m ³ du port des flamands à Cherbourg	* : dont 4 millions de m ³ utilisés pour la création du polder de la grande rade de Cherbourg
Volume immergé ou rejeté en mer par rapport au volume dragué en France métropolitaine %		97,37 %	96,88 %	98,93 %	96,78 %	86,10 %

Les façades Manche Est - Mer du Nord et Atlantique comptabilisent les volumes dragués les plus importants avec respectivement 11-18 et 14-19 millions m³. Les volumes annuels dragués sur la façade Méditerranéenne sont beaucoup moins importants et représentent entre 300 000 et 500 000 m³ entre 2011 et 2015. Près de 86 à 99% des volumes dragués à l'échelle nationale ont été immergés sur la période 2011-2015 tandis que les volumes gérés à terre sont principalement destinés au stockage ou au rechargement de plages sur nos façades littorales (figure 4).

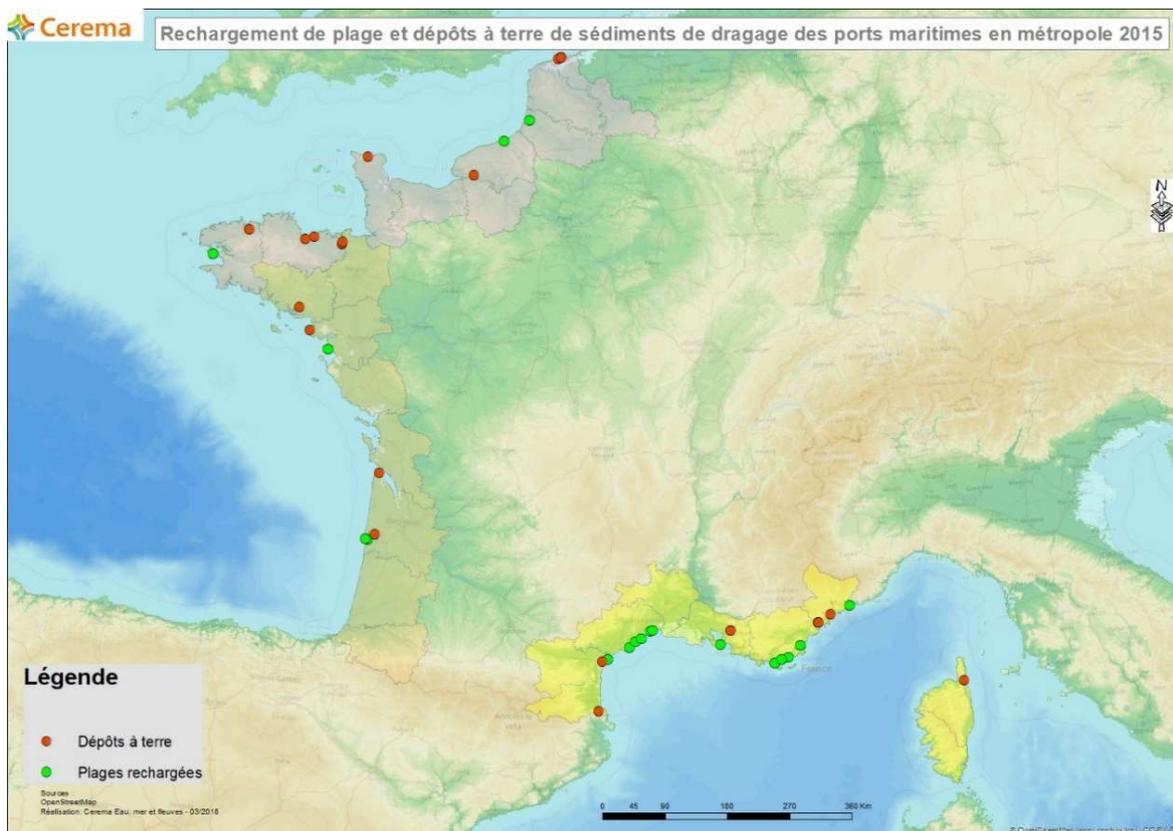


Figure 4. Localisation géographique des zones de dépôt à terre et des plages rechargées en 2015 [3].

Pour les Hauts-de-France les volumes de sédiments marins dragués annuellement s'élèvent à près de 5 millions de m³, principalement générés par le Grand Port Maritime de Dunkerque (GPMD). La quasi-totalité des sédiments marins qui sont dragués sont ensuite immergés. Toutefois, depuis 2009, le GPMD gère chaque année à terre environ 50 000 m³ de sédiments marins dont les seuils de contamination rendent les autorisations d'immersion trop complexes à obtenir.

Ce volume représente actuellement 1% du volume total de sédiments marins dragués en région Hauts-de-France. Sur les 10 prochaines années, les volumes de dragage nécessaires à l'entretien des installations portuaires sont estimés à près de 7 millions de m³ par an dont 5 à 10 % devront être gérés à terre. Il faut souligner que cette estimation ne tient pas compte des besoins de dragage supplémentaires liés à des travaux spécifiques, ni à l'évolution (renforcement) des seuils chimiques réglementaires d'autorisation d'immersion des sédiments marins (ou de la mise en place par les services de l'Etat d'un seuil d'interdiction d'immersion).

1.3 Les filières de gestion

Le devenir des sédiments de dragage est soumis au même principe de hiérarchisation de la filière « déchets » : il faut, dans l'ordre, examiner les possibilités de réutilisation, recyclage, destruction ou traitement des constituants dangereux, d'évacuation à terre ou en mer. L'immersion en mer doit être évitée si d'autres solutions sont préférables pour l'environnement. Dans le cas où les techniques d'immersion ne sont ni possibles, ni souhaitables, compte tenu d'impératifs environnementaux (absence de zones d'immersion ou colmatage des fonds par exemple) ou sanitaires qui doivent être pris en compte (protection de zones désignées pour la protection des espèces aquatiques importantes du point de vue économique), une gestion à terre devient alors inévitable (Circulaire du 4 juillet 2008³) (figure 5).

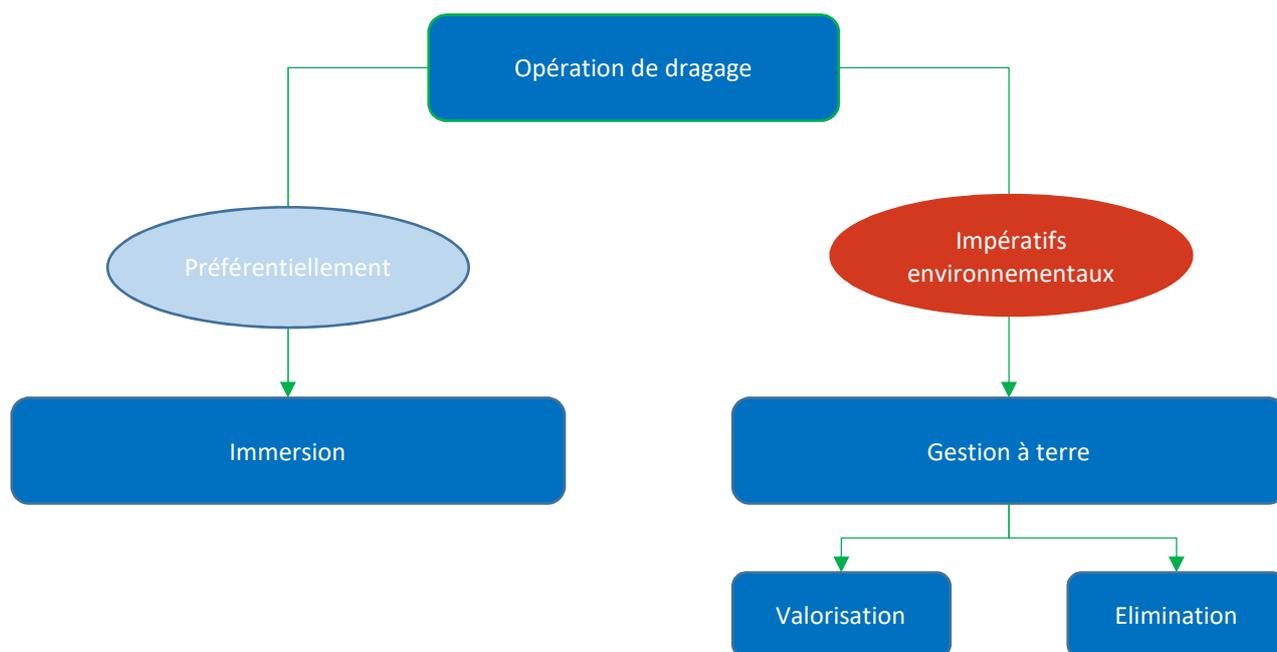


Figure 5. Gestion des sédiments extraits lors de travaux ou d'opérations impliquant des dragages maritimes - Circulaire du 4 juillet 2008.

³ 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.

La circulaire « dragage » du 04/07/2008 propose en premier lieu la commercialisation ou la valorisation à terre des sédiments. Quelle que soit la référence réglementaire prise en compte (déchet ou matériaux de dragage), l'objectif est de réduire au minimum le déchet dit « ultime » (destiné au stockage) donc de valoriser au maximum. Selon le décret du 18/04/2002⁴ et au titre de la nomenclature européenne ICPE⁵, complétée par le décret 2013-369 du 13/04/2010⁶, les sédiments de dragage figurent comme « déchets » aux rubriques 17 05 05* (si le sédiment contient des substances dangereuses) ou 17 05 06 (dans le cas contraire). Cette caractéristique de disposer de deux options possibles de classement selon leurs propriétés de danger est commune à un certain nombre de déchets dénommés « entrées miroirs ». Ce qui implique l'analyse de la dangerosité des sédiments au regard des propriétés de danger.

La directive cadre « déchets » constitue le cadre réglementaire communautaire de l'évaluation de la dangerosité des déchets. Avant le 1er juin 2015, ces propriétés de danger étaient appelées H1 à H15. La décision de la Commission européenne du 18 décembre 2014 les a renommées HP1 à HP15 afin d'éviter toute confusion avec les mentions de danger HXXX du règlement CLP (mentions de danger s'appliquant à des substances ou mélanges, et désignées par un code à trois chiffres : H200, H330, H411, etc.).

La dangerosité d'un déchet se juge à partir des 15 propriétés définies dans le tableau 4, qu'il est nécessaire de renseigner. Si le déchet ne satisfait pas un seul de ces critères, il doit être considéré comme dangereux et géré comme tel (traitement en vue de supprimer son caractère dangereux, élimination par incinération ou stockage dans les installations de déchets dangereux).

Parmi ces propriétés, cinq peuvent être évaluées grâce à des essais de laboratoire, huit font l'objet d'une démarche calculatoire sur la base d'analyses chimiques et l'application de règles de classement, et deux n'ont pas encore de méthodes d'évaluation officielles.

Les données et le retour d'expérience s'accumulant progressivement, il est à présent possible d'écarter les propriétés de danger HP1, HP2, HP3 et HP15 lors de la caractérisation de la dangerosité des sédiments de dragage.

La propriété HP9 peut être écartée éventuellement, si aucun rejet de station de traitement des eaux usées ne se situe à proximité de la zone de dragage. En cas de suspicion d'impact, il est proposé d'adopter la procédure relevant de la réglementation sur la valorisation des boues issues du traitement des eaux usées.

La propriété HP12 dispose à présent d'un protocole de caractérisation bien que ce dernier soit encore à l'état de test. Cependant, il paraît possible d'écarter cette propriété dans le cadre de la classification de la dangerosité des sédiments compte tenu des résultats, tous négatifs, obtenus sur les sédiments au cours de ces premiers tests.

⁴ Décret n°2002-540 du 18 avril 2002 relatif à la classification des déchets. NOR : ATEP0190045D

⁵ ICPE : Installations Classées pour la Protection de l'Environnement

⁶ Décret n°2010-369 du 13 avril 2010 modifiant la nomenclature des installations classées. NOR: DEVP0927400D

Tableau 4. Propriétés de danger présentées dans le Règlement 1357/2014/UE⁷, remplaçant l'annexe III de la directive 2008/98/CE⁸.

Propriétés	Caractéristiques
HP1	« Explosif »
HP2	« Comburant »
HP3	« Inflammable »
HP4	« Irritant- irritation cutanée et lésions oculaires »
HP5	« Toxicité spécifique pour un organe cible (STOT)/ Toxicité par aspiration »
HP6	« Toxicité aigüe »
HP7	« Cancérogène »
HP 8	« Corrosif »
HP 9	« Infectieux »
HP10	« Toxique pour la reproduction »
HP11	« Mutagène »
HP12	« Dégagement d'un gaz à toxicité aigüe »
HP13	« Sensibilisant »
HP14	« Ecotoxique »
HP15	« Déchet capable de présenter une des propriétés dangereuses susmentionnées que ne présente pas directement le déchet d'origine »

⁷ Règlement UE N°1357/2014 de la Commission du 18 décembre 2014 remplaçant l'annexe III de la directive 2008/98/CE du Parlement européen et du Conseil relative aux déchets et abrogeant certaines directives.

⁸ Directive n°2008/98/CE du 19/11/08 relative aux déchets et abrogeant certaines directives.

Les propriétés HP4 à HP8, HP10, HP11 et HP13 s'évaluent, en première approche grâce à des valeurs de concentrations indicatives élaborées par le CEREMA et l'INERIS (tableaux 5 et 6) [4].

Pour rappel, les tableaux de valeurs proposés s'exploitent de la manière suivante:

- Si, après analyse du sédiment, aucune valeur n'est supérieure à celle des tableaux 5 et 6, alors, le sédiment peut être classé non dangereux au titre des propriétés de danger HP4, HP5, HP6, HP7, HP8, HP10, HP11 et HP13,
- Si l'une des valeurs mesurées est supérieure à celle du tableau 5 pour les métaux, alors, les investigations supplémentaires (calcul « pire cas avec information » ou/et détermination de la spéciation vraie) peuvent être entreprises mais en se référant à la méthode complète de caractérisation de la dangerosité vis-à-vis de ces propriétés, déterminée par calcul à partir de la connaissance en substances du déchet.
- Si l'une des valeurs mesurées est supérieure à celle du tableau 6 pour les substances organiques ou le tributylétain, alors le sédiment doit être classé comme dangereux,

Avant de se lancer éventuellement dans la caractérisation de la spéciation vraie, il est recommandé de déterminer la propriété HP14 qui, au final, est la seule propriété de danger demandant systématiquement la réalisation de mesures expérimentales.

On notera également que le champ couvert permettant d'apprécier par comparaison de valeurs les propriétés HP4 à HP8, HP10, HP11 et HP13, est celui des polluants suivis dans le cadre de la réglementation applicable aux opérations de dragage, à savoir :

- Huit éléments minéraux : As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn;
- 7 congénères des PCB: 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180;
- 16 congénères des HAP: naphthalène, acénaphthène, acénaphthylène, fluorène, anthracène, phénanthrène, fluoranthène, pyrène, benzo[a]anthracène, chrysène, benzo[b]fluoranthène, benzo[k]fluoranthène, benzo[a]pyrène, dibenzo[a,h]anthracène, benzo[g,h,i]pérylène, indéno[1,2,3-cd]pyrène;
- Pour les sédiments marins: le tributylétain.

Si la présence d'autres polluants est avérée, la méthode de caractérisation de la dangerosité doit être réalisée en se référant à la méthode complète de caractérisation de la dangerosité vis-à-vis de ces propriétés, déterminée par calcul à partir de la connaissance en substances du déchet.

Au final, pour être en mesure d'écarter certaines des propriétés de danger (dont HP9 et HP12) et discuter des propriétés HP4, HP5, HP6, HP7, HP8, HP10, HP11, HP13, il convient de réaliser une étude contextuelle et historique des rejets qui auraient pu conduire à une contamination spécifique des sédiments afin de s'assurer que ce dernier ne constitue pas une particularité. Le retour d'expérience sur la qualité du gisement de sédiment en France tend à montrer que dans la très grande majorité des cas, les opérations de dragage ne devraient pas générer de déchets dangereux.

Il convient également de noter que seuls les sédiments non dangereux ou les fractions non dangereuses générées à partir d'un sédiment dangereux et relevant de la rubrique 17 05 06 peuvent faire l'objet d'une opération de valorisation. Les fractions dangereuses générées à l'issue d'une opération de traitement, relèvent de la rubrique 17 05 05* et doivent être éliminées en installations de stockage des déchets dangereux ou dans les installations de stockage de déchets de sédiments (dans le cas où les sédiments présentent une certaine stabilité bio-physico-chimique).

La valorisation des sédiments dans des filières industrielles peut constituer une véritable opportunité économique pour les territoires, dans les secteurs des travaux publics et de l'aménagement des infrastructures littorales. Elle constituerait aussi un concours concret et vertueux des entreprises au développement durable du territoire, grâce à la mise en place de boucles d'économie circulaire et à l'amélioration des performances du transport maritime.

Tableau 5. Valeurs indicatives en éléments traces permettant, de par leur construction, de garantir le caractère non dangereux des sédiments au titre des propriétés HP 4 à 8, HP10, HP11, et HP13.

Propriétés	Propositions de seuils individuels (mg/kg)
Arsenic	330
Cadmium	530
Chrome VI	250
Cuivre	4000
Mercure	500
Nickel	130
Plomb	1000 ^(*)
Zinc	7230

^(*)Si le sédiment ne respecte pas la valeur de 1000 ppm fixée pour le plomb, il peut être encore jugé non dangereux si sa teneur en plomb n'excède pas 3000 ppm et celle en chrome VI reste inférieure à 50 ppm.

Tableau 6. Valeurs indicatives en composés organiques et en tributylétain permettant, de par leur construction, de garantir le caractère non dangereux des sédiments au titre des propriétés HP4 à 8, HP10, HP11, et HP13.

Propriétés	Propositions de seuils individuels (mg/kg)	Proposition de seuils groupés (mg/kg)	
PCB 28	50 pour la somme des 7 congénères	50 pour la somme des 7 congénères	
PCB 52			
PCB 101			
PCB 118			
PCB 138			
PCB 153			
PCB 180			
Naphtalène	10000	500 pour la somme des congénères	
Acénaphthylène	500		
Phénantrène	50000		
Fluoranthène	50000		
Benzo(a)anthracène	1000		
Chrysène	1000		
Benzo(b) fluoranthène	1000		
Benzo(k) fluoranthène	1000		
Benzo(a)pyrène	1000		
Dibenzo (a,h)anthracène	1000		
Indéno (1,2,3-cd)pyrène	10000		
Tributylétain	3000		3000

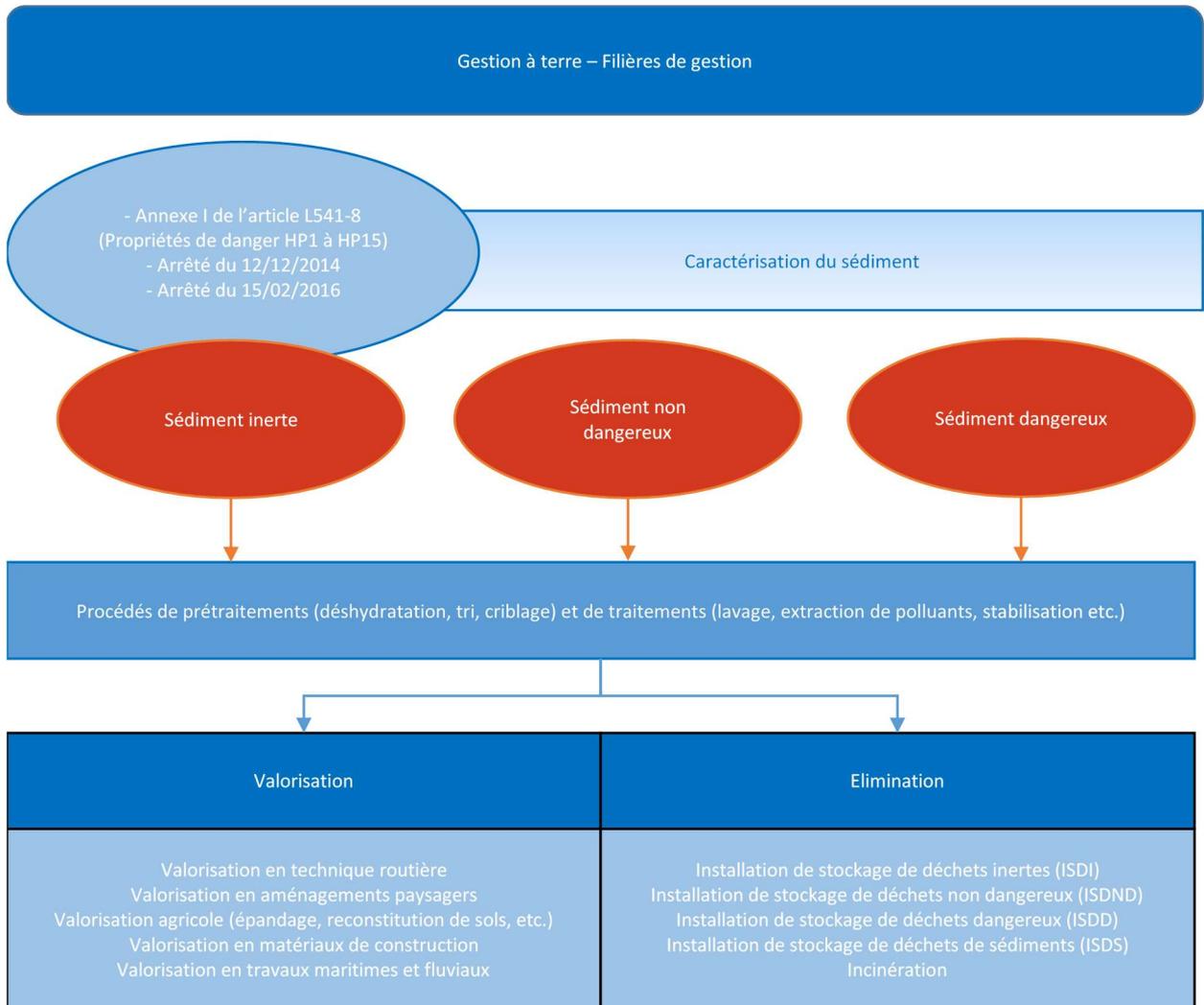


Figure 6. Voies possibles de valorisation ou d'élimination des sédiments en cas de gestion à terre

2. Une problématique de recherche déclinée en 3 questions principales

Bien que très largement pratiquée en France et dans d'autres pays européens, la gestion maritime (immersion au large par clapage, confinement et/ou traitement *in situ*) des sédiments de dragage n'est pas toujours l'unique voie de destination de ces matériaux (figure 7). En fonction de leur niveau de contamination, les sédiments de dragage peuvent être gérés à terre dans la perspective de leur élimination ou valorisation. A ce jour, il n'existe pas de technologies de traitement universelles pour les sédiments marins non-immérgeables. En effet, la nature des contaminants et les caractéristiques physico-chimico-géotechniques des matrices sédimentaires (granulométrie, teneur en matière organique, minéralogie, teneur en carbonates) déterminent généralement les typologies de traitement à appliquer et les filières de destination pertinentes.

Quel que soit le scénario envisagé, l'appréciation de l'impact environnemental est une étape fondamentale dans le processus de gestion de ces matériaux. Cette problématique constitue le fil conducteur de mes travaux de recherche et peut se traduire sous forme de trois questions principales pour lesquelles il n'existe pas de réponses uniques et qui doivent être examinées au cas par cas en fonction des spécificités de la matrice sédimentaire.

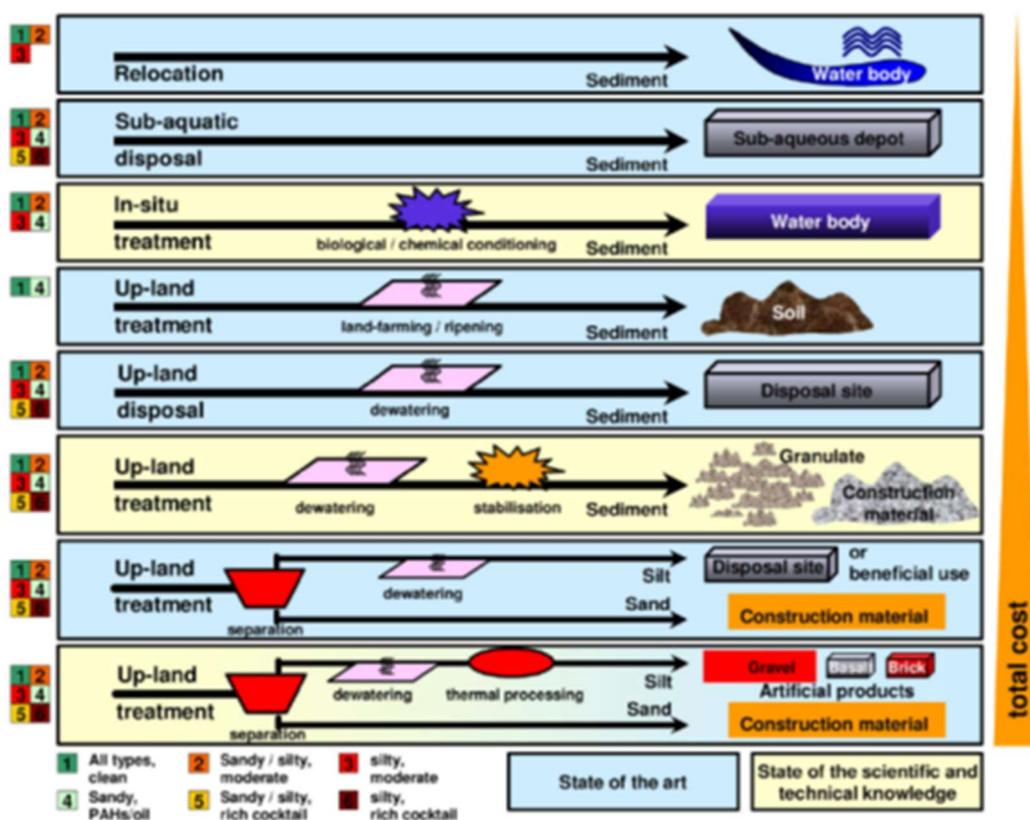


Figure 7. Principales filières de gestion des sédiments de dragage et de curage en Europe [5].

2.1 Comment apprécier l'impact environnemental de sédiments marins non-immmergeables contaminés en arsenic?

L'analyse de sédiments portuaires méditerranéens, réalisée par les gestionnaires dans le cadre de campagnes de caractérisation, a mis en évidence que certains d'entre eux contiennent des teneurs totales en arsenic très supérieures aux limites fixées dans l'arrêté du 09 août 2006⁹.

L'impact potentiel sur la santé humaine de la présence d'arsenic sur le littoral Sud de Marseille a fait l'objet d'une étude détaillée [6]. Ces travaux ont mis en évidence une teneur élevée en arsenic dans les sédiments (jusqu'à 648 mg/kg), les moules et les oursins, et l'évaluation du risque sanitaire pour les populations indique un dépassement des valeurs seuils pour l'effet cancérigène de l'arsenic à travers la consommation des moules. Dans ce cas, la pollution des sédiments serait liée à une activité industrielle ancienne installée sur le littoral. Dans le cadre du projet ANR ASEDMAR « Arsenic dans les sédiments marins : Modélisation couplée Biogéochimie-Biodisponibilité-Ecotoxicologie », auquel j'ai participé avec l'Université de Nice Sophia Antipolis (LRASE et ECOMERS-INSERM), l'enjeu était de contribuer à la compréhension de la dispersion d'un élément hautement toxique, l'arsenic, introduit par les activités humaines dans le milieu marin, dans l'objectif de préserver les ressources d'un écosystème d'importance majeure. La stratégie de ce projet était donc d'acquérir et d'intégrer un maximum d'informations biogéochimiques et écotoxicologiques afin de mieux appréhender le comportement d'un unique élément particulièrement toxique et cancérigène, l'arsenic. Mes travaux ont porté plus particulièrement sur la caractérisation de la spéciation et de la toxicité de l'arsenic dans des sédiments méditerranéens prélevés sur les sites portuaires de l'Estaque (Bouches du Rhône, 13) et de Saint Mandrier (Var, 83). Le projet ASEDMAR était un projet de recherche fondamentale coordonné par le BRGM, associant l'Université de Nice Sophia-Antipolis (LRSAE et ECOMERS-INSERM), l'Université de Strasbourg et UT2A (Ultra Traces Analyses Aquitaine). Il a bénéficié d'une aide de l'ANR sur la période 2008-2012.

2.2 Quels (pré)traitements pour réduire l'impact environnemental des sédiments marins non-immmergeables entreposés à terre dans la perspective de leur élimination?

Dans le cas d'un scénario de gestion à terre de type élimination, les caractérisations réalisées (analyses physico-chimiques, lixiviations) dans le programme SEDIMARD 83¹⁰ sur des sédiments provenant du dragage de sites portuaires méditerranéens font apparaître certains paramètres bloquants vis-à-vis des sites de stockage réglementés dont les paramètres chlorures, sulfates, fractions solubles, Mo, Sb, et Se en lixiviation. Il ressort de ces caractérisations que les sédiments marins sont orphelins de filières de stockage et que le développement d'un outil monospécifique est une priorité. Il apparaît également qu'un scénario de stockage des sédiments marins non-immmergeables ne peut se concevoir sans (pré)traitements préalables.

Dans ce contexte, le programme SEDITOX « Quantification de la toxicité des sédiments portuaires. Stabilisation par additifs minéraux », piloté par l'Université de Nice Sophia Antipolis (2007-2010), avait pour objectif d'étudier la faisabilité de la stabilisation physico-chimique des sédiments marins non-immmergeables par des additifs minéraux.

⁹ 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. NOR : DEVO0650505A.

¹⁰ Programme de recherche sur le traitement des sédiments marins piloté par le conseil général du Var sur la période 2006-2009

Les différents types de substrats ajoutés aux sédiments pour séquestrer les formes chimiques des éléments traces métalliques et métalloïdes sont représentés par deux catégories de solides ayant soit de fortes capacités de séquestration (zéolithes et fer zéro valent) ou d'adsorption (zéolithes, fer zéro valent et oxydes de fer). Les zéolithes sont des minéraux de la famille des aluminosilicates hydratés, leurs propriétés adsorbantes connues ainsi que leur faible coût font de ces solides des candidats intéressants pour une utilisation à échelle industrielle. Le fer zéro valent et les oxydes de fer ont fait l'objet de nombreuses études sur leurs propriétés de rétention vis-à-vis de polluants anioniques et cationiques. Leur faible coût ainsi que leur capacité d'adsorption en font également des additifs à considérer. Dans le cadre du projet SEDITOX, il s'agissait de démontrer que l'entreposage à terre des sédiments marins non-immérgeables était envisageable après l'application de traitements à faible coût, sans risques écotoxicologiques et chimiques significatifs pour l'environnement. Au cours de ce projet, différents tests de lixiviation et percolation ont été réalisés, afin de mettre en évidence la toxicité potentielle des lixiviats des sédiments marins non-immérgeables, ainsi que l'effet des additifs minéraux sur la disponibilité environnementale des contaminants. Mes travaux ont porté sur quatre sédiments modèles portuaires méditerranéens, stabilisés par différents additifs minéraux. L'effet du procédé de stabilisation sur la chimie et la toxicité des sédiments contaminés a été quantifié. Enfin le procédé de stabilisation a été testé dans une expérience pilote sur le sédiment qui s'est révélé le plus toxique. Le projet SEDITOX était un projet de recherche appliquée coordonné par l'Université de Nice Sophia-Antipolis (LRSAE et ECOMERS-INSERM). Il a bénéficié d'une aide spécifique du Conseil Général du Var (CG83) dans le cadre du programme SEDIMARD 83 et d'un co-financement de l'agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse sur la période 2007-2010.

2.3 Quel(s) référentiel(s) pour vérifier l'innocuité environnementale des sédiments marins non-immérgeables valorisés dans le domaine du génie civil?

La situation de la valorisation des sédiments de dragage a ceci de paradoxal que les textes européens et français stipulent qu'on doit tout faire pour valoriser les gisements non-immérgeables déposés à terre en tant que nouvelles sources de matière alors qu'on ne dispose aujourd'hui pratiquement d'aucun texte réglementaire pour encadrer cette démarche. De très nombreux acteurs économiques tant producteurs de sédiments qu'utilisateurs potentiels de matériaux alternatifs (industriels, collectivités) souffrent de cet état de fait. De nombreux chantiers réglementaires, normatifs, techniques ont été lancés tant en Europe qu'en France pour développer la valorisation de ces déchets sans encore de concrétisation vraiment lisible pour ces acteurs dont l'attente est forte. Dans ce contexte, mes travaux de recherche au sein du Département Génie Civil et Environnemental de l'Institut Mines-Télécom Lille Douai dans le domaine de l'évaluation environnementale s'inscrivent dans une logique de développement des filières industrielles de valorisation des sédiments sur le territoire national et en particulier en région Hauts-de-France. Ce volet de mes recherches sera illustré par (i) les résultats du projet SEDICYCLE (2014-2016) dont la déclinaison opérationnelle visait à mettre en œuvre une évaluation détaillée des risques environnementaux conformément à la méthodologie scientifique de la démarche SEDIMATERIAUX et (ii) les travaux de la chaire industrielle ECOSED (2014-2019) dont l'objectif d'une de mes actions de recherche était de caractériser les émissions dans l'eau de polluants inorganiques pendant la vie en œuvre de produits de construction au moyen de l'essai de lixiviation dynamique des monolithes standardisé dans le cadre de la mise en œuvre du Règlement européen sur les Produits de Construction.

3. Comment apprécier l'impact environnemental de sédiments marins non-immmergeables contaminés en arsenic?

3.1 Contexte réglementaire

3.1.1 Paramètres chimiques et essais écotoxicologiques de base

Les sédiments portuaires renferment de nombreuses substances dont certaines présentent un caractère toxique affirmé: éléments traces métalliques et métalloïdes, hydrocarbures aromatiques polycycliques, organochlorés, pesticides et biocides divers.

Les paramètres chimiques de base (principalement les éléments traces métalliques et métalloïdes) sont classiquement analysés dans la plupart des situations courantes de contamination rencontrées lors de l'extention ou l'entretien d'un bassin portuaire, l'entretien périodique d'un chenal d'accès d'un port d'estuaire, l'extraction de matériaux préalables à la pose de canalisations ou de câbles sous-marins, ou encore l'extraction de sables destinés au rechargement de plages, etc... Ils permettent aussi de caractériser les sédiments susceptibles d'être contaminés par des activités particulières: aire de carénage (cuivre, zinc, cadmium, TBT), aire d'avitaillement (HAP).

La circulaire du 14 juin 2000¹¹, complétée par les arrêtés du 9 août 2006, du 23 décembre 2009, du 8 février 2013 et du 17 juillet 2014, définit un référentiel de qualité pour la caractérisation physico-chimique des sédiments marins ou estuariens présents en milieu naturel ou portuaire. Ce référentiel établit pour un ensemble de contaminants, des seuils de classification N1 et N2 permettant de mieux apprécier l'incidence potentielle de la mobilisation des matériaux dragués destinés à l'immersion. La liste des paramètres chimiques reportée dans les tableaux 7, 8, 9 et 10 est précisée dans les tableaux de l'arrêté du 9 août 2006 et des arrêtés complémentaires:

Tableau II. Eléments traces (métaux et métalloïdes)

Tableau III. Polychlorobiphényles (PCB)

Tableau III bis. Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)

Tableau III ter. Tributylétain (TBT)

Il faut noter que ces seuils chimiques peuvent être révisés et actualisés en fonction des retours d'expérience, et que de nouvelles substances peuvent être ajoutées à la liste actuelle.

¹¹ Circulaire du 14 juin 2000 : 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 portuaires défini par l'arrêté interministériel.

Tableau 7. Extrait de l'arrêté du 09 août 2006 : Tableau II. Niveaux relatifs aux éléments traces (mg/kg, poids sec, analyse sur la fraction < 2 mm).

Eléments traces	Niveau N1	Niveau N2
Arsenic	25	50
Cadmium	1,2	2,4
Chrome	90	180
Cuivre	45	90
Mercure	0,4	0,8
Nickel	37	74
Plomb	100	200
Zinc	276	552

Tableau 8. Extrait de l'arrêté du 17 juillet 2014 : Tableau III. Niveaux relatifs aux polychlorobiphéniles (PCB) ($\mu\text{g}/\text{kg}$ de sédiment sec analysé sur la fraction inférieure à 2 mm).

	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 9. Arrêté du 8 février 2013 : Tableau III bis. Niveaux relatifs aux hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) ($\mu\text{g}/\text{kg}$ de sédiment sec analysé sur la fraction inférieure à 2 mm).

HAP	Niveau 1	Niveau 2
Naphtalène	160	1130
Acénaphène	15	260
Acénaphylène	40	340
Fluorène	20	280
Anthracène	85	590
Phénanthrène	240	870
Fluoranthène	600	2850
Pyrène	500	1500
Benzo[a]anthracène	260	930
Chrysène	380	1590
Benzo[b]fluoranthène	400	900
Benzo[k]fluoranthène	200	400
Benzo[a]pyrène	430	1015
Di benzo [a,h] anthracène	60	160
Benzo [g,h,i] pérylène	1700	5650
Indéno [1,2,3-cd] pyrène	1700	5650

Tableau 10. Arrêté du 17 juillet 2014 : Tableau III ter. Niveaux relatifs au tributylétain (TBT) (en µg/kg de sédiment sec analysé sur la fraction inférieure à 2 mm).

	Niveau N1	Niveau N2
TBT	100	400

Ces seuils chimiques ne constituent pas des seuils visant à autoriser ou à interdire l'immersion des sédiments de dragage, ni des seuils d'évaluation d'une qualité environnementale du milieu. Ils constituent des points de repère permettant de statuer sur le régime administratif de l'opération (déclaration ou autorisation), d'apprécier les incidences de l'opération projetée sur l'environnement marin, et donc d'orienter la destination des sédiments soit vers l'immersion, soit vers une gestion à terre. Ainsi, trois cas de figures sont possibles:

- Au-dessous du niveau N1, l'impact potentiel est en principe d'emblée jugé neutre ou négligeable, les teneurs étant comparables au bruit de fond géochimique local
- Entre le niveau N1 et le niveau N2 une investigation complémentaire peut s'avérer nécessaire en fonction du projet considéré et du degré de dépassement du niveau N1.
- Au delà du niveau N2 une investigation complémentaire est généralement nécessaire car des indices notables laissent présager un impact potentiel négatif de l'opération.

Parmi les investigations complémentaires, les principaux bio-essais reconnus et mis en oeuvre dans le cadre des études relatives aux problématiques de dragage et d'immersion des sédiments marins sont les suivants (voir Annexe A2 pour la description du principe des tests) :

- Test de toxicité sur le développement embryonnaire d'oeufs fécondés de bivalves (larves « D » de *Crassostrea gigas* ou *Mytilus edulis*);
- Test de toxicité sur l'amphipode *Corophium sp*;
- Test de toxicité sur Copépode marin (*Acartia tonsa* ou *Tigriopus brevicornis*);
- Test Microtox sur l'inhibition de la bioluminescence bactérienne (*Vibrio* ou *Allivibrio fisheri*).

Il faut noter qu'il existe également d'autres bio-essais sur poissons (*Scophthalmus Maximus* ou *Cyprionodon variegatus*), oursins (*Sphaerechinus Granularis* et *Paracentrotus Lividus*) et algues (*Skeletonema costatum*) mais ces derniers sont généralement utilisés dans le cadre d'études scientifiques spécifiques.

Dans la mesure où les eaux sont les principaux vecteurs des contaminants, le choix du test et principalement de la matrice testée (eau interstitielle, éluat, eaux surnageantes ou de ressuyage) est déterminant pour la représentativité des opérations qui seront mis en oeuvre. Ainsi pour des travaux de dragage qui seraient préférentiellement réalisés par aspiration, un test effectué à partir des éluats paraît être le plus pertinent. Pour des dragages à réaliser à l'aide d'une benne, un test à partir des eaux surnageantes ou de ressuyage paraît suffisant pour connaître les éventuels impacts sur les biocénoses.

3.1.2 Paramètres supplémentaires de la DCE et de la DCSSM

La directive cadre sur l'eau (DCE)

La DCE impose, pour atteindre le bon état chimique des eaux, le respect des Normes de Qualité Environnementales¹² (NQE) pour 33 substances (ou groupes de substances) prioritaires et 8 autres substances provenant du PNAR¹³ qui appartiennent à la liste I et font l'objet d'une directive (non incluses à l'annexe X de la DCE).

¹² Article 2, alinéa 24 de la DCE et Circulaire du 07/05/07 définissant les NQE

¹³ Programme national de réduction de la pollution

La directive cadre Stratégie pour le Milieu Marin (DCSMM)

La DCSMM a pour objectif de mettre en place les mesures nécessaires pour atteindre ou maintenir un bon état écologique du milieu marin en 2020. Le bon état écologique correspond à un bon fonctionnement des écosystèmes sur le plan biologique, physique, chimique et sanitaire. Onze descripteurs qualitatifs sont utilisés pour définir le bon état écologique dans l'ensemble des Etats membres de l'Union européenne. Le descripteur 8 fait référence aux substances chimiques pouvant présenter des impacts sur la biodiversité marine, les écosystèmes marins ou les usages légitimes de la mer. Les paramètres chimiques relevant du descripteur 8 sont listés à l'annexe 8 de l'arrêté du 25 janvier 2010, dans la convention OSPAR¹⁴, et comprennent également des substances persistantes, bioaccumulables et toxiques ; des substances anti-salissures introduites directement dans le milieu marin ; et des substances dites émergentes : composés perfluorés, pharmaceutiques, et nanomatériaux.

Depuis 2010, le REPOM¹⁵ prend en compte les substances identifiées dans le cadre de la DCSMM pour la définition du bon état écologique des eaux marines ainsi que les substances prioritaires de la DCE pertinentes pour la matrice sédiment (Annexe 3). Dans le cahier des charges du REPOM, le volet « sédiment » inclut ainsi le suivi des substances réglementées dans le cadre des dragages portuaires (ETM, TBT, PCB, HAP), mais également des organochlorés, dioxines, furanes, phénols, composés bromés (HBCD, PBDE), phtalates, HCH, etc.

3.2 Dynamique des processus à l'interface eau/sédiment/biote

3.2.1 Répartition des contaminants

La répartition des contaminants au sein du sédiment de la forme dissoute à la forme colloïdale ou à la forme particulaire dépend des caractéristiques intrinsèques de sa matrice (composition en phases cristallines ou amorphes, présence de matières organiques et de composés sulfurés, granulométrie), des conditions hydrodynamiques (dynamique calme ou forte, turbidité, lumière, etc.), des paramètres physico-chimiques du milieu (pH, potentiel rédox, salinité) et de l'activité biologique. Ainsi, les contaminants sont présents dans la colonne d'eau sous forme dissoute ou fixés sur des particules (forme colloïdale ou particulaire).

Beaucoup de contaminants préoccupants pour le milieu marin sont peu solubles dans la colonne d'eau et ont une forte affinité pour la phase particulaire. Ainsi, les contaminants peuvent être stockés dans les sédiments déposés sur les fonds marins et s'accumuler dans les organismes aquatiques soit directement par filtration de l'eau de mer ou par ingestion de particules, soit indirectement par broutage ou par prédation favorisant leur biomagnification dans la chaîne alimentaire (figure 8).

¹⁴ OSPAR pour « Oslo-Paris »

¹⁵ Réseau de surveillance de la qualité des sédiments des ports maritimes

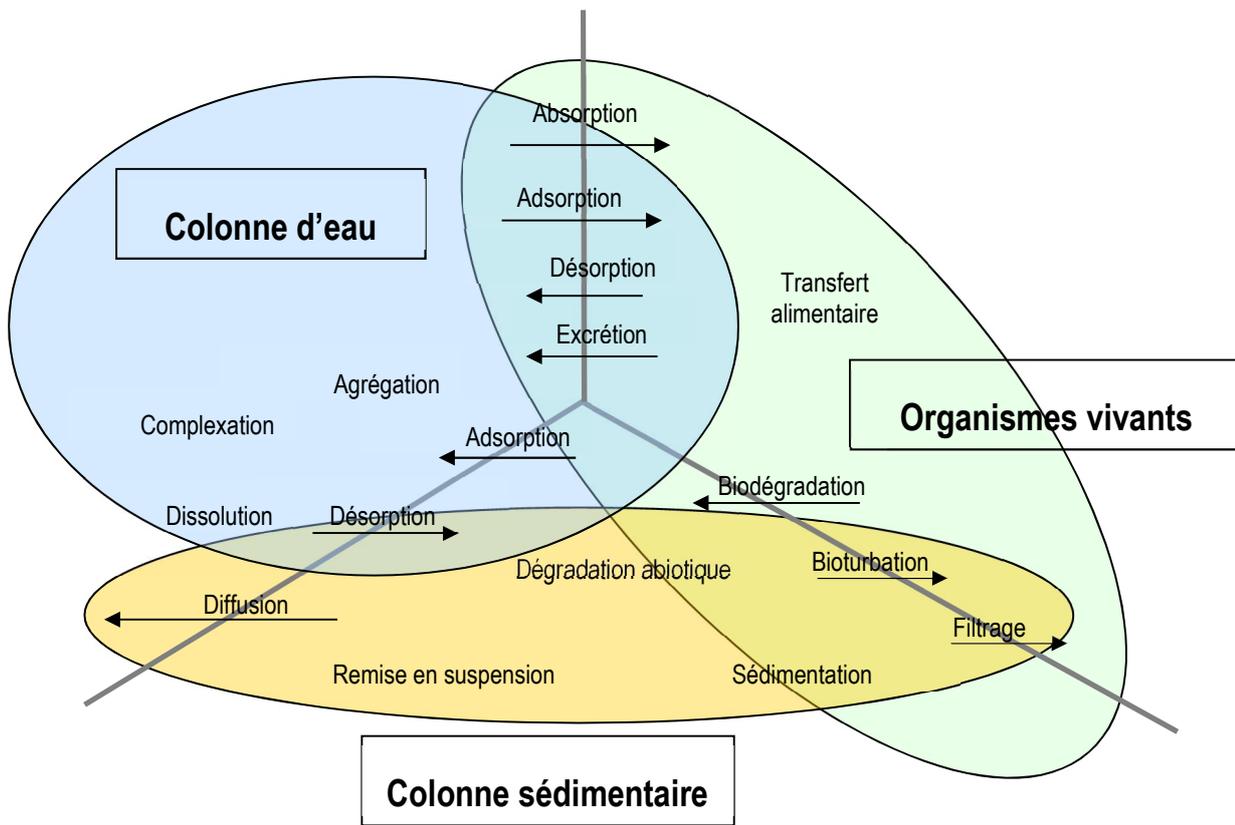


Figure 8. Principaux processus contrôlant la répartition des contaminants inorganiques dans les compartiments du milieu marin (modifié d'après [7]).

3.2.2 Les réactions (bio)-géochimiques

La matrice sédimentaire est le siège de processus diagénétiques résultant essentiellement de la minéralisation bactérienne de la matière organique (figure 9). Ces réactions biogéochimiques sont à l'origine de gradients chimiques dans la colonne sédimentaire, de la mise en place de flux diffusifs d'espèces dissoutes vers la colonne d'eau, et de réactions secondaires influençant le transfert des éléments traces métalliques et métalloïdes (figure 10). La présence de diverses espèces chimiques dissoutes affecte les réactions de sorption à l'interface eau/sédiment ainsi que les conditions de saturation de l'eau interstitielle vis-à-vis des phases minérales de la matrice sédimentaire occasionnant la dissolution ou la précipitation de certains minéraux carbonatés, hydroxylés, phosphatés et sulfurés (figure 10). Les minéraux néoformés peuvent évoluer au cours du temps, passant de l'état amorphe à l'état cristallisé, modifiant leur réactivité chimique à l'égard des constituants présents dans les eaux interstitielles.



Figure 9. Séquence des réactions diagénétiques oxydant la matière organique particulaire avec les valeurs d'enthalpie libre standard de réaction correspondantes selon des expressions de réactions simplifiées (à droite [8]) et plus réalistes (à gauche [9]) d'après [10].

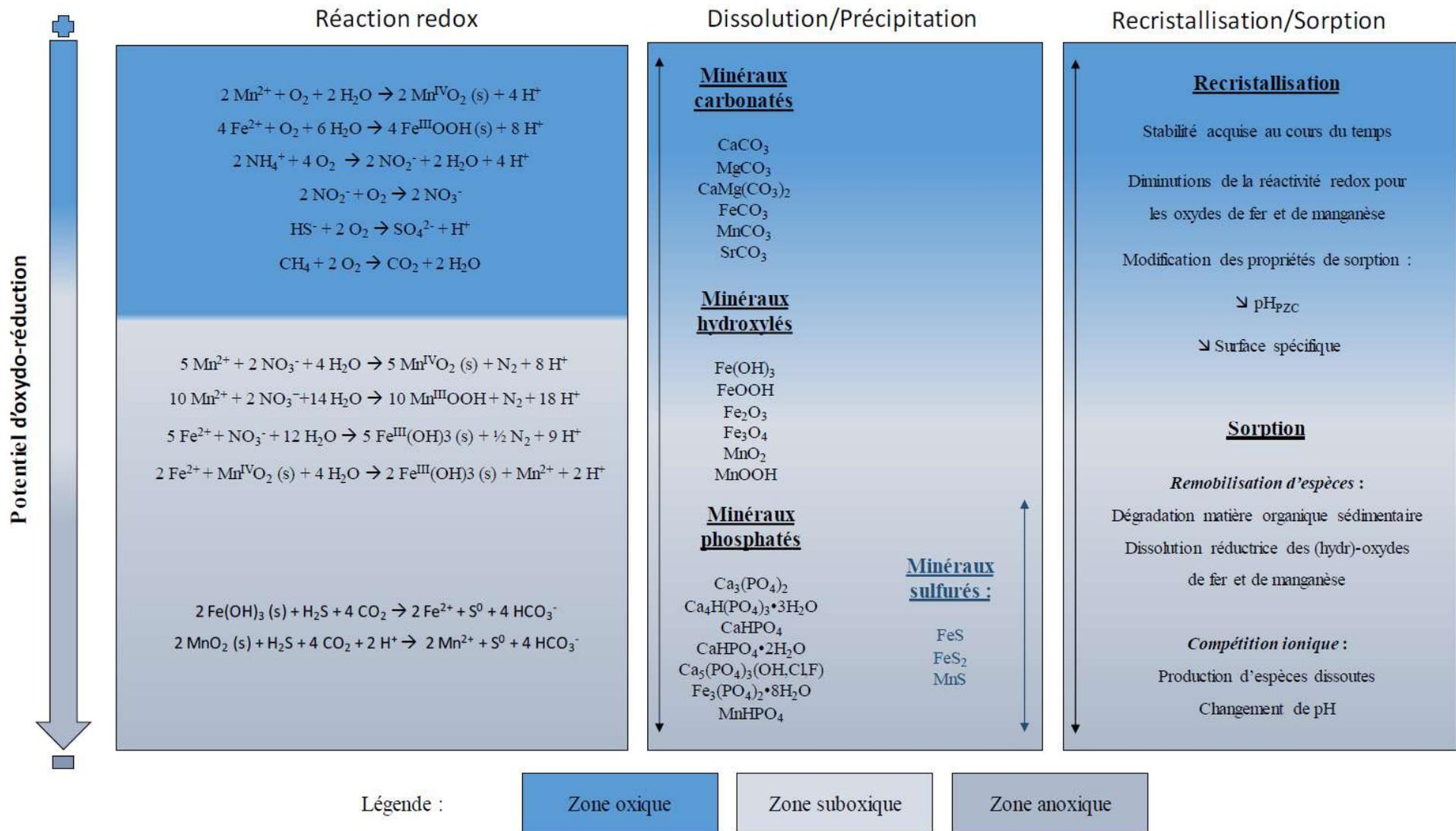


Figure 10. Réactions secondaires impliquant les produits des réactions de minéralisation de la matière organique sédimentaire (d'après [10]).

3.2.3 Rôle des micro-organismes

Les microorganismes tels que les bactéries jouent un rôle essentiel dans la transformation des composés métalliques et organométalliques associés à la matrice sédimentaire. Ainsi dans la zone anoxique des sédiments, les bactéries sulfato-réductrices (BSR) sont à l'origine de la dégradation de la matière organique. Les BSR sont des organismes anaérobies qui interviennent dans le cycle du soufre (figure 11). La réduction abiotique des sulfates étant limitée cinétiquement dans les conditions normales de température, la respiration microbienne utilisant les sulfates comme accepteurs d'électrons est un phénomène important du fait de la plus grande solubilité des sulfates dans l'eau par rapport au dioxygène [11]. Ainsi, la réduction des sulfates via la respiration microbienne est le processus le plus important dans la minéralisation de la matière organique des sédiments marins [12]. Par ailleurs, cette activité bactérienne entraîne la production de sulfures qui piègent certains éléments comme le fer par exemple, sous forme de sulfures métalliques.

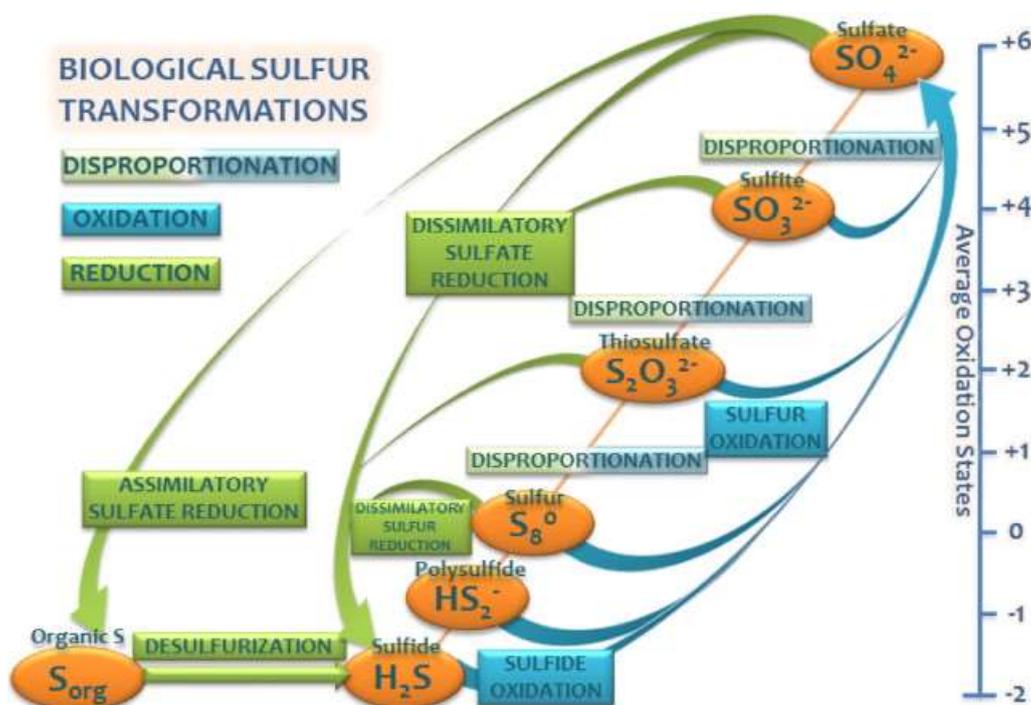


Figure 11. Transformations biologiques du soufre [13].

A l'interface des zones oxygène/anoxique, d'autres bactéries telles que les sulfo et ferroxydantes peuvent être responsables de l'oxydation directe ou indirecte des sulfures ou de certains éléments chimiques réduits à travers une action catalytique. La présence de carbonates dans les sédiments marins rend le milieu souvent tamponné à des pH neutres, ce qui permet le développement des bactéries modérément acidophiles ou neutrophiles sulfoxydantes telles que *Thiobacillus thioparus*, *Thiobacillus intermedius* ou *Thiomonas intermedia* [14]. Ces bactéries sont capables de métaboliser principalement les composés du soufre oxydés à des états intermédiaires mais pas les pyrites [15]. Par conséquent, elles ne catalysent pas directement l'oxydation des sulfures mais produisent l'acidité qui peut permettre la croissance de populations acidophiles responsables de l'oxydation des sulfures [16],[17].

Ainsi, certaines bactéries autochtones sont capables d'entraîner des conditions qui peuvent favoriser la mobilisation des éléments traces métalliques et métalloïdes, que ce soit par une action directe sur les composés sulfurés ou par l'oxydation de produits secondaires à l'origine de la production d'acide sulfurique. En l'absence de carbonates, ce phénomène d'acidification du milieu contribue à la remobilisation des éléments traces métalliques et métalloïdes [18].

3.3 Le projet ASEDMAR : « Arsenic dans les sédiments marins: Modélisation couplée Biogéochimie-Ecotoxicologie-Biodisponibilité »

3.3.1 Contexte et objectifs

Le projet ASEDMAR (« Arsenic dans les sédiments marins : Modélisation couplée Biogéochimie-Ecotoxicologie-Biodisponibilité ») est un projet de recherche fondamentale qui a été coordonné par le BRGM, associant l'Université de Nice Sophia-Antipolis (LRSAE et ECOMERS-INSERM), l'Université de Strasbourg et UT2A (Ultra Traces Analyses Aquitaine). Il a bénéficié d'une aide de l'ANR sur la période 2008-2012. Dans le cadre de ce projet, une attention particulière a été portée à l'arsenic en raison de ses propriétés intrinsèques: toxicité, persistance, bioaccumulation, importance des apports en milieu côtier. En effet, en termes d'impact sur la santé humaine, l'arsenic constitue un cas unique car les preuves obtenues concernant ses effets potentiels proviennent d'études épidémiologiques effectuées sur de larges populations exposées à cet élément toxique à travers la consommation d'eau polluée [19]. Il est maintenant prouvé que l'arsenic ingéré sur de longues périodes à faible dose, augmente le risque de développement de kératoses, de différents types de cancers (de la peau, du poumon, de la vessie), des désordres du système vasculaire.

L'impact potentiel sur la santé humaine de la présence d'arsenic sur le littoral Sud de Marseille a fait l'objet d'une étude détaillée [6]. Cette étude a mis en évidence une teneur élevée en arsenic dans les sédiments côtiers (jusqu'à 648 mg/kg), les moules et les oursins, et l'évaluation du risque sanitaire pour les populations indique un dépassement des valeurs seuils pour l'effet cancérigène de l'arsenic à travers la consommation des moules.

L'enjeu du projet ASEDMAR était de contribuer à la compréhension de la dispersion de l'arsenic, introduit par les activités humaines dans le milieu marin, dans l'objectif de préserver les ressources d'un écosystème d'importance majeure. Le cycle biologique marin de l'arsenic est assez bien documenté au niveau du plancton et des organismes supérieurs, et le rôle important joué par le phytoplancton et le zooplancton au niveau du transfert de l'arsenic dissous vers la chaîne trophique a été démontré [20], [21], [22]. Les principales espèces arsénées mises en évidence dans l'eau de mer et les eaux interstitielles des sédiments marins sont As(III), As(V) et des espèces méthylées [23],[24],[25],[26]. Cependant, la solubilité de l'arsenic dans des sédiments anaérobies est susceptible d'être affectée par la formation de complexes thioarséniés dont la quantification en milieu marin n'a pas été optimisée [27]. La stratégie de ce projet était donc d'acquérir et d'intégrer un maximum d'informations (bio)-géochimiques et écotoxicologiques dans le but de mieux appréhender le comportement d'un unique élément particulièrement toxique et cancérigène, l'arsenic. Dans le cadre de ce projet, mes travaux ont porté plus particulièrement sur la caractérisation de la spéciation et de la toxicité de l'arsenic dans les sédiments prélevés sur les sites portuaires de l'Estaque (Bouches du Rhône, 13) et de Saint Mandrier (Var, 83). Ces travaux ont fait l'objet de deux articles majeurs publiés dans des revues internationales de rang A :

1. Yannick Mamindy-Pajany, Philippe Bataillard, Fabienne Séby, Catherine Couzet, Anne Moulin, Anne-Gwenaëlle Guezennec, Charlotte Hurel, Nicolas Marmier, Fabienne Battaglia-Brunet. (2012) Arsenic in marina sediments from the Mediterranean coast: speciation in the solid phase and solubility linked to the formation of thio-arsenic complexes. *Soil and Sediment Contamination : An International Journal* 22, 984-1002.
2. Yannick Mamindy-Pajany, Charlotte Hurel, Florence Geret, Nicolas Marmier, Fabienne Battaglia-Brunet, Michèle Roméo. (2013) Arsenic in marine sediments from French Mediterranean ports: geochemical partitioning, bioavailability and ecotoxicology. *Chemosphere* 90, 2730-2736.

3.3.2 Sites d'étude et caractérisation initiale

Echantillonnage et caractérisation des phases solides

Deux sites de prélèvement ont été sélectionnés en début de projet : un site pollué par de l'arsenic et un site « témoin » dont les sédiments contiennent peu d'arsenic. Les sédiments riches en arsenic ont été prélevés dans le port de l'Estaque à Marseille (figure 12), et les sédiments « témoin » à faible teneur en arsenic dans le port de Saint Mandrier (figure 13). Deux campagnes d'échantillonnage ont été réalisées, la première Mars 2009 et la seconde en Septembre 2009.



Figure 12. Photographies de la campagne de prélèvement des sédiments sur le site de l'Estaque (Marseille, Bouches du Rhône).



Figure 13. Photographies de la campagne de prélèvement des sédiments sur le site de Saint Mandrier

Au niveau des deux sites sélectionnés, trois typologies de sédiments ont été prélevées : des sédiments de surface (0-10 cm), des sédiments de sub-surface (10-20 cm), et des carottes sédimentaires (0-60 cm). Les analyses chimiques ont confirmé que les concentrations en arsenic et en plusieurs autres substances polluantes (plomb, zinc, organo-étains et hydrocarbures totaux) sont significativement plus élevées sur le site de l'Estaque qu'à St-Mandrier (tableau 11).

La concentration élevée en arsenic sur le site de l'Estaque est liée à des activités industrielles installées depuis plus d'un siècle dans ce quartier de Marseille. Sur ce site, l'activité industrielle a démarré en 1883 par la production d'acide sulfurique, puis la production métallique à partir de sulfures métalliques de smaltite $[\text{Co,Fe,Ni}]\text{As}_2$, puis le site a été utilisé pour la production d'arséniate de plomb et de calcium pour enfin être exclusivement dédié à la production d' As_2O_3 à partir d'arsénopyrite et de pyrite (ceci jusqu'à nos jours). Ce site a fait l'objet d'une étude minéralogique et géochimique détaillée [28]. Les résultats de cette étude ont révélé que l'arsenic est présent dans des phases secondaires de type arséniate de calcium $[\text{CaHAsO}_4$ plus ou moins hydraté] et arséniate de Ca-Mg $[(\text{Ca,Mg})_3(\text{AsO}_4)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}]$. En effet, l'arsenic provenant des dépôts de déchets (contenant pyrite, arsénopyrite, As_2O_3 et hématite), il est transporté par le ruissellement des eaux météoriques sous les formes dissoutes H_2AsO_4^- et HAsO_4^{2-} et particulaires As_2O_3 et scorodite ($\text{FeAsO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$). C'est l'interaction des eaux de ruissellement chargées en arsenic avec le calcaire qui serait à l'origine de la précipitation des arsénates de Ca et de Ca-Mg. Ainsi, l'arsenic entrerait dans le milieu marin sous forme d'As (V) lors du lessivage des sols, l'arsenic particulaire sous forme d'oxyde (As_2O_3) ou co-précipité avec le fer et/ou les sulfures constitueraient également une source possible de pollution. Les flux d'arsenic comportent donc des formes chimiques variés allant du degré d'oxydation (-I) pour l'arsenic éventuellement coprécipité dans l'arsénopyrite jusqu'aux degrés (III) et/ou (V) dans les principales phases porteuses identifiées.

Tableau 11. Concentrations chimiques (exprimées en mg/kg de matière sèche) dans les sédiments de Saint Mandrier et de l'Estaque dans les échantillons de surface (0-10 cm) (S) et de profondeur (10-20 cm) (P) collectés en mars 2009. Les niveaux N1 et N2 de l'arrêté du 09 août 2006 sont reportés pour les paramètres réglementés.

Polluants	Unités	EST S	EST P	SM S	SM P	N1	N2
As total	mg kg ⁻¹	194	199	10	12,1	25	50
Cd	mg kg ⁻¹	0,3	0,4	-	-	1,2	2,4
Cu	mg kg ⁻¹	278	273	220	194	45	90
Ni	mg kg ⁻¹	20	24	15	19	37	74
Pb	mg kg ⁻¹	329	412	110	108	100	200
Zn	mg kg ⁻¹	375	463	221	209	276	552
HCT	mg kg ⁻¹	1 141	1 646	588	250	-	-
∑PAHs	mg kg ⁻¹	2,3	5,9	1,2	0,3	-	-
∑PCBs	mg kg ⁻¹	0,12	0,16	0,10	0,10	-	-
TBT	µg kg ⁻¹	374	59	179	43	100	400
DBT	µg kg ⁻¹	224	63	142	32	-	-
MBT	µg kg ⁻¹	347	39	197	37	-	-

La présence des formes arsénobétaïne ou arsénocholine dans les sédiments étudiés étant très peu probable, le protocole d'extraction retenu par le laboratoire UT2A pour extraire les formes chimiques de l'arsenic utilise l'acide phosphorique comme agent extractant, ce qui permet de privilégier la solubilisation des formes inorganiques et méthylées de l'arsenic. Ces espèces sont ensuite séparées sur colonne échangeuse d'anions puis détectées en ligne par ICP-MS. Les chromatogrammes obtenus pour une solution étalon et un extrait de sédiment sont présentés dans la figure ci-après.

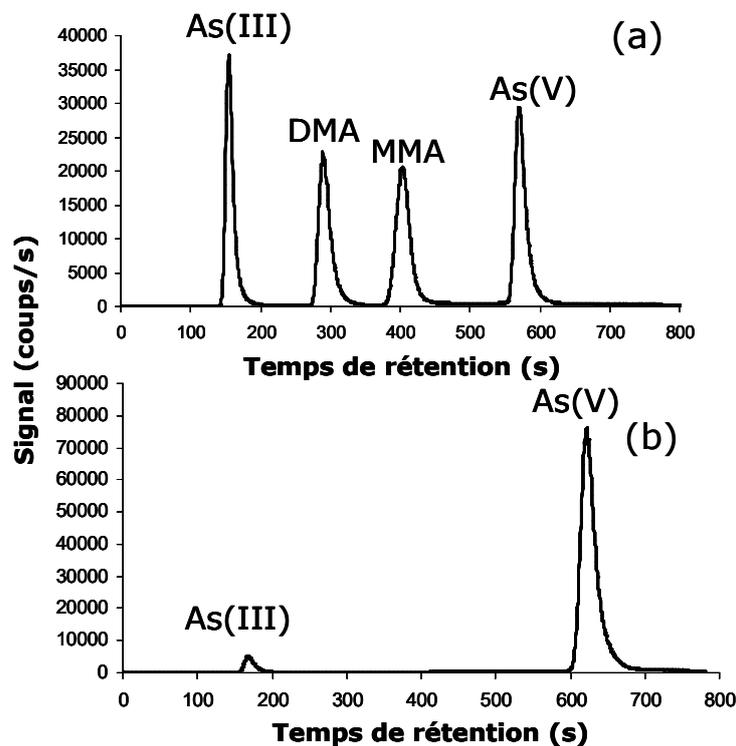


Figure 14. Chromatogrammes obtenus par HPLC-ICP-MS d'une solution étalon contenant $20 \mu\text{g. L}^{-1}$ d'As (III), DMA, MMA et As (V) (a) et d'un extrait de sédiment brut (b) – (colonne échangeuse d'anions PRPX 100, gradient d'éluion tampon phosphate de 6,25 à 25 mmol.L^{-1}).

La comparaison des chromatogrammes obtenus pour l'ensemble des échantillons prélevés sur le site de l'Estaque et de Saint Mandrier a montré que seules les espèces inorganiques de l'arsenic sont présentes. Aucune trace de formes méthylées (MMA et DMA) n'a été mise en évidence, ce qui indique une faible activité de méthylation par les microorganismes présents dans le sédiment. Toutefois, des différences dans la répartition des espèces de l'arsenic inorganique ont été constatées en fonction des sites d'étude (figure 15). Ainsi, l'arsenic est majoritairement présent sous forme d'As(III) dans le sédiment de l'Estaque tandis que la forme As(V) prédomine dans le sédiment de Saint Mandrier (figure 15). Il faut également noter une quantité plus importante d'As(III) dans les échantillons prélevés en profondeur (10-20 cm) sur les deux sites d'étude, ce qui suggère l'existence d'un gradient rédox au sein de la colonne sédimentaire. L'influence des réactions rédox sur la spéciation de l'arsenic est relative bien décrite dans la littérature [10]. Les principaux couples rédox impliqués dans la spéciation de l'arsenic sont : $\text{O}_2/\text{H}_2\text{O}$, Mn(IV)/Mn(II) , NO_3^-/N_2 , $\text{NO}_3^-/\text{NO}_2^-$, Fe(III)/Fe(II) , $\text{SO}_4^{2-}/\text{HS}^-$ et CO_2/CH_4 . Dans la figure 16, l'échelle des potentiels rédox montre qu'à pH 7 les oxydants potentiels de l'As(III) sont O_2 , MnO_2 et NO_3^- tandis que HS^- , CH_4 , Fe^{2+} sont les principaux agents réducteurs d'As(V) (figure 16).

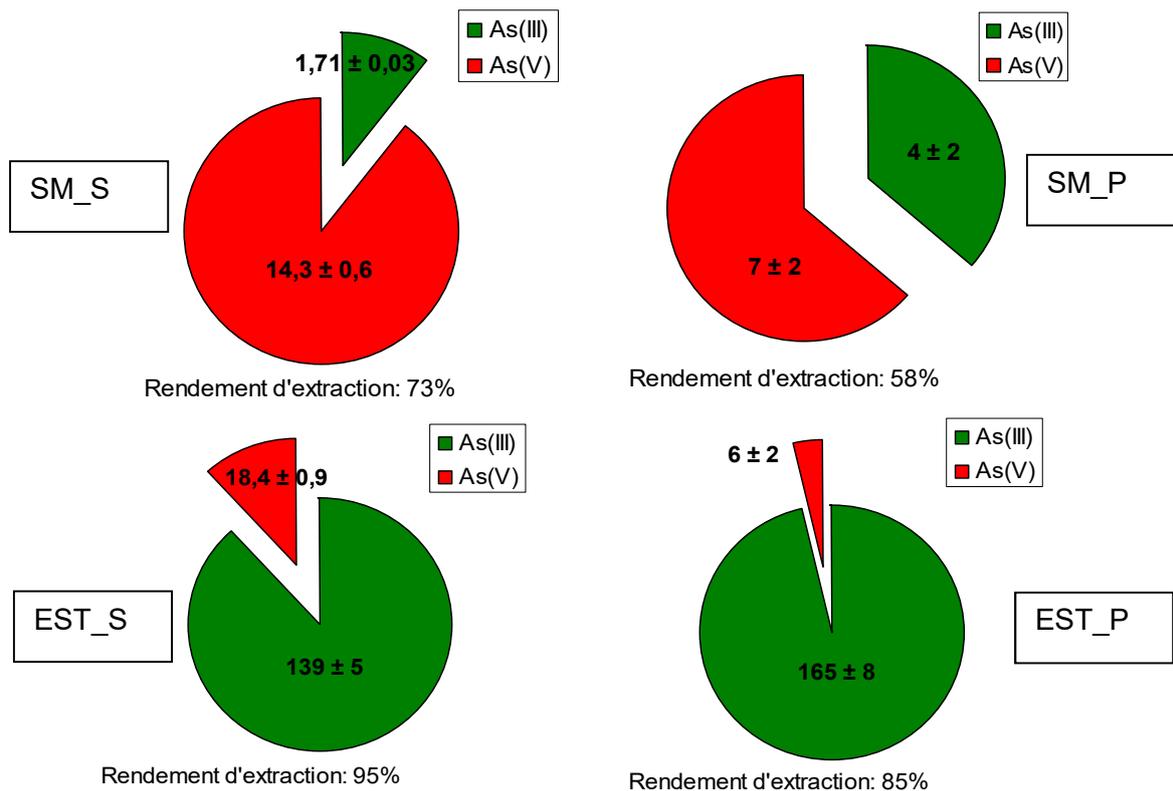


Figure 15. Spéciation de l'arsenic dans les sédiments de l'Estaque (EST) et de Saint Mandrier (SM) en surface (0-10 cm) (S) et en profondeur (10-20 cm) (P).

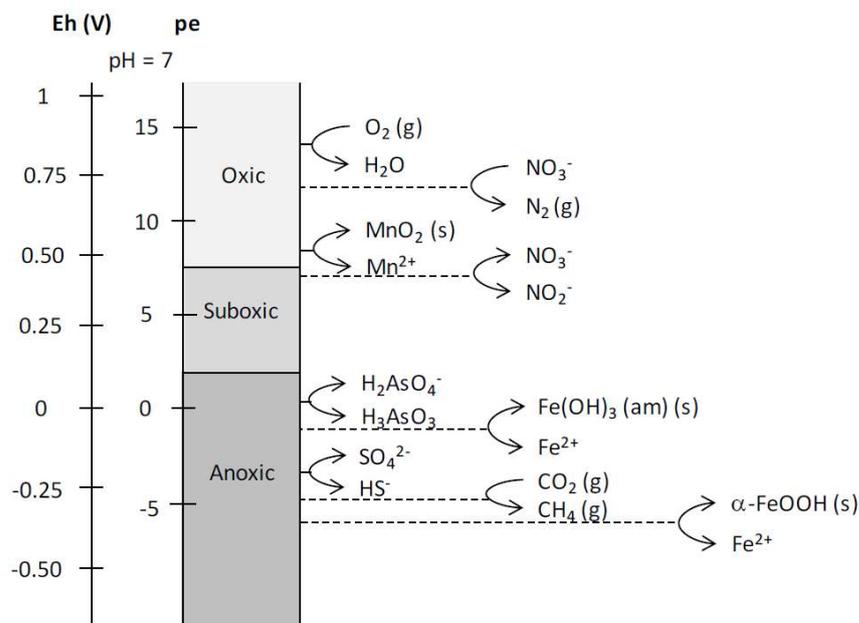


Figure 16. Diagramme des couples rédox pertinents dans les milieux aquatiques naturels. Les valeurs de Eh et pE (avec $Eh = 0,059pE$) ont été calculées à pH 7 avec des concentrations dissoutes égales à 1M pour l'ensemble des constituants sauf pour Fe²⁺ (10⁻⁵ M) et CO₃²⁻ (3.10⁻³ M). Modifié par [29] à partir de [30].

Le rendement indiqué dans la figure 15 montre que la somme des teneurs en espèces chimiques de l'arsenic est inférieure à la concentration totale mesurée dans les sédiments de Saint Mandrier et de l'Estaque. Ce résultat peut s'expliquer par la présence d'arsenic co-précipité dans des phases récalcitrantes ($[\text{Co,Fe,Ni}]\text{As}_2$ et As_2O_3) qui conduirait à sous estimer la teneur en As(III) lors de l'extraction à l'acide phosphorique [31].

Composition des eaux interstitielles des carottes sédimentaires

Les eaux interstitielles des carottes sédimentaires de la campagne de prélèvement de mars 2009 ont été échantillonnées en laboratoire afin d'en déterminer leur composition chimique (tableau 12). Les résultats indiquent que la concentration en carbone inorganique dissous est deux fois plus élevée dans l'échantillon d'eau interstitielle du site de l'Estaque que dans celui de Saint Mandrier. Cette observation suggère l'existence de réactions biologiques de minéralisations de la matière organique et/ou de processus de dissolution de minéraux carbonatés (tableau 13).

Un gradient en sulfates est mis en évidence dans les eaux interstitielles de l'Estaque avec la présence d'ions sulfures et thiosulfates produits lors de la sulfato-réduction, ce phénomène n'est pas observé pour Saint Mandrier. Ces données chimiques suggèrent donc l'existence d'une activité sulfato-réductrice plus active dans la carotte sédimentaire du site de l'Estaque qui serait lié à l'apport de matières organiques facilement biodégradables telles que les hydrocarbures [32]. Contrairement au site de Saint Mandrier où une activité de réduction du fer est observée avec la profondeur de la carotte sédimentaire, un faible niveau de fer dissous est détecté dans les eaux interstitielles de l'Estaque ce qui s'explique par la présence des sulfures qui sont susceptibles de piéger le fer dissous par précipitation dans des composés de type FeS ou FeS_2 . L'étude de la composition chimique des eaux interstitielles a permis de mettre en évidence que le potentiel rédox de la colonne sédimentaire était principalement contrôlé par la réduction du fer à Saint Mandrier alors que la sulfato-réduction est plus prononcée à l'Estaque.

Tableau 12. Concentrations en carbone, fer, manganèse, et des formes chimiques du soufre dans les eaux interstitielles des carottes prélevées sur les sites de Saint Mandrier et de l'Estaque lors de la campagne de Mars 2009.

Paramètres	Carbone inorganique	Carbone organique	Thio-sulfates	Sulfates	Sulfures	Fer total	Mn total	As total	Pb
Unités	mg l ⁻¹	mg l ⁻¹	mg l ⁻¹	mg l ⁻¹	mg l ⁻¹	mg l ⁻¹	µg l ⁻¹	µg l ⁻¹	µg l ⁻¹
Estaque haut (1)	129	5,7	30	5220	-	-	20	97	-
Estaque haut (2)	155	5,3	52	2890	10	-	24	653	1,4
Estaque milieu (1)	121	-	8	2620	9	-	5	508	-
Estaque milieu (2)	107	-	30	2750	10	-	7	1394	-
Estaque bas (1)	152	13,3	21	2410	9	-	1	1045	-
Estaque bas (2)	162	60	60	2360	8	-	2	1796	1,2
St Mandrier haut	61	8,5	-	3070	-	3,47	29	8	-
St Mandrier bas	30	23,5	-	3170	-	0,23	8	3	1,1

Tableau 13. Valeurs du pH et Eh (potentiel rédox) des sédiments stockés sous atmosphère inerte (N₂) et principaux minéraux détectés en diffraction des rayons X (DRX).

Echantillons de Mars 2009	pH	Eh mV	Minéralogie
Estaque 0 – 10 cm	7.53	- 75	Calcite, quartz, dolomite, aragonite*, pyrite*, stratified smectite/chlorite, chlorite, illite and/or mica, kaolinite
Estaque 10 – 20 cm	7.44	- 125	Calcite, quartz, dolomite, pyrite*, stratified smectite/chlorite, chlorite, illite and/or mica, kaolinite
St Mandrier 0 – 10 cm	7.67	- 76	Quartz, halite, plagioclase, calcite*, microcline*, aragonite*, pyrite*, stratified smectite/chlorite, illite, kaolinite
St Mandrier 10 – 20 cm	7.54	- 70	Quartz, calcite, aragonite*, pyrite, plagioclase, illite, kaolinite, vermiculite

*Minéraux détectés à l'état de traces

Parmi les éléments traces recherchés dans les eaux interstitielles, seuls le plomb et l'arsenic ont été détectés dans l'ensemble des échantillons. Les faibles concentrations en plomb et l'absence d'autres éléments chimiques (Zn, Cd, Pb, Cu) dans les eaux interstitielles du sédiment de l'Estaque s'expliquent par leur piégeage dans des composés sulfurés métalliques insolubles en absence d'oxygène [33], [34]. De plus, la forte teneur en matière organique particulaire dans le sédiment de l'Estaque contribue à la rétention de ces éléments chimiques [35]. La concentration totale en arsenic dissous est 10 à 100 fois plus élevée dans les eaux interstitielles de l'Estaque que de Saint Mandrier, cela pourrait s'expliquer par un contenu total élevé en arsenic et l'activité sulfato-réductrice favorisant la formation de complexes thio-arséniés solubles en présence de sulfures [36]. Ainsi, la mobilité de l'arsenic augmente avec la profondeur de la carotte sédimentaire en lien avec la diminution des concentrations en sulfates. Ce processus rédox provoquerait également l'augmentation de la proportion d'As(III) dans la phase particulaire de la matrice sédimentaire de l'Estaque (cf. figure 15 et tableau 12) en imposant des conditions physico-chimiques favorables à la formation d'As(III). Ce mécanisme est en accord avec les résultats disponibles dans la littérature dont une synthèse a été publiée récemment (cf. figure 17) [29]. Toutefois, certains travaux mentionnent un rôle possible des bactéries dans la réduction de As(V) en As(III) dans les phases liquide et solide, ainsi que dans l'oxydation des formes réduites As(-I) et As(II) piégés dans les minéraux arséniés. Il convient donc de ne pas écarter une possible réduction biologique de As(V) en As(III) via les processus de respiration bactérien, ceci d'autant plus que le BRGM a mis en évidence l'existence de bactéries capables de réaliser ce type de processus dans le sédiment de l'Estaque. En complément des processus de transformations chimiques, les réactions biologiques contribueraient à expliquer la prédominance de la forme chimique As(III) dans la phase solide des échantillons de l'Estaque (figure 15).

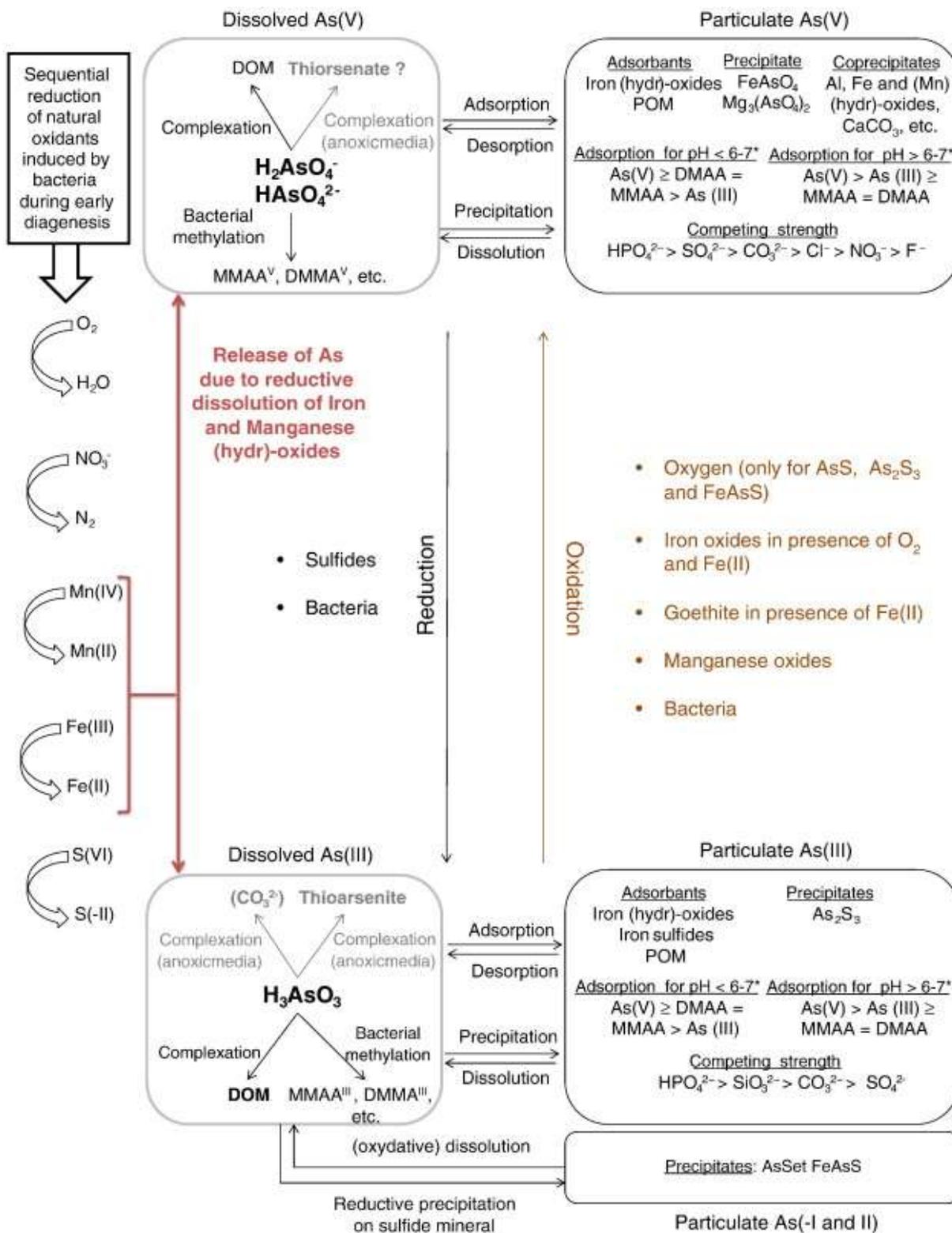


Figure 17. Résumé des réactions impliquant l'arsenic dans les sédiments de surface durant la diagenèse précoce. Abréviations : DOM : dissolved organic matter ; POM : particulate organic matter ; $MMAA^V$: monomethyl As(V) acid ; $DMMA^V$: dimethyl As(V) acid ; * résultats obtenus sous des conditions oxygènes (d'après [29]).

3.3.3 Spéciation de l'arsenic dans les eaux interstitielles

La présence simultanée de sulfures libres et de concentrations relativement élevées d'arsenic dans les carottes prélevées sur le site de l'Estaque en mars 2009 suggèrent l'existence d'espèces thioarséniées. Ces espèces ont donc été recherchées dans les carottes prélevées lors de la campagne de septembre 2009. Ces complexes étant très instables, sensibles à l'oxygène et au pH, les sédiments ont été échantillonnés et manipulés sous atmosphère d'azote et analysés rapidement (figure 18).

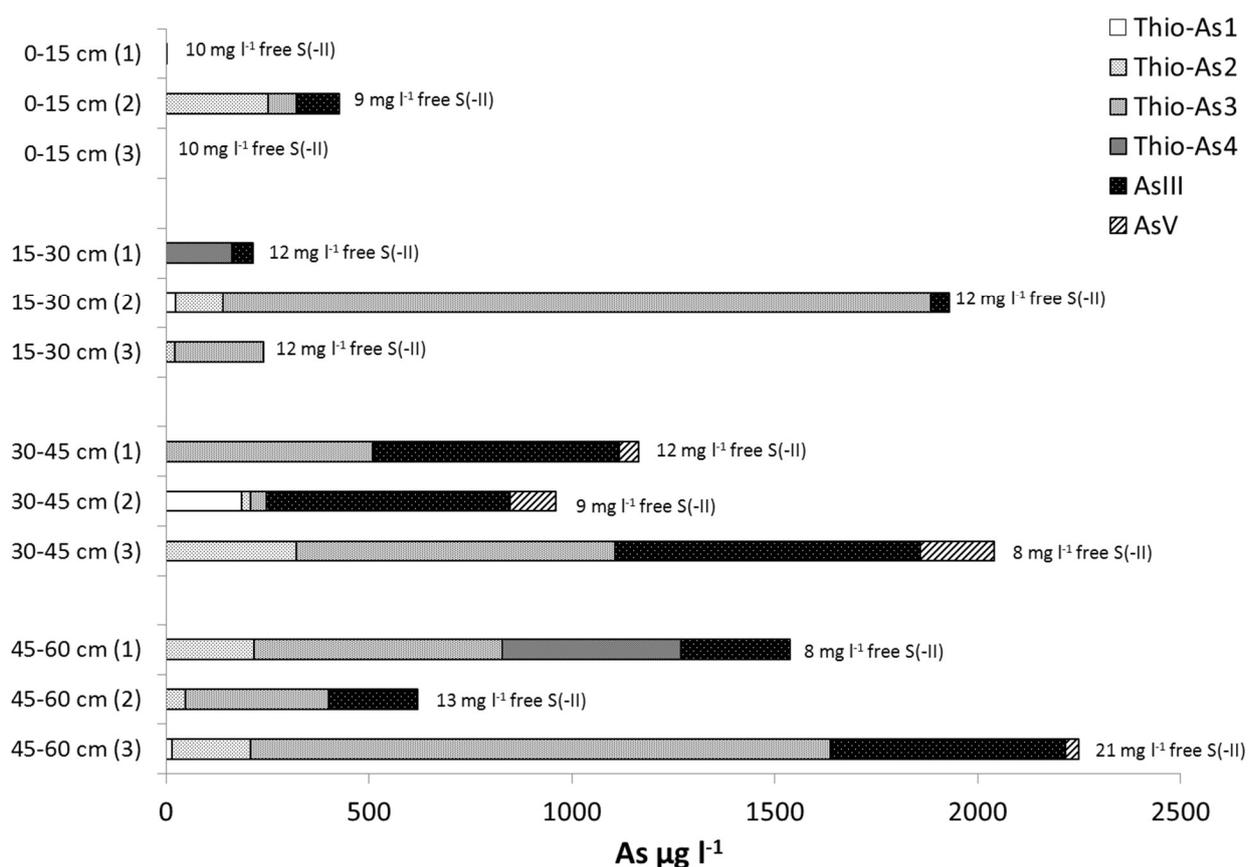


Figure 18. Quantification des sulfures et des différentes espèces arséniées dans les eaux interstitielles de 3 carottes sédimentaires prélevées sur le site de l'Estaque en septembre 2009. Thio-As1 : Monothioarsénates ; Thio-As2 : Dithioarsénates ; Thio-As3 : Trithioarsénates ; Thio-As4 : Tétrathioarsénates.

La concentration en sulfures est en moyenne de l'ordre de 10 mg/L dans presque toutes les eaux interstitielles extraites des trois carottes sédimentaires de l'Estaque. L'espèce inorganique non complexée la plus souvent observée est As(III), tandis que l'As(V) est détectée dans certains échantillons. Des espèces thio-arsénates ont été détectées dans tous les échantillons sauf dans deux des trois échantillons de la couche supérieure. Les espèces les plus fréquemment présentes sont les formes dithioarsénates et trithioarsénates. Leurs concentrations sont fréquemment supérieures à 100 µg/L et parfois supérieures à 1 mg/L. Ces résultats ont permis de confirmer l'hypothèse émise dans la section précédente, à savoir que les complexes thio-arséniés sont des espèces majeures d'arsenic dans l'eau interstitielle du sédiment de l'Estaque.

Le projet ASEDMAR a donc permis de montrer, pour la première fois, que les espèces thioarsenic peuvent être des espèces dominantes d'arsenic dans les eaux interstitielles de sédiments portuaires pollués. Ces résultats sont en bon accord avec les résultats de la littérature scientifique démontrant que les oxythioanions peuvent se former dans une large gamme de pH dans les eaux sulfurés, en particulier le complexe de sulfure d'As(V) qui peut dominer la spéciation de l'arsenic dans les eaux interstitielles par leur grande stabilité thermodynamique [37],[38],[39].

La formation du complexe thio-arsenic peut réduire la toxicité potentielle de l'arsenic [40], [41], mais elle contribue également à augmenter par diffusion le transfert de l'arsenic du sédiment vers la colonne d'eau où le contact avec l'oxygène peut dissocier les complexes et produire des formes inorganiques simples d'As(V) ou As(III) (figure 17).

3.3.4 Détermination des phases porteuses de l'arsenic

Pour acquérir des informations sur les phases porteuses de l'arsenic au sein de la matrice sédimentaire, des méthodes destructives qui visent la dissolution sélective à l'aide d'un réactif adapté à chaque compartiment constitutif des sédiments, sont proposés dans la littérature, avec le double objectif de quantifier ce compartiment (proportion dans l'échantillon solide) et caractériser sa capacité de piégeage de l'arsenic [29]. Il est reconnu que l'association stricte d'un compartiment d'un sédiment ou d'un sol avec un réactif donné n'existe pas mais il faut reconnaître à cette approche une sélectivité malgré tout intéressante pour caractériser les grandes tendances concernant la spéciation des polluants. D'autre part, ces méthodes d'extractions chimiques séquentielles présentent une grande sensibilité (équivalente ou supérieure aux méthodes physiques) et sont encore très utilisées dans les programmes de recherche. En effet, elles ont l'avantage d'avoir une sensibilité suffisante pour quantifier des concentrations de l'ordre de quelques mg kg^{-1} de matière sèche. Tessier et al. [42] fournissent une procédure de base pour l'extraction des éléments traces métalliques dans les sols. Cependant, cette méthode a été conçue pour l'extraction des éléments traces cationiques, qui peuvent être associés à un cortège de phases solides différent des oxyanions tel que l'arsenic. La procédure proposée par Keon et al. [43] a été sélectionnée dans le cadre du programme ASEDMAR car elle utilise des méthodes développées pour extraire spécifiquement l'arsenic (tableau 15). Les réactifs sont ajoutés aux échantillons dans un ordre séquentiel de l'étape S1 à S8, avec récupération du surnageant après chaque étape. Les échantillons sont lavés avec l'eau Milli-Q entre chaque extraction pendant 30 min. Les concentrations mesurées dans la phase de lavage à l'eau sont additionnées aux fractions mesurées dans les étapes correspondantes (S1 à S8) conformément au tableau 14.

Les résultats des extractions séquentielles indiquent que la fraction d'arsenic adsorbée (fractions extraites dans les étapes S1 et S2) est similaire dans les deux sédiments étudiés et représentent environ 30% de la concentration totale en arsenic (tableau 15). L'arsenic serait faiblement lié par un processus d'adsorption non-spécifique à la matrice sédimentaire de Saint Mandrier alors qu'il est spécifiquement adsorbé à celle de l'Estaque. L'arsenic peut s'adsorber sur diverses phases solides rencontrés dans les sédiments : Al, Fe, Mn (hydr)-oxydes, les argiles et la matière organique. La distribution entre les phases liquide et solide est fonction de la concentration en arsenic et de sa forme chimique, des ions compétiteurs, du pH et des propriétés d'adsorption des surfaces solides [44],[45],[46]. Dans le cas des sédiments étudiés, il semblerait que la spéciation de l'arsenic soit responsable de la différence de comportement observée. En effet, le sédiment de l'Estaque étant essentiellement composé d'As(III), l'échange anionique non spécifique par des ions compétiteurs tels que les chlorures ne permet pas de mobiliser cette forme chimique de charge nulle (H_3AsO_3^0 , $\text{pK}_a = 9.2$) au pH de l'extraction réalisée lors de l'étape S1.

Tableau 14. Procédure d'extraction séquentielle utilisée pour la caractérisation des compartiments porteurs de l'arsenic dans les sédiments bruts de l'Estaque et de Saint Mandrier [43]

Fractions	Etape	Extractants	Phases porteuses ciblées	Mécanismes possibles
S1	Mg	1 M MgCl ₂ , pH8, 2h, 25°C 2 répétitions + 1 lavage à l'eau	As lié ioniquement	Echange anion de Cl pour As, possible complexation Mg-As
S2	PO ₄	1M NaH ₂ PO ₄ , pH5, 16 et 24 h 1 répétition pour chaque durée +1 lavage à l'eau	As fortement adsorbé	Echange d'anions de PO ₄ pour AsO ₄ et AsO ₃
S3	HCl	1 N HCl, 1h, 25°C 1 répétition + 1 lavage à l'eau	As coprécipité avec les AVS ¹⁶ , carbonates, Mn oxydes et Fe oxyhydroxydes très amorphes	Dissolution des protons, Fe-Cl complexation
S4	Ox	0.2 M oxalate/acide oxalique ammonium, pH3, 2h, 25°C à l'abri de la lumière 1 répétition + 1 lavage à l'eau	As coprécipité avec Fe oxyhydroxydes amorphes	Les ligands favorisent la dissolution
S5	Ti	0,05 M Ti(III)-citrate-EDTA-bicarbonate, pH 7, 2h, 25°C 2 répétitions + 1 lavage à l'eau	As coprécipité avec Fe oxyhydroxydes cristallins	Réduction de Fer (III) en Fer (II)
S6	HF	10 M HF, 1 et 24h, 25°C, 5 g acide borique à 16h 1 répétition pour chaque durée +1 lavage à l'eau portée à température d'ébullition	As oxydes As coprécipité avec silicates	Si-F coordination tétraédrique ; dissolution des oxydes
S7	HNO ₃	16 N HNO ₃ , 2h, 25°C 2 répétitions +1 lavage à l'eau	As coprécipité avec pyrite et As ₂ S ₃ amorphe	Oxydation des sulfures cristallins
S8	HNO ₃ à chaud	16 N HNO ₃ +30% H ₂ O ₂ Method EPA 3050B	Orpiment et minéraux d'As recalcitrants	Oxydation forte des sulfures et de la matière organique

En revanche, cette extraction permet de mobiliser les formes chimiques aqueuses chargées d'As(V), c'est à dire H₂AsO₄⁻ et HAsO₄²⁻, cela permet d'expliquer les teneurs mesurées dans l'échantillon de Saint Mandrier. Lors de l'extraction S2, l'adsorption spécifique de l'arsenic sur le sédiment de l'Estaque est mise en évidence via l'échange de H₃AsO₃⁰ avec les anions phosphates dont la chimie est proche des formes chimiques de l'arsenic. Dans la fraction S3, l'arsenic est uniquement mobilisé dans le sédiment de l'Estaque, ce qui confirme l'état sulfato-réducteur de ce sédiment et la réactivité du soufre présent dans sa matrice. Les résultats des autres étapes d'extraction montrent que l'arsenic est principalement lié à la phase solide puisque 70% de la concentration totale d'arsenic serait précipitée ou coprécipitée avec du fer, des silicates ou des sulfures dans les deux sédiments étudiés. L'arsenic associé aux (oxy)-hydroxydes de fer peut être estimé par la somme des fractions S4 et S5, il atteint respectivement 13% et 1,5% à Saint Mandrier et l'Estaque. Ce résultat met en évidence une part plus importante d' (oxy)-hydroxydes de fer dans la matrice sédimentaire de Saint Mandrier, ce qui est en bon accord avec nos conclusions précédentes sur les réactions biogéochimiques. L'arsenic coprécipité avec les silicates et la pyrite, les oxydes d'arsenic et As₂S₃, extraits dans les fractions S6 et S7, représentent une part importante de la concentration totale d'arsenic (43% pour l'Estaque et 54% pour Saint Mandrier).

¹⁶ Acid Volatile Sulfides : Sulfures acides volatiles

Parmi les phases solides mentionnées, l'oxyde d'arsenic (As_2O_3) (détecté sous forme particulaire dans les dépôts de déchets à l'origine de la pollution) et As_2S_3 (orpiment) semblent être les composés les plus probables bien que ceux-ci n'ont pas été détectés lors de l'analyse DRX¹⁷ et des observations MEB-EDS¹⁸.

L'étude des formes chimiques de l'arsenic réalisée par le BRGM par μXRF ¹⁹ et XANES²⁰ sur un sédiment de l'Estaque placé en conditions réductrices en microcosmes indique l'absence d'arsenic sous la forme d'arsénopyrite $[\text{Fe}(\text{II})\text{As}(-\text{I})\text{S}(-\text{I})]$ et de réalgar $[\text{As}(\text{II})\text{S}(-\text{II})]$ dans cette matrice et confirme la présence d'arsenic au degré d'oxydation (III) tel qu'il est observé dans les phases As_2S_3 et As_2O_3 .

Dans la dernière étape d'extraction, la concentration d'arsenic est 20 fois plus élevée dans l'Estaque que dans Saint Mandrier, ce qui suggère que l'arsenic est associé à des phases très insolubles. Dans le sédiment de l'Estaque, la formation d' As_2S_3 est vraisemblablement plus importante puisque des concentrations élevées en As(III) et en sulfures ont été détectées [47]. Cette fraction récalcitrante pourrait donc être composée de smaltite apportée sous forme particulaire dans le milieu marin au niveau du port de l'Estaque et d' As_2S_3 (orpiment).

Tableau 15. Répartition de l'arsenic dans les différentes fractions de la procédure d'extraction séquentielle appliquée aux sédiments de l'Estaque et de Saint Mandrier.

Fractions	Estaque		Saint Mandrier	
	As (mg kg^{-1})	As (%)	As (mg kg^{-1})	As (%)
S1	0,44	0,4	2,92	27
S2	28,95	29,4	0,55	5
S3	6,01	6,1	0,05	0,4
S4	0,51	0,5	0,07	0,7
S5	0,96	1,0	1,26	11,6
S6	16,25	16,5	3,14	29
S7	25,58	26	2,68	24,7
S8	19,82	20,1	0,17	1,6
Σ fractions	98,51	100	10,83	100

En conclusion, la répartition de l'arsenic dans les sédiments de l'Estaque et Saint Mandrier est significativement différente, ce qui peut être expliqué par les caractéristiques des formes chimiques de l'arsenic que l'on peut y retrouver mais aussi par les processus biogéochimiques dominants dans chacune des matrices. Ainsi une part mobile de l'arsenic, de l'ordre de 30% serait disponible via des interactions compétitives dans l'eau interstitielle (lorsque la colonne sédimentaire est en place) des sédiments de l'Estaque et de Saint Mandrier. Par la présence d'une fraction non négligeable d'arsenic associée aux sulfures volatiles, le sédiment de l'Estaque semble être une source d'arsenic pour la colonne en cas d'oxydation, par exemple lors de la remise en suspension des sédiments. Les espèces d'arsenic présentes dans la fraction récalcitrante représentent une part non négligeable de concentration totale mesurée dans le sédiment de l'Estaque et présentent peu de chance de réintégrer la phase aqueuse en cas de modifications des conditions physico-chimiques.

¹⁷ Diffraction des rayons X

¹⁸ Microscopie Electronique à Balayage équipée d'une sonde à dispersion d'énergie

¹⁹ $\mu\text{X-Ray}$ Fluorescence

²⁰ X-ray Absorption Near Edge Structure

3.3.5 Ecotoxicité des sédiments bruts et des formes chimiques de l'arsenic

Les principaux résultats obtenus sur la caractérisation écotoxicologique des sédiments ont fait l'objet d'un article paru dans la revue *Chemosphere* en 2013 [48]. Deux bio-essais ont été utilisés pour étudier la toxicité des sédiments bruts : le test microtox phase solide et le test d'embryotoxicité sur larves d'huître. Ces tests sont recommandés dans le cadre de la caractérisation de l'impact des déblais de dragage dans un scénario d'immersion en milieu marin. Dans le test d'embryotoxicité sur larves d'huître une très forte toxicité est mise en évidence des pourcentages d'anomalies larvaires supérieures à 50% pour l'ensemble des échantillons (figure 19). Cette réponse toxique forte et assez peu variable entre les échantillons de l'Estaque et de Saint Mandrier s'explique par des contaminants communs aux deux sites, en particulier le cuivre, le zinc et les organoétains. Avec le test Microtox phase solide, les échantillons de l'Estaque sont significativement plus toxiques que ceux de Saint Mandrier (tableau 16), ce qui signifie que ce test permet de discriminer la toxicité des deux matrices sédimentaires et a priori de détecter l'impact de la pollution à l'arsenic dans les échantillons de l'Estaque. D'autre part, on note une toxicité significativement plus importante dans les sédiments de l'Estaque prélevés lors de la deuxième campagne d'échantillonnage au mois de septembre 2009. Ce résultat confirme la tendance observée dans le test sur larve d'huître avec une meilleure discrimination du niveau de toxicité des échantillons du même site. Ce test est effectué à partir d'une suspension de sédiments non filtrée, les contaminants sont disponibles via les fractions dissoute et solide. Ce mode d'exposition semble jouer un rôle déterminant dans le pouvoir discriminant de ce test, toutefois il convient de préciser que des interférences liées à la présence de facteurs confondants (teneurs en sulfures, oxygène, ammoniac, salinité, particules fines, etc.) peuvent induire des artéfacts dans les réponses mesurées.

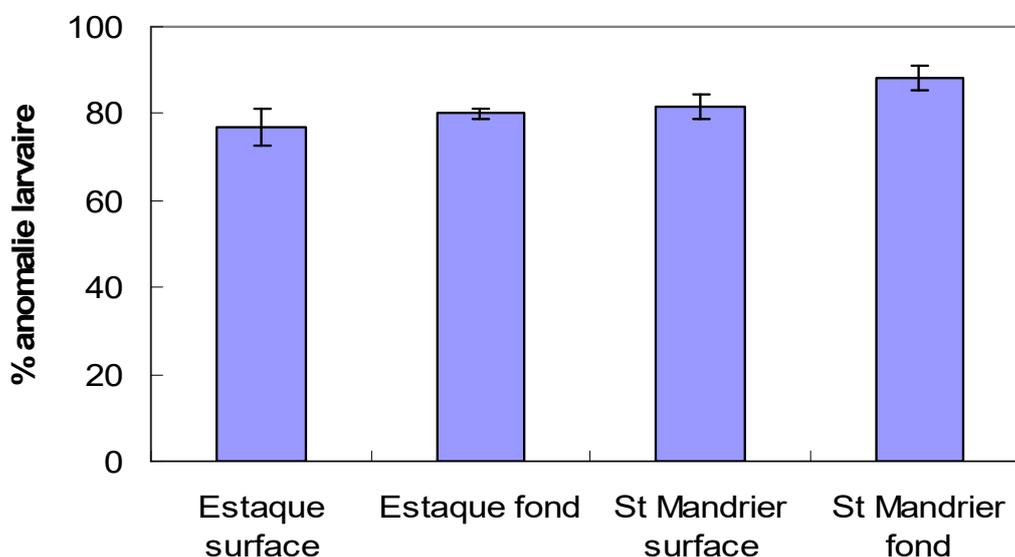


Figure 19. Pourcentage d'anomalies larvaires de l'huître (*Crassostrea gigas*) mesuré sur les éluviats (1 :4) des sédiments de l'Estaque et Saint Mandrier (surface et fond) prélevés en Mars 2009.

Tableau 16. Valeurs de CE50 et UT50 (100/CE500) provoquant 50% d'inhibition de la bioluminescence de *Vibrio fischeri* après 15 min d'exposition dans le test Microtox phase solide. Les valeurs de CE50 ont été utilisées pour calculer des scores de toxicité selon les recommandations d'Alzieu et Quiniou (2001) [49]. Moyenne (n=3) ± 1 Ecart-type ; les lettres indiquent les différences significatives après une ANOVA globale (p=0,0001).

Sédiment samples	CE50 (g L ⁻¹)	Score de toxicité	Unité Toxique 50
EST_S1	0,29 ± 0.04	2	344 ± 48 ^c
EST_P1	0,27 ± 0.02	2	370 ± 28 ^c
EST_S2	0,15 ± 0.01	3	666 ± 44 ^b
EST_P2	0,13 ± 0.01	3	769 ± 59 ^a
SM_S1	0,71 ± 0.11	1	141 ± 22 ^d
SM_P1	0,96 ± 0.11	1	104 ± 12 ^d

La caractérisation écotoxicologique des sédiments bruts a permis de mettre en évidence la variabilité des réponses observées en fonction des bio-essais considérés. La sensibilité du test d'embryo-toxicité semble trop importante pour pouvoir discriminer la toxicité des sédiments de l'Estaque de ceux de Saint Mandrier. Par conséquent, il ne permet pas d'identifier la toxicité apportée par l'arsenic au sein du cocktail de polluants. De plus, l'arsenic étant fortement lié à la matrice sédimentaire dans les conditions de préparation des lixiviats (cf. résultats des extractions séquentielles), sa biodisponibilité pour les larves d'huître serait limitée.

Le test microtox phase solide a permis de discriminer les sédiments de l'Estaque, plus contaminés en arsenic, de ceux de Saint Mandrier. Cette observation confirme que l'arsenic associé aux particules remises en suspension provoque une toxicité de la matrice sédimentaire de l'Estaque. Ce test étant moins sensible aux autres polluants dissous, il est complémentaire au bio-essai sur larves d'huître car il permet de détecter la toxicité associée à la phase particulaire. Cette approche « matrice » permet donc via les résultats de l'essai microtox phase solide d'identifier un impact potentiel de l'arsenic lors de la remise en suspension des sédiments de l'Estaque.

La caractérisation écotoxicologique des matrices sédimentaires de l'Estaque et de Saint Mandrier permettent de déterminer la toxicité globale, et ce dans des conditions bien particulières : exposition d'une espèce indicatrice donnée à la concentration maximale théorique des différentes substances présentes dans le sédiment. Si les résultats de ces tests doivent constituer une donnée d'entrée pour évaluer les risques environnementaux liés à l'opération, leur interprétation n'est néanmoins pas très aisée. L'extrapolation de ces résultats aux risques écotoxiques associés à la dispersion (et donc la dilution) des matériaux et à l'exposition d'un cortège d'espèces bien plus large est extrêmement complexe, voire impossible. L'interprétation de ces résultats doit ainsi être faite avec prudence et en tenant compte des limites méthodologiques et scientifiques qui se posent à leur utilisation pour l'évaluation des risques écotoxiques engendrés par une opération sur l'environnement dans son ensemble.

Dans ce cas, les méthodologies « substance » qui se focalisent sur les impacts associés à une substance particulière semblent être des outils pertinents pour identifier la contribution de l'arsenic à la toxicité observée. Ces méthodes de caractérisation du risque permettent de dériver des valeurs de PNEC (Predicted No-Effect Concentration) et/ou HC5 (Hazardous Concentration). La méthode de distribution de sensibilité des espèces (SSD : Species Sensivity Distribution) correspond à une distribution statistique qui décrit la toxicité d'une substance parmi un ensemble d'espèces appartenant à un taxon spécifique, un assemblage ou une communauté naturelle ». La SSD repose donc sur le fait que dans l'environnement, les communautés présentent une variabilité biologique qui va entraîner une réponse différente des organismes pour une substance toxique donnée. La SSD intègre la variabilité interspécifique de la sensibilité de toutes les espèces constituant le jeu de données contrairement à la méthode des facteurs de sécurité (AF : Assessment factor) qui ne se base que sur la valeur de sensibilité la plus faible [50].

D'un point de vue pratique, les courbes sont construites sur des données écotoxicologiques obtenues dans le cadre de tests monospécifiques en laboratoire. Elles sont visuellement représentées par une distribution cumulée des valeurs de sensibilité des différents organismes à un contaminant, où l'axe des abscisses supporte les valeurs de sensibilité (NOEC²¹, EC10²², E50²³, etc.) et l'axe des ordonnées supporte la proportion d'espèces affectées. Ce mode de représentation a été utilisé dans le cadre du projet ASEDMAR en intégrant des données de toxicité obtenues en laboratoire pour les formes chimiques As(V) et As(III) (pour le Microtox phase liquide et l'embryotoxicité sur larves d'huître) ainsi que les données disponibles dans la littérature en terme de toxicité à long terme et à court terme pour divers groupes comprenant des algues, des crustacés, des poissons, des mollusques, des annélides et des échinodermes. Les données obtenues sur les larves d'huître et la bactérie *Vibrio fisheri* se situent dans la gamme des mesures disponibles sur les différents organismes et se situeraient plutôt parmi les groupes taxonomiques les moins sensibles (figures 20 et 21). Par ailleurs, il est observé que les échinodermes, les mollusques et les algues semblent être les plus sensibles dans les expositions à long terme tandis que les algues et les échinodermes apparaissent plus sensibles à court terme, bien que les crustacés semblent également être sensibles. Ces données traduisent la forte variabilité interspèces d'où la nécessité de prendre en compte un grand nombre d'espèce pour dériver des valeurs protectrices.

Le mode de toxicité et le mécanisme d'absorption de l'arsenic par les organismes varient considérablement. La sensibilité des organismes aquatiques est modifiée par des facteurs biologiques et abiotiques. On considère généralement que le principal mécanisme de toxicité de l'arsénite résulte de sa liaison avec les fonctions sulfhydryle des protéines. L'arséniate est connu pour affecter la phosphorylation oxydative par la compétition avec les ions phosphates. Dans les environnements où les concentrations de phosphates sont élevées, la toxicité de l'arséniate pour le biote est généralement réduite. Comme l'arséniate est un analogue du phosphate, les organismes vivants dans des environnements à concentration élevée d'arséniate doivent acquérir le nutriment phosphore pour éviter ou réduire la toxicité de l'arsenic. Ceci peut expliquer pourquoi il existe des différences interspécifiques dans la réponse de l'organisme à l'arséniate et arsenite.

²¹ NOEC : No Observed Effect Concentration

²² EC10 : Effective Concentration 10 : Concentration effective de la substance provoquant 10% d'effet

²³ EC50 : Effective Concentration 50 : Concentration effective de la substance provoquant 50% d'effet

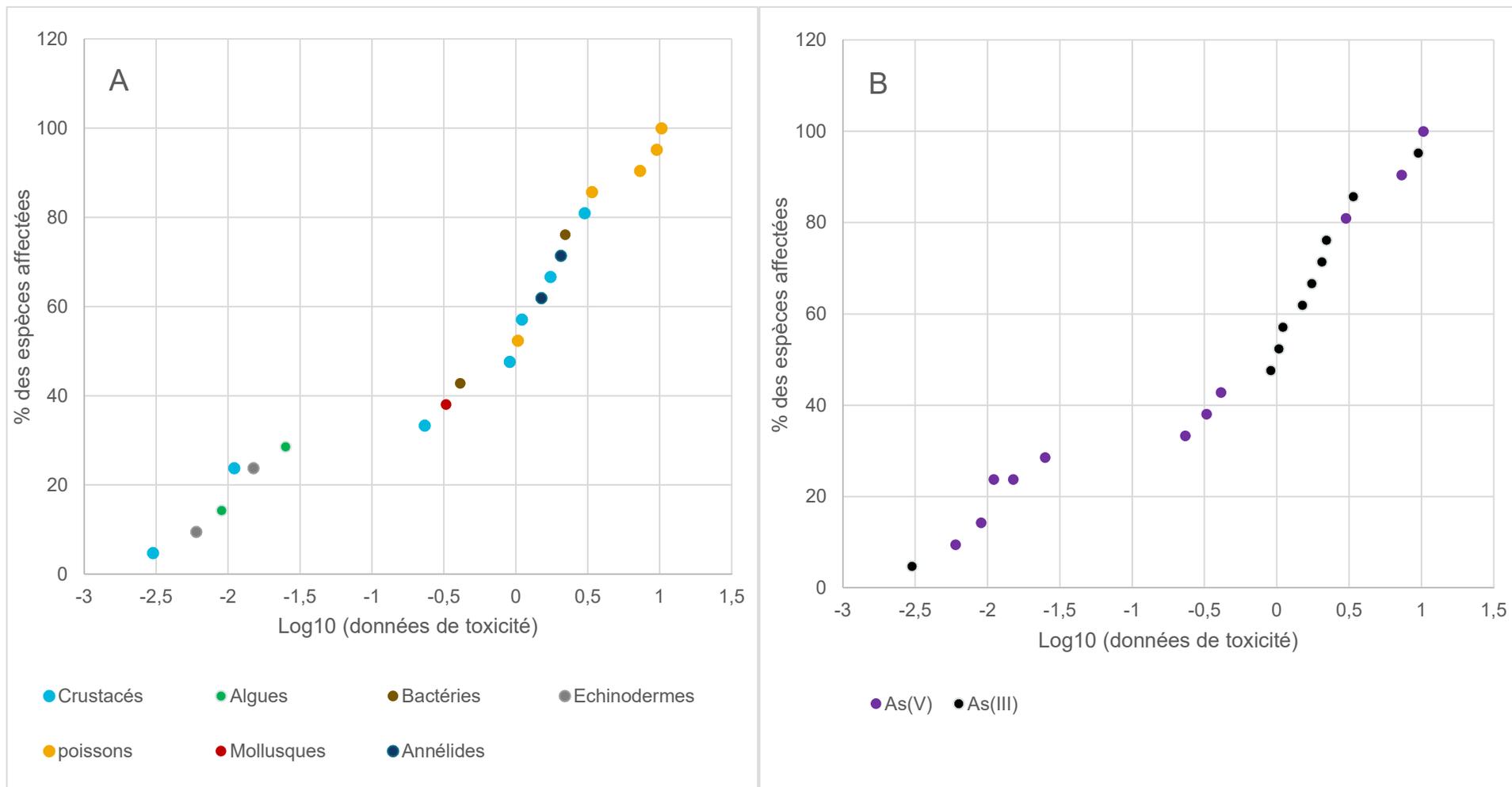


Figure 20. Données de toxicité à court terme de l'arsenic sur des espèces marines de différents groupes taxonomiques (A) et pour les formes inorganiques As(III) et As(V) (B).

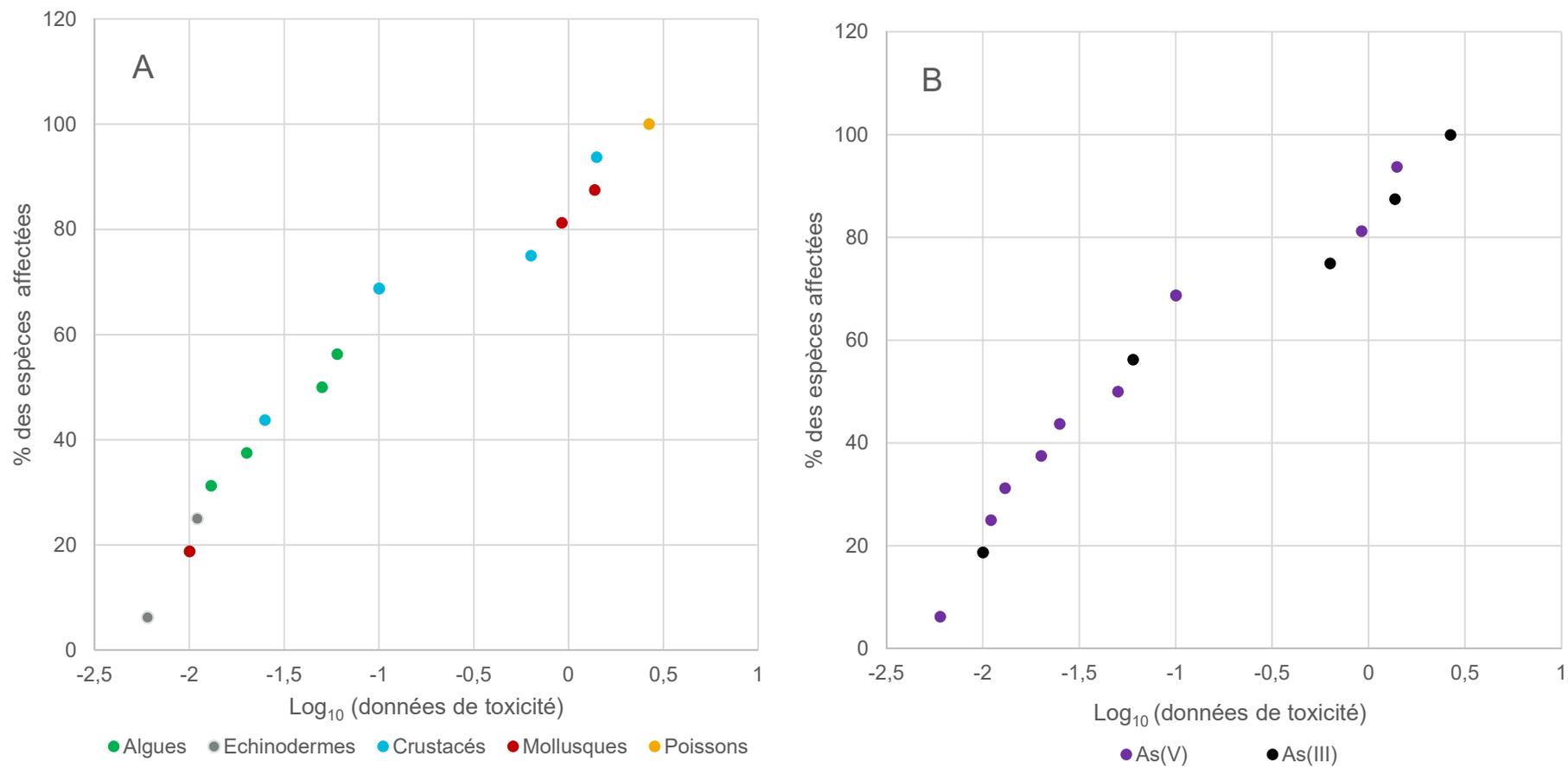


Figure 21. Données de toxicité à long terme de l'arsenic sur des espèces marines de différents groupes taxonomiques (A) et pour les formes inorganiques As(III) et As(V) (B).

Etant donné la sensibilité de certains organismes marins pour les principales espèces chimiques de l'arsenic et la disponibilité potentielle de ce dernier dans la fraction dissoute (cf. données des extractions chimiques séquentielles et sur la composition des eaux interstitielles), il est probable que l'arsenic soit impliqué dans la toxicité du sédiment de l'Estaque. Lorsque le sédiment est en place au fond de l'eau, la solubilité de l'arsenic est liée à la présence de sulfures, il serait donc utile de savoir quelle influence joue la formation de complexes thio-arséniés sur la toxicité de l'arsenic. Les quelques publications disponibles sur le sujet suggèrent une diminution de l'effet toxique de l'arsenic lors de sa complexation avec les sulfures [40], [41].

3.4 Intérêt de la connaissance des formes chimiques de l'arsenic

3.4.1 Pour l'évaluation des risques environnementaux et sanitaires

Les campagnes de suivi de la qualité chimique des sédiments dragués dans les ports français [49] tendent à démontrer que la quasi-totalité des sédiments des chenaux d'accès portuaire présente des teneurs en métaux et polluants organiques faibles (< niveau 1). Dans certains bassins et darses, les teneurs de quelques contaminants peuvent être comprises entre les niveaux N1 et N2. Un faible volume de sédiments présente des niveaux de contamination élevés qui justifient des mesures particulières de gestion. Dans le cas où la contamination des sédiments est intermédiaire entre N1 et N2, les résultats analytiques comparés aux valeurs de référence des tableaux présentés précédemment (tableaux 7, 8, 9, et 10) ne permettent pas de juger du risque écologique que représente leur immersion.

Pour faciliter l'évaluation des risques de ces sédiments, le groupe interministériel GEODE a mis en place un logiciel d'aide à la décision, nommé Géodrisk, basé sur les résultats d'analyses chimiques imposés par l'arrêté du 09 août 2006. Applicable à tous les sédiments dont un contaminant au moins dépasse le niveau 1, Géodrisk permet de discriminer les sédiments dragués selon leur niveau de contamination, leur toxicité potentielle et mesurée [49]. Les résultats sont fournis sous forme d'un score de risque qui permet à l'opérateur de suivre une démarche figurée par un arbre de décision (figure 22).

Les résultats des tests de toxicité sont traduits en score de risque et intégrés à la démarche. La démarche d'évaluation des risques consiste à prendre en compte les domaines suivants :

- Le danger potentiel de chaque contaminant
- La toxicité mesurée du sédiment
- La potentialité du transfert des contaminants à partir de la zone de dépôt
- La sensibilité de l'écosystème récepteur

Pour chacun des domaines ci-dessus sont pris en considération des critères de risque spécifiques auxquels sont attribuées des notes comprises entre zéro et trois, fixées à partir de données bibliographiques portant sur la biogéochimie et la toxicité des contaminants considérés (tableau 17).

Tableau 17. Critères et notes de risque pour l'estimation du danger potentiel des sédiments [49]

Critères de danger potentiel	Notes de risque			
	0	1	2	3
QN1	< 0,5	0,5 à 1	1 à 1,5	> 1,5
Affinité phase dissoute (log Kd)		> 5 Pb	4,5 à 5 Hg, Cu, Zn	< 4,5 Cd, PCB
Bioaccumulation (log BCF)		< 2	2 à 3 Cd, Pb, Cr, Zn	> 3 Hg, Cu, PCB
Toxicité potentielle			Cu, Zn, Cr (VI), Pb	PCB, Hg, Cd, TBT

QN1 est le rapport entre la concentration du contaminant dans le sédiment et son niveau 1 GEODE

Les critères de danger potentiel et leurs notes de risque associées, indiqués dans le tableau 17, prennent en considération:

- La concentration du contaminant dans le sédiment comparé à sa valeur de niveau 1 GEODE à l'aide du quotient QN1 ;
- L'affinité pour la phase dissoute, explicitée par le coefficient de partage entre la phase solide et l'eau (Kd) pour les contaminants inorganiques et pour les substances organiques par le Kow, coefficient de partage octanol/eau, qui exprime leur caractère plus ou moins lipophile ;
- La bioaccumulation, déterminée par le facteur de bioaccumulation (BCF) pour les substances organiques, le BCF peut être calculé à partir du Kow ;
- La toxicité potentielle, évaluée sur la base des données bibliographiques de toxicité sublétales.

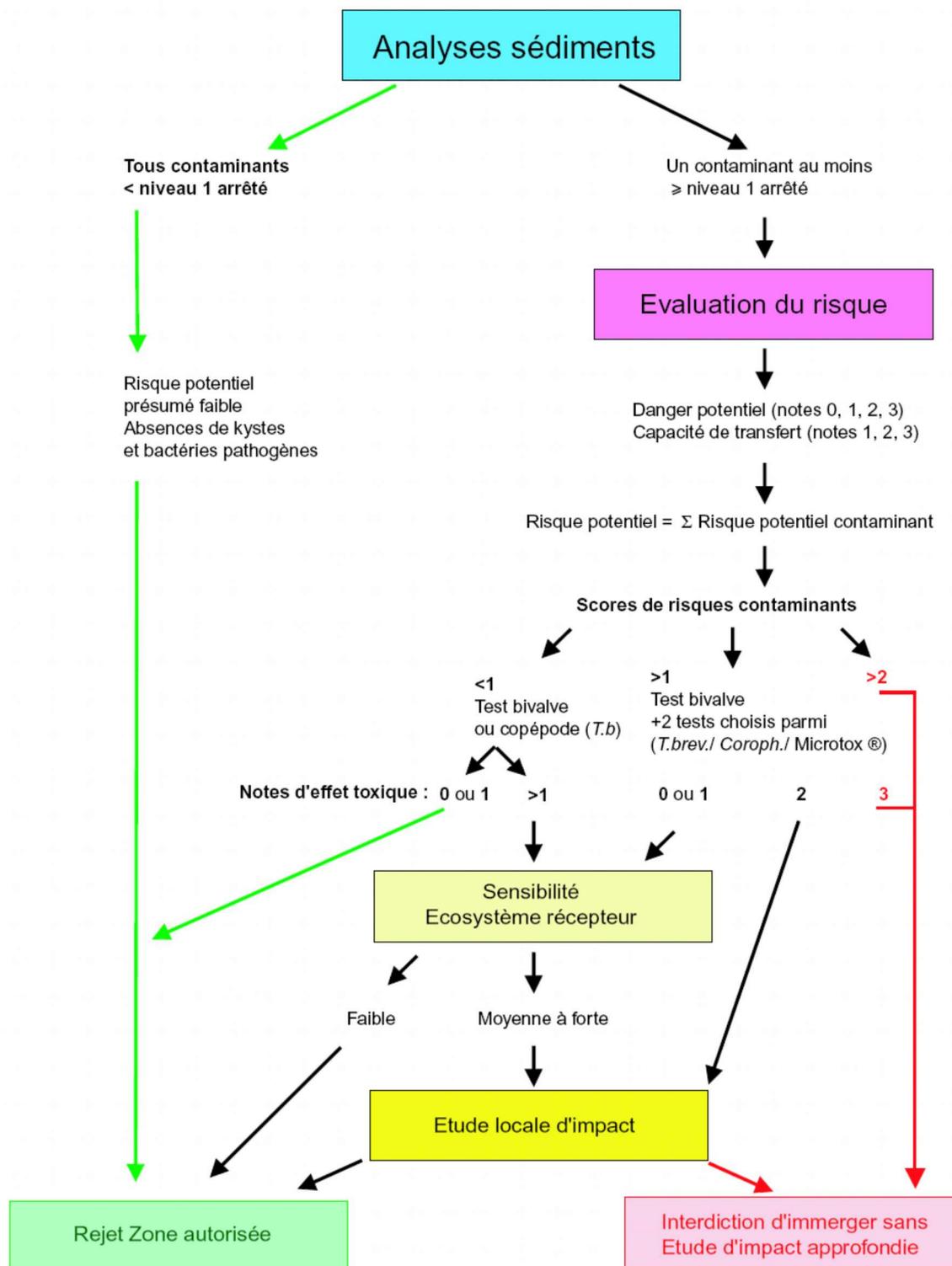


Figure 22. Arbre de décision Géodrisk® [51]

Remarque : Le logiciel Géodrisk® ne peut être utilisé dans sa configuration actuelle. En effet, il ne prend pas en compte les modifications récentes apportées aux seuils N1 et N2 ainsi que l'apparition de seuils relatifs aux HAP et PCB. Il n'intègre pas de ce fait les derniers paramètres et nécessite une actualisation. Il a néanmoins été présenté ci-dessus afin d'illustrer la démarche que le logiciel applique à l'analyse des risques.

Les résultats du projet ASEDMAR ont permis de démontrer que les analyses « classiques » ne sont pas forcément suffisantes pour évaluer les risques environnementaux liés aux sédiments contaminés en arsenic, la toxicité de ce dernier étant fortement liée à ses formes chimiques. Ainsi le dosage de l'arsenic total, ne permet pas d'appréhender la présence de ses différentes formes chimiques toxiques. Les caractérisations bio-géochimiques menées dans le cadre du projet mettent en évidence une variation des concentrations dissoutes et des formes chimiques de l'arsenic en fonction des conditions environnementales (Eh, granulométrie, activités biologiques, réactions biogéochimiques dans la colonne sédimentaire), ce qui implique qu'une possible modification de la (bio)-disponibilité environnementale des espèces chimiques de cet élément peut se produire en fonction des options de gestion (remise en suspension, application de traitements (bio)-physico-chimiques *in situ* ou encore confinement *in situ* par capping) et des conditions environnementales (zone confinée ou système perturbé).

D'un point de vue environnemental mais également sanitaire, il est important de mettre en évidence un tel changement car il peut engendrer une toxicité et une mobilité différente. L'analyse de la spéciation de l'arsenic pourrait donc être déclenchée dans le cas où :

- les sédiments présentent une teneur significative en arsenic total (> N2),
- les conditions environnementales sont favorables aux processus de transformation de l'arsenic (conditions anoxiques des sédiments, confinement de la zone concernée, apports importants en matières organiques biodégradables),
- la présence à proximité d'usages pourraient (i) générer une toxicité potentielle pour l'homme ou des organismes marins (par exemple, pour des activités d'aquaculture) et (ii) favoriser la bioaccumulation de l'arsenic dissous en cas de relargage par diffusion depuis la colonne sédimentaire ou lors de phénomènes de remise en suspension dans la colonne d'eau.

3.4.2 Pour la définition de critères de qualité pour les sédiments portuaires

Les objectifs de protection définis dans la Directive Cadre européenne sur l'Eau²⁴ concernent des communautés pélagiques (eaux douces et marines) et benthiques, des prédateurs supérieurs de ces écosystèmes pouvant subir des empoisonnements secondaires suite à la consommation de proies contaminées, et de la santé humaine (empoisonnement via l'eau de boisson et l'ingestion de produits contaminés issus de la pêche). Techniquement, chacun de ces objectifs de protection se traduit par la construction d'une norme de qualité spécifique (figure 23).

Le cadre méthodologique de ce processus est défini dans le Guide Technique pour la Dérivation des Normes de Qualité Environnementale *Technical Guidance for Deriving Environmental Quality Standards* » (TGD-EQS [52]). Ce guide s'articule autour des différentes étapes nécessaires à l'obtention d'une NQE conforme aux exigences de l'Annexe V de la DCE. Une norme de qualité environnementale globale (EQS) est déterminée à partir des normes de qualité spécifiques (QS) calculées pour chacun des compartiments. Afin de protéger le compartiment le plus sensible, la norme de qualité environnementale globale retenue sera la plus faible des normes de qualité « spécifiques » déterminées pour chaque objectif de protection.

²⁴ Communauté Européenne (2000). Directive 2000/60/CE du Parlement Européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau, JO L 327 du 22. 12. 2000 : 1-86

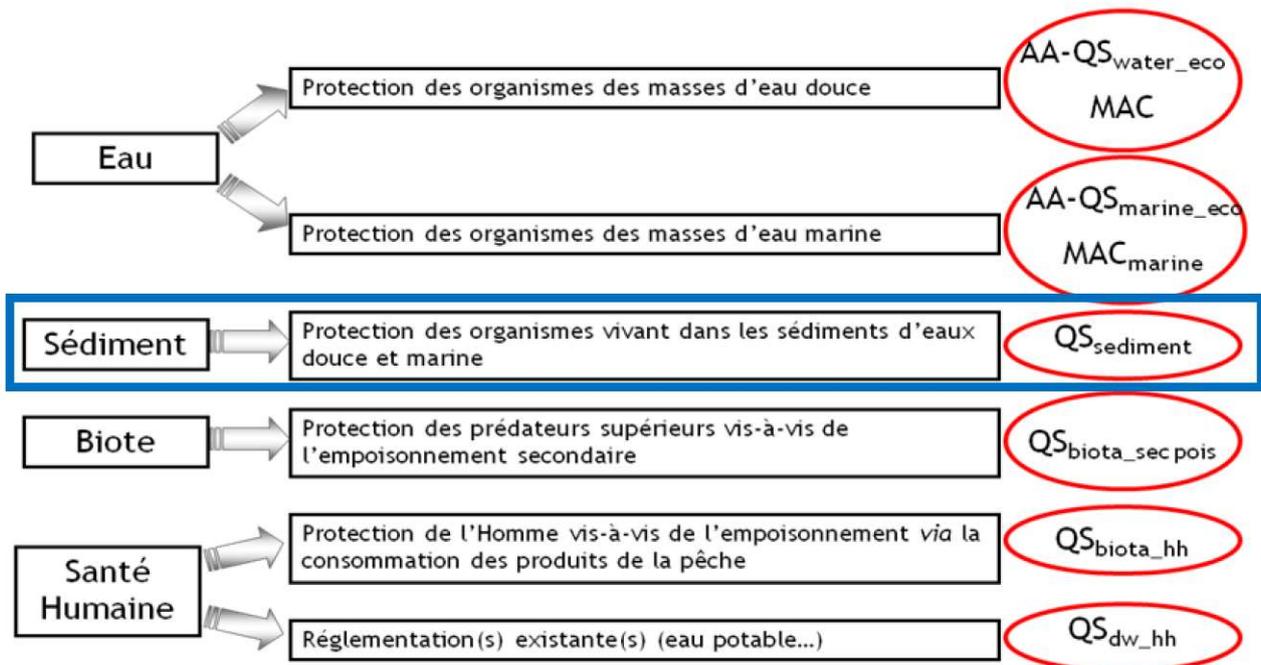


Figure 23. Objectifs de protection définis pour les milieux aquatiques dans le contexte de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau (Source : INERIS)

En France, la sensibilité des organismes benthiques est considérée dans le processus de construction de l'EQS ; il est par conséquent nécessaire de connaître la $QS_{sédiment}$ pour l'identification des EQS au niveau national [53].

Différentes stratégies peuvent être utilisées pour la construction des $QS_{sédiment}$. En premier lieu, la méthodologie européenne [52] préconise de construire ces normes de qualité à partir de méthodes utilisant des données issues de bioessais réalisés sur des organismes benthiques. Il s'agit de la méthode des facteurs d'extrapolation et/ou de la Distribution de la Sensibilité des Espèces (SSD) [52], [53].

Les résultats du projet ASEDMAR confirment que la prise en compte de la spéciation de l'arsenic joue un rôle déterminant dans la toxicité des sédiments marins contaminés. En effet, la forte variabilité interespèces mise en évidence en fonction des formes chimiques $As(III)$ et $As(V)$ suggère une certaine prudence dans la sélection des formes chimiques et des espèces marines testées. Il serait donc indispensable de prendre compte la représentativité des différentes formes chimiques de l'arsenic présentes dans la matrice sédimentaire lors de la construction des courbes SSD permettant d'aboutir à des seuils de protection des organismes marins. De plus, il convient de noter que pour certaines espèces, comme les thioarséniées, très peu de données de toxicité (à court et long terme) sont actuellement disponibles pour les organismes marins. Lorsque les données nécessaires pour l'utilisation de ces méthodes ne sont pas disponibles ou qu'elles peuvent être de qualité ou en quantité insuffisante, il n'est pas possible d'utiliser cette méthode dans le cadre de la construction des EQS. Dans ce cas, il est préconisé de construire les $QS_{sédiment}$ sur la base du modèle de l'équilibre de partage [52]. La figure 24 présente les options permettant la construction des $QS_{sédiment}$ en fonction de la disponibilité des données écotoxicologiques concernant la toxicité des substances chimiques pour les organismes benthiques.

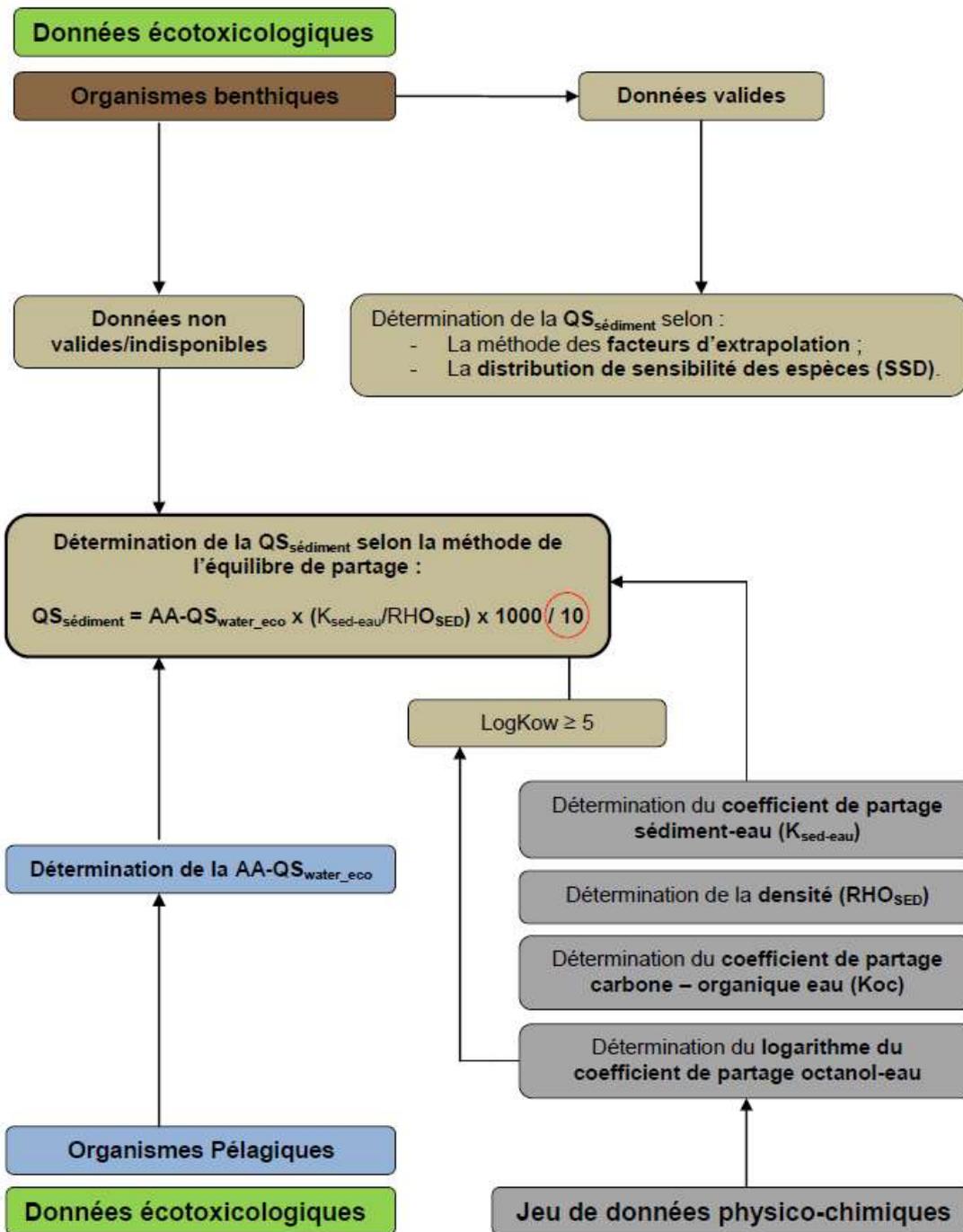


Figure 24. Approches disponibles pour la construction des normes de qualité spécifiques pour la protection organismes benthiques (source : INERIS)

La méthode de l'équilibre de partage est une approche mécaniste proposée au début des années 1990 [54]. Elle repose sur les postulats suivant :

- il existe un équilibre entre la fraction de substance adsorbée sur les particules sédimentaires et la fraction de substance dissoute dans l'eau interstitielle du sédiment ;
- la fraction de substance adsorbée sur les particules sédimentaires n'est pas, ou n'est que très peu biodisponible pour les organismes. Seule la fraction de substance dissoute dans l'eau interstitielle est susceptible d'impacter significativement les organismes ;

- la sensibilité intrinsèque des organismes benthiques aux toxiques est équivalente à celle des organismes vivant dans la colonne d'eau.

Sur la base de ces postulats, la QS_{sédiment} (poids humide) est calculée grâce à l'équation suivante (équation 7 du TGD-EQS dans [52]) :

Le calcul de la QS_{sédiment} (sédiment humide) selon la méthode de l'équilibre de partage pour des substances dont le logK_{ow} est inférieur à 5 est donné ci-après :

$$QS_{\text{sédiment}} - \text{poids humide} = \frac{K_{\text{sed}} - \text{eau}}{RHO_{\text{sed}}} * AA - QS_{\text{water_eco}} * 1000$$

Tableau 18. Définition des paramètres utilisés dans le calcul de la QS_{sédiment} (sédiment humide)

Paramètre	Description	Unité	Valeur générique
AA-QS _{water_eco}	Norme de qualité spécifique pour la protection des organismes de la colonne d'eau	µg/L	-
K _{sed-eau}	Coefficient de partage sédiment/eau	m ³ /m ³	-
QS _{sédiment-Poids humide}	Norme de qualité spécifique pour la protection des organismes benthiques	µg/kg	-
RHO _{sed}	Masse volumique des sédiments	kg/m ³	1300

L'application de cette méthode nécessite donc de connaître la composition des eaux interstitielles en équilibre avec l'arsenic présent dans la phase solide. Dans le cadre d'une étude spécifique sur un site contaminé tel que celui de l'Estaque, il serait pertinent de déterminer un coefficient de partage spécifique pour chaque forme chimique de l'arsenic afin de sélectionner la valeur la plus majorante en terme de risque. Par ailleurs, la spéciation de l'arsenic en phase solide, caractérisée via les extractions chimiques séquentielles, indique qu'une part importante de cet élément est piégée durablement dans la matrice sédimentaire, ce qui signifie qu'en réalité la concentration totale n'est pas en équilibre avec l'arsenic disponible dans l'eau interstitielle. Ainsi, il serait pertinent de prendre compte une concentration pseudo-totale correspondant à certaines fractions des extractions séquentielles (fractions à sélectionner en fonction des conditions environnementales – milieu oxydant ou réducteur) lors de la détermination du coefficient de partage.

L'évaluation des risques environnementaux liés à la présence d'arsenic en forte concentration (> niveau N2) dans les sédiments marins est complexe car cet élément est particulièrement sensible aux conditions (bio)-géo-chimiques du milieu et présente un niveau de toxicité variable en fonction des formes chimiques disponibles. En pratique, il s'avère que les données de spéciation sont rarement disponibles pour les substances concernées par la DCE.

Un second problème concerne le fait que ces données peuvent être de qualité ou en quantité insuffisante et de ce fait, ne peuvent être utilisées dans le cadre de la construction d'EQS. Par conséquent, l'application d'une approche d'évaluation environnementale prenant en compte les formes chimiques de l'arsenic serait pertinente uniquement dans le cas d'étude spécifiques visant des sites contaminés en arsenic. Dans ce cas, il sera nécessaire de disposer des données de spéciation (phases liquide et solide) permettant de construire des QSsediment spécifiques au regard des connaissances acquises dans le cadre du projet ASEDMAR.

4. Quels (pré)traitements pour réduire l'impact environnemental des sédiments marins non-immérgeables entreposés à terre dans la perspective de leur élimination?

4.1 Contexte

La stabilisation physico-chimique est une méthode commercialisée et mise en oeuvre par de nombreuses entreprises qui disposent d'installations de traitement fixes ou d'unités mobiles de déchets. Elle comprend principalement deux techniques : la stabilisation et la solidification. Les méthodes de stabilisation physico-chimique reposent sur l'interaction entre un réactif (liant ou additive) et une matrice solide contaminée, dans le but de réduire la mobilité des contaminants.

La solidification consiste à lier physiquement ou à piéger les contaminants au sein d'une matrice solidifiée, stable et inerte. Elle permet de limiter le contact entre la phase liquide et le polluant en agissant principalement sur la porosité (réduction de la perméabilité) de la matrice.

La stabilisation repose quant à elle sur la formation de composés chimiquement stables suite à l'ajout de réactifs. Deux mécanismes de stabilisation sont généralement décrits [55] :

- La transformation chimique d'un contaminant lessivable en un composé moins soluble ou insoluble;
- L'augmentation des capacités de sorption des contaminants avec les matériaux, par mélange avec différents adjuvants afin de les rendre moins mobiles.

La stabilisation et la solidification sont souvent associées, notamment lorsque des liants hydrauliques sont utilisés. Ce procédé provoque une diminution de la solubilité de certains contaminants tout en les immobilisant dans la microstructure de la matrice.

Dans tous les cas, le procédé de stabilisation/solidification ne permet ni une destruction des contaminants ni un abattement de leur teneur totale, mais bien une réduction de leur disponibilité environnementale. Les applications principales visent les polluants non biodégradables (essentiellement des éléments traces métalliques ou des métalloïdes mais aussi pour certains composés organiques). A l'origine, la stabilisation/solidification a été développée pour traiter les déchets nucléaires, mais leur usage s'est rapidement étendu à d'autres typologies de déchets : les résidus d'incinération, les boues organiques industrielles, les résidus de la métallurgie, les déchets minéraux de traitement chimique, et les résidus de traitement d'effluents [56]. Dans ce cas, les déchets stabilisés sont la plupart du temps destinés à être éliminés.

4.2 Cadre réglementaire relatif au stockage des sédiments

De manière générale, la gestion des déchets est encadrée en Europe par la directive cadre sur les déchets n°2008/98/CE du 19 novembre 2008²⁵. Cette directive recommande entre autres de recycler ou de valoriser les déchets, leur élimination ne devant intervenir qu'en dernier recours.

²⁵ Directive 2008/98/CE du Parlement européen et du Conseil du 19 novembre 2008 relative aux déchets et abrogeant certaines directives

La directive 1999/31/CE²⁶ relative à la mise en décharge des déchets fixe un cadre à l'aménagement des divers types d'installations de stockage. L'annexe II de la directive, ainsi que la décision n°2003/33/CE du 19 décembre 2002²⁷ définissent des critères d'acceptation de mise en stockage. La transposition en droit français de cette directive et de cette décision a abouti aux arrêtés suivants, pour trois niveaux de stockage différents:

- Les installations de stockage de déchets inertes (ISDI) selon l'arrêté du 12 décembre 2014²⁸. 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 leur concentration en sels;
- Les installations de stockage de déchets non dangereux (ISDND) définis selon l'arrêté du 15 février 2016²⁹. Elles sont destinées à recevoir des déchets non dangereux, représentés principalement par les ordures ménagères. Les sédiments entrent ainsi en compétition avec ce type de déchets;
- Les installations de stockage de déchets dangereux (ISDD) relatifs à l'arrêté du 30 décembre 2002³⁰ sont généralement intéressées par les sédiments 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 ces matériaux.

Les installations de stockage de déchets de sédiments (ISDS) relatifs à l'arrêté du 15 février 2016³¹ permettent le stockage de sédiments provenant d'une ou plusieurs opérations de dragage. Les déchets de sédiments sont soit non dangereux ou dangereux, stables, non-biodégradables, et des valeurs limites en lixiviation doivent être respectées. En ISDS, les sédiments dangereux ne sont pas mélangés aux sédiments non dangereux, et il existe une possibilité de retrait des sédiments par autorisation préfectorale sous réserve d'une évaluation environnementale. Concernant le terrain de stockage, la présence d'une barrière géologique naturelle ou complétée artificiellement est recommandée et il faut respecter des distances réglementaires (casiers situés à 100 m des limites extérieures du terrain et bande de 50 m autour des zones de gestion des biogaz et lixiviat). A ce jour, peu de chambres de dépôt de sédiments marins ou de terrains de dépôt de sédiments de curage sont aux normes, ce qui limite donc cette possibilité pour les maîtres d'ouvrage à la recherche d'une solution d'élimination.

En France, l'utilisation des techniques de stabilisation physico-chimique pour inerte les déchets dangereux est spécifiquement encadrée par l'arrêté du 30 décembre 2002 relatif au stockage de déchets dangereux. Cet arrêté définit notamment les notions de « déchet stabilisé » et de « déchet solidifié » et fixe des critères d'admission en ISDD pour des déchets stabilisés. La stabilisation/solidification est ainsi bien encadrée pour les déchets dangereux. Cependant, pour les autres typologies de déchets (non dangereux et non inertes), aucun encadrement n'est spécifié dans les textes à l'heure actuelle.

²⁶ Directive 1999/31/CE du Conseil du 26 avril 1999 concernant la mise en décharge des déchets

²⁷ 2003/33/CE: Décision du Conseil du 19 décembre 2002 établissant des critères et des procédures d'admission des déchets dans les décharges, conformément à l'article 16 et à l'annexe II de la directive 1999/31/CE

²⁸ Arrêté du 12 décembre 2014 relatif aux conditions d'admission des déchets inertes dans les installations relevant des rubriques 2515, 2516, 2517 et dans les installations de stockage de déchets inertes relevant de la rubrique 2760 de la nomenclature des installations classées

²⁹ Arrêté du 15 février 2016 relatif aux installations de stockage de déchets non dangereux

³⁰ Arrêté du 30 décembre 2002 relatif au stockage de déchets dangereux

³¹ Arrêté du 15 février 2016 relatif aux installations de stockage de déchets de sédiments

4.3 Principaux procédés de stabilisation physico-chimique

4.3.1 Conditions de mise en oeuvre

Les conditions de mise en oeuvre des procédés dépendent des caractéristiques des matériaux à stabiliser et des objectifs de rémédiation. Les principales techniques de stabilisation physico-chimique qui peuvent être mises en oeuvre sur des matrices minérales polluées sont répertoriées dans le tableau 19. Ce tableau présente, pour chaque type de technique, les principaux réactifs utilisés, les éventuels additifs/réactifs secondaires, la température de mise en oeuvre, ainsi que leurs avantages et inconvénients.

Le chaulage, retenu comme une technique de stabilisation physico-chimique à part entière pour certains déchets (notamment pour la stabilisation des boues de station d'épuration), ne peut pas être considéré comme une solution pérenne pour les sols et les sédiments. En effet, l'augmentation du pH apportée par le chaulage n'est que temporaire, et la stabilité des métaux pourrait diminuer en condition de stockage à long terme. Par contre, le chaulage peut être utilisé en pré-traitement, pour réduire la siccité d'un matériau et stabiliser son activité biologique.

Les procédés les plus répandus sont les techniques de stabilisation physico-chimique par liants minéraux ou avec des formulations sans ciment. Les procédés de stabilisation par enrobage à l'aide de matériaux thermoplastiques, plutôt destinés à la stabilisation de déchets dangereux restent peu utilisés.

Le choix des formulations mises en oeuvre, et notamment des pourcentages de réactifs utilisés, est généralement basé sur une étude de traitabilité. Cette étude est réalisée au cas par cas, avec d'abord une caractérisation détaillée, aussi bien chimique que physique des sédiments, qui permet de pré-sélectionner des réactifs adaptés, puis une étude de formulation en laboratoire afin de tester l'efficacité de ces réactifs. Ainsi, la connaissance de la spéciation des polluants rencontrés est souvent un paramètre important pour orienter le choix des formulations.

La mise en contact entre les matrices à stabiliser et les différents réactifs (liants minéraux ou autres réactifs, additifs, eau) est réalisée à l'aide d'un malaxage, dans des conditions opératoires spécifiques (bétonnières, mélange à la pelle, malaxeurs - figure 25). La mise en oeuvre des opérations de stabilisation physico-chimique conduit à des matériaux finaux plus ou moins indurés, en fonction notamment de la proportion et de la nature des réactifs (et additifs) employés, de la granulométrie des matériaux, ou de leur teneur en argile. L'opération nécessite la plupart du temps un pré-traitement : criblage, optimisation de la teneur en eau, etc.

Tableau 19. Comparaison des principales techniques de stabilisation physico-chimique pour les sols, les sédiments et déchets [55],[57],[56],[58],[59],[60].

Procédé de stabilisation physico-chimique	Réactifs principaux	Réactifs secondaires	Avantages	Inconvénients
Stabilisation par liants minéraux	Liants hydrauliques : Ciments Portland ; Liants pouzzolaniques, cendres volantes, poussières de cimenterie, fumées de silice, laitiers de haut-fourneaux	Liants pouzzolaniques, chaux, bentonite, silicates, charbon actif, gypse, zéolite, argiles, argiles hydrophobes, etc.	Adaptée aux polluants fortement liés à la matrice en général, et aux polluants inorganiques en particulier ; stabilisation physique des matrices par solidification.	Stabilisation des composés organiques moins bien documentée. Une trop grande quantité de matière organique peut nuire à l'intégrité de la matrice. La modification du pH peut déstabiliser certains éléments traces métalliques et métalloïdes
Stabilisation par phosphatation	Procédé de l'entreprise Solvay pour la stabilisation de résidus minéraux contaminés par des métaux et des composés organiques dont l'une des étapes fondamentales est le traitement chimique à l'acide phosphorique.	Calcination des matériaux après phosphatation	Formation de phosphates de calcium de grande stabilité chimique et thermique, capables d'incorporer dans leur structure cristalline les métaux lourds. stabilisation physique des matrices par solidification.	Stabilisation des composés inorganiques anioniques moins bien documentée. Nécessité de traiter la pollution organique par calcination.
Stabilisation par additifs minéraux ou organiques	Fer de valence zéro, oxydes de fer, minéraux phosphatés, zéolithes, argiles	Carbonates, gypse, etc. pour ajuster le pH des matrices granulaires	Adaptée à certains polluants spécifiques (organiques ou minéraux)	Pas de stabilisation physique des matrices (pas de solidification)
Stabilisation par supports argileux organophiles	Argile traitée chimiquement afin d'améliorer l'adsorption des composés organiques	Technique souvent utilisée simultanément avec une stabilisation par liants minéraux	Adaptée spécifiquement aux polluants organiques	Technique encore peu éprouvée à l'échelle industrielle
Stabilisation aux liants (hydro)-carbonés	Bitume, matériaux thermoplastiques, résines thermodurcissables	Ajout d'un durcisseur lors de l'utilisation des résines thermodurcissables	Bon pouvoir agglomérant ; bonne stabilité physico-chimico-mécanique ; bon confinement à l'eau	Sensible à l'oxydation ; risques d'incendies en condition de stockage ; traitement des fumées parfois nécessaire

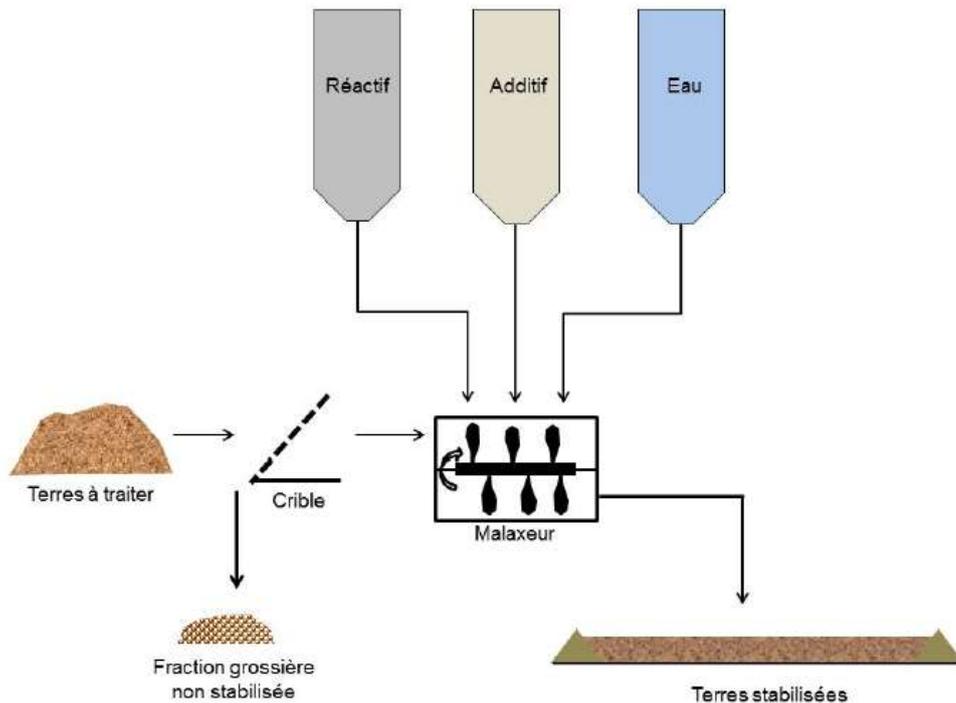


Figure 25. Illustration des conditions opératoires du procédé de stabilisation physico-chimique (Source : BRGM)

Le procédé de stabilisation physico-chimique est généralement mis en œuvre au terme d'une étude d'acceptabilité poussée. En effet, il n'existe pas de modes opératoires pré-établis, et les formulations (choix et proportion des réactifs et des additifs, quantité d'eau ajoutée) sont en général déterminées au cas par cas, en fonction des caractéristiques des matrices et de la nature des contaminants rencontrés (essais de traitabilité et de faisabilité).

4.3.2 Retour d'expérience national sur le traitement des sédiments

La stabilisation physico-chimique des sédiments est pratiquée à l'échelle industrielle par quelques sociétés de travaux publics dans l'objectif de valoriser les sédiments stabilisés, l'élimination n'intervenant qu'en dernier recours. Parmi les procédés brevetés et commercialisés, le procédé Novosol[®] a fait l'objet de nombreuses études.

Le procédé Novosol[®], développé par la société SOLVAY, est conçu pour stabiliser des résidus minéraux contaminés par des éléments traces métalliques et métalloïdes (ETMM) et des composés organiques [61], [62]. Ce procédé est destiné à valoriser ultérieurement des résidus minéraux comme les sédiments potentiellement pollués [63]. Il couple une étape de stabilisation des ETMM par phosphatation (ajout de 2 à 3,5% d'acide phosphorique), suivie par une destruction des composés organiques par calcination entre 650 et 900°C. Entre les deux étapes, un dépôt en lit de séchage est réalisé pour obtenir un degré de saturation adéquat [64]. A l'issue de l'étape de calcination un liant hydraulique peut être mélangé au produit de calcination afin d'améliorer les performances mécaniques du produit final. Une démonstration de ce procédé en unité pilote industrielle a été réalisée sur des cendres volantes d'incinérateurs d'ordures ménagères et sur divers sédiments fluviaux. Des unités mobiles pilotes industrielles de phosphatation et de calcination capables de traiter des sédiments à 50% de teneur en eau, ont été développées. Le suivi du relargage des ETMM après mise en œuvre du procédé montre que certains éléments sont plus immobilisés que d'autres.

Ainsi le plomb ou le zinc sont peu mobilisables par lixiviation après traitement, tandis que la mobilité de l'arsenic et du chrome peuvent augmenter à l'issue de l'étape de calcination [63], le cadmium étant lui peu sensible à ces opérations de traitement (mobilité identique). Cependant, une étude a montré que le chrome pouvait être stabilisé par la suite lors de la phase d'ajout de liants hydrauliques [65]. Cette étude a en outre montré que les sédiments traités par ce procédé possédaient des propriétés mécaniques suffisantes pour être réutilisés en sous-couche routière, en mélange avec d'autres matériaux.

Sur la façade Méditerranée, le projet SEDIMARD 83 a permis de mettre en place dans la rade de Toulon un pilote industriel pour traiter les sédiments de 10 sites portuaires (200 m³ par port), selon différentes modalités de traitement [57]. Parmi les procédés de stabilisation physico-chimique testés, on retrouve le procédé Novosol[®] (appliqué avec ou sans l'étape de calcination), des traitements par chaulage, destinés essentiellement à réduire la quantité de matière organique dans les sédiments, et un procédé de stabilisation par liants hydrauliques (stabilisation/solidification).

Le traitement à la chaux est complexe à mettre en œuvre, car il nécessite une étape préalable de formulation et de définition de la nature de la chaux la plus efficace à utiliser en fonction d'une pollution variable d'un site à l'autre. De plus, le traitement à la chaux favorise de façon importante la lixiviation du cuivre et dans une moindre mesure du chrome, il ne fait pas chuter les teneurs en matière organique de façon significative et ne permet pas d'améliorer l'accessibilité aux filières terrestres en termes de classification environnementale (stockage ou valorisation).

Les traitements par liants hydrauliques sont plus efficaces sur les sédiments bruts que sur les fractions fines issues du dessablage. L'utilisation de matériaux calcinés à 450°C semble améliorer considérablement la résistance à la compression. Par contre pour atteindre une résistance à l'écrasement de 1MPa, la solidification à partir de formulations uniquement constituées à base de ciments nécessite des dosages importants compris en 10 et 15%, ce qui est très coûteux d'un point de vue économique. Les additifs de type cendre volante, mise en œuvre dans les formulations de traitements par liants hydrauliques, permettent d'améliorer les résultats à la compression. La stabilisation à partir de liants hydrauliques diminue à court terme le relargage des ETMM des sédiments traités et pré-traités.

L'application partielle (sans l'étape de calcination) du procédé Novosol sur des sédiments égouttés et dessablés a été mise en œuvre dans l'objectif de stabiliser les ETMM par piégeage dans de l'hydroxyapatite [Ca₅(PO₄)₃OH] par ajout d'acide phosphorique (H₃PO₄). L'influence de la phosphatation sur l'évolution des concentrations en butylétains a été étudiée dans le cadre du programme SEDIMARD 83 par le laboratoire UT2A. Les résultats ont mis en évidence une inhibition de la dégradation de ces composés qui peut s'expliquer par un ralentissement de l'activité bactérienne ou la formation de complexes chimiques qui stabiliseraient les organoétains en les rendant moins disponibles pour une dégradation microbienne.

Par ailleurs, si l'on s'intéresse aux teneurs en ETMM dans les lixiviats, une différence notable peut être observée pour certains éléments. Afin de mieux visualiser les changements dus à la phosphatation, des taux de mobilisation ont été calculés selon l'équation suivante :

$$\text{taux de mobilisation (\%)} = 100 \times \frac{[(\text{phosphaté } t = 2 \text{ mois}) - (\text{non phosphaté à } t = 2 \text{ mois})]}{(\text{phosphaté à } t = 2 \text{ mois})}$$

L'application de cette équation à tous les éléments présents dans les sédiments bruts et dessablés traités et stockés pendant 2 mois sont représentés en figure 26. Pour les éléments dont la valeur du taux est supérieure à zéro, la quantité mobilisée est plus importante après phosphatation et inversement.

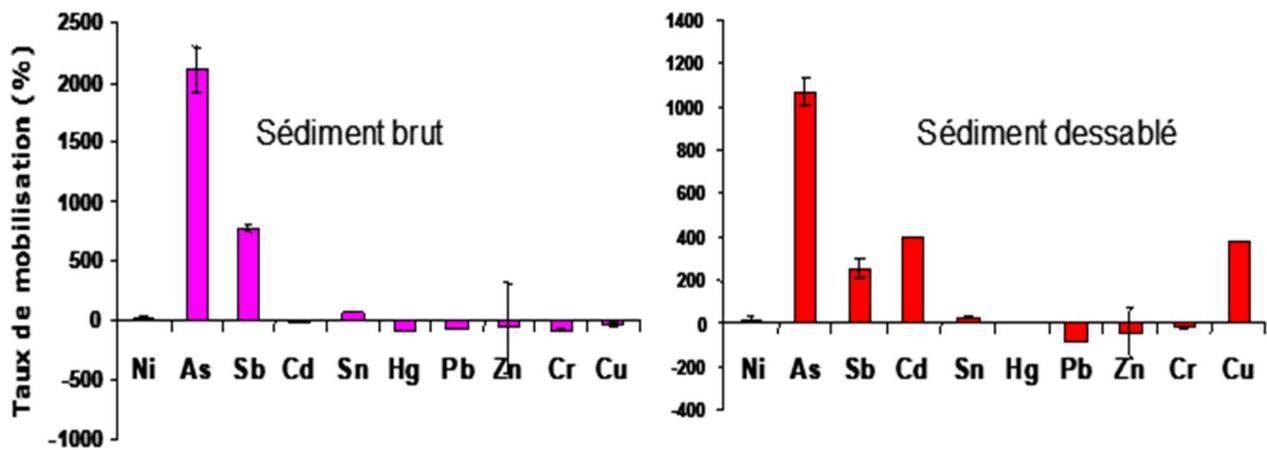


Figure 26. Taux de lixiviation des éléments traces métalliques et métalloïdes dans les sédiments bruts et dessablés stabilisés par phosphatation.

Par conséquent, l'étape de phosphatation seule ne permet pas de bien stabiliser les ETMM. Il y a un petit effet positif pour des éléments comme Cr, Hg, Pb, et Zn mais rien de vraiment significatif. En revanche, pour les éléments comme l'arsenic et l'antimoine, la phosphatation entraîne une mobilité plus importante quel que soit le type de sédiments considérés (brut ou dessablé). L'influence des phosphates sur les espèces de l'antimoine est encore mal connue mais la plupart des études menées sur la mobilisation de l'arsenic présent dans des sols contaminés a montré que l'augmentation de la teneur en phosphates du milieu contribue à solubiliser l'arsenic. Le phénomène majoritaire mis en jeu semble être un échange d'ions entre les phosphates et les oxyanions tels que l'arsenic et l'antimoine.

4.4 Stabilisation physico-chimique des éléments traces métalliques et métalloïdes dans les sédiments de dragage : le projet SEDITOX

4.4.1 Contexte et objectifs

L'objectif du projet SEDITOX était d'étudier la faisabilité de la stabilisation chimique de sédiments marins par des additifs minéraux tels que les zéolithes et les oxydes de fer, qui sont de forts adsorbants vis-à-vis des ETMM. Il s'agissait de montrer que la gestion à terre des sédiments marins était envisageable, sans risques chimiques et écotoxicologiques significatifs après stabilisation. Au cours de ce projet, différents tests de lixiviation et percolation ont été réalisés, afin de mettre en évidence la toxicité potentielle des sédiments marins contaminés, ainsi que l'effet des additifs minéraux sur la biodisponibilité des contaminants. Ainsi, quatre sédiments bio-rémediés nommés A, B, C, et D ont été traités par des additifs minéraux dans le but d'améliorer la qualité chimique et écotoxicologique des éluats issus de ces sédiments contaminés (tableau 20).

Tableau 20. Composition chimique des sédiments A, B, C et D.

Sédiment		A	B	C	D
pH		8,40 ± 0.02	8,35 ± 0.02	8,00 ± 0,02	8,30 ± 0,02
Carbone organique total	g kg ⁻¹	69 ± 7	45 ± 4	43 ± 4	36 ± 4
As	mg kg ⁻¹	114 ± 11	43 ± 4	35 ± 3	14 ± 1
Cd	mg kg ⁻¹	4,0 ± 0.4	1,1 ± 0.1	1,5 ± 0.1	0,8 ± 0.1
Cu	mg kg ⁻¹	1089 ± 109	241 ± 24	362 ± 36	174 ± 17
Mo	mg kg ⁻¹	12 ± 1	18 ± 2	11 ± 1	16 ± 2
Ni	mg kg ⁻¹	30 ± 3	30 ± 3	16 ± 2	19 ± 2
Pb	mg kg ⁻¹	1272 ± 127	271 ± 27	400 ± 40	116 ± 12
Se	mg kg ⁻¹	< 2	< 2	< 2	< 2
Zn	mg kg ⁻¹	2659 ± 266	611 ± 61	865 ± 86	242 ± 24
TBT	µg Sn kg ⁻¹	6398 ± 640	323 ± 32	3001 ± 300	941 ± 94
HAP	mg kg ⁻¹	31 ± 3	7,36	9,33	2,80
PCB	mg kg ⁻¹	0,73 ± 0,07	0,31 ± 0.03	0,41 ± 0.04	0,24 ± 0.02

Trois additifs minéraux ont été utilisés pour la stabilisation (tableau 21) des sédiments: le fer zéro valent, l'hématite et les fractions granulométriques grossière et fine d'une zéolithe naturelle.

Tableau 21. Caractéristiques des additifs minéraux utilisés dans le cadre du projet SEDITOX

Additif	D50 (µm)	Fournisseur	Composition
Hématite	0,77	Alfa Aesar	99,5%
Fer zéro valent	16,9	Sigma Aldrich	99,9%
Zéolithe naturelle	7,2	Zeochem (France)	Clinoptilolite 84% Cristobalite 8% Feldspath 4% Illite 4%

4.4.2 Impact des additifs minéraux sur la biodisponibilité des ETMM

Le test d'embryo-toxicité sur larves d'huître et le test Microtox phase solide, dont les principes sont décrits en Annexe 3, ont été utilisés pour caractériser la toxicité des sédiments stabilisés. Ces résultats ont été publiés dans les articles ci-dessous :

- Mamindy-Pajany, Y., Galgani, F., Roméo, M., Hurel, C., Marmier, N., (2010) Minerals as additives for decreasing the toxicity of Mediterranean contaminated dredged sediments. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 73, 1748-1754.
- Mamindy-Pajany, Y., Geret, F., Roméo, M., Hurel, C., Marmier, N., (2012) Ex situ remediation of contaminated sediments using mineral additives: assessment of pollutant bioavailability with the Microtox® solid phase test. *Chemosphere* 86, 1112-1116.

Les résultats ont permis de montrer que l'ajout d'un additif minéral aux sédiments peut avoir un effet positif (diminution systématique de la toxicité en présence d'hématite) ou négatif (augmentation de la toxicité en présence de fer ou de zéolithe) sur le développement des larves d'huître (figure 27). Cela démontre que l'apport d'additifs minéraux au sédiment permet de modifier la biodisponibilité des ETMM libérés par les sédiments lors d'essais de lixiviation en milieu eau de mer.

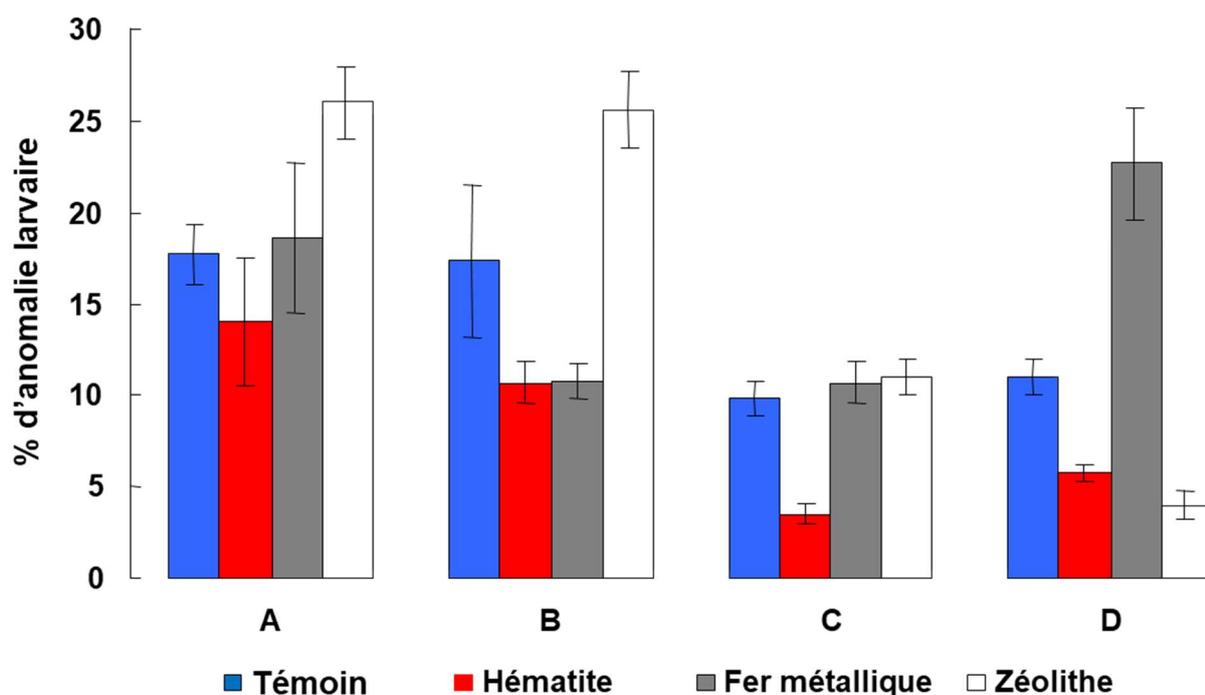


Figure 27. Pourcentages d'anomalies larvaires mesurées dans les sédiments A, B, C, et D avant et après traitement par additifs minéraux dans le test d'embryotoxicité.

Les résultats du test Microtox phase solide confirment l'effet positif des additifs minéraux sur la biodisponibilité des ETMM. En effet, pour ce test, les trois additifs minéraux testés sont identifiés de bons adsorbants car ils permettent de réduire la toxicité des éluats provenant des sédiments les plus contaminés (A et C). Cette réduction de toxicité est généralement associée à une diminution des concentrations en ETMM dans les éluats surtout en présence d'hématite et de fer zéro valent (cf. articles cités ci-dessus). Le test Microtox phase solide étant particulièrement sensible aux particules en suspension, les caractéristiques intrinsèques des sédiments (teneurs en particules fines, en polluants, et en carbone organique) semblent affectées les résultats obtenus en présence d'additifs minéraux. Ainsi, l'hématite et la zéolithe, dont les effets positifs ont été mesurés pour les échantillons A et C, présentent une toxicité accrue lorsqu'ils sont mélangés aux échantillons B et D. Ces derniers présentant une fraction fine (< 63 μm) plus importante que les autres échantillons, il semblerait que leur toxicité dans le test Microtox phase solide soit préférentiellement influencée par la présence de particules fines provenant des sédiments et des additifs minéraux (tableau 22).

Tableau 22. Résultats du test Microtox phase solide sur les sédiments A, B, C et D avant et après traitement par additifs minéraux. Les résultats sont exprimés en unités toxiques ($UT_{50} = 100/CE_{50}$) à partir de la concentration effective produisant 50% d'inhibition de la bioluminescence de la bactérie *Vibrio fischeri*.

Echantillons	A	B	C	D
Sédiment sans additif	50 ± 7	42 ± 14	69 ± 7	12 ± 4
5% Hématite	7 ± 2	71 ± 16	28 ± 17	62 ± 4
5% Fer zéro valent	8 ± 1	22 ± 2	$15,2 \pm 7,5$	20 ± 5
5% Zéolithe fine	$6,5 \pm 1,3$	77 ± 12	$7,5 \pm 0,8$	45 ± 4

Les résultats des bio-essais sélectionnés démontrent l'efficacité des additifs minéraux dans la réduction de la biodisponibilité des ETMM, toutefois, il faut noter une certaine variabilité des réponses biologiques en fonction de la granulométrie des sédiments et des additifs minéraux considérés. Cela suggère, d'une part que l'efficacité de la stabilisation est liée aux caractéristiques intrinsèques des sédiments et des bio-essais utilisés. En effet, le test Microtox phase solide étant particulièrement sensible aux particules en suspension dans les lixiviats, les effets toxiques mesurés dans ce test ne sont pas uniquement liés à la biodisponibilité des ETMM dans la fraction dissoute des lixiviats.

4.4.3 Impact des additifs minéraux sur la mobilité des ETMM

Les essais de lixiviation en batch menés sur l'échantillon A avant et après compostage ont permis de mettre en évidence que les concentrations relarguées en As, Cu et Zn sont plus élevées dans l'échantillon composté que dans le frais, ce qui suggère une différence de comportement des ETMM en fonction de l'état initial (état réduit ou oxydé) du sédiment (tableaux 23 et 24). Sur ces deux typologies d'échantillon, le molybdène dépasse la valeur seuil fixée pour les installations de stockage des déchets inertes (ISDI). Pour l'échantillon frais, l'ajout de fer zéro valent et d'hématite permet de réduire la mobilité de la plupart des ETMM tandis que la zéolithe n'a pas d'effets significatifs (tableau 23). Dans le cas de l'échantillon composté, une réduction des teneurs en lixiviation des ETMM est observée pour l'ensemble des additifs mais seule l'hématite est efficace pour réduire la lixiviation du molybdène en dessous du seuil des déchets inertes (tableau 24). Ces observations mettent en évidence l'influence de l'état initial de la matrice sédimentaire sur la réactivité des additifs minéraux avec une efficacité réduite en présence d'une matrice préalablement compostée. Dans ce type de matrice, la présence de carbone organique dissous est généralement plus importante que dans les sédiments frais du fait de la dégradation de la matière organique particulaire. Ce phénomène génère des molécules organiques dissoutes dans les lixiviats et favorise l'inhibition de la réactivité de surface de certains additifs minéraux dont le fer zéro valent.

Tableau 23. Résultats des essais de lixiviation sur le sédiment frais avant et après stabilisation par les additifs minéraux (dosés à 5, 10, et 15%) pour des ratios liquide/solide de 2 et 10 L/kg. Les seuils ISDI de l'arrêté du 12 décembre 2014 sont reportés en µg/kg.

% des additifs	Sédiment A			+ Hématite		+ Fer zéro valent			+ Zéolithe fine			+ Zéolithe grossière			Seuils ISDI
	0	5	10	15	5	10	15	5	10	15	5	10	15		
L/S = 2															
As	45 ± 4	46 ± 3	46,0 ± 0,5	44 ± 2	34,5 ± 0,7	36 ± 1	38 ± 1	45 ± 5	53,5 ± 0,9	55 ± 2	45 ± 4	45 ± 4	35 ± 2	100	
Cd	10,2 ± 0,4	9,9 ± 0,5	10,7 ± 0,5	10,1 ± 0,4	2,4 ± 0,4	0,7 ± 0,1	0,42 ± 0,02	10,5 ± 0,4	10,5 ± 0,3	10,5 ± 0,2	10,4 ± 0,6	10,8 ± 0,6	10,3 ± 0,3	30	
Cu	380 ± 19	315 ± 16	301 ± 8	279 ± 11	138 ± 5	111 ± 1	102 ± 12	427 ± 50	554 ± 9	531 ± 14	493 ± 67	501 ± 73	363 ± 27	900	
Mo	356 ± 12	47 ± 2	19 ± 1	9,0 ± 0,3	55 ± 2	63,2 ± 0,8	60 ± 4	370 ± 32	443 ± 10	449 ± 11	380 ± 30	372 ± 30	320 ± 12	300	
Ni	61 ± 4	65 ± 3	68 ± 1	67 ± 4	47 ± 1	49 ± 2	53 ± 2	71 ± 8	79 ± 4	86 ± 4	68 ± 9	72 ± 11	51 ± 6	200	
Zn	655 ± 36	662 ± 41	698 ± 29	681 ± 38	173 ± 11	167 ± 6	179 ± 5	756 ± 105	605 ± 25	608 ± 15	618 ± 78	678 ± 62	474 ± 24	2000	
L/S = 10															
As	76 ± 5	73 ± 4	69 ± 2	64 ± 3	60 ± 3	62 ± 4	64 ± 3	75 ± 6	90 ± 2	92 ± 2	80 ± 8	83 ± 5	72 ± 3	500	
Cd	14 ± 1	14 ± 1	14,1 ± 0,7	12,9 ± 0,4	3,2 ± 0,5	1,3 ± 0,1	1,0 ± 0,1	14,5 ± 0,9	16,2 ± 0,3	15,4 ± 0,3	17 ± 1	17,2 ± 0,9	17,3 ± 0,5	40	
Cu	842 ± 86	651 ± 26	564 ± 15	493 ± 19	223 ± 19	181 ± 7	160 ± 17	879 ± 107	1275 ± 36	1012 ± 22	1248 ± 115	1285 ± 102	1153 ± 65	2000	
Mo	696 ± 45	198 ± 15	98 ± 5	62 ± 5	210 ± 10	203 ± 14	217 ± 18	742 ± 57	907 ± 10	867 ± 11	839 ± 72	830 ± 39	771 ± 24	500	
Ni	314 ± 42	267 ± 11	269 ± 10	260 ± 16	232 ± 40	195 ± 29	156 ± 12	269 ± 12	316 ± 18	320 ± 11	318 ± 20	288 ± 28	279 ± 25	400	
Zn	1306 ± 127	1354 ± 118	1272 ± 49	1111 ± 67	673 ± 95	403 ± 24	362 ± 29	1359 ± 185	1339 ± 40	1212 ± 42	1544 ± 159	1655 ± 116	1518 ± 66	4000	

Tableau 24. Résultats des essais de lixiviation sur le sédiment composté avant et après stabilisation par les additifs minéraux (dosés à 5, 10, et 15%) pour des ratios liquide/solide de 2 et 10 L/kg. Les seuils ISDI de l'arrêté du 12 décembre 2014 sont reportés en µg/kg.

% des additifs	Sédiment A	+ Hématite			+ Fer zéro valent			+ Zéolithe fine			+ Zéolithe grossière			Seuils ISDI
	0	5	10	15	5	10	15	5	10	15	5	10	15	
L/S = 2														
As	42,5 ± 1,3	37,8 ± 0,3	37,1 ± 0,1	36 ± 2	47 ± 2	49,0 ± 0,7	49 ± 1	43,0 ± 0,5	48 ± 5	45,7 ± 1,5	46,8 ± 0,2	48,2 ± 1,7	50 ± 1	100
Cd	10,6 ± 0,4	9,5 ± 0,1	9,5 ± 0,2	10,0 ± 0,6	10,0 ± 0,5	9,8 ± 0,2	9,9 ± 0,1	9,7 ± 0,2	10,9 ± 1,4	9,6 ± 0,2	11,8 ± 0,2	12,1 ± 0,4	12,8 ± 0,5	30
Cu	694 ± 32	492 ± 12	421 ± 6	335 ± 32	947 ± 48	914 ± 4	973 ± 46	580 ± 12	661 ± 69	598 ± 21	908 ± 2	913 ± 57	894 ± 35	900
Mo	386 ± 15	45 ± 3	17,4 ± 0,3	8,0 ± 0,9	340 ± 47	393 ± 9	392 ± 18	386 ± 1	437 ± 54	398 ± 11	410 ± 1	405 ± 9	406 ± 14	300
Ni	70 ± 1	71,5 ± 0,2	73 ± 1	77 ± 7	91 ± 2	93 ± 1	94 ± 2	83,1 ± 0,8	97 ± 12	90 ± 1	88,7 ± 0,1	97 ± 1	107 ± 3	200
Zn	1047 ± 27	1007 ± 17	999 ± 3	1046 ± 39	979 ± 81	1084 ± 21	1017 ± 29	1127 ± 16	1181 ± 181	978 ± 29	1320 ± 16	1349 ± 26	1384 ± 56	2000
L/S = 10														
As	86 ± 3	70,3 ± 1,4	66,1 ± 0,7	61,0 ± 3,6	78 ± 3	81 ± 3	86 ± 2	87 ± 1	91 ± 7	87 ± 3	93 ± 4	100 ± 11	96 ± 2	500
Cd	14,8 ± 0,8	12,5 ± 0,4	11,9 ± 0,3	12,5 ± 1,1	15,4 ± 0,6	13 ± 2	11,4 ± 0,3	13,3 ± 0,5	14,0 ± 1,7	12,4 ± 0,5	20,2 ± 1,7	20,4 ± 0,9	20,8 ± 1,3	40
Cu	1613 ± 130	1085 ± 90	880 ± 35	637 ± 55	1328 ± 55	1098 ± 120	1064 ± 55	1085 ± 37	1090 ± 90	1027 ± 50	1405 ± 13	1393 ± 73	1339 ± 56	2000
Mo	750 ± 27	214 ± 12	121 ± 6	64 ± 9	676 ± 57	634 ± 93	640 ± 26	694 ± 6	748 ± 74	686 ± 27	918 ± 44	892 ± 20	860 ± 25	500
Ni	186 ± 18	165 ± 10	160 ± 3	168 ± 28	246 ± 10	256 ± 6	247 ± 14	187 ± 12	190 ± 28	161 ± 15	242 ± 18	276 ± 24	267 ± 18	400
Zn	1803 ± 134	1593 ± 90	1511 ± 18	1560 ± 163	2114 ± 122	2008 ± 178	1597 ± 106	1727 ± 78	1724 ± 318	1338 ± 81	2144 ± 187	2951 ± 78	2943 ± 153	4000

Enfin le procédé de stabilisation a été testé dans une expérience pilote sur le sédiment A qui s'est révélé être le plus contaminé et le plus toxique à l'état frais dans les essais précédents. Le sédiment a été mélangé aux additifs minéraux (hématite : 10% et 15% ; fer zéro valent : 5% ; zéolithe fine : 5% ; zéolithe grossière : 5%) et les concentrations en ETMM ont été suivies pendant trois mois à raison d'un prélèvement hebdomadaire après arrosage (2L d'eau) et retournement manuel des andains (figure 28). Ce protocole est similaire aux traitements appliqués à grande échelle aux andains de sédiments compostés dans les bassins de lagunage dans l'objectif de réduire les teneurs en composés organiques (principalement HAP et TBT) et en sels.

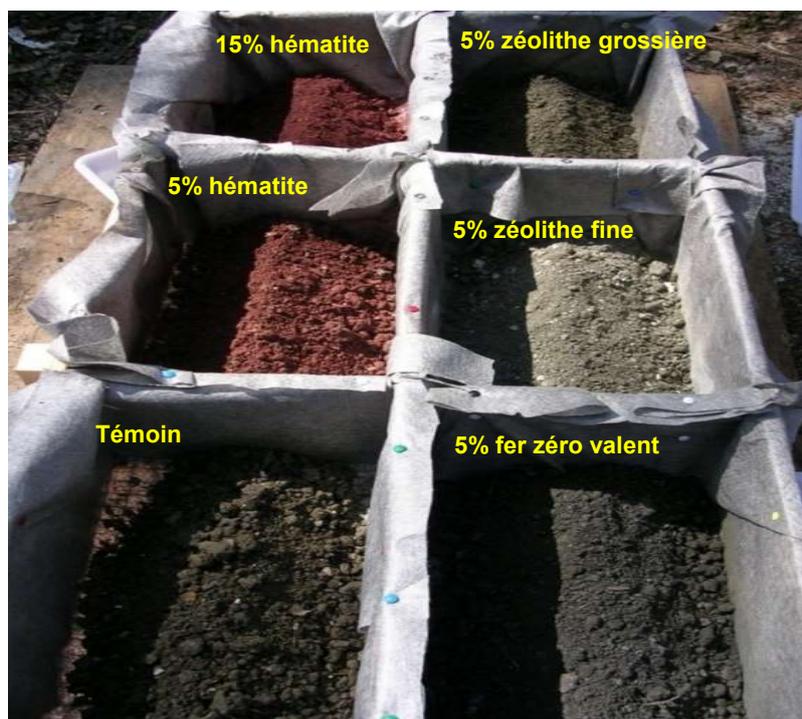


Figure 28. Dispositif pilote utilisé pour l'étude de la stabilisation du sédiment contaminé en milieu extérieur.

Les résultats de cette étude pilote ont été publiés dans l'article ci-dessous :

Mamindy-Pajany, Y., Hurel, C., Gêret, F., Roméo, M., Marmier, N., (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* 252, 213-219.

Ainsi, l'hématite (oxyde de fer) s'est révélée être l'additif minéral le plus performant, car elle a permis de diminuer les quantités d'éléments chimiques relargués par le sédiment contaminé (figure 29). Cependant, l'efficacité de la stabilisation n'est pas uniforme pour l'ensemble des formulations étudiées. Pour l'ensemble des éléments étudiés, les concentrations dissoutes sont significativement plus faibles dans les échantillons stabilisés avec des additifs à base de fer zéro valent que dans l'échantillon sans additif (sédiment témoin). Ainsi, il a été démontré que les additifs à base de fer zéro valent ont un effet significatif sur la mobilité des ETMM, puisqu'ils permettent de réduire leurs taux de mobilisation dans l'ordre suivant : 5% de fer zéro valent entraîne 45% de réduction par rapport au témoin < 5% hématite entraîne une réduction de 47% < 15% hématite entraîne une réduction de 51% (figure 29). Par contre la zéolithe grossière réduit de seulement 12% le taux de polluants, tandis que la zéolithe fine augmente ce taux de 18% par rapport au témoin.

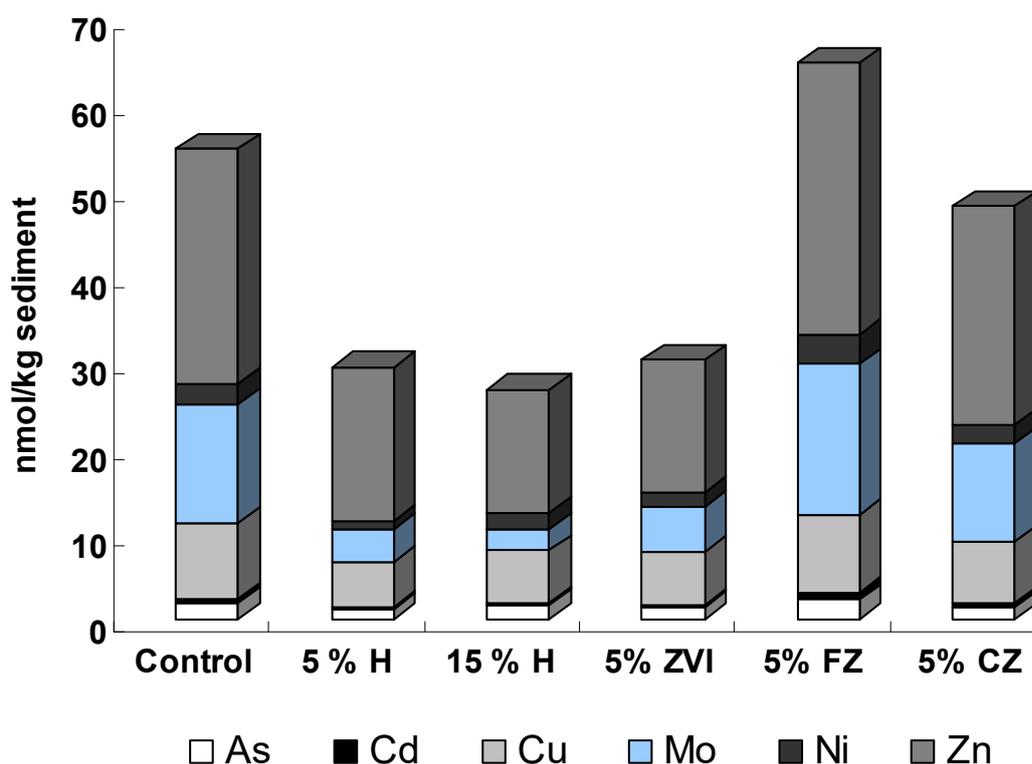
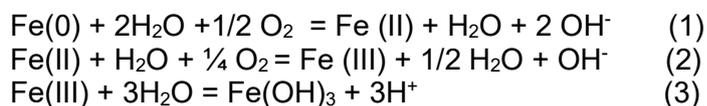


Figure 29. Bilan des taux de relargage de contaminants dans le sédiment témoin et les échantillons traités après 3 mois de suivi environnemental (Control : Témoin ; H : Hématite ; ZVI : Zero valent iron ; FZ : fine zeolites ; CZ : coarse zeolites).

La bonne efficacité des oxydes de fer pour les contaminants anioniques (As, Mo) et cationiques (Cd, Cu, Ni, et Zn) se justifie par leurs sites de surface amphotères [66]. Sur ces surfaces, l'adsorption se produit par complexation de sphères inertes ou externes. Le pH de l'eau interstitielle du sédiment est tamponné aux valeurs neutres (7-8), cela favorise l'apparition de charges de surface négatives et positives sur l'hématite dont le point de charge nulle est compris en 7 et 8,5 [67],[68],[69]. Ces conditions favorables permettent d'obtenir une bonne compatibilité entre l'additif minéral et la matrice sédimentaire.

La bonne stabilisation des ETMM observée pour le fer zéro valent est expliquée par l'oxydation de ce dernier qui est apparue au bout d'une semaine de traitement du sédiment. Leupin et Hug (2005) [70] ont montré que le fer zéro valent s'oxyde dans le sol en formant des hydroxydes de fer faiblement cristallins par les réactions suivantes :



L'augmentation des concentrations en ETMM dans les lixiviats provenant des sédiments traités à la zéolithe fine peut s'expliquer par la mobilisation des particules de zéolithe lors des phases d'arrosage. En effet, le transfert rapide d'eau conduit à une translocation mécanique des particules colloïdales [71], [72]. En outre, de nombreuses études ont montré que la dispersion et la mobilisation des particules colloïdales dans les sols sont favorisées par un pH basique, ou encore une concentration élevée en ions alcalins [73], [74].

Le projet SEDITOX a conduit au dépôt d'un brevet sur le procédé de stabilisation [75]. Le procédé breveté porte sur le traitement des sédiments portuaires pollués à la fois par des polluants cationiques et anioniques, et dont le pH se situe entre 7 et 8. Lorsque le pH est inférieur à 7, le procédé doit inclure une étape d'ajout de calcite au sédiment. Les polluants anioniques concernés par le procédé sont le l'arsenic, le chrome, le molybdène, et le vanadium. La stabilisation consiste à ajouter au sédiment pollué du fer et des oxydes de fer à hauteur de 3% en masse sèche à minima. Lors d'une seconde étape, le sédiment pollué doit être composté par arrosage et aération, de manière à dégrader les polluants organiques et permettre l'aggrégation des particules.

Le matériau final issu du procédé peut être stocké ou réutilisé en remblais en milieu aérobie sans ajout de matériaux supplémentaires après vérification des propriétés géotechniques, sous forme de remblai par exemple. Par contre, de nombreuses questions restent ouvertes concernant le devenir à long terme des contaminants et la réversibilité des mécanismes d'adsorption au sein du sédiment traité par stabilisation. Des études complémentaires seraient donc nécessaires notamment sur des volumes de sédiments plus importants et pour des temps plus longs.

4.4.4 Les facteurs influençant le devenir des ETMM dans les sédiments traités par additifs minéraux

Cette section présente les phénomènes physico-chimiques susceptibles d'impacter le devenir des ETMM dans les sédiments traités par des additifs minéraux dans un contexte d'élimination sans protection particulière ou en remblais paysager. Ces mécanismes sont abordés à l'aide de schémas synthétiques cités notamment dans les guides du programme CAPHÉINE³² (source : BRGM).

Mécanismes chimiques en jeu à l'échelle moléculaire

Le schéma de Manceau et al (2002) [76] présente les réactions chimiques et les interactions électrostatiques qui peuvent se produire à l'interface solide/liquide (figure 30). Il a été établi dans le cadre d'études d'interactions d'ETMM avec des oxydes de fer mais il est applicable, à quelques nuances près, à de nombreuses phases minérales dont les additifs minéraux testés dans le cadre du projet SEDITOX. Le schéma de la figure 30 présente le cheminement possible d'un ion depuis la phase liquide jusqu'au cœur d'un minéral. Le scénario conduisant à la fixation de l'élément comprend plusieurs étapes :

1. La première étape est la formation d'un complexe de sphère externe (a). Dans ce type de complexe il n'y a pas de liaisons chimiques avec les groupes fonctionnels de surface car les ions en solution gardent leur sphère d'hydratation. Ce sont principalement les forces électrostatiques qui les maintiennent à la surface de la particule. L'adsorption est non spécifique. Les ions impliqués dans ces phénomènes sont facilement échangeables et donc relativement mobiles.
2. Formation d'un complexe de sphère interne (b). L'ion impliqué a perdu une partie de sa sphère d'hydratation et forme une liaison chimique avec les groupements de surface du minéral. La force de la liaison dépend de la structure électronique de l'ion adsorbé et du ligand auquel il est fixé. La complexation de sphère interne également appelée adsorption spécifique ou chimisorption.

³² Programme de recherche sur la caractérisation des phénomènes de transfert en zone insaturée d'éléments traces potentiellement toxiques

3. Précipitation (g). La précipitation peut se produire directement en solution. Cela peut être le cas lorsque la limite de solubilité de l'espèce est atteinte. Elle peut également être initiée à la surface d'autres minéraux à la faveur de l'adsorption d'un nucléus. Certaines phases peuvent également incorporer dans leur matrice des éléments traces par co-précipitation.
4. Diffusion dans le réseau cristallin (d). Une fois adsorbé en surface, un cation peut diffuser dans le réseau cristallin et combler les lacunes de celui-ci, ou se substituer aux ions présents. Ce processus interviendra si le rayon ionique du cation considéré est voisin de la taille de la cavité ou du cation substitué.

L'efficacité du traitement par additifs minéraux dépend de la réactivité de surface des phases utilisées et en particulier de la bonne accessibilité des sites réactionnels. Dans ce cas, le mécanisme principal de fixation des ETMM est la complexation de surface (de type sphères internes ou externes en fonction de la nature des espèces chimiques), ce qui suggère une interaction forte entre les ETMM et les surfaces des additifs minéraux. L'utilisation de fer zéro aboutit à la précipitation d'oxydes de fer dans la matrice sédimentaire, ce qui peut conduire à la formation de co-précipités avec certains ETMM. A l'échelle moléculaire, les mécanismes engendrés par la présence des additifs minéraux auront donc tendance à renforcer le piégeage des ETMM fixés lors des premières semaines de traitement. Cette phase de traitement par aération du sédiment frais est importante car elle permet le bon transfert des ETMM les plus mobiles vers les additifs minéraux. Par ailleurs, il faut noter que la plupart des mécanismes (dissolution, précipitation, complexation, oxydation, etc.) évoqués par Manceau et al. (2002) [76] sont en fait constitués d'un ensemble de réactions élémentaires qui constituent chacune une étape du processus réactionnel. Cette distinction est importante car elle permet de faire le lien avec la cinétique des processus car certaines réactions élémentaires seront limitantes en termes de vitesse en fonction des conditions rencontrées dans les sédiments à traiter (pH, température, humidité des sédiments, présence d'oxygène, nature de la microflore bactérienne, niveau d'activité biologique). Qui plus est, la formulation de ces réactions ouvre également la porte à une modélisation mécanistique qui pourrait permettre de sélectionner les additifs et les dosages appropriés en fonction des caractéristiques intrinsèques de la matrice sédimentaire.

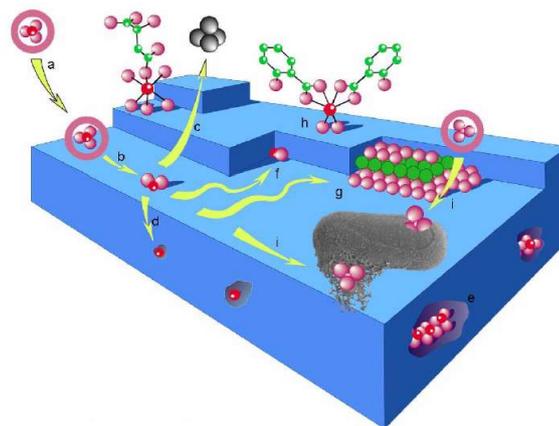


Figure 30. Schéma de synthèse illustrant les différents mécanismes de fixation d'un complexe aqueux chargé à l'interface liquide solide a) adsorption ou physisorption ; b) chimisorption ; c) détachement ; d) absorption ou inclusion (cas des ions ayant un rayon et une charge similaire à l'un des ions du cristal) ; e) occlusion (poche d'impureté littéralement piégée à l'intérieur du cristal en croissance) ; f) attachement d'une molécule complexe ; g) hétéro-nucléation (croissance épitaxiale) ; h) complexation organo-minérale ; i) complexation par des exopolymères bactérien. (D'après [76])

Comportement des ETMM à l'échelle de l'agrégat

L'organisation des phases minérales amorphes et cristallines et des matières organiques des sédiments en agrégats est à l'origine d'une microporosité dans les matériaux poreux. Ainsi, l'ajout d'additifs minéraux pendant le pré-traitement des sédiments favorisera l'intégration des phases minérales de granulométrie fine dans la microporosité des matériaux traités. L'hétérogénéité de phases d'un milieu poreux tel que le sédiment couplée à la lenteur du transport dans la microporosité aboutit généralement à une variabilité spatiale des conditions chimiques à l'échelle des agrégats. Par conséquent, le devenir des ETMM peut être influencé par la structure du milieu même des matériaux traités en l'absence d'infiltration d'eau. Cette observation confirme la nécessité d'avoir des mélanges relativement homogène lors de l'ajout des additifs minéraux au sédiment afin de permettre l'intégration de ces nouvelles phases minérales réactives au sein des agrégats qui se formeront pendant le traitement par aération et compostage.

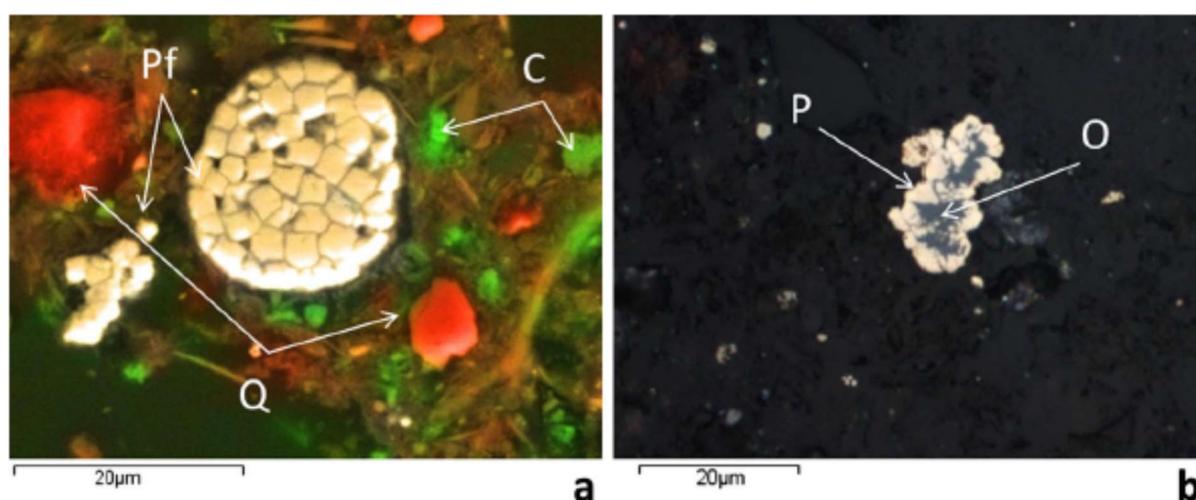


Figure 31. Microphotographies optique et électronique d'un sédiment marin vieilli ; de la pyrite framboïdale (Pf) est contenue dans un liant alumino-silicaté riche en cuivre (C) contenant de la calcite et du quartz (d'après [77])

Lors du vieillissement des sédiments marins notamment après lagunage sous forme d'andains, il a été observé la formation d'agrégats composés notamment de pyrite [77]. Ce phénomène d'agrégation est un processus par lequel les particules minérales (argiles, cations divalents ou trivalents, oxydes, carbonates et gypses) et organiques s'assemblent à la suite de réactions de réarrangement, floculation, et de cimentation. Ce phénomène peut aboutir à la formation d'une couche protectrice de certains minéraux (figure 31). Les agrégats peuvent alors se présenter sous différentes formes et tailles. Ils sont souvent regroupés dans les macro-agrégats (> 250 µm) et les micro-agrégats (< 250 µm) [78]. La dynamique complexe de l'agrégation est le résultat de nombreuses interactions entre différents facteurs. Les principaux facteurs qui contrôlent ce processus sont (i) internes à la matrice, incluant la minéralogie des argiles, les concentrations en carbonates, la nature des matières organiques, les oxydes de fer et d'aluminium ; ils sont également (ii) externes, incluant la microbiologie, la faune, les facteurs de management du matériau (e.g. labour, drainage), le climat, l'environnement, et l'influence des plantes [79] (figure 32). Ainsi, les agrégats formés avec les additifs minéraux peuvent évoluer dans le temps en fonction de leur stabilité dans le milieu poreux. Ces agrégats peuvent favoriser la stabilisation des ETMM dans le sédiment tout en limitant la perte des additifs minéraux par lessivage.

Agents de stabilisation

Matières organiques transitoires et temporaires
(racines et hyphes fongiques).

Matières organiques persistantes
(débris racinaires et fongiques couverts par les particules inorganiques).

Matières organiques persistantes
(débris microbiens et fongiques couverts par les particules inorganiques).

Agents inorganiques permanents
(aluminosilicates amorphes, oxydes et polymères organiques adsorbés sur la surfaces des argiles, liaison électrostatique, floculation).

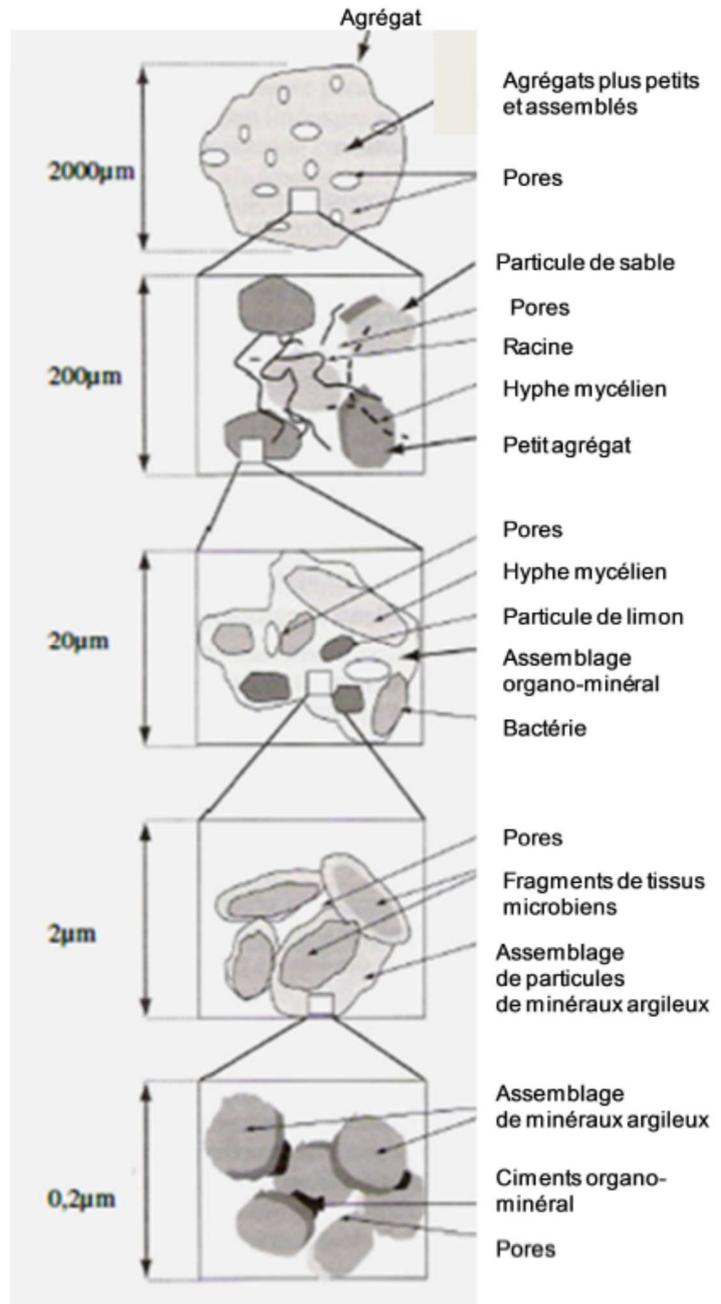


Figure 32. Organisation hiérarchique de la structure des sols d'après [78]. A chaque taille d'agrégat est associé un type spécifique de matière organique du sol qui stabilise la structure.

Au sein de la microporosité des agrégats, l'adsorption déplace les espèces ioniques de la solution vers la surface des constituants de la matrice solide (argiles, oxyde de fer, matière organique, etc.) (figure 33). Les processus de « vieillissement » déplacent ensuite les ETMM de la surface vers la profondeur de la matrice solide. Les processus mis en jeu sont : la diffusion dans les micropores de surface (a), la diffusion dans le réseau des solides (b), le piégeage des ETMM par fermeture des pores suite à la précipitation d'une phase minérale (c), la précipitation directe de surface (d), la formation de complexes organiques stables (e).

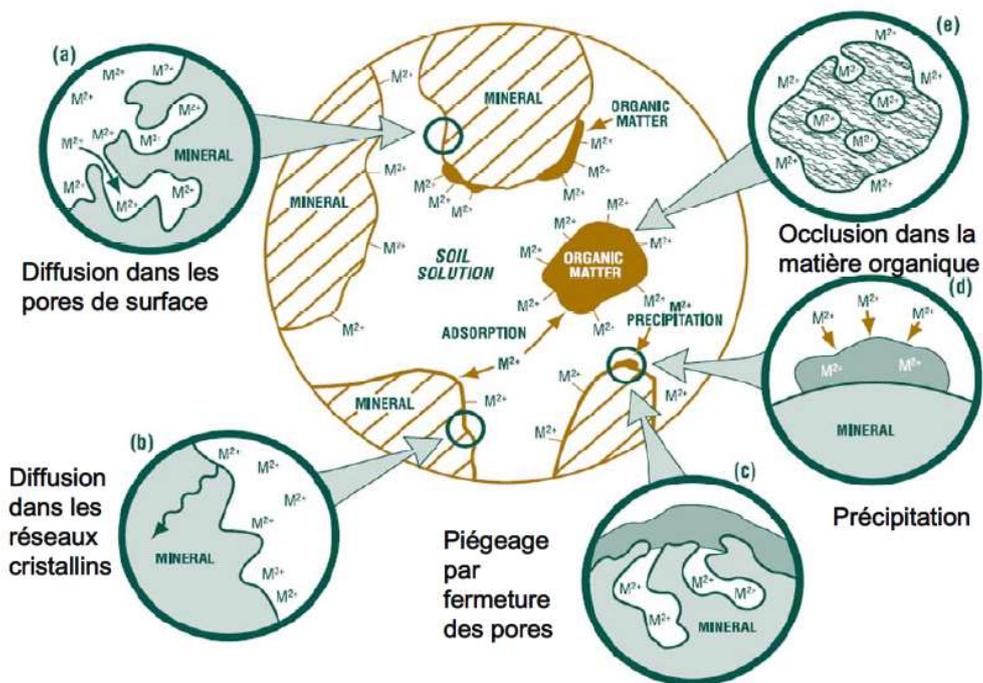


Figure 33. Comportement des ions métalliques au sein d'un sol d'après [80] (Source : BRGM)

La succession temporelle entre l'adsorption, considérée comme un processus rapide dont l'équilibre est atteint au bout de quelques jours, et la stabilisation du fait d'autres mécanismes plus lents comme la précipitation et la diffusion, est donc soulignée. D'après le schéma de McLaughlin [80], la diminution durable de la biodisponibilité des ETMM par des additifs minéraux apparaît donc comme un mécanisme envisageable du fait de cette stabilisation lente et progressive.

Comportement des polluants à l'échelle d'un site

Si la connaissance des mécanismes élémentaires est nécessaire pour espérer être en mesure d'anticiper l'évolution des transferts des éléments traces à l'échelle d'un site, il faut également comprendre leur hiérarchisation, c'est-à-dire leur expression en fonction des conditions physico-chimiques imposées par le contexte climatique local. C'est pourquoi le recueil des données au cas par cas sur les sites concernés est une étape indispensable.

Dans les milieux poreux non saturés, les espèces présentes dans la phase gazeuse peuvent se répartir rapidement dans le milieu. La pression partielle d'oxygène et de CO₂ dans les sédiments non saturés déposés à l'air libre résulte d'un équilibre entre les échanges avec l'atmosphère (source infinie d'O₂) et les consommations d'O₂ et les productions de CO₂ liées aux êtres vivants (bactéries, plantes, etc.), ces pressions partielles peuvent avoir une incidence forte sur les équilibres chimiques faisant intervenir les carbonates, les hydroxydes et les sulfures ainsi que le type de microflore présente et active (microflore à respiration aérobie ou anaérobie). En effet, la caractérisation de sédiments marins vieillissants a montré que ceux-ci contenaient des phases potentiellement réactives, en particulier les sulfures, qui jouent un rôle important dans la mobilité des métaux. Leur oxydation avec l'oxygène moléculaire se produit lorsque la matrice sédimentaire présente une humidité comprise entre 60 et 90 %, cela conduit notamment à une solubilisation des métaux associés et à des interactions avec les carbonates présents dans les sédiments [77].

En fonction de l'ampleur de cette réaction d'oxydation, l'acidité produite peut conduire à des variations de pH et affecter la stabilisation du piégeage des ETMM par les additifs minéraux. Cette déstabilisation des phases minérales adsorbantes dépend de la teneur en carbonates et de l'hétérogénéité de la matrice sédimentaire. Dans un scénario d'évolution à long terme, ce mécanisme de perturbation des équilibres chimiques à l'interface additifs/eau interstitielle devra être pris en compte afin de vérifier la bonne stabilité des ETMM à long terme et d'apporter des actions correctives (modification des dosages en additif minéraux) en fonction du degré d'impact observé.

Par ailleurs, le compartiment organique dont les caractéristiques sont évolutives au cours du temps (apport saisonnier de matière organique fraîche, processus biologiques d'humification et de minéralisation) a un impact significatif sur la spéciation des polluants. Il agit directement sur cette spéciation en tant que piège mais peut influencer également le devenir des ETMM piégés sur les additifs minéraux de manière indirecte en modifiant la chimie des eaux interstitielles : modification du pH, libération de solutés minéraux et organiques du fait de sa dégradation, solubilisation de macromolécules colloïdales. Les résultats obtenus dans des essais de lixiviation en batch ont montré que l'efficacité de certains additifs minéraux est affectée par l'état initial de la matrice sédimentaire et que leur efficacité semble être altérée dans la matrice compostée où les teneurs en matières organiques dissoutes sont plus élevées. La dégradation des composés organiques initialement présents ou l'apport de matières fraîches aura donc un impact potentiel sur la réversibilité des réactions de complexation de surface en fonction de l'affinité de certains ETMM pour ces molécules complexes. L'étude de cet aspect nécessite donc de connaître la dynamique des apports en matière organique ainsi que les cinétiques de dégradation biologique dans le temps et sur le profil d'un site (variation des activités biologiques en fonction de la profondeur du profil considéré). Ce verrou de connaissance s'ajoute aux nombreux autres relatifs à l'action bactérienne sur la dynamique des polluants.

Bien que ces hypothèses d'évolution à long terme des sédiments sous contraintes climatiques permettent d'élaborer un certain nombre de recommandations générales pour l'utilisation des additifs minéraux, il serait nécessaire d'aller plus loin et de capitaliser les résultats du projet SEDITOX, en prenant en compte dans un modèle complet les phénomènes de transfert, de transformation, et l'influence des plantes sur la disponibilité des ETMM (par exemple dans un scénario d'élimination en terrain de dépôt avant et après requalification).

4.4.5 Faisabilité du stockage des sédiments stabilisés dans le contexte réglementaire en vigueur

Les conditions d'entreposage des sédiments stabilisés en Installation de Stockage de Déchets Inertes (ISDI) ne garantissent qu'une faible protection des matériaux vis-à-vis des agents météoriques (pluie, vent). Ainsi, les principaux mécanismes susceptibles d'altérer le traitement des sédiments stabilisés sont liés à ces aspects météoriques et les conditions oxydo-réductrices sont également prépondérantes.

Par ailleurs, la réponse des sédiments stabilisés à des changements externes de pH est un critère à prendre en compte dans le scénario de stockage envisagé, car ce paramètre peut varier dans certaines conditions agressives particulières (facteurs biologique ou aggrèsivité des eaux de percolation). Dans ce contexte, il est possible de réaliser, pour les sédiments stabilisés, une étude spécifique pour déterminer leur comportement à la lixiviation en conditions de stockage en ISDI, dans le cadre de la norme NF EN 12920+A1 [81]. Cependant, à l'heure actuelle, il n'existe pas d'outil expérimental standardisé pour vérifier la pérennité de la stabilisation des sédiments sur le long terme qui prenne notamment en compte la spécificité des sédiments (par exemple, réaction de la matrice liée à son oxydation).

Par contre, il faut noter qu'une action nationale, à laquelle je participe en représentant l'IMT Lille Douai, est actuellement en cours dans le cadre d'un Groupe de Travail piloté par le BRGM pour proposer un protocole de vieillissement des sédiments gérés à terre. Une adaptation de ce protocole aux sédiments stabilisés serait alors envisageable.

Les objectifs de ce groupe sont multiples :

- Définir un protocole de vieillissement des sédiments clair et standardisé, qui permettrait de statuer sur le comportement de ces matériaux gérés à terre à moyen et long terme ;
- Avoir un retour d'expérience fiable sur le comportement des différents sédiments testés afin de définir les paramètres régissant la mobilisation des polluants dans les sédiments gérés à terre ;
- Mettre à disposition des différents acteurs locaux confrontés à la gestion des sédiments (services décentralisés de l'état, maîtres d'œuvre, maîtres d'ouvrage, bureaux d'études, etc.), des gammes de valeur pour ces paramètres définissant le futur comportement de ces polluants.

Au stade actuel de connaissances sur la pérennité et la stabilité dans le temps du traitement par additifs minéraux, un suivi de la qualité des eaux souterraines en aval des installations de stockage serait pertinent, afin de s'assurer de la stabilité à long terme du traitement dans les conditions de stockage. Toutefois, la réglementation spécifique aux ISDI n'impose pas de suivi de la qualité des eaux souterraines de ces installations, qui ne comportent par ailleurs pas de dispositif de drainage des lixiviats en fonds de casiers.

Par ailleurs, le co-stockage de sédiments stabilisés entre eux ou avec d'autres déchets est un phénomène relativement mal connu. Des interactions peuvent se produire entre des matériaux stabilisés possédant des propriétés physico-chimiques distinctes, notamment en termes de pH ou de potentiel rédox. Or, il n'existe pas, à l'heure actuelle, de règles en matière de co-stockage en ISDI de déchets stabilisés entre eux, ce qui peut s'expliquer par le fait qu'un déchet inerte ne doit pas réagir avec d'autres déchets et donc ne doit pas nécessiter de condition particulière de stockage.

Par conséquent, au regard des conditions de gestion des ISDI, et de la complexité d'évaluation du comportement à long terme des sédiments stabilisés il n'est actuellement pas recommandé de stocker des sédiments stabilisés en ISDI, en raison notamment :

- De l'absence de garantie sur la pérennité de la stabilisation des sédiments dans les conditions de stockage d'une ISDI sur le long terme ;
- Du mélange entre les sédiments et d'autres déchets, pouvant entraîner des problèmes de réactivité potentielle ;
- Du fait qu'il n'existe pas de suivi obligatoire des eaux souterraines au droit des ISDI qui permettrait de contrôler la pérennité du traitement ;
- Du fait qu'il n'y a pas de couverture étanche (géomembrane) mis en place en conditions de stockage des ISDI.

Ces remarques sont liées au fait que les sédiments ne peuvent pas être considérés comme inertes. Ils possèdent de facto une réactivité chimique, liée d'une part au changement de milieu physico-chimique auquel ils sont soumis à l'issue des opérations de dragage (passage d'un milieu immergé anoxique à un milieu terrestre oxydant), et d'autre part aux agents de stabilisation employés, qui peuvent être réactifs en conditions de stockage (possible dissolution des oxydes de fer en milieu anoxique).

Autrement, une stabilisation physico-chimique des sédiments peut être envisagée avec une mise en stockage en casier mono-déchet dans une ISDS. Cependant, la faisabilité réglementaire de ce scénario paraît d'emblée compromise pour les sédiments non dangereux et valorisables. En effet, les prescriptions techniques de ce scénario de confinement sont drastiques car elles sont similaires à celles appliquées aux déchets dangereux. L'arrêté du 15 février 2016 modifie fondamentalement l'approche opérationnelle de gestion des sédiments à terre : ses prescriptions requièrent des objectifs de confinement nécessitant l'apport de matériaux dont les volumes sont importants (de l'ordre de 270 000 m³ pour 150 000 m³ de sédiments) pour encapsuler le dépôt à terminaison d'exploitation. La faisabilité technico-économique de ce scénario est d'emblée remise en question. D'une part le surdimensionnement même du confinement alors que les déchets considérés sont non dangereux et non inertes. D'autre part, par l'importance des investissements nécessaires à l'aménagement du site qui seront inévitablement répercutés sur les prix facturés aux producteurs de sédiments : ajoutés à la taxe sur les activités polluantes (TGAP), les coûts opérationnels de dragage avec gestion à terre des sédiments seront très difficilement soutenables pour les budgets des petits opérateurs portuaires. Pour ces opérateurs, la solution du stockage en Installation de Stockage de Déchets Non Dangereux (ISDND) reste possible mais cela nécessite un pré-traitement des sédiments afin de respecter les prescriptions réglementaires notamment en termes de siccité et de teneurs en sels dissous dans les éluats. Tout comme pour les ISDI, cela impliquerait la création d'un centre de transit en vue de la préparation et du traitement des matériaux avant transfert vers les installations réglementées. Au final cette solution relativement coûteuse est rarement privilégiée par les petits gestionnaires, cependant, elle peut rester envisageable dans le cadre d'initiatives collectives associant plusieurs opérateurs. Par contre, pour les gestionnaires disposant déjà d'ISDS tels que les grands ports maritimes et les gestionnaires de voies d'eau (principalement les VNF³³ et la CNR³⁴), ce nouveau procédé de stabilisation, relativement simple à mettre en œuvre, permettrait potentiellement d'améliorer la qualité des eaux rejetées dans le milieu naturel et de respecter les prescriptions réglementaires de l'arrêté du 15 février 2016.

En conclusion, dans le contexte réglementaire en vigueur, un scénario de valorisation des sédiments stabilisés semble plus rationnel pour l'ensemble des opérateurs portuaires au regard des enjeux environnementaux et technico-économiques. Ainsi, ce nouveau procédé de stabilisation physico-chimique par additifs minéraux pourra également être utile lors de la formulation des sédiments non dangereux non inertes en leur apportant à la fois des caractéristiques environnementales et (géo)-techniques intéressantes pour certaines filières de valorisation : (i) les produits de construction pour les infrastructures et les bâtiments, (ii) les matériaux routiers, (iii) la reconstitution de sols, (iv) la réhabilitation de sites dégradés (matériaux de couverture d'ISDND ou ISDS, comblement de carrières et de sites dégradés, etc.).

³³ *Voies Navigables de France*

³⁴ *La Compagnie Nationale du Rhône*

5. Quel(s) référentiel(s) pour vérifier l'innocuité environnementale des sédiments marins non-immérgeables valorisés dans le domaine du génie civil?

5.1 L'évaluation environnementale des déchets

Chaque année en France, le secteur des travaux publics consomme environ 200 millions de tonnes de granulats. Le granulat correspond à un ensemble de grains minéraux qui selon sa dimension (comprise entre 0 et 125 mm) se situe dans l'une des 7 familles suivantes : fillers, sablons, sables, graves, gravillons, ballast, enrochements. Il peut être :

- Naturel : d'origine minérale, issus de roches meubles (alluvions) ou de roches massives, n'ayant subi aucune transformation autre que mécanique (tels que le concassage, broyage, criblage, lavage) ;
- Artificiel : d'origine minérale résultant d'un procédé industriel comprenant des transformations thermiques ou autres. Les plus employés sont le laitier cristallisé concassé et le laitier granulé de haut fourneau ;
- Recyclé : obtenu par traitement d'une matière inorganique utilisée précédemment dans la construction, tels que des bétons de démolition de bâtiments.

Un déchet peut être valorisé comme matière première secondaire, soit comme un granulat recyclé (béton concassé), soit comme un granulat artificiel (laitiers, schistes) sous condition de répondre a minima, comme tout granulat, aux spécifications des normes européennes sur les granulats. Les sédiments de dragage appartiennent à la famille des granulats naturels tout en étant assimilés à des déchets dès lors qu'ils sont déposés à terre après l'opération de dragage. Depuis trois décennies de nombreux projets R&D menés sur le territoire national et à l'international ont permis de démontrer que la valorisation des sédiments dans le secteur des travaux publics ne présentait pas de limites majeures sur le plan technique. Cependant, même si les produits fabriqués en laboratoire ou à échelle pilote ont les qualités techniques requises, le passage à l'échelle industrielle se heurte très généralement au coût financier mais également aux contraintes induites par la fabrication de produits à partir d'un gisement de déchets hétérogènes parfois contaminés. Ainsi, les gisements de sédiments destinés aux filières de valorisation doivent aussi vérifier des conditions d'acceptabilité d'un point de vue environnemental (notamment en termes d'émissions de polluants).

Dans le contexte de la gestion des déchets, l'évaluation environnementale consiste à (i) estimer les impacts potentiels qu'un scénario de gestion engendrera sur l'environnement lors de sa mise en œuvre dans des conditions normales ou exceptionnelles; (ii) comparer ses impacts à des seuils réglementaires ou à d'autres systèmes témoins, et (iii) sélectionner l'usage le plus adapté aux caractéristiques des gisements concernés.

Pour prévoir les impacts potentiels de l'usage d'un déchet sur l'environnement, le scénario étudié peut être conceptualisé par une approche d'évaluation détaillée des risques. La figure 34 regroupe les méthodologies appliquées à l'échelle nationale pour l'évaluation environnementale des déchets. L'ensemble de ces méthodologies ont été appliquées aux sédiments de dragage dans le cadre de projets R&D, le plus souvent dans la perspective de leur valorisation [57],[82],[83].

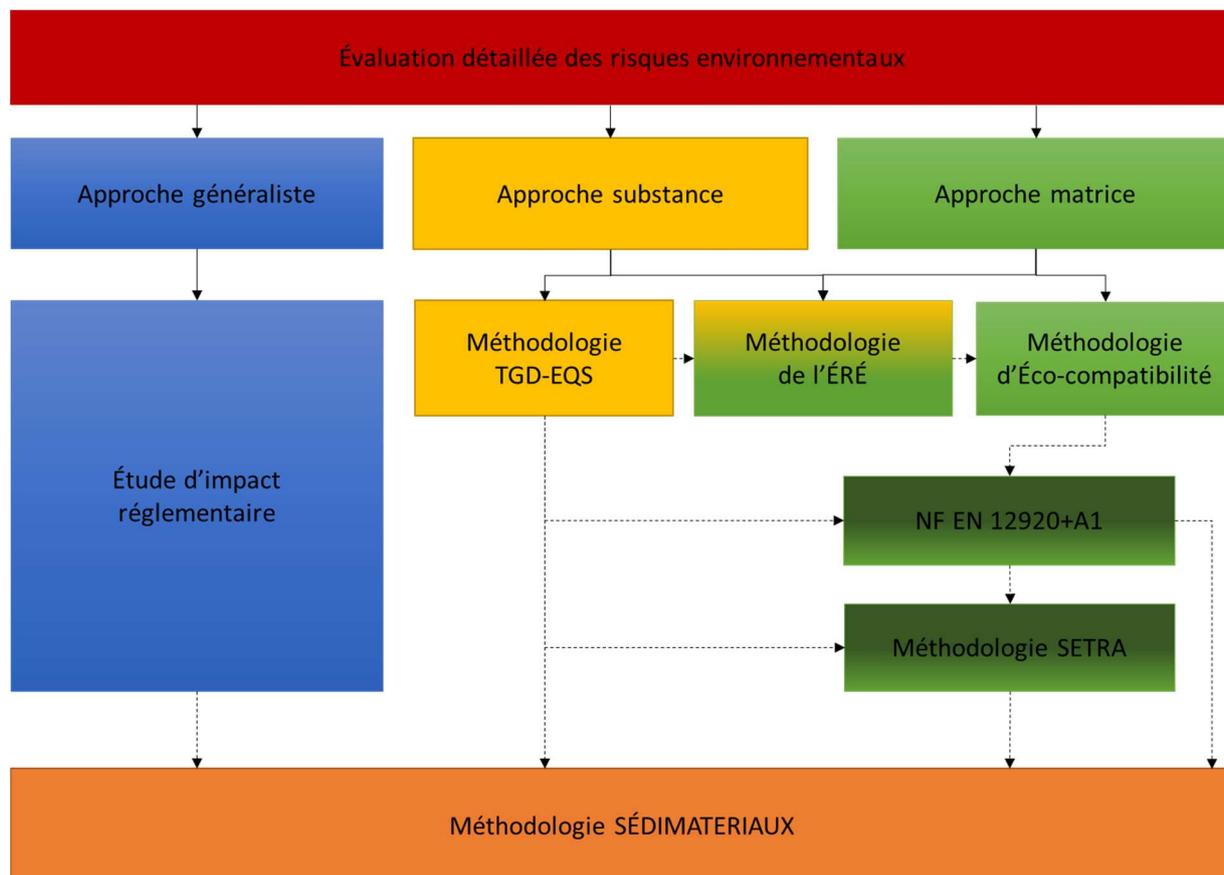


Figure 34. Classification des méthodologies nationales d'évaluation environnementale utilisées dans le domaine de la gestion des déchets

Dans l'évaluation détaillée des risques, le scénario est formalisé tel que le déchet constitue une source de stressseurs (polluants, nuisances...) sur un horizon de temps et d'espace fixé. La mobilisation et la propagation des stressseurs dans le milieu aboutissent à une configuration interactive d'exposition des cibles (organismes, écosystèmes, etc.). L'évaluation des impacts se base sur la caractérisation spatio-temporelle de l'exposition des cibles et des effets associés à cette exposition. L'évaluation des risques encourus par les écosystèmes estime la possibilité d'apparition d'effets négatifs (altération de la capacité fonctionnelle, morbidité, mortalité) tant pour l'individu isolé que pour l'écosystème global suite à leur exposition à des agents stressseurs (polluant, modification climatique, etc.).

Parmi l'ensemble des méthodologies listées dans la figure 34, trois grandes typologies de démarche se dégagent :

- 1) **Les méthodologies généralistes** se veulent exhaustives et évaluent les risques environnementaux engendrés par tout type de stressors (de nature physique, chimique, ou biologique) et tout type d'écosystèmes. Elles se traduisent par la réalisation d'une étude d'impact traduisant la démarche d'évaluation environnementale mise en place par un maître d'ouvrage, dans un objectif d'intégrer les préoccupations environnementales dans la conception de son projet. Cette démarche est une réflexion approfondie sur l'impact d'un projet sur l'environnement, conduite par le maître d'ouvrage au même titre qu'il étudie la faisabilité technique et économique de son projet. Le dossier expose, notamment la façon dont le maître d'ouvrage a pris en compte l'environnement tout au long de la conception de son projet et les dispositions sur lesquelles il s'engage pour en atténuer les impacts et les suivis qu'il met en place pour mesurer ces effets. La démarche doit répondre à trois objectifs : (i) Aider le maître d'ouvrage à concevoir un projet respectueux de l'environnement, en lui fournissant des indications de nature à améliorer la qualité de son projet et à favoriser son insertion dans l'environnement; (ii) Eclairer l'autorité administrative compétente à prendre une décision sur sa nature et son contenu; et (iii) Informer le public concerné. Le guide intitulé « Evaluation environnementale - Guide de lecture de la nomenclature des études d'impact (R. 122-2) » vise à faciliter la mise en œuvre de la réforme opérée par l'ordonnance du 3 août 2016 et le décret du 11 août 2016 relatifs à la modification des règles applicables à l'évaluation environnementale des projets, plans et programmes.
- 2) **Des méthodologies substances** se focalisent sur les impacts associés à une substance chimique particulière. Un exemple est la méthodologie du TGD-EQS (guide technique européen pour la construction des normes de qualité environnementales) : l'écotoxicité de chaque substance est considérée pour un écosystème et une cible donnée et indépendamment des autres substances, sans intégrer les effets de synergie ou d'antagonisme que leur mélange peut occasionner.
- 3) **Des méthodologies matrices** ont été développées pour l'évaluation des risques associés à une matrice solide particulière : sites et sols pollués, et les matériaux alternatifs dont les sédiments de dragage et de curage. Cette approche est illustrée dans la figure 34 par les méthodologies : « Eco-compatibilité de l'ADEME (2002) », de la norme européenne « NF EN 12920+A1 », et du « SETRA (2011) » pour la valorisation des matériaux alternatifs.

L'approche globale déclinée dans la méthodologie « SEDIMATERIAUX » est spécifique aux sédiments de dragage et de curage et vise leur valorisation dans un contexte opérationnel. Par conséquent, cette approche scientifique holistique combine les outils développés dans les méthodologies dites « généralistes », « substances » et « matrices » pour garantir l'innocuité environnementale de scénarii de valorisation sur un site géographique donné. Cette approche constitue donc une véritable évaluation détaillée des risques environnementaux combinant à la fois des outils réglementaires et scientifiques permettant de pallier à l'absence de textes réglementaires spécifiques sur la vérification de l'innocuité environnementale des sédiments de dragage et de curage.

Les approches « substances », « matrices », et la méthodologie scientifique de la « démarche SEDIMATERIAUX » sont précisées dans les sections suivantes.

5.1.1 L'approche « substances »

L'évaluation du risque chimique est définie par l'OECD³⁵ (2003) [84] comme « le processus permettant de calculer ou d'estimer le risque pour un organisme cible, un système ou une population, suivant l'exposition d'un agent particulier en prenant en compte les caractéristiques inhérentes aux substances et à l'objet ». Le processus d'évaluation du risque se décompose en 2 parties principales : 1/ l'analyse du risque, qui fait essentiellement référence au côté scientifique et 2/ la gestion du risque, qui est plus orientée vers une politique de gestion et des mesures législatives.

Dans le cadre de l'évaluation du risque des substances chimiques pour l'environnement, diverses méthodes sont proposées selon une approche en étage (dite « tier ») qui les classe selon leur niveau de représentativité environnementale et de complexité [85], [86] (figure 35). En bas de l'échelle, la méthode de tier 1 (méthode des facteurs de sécurité), est réalisée en premier : elle est plus facile à mettre en oeuvre (réalisée à partir d'un faible jeu de données) que les autres approches du système en étage et plus conservatrice [87] puisqu'elle est utilisée dans une optique de « pire cas ». Si la méthode de tier 1 détecte un risque, les méthodes de tier supérieur sont mises en oeuvre afin d'estimer un risque plus spécifique au cas étudié. Les méthodes au milieu et en haut de l'échelle (« higher tier ») font appel à des méthodes de modélisation (qui requièrent des données supplémentaires) ou à des expérimentations réalisées à des niveaux d'organisations biologiques complexes de types microcosmes et mésocosmes [88],[89]. L'approche en étape permet également de calibrer le « lower tier » en fonction des résultats obtenus en « higher tier ».

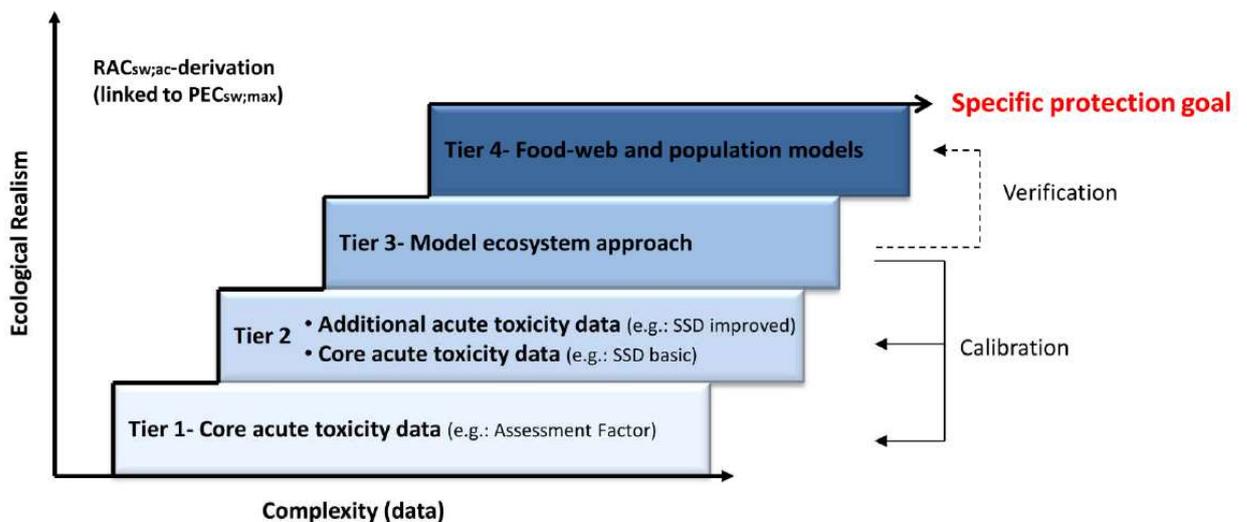


Figure 35. Présentation de l'approche en étage (tier) montrant la graduation de la complexité de la méthode d'évaluation du risque via l'acquisition de données additionnelles et la possibilité d'utiliser les des approches micro-mésocosmes (approche « model ecosystem ») pour calibrer les méthodes « lower tier ». RAC_{sw, ac} : Concentration Acceptable Légale pour les eaux superficielles dans le contexte d'effets aigus ; PEC_{sw, max} : Concentration maximale prédite dans les eaux superficielles ; SSD : Méthode de distribution de sensibilité des espèces (modifié à partir de [85])

³⁵ Organisation de Coopération et de Développement Economiques

5.1.2 La méthodologie de l'ÉRE

L'évaluation des risques environnementaux (ÉRE) est une méthodologie apparue au début des années 90 [90] qui fait référence pour l'analyse des impacts sur les écosystèmes des activités humaines [91],[92],[93]. À l'origine conçue pour l'analyse des risques liés aux sites pollués, des méthodologies spécifiques ont permis son adaptations à diverses situations, l'analyse des substances chimiques présentes sur le marché [50], le dépôt à terre de sédiments de dragage [82], éco-compatibilité des scénarii de valorisation de déchets [94] et l'analyse des risques liés aux effluents hospitaliers [95].

La déclinaison de l'ÉRE est possible selon deux approches: l'approche substance et l'approche matrice. Pour l'approche substance, on fait l'analyse des substances polluantes présentes et on étudie leur transfert et leurs impacts séparément ou en mélange. La principale limite de cette approche étant que l'on néglige complètement la matrice et l'influence qu'elle peut avoir sur le transfert des substances et leur toxicité, on ignore aussi si la matrice ne contient pas d'autres substances polluantes que celles étudiées. L'approche matrice quant à elle étudie le matériau brut et la toxicité est alors étudiée en fonction de l'exposition à différents pourcentages de matrice. Cette approche est plus globale et présente pour inconvénient d'être trop spécifique. En effet, chaque matrice étant unique, l'ÉRE est à refaire à chaque nouveau projet. De plus, la mise en place de tests sur matrice demande d'avantage de moyens logistiques que les tests sur des substances et sont plus coûteux. La méthodologie de l'ÉRE, présentée en figure 36, suit 4 étapes :

- une étape de formulation du problème, description du scénario. C'est-à-dire qu'il faut répondre aux questions suivantes : quelles sont les sources de contamination ? Quel est le danger qu'elles représentent ? Quelles sont leurs cibles potentielles, leur voies de transferts possibles ?
- une étape d'analyse de l'exposition des cibles aux dangers. C'est-à-dire une analyse de la source et de ses transferts vers les cibles afin de déterminer quelles sont les doses en contact avec les cibles. Pour l'approche substance, cette étape permet de calculer les PEC (Predicted Environmental Concentration) des substances présentes, c'est-à-dire pour chaque substance, sa concentration d'exposition aux organismes. Pour l'approche matrice, la « PEC » s'exprime en pourcentage de matrice dans l'environnement des organismes. Cette phase peut être complexe selon les scénarii, notamment lorsque les voies de transferts de polluants sont multiples [93].
- une étape d'analyse des effets sur les cibles, c'est-à-dire caractériser la sensibilité de l'écosystème touché par un polluant. Cette phase est basée sur les résultats de bioessais. Ces bioessais sont choisis en fonction des polluants testés (en approche substance) et des écosystèmes cibles. L'effet écotoxique est donné en NOEC (No Observable Effect Concentration) ou en EC20 (Effect Concentration sur 20% de la population). A l'aide de facteurs d'extrapolation ou de sécurité, on peut alors calculer la PNEC (Predicted No Effect Concentration), la concentration pour laquelle il n'y aura pas d'effets sur l'écosystème cible dans son ensemble. La PNEC calculée en approche substance suppose dans le cas de mélanges de polluants que les effets sont additifs, ce qui sans être toujours vrai, est fréquent [96], [97], [98].

- une étape de synthèse entre l'exposition des cibles et le danger des sources permettant de caractériser le risque. Il existe plusieurs méthodes de synthèse [99] : les méthodes qualitatives (présence ou absence de risques), semi-quantitative (risque faible, moyen ou élevé), ou probabiliste (exprimé en pourcentages, [93]). La méthode la plus employée est semi-quantitative, elle consiste à déterminer le quotient PEC/PNEC, si le résultat est supérieur à 1 le risque est significatif, si le résultat est inférieur, on le néglige. Les résultats proches de 1 sont considérés comme moyen et peuvent faire l'objet d'une réévaluation avec des paramètres plus proches de la réalité quand c'est possible.

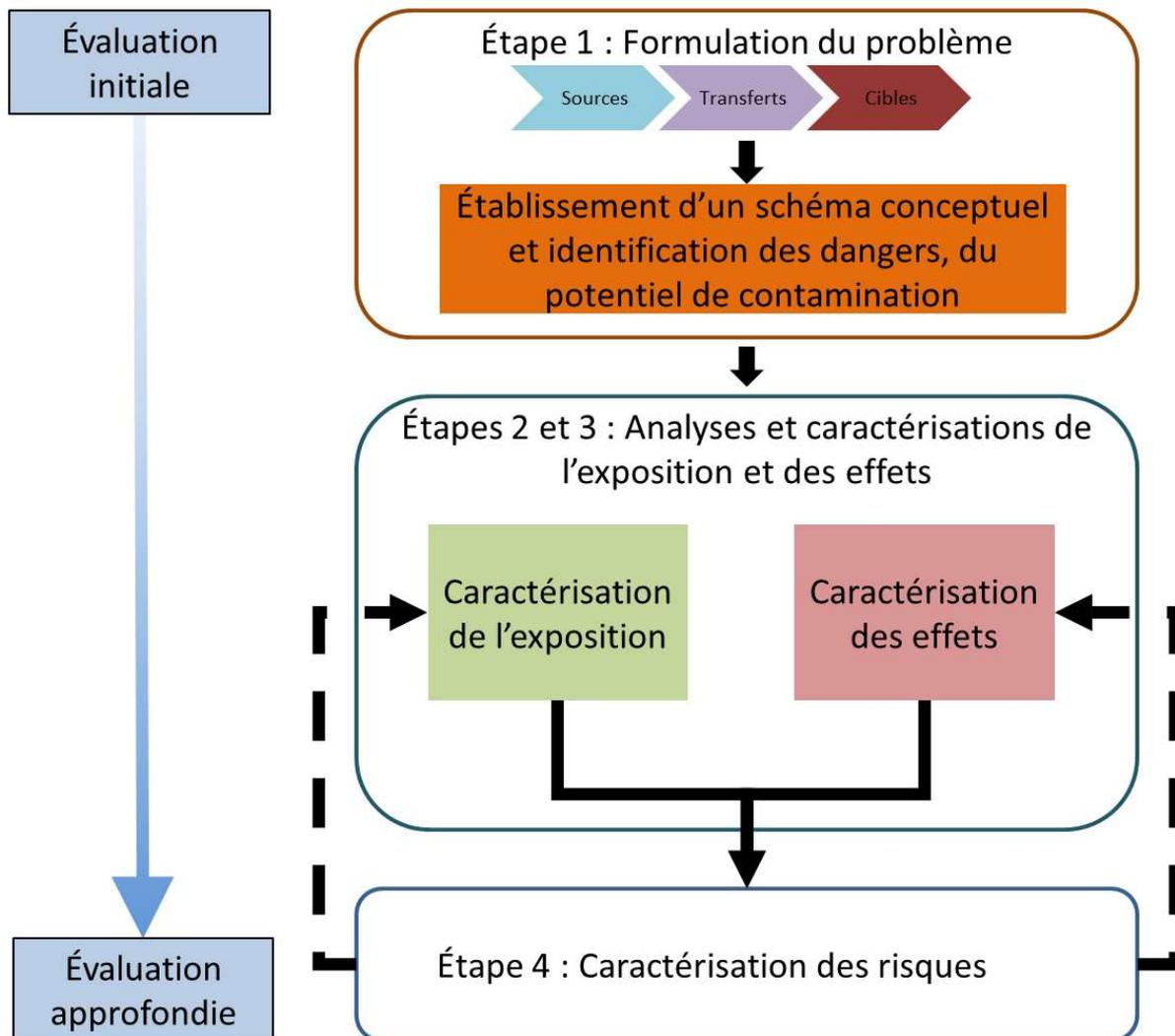


Figure 36. Schéma général de l'ÉRE d'après [82] sur la base de la méthodologie de l'US EPA [91].

5.1.3 Principes de la méthode d'écocompatibilité

Il existe en France une démarche intitulée « Evaluation de l'écocompatibilité de scénarii de stockage et de valorisation des déchets » qui a fait l'objet d'un guide édité par l'ADEME en 2002 [100]. Son principe général consiste à comparer pour un scénario donné « les flux de polluants émis par les déchets avec les flux de polluants acceptables par les milieux récepteurs. Pour ce faire elle comprend l'étude successive de trois termes :

- Le terme « source » permet de déterminer le flux de polluants émis par le matériau,
- Le terme « transfert » permet de déterminer le flux de polluants atteignant les milieux récepteurs après transfert,
- Le terme « impact » permet de confronter ces flux avec les flux acceptables par les milieux aquatiques et sol.

La méthode d'évaluation de l'écocomptabilité prolonge le principe de l'approche en scénario, jusque là appliqué au seul terme source (cf. méthodologie de la norme NF EN 12920+A1 [81]), en le transférant et en l'adaptant aux termes transfert et impact.

L'estimation du terme transfert comporte des aspects hydrodynamiques, géotechniques, mécaniques, et bio-géochimiques. En ce qui concerne le terme « impact », le niveau d'acceptation des flux de polluants par les milieux récepteurs dépend essentiellement des types de milieux concernés et des conditions dans lesquelles ils sont sollicités.

Le guide de l'ADEME propose une démarche de caractérisation multi-échelle avec des batteries spécifiques en fonction des milieux récepteurs [100]. L'interprétation des résultats se fait conformément à l'organigramme décisionnel présenté dans la figure 37. Il s'agit tout d'abord de valider le modèle d'évaluation du comportement à long terme des termes source et transport. L'interprétation des résultats concerne ensuite l'évaluation de l'impact des flux de polluants sur les milieux récepteurs en vue de conclure sur l'écocomptabilité du scénario envisagé.

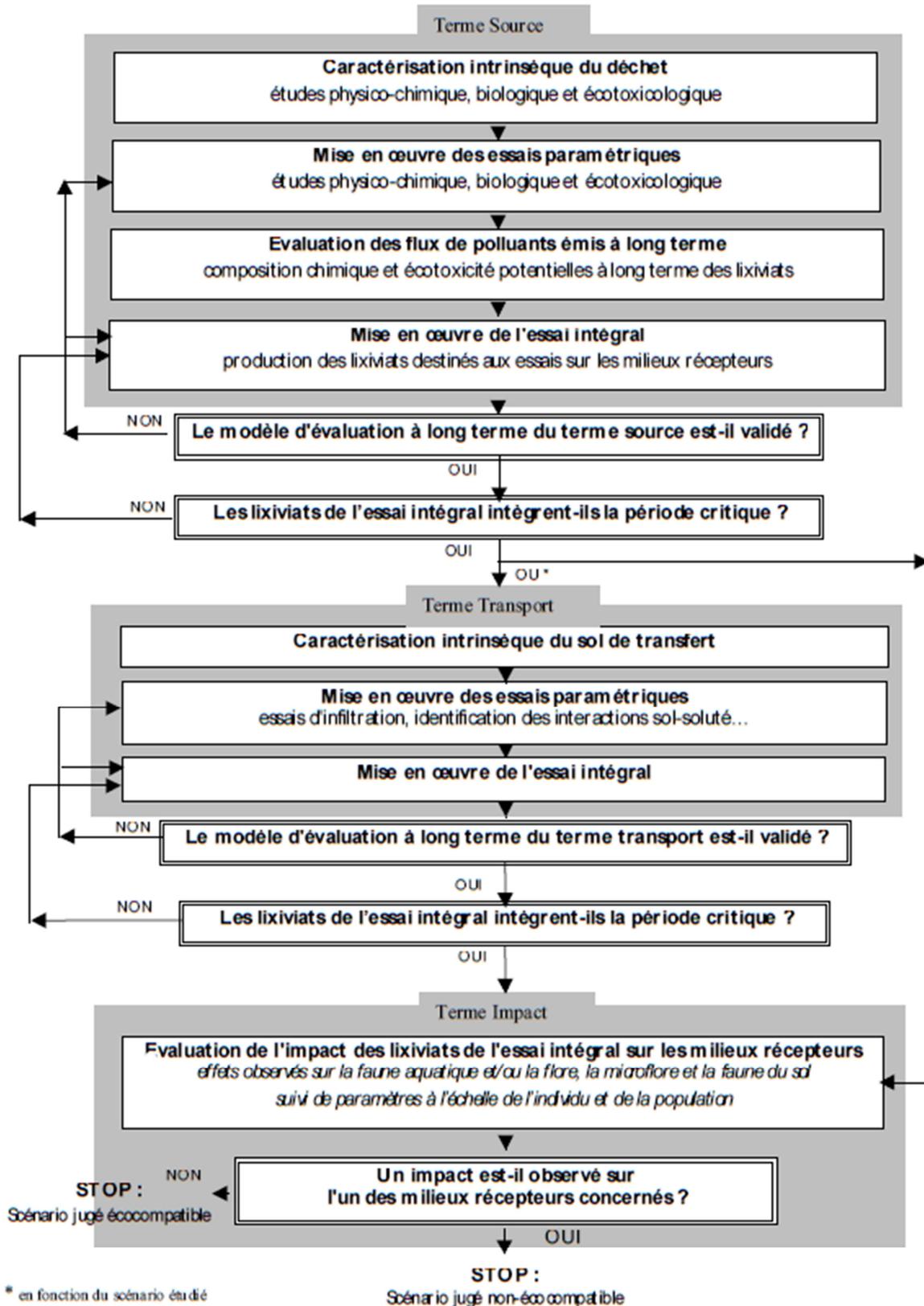


Figure 37. Organigramme décisionnel d'évaluation de l'écocompatibilité de déchets en scénario (d'après [100])

5.1.4 La norme européenne NF EN 12920+A1

Il s'agit d'une méthodologie développée par le comité technique CEN/TC 292 « Caractérisation des déchets » [81]. Elle permet d'étudier le comportement à la lixiviation d'un déchet dans des conditions d'élimination ou de valorisation spécifiées. Elle se déroule en 7 étapes présentées dans le paragraphe et dans la figure 38 :

Étape 1. Définition du problème et de la solution recherchée : Cette étape pose le problème et la solution envisagée. Dans notre cas, il s'agira de préciser à ce stade quel sédiment est choisi pour quelle filière de valorisation envisagée. Il s'agira de s'assurer que le sédiment choisi possède les caractéristiques techniques nécessaires à sa valorisation. L'étude concernera le sédiment et le surtout le produit de sa valorisation.

Étape 2. Description du scénario : Il s'agit de décrire les conditions normales et exceptionnelles susceptibles d'influer sur les propriétés du sédiment et notamment sur le relargage de substances toxiques (description des paramètres mécaniques et géotechniques, hydrogéologiques et climatiques, biologiques et contexte minéral, et définition des conditions d'utilisation du site de valorisation dans le temps). Il conviendra de prendre en compte aussi bien les paramètres propres aux filières de valorisation que les paramètres plus génériques. L'importance de ces paramètres étant différente en fonction de la filière de valorisation, il s'agira de les hiérarchiser dans chaque cas.

Étape 3. Description du sédiment et du produit valorisé : Il s'agit de décrire les propriétés et caractéristiques intrinsèques du sédiment et du produit de sa valorisation. La description du sédiment pourra s'appuyer sur les analyses déjà réalisées pour l'étude de sa conformité au regard de la réglementation. Des analyses complémentaires peuvent être menées si besoin. Par exemple dans le cas où le sédiment a vieilli ou si l'on juge pertinent, à la lumière du scénario envisagé, de réaliser des tests complémentaires. Lorsque les caractéristiques techniques du sédiment sont en décalage avec les caractéristiques nécessaires à la valorisation dans la filière choisie, on peut revenir à l'étape 1 pour choisir une autre filière de valorisation.

Étape 4. Détermination de l'influence de paramètres sur le comportement à la lixiviation pendant la période spécifiée : Il s'agit d'étudier l'influence des paramètres physiques, chimiques, géotechniques, mécaniques et biologiques sur le relargage du déchet dans le scénario choisi. Pour ce faire, les paramètres définis et hiérarchisés lors de la description du scénario sont étudiés indépendamment les uns des autres. L'étude de ces paramètres fait intervenir plusieurs tests et essais dit paramétriques dans le but d'établir une caractérisation de base du sédiment et du produit de sa valorisation.

Étape 5. Modélisation du comportement à la lixiviation pendant la période spécifiée : Il s'agit d'utiliser des outils de modélisation pour élaborer un modèle comportemental du produit de valorisation du sédiment à la lixiviation. Ce modèle comportemental s'appuie sur les relations entre les principaux paramètres influant sur le comportement à la lixiviation et le produit valorisé. Il s'appuie donc sur la hiérarchisation de ces paramètres établie lors de la description du scénario. Bien que comprenant une simplification du fait de l'élimination des paramètres les moins hauts dans la hiérarchie, il est nécessaire de faire en sorte que le modèle soit suffisamment précis pour que l'on puisse comparer ses résultats aux valeurs réelles.

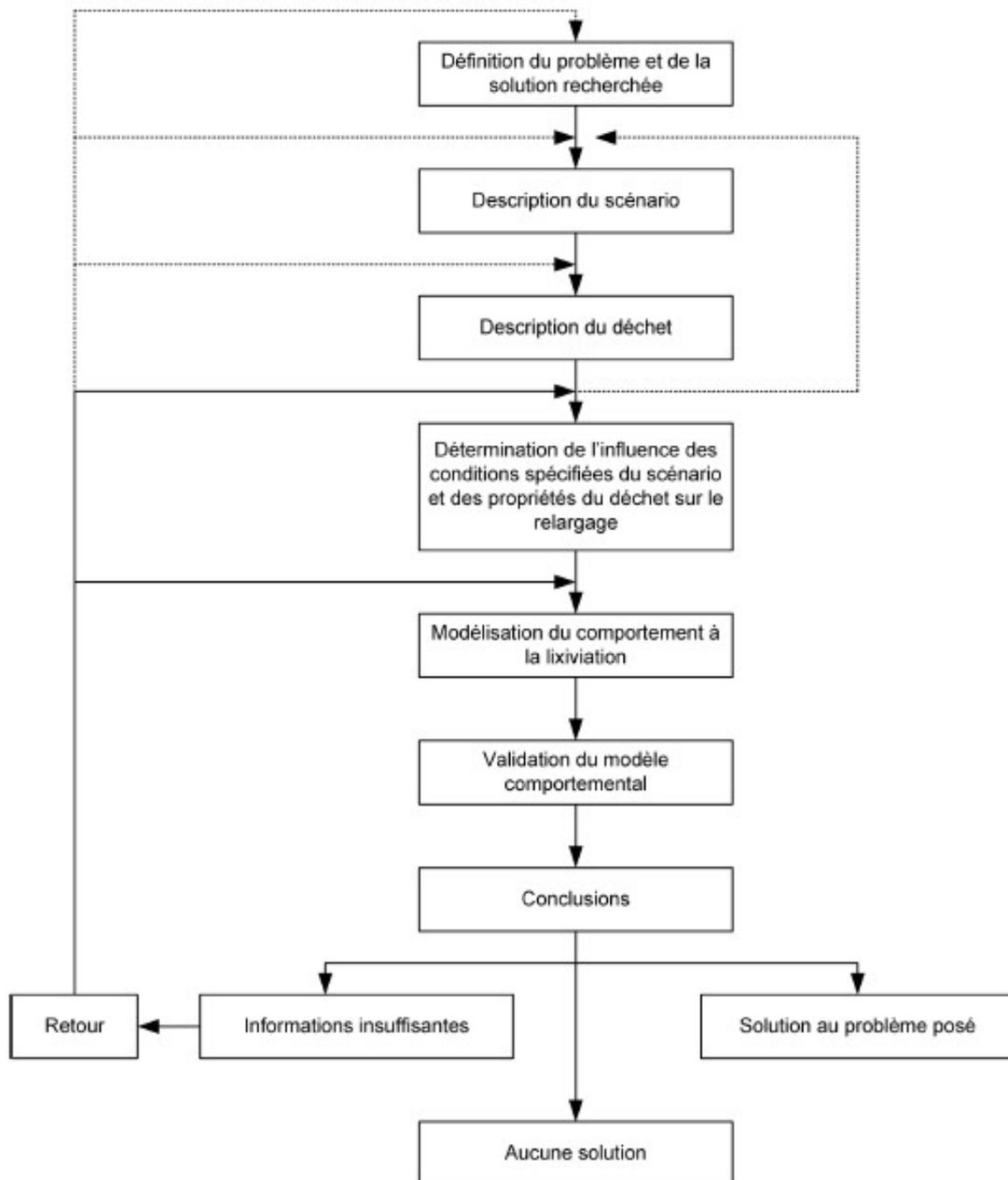


Figure 38. Méthodologie de la norme NF EN 12920+A1 [81]

Étape 6. Validation du modèle comportemental : Il s'agit de vérifier la validité du modèle comportemental. Pour ce faire, il est nécessaire dans un premier temps de vérifier la cohérence entre le modèle basé sur les résultats des essais paramétriques de l'étape 4 et les résultats d'essais de simulation. Dans un second temps, les prévisions du modèle sont comparées aux résultats d'un test in situ. Le test in situ est effectué sur un échantillon grandeur nature instrumenté de façon à bien collecter toutes les informations durant le test sans contamination possible de l'environnement. Une comparaison pourra enfin être effectuée avec les résultats obtenus sur l'équivalent naturel ou standard du sédiment dans la filière de valorisation.

Étape 7. Conclusion : Il s'agit d'apporter une réponse au problème posé en étape 1, à savoir la possibilité de valoriser le sédiment dans une filière donnée au regard du relargage possible des polluants en lixiviation. Lorsque les résultats ne permettent pas de conclure, on retourne aux étapes précédentes. Il est possible que les résultats indiquent qu'il n'est pas possible de répondre au problème posé en étape 1 dans l'état actuel des connaissances scientifiques et techniques.

5.1.5 La méthodologie du SETRA³⁶

Dès le début des années 2000, le Ministère en charge de l'Environnement a engagé une démarche visant à établir un référentiel unique et harmonisé permettant de statuer sur l'acceptabilité environnementale des matériaux alternatifs³⁷ en technique routière. Cette démarche a pour finalité de déterminer, pour un gisement de matériaux alternatifs donné, els prescriptions environnementales à respecter pour trois classes d'usage envisagés :

- Usage revêtu ou usage de type 1 : revêtu d'une couche de surface réputée imperméable (asphalte, enrobés, enduits superficiels, béton, pavés jointoyés) et présentant une pente minimum de 1% ;
- Usage recouvert ou usage de type 2 : recouvert par au moins 30 cm de matériaux naturels (dont terre végétale), avec une pente minimale de 5% sur le dessus de cette couverture, afin de limiter l'infiltration de l'eau ;
- Usage non revêtu non recouvert ou usage de type 3.

Ces travaux ont ainsi conduit à la publication du guide méthodologique « Acceptabilité de matériaux alternatifs en technique routière - Evaluation environnementale » [101], puis de ses déclinaisons opérationnelles relatives à l'acceptabilité environnementale des laitiers sidérurgiques [102], des mâchefers d'incinération de déchets non dangereux (MIDND) [103], et des matériaux de déconstruction du BTP [104], dernier paru. Ces guides sont révisables à tout moment à la demande des parties concernées dès lors que l'évolution des techniques, le retour d'expérience et les données disponibles le justifient.

Des travaux sont en cours sur d'autres gisements de matériaux (sables de fonderie, cendres de centrales thermiques, les sédiments de dragage et de curage, et les terres excavées). Pour les gisements de matériaux bénéficiant d'un guide d'application, il n'est pas utile de se référer à la démarche d'évaluation générale du guide méthodologique [101] ; les seules prescriptions et exigences environnementales des guides d'application [102], [103], [104] sont suffisantes. Le recyclage des matériaux issus de chantiers du BTP est couvert par le guide d'application relatif aux matériaux de déconstruction du BTP [104] quelle que soit l'origine des matériaux (y compris laitiers sidérurgiques et mâchefers d'incinération de déchets non dangereux ayant eu un premier usage routier).

Pour tous les autres gisements de déchets non dangereux ne disposant pas de guide d'application dédié, ce sont les prescriptions du guide méthodologique [101] qui permettent de juger de l'acceptabilité environnementale de ces matériaux en technique routière.

³⁶ Service d'études sur les transports, les routes et leurs aménagements - Désormais, le Sétra est la DTecITM du Cerema

³⁷ Au sens de cette démarche, il s'agit de tout matériau élaboré à partir d'un déchet non-dangereux et destiné à être utilisé, seul ou en mélange avec d'autres matériaux (alternatifs ou non) au sein d'un « matériau routier », c'est-à-dire apte à être mise en œuvre en l'état sur un chantier routier. Un matériau alternatif est donc un constituant, éventuellement unique, d'un matériau routier.

Bien que le champ d'application des guides se limite aux seuls usages routiers, il est possible depuis peu d'évaluer les enjeux environnementaux d'un projet utilisant des matériaux alternatifs pour la construction, la réhabilitation ou l'entretien de plateformes d'activités et/ou de merlons de protection, comme défini dans la note DGPR du 29 mars 2016 [105].

Les usages routiers

Trois types d'usages routiers sont considérés dans les guides d'application selon le niveau d'exposition aux eaux météoriques : Usages de type 1, 2, et 3.

Les usages routiers de type 1 sont les usages d'au plus trois mètres de hauteur en sous-couche de chaussée ou d'accotement d'ouvrages routiers revêtus³⁸ :

- remblai sous ouvrage ;
- couche de forme ;
- couche de fondation ;
- couche de base et couche de liaison.

Les matériaux routiers pouvant être utilisés dans des usages routiers de type 1 sont ceux pour lesquels les matériaux alternatifs entrant dans leur composition satisfont aux valeurs limites proposés par le guide méthodologique.

La figure ci-dessous illustre les différents usages routiers de type 1.

Usages routiers "type 1"

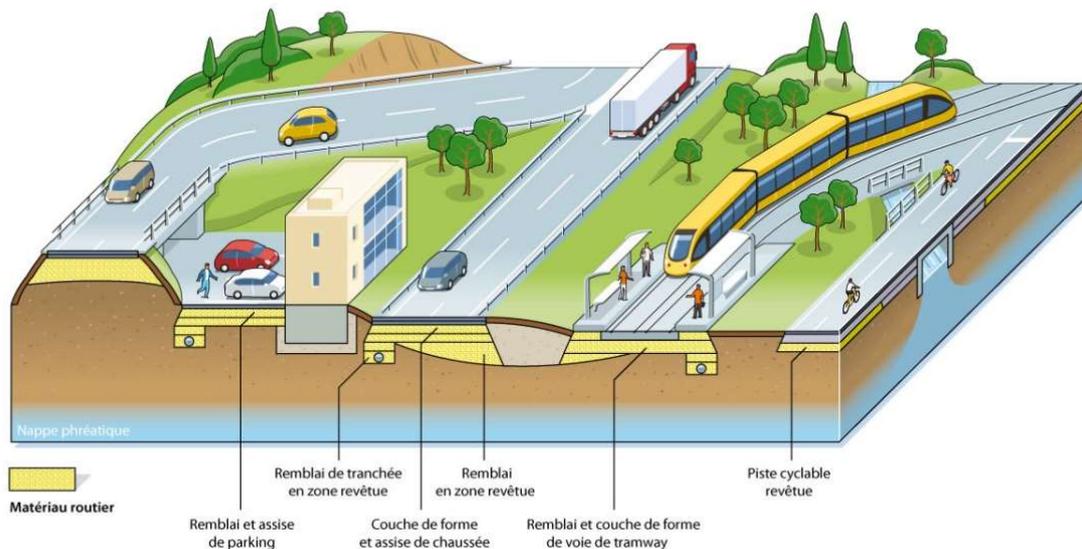


Figure 39. Usages routiers « type 1 » (Source : CEREMA)

³⁸Un ouvrage routier est réputé « revêtu » si sa couche de surface est réalisée à l'aide d'asphalte, d'enrobés bitumineux, d'enduits superficiels d'usure, de béton de ciment ou de pavés jointoyés par un matériau lié, et si elle présente en tout point une pente minimale de 1 %.

Les usages routiers de type 2 sont les usages d'au plus six mètres de hauteur en remblai technique connexe à l'infrastructure routière (ex : merlon de protection phonique ou paysagé) ou en accotement, dès lors qu'il s'agit d'usages au sein d'ouvrages routiers recouverts³⁹.

Relèvent également des usages routiers de type 2 les usages de plus de trois mètres et d'au plus six mètres de hauteur en sous-couche de chaussée ou d'accotement d'ouvrages routiers revêtus.

Les matériaux routiers pouvant être utilisés dans des usages routiers de type 2 sont ceux pour lesquels les matériaux alternatifs entrant dans leur composition satisfont aux valeurs limites du guide méthodologique. La figure 40 illustre les différents usages routiers de type 2.

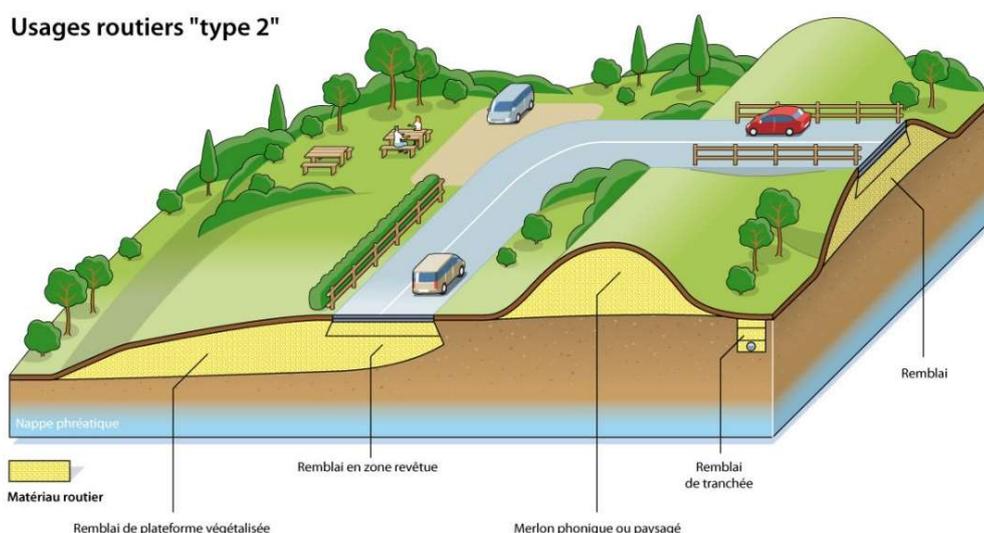


Figure 40. Usages routiers « type 2 » (Source : CEREMA)

Les usages routiers de type 3 sont les usages :

- en sous-couche de chaussée ou d'accotement, au sein d'ouvrages routiers revêtus ou non revêtus ;
- en remblai technique connexe à l'infrastructure routière (ex : merlon de protection phonique ou paysagé) ou en accotement, au sein d'ouvrages routiers recouverts ou non recouverts ;
- en couche de roulement ;
- en remblai de pré-chargement nécessaire à la construction d'une infrastructure routière ;
- en système drainant (ex : tranchée ou éperon drainant, chaussée réservoir).

³⁹Un ouvrage routier est réputé « recouvert » si les matériaux routiers qui y sont présents sont recouverts par au moins 30 centimètres de matériaux naturels ou équivalents et s'il présente en tout point de son enveloppe extérieure une pente minimum de 5 %.

Rentre également dans cette catégorie des usages de type 3, l'utilisation de matériaux routiers pour la construction de :

- pistes de chantier ;
- routes forestières ;
- chemins d'exploitation agricole ;
- chemins de halage.

Les usages routiers de type 3 ne font l'objet d'aucune restriction d'épaisseur de mise en œuvre. Les matériaux routiers pouvant être utilisés dans des usages routiers de type 3 sont ceux pour lesquels les matériaux alternatifs entrant dans leur composition satisfont aux valeurs limites du guide méthodologique. La figure ci-dessous illustre les différents usages routiers de type 3.

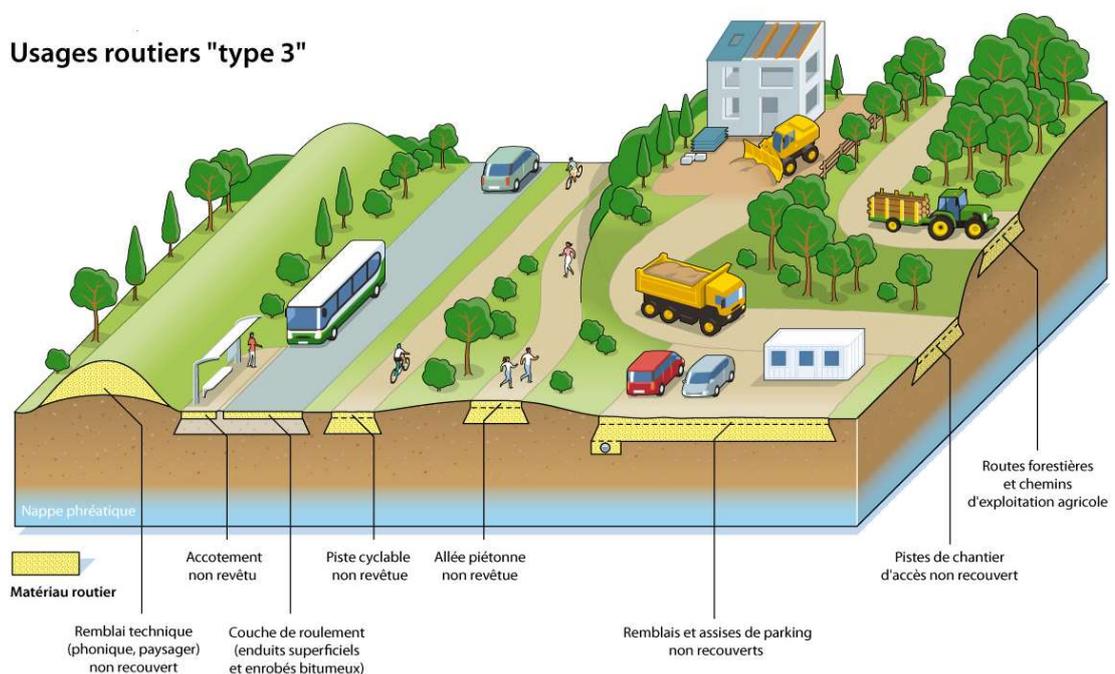


Figure 41. Usages routiers « type 3 » (Source : CEREMA)

Pour tout autre usage routier envisagé, une étude, menée conformément aux dispositions de la norme NF EN 12920+A1, doit être produite et soumise, pour validation, à la DREAL contrôlant l'installation de valorisation.

Limitations d'usage liées à l'environnement immédiat de l'ouvrage routier

Les limitations d'usage liées à l'environnement immédiat de l'ouvrage peuvent concerner plusieurs cibles : les zones inondables, les lacs, étangs et cours d'eau, la présence d'un captage d'alimentation en eau potable (AEP), les zones répertoriées comme présentant une sensibilité particulière vis-à-vis des milieux aquatiques, ou encore les zones de karsts affleurant. Ces limitations sont fonction du référentiel d'acceptabilité environnementale auquel satisfont les matériaux. Plus le référentiel est sévère, moins les limitations sont nombreuses compte tenu de la sécurité accrue apportée par la qualité environnementale des matériaux utilisés.

Méthodologie suivie pour l'évaluation de l'acceptabilité environnementale

Le guide méthodologique « Acceptabilité de matériaux alternatifs en technique routière - Évaluation environnementale » [101], fournit une démarche d'évaluation de l'acceptabilité environnementale de matériaux alternatifs élaborés à partir de déchets et destinés à être utilisés en technique routière, à l'exception de ceux élaborés à partir de déchets dangereux⁴⁰ ou contenant une substance radioactive⁴¹.

La démarche d'évaluation environnementale repose sur une connaissance précise :

- du déchet à partir duquel est élaboré le matériau alternatif (étape 1) ;
- du mode d'élaboration du matériau alternatif et du matériau routier associé ainsi que de l'usage routier envisagé (étape 2) ;
- de la caractérisation environnementale des matériaux alternatif et routier (étape 3).

L'objectif global de l'étape de caractérisation environnementale est de démontrer, pour l'usage routier envisagé, que les émissions des matériaux alternatif et routier sont compatibles avec le respect des objectifs de qualité des eaux retenus dans le guide méthodologique.

Cette étape envisage trois niveaux d'investigation permettant, au final, de graduer l'effort de démonstration en fonction du risque que présentent les matériaux concernés vis-à-vis de l'environnement :

- le niveau 1 repose sur la réalisation d'essais de lixiviation et d'analyses en contenu total ;
- le niveau 2 repose sur la réalisation d'essais de percolation ;
- le niveau 3 repose sur la production d'une étude spécifique.

La production de l'étude spécifique, associée au niveau 3 de caractérisation environnementale, est à envisager lorsque les niveaux 1 et 2 de caractérisation environnementale ne permettent pas de justifier l'acceptabilité en technique routière d'un matériau alternatif et/ou routier, ou que les procédures ou les essais associés ne semblent pas adaptés à la nature ou au comportement de ces matériaux. Dans les conditions fixées par le guide méthodologique, les investigations à entreprendre peuvent reposer sur :

- la réalisation de modélisations complémentaires ;
- la réalisation d'essais en laboratoire complémentaires ;
- la réalisation d'essais lysimétriques ;
- la réalisation et le suivi de plots expérimentaux (échelle 1).

⁴⁰ Est considéré comme dangereux, tout déchet présentant au moins une des propriétés de danger définies à l'annexe I de l'article R.541-8 du code de l'environnement. La liste des déchets, établie à l'annexe II de ce même article, identifie les déchets dangereux à l'aide d'un astérisque.

⁴¹ Au sens de la directive 96/26/Euratom du conseil du 13/05/96 est une substance radioactive toute substance qui contient un ou plusieurs radionucléides dont l'activité ou la concentration ne peut être négligée du point de vue de la radioprotection.

Travaux en cours en vue de la rédaction d'un guide d'application relatif aux sédiments de dragage et de curage

La Direction Générale de la Prévention des Risques du Ministère chargé de l'Environnement a confié en 2014 au CEREMA⁴² la mission de mettre en place et de piloter un groupe de travail sur le sujet de la valorisation des sédiments en technique routière. L'objectif est de produire un guide d'application, à l'instar de ceux qui existent pour les mâchefers d'incinération de déchets non dangereux, les laitiers sidérurgiques, les déchets de déconstruction et prochainement pour les sables de fonderie et les cendres de centrale thermique. Pour se faire, c'est la méthodologie du guide « Acceptabilité de matériaux alternatifs en technique routière – Evaluation environnementale » [101] qui est déployée. Préalablement au lancement des travaux de rédaction du guide d'application, des points spécifiques aux sédiments sont en cours d'études :

- Le Groupe de Travail n°1 porte sur la mise en place de seuils et l'identification des méthodologies permettant d'évaluer la dangerosité des sédiments à travers l'évaluation des critères de danger HP1 à HP15.
- Le Groupe de Travail n°2 porte sur le développement d'une méthodologie d'échantillonnage, in situ et sur stock, ainsi que pour la conservation des prélèvements. Il s'agit d'effectuer une synthèse des pratiques actuelles et des lignes directrices de documents guides disponibles afin de proposer une méthodologie harmonisée de prélèvement des sédiments en vue de leur valorisation en technique routière.
- Le Groupe de Travail n°3 porte sur la détermination des paramètres chimiques pertinents à suivre pour l'évaluation environnementale des matériaux alternatif et routier constitués à partir de sédiments. Sur la base des données chimiques disponibles sur les sédiments de dragage et de curage, il s'agit d'identifier les substances potentiellement disponibles dans ces matrices et celles visées dans les référentiels réglementaires de protection des eaux souterraines. Le croisement des listes de substances identifiées vise à mettre en place une liste harmonisée de substances pertinentes à suivre dans le cadre des opérations de valorisation des sédiments en technique routière.
- Le Groupe de Travail n°4 porte sur la caractérisation de l'évolution physico-chimique des sédiments en milieu aérobie. L'objectif de ce groupe est de proposer un essai expérimental permettant de caractériser l'aspect évolutif des sédiments et d'identifier les paramètres physico-chimiques susceptibles de renseigner sur un risque potentiel d'évolution de ces matrices.
- Le Groupe de Travail n°5 porte sur l'adaptation des essais de caractérisation pour les sédiments fins. L'objectif de ce groupe est de proposer une méthodologie expérimentale permettant de mener des essais de percolation sur des sédiments fins selon les conditions expérimentales de la norme associée.

La maîtrise d'œuvre des GT1, GT2, GT3 et GT5 est assurée par le CEREMA tandis que celle du GT4 est confiée au BRGM. A ce jour, les travaux des GT1 et GT2 sont finalisés et les groupes de travail 3, 4, et 5 sont toujours en cours.

⁴² Centre d'études et d'expertise sur les risques, l'environnement, la mobilité et l'aménagement

Depuis le démarrage des travaux en 2014, je représente le Département Génie Civil et Environnemental de l'IMT Lille Douai dans les différents groupes aux côtés de Nor-Edine ABRIAK. J'ai également eu l'opportunité de piloter un groupe de rédaction dont la mission était de rédiger le chapitre portant sur la « Description des gisements et des matériaux fabriqués ». Mon implication dans ces groupes de travail nationaux a été très enrichissante d'un point de vue personnel car cela m'a permis de découvrir une nouvelle façon de travailler qui diffère des méthodes classiquement utilisées dans les projets collaboratifs.

5.1.6 La méthodologie SEDIMATERIAUX

Contexte et objectifs de la démarche SEDIMATERIAUX

La situation de la valorisation des déchets a ceci de paradoxal que tous les textes cadres européens et français stipulent qu'on ne peut mettre en décharge que des déchets ultimes et qu'on doit tout faire pour valoriser les déchets en tant que nouvelles sources de matière et d'énergie alors qu'on ne dispose aujourd'hui de pratiquement d'aucun texte réglementaire pour encadrer cette démarche. De très nombreux acteurs économiques tant producteurs de déchets candidats qu'utilisateurs potentiels (industriels, collectivités) souffrent de cet état de fait. De nombreux chantiers réglementaires et normatifs ont été lancés tant en Europe qu'en France sans encore de concrétisation vraiment lisible pour ces acteurs et l'attente est forte.

La principale raison que l'on peut trouver pour expliquer cette situation est le manque de lisibilité et de confiance des pouvoirs publics ainsi que dans certains cas de maîtres d'ouvrages quant aux risques géotechniques et surtout environnementaux qu'ils pourraient avoir à assumer en cas d'utilisation incontrôlée de déchets.

Dans le cas des sédiments marins, leur valorisation en substitut des granulats traditionnels pourrait contribuer à diminuer le nombre de carrières et de gravières, préservant ainsi les ressources naturelles du pays, soient traités et utilisés de manière à limiter leur potentiel polluant à un débit de fuite éco-compatible, y compris à long terme.

En 1998, le Grand Port Maritime de Dunkerque en collaboration avec les Mines de Douai et l'appui de la Région Nord-Pas-de-Calais, en réponse à l'évolution du contexte environnemental et économique au niveau dragage et stockage des sédiments, a mis en place une démarche environnementale qui a abouti au guide PREDIS⁴³ [106].

La poursuite de l'évolution du contexte réglementaire, économique et social durant la décennie 1999-2009 a confirmé la nécessité de cette démarche et amené les différents acteurs régionaux et notamment le Conseil Régional du Nord-Pas-de-Calais avec l'appui du CD2E et des Mines de Douai, au lancement en 2009 du projet SEDIMATERIAUX.

Dans cette perspective, le programme SEDIMATERIAUX s'inscrit dans un projet structurant dont l'objectif est d'établir et d'analyser différents scénarii de gestion à terre des sédiments de dragage ou de curage pour permettre le choix d'un schéma régional optimum. Selon la filière considérée, le matériau fabriqué doit remplir des exigences techniques, environnementales, réglementaires ou normatives. Dans son contenu, la méthodologie SEDIMATERIAUX comprend la construction de cahier de charges techniques et environnementales adaptés aux nouvelles filières de valorisation tout en validant à la fois la faisabilité technico-économique et l'innocuité environnementale des usages étudiés. L'approche expérimentale s'inscrit dans une logique de graduation de l'effort de caractérisation dans le but d'écartier tout risque technique et environnemental majeur lors de la réalisation des ouvrages de terrain à échelle 1. En ce sens, la démarche intègre dans sa méthodologie une étude détaillée des risques environnementaux s'appuyant sur une étude multi-échelle combinant des essais normalisés, des planches expérimentales de laboratoire, des pilotes et/ou plots expérimentaux en complément des procédures réglementaires (réalisation d'une étude d'impact) nécessaires à l'encadrement des opérations de terrain.

⁴³ Plan régional d'élimination des déchets industriels spéciaux

La finalité de la démarche SEDIMATERIAUX est donc de proposer pour chacune des filières étudiées dans le cadre de projets spécifiques une suite logique d'étapes de caractérisations techniques et environnementales (en termes d'impact et d'adéquation avec le scénario de valorisation). Cette suite logique revient à réaliser pour chacune des filières un cahier des charges techniques et un cahier des charges environnementales qui prennent en considération les éventuels impératifs ou recommandations réglementaires et normatives en vigueur ainsi que l'état de l'art scientifique dans le domaine permettant d'anticiper les évolutions technique ou encore d'ordre réglementaire.

Approche déclinée pour la définition des filières

Deux catégories de filières peuvent être distinguées :

- Les filières auxquelles s'appliquent des textes réglementaires bien précis (stockage, épandage, etc.) qui définissent des critères techniques et environnementaux spécifiques.
- Les autres filières (produits de construction, produits agronomiques, etc.) pour lesquelles des vides juridiques existent et aucun texte réglementaire ne propose des méthodologies adaptées.

Dans le premier cas, les cahiers des charges proposés se basent sur les textes en vigueur qui sont alors mentionnés, en s'attachant à expliciter les critères techniques et environnementaux, ainsi que les procédures associées pour la vérification desdits critères. Dans le deuxième cas, l'établissement d'un cahier des charges spécifique à chaque filière nécessite la mise en place d'une méthodologie scientifique spécifique selon les recommandations de la norme européenne NF EN 12920+A1 [81].

Pour le cahier des charges environnemental de certaines filières, on pourrait se contenter de faire référence à certains textes réglementaires imposant des essais de conformité et des seuils (exemple, le remblayage des carrières s'effectue avec des déchets à caractère inerte auquel correspondent des valeurs seuils réglementaires). Or ces seuils ont été établis pour une certaine catégorie de déchets inertes (essentiellement les déchets de démolition), dans un scénario précis (décharge dans le cas de cet exemple) en utilisant une méthodologie qui prend en considération les conditions du scénario spécifique, et les propriétés d'un déchet moyen, etc.

Dans le cadre de la démarche SEDIMATERIAUX, nous avons donc choisi de ne pas nous satisfaire de cette approche purement réglementaire qui ne permet pas de garantir l'innocuité environnementale pour des filières où l'utilisation des sédiments est nouvelle.

Nous avons en effet choisi de nous placer en amont des réglementations, en préconisant une étude où la méthodologie ayant permis de déterminer ces seuils seraient appliqués. Par ailleurs, certaines filières, telles que le rechargement des plages, les substrats de végétalisation, ou les blocs de béton de construction, sont susceptibles d'exposer des populations humaines à d'éventuels impacts sanitaires. Pour ces filières, une évaluation des risques sanitaires est intégrée à la démarche SEDIMATERIAUX sous forme d'une étude d'impact réglementaire. Dans le cadre de la construction de la méthodologie scientifique de SEDIMATERIAUX mes missions se sont focalisées sur les aspects techniques et environnementaux, les aspects sanitaires n'ont pas fait l'objet de développements scientifiques particuliers.

Methodologie d'élaboration des cahiers des charges environnementaux

Comme mentionné plus haut, le domaine de la valorisation des déchets et en particulier des sédiments souffre beaucoup de l'absence de référentiels soit directement réglementaires soit en terme de performances de qualité.

Pour définir les critères et référentiels, deux approches ont été mises en œuvre en fonction de la nature des projets et de la filière de valorisation envisagée :

- La comparaison avec des matériaux de référence soit naturels ou traditionnellement utilisés et dont l'usage est admis et accepté (voire fait l'objet d'une norme d'usage). Cette approche présente l'intérêt d'être pragmatique et de satisfaire les opérateurs (de TP par exemple). Les limites sont que ces matériaux traditionnels ne sont pas forcément exempts de pollution (traditionnels ne signifie pas toujours naturels et a fortiori propres) ni d'impact sur l'environnement. Enfin, ces matériaux peuvent varier sensiblement d'un gisement à l'autre et d'une région à l'autre, ce qui permet une approche acceptable que dans le cadre d'une démarche régionale.
- Le rapprochement des valeurs d'émissions de polluants (en flux et en concentrations) avec les référentiels de qualité des milieux naturels. Ces référentiels sont intéressants car légitimes en terme de garantie de non impact sanitaire et en terme de protection des ressources. Par contre le rapprochement des valeurs d'émissions (en pied d'ouvrage) de ces valeurs de référence pour les milieux en aval n'est pertinent que si on dispose d'une évaluation crédible des facteurs de dispersion et d'atténuation des substances dans l'environnement. La comparaison directe n'est pas a priori pertinente. La connaissance de ces facteurs passe notamment par la définition d'un scénario conceptuel validé à l'échelle nationale tel que celui utilisé dans la méthodologie nationale du SETRA pour la filière technique routière [101],[105]. A noter que le scénario conceptuel utilisé pour la définition des seuils de mise en décharge des déchets inertes peut également constituer une base en l'absence de consensus sur un scénario conceptuel national pour une filière donnée.

Les référentiels sur lesquels sont basés les critères dans le cas du rapprochement des émissions de polluants sont les référentiels de qualité des milieux naturels en particulier avec les normes de qualité environnementale (NQE) portant sur la définition du bon état écologique des eaux ou les valeurs de potabilisation des eaux souterraines. Par exemple, dans le cas d'un scénario de valorisation en technique routière, lorsque des substances identifiées ne sont pas prises en compte par le référentiel national du SETRA le référentiel SEDIMATERIAUX est mis en place de la façon suivante :

- pour les polluants disposant d'une limite de qualité des eaux brutes utilisées pour la production d'eau destinée à la consommation humaine dans l'arrêté du 11 janvier 2007 : cette limite de qualité (exprimée en mg/L) est multipliée par un taux d'infiltration de référence.

- pour les autres polluants : lorsqu'elle existe, la valeur de référence spécifique (« QS ») eau potable, telle que définie ou proposée dans les valeurs de NQE/VGE⁴⁴ disponibles sur le site du portail des substances chimiques de l'INERIS, exprimée en mg/L, est elle aussi multipliée par un taux d'infiltration de référence.

⁴⁴ Valeurs Guides Environnementales

Dans ces deux cas, l'absence de prise en compte de facteur d'atténuation entre la concentration émise par l'ouvrage et celle atteignant l'objectif de protection (nappe souterraine utilisée pour la production d'eau potable) garantit une approche majorante en termes de sécurité.

La méthodologie générale d'évaluation environnementale de la démarche SEDIMATERIAUX s'appuie donc sur la définition et la détermination, pour chacune des filières considérées, de plusieurs niveaux d'information :

- 1) **Les critères environnementaux et/ou conditions d'exposition associées** : Nous avons choisi d'établir des critères relatifs à l'émission de polluants exprimée en concentration et/ou en flux émis par le terme source, c'est-à-dire le matériau dans les conditions spécifiées par le scénario considéré.
- 2) **Les méthodologies pour la vérification** de ces critères : Les méthodologies proposées pour vérifier ces critères intègrent les évolutions réglementaires et normatives récentes ou en projet aux niveaux français et européens, à savoir la norme NF EN 12920+A1 définissant une méthodologie pour la détermination du comportement à la lixiviation d'un déchet dans des conditions spécifiées et les cahiers des charges pour l'utilisation des matériaux alternatifs en technique routière ou hors ouvrages routiers (depuis la parution de la note DGPR de mars 2016).
- 3) **La réalisation de batteries d'essais** (normalisés ou en cours de normalisation aux niveaux français et/ou européen ou issus de procédures internes à l'IMT Lille Douai) sont proposées pour caractériser le terme source (caractérisation physico-chimique) et donc la mise en évidence d'un éventuel impact du matériau sur l'environnement à court, moyen et long terme.

Méthodologie d'élaboration des cahiers des charges techniques

Les différents devenir possibles des sédiments font l'objet d'une revue des conditions techniques requises pour les différentes filières de valorisation. Nous nous sommes assuré que la démarche proposée soit cohérente avec les aspects techniques des procédures analogues existantes ou en cours d'élaboration dans le domaine de la valorisation des déchets. Par exemple, les matériaux et produits de construction doivent répondre aux exigences essentielles du règlement produits de construction. Ces exigences portent aussi bien sur les performances techniques (résistances mécaniques et stabilité, résistance au feu, durabilité) que sur les risques environnementaux et sanitaires (émissions de substances volatiles, contamination des eaux et des sols, émissions de radiations, etc.)

L'ensemble des prescriptions techniques est défini dans les normes produits ou documents de spécifications techniques permettant de s'assurer de l'aptitude à l'emploi d'un matériau ou produit de construction. Le règlement produit de construction prévoit deux types de spécifications techniques : les normes harmonisées établies par le comité européen de normalisation pour les produits traditionnels et les agréments techniques pour les produits innovants, les produits à base de sédiments rentrent le plus souvent dans cette deuxième catégorie en particulier lorsqu'il s'agit de vases portuaires contenant peu de sables.

5.2 Déclinaison de la méthodologie SEDIMATERIAUX

5.2.1 Le projet SEDICYCLE : contexte et objectifs

Pour mes premiers pas dans la démarche SEDIMATERIAUX, j'ai eu l'opportunité de participer au montage technique du projet SEDICYCLE avec des acteurs privés (BECI, SYMOE, AVANT PROPOS) et de contribuer aux actions scientifiques en partenariat avec l'Université d'Artois et le CEREMA Nord Picardie sur le volet consacré au suivi environnemental de la phase terrain. La société BECI, spécialisée dans le domaine de l'immobilier (promoteur et porteur de projets), la société SYMOE, spécialisée dans le domaine des études d'ingénieries régionales et coordination de projets et la société AVANT PROPOS spécialisée dans le domaine de l'Architecture et conceptions d'ouvrages s'intéressent aux questions relatives à la valorisation des déchets par leur utilisation dans le BTP. Le projet SEDICYCLE rentre dans le cadre d'un projet FEDER, porté par le promoteur BECI, qui a fait l'objet d'un financement en application d'une convention FEDER signée entre BECI et la DREAL, et s'inscrit dans le cadre de la démarche SEDIMATERIAUX.

Le projet se déroule dans la Zone Industrielle de Grande Synthe (Département du Nord, 59). Il se situe donc à proximité immédiate du Grand Port Maritime de Dunkerque offrant ainsi une véritable opportunité de valorisation des sédiments (figure 42). Le site est propriété du promoteur BECI qui souhaite reconvertir une friche industrielle en une zone commerciale de qualité s'inscrivant dans une démarche environnementale poussée. Cette démarche est cadrée par la certification Building Research Establishment Environmental Assessment Method (BREEAM).



Figure 42. Plan de masse du site d'implantation du projet SEDICYCLE

La finalité de ce projet était de proposer l'utilisation de sédiments marins comme alternative aux matériaux nobles dans la formulation d'une couche de fondation et/ou de roulement d'une piste cyclable en béton. En appliquant la méthodologie scientifique de la démarche SEDIMATERIAUX (figure 43) de la phase laboratoire à l'expérimentation terrain, il s'agissait aussi de démontrer que la valorisation des sédiments en voirie légère de type béton routier est possible sans risque environnemental pour le milieu récepteur.

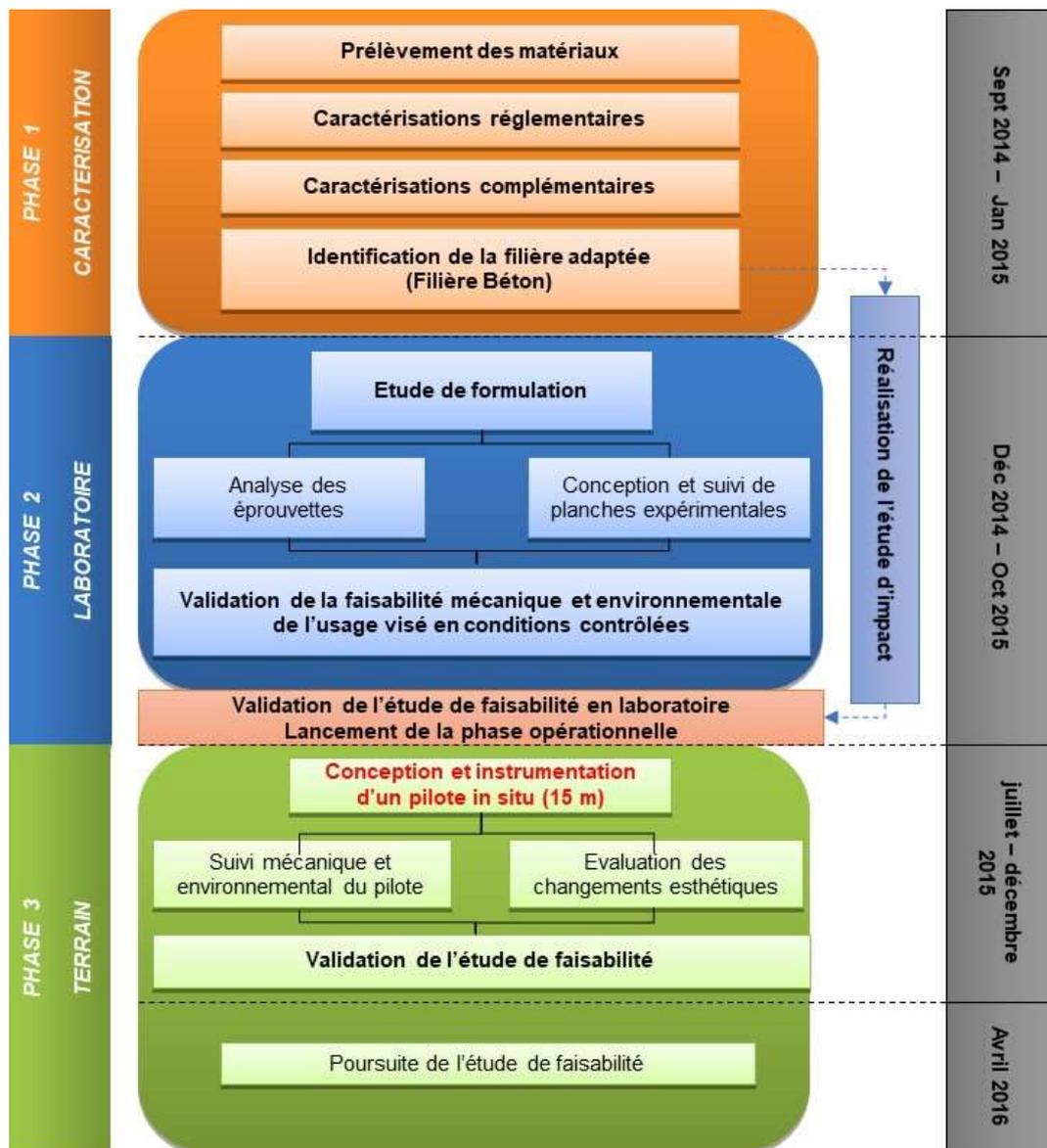


Figure 43. Méthodologie de la démarche SEDIMATERIAUX transposée au projet SEDICYCLE

Caractéristiques chimiques du sédiment sélectionné

Le sédiment valorisé dans le cadre de l'étude est classé non-immérgeable et provient des bassins de lagunage du Grand Port Maritime de Dunkerque. Ce sédiment a subi un traitement naturel de déshydratation consistant en un lagunage dans 4 bassins étanches successifs avec basculement des eaux clarifiées. Les sédiments sont ensuite retournés en andains de sorte à obtenir un matériau pelletable et partiellement dépollué en composés organiques (tableau 25).

Tableau 25. Composition chimique du sédiment étudié dans le cadre du projet SEDICYCLE

Contaminants		Concentration dans le sédiment étudié
ETMM	As	6,53 ± 0,76
	Cd	< 0,50
	Cr (total)	25,00 ± 1,55
	Cu	24,91 ± 5,27
	Hg	< 0,7
	Ni	6,36 ± 0,49
	Pb	44,40 ± 2,57
	Zn	178,03 ± 14,28
HAP	Naphtalène	0,20 ± 0,01
	Acénaphthylène	< 0,1
	Phénanthrène	0,406 ± 0,02
	Fluoranthène	0,293 ± 0,015
	Benzo(a) Anthracène	0,195 ± 0,010
	Chrysène	0,223 ± 0,011
	Benzo (b) Fluoranthène	0,199 ± 0,010
	Benzo (k) Fluoranthène	0,11 ± 0,006
	Benzo (a) Pyrène	0,29 ± 0,015
	Dibenzo (a, h) anthracène	< 0,005
	Indéno (1, 2, 3-cd) Pyrène	0,082 ± 0,010
PCB totaux		< 0,07
TBT		1,228 ± 0,315

5.2.2 Description des approches expérimentales

Composition des matériaux formulés

Les résultats présentés dans cette section sont issus de la thèse de Tristan Lecomte (2014-2018) et ont été communiqués dans le cadre du congrès international SEDNET en 2017. Dans le cadre de ce travail, des bétons de sédiments ont été élaborés en vue de réaliser une piste cyclable selon la démarche SEDIMATERIAUX. Pour cette étude, une formulation de base ainsi que les granulats naturels nécessaires à la constitution de cette dernière ont été mis à disposition par le bétonnier en charge de la réalisation de la piste cyclable. Cette formulation « témoin » a été modifiée, avec un taux de substitution de la fraction sableuse par un sédiment marin (provenant du Grand Port Maritime de Dunkerque) de 50% et 2 taux d'adjuvants (0,5% et 3 %). Le béton témoin (C0) contient du sable marin, les bétons contenant des sédiments en substitution de 50 % de la fraction sableuse sont notés C50-A et C50-B. La lettre A ou B indique le pourcentage de plastifiant introduit (0,5% pour A et 3% pour B). La fraction sableuse représente environ 35% du total. Le détail des formulations est donné dans le tableau 26.

Tableau 26. Formulation des matériaux en kg/m³

Notations	Pourcentage de substitution (%)	Ciment CEM III/A - 42,5N	Sable marin 0/4 mm	Gravier marin 4/20 mm	Sédiment	Eau	Plastifiant	Densité à 28 jours
C0-A	0	330	787	910	0	195	11,2	2,42
C50-A	50	330	393,5	910	393,5	195	11,2	2,37
C50-B	50	330	393,5	910	393,5	195	68,7	2,44

Essais de laboratoire : présentation des planches expérimentales

L'approche laboratoire sera illustrée par le suivi environnemental des formulations C0 et C50-A dans deux scénarii d'usage : (1) en couche de surface et (2) en couche de fondation. Les dispositifs sont mis en place sous forme de planches expérimentales de laboratoire et sont détaillés dans les paragraphes ci-dessous. Afin de tester ces formulations de façon spécifique à leur réutilisation, des scénarii d'immersion (MSE-I) et de ruissellement (MSE-RO) ont été élaborés en s'inspirant de ce qui a été fait pour tester ces scénarios sur le terrain par Schiopu et al. [107] (figure 44).

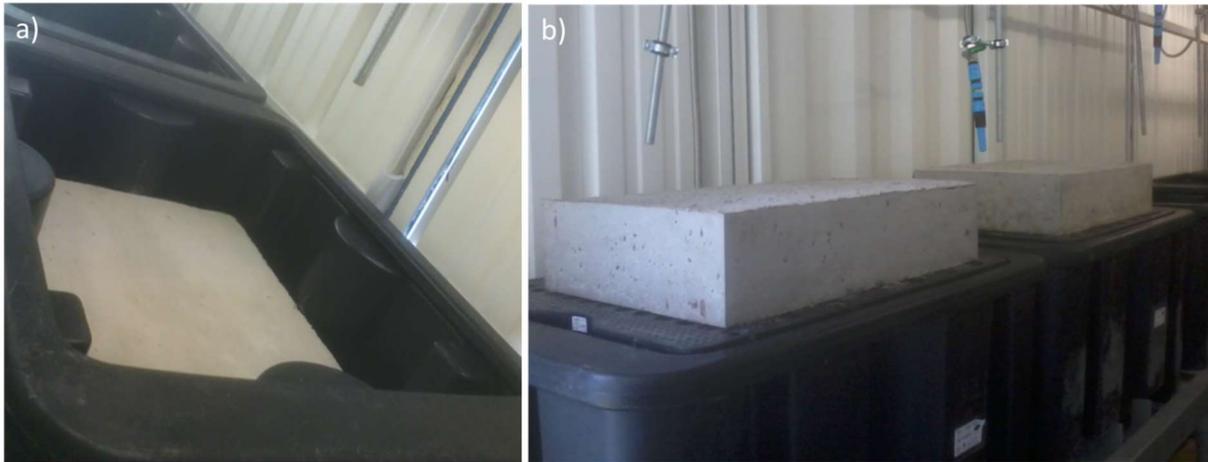


Figure 44. a) Dispositif expérimental pour l'essai sur la couche de fondation, noté MSE-I ; b) Dispositif expérimental pour l'essai sur la couche de surface, noté MSE-RO

Essais pour couche de surface (MSE-RO)

Ces essais ont été réalisés avec les formulations C50-A et le témoin C0-A. Pour ce faire, des blocs de 65 cm par 15 cm par 43 cm de ces formulations ont été préparés. L'essai consiste à asperger la surface supérieure des blocs afin d'étudier le relargage des substances chimiques dans les eaux de ruissellement. Il a été choisi d'asperger les blocs de 20L d'eau déminéralisée par semaine afin de maximiser le relargage possible par le scénario ruissellement. Chaque semaine les eaux ruisselées sont collectées dans des bacs en PEHD placés sous l'échantillon. L'essai a duré 6 mois ce qui équivaut à une pluviométrie de 1846 mm sur la période du suivi environnemental. Le détail du dispositif expérimental est schématisé dans la figure ci-dessous.

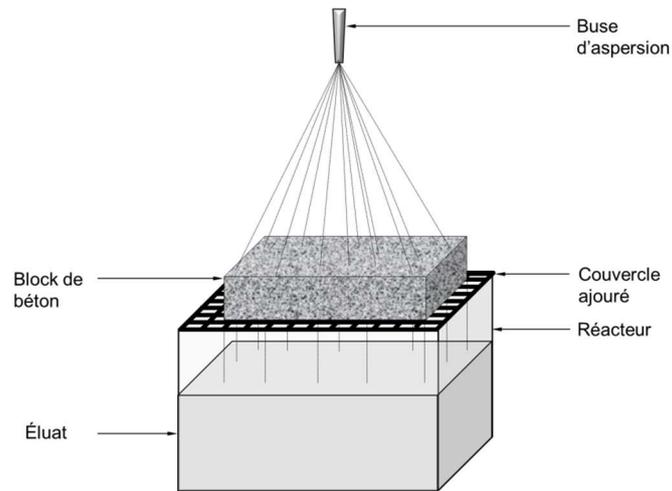


Figure 45. Dispositif expérimental pour l'essai d'aspersion d'un échantillon en béton de couche de surface

Les quantités cumulées d'ETMM, de chlorures, de sulfates et d'éléments majeurs relargués au terme de l'essai (6 mois) sont présentés dans le tableau 27. Pour l'ensemble des ETMM, les quantités cumulées relarguées au terme de l'essai par les matériaux C0-A et C50-A sont similaires. Bien que les analyses des bétons indiquent la présence de certains ETMM en quantités supérieures dans la formulation C50-A, cela n'a pas d'impact sur le comportement à la lixiviation des ETMM dans la matrice cimentaire. Ce résultat met en évidence, qu'il n'existe pas de corrélation directe entre les concentrations totales mesurées dans les bétons et leur disponibilité dans les eaux de ruissellement. Ceci souligne la bonne rétention des ETMM dans les matrices cimentaires étudiées, cet aspect a été très largement étudié dans la littérature en particulier pour les ciments Portland [108],[109],[110],[111],[112]. Pour les chlorures, sulfates et éléments majeurs (à l'exception du silicium), le relargage cumulé au terme de l'essai est plus important pour le matériau C50-A que pour le matériau C0-A. Cette observation suggère que le sédiment modifie le comportement à la lixiviation des matériaux fabriqués en contribuant à l'augmentation des flux en éléments majeurs dans les eaux de ruissellement. Bien que les sédiments soient préalablement traités par lagunage sur le site du Grand Port Maritime de Dunkerque, cela ne permet pas d'abattre les teneurs en sels à des niveaux comparables aux sels à des granulats marins certifiés pour le domaine de la construction tels que ceux utilisés dans la formulation témoin C0-A.

Tableau 27. Quantités de contaminants relargués cumulés sur 6 mois et contenu totale mesuré dans les formulations bétons, les résultats sont exprimés en mg/m²

Paramètres	C0-A		C50-A	
	Contenu lixivié (mg/m ²)	Contenu total (mg/kg)	Contenu lixivié (mg/m ²)	Contenu total (mg/kg)
As	< 4,3	7,89 ± 0,47	< 4,3	7,46 ± 0,56
Ba	5,3 ± 0,2	244,43 ± 6,62	5,4 ± 0,3	214,90 ± 7,92
Cd	0,12 ± 0,03	< 0,10	< 0,39	< 0,10
Co	< 2,5	15,56 ± 0,71	< 2,5	11,35 ± 0,23
Cr	< 0,5	14,72 ± 0,13	< 0,5	15,65 ± 0,42
Cu	8,8 ± 0,6	13,11 ± 2,83	7,5 ± 0,6	12,24 ± 0,47
Mo	< 1,4	0,65 ± 0,04	< 1,4	0,57 ± 0,02
Ni	1,5 ± 0,9	7,07 ± 0,04	1,5 ± 0,8	6,56 ± 0,14
Pb	1,3 ± 1,1	8,15 ± 0,27	1,6 ± 1,1	15,97 ± 0,15
Sb	< 5,3	< 1,46	< 5,3	< 1,46
Se	< 6,6	< 4,08	< 6,6	< 4,08
Sn	< 3,9	< 1,46	< 3,9	< 1,46
V	1,3 ± 0,3	28,35 ± 1,11	1,6 ± 0,3	26,29 ± 0,63
Zn	146 ± 4,4	92,40 ± 2,35	141 ± 4,4	107,29 ± 1,65
Fluorures	< 225	-	< 225	-
Chlorures	1258 ± 225	-	2148 ± 225	-
Sulfates	3095 ± 225	-	5462 ± 225	-
Ca	468 ± 181	-	1348 ± 126	-
K	42214 ± 540	-	56161 ± 540	-
Na	40474 ± 540	-	78228 ± 540	-
Si	965 ± 574	-	1047 ± 568	-

Les évolutions du relargage des éléments majeurs et des chlorures et sulfates sont présentées par la figure 46 et des ETMM quantifiés par la figure 47. Pour l'ensemble des éléments observés (à l'exception du calcium, des chlorures et des sulfates) les dynamiques de relargage sont similaires qu'il s'agisse du béton témoin ou de la formulation C50-B, cela suppose donc que les mécanismes contrôlant le relargage ne sont pas modifiés en présence de sédiments. Pour le calcium, les chlorures et les sulfates, l'évolution du relargage du matériau contenant des sédiments diffère du matériau témoin. Pour cet élément chimique, la pente de relargage est beaucoup plus importante au début de l'essai pour la formulation C50-A que pour le témoin C0-A, à partir du troisième prélèvement, l'évolution du relargage est similaire. Pour les chlorures et les sulfates, le relargage évolue suivant une droite dont la pente diffère pour C50-A et C0-A. Ces observations mettent en évidence des différences de comportement à la lixiviation dans les deux matériaux étudiés, ceci étant vraisemblablement liés aux caractéristiques intrinsèques de la matrice cimentaire.

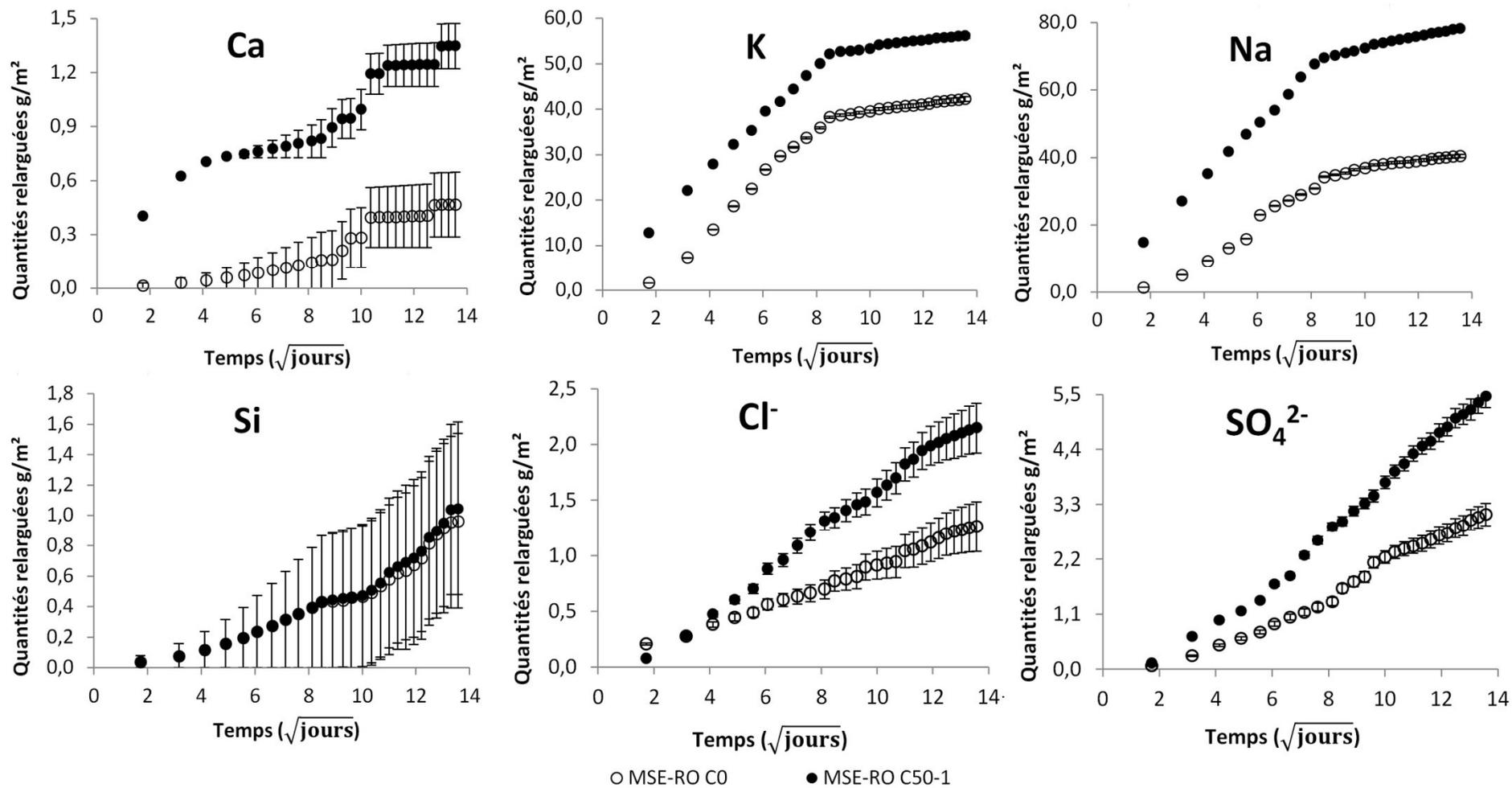


Figure 46. Évolution du relargage des éléments majeurs, des chlorures et des sulfates au cours de l'essai sur planche expérimentale en scénario de ruissellement

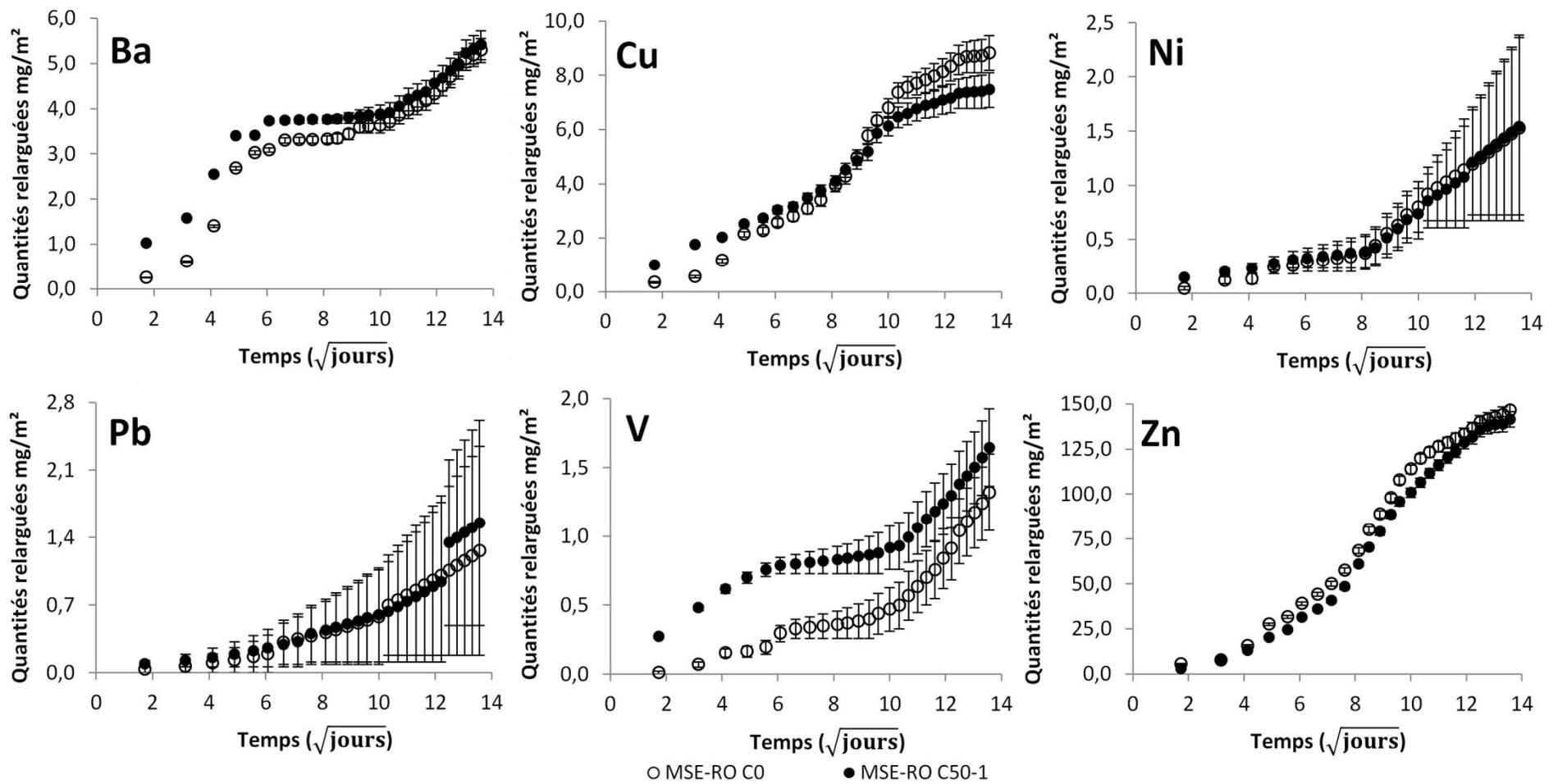


Figure 47. Évolution du relargage des ETMM au cours de l'essai sur planche expérimentale en scénario de ruissellement

Essais pour couche de fondation (MSE-I)

Ces essais ont été réalisés avec les formulations C50-B et le témoin C0-A. Pour ce faire, des blocs de 65 cm par 30 cm par 43 cm de ces formulations ont été fabriqués. L'essai consiste à immerger complètement les blocs dans l'eau déminéralisée dans des bacs en PEHD afin d'étudier le relargage de contaminants inorganiques. Le ratio L/A et les temps de renouvellement ont été choisis à l'identique de ceux utilisés lors d'une lixiviation dynamique de matériaux monolithiques (NF EN 15863 [113]), ce qui correspond à 96 litres par renouvellement. Ce protocole de renouvellement permet de favoriser le relargage par diffusion [114]. Puis les 64 premiers jours de l'essai passés (l'essai de lixiviation sur monolithe se concluant à 64 jours) le renouvellement du lixiviant a lieu une fois toutes les 2 semaines jusqu'à atteindre une durée totale de l'essai de 6 mois. Le dispositif expérimental est schématisé dans la figure ci-dessous.

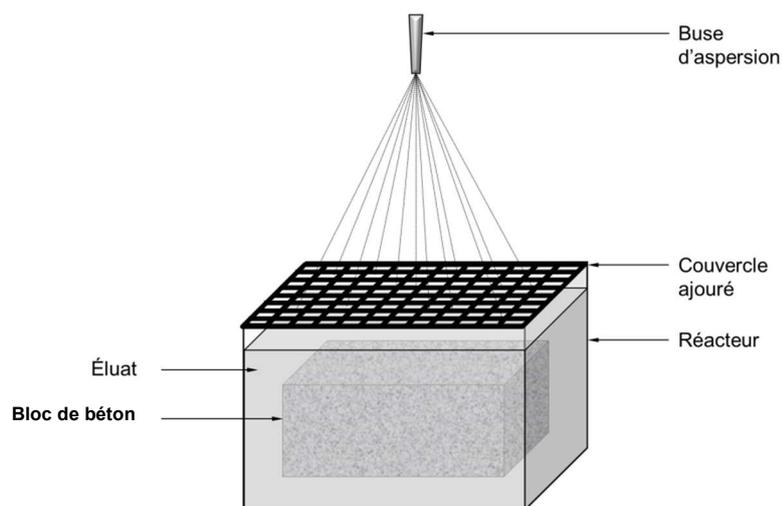


Figure 48. Dispositif expérimental pour l'essai d'immersion d'un échantillon en béton de couche de fondation

Les quantités cumulées d'ETMM, de chlorures, de sulfates et d'éléments majeurs relargués au terme des 180 jours du suivi environnemental sont présentées dans le tableau 28. Ces résultats permettent de mettre en évidence des différences de comportement à la lixiviation pour les substances chimiques quantifiables (celles dont les valeurs sont supérieures aux limites de quantification) entre le matériau témoin et celui contenant des sédiments. A l'exception de l'étain et du zinc pour les ETMM et du calcium et du silicium pour les éléments majeurs, les substances chimiques sont relarguées en quantités plus importantes pour l'échantillon C50-B que pour C0-A. Certains ETMM (As, Co, Cr, Mo, Ni, Pb, Sb) présents en contenu total dans le béton C50-B (tableau 28) ne sont pas détectables dans les eaux d'immersion pendant toute la durée du suivi environnemental, ce qui confirme leur bonne stabilisation dans la matrice cimentaire comme observé précédemment dans le scénario « ruissellement ».

Tableau 28. Quantités de contaminants relargués cumulés sur 6 mois et contenu totale mesuré dans les formulations bétons, les résultats sont exprimés en mg/m²

Paramètres	C0-A		C50-B	
	Contenu lixivié (mg/m ²)	Contenu total (mg/kg)	Contenu lixivié (mg/m ²)	Contenu total (mg/kg)
As	< 5,3	7,89 ± 0,47	< 5,3	5,85 ± 0,58
Ba	47 ± 1	244,43 ± 6,62	50 ± 1	172,10 ± 2,10
Cd	0,12 ± 0,05	< 0,10	0,12 ± 0,05	< 0,10
Co	< 3,1	15,56 ± 0,71	< 3,1	11,14 ± 0,67
Cr	< 0,9	14,72 ± 0,13	< 0,9	12,97 ± 0,05
Cu	5,6 ± 0,9	13,11 ± 2,83	2,3 ± 0,9	9,04 ± 0,41
Mo	< 2,0	0,65 ± 0,04	< 2,0	0,47 ± 0,02
Ni	< 2,2	7,07 ± 0,04	< 2,3	5,50 ± 0,11
Pb	< 3,0	8,15 ± 0,27	< 3,0	12,58 ± 0,14
Sb	< 7,1	< 1,46	< 7,1	< 1,46
Se	6,56 ± 3,23	< 4,08	7,76 ± 3,06	< 4,08
Sn	9,2 ± 0,6	< 1,46	7,1 ± 1,6	< 1,46
V	10,1 ± 0,1	28,35 ± 1,11	10,7 ± 0,1	21,25 ± 0,61
Zn	11,8 ± 0,1	92,40 ± 2,35	6,1 ± 0,2	88,34 ± 2,14
Fluorures	< 255		< 255	
Chlorures	1372 ± 255		4932 ± 255	
Sulfates	4514 ± 255		6487 ± 255	
Ca	13961 ± 102		13582 ± 124	
K	65530 ± 345		98366 ± 677	
Na	37744 ± 271		97263 ± 481	
Si	3873 ± 38		3571 ± 22	

Les évolutions du relargage des anions (chlorures et sulfates), sont représentés en figure 49, des éléments majeurs prépondérants en figure 50 (Ca, Fe, K, Na, Si), et des ETMM quantifiables (Ba, Cu, Se, Sn, V et Zn) en figure 51. Pour l'ensemble des éléments observés les dynamiques de relargage sont similaires qu'il s'agisse du béton témoin ou du béton C50-B, on suppose donc que les mécanismes contrôlant le relargage sont similaires en présence de sédiments dans la matrice cimentaire.

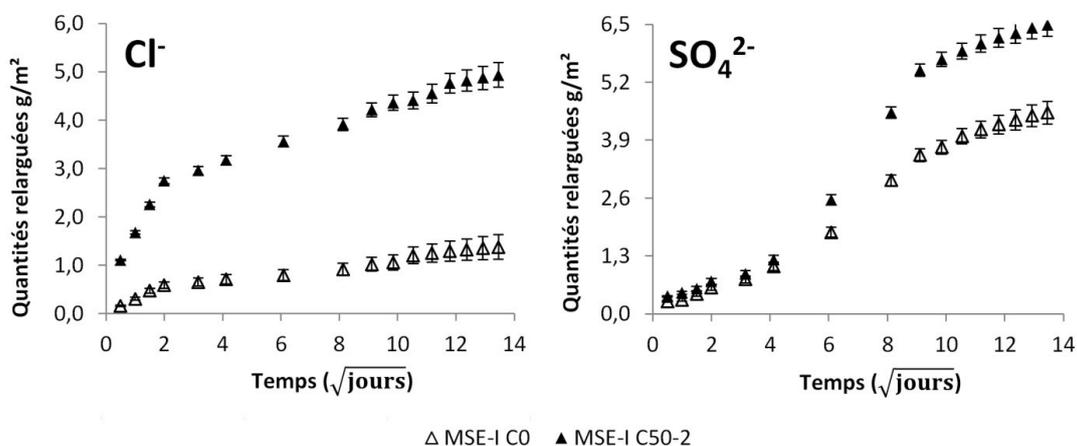


Figure 49. Évolution du relargage des chlorures et sulfates au cours de l'essai sur planche expérimentale en scénario d'immersion

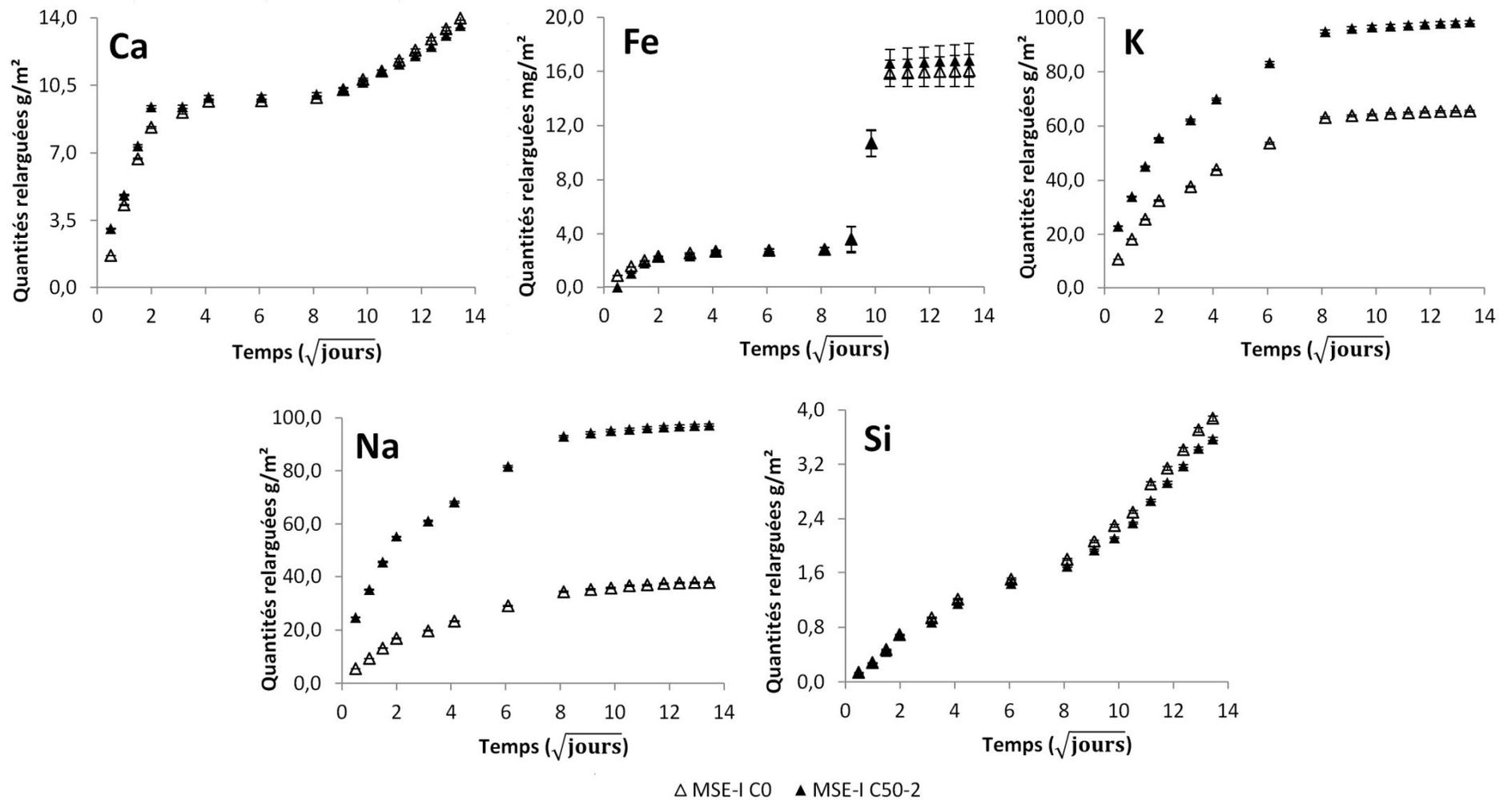


Figure 50. Évolution du relargage des éléments majeurs au cours de l'essai sur planche expérimentale en scénario d'immersion

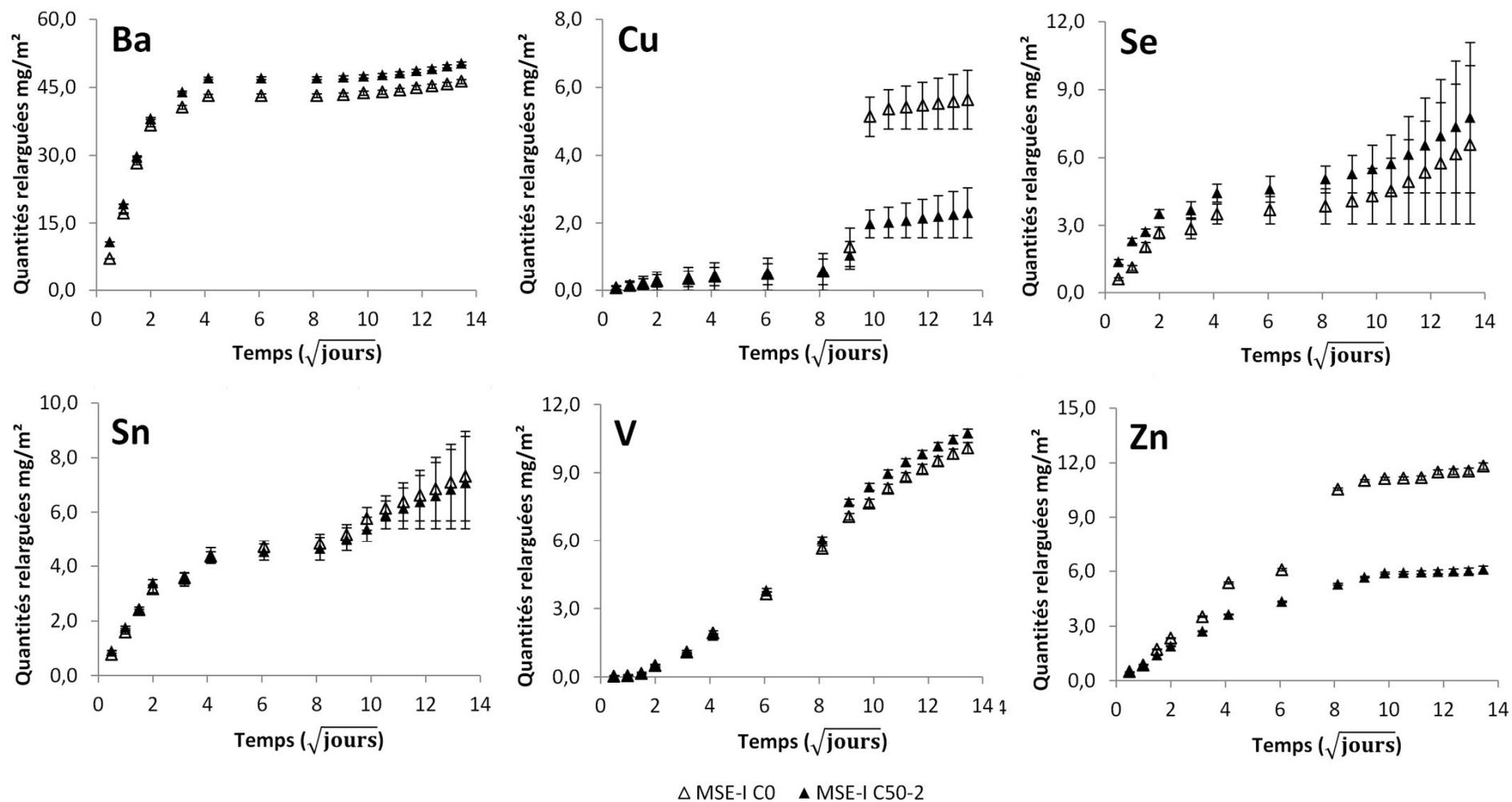


Figure 51. Évolution du relargage des ETMM au cours de l'essai sur planche expérimentale en scénario d'immersion

Comparaison des scénarii de suivi environnemental

Les essais de laboratoire en planches expérimentales dans les sous-scénarii « immersion » et « ruissellement » ont permis de mettre en évidence des différences de comportement entre la formulation témoin (C0-A) et la formulation (C50-B) contenant du sédiment à hauteur de 50% en substitution de la fraction sableuse dans la formulation béton. La comparaison des approches permet également de mettre en évidence l'impact des scénarii sur le comportement à la lixiviation des éléments chimiques. Pour la formulation C50-B, les concentrations relarguées en Na, K, sulfates, chlorures sont plus élevées dans le scénario immersion que dans celui simulant le ruissellement. Ces éléments chimiques étant facilement mobilisables à partir de la matrice cimentaire, leur lixiviation est favorisée par le renouvellement dynamique de l'eau et le temps de contact relativement long de l'eau avec la matrice cimentaire. En effet, dans le scénario ruissellement ce temps de contact est beaucoup plus court, ce qui limite les échanges entre les phases solide et liquide, et en particulier la mise en place de phénomènes de diffusion. Ces résultats confirment l'impact important du scénario sur les émissions des substances dans l'eau et par conséquent sur les mécanismes de relargage sous-jacents.

Parmi les éléments chimiques quantifiés, le vanadium et le calcium affichent des comportements similaires dans les deux formulations en scénario « immersion » tandis que dans le scénario « ruissellement » la dynamique de relargage de ces éléments est différente en fonction de la formulation considérée (avec un niveau de relargage plus élevé dans la formulation intégrant des sédiments). De la même manière, le comportement du zinc dans les deux formulations est similaire en scénario « ruissellement » tandis qu'en « immersion » la formulation contenant du sédiment relargagerait d'avantage. Cela confirme d'une part, l'impact du scénario sur les émissions de ces éléments chimiques, et d'autre part, cela révèle une sensibilité particulière de certains éléments à l'alternance séchage/humidification. Dans ces conditions particulières, plusieurs phénomènes peuvent être avancées pour expliquer la modification du comportement à la lixiviation de ces éléments chimiques :

- Le phénomène de séchage a lieu lorsque le matériau passe de l'état saturé à un état insaturé. L'eau des pores s'évapore de la surface vers le coeur du matériau selon un front de vaporisation et la vitesse de ce dernier diminue dans la zone localisée au coeur du matériau. Le processus d'évaporation d'une partie de l'eau conduit à la concentration des espèces solubles dans l'eau interstitielle du matériau, ainsi des précipités apparaissent sur les parois des pores, les obstruant partiellement, ce qui a également pour conséquence la réduction de la conductivité hydraulique du matériau lorsque sa teneur en eau diminue (plus le matériau est sec, moins il laisse passer l'eau facilement). Ce phénomène est potentiellement mis en jeu dans le scénario « ruissellement » où les blocs de béton peuvent sécher à l'air libre, ce qui n'est pas le cas dans le scénario « immersion ».
- La carbonatation des matrices cimentaires est un phénomène très étudié dans le domaine des matériaux car ce mécanisme influe sur la durabilité des matériaux formulés. La carbonatation de ce type de matrices résulte de la réaction entre le CO₂ atmosphérique et les ions hydroxydes ce qui conduit à la précipitation de carbonates de calcium ou d'autres cations (plomb, zinc, ...). Cette réaction est généralement considérée comme un phénomène majeur impactant la microstructure des matériaux cimentaires exposés dans un milieu naturel. La portlandite et d'autres composés hydratés susceptibles de se carbonater peuvent provoquer une diminution du pH de la solution interstitielle et l'obstruction partielle de la porosité à proximité de la surface d'échange. Ce phénomène a lieu en présence d'eau, par réaction du dioxyde de carbone dissous dans la solution des pores avec les composés susceptibles de se carbonater en solution. Les principaux processus physico-chimiques impliqués dans la carbonatation sont : (i) la diffusion du CO₂ atmosphérique vers la phase gazeuse des pores de matériaux, (ii) la dissolution de la portlandite dans l'eau interstitielle des matériaux et la diffusion des ions Ca²⁺ et OH⁻ dans l'eau interstitielle, (iii) la diffusion et la dissolution du CO₂ dans l'eau interstitielle et sa réaction avec les ions provenant de la dissolution de la portlandite,

(iv) la réaction du CO₂ dissous avec d'autres constituants susceptibles de se carbonater, et v) l'obstruction de la porosité lors de la précipitation des produits de carbonatation, ce qui conduit à une réduction du volume poreux du matériau. La carbonatation peut se produire dans les scénarii « ruissellement » et « immersion » car dans les cas les matériaux sont exposés à l'air ambiant et donc au CO₂ atmosphérique. Dans la zone carbonatée des matériaux, le pH de l'eau interstitielle est proche de 8, ce qui conduit à modifier la solubilité des espèces chimiques sensibles au pH tel que le zinc.

- L'interruption du contact du matériau avec le lixiviant extérieur peut conduire à l'apparition du phénomène de relaxation. Ce mécanisme apparaît préférentiellement lorsque le matériau est à l'état saturé et en l'absence de carbonatation. Les blocs de béton étudiés étant exposés à l'air libre dans le scénario « ruissellement », ce phénomène peut apparaître en début d'expérience avant le début de la carbonatation. Pendant la période de relaxation, les eaux interstitielles subissent les processus de transfert de matière par diffusion ou dissolution/précipitation à l'intérieur des matériaux pour mener à un nouvel état d'équilibre physico-chimique entre les phases liquide et solide. Pendant cette période, il n'y a pas d'évacuation des espèces chimiques dissoutes de l'eau interstitielle vers l'extérieur des matériaux. Ce phénomène influence directement le comportement des éléments traces et des éléments majeurs, comme le sodium ou le calcium, et indirectement la mobilité des éléments sensibles au pH suite aux modifications de pH engendrés par la solubilisation des éléments majeurs.

En conclusion, les essais de laboratoire en planche expérimentale ont permis d'étudier le potentiel de relargage des matériaux fabriqués en prenant en compte des facteurs d'influence relevant de conditions réelles d'exposition. Cela a permis de mettre en évidence l'influence des scénarii « immersion » et « ruissellement » sur la dynamique des substances chimiques détectés dans les matériaux formulés. Les deux scénarii étudiés sont significatifs, c'est-à-dire qu'ils génèrent chacun une modification qualitative et quantitative notable du comportement des substances chimiques au sein du terme source. Il paraît donc pertinent, d'envisager l'élaboration de modèles géochimiques prédictifs visant à vérifier les hypothèses mécanistiques avancées pour confirmer les phénomènes évoqués ci-dessus et identifier leur rôle dans la dynamique des substances chimiques. Dans tous les cas, l'élaboration de modèles de comportement devra intégrer un couplage chimie/hydrodynamique, ce qui nécessitera notamment une phase de calibrage à l'aide d'essais normalisés ou standardisés de laboratoire (notamment des essais de lixiviation en fonction du pH, des essais de percolation à flux ascendants, et des extractions chimiques spécifiques pour la détermination des compartiments réactifs du matériau cimentaire).

Essais à échelle pilote : présentation du pilote expérimental réalisé à Dunkerque

Pour des raisons mécaniques, les formulations sélectionnées pour la réalisation des dalles béton en phase « terrain » du projet SEDICYCLE sont C50-A, le témoin C0-A et une nouvelle formulation intégrant 30% de sédiment en substitution de la fraction sableuse. Le pilote expérimental consiste en 3 pistes de 8,3 mètres de long pour 1,5 mètre de large et 20 cm de profondeur soit une surface de 12,45 m² chacune. Chaque piste est réalisée de façon à présenter une pente de 1%. Des géomembranes et géotextiles isolent les pistes de leur environnement afin d'empêcher la dispersion de contaminants dans l'environnement. Des tranchées de chaque côté de la couche de béton testée permettent de différencier les eaux de ruissellement (PSE-RO) des eaux latérales stagnantes (PSE-LAT). Dans ce but, ces apports d'eaux sont collectés par des réseaux séparés. Une coupe transversale de piste est présentée en figure 52. À noter toutefois, que les eaux stagnantes ne recouvrent pas l'ensemble du matériau puisque les 2 scénarii sont étudiés sur le même pilote, ce qui implique un temps de stagnation moindre en comparaison à ce qui a pu être fait pour l'étude de ce scénario avec d'autres montages [107].

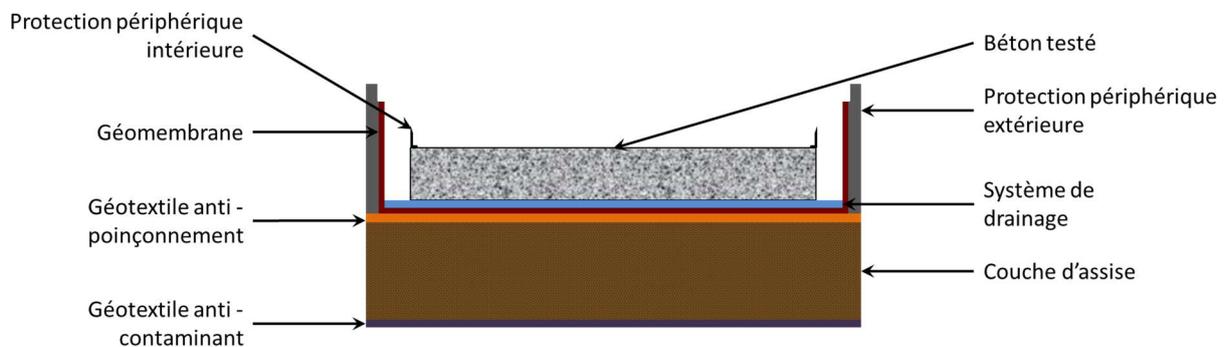


Figure 52. Coupe transversale d'un pilote expérimental

Le suivi a eu lieu pendant une année, les eaux ont été collectées toutes les 2 semaines de décembre 2015 à décembre 2016 afin de couvrir une année complète de suivi. Des jauges owen sont installées à proximité des pistes de sorte à pouvoir prendre en compte les apports externes. La totalité des eaux de ruissellement et des eaux latérales sont conservées dans des cuves jusqu'à la date de prélèvement des échantillons puis elles sont orientées vers des cuves de stockage en attendant leur évacuation dans le milieu naturel après vérification de leur comptabilité environnementale.

La figure 53 présente une piste en cours de réalisation et qui est couverte d'une bâche avant le lancement de l'essai (a), l'ensemble du pilote pendant l'essai (b) ainsi qu'une piste humide pendant l'essai (c).



Figure 53. a) Piste lors de la réalisation du pilote ; b) Pilote comprenant les 3 pistes testées, le système de collecte des eaux et les owens ; c) Piste après un évènement pluvieux

Les données de précipitation sur la période de suivi sont présentées en figure 54. Ces données ont été obtenues en compilant les mesures journalières sur la ville de Dunkerque relevée par le site de Météociel [115].

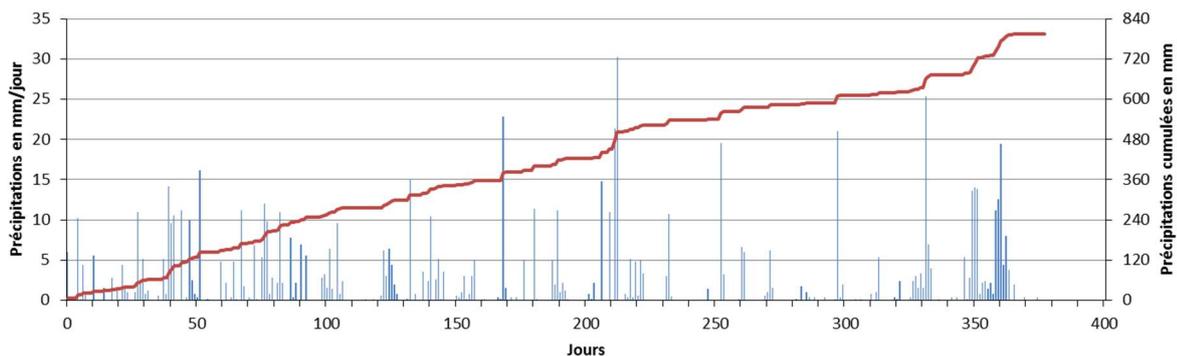


Figure 54. Précipitations journalières et cumulées sur la période de suivi du pilote exprimées en mm

La pluviométrie cumulée pour la période de suivi est de 794,5 mm pour Dunkerque. Dans le cadre des calculs de flux de contaminants, il a été admis que pour chaque évènement pluvieux un volume d'eau est absorbé par le béton (volume déterminé expérimentalement sur le terrain) et est donc à déduire de la pluviométrie pour estimer le volume de lixiviant.

Les eaux collectées dans les jauges owen ont été analysées afin d'estimer les apports de contaminants extérieurs au pilote. Les ETMM analysés dans les eaux de pluie sont inférieurs aux limites de quantifications pour la majorité des éléments analysés à l'exception de Ba, Cu, Cr, et Zn. On note également des concentrations quantifiables en chlorures et sulfates.

Détermination des flux sur les eaux de ruissellement et les eaux latérales stagnantes

Afin de mettre en évidence le relargage d'éléments chimiques dans les eaux de ruissellement et les eaux latérales stagnantes du pilote expérimental, des volumes de lixiviant ont été déterminés :

- un volume de lixiviant ruisselant est estimé à partir des précipitations, et de l'absorption d'eau dans les pistes. L'absorption des pistes par événement pluvieux a pu être estimée sur la base de simulations de pluies sur le pilote, il y aurait donc 1,63 mm de pluie absorbée par les pistes. Le volume de lixiviant ruisselant ainsi que le ratio liquide-surface cumulé résultant sont présentés en figure 55.
- un volume de lixiviant dû à la stagnation d'eau de pluie sur les pans latéraux du pilote a également été pris en compte. Le volume de lixiviant latéral est calculé sur la base des précipitations, des dimensions des fosses latérales et de l'absorption. Le ratio liquide-surface varie à chaque précipitation en fonction de la hauteur d'eau dans la fosse, le ratio L/A cumulé ainsi que les volumes de lixiviant ont été calculés pour chaque événement pluvieux et sont présentés en figure 56.

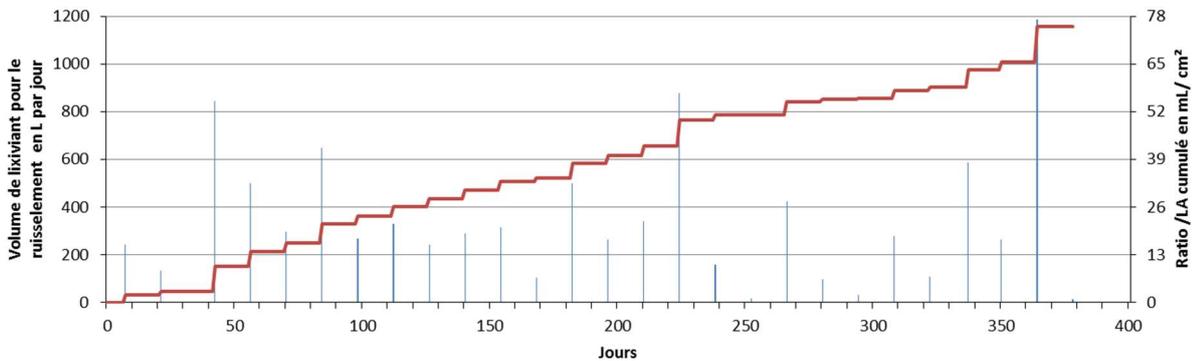


Figure 55. Volume de lixiviant ruisselant sur la période de suivi du pilote exprimé en L par jour ainsi que la correspondance en ratio liquide/surface (ratio L/A) cumulé dans le temps

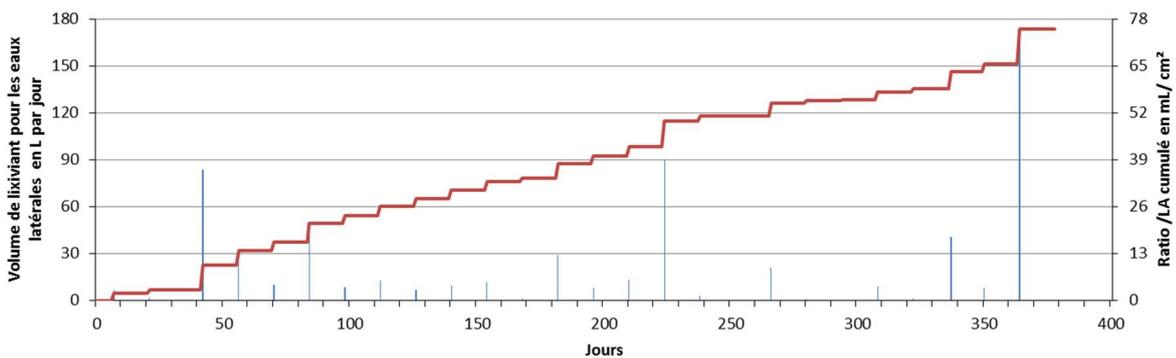


Figure 56. Volume de lixiviant dans les fosses latérales du pilote sur la période de suivi exprimé en L par jour ainsi que la correspondance en ratio liquide/surface (ratio L/A) cumulé dans le temps

Démarche de vérification de l'acceptabilité environnementale des flux de substances chimiques

Le guide méthodologique « Acceptabilité de matériaux alternatifs en technique routière - Évaluation environnementale » [101] fournit une démarche d'évaluation de l'acceptabilité environnementale de matériaux alternatifs élaborés à partir de déchets et destinés à être utilisés en technique routière. La caractérisation environnementale repose sur trois niveaux d'investigations. Ils permettent de graduer l'effort de démonstration en fonction du risque que présentent les matériaux concernés, vis-à-vis de l'environnement. Les investigations reposant sur la réalisation d'essais lysimétriques et/ou la réalisation et le suivi de plots expérimentaux menées dans le cadre prévu par la démarche d'évaluation proposée par le guide méthodologique sont encadrées par la note CEREMA (2015) [116] résultant des travaux d'un groupe de travail national auquel l'IMT Lille Douai était associée. Toutefois, l'aide à la mise en oeuvre du niveau 3 de caractérisation environnementale ne comprend pas de volet relatif à la définition et à la conduite d'une étude spécifique lorsque les investigations associées reposent sur la réalisation d'essais sur monolithes. Les investigations menées dans le cadre de la réalisation du pilote expérimental SEDICYCLE s'inspirent donc de la note CEREMA 2015 avec quelques adaptations notamment en vue de la collecte des eaux stagnantes. Dans cette note, l'acceptabilité environnementale du matériau routier testé est évaluée suivant deux critères complémentaires :

1. Le premier critère s'attache à vérifier l'acceptabilité des émissions globales vis-à-vis des objectifs de qualité des eaux retenus dans le guide méthodologique.
2. Le second critère s'attache à vérifier l'acceptabilité de la concentration des émissions en lien avec les limites fixées par le tableau 5 de l'annexe 3 du guide méthodologique.

Pour ce qui concerne le premier critère, l'acceptabilité environnementale du matériau routier est validée pour l'usage envisagé et pour des épaisseurs au plus égale à celle effectivement mise en oeuvre si, pour chacun des paramètres, la quantité surfacique relarguée cumulée sur la durée du suivi est inférieure ou égale à la valeur limite correspondante du tableau ci-après pour les paramètres génériques et aux valeurs limites proposées pour les paramètres spécifiques.

Tableau 29. Acceptabilité des émissions globales de substances chimiques dans les investigations de niveau 3 (D'après [116])

Paramètre	Quantité surfacique relarguée cumulée	
	Valeur (mg/m ²)	
As	10	} X $\min(d; \frac{P_{eff}}{P_{réf}})$
Ba	700	
Cd	4	
Cr total	50	
Cu	625	
Hg	1	
Mo	70	
Ni	20	
Pb	10	
Sb	5	
Se	6	
Zn	625	
Fluorure	750	
Chlorure	125 000	
Sulfate	125 000	

d est la durée du suivi (an)
P_{eff} est la pluie efficace mesurée sur la durée du suivi (mm).
P_{réf} est la pluie efficace annuelle de référence qui vaut :

- 100 mm/an dans le cas d'un usage revêtu
- 300 mm/an dans le cas d'un usage recouvert

Dans le cas d'une expérimentation sur matériaux monolithiques, la pluie reçue par l'ouvrage peut être assimilée à la pluie efficace car les matériaux étudiés ne sont pas percolants et ne permettent pas l'infiltration d'eau. La pluie reçue par l'ouvrage se décline en eaux de ruissellement et en eaux latérales qui constitueront les vecteurs de la pollution vers la nappe phréatique. Le terme source n'ayant pas de protection particulière vis-à-vis des flux d'eaux météoriques, la pluie de référence est assimilé par défaut à la pluviométrie cumulée de 794,5 mm pour une période de suivi d'une année. Par conséquent, compte tenu de la période de suivi d'une année, les flux indiqués dans le tableau 29 n'ont pas été corrigés par un facteur multiplicatif.

Pour ce qui concerne le second critère, l'acceptabilité environnementale du matériau routier est validée pour l'usage envisagé et pour des épaisseurs au plus égales à celles effectivement mises en oeuvre si, pour chacun des paramètres, la concentration mesurée lors de chaque prélèvement est inférieure ou égale à la valeur limite correspondante au tableau ci-après. Ces seuils n'ayant pas été dépassés sur les prélèvements effectués pour les eaux latérales et de ruissellement du pilote expérimental, l'acceptabilité environnementale a donc été vérifiée sur l'ensemble de ces paramètres.

Tableau 30. Concentration des émissions de substances dans les prélèvements d'eau des investigations de niveau 3 (d'après [116]).

Paramètre	Concentration maximale
	Valeur (mg/l)
As	0.3
Ba	20
Cd	0.3
Cr total	2.5
Cu	30
Hg	0.03
Mo	3.5
Ni	3
Pb	3
Sb	0.15
Se	0.2
Zn	15
Fluorure	40
Chlorure	8 500
Sulfate	7 000

En cumulant les relargages en substances des eaux stagnantes et des eaux de ruissellement, nous obtenons un flux total de contaminants relargués sur un an par le pilote (tableau 31), ces flux restant inférieurs aux seuils CEREMA du tableau 29. Le barym et le zinc sont d'avantage relargués par la piste témoin que par les pistes contenant du sédiment alors que les autres ETMM sont d'avantage relargués dans les formulations avec sédiments. Les fluorures, les chlorures et les sulfates relargués sont supérieurs pour la formulation contenant des sédiments (2,5 fois plus pour les chlorures et 2 fois plus pour les sulfates) ce qui est cohérent avec les résultats des planches expérimentales. Globalement, les formulations contenant des sédiments présentent des flux de contaminants supérieurs à ceux mesurés sur le pilote témoin, ce qui confirme l'influence des sédiments sur la dynamique des polluants présents dans les produits finis. Toutefois, la vérification de l'acceptabilité environnementale de ces formulations selon le référentiel CEREMA a permis de valider la compatibilité des matériaux pour l'usage envisagé et dans les conditions environnementales testées.

Tableau 31. Quantités de contaminants relargués cumulés totales sur la période de suivi exprimées en mg/m²

Paramètres	C50-A		C30-A		C0-A		Seuils CEREMA [116]
	Brut	Correction Owen	Brut	Correction Owen	Brut	Correction Owen	
As	5,51 ± 1,00	4,37 ± 0,57	7,71 ± 0,81	6,69 ± 0,40	4,21 ± 1,15	2,87 ± 0,58	10
Ba	98,65 ± 0,08	38,17 ± 0,16	101,47 ± 0,05	42,31 ± 0,07	172,89 ± 0,06	110,24 ± 0,04	700
Cd	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	4
Cr	3,20 ± 0,70	1,70 ± 0,61	5,32 ± 0,34	3,70 ± 0,74	3,69 ± 0,64	2,07 ± 0,77	50
Cu	6,18 ± 0,39	3,76 ± 0,64	7,78 ± 0,43	4,81 ± 0,50	4,76 ± 0,50	1,47 ± 0,29	625
Hg	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	1
Mo	8,25 ± 0,10	6,96 ± 1,29	7,13 ± 0,24	5,81 ± 1,27	4,80 ± 0,56	3,68 ± 1,12	70
Ni	4,01 ± 0,24	2,81 ± 1,01	4,56 ± 0,30	3,34 ± 1,04	2,32 ± 1,10	1,23 ± 0,81	20
Pb	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	10
Sb	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	5
Se	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	6
Zn	13,35 ± 0,22	2,82 ± 0,06	15,54 ± 0,11	2,94 ± 0,26	18,34 ± 0,27	3,32 ± 0,09	625
Fluorures	407 ± 200	341 ± 215	374 ± 200	288 ± 236	341 ± 200	262 ± 229	750
Chlorures	56849 ± 388	49821 ± 388	69930 ± 388	62689 ± 388	28348 ± 388	20737 ± 388	125000
Sulfates	54673 ± 388	52402 ± 142	66476 ± 388	64070 ± 142	31182 ± 388	27590 ± 230	125000

*LQ : Limite de Quantification

5.2.3 Comparaison des approches laboratoire/terrain

Pour chaque échelle d'expérimentation, il est possible de calculer un débit journalier pour les contaminants relargués dans les différents scénarii testés ; en planche expérimentale de ruissellement (ME-RO) et d'immersion (MSE-I) ; en pilote sur les eaux de ruissellement (PSE-RO) et les eaux latérales stagnantes (PSE-LAT), et pour la somme de ces 2 flux (PSE-TOT). Le calcul de ce débit a pour but de comparer des relargages obtenus sur des durées de temps différentes, 6 mois pour les planches expérimentales et 1 an pour le pilote. Les résultats de ce calcul sont présentés dans le tableau 32. Ces résultats soulignent l'impact du scénario sur les flux de contaminants mesurés. Cependant, la comparaison des résultats aux différentes échelles d'expérimentation montre qu'une corrélation directe entre le comportement à la lixiviation des espèces suivies à l'échelle laboratoire et dans le pilote de terrain n'est pas pertinente. Certaines substances chimiques sont détectés uniquement à l'échelle pilote (As, Cr, Mo, Sb, F) tandis que d'autres ne sont quantifiables qu'à l'échelle du laboratoire (Pb, Se, Sn). Lorsque des substances similaires sont quantifiables aux deux échelles, les niveaux de concentration observés ne sont pas similaires, c'est le cas des éléments Ba, Cu et Zn, chlorures, et sulfates. En effet, à l'échelle pilote le comportement à la lixiviation des espèces chimiques est influencé par des conditions d'exposition qui ne sont pas intégrées dans les essais à l'échelle laboratoire. Il s'agit notamment :

- De la température des systèmes ; à l'échelle du laboratoire la température varie peu pendant l'essai tandis qu'à l'échelle pilote les facteurs climatiques sont très aléatoires. En milieu naturel le béton est soumis à des cycles irréguliers d'humidification/séchage, de gel/dégel. Et la température de surface du béton est également un paramètre important dans les réactions de relargage de part son influence sur les eaux interstitielles et leur composition.

- De la variation de l'humidité relative de l'air en conditions naturelles d'exposition alors qu'elle est relativement constante en laboratoire ; l'humidité peut jouer un rôle significatif sur le relargage, à travers le contrôle des phénomènes de séchage des matrices poreuses [117].
- Du dioxyde de carbone atmosphérique ; son influence est beaucoup moins significative à l'échelle laboratoire qu'à échelle pilote, du fait des modalités de mise en œuvre des expérimentations ; le dioxyde de carbone induit des phénomènes de carbonatation de la matrice cimentaire [118].
- De la composition du lixiviant ; en laboratoire le lixiviant est l'eau déminéralisée, tandis qu'à l'échelle pilote, le lixiviant est l'eau de pluie qui est déjà chargée en certaines espèces avant d'entrer en contact avec le matériau béton, dans certains cas, les concentrations en ces espèces sont du même ordre de grandeur, voire supérieures aux valeurs mesurées dans les lixiviats ;
- Du temps de contact ; à l'échelle du laboratoire le temps de contact est de 180 jours dans le sous-scénario « ruissellement » et « immersion » ; contre 360 jours à l'échelle pilote.
- Du débit surfacique variable en fonction des investigations et qui a une influence notamment sur le gradient de concentration et le degré de saturation des éluats.

Tous ces facteurs d'influence (ainsi que d'autres) ont des effets complexes sur le relargage des différentes espèces et ils sont difficilement intégrables simultanément dans des essais à l'échelle laboratoire. Afin de rendre pertinentes les corrélations directes laboratoire/terrain sous différentes conditions naturelles d'exposition, une solution pourrait être de développer des modèles prédictifs d'émission de substances, capables de prendre en compte les facteurs qui ont le plus d'influence sur le comportement à la lixiviation des éléments chimiques dans les différentes conditions d'exposition des matériaux.

Tableau 32. Débits journaliers de contaminants en $\mu\text{g}/\text{j}\cdot\text{m}^2$ pour les planches et les pistes expérimentales

Paramètres	MSE-I ($\mu\text{g}/\text{j}\cdot\text{m}^2$)		MSE-RO ($\mu\text{g}/\text{j}\cdot\text{m}^2$)		PSE-RO ($\mu\text{g}/\text{j}\cdot\text{m}^2$)		PSE-LAT ($\mu\text{g}/\text{j}\cdot\text{m}^2$)		PSE-TOT ($\mu\text{g}/\text{j}\cdot\text{m}^2$)	
	C0-A	C50-B	C0-A	C50-B	C0-A	C50-B	C0-A	C50-B	C0-A	C50-B
As	< 29,3	< 29,3	< 23,8	< 23,8	10,7 ± 1,6	16,9 ± 1,9	5,2 ± 1,6	7,2 ± 1,3	15,9 ± 3,2	24,1 ± 3,1
Ba	259,7 ± 5,5	276,2 ± 5,5	29,3 ± 1,1	29,8 ± 1,7	438,8 ± 0,1	161,8 ± 0,5	170,3 ± 0,1	49,1 ± 0,4	609,1 ± 0,2	210,9 ± 0,9
Cd	0,7 ± 0,3	0,7 ± 0,3	0,7 ± 0,2	< 2,2	< 6,5	< 6,5	< 6,2	< 6,2	< 12,7	< 12,7
Co	< 17,1	< 17,1	< 13,8	< 13,8	-	-	-	-	-	-
Cr	< 5,0	< 5,0	< 2,8	< 2,8	9,3 ± 2,1	6,0 ± 1,8	< 4,3	3,4 ± 1,5	11,4 ± 4,3	9,4 ± 3,4
Cu	30,9 ± 5,0	12,7 ± 5,0	48,6 ± 3,3	41,4 ± 3,3	5,6 ± 0,8	9,1 ± 1,8	2,5 ± 0,8	11,7 ± 1,8	8,1 ± 1,6	20,8 ± 3,5
Mo	< 11,1	< 11,1	< 7,7	< 7,7	17,6 ± 3,4	28,2 ± 3,9	< 5,5	10,3 ± 3,2	20,3 ± 6,2	38,5 ± 7,1
Ni	< 12,2	< 12,7	8,3 ± 5,0	8,3 ± 4,4	4,6 ± 2,3	9,2 ± 2,9	< 4,4	6,3 ± 2,7	6,8 ± 4,5	15,5 ± 5,6
Pb	< 16,6	< 16,6	7,2 ± 6,1	8,8 ± 6,1	< 20,1	< 20,1	< 16,6	< 16,6	< 36,7	< 36,7
Sb	< 39,2	< 39,2	< 29,3	< 29,3	< 15,7	< 15,7	2,5 ± 1,3	2,5 ± 0,8	< 19,6	< 19,1
Se	36,2 ± 17,9	42,9 ± 16,9	< 36,5	< 36,5	< 8,2	< 20,4	< 19,6	< 17,5	< 27,7	< 38,0
Sn	50,8 ± 3,3	39,2 ± 8,8	< 21,5	< 21,5	-	-	-	-	-	-
Zn	65,2 ± 0,6	33,7 ± 1,1	806,6 ± 24,3	779,0 ± 24,3	5,4 ± 0,3	5,2 ± 0,2	13,0 ± 0,2	10,4 ± 0,2	18,3 ± 0,5	15,6 ± 0,3
Fluorures	< 1409	< 1409	< 1243	< 1243	619 ± 436	1055 ± 359	< 1652	< 1652	1448 ± 1265	1884 ± 1188
Chlorures	7580 ± 1409	27248 ± 1409	6950 ± 1409	11867 ± 1409	99740 ± 884	215298 ± 884	14829 ± 1260	59956 ± 1260	114569 ± 2144	275254 ± 2144
Sulfates	24939 ± 1409	35839 ± 1409	17099 ± 1409	30177 ± 1409	107685 ± 884	197657 ± 398	44746 ± 387	91856 ± 3 87	152431 ± 1271	289514 ± 785

5.3 La chaire industrielle de recherche « ECOSED »

5.3.1 Objectifs

Pour compléter le dispositif régional SEDIMATERIAUX et renforcer les efforts de recherche sur la thématique de la valorisation des sédiments, l'IMT Lille Douai a lancé en avril 2014 la création d'une chaire industrielle de recherche focalisée sur l'économie circulaire en relation avec la valorisation de toutes les typologies de sédiments. Baptisée « Ecosed » pour ECONomie circulaire des SEDiments, cette chaire vise à créer une dynamique scientifique, technologique et partenariale autour de la gestion des sédiments portuaires et fluviaux en vue de développer des voies de valorisation pertinentes dans des applications routières ou des produits en béton. On peut citer comme exemples possible de débouchés l'incorporation de ces sédiments pour faire des routes, des bétons type préfabriqués (couler des cubes de béton ou des bétons de mobilier urbain). Une des originalités de cette chaire est la pluridisciplinarité des recherches menées, alliant les aspects matériaux et environnementaux (mécanique, physique, chimie...), mais aussi la santé (éco-toxicologie) et la prise en compte des composantes socio-économiques. Une autre particularité de la chaire vient du large panel des partenaires: gestionnaires de ports ou de canaux, producteurs et utilisateurs de matériaux pour le bâtiment et les travaux publics, bureaux d'études (figure 57).



Figure 57. Acteurs institutionnels et industriels impliqués dans la chaire industrielle ECOSED portée par le Département Génie Civil et Environnemental de l'IMT Lille Douai (2014-2019).

La Chaire ECOSED vise à résoudre des enjeux scientifiques basés sur des recherches amont notamment à travers des travaux de thèse ou projet de recherche antérieurs. Les enjeux scientifiques sont fortement pluridisciplinaires et peuvent être résumés de façon non exhaustive dans les objectifs affichés dans le tableau ci-dessous :

Tableau 33. Objectifs des actions de recherche définies dans le cadre de la chaire industrielle de recherche ECOSED

ACTION DE RECHERCHE	Intitulé et objectif
Responsable ACTION 1 : Yannick MAMINDY- PAJANY	<u>Améliorer la caractérisation environnementale des sédiments</u> Mieux connaître les impacts environnementaux de la valorisation de sédiments non dangereux dans le domaine du génie civil (applications bétons et matériaux routiers).
Responsable ACTION 2 : Yannick MAMINDY-PAJANY (2016-2019)	<u>Comprendre l'importance relative des différentes caractéristiques des sédiments sur les différentes filières de valorisation</u> Le but est de mieux gérer l'hétérogénéité des gisements et d'étendre les filières de valorisation à d'autres types de sédiments que ceux dragués dans les canaux ou en mer.
Responsable ACTION 3 : Rachid ZENTAR	<u>Améliorer les techniques de caractérisation de la matière organique (MO)</u> Etude de la MO particulaire, MO dissoute, différence avec la MO des sols qui est pénalisante en géotechnique.
Responsable ACTION 4 : Mahfoud BENZERZOUR	<u>Améliorer et adapter les méthodes de traitement</u> Etude des filières potentielles de valorisation des sédiments.
Responsable ACTION 5 : Frédéric BECQUART	<u>Proposer des modèles de comportement de type matériaux granulaires « naturels »</u> Intégration des dégradations potentielles d'origines chimiques et biologiques et validation des modèles par le suivi de démonstrateur à l'échelle 1.

5.3.2 Contexte réglementaire

Au sens du Règlement Produits de Construction (RPC) du 9 mars 2011 (abrogeant la Directive Produits de Construction), un produit de construction est défini comme « tout produit ou kit fabriqué et mis sur le marché en vue d'être incorporé de façon durable dans des ouvrages de construction et dont les performances influent sur celles des ouvrages de construction en ce qui concerne les exigences fondamentales applicables auxdits ouvrages (article 2 - Définitions).

Le RPC considère 7 exigences fondamentales relatives aux ouvrages (annexe 1 du RPC) :

- Résistance mécanique et stabilité,
- Sécurité en cas d'incendie,
- Hygiène, santé et environnement,
- Sécurité d'utilisation et accessibilité,
- Protection contre le bruit,
- Economie d'énergie et isolation thermique,
- Utilisation durable des ressources naturelles.

La traduction des exigences fondamentales définies par le RPC pour les ouvrages en spécifications pour les produits est établie dans les spécifications techniques harmonisées, regroupant les normes harmonisées.

Le RPC stipule également, compte tenu de possibles dérogations dont le cadre est clairement défini et limité (article 5), l'obligation pour les fabricants d'établir une déclaration des performances pour les produits couverts par une norme harmonisée ou conformes à une évaluation technique européenne. De plus, pour tous les produits pour lesquels une déclaration des performances a été établie, l'apposition du marquage (CE) est obligatoire.

En affichant le marquage CE, les fabricants indiquent qu'ils assument la responsabilité de la conformité du produit de construction avec les performances déclarées ainsi que la conformité avec toutes les exigences applicables prévues par le RPC et par d'autres législations d'harmonisation de l'Union prévoyant un marquage CE.

5.3.3 Méthodologie d'évaluation environnementale des produits de construction

L'approche ACV

Les impacts environnementaux des produits de construction sont évalués par l'approche Analyse du Cycle de Vie (ACV). L'ACV est basée sur l'inventaire des impacts imputables à chaque flux de matière et d'énergie généré par un produit de l'extraction des matières premières jusqu'à son élimination en fin de vie. L'ACV se voulant exhaustive, l'ensemble des impacts (locaux, régionaux et globaux) générés par un système sur l'ensemble de son cycle de vie doit être inventorié. Néanmoins, pour faciliter l'intégration de cette exhaustivité, les impacts sont calculés pour des conditions standardisées et donc, indépendantes des conditions locales.

L'Analyse du Cycle de Vie des produits fabriqués est généralement réalisée à partir de données propres aux fabricants et de données génériques existantes regroupées dans des bases de données. Pour permettre l'application de l'exigence « hygiène, santé et environnement » du Règlement Produits de Construction, la Commission Européenne a initié des travaux visant à intégrer la problématique des émissions de substances dangereuses des produits de construction pendant leur vie en œuvre. Ce travail de normalisation a pour objectif de définir les conditions harmonisées de détermination des performances des produits de construction en matière d'émission de substances dangereuses réglementées dans l'air intérieur, le sol, les eaux souterraines et les eaux de surface dans des conditions normales d'utilisation.

Pour les produits relevant du domaine des travaux publics, c'est l'émission des substances vers l'eau qui doit être privilégiée. Or, les émissions de polluants pendant la vie en œuvre des produits de construction sont actuellement mal prises en compte dans les bases de données et dans les méthodes utilisées pour l'évaluation des performances environnementales de produits de construction. Dans ce domaine, les travaux récents de la commission européenne de normalisation a permis d'aboutir à la norme CEN/TS 16637-1. Ainsi, en fonction des caractéristiques intrinsèques des matériaux formulés, cette norme permet désormais d'identifier les tests de lixiviation adaptés pour caractériser le relargage de substances dangereuses réglementées (figure 58).

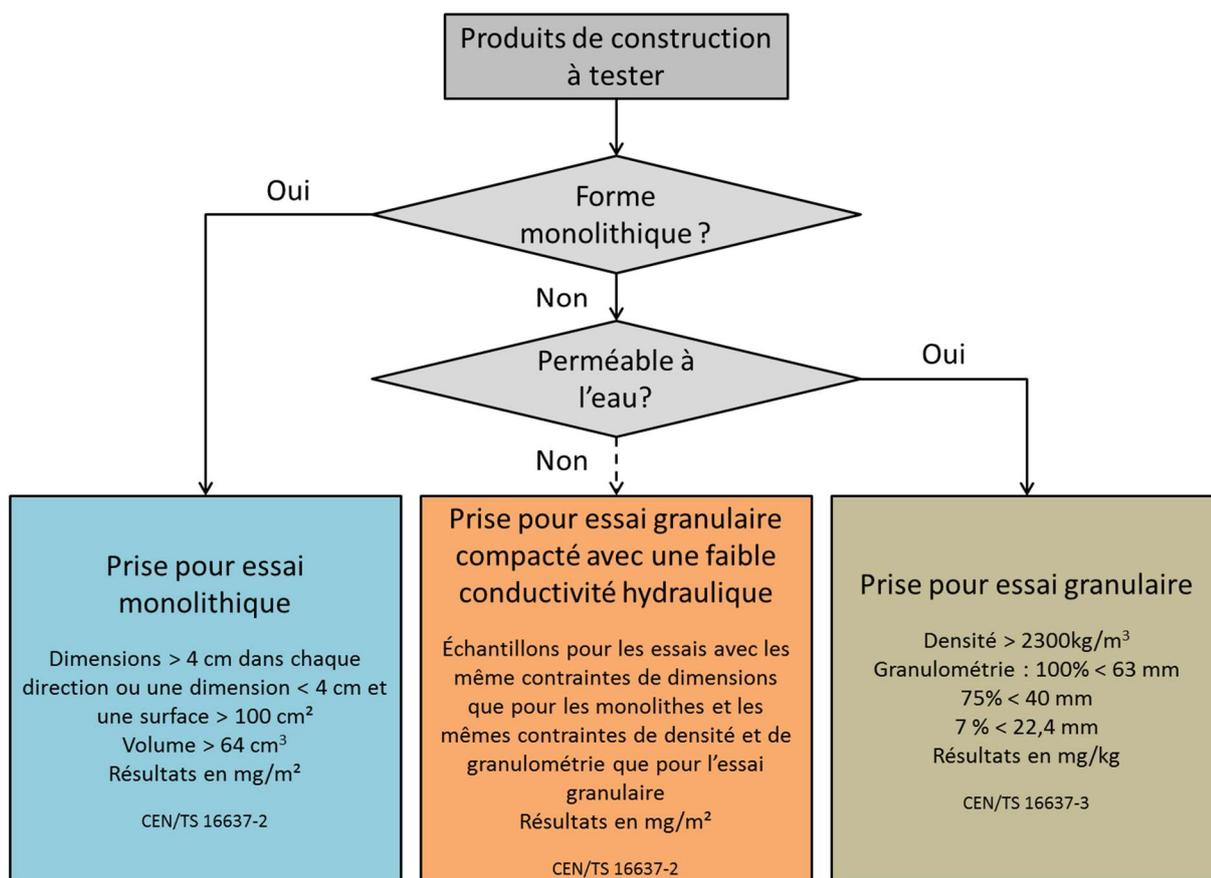


Figure 58. Logigramme d'identification des essais de lixiviations à mettre en œuvre en fonction du produit à tester selon la norme CEN/TS 16637-1 [14]

Méthodologie pour l'évaluation du potentiel de relargage des matériaux monolithiques

Dans la continuité de ce qui a pu se faire par ailleurs [119] pour l'étude de l'acceptabilité environnementale des produits de construction dans le cadre de l'application du RPC et en suivant la norme CEN/TS 16637-1 [120], des essais de lixiviation sur monolithes ont été menés dans le cadre des travaux de l'action 1 de la chaire industrielle ECOSED selon la procédure équivalente proposée retranscrite dans la norme française NF EN 15863 [113]. Ces essais se déroulent sur 64 jours et suivent les prescriptions de la norme NF EN 15863, le dispositif est détaillé dans la figure 59. Les essais sont menés sur des éprouvettes coupées en cubes réguliers de 4 centimètres de côté. Le milieu est renouvelé suivant les intervalles de temps décrits dans le tableau 34 et chaque éluat est analysé pour pouvoir étudier le relargage cumulé sur l'ensemble de la période d'essai.

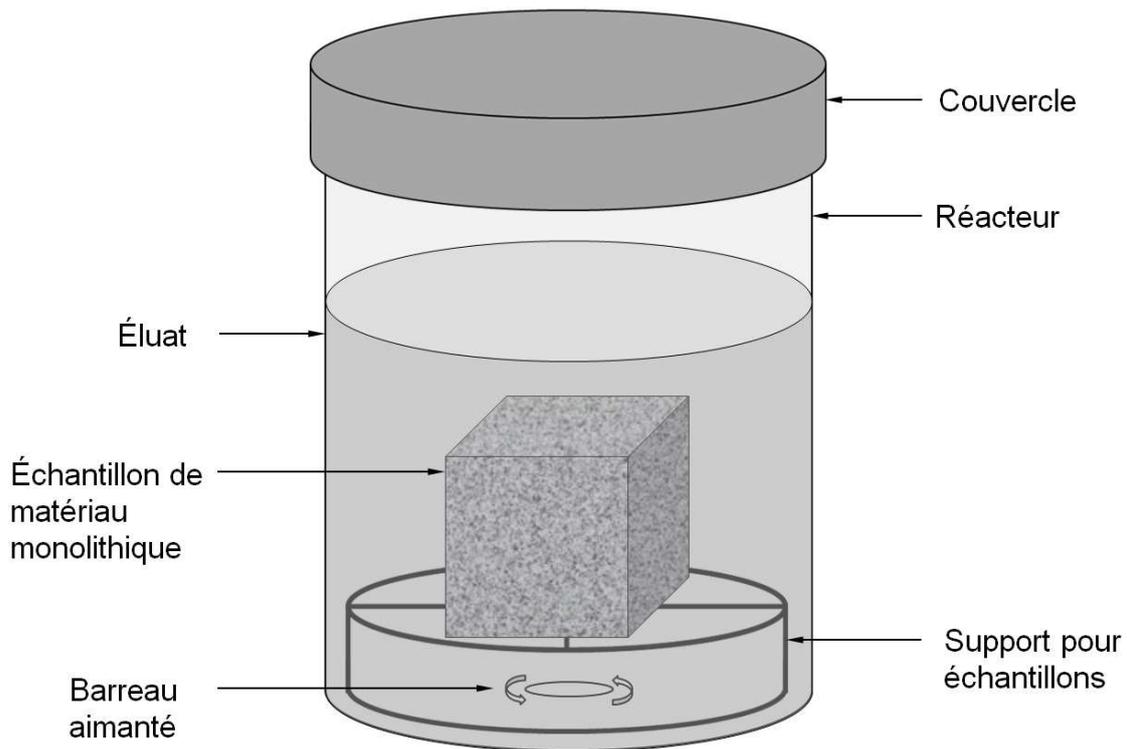


Figure 59. Dispositif expérimental pour la lixiviation sur monolithes (NF EN 15863 [113])

Tableau 34. Intervalles de temps appliqués au prélèvement et au renouvellement des éluats pour l'essai normalisé de lixiviation dynamique sur monolithes NF EN 15863 [113]

Étape/ Fraction	Durée de l'intervalle de temps	Durée à partir du début de l'essai
1	6 h ± 15 min	6 h ± 15 min
2	18 h ± 45 min	1 jour ± 45 min
3	1 jour et 6 h ± 1 h	2 jours et 6 h ± 2 h
4	1 jour et 18 h ± 2 h	4 jours ± 4 h
5	5 jours ± 6 h	9 jours ± 10 h
6	7 jours ± 8 h	16 jours ± 18 h
7	20 jours ± 24 h	36 jours ± 42 h
8	28 jours ± 24 h	64 jours ± 66 h

Contrairement à l'essai sur matériaux fragmentés, on s'intéresse ici aux substances relarguées par le matériau en fonction de la surface exposée plutôt que la masse, en conséquence, le volume de lixiviat par fraction est choisi en fonction de la surface du monolithe avec un ratio L/A (liquide/ surface) de 8 ml/cm². Les mécanismes de transfert de matière qui pourraient avoir lieu pendant les processus de lixiviation et susceptibles d'être modélisés sont présentés dans la figure 60. Ce modèle conceptuel unidimensionnel, représente les interactions et le transport de nombreuses espèces chimiques i en fonction de la distance x et du temps t . Les réactions chimiques de transformation entre la forme immobile S_i et la forme mobile C_i sont des réactions réversibles de type précipitation/dissolution, adsorption/désorption et échange d'ions. D'après la figure 60, les mécanismes de transfert des constituants de la matrice poreuse vers la solution de lixiviation comprennent les phénomènes de dissolution, diffusion, et lessivage.

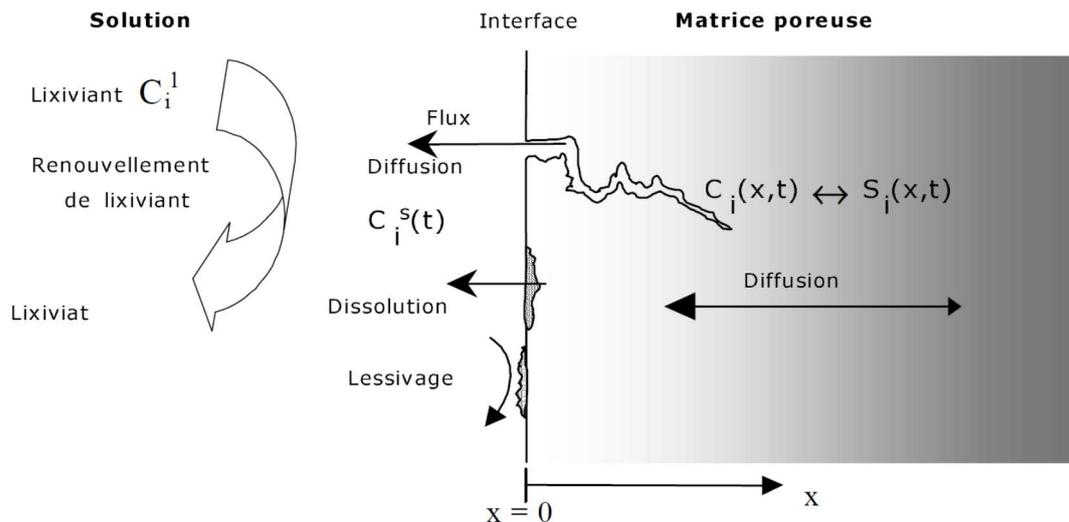


Figure 60. Présentation schématique des mécanismes de transfert de matière de la matrice cimentaire vers la solution aqueuse [107]

Plusieurs modèles de comportement ont été proposés pour décrire le relargage des espèces contenues dans des matériaux à matrice cimentaire, tous étant basés sur le modèle diffusionnel. Le modèle diffusionnel pur suppose que le transfert de matière à travers le système poreux saturé en eau est contrôlé exclusivement par diffusion. Ce phénomène est décrit par la seconde loi de Fick :

$$\varepsilon \frac{\partial C}{\partial t} = D_e \left(\frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} \right)$$

Où : $C = C(x, y, z, t)$, concentration de l'espèce dans les pores (kg/m^3),

D_e = coefficient de diffusion effectif (m/s),

ε = porosité ouverte à l'eau (%),

x, y, z = coordonnées (m),

t = temps (s).

Le coefficient de diffusion effectif (D_e) d'une espèce dans un milieu poreux est proportionnel au coefficient de diffusion de l'espèce dans l'eau (D_{aq}) et la constante de proportionnalité, appelée « diffusivité », prend en compte les paramètres physiques du milieu poreux [121] :

$$D_e = \frac{\varepsilon \delta}{\tau^2} D_{aq} \quad \text{Avec} \quad \frac{\varepsilon \delta}{\tau^2} < 1$$

Où : ε = porosité ouverte à l'eau (%), δ = constrictivité, τ = tortuosité.

La constrictivité δ prend en compte le fait que la section des pores varie sur leur parcours. Sa valeur dépend du rapport entre le diamètre de la molécule en solution et le diamètre des pores ($\delta < 1$).

La tortuosité (τ) traduit la longueur du chemin réel que doit parcourir l'espèce à travers la structure des pores par rapport au chemin apparent rectiligne ($\tau \geq 1$).

Pour un solide semi-infini, tant que l'hypothèse de concentration nulle à l'interface est respectée, la masse totale relarguée peut être calculée à partir de l'équation de la diffusion avec la formule [122] :

$$M(t) = 2 \cdot C_0 \cdot \sqrt{\frac{D_e \cdot t}{\pi}}$$

Si $\log(2 \cdot C_0 \cdot \sqrt{\frac{D_e}{\pi}}) = \text{constant } (A)$ alors $\log M(t) = A + \frac{1}{2} \log(t)$

$M(t)$ = masse cumulée relarguée (kg) ;
 C_0 = concentration initiale relargable (kg/m^3) ;
 D_e = coefficient de diffusion effectif (m^2/s) ;
 t = temps (s)

Pour les espèces dont la solubilité est sensible au contexte chimique, le relargage dépend des phénomènes physico-chimiques dans la matrice. Un modèle diffusionnel avec réaction chimique doit être considéré. Deux approches de modélisation sont rencontrées :

- Modèle à front de solubilisation utilisé dans le cas du relargage d'une espèce peu soluble sans prendre en compte le couplage avec les autres espèces. Le modèle est utilisé dans le cas du relargage d'une espèce partiellement soluble. Deux zones peuvent être distinguées dans la matrice (figure 61) : une zone où le solide est en équilibre avec l'eau des pores (zone non-dégradée) et une zone de dissolution totale (zone dégradée). Ces deux zones sont séparées par un front de dissolution [123].

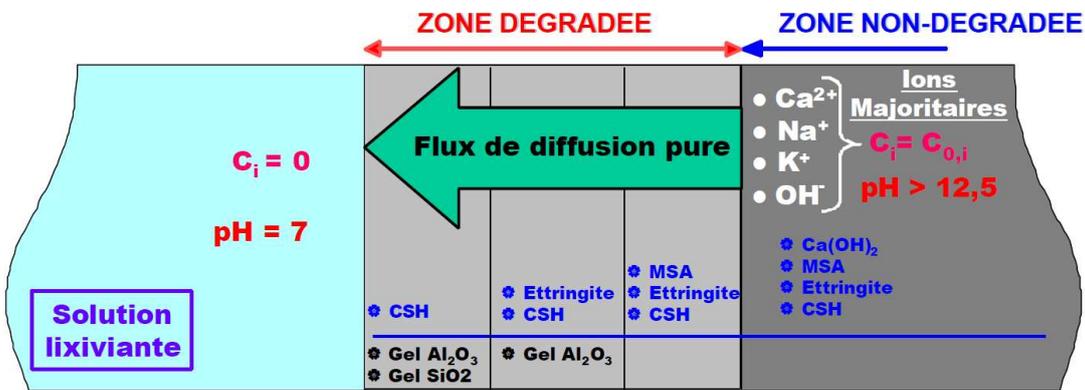


Figure 61. Modèle de dégradation des matrices cimentaires lixiviées par l'eau, d'après [123] et cité dans [124].

- Modèle couplé diffusion/réaction chimique prenant en compte plusieurs espèces. C'est un modèle qui comprend à la fois les phénomènes de transport par diffusion et ceux de dissolution/précipitation, adsorption, complexation etc. Le modèle repose sur le principe de la conservation de la masse. Dans le cas où une espèce est initialement présente à l'équilibre sous deux formes, l'une immobile (S) et l'autre mobile (C), un terme de production/disparition est ajouté à l'équation de diffusion (la seconde loi de Fick).

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - \frac{\partial S}{\partial t}$$

C : Concentration de l'espèce sous forme mobile (M/L³),
 S : Concentration de l'espèce sous forme immobile (M/L³),
 D : Coefficient de diffusion (L²/T).

Selon la cinétique des réactions chimiques mises en jeu (instantanée ou lente), un facteur retard ou une cinétique réactionnelle sera affectée au terme production/disparition.

L'exploitation des données de l'essai de lixiviation dynamique des monolithes tel que proposée dans la norme NF EN 15863 [113] permet d'utiliser un modèle cinétique de relargage semi-empirique en trois étapes pour l'identification de la diffusion. Le niveau de concentration de la deuxième étape et de la troisième étape du modèle est deux fois plus élevé que le niveau de l'étape précédente (figure 62). Pour le relargage contrôlé par dissolution, le modèle est uniforme et indépendant des temps de renouvellement (figure 62).

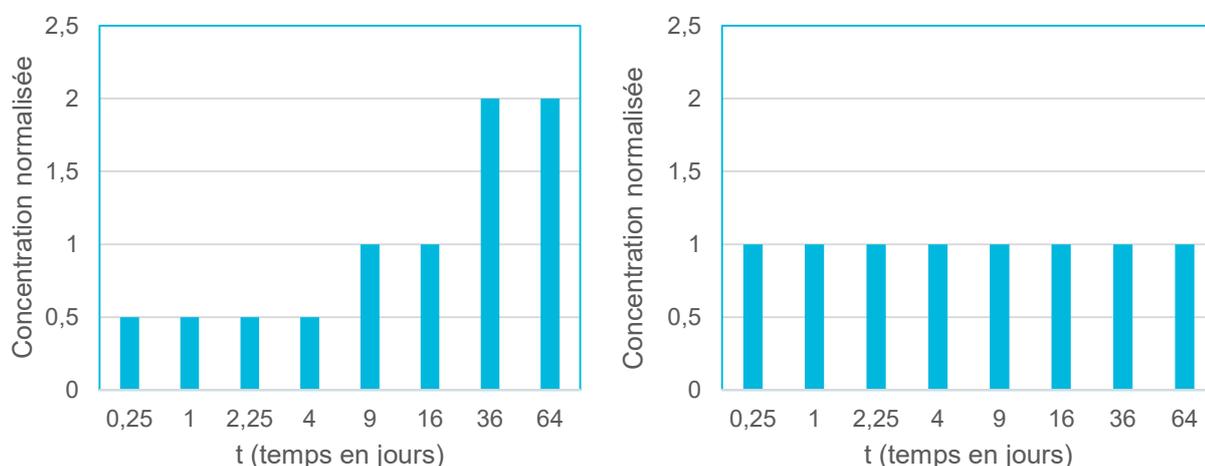


Figure 62. Modèle de relargage de diffusion (gauche) et de dissolution (droite).

En pratique le mécanisme de relargage d'un produit de construction est généralement contrôlé par l'un de ces mécanismes ou par une combinaison. Cependant, le modèle de dissolution peut être affecté par les modifications du pH durant l'essai ce qui peut entraver l'identification de ce mécanisme. L'analyse de l'objectif premier du résultat de l'essai de lixiviation dynamique sur monolithes est donc de savoir si le relargage est contrôlé ou pas par diffusion. S'il s'avère que la diffusion est le mécanisme principal, il est possible d'identifier un lessivage de la surface et/ou un appauvrissement comme mécanismes secondaires ayant une incidence sur le relargage à long terme. La déclinaison de ce modèle semi-empirique est traduite dans le logigramme de la figure 63 dont l'objectif est d'identifier pas à pas les mécanismes de relargage présentés ci-dessus en s'appuyant sur les concentrations en substances mesurées dans les différentes fractions de l'essai de lixiviation.

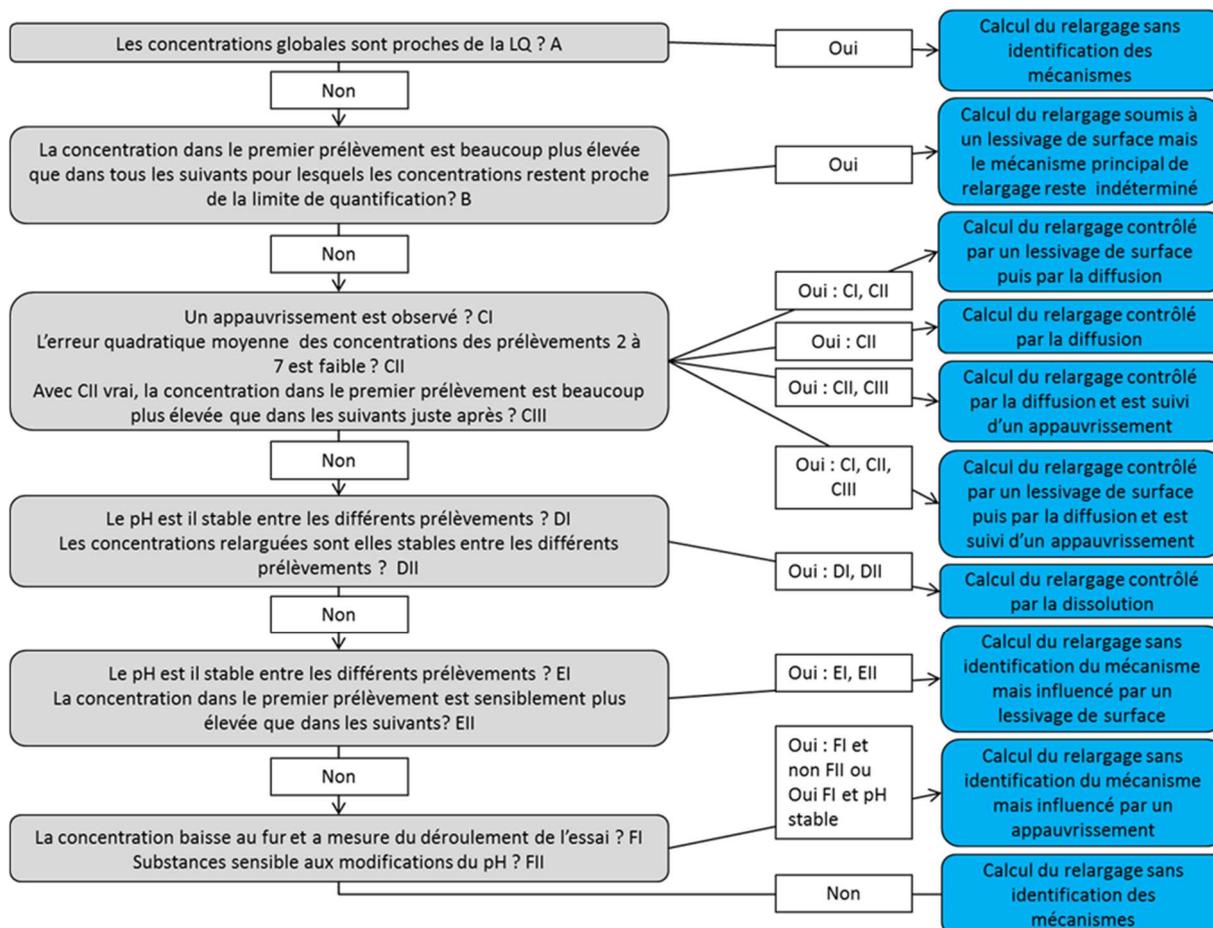


Figure 63. Logigramme sur les modalités de détermination du mécanisme principal contrôlant le relargage lors de la lixiviation sur monolithe normalisée NF EN 15863 [113]

5.3.4 Identification des mécanismes de relargage

Dans le cadre de leur participation en tant qu'industriels à la Chaire ECOSED, les industriels COLAS et EQIOM ont formulé des Mélanges Routiers (MR) traités aux liants hydrauliques intégrant la plus grande part possible de sédiments marins non dangereux et non inertes.

Trois Matériaux Routiers sont présentés :

- Un sable traité aux liants hydrauliques (STLH) utilisable en couche d'assise de chaussée (Fondation /base) avec un objectif de performance T2 voire T3
- Une couche d'assise de chaussée intégrant des sédiments et formulé en 2012 dans le cadre du chantier de la route du Freycinet à Dunkerque. Ce prélèvement a été effectué dans le but d'identifier les mécanismes de relargage observés après 3 ans d'exposition en conditions réelles d'utilisation.
- Un béton compacté routier (BCR) utilisable en couche de base voire en couche de surface avec un objectif T4 voire T5.

Les sédiments utilisés pour la confection de ces matériaux proviennent des bassins de lagunage du Grand Port Maritime de Dunkerque. Les concentrations totales en contaminants inorganiques sont comparées aux valeurs seuils N1 et N2 du groupe GEODE dans le tableau 35.

Pour le sédiment étudié dans les applications STLH et BCR, le plomb est supérieur au niveau GEODE N2 tandis que le cadmium, le mercure et le zinc sont compris entre les niveaux N1 et N2. En ce qui concerne, l'échantillon utilisé lors de la réalisation de la route du Freycinet à Dunkerque, on note une tendance similaire avec toutefois des concentrations bien plus élevées en arsenic, cadmium, cuivre (dépassement du seuil N2), plomb et zinc. Les niveaux de pollution observés sont donc significativement différents dans les deux échantillons présentés.

Tableau 35. Concentrations totales en contaminants dans les sédiments marins étudiés (exprimée en mg/kg sec) comparées aux seuils GEODE N1 et N2

Contaminants	Echantillon utilisé pour les STLH et BCR	Echantillon utilisé pour l'assise routière du Freycinet 12 [83]	N1	N2	
ETMM	As	13,2 ± 1,3	25 ± 2,5	25	50
	Cd	1,4 ± 0,1	2,1 ± 0,2	1,2	2,4
	Cr	44,8 ± 2,5	62 ± 6,2	90	180
	Cu	40 ± 3	121 ± 12,1	45	90
	Hg	0,48 ± 0,10	0,67 ± 0,07	0,4	0,8
	Ni	12,8 ± 1	18 ± 1,8	37	74
	Pb	215 ± 29	737 ± 35	100	200
	Zn	398 ± 34	504 ± 42	276	552

Pour les nouveaux matériaux fabriqués, les études géotechniques en laboratoire ont été conduites par les industriels selon les procédures habituelles. Les corps d'épreuve obtenus après fabrication, démoulage et mise en cure ont été analysés suivant des procédures d'analyses de relargage sur monolithes explicitées dans la section précédente sur des échantillons cubiques de 4 cm de côté ayant une durée de cure minimale de 60 jours. Les carottages effectués sur la route du Freycinet ont permis d'effectuer les préparations d'échantillons monolithiques en vue de leur caractérisation dans l'essai de lixiviation dynamique sur matériaux monolithiques (figure 64).



Figure 64. Route du Freycinet réalisée en 2012 par l'entreprise COLAS sur le site du Grand Port Maritime de Dunkerque (à gauche). Carotte de matériau routier collectée sur la portion formulée avec du sédiment (à droite)

Sable traité STLH pour Assise routière : Objectifs visés assise (T2)

Dans le cadre du programme SEDIMATERIAUX, l'IMT Lille Douai, les industriels COLAS et EQIOM avaient déjà collaboré pour la réalisation d'une planche de démonstration de STLH contenant des sédiments, non dangereux et non inertes sur la route du Freycinet 12 sur le domaine du Grand Port Maritime de Dunkerque. Le retour d'expérience de la route du Freycinet 12 avait alors conduit à cibler un taux d'incorporation de sédiments de l'ordre de 30%. Ce seuil n'avait pu être dépassé en raison de l'état hydrique du sédiment lors de la réalisation du chantier [125]. Les caractéristiques du mélange étudié pour cette nouvelle étude, pour une utilisation en couche d'assise sont données dans le tableau 36 et sont comparées à celles du mélange utilisé pour la route du Freycinet 12 en 2012.

D'un point de vue technique, l'objet de ces nouvelles formulations était d'augmenter à 50% le taux de sédiment dans le matériau routier et de tester 3 liants hydrauliques à un dosage de 6%, permettant d'obtenir une classification au moins de T2 au sens de la NF EN 14227-15 [126]. Il faut noter que la fabrication de ce type de matériaux peut s'effectuer à travers l'utilisation d'un outil industriel (centrale de grave traitée), ce qui permet d'envisager une sortie implicite du statut de déchet au sens de la réglementation nationale. D'un point de vue opérationnel, les procédures de mise en œuvre sur le terrain sont réalisées au moyen de techniques classiques de chantier (niveleuse, compacteur vibrant...).

Tableau 36. Caractéristiques des mélanges d'étude pour une utilisation en couche d'assise

	Étude Freycinet 12 - 2012	Étude 2016
Taux de sédiment	30%	50%
Classification GTR du mélange	B5	B5
	12% < Passant à 0,08mm < 17%	20% < Passant à 0,08mm < 25%
	V _{bs} = 0,4	V _{bs} = 0,7
Optimum Proctor	1,94 T/m ³ à 10,5%	1,95 T/m ³ à 12%
IPI optimum	64	80

Les résultats des essais de relargage des éléments chimiques sont présentés en figure 65 pour les paramètres supérieurs aux limites de quantification. Les résultats indiquent que seuls les paramètres baryum, chlorures et sulfates sont détectés dans toutes les fractions de l'essai de lixiviation dynamique, ce qui permet d'envisager l'identification des mécanismes contrôlant leur mobilité. D'après la figure 65, à partir du quatrième prélèvement, les points expérimentaux ne suivent plus la droite de diffusion lorsque le relargage est représenté en fonction de la racine carrée du temps. Il est donc nécessaire d'utiliser des modèles couplant différents mécanismes, tel que celui proposé dans la norme NF EN 15863 [113] pour tenter d'expliquer les courbes de relargage de ces éléments chimiques. Le tableau 37 présente les conclusions de cette méthodologie pour le Ba, les chlorures et sulfates pour les formulations d'assises routières (cf. détail des calculs fourni en Annexe 4). Par cette méthodologie de calcul, les conclusions sur les mécanismes peuvent différer en fonction des intervalles de confiance d'où la prudence employée dans le tableau 37. Pour les contaminants étudiés, la diffusion avec un appauvrissement est tout de même le mécanisme de contrôle du relargage le plus mis en évidence, ce qui explique l'écart des derniers points expérimentaux par rapport à la droite de diffusion dans les graphiques de la figure 65. L'indication selon laquelle un appauvrissement est observé pour le relargage de certains contaminants permet de penser qu'un seuil critique existe au-delà duquel le relargage devient négligeable.

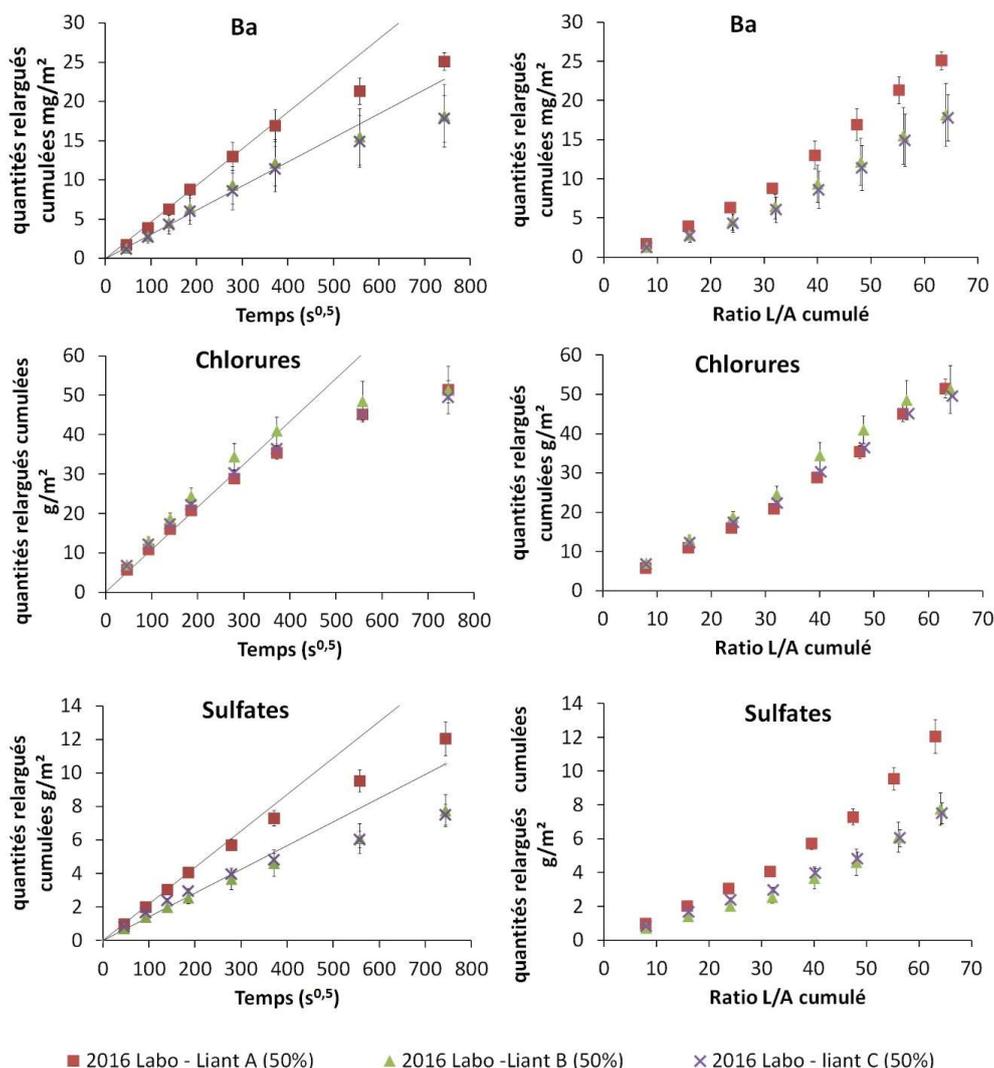


Figure 65. Quantités relarguées cumulées en fonction de la racine carrée du temps et du ratio liquide surface (ratio L/A) cumulé en ml/cm² pour le baryum, les chlorures et les sulfates tout au long des essais DMLT (NF EN 15683 [113]) sur les assises LA, LB et LC

Tableau 37. Récapitulatif des mécanismes principaux de relargage d'éléments traces pour les formulations des STLH d'assises intégrant les liants A, B et C, mis en évidence par le calcul dans les conditions spécifiques de l'essai normalisé NF EN 15863 [113]

Éléments	Mécanismes principaux contrôlant le relargage		
	Liant A	Liant B	Liant C
Ba	Diffusion probable avec appauvrissement	Diffusion avec appauvrissement	Diffusion avec appauvrissement
Chlorures	Diffusion avec appauvrissement	Mécanisme non identifié avec appauvrissement	Diffusion probable avec appauvrissement mais dissolution possible
Sulfates	Diffusion	Diffusion	Diffusion

Analyse des carottes du matériau routier de l'ouvrage du Freycinet 12 à Dunkerque

Dans le cadre du chantier de réalisation de la route du Freycinet en 2012 par l'entreprise COLAS, un sédiment non-immmergeable du Grand Port Maritime de Dunkerque a été incorporé à environ 30% dans un mélange traité au liant hydraulique. Un matériau correcteur (sable de dragage) a été mélangé aux sédiments marins pour améliorer les performances mécaniques et les rendre pérennes dans le temps. La figure ci-dessous présente la solution classique du marché et la variante à base de sédiments marins. Les épaisseurs structurales ont ainsi été réduite de 15% dans la variante « sédiment » tout en respectant les contraintes mécaniques ainsi que la protection thermique (figure 66).

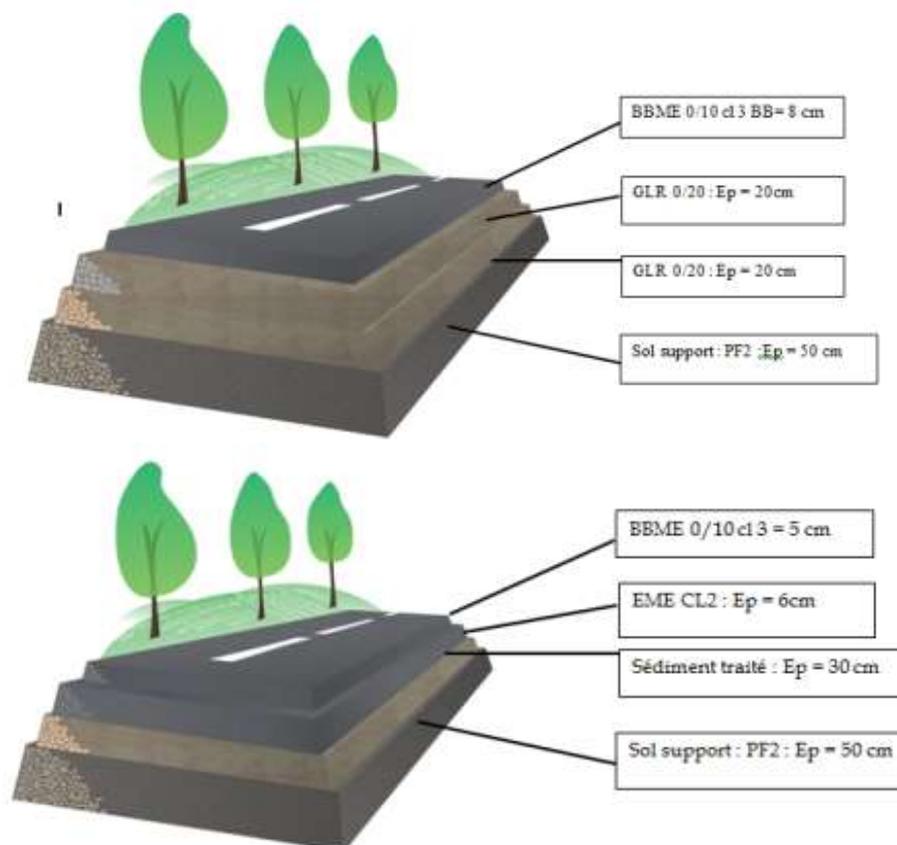


Figure 66. Illustration de la structure routière pour une solution de base (en haut) et la variante avec sédiments (en bas)

Dans le cadre de la chaire industrielle ECOSED, des carottes de matériaux routiers ont été prélevées sur la route du Freycinet après 3 ans de mise en œuvre dans l'objectif d'identifier les mécanismes de relargage des substances chimiques présentes dans le matériau routier [113]. La figure 67 présente le relargage cumulé en fonction de la racine carrée du temps pour le Ba, les chlorures et les sulfates. Pour ces courbes, le relargage semble être contrôlé par la diffusion dans un premier temps (pour les 4 premiers points) puis un plateau apparaît laissant envisager un affaiblissement du matériau. L'évolution du relargage cumulé en fonction du ratio L/A cumulé met en évidence une pente faible pour le Ba et les chlorures et une pente forte pour les sulfates. Ces pentes faibles confirment l'idée d'un appauvrissement pour Ba et les chlorures. Pour les sulfates, un autre mécanisme de relargage que la diffusion, mise en évidence précédemment pour les assises routières contenant les liants A, B et C, intervient probablement, provoquant une rupture de pente.

La méthodologie proposée par la norme NF EN 15863 [113] a également été appliquée à ces résultats. Les conclusions sont que le mécanisme principal de contrôle du relargage ne peut pas être identifié par ce calcul car le pH varie de façon trop importante pour que le calcul soit fiable (entre pH 8 et pH 11) mais qu'un appauvrissement pourrait être mis en évidence pour ces éléments (Voir Annexe 4). Cette grande variabilité de pH met également en évidence une carbonatation de la surface du matériau routier après 3 ans dans l'ouvrage fonctionnel.

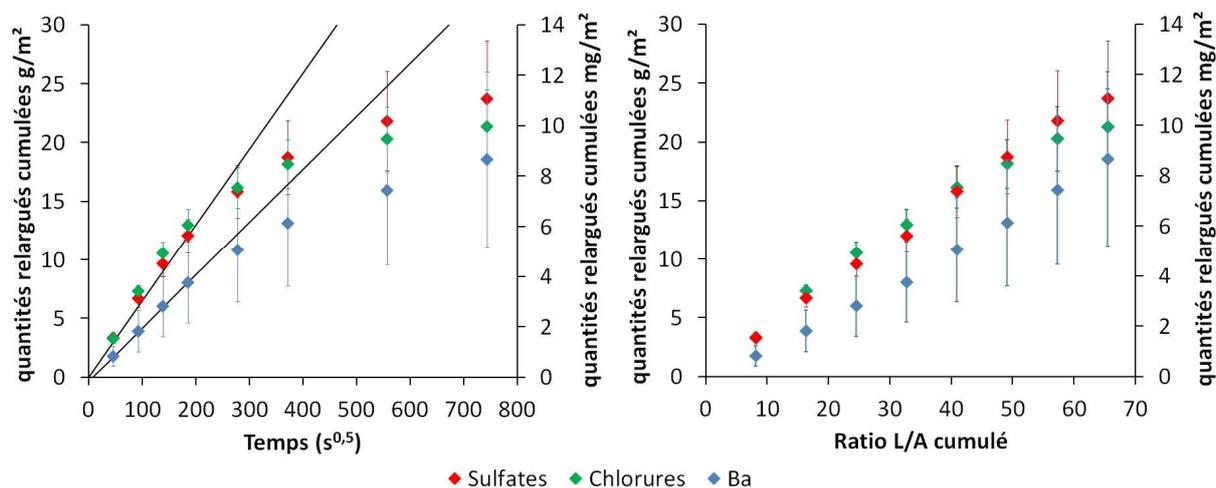


Figure 67. Quantités relarguées cumulées en fonction de la racine carrée du temps et du ratio liquide surface (ratio L/A) cumulé en ml/cm² pour le baryum, les chlorures et les sulfates tout au long des essais de lixiviation (NF EN 15683 [113]) sur les échantillons de carottes de la route du Freycinet

Les éléments chimiques quantifiables pendant toute la durée de l'essai de lixiviation dynamique sur monolithes sont similaires dans les nouvelles formulations d'assise routière et le matériau routier de l'ouvrage du Freycinet, ceci malgré les différences observées sur les concentrations totales en éléments traces dans les sédiments utilisés pour leur confection. Cette observation suggère que le vieillissement naturel de ces matériaux sur une période relativement courte (3 ans après réalisation de l'ouvrage) n'apporterait pas de modifications majeures sur le comportement des éléments chimiques associés à la présence des sédiments. Cependant, contrairement aux assises routières nouvellement formulées, l'évolution physico-chimique du matériau routier de la route du Freycinet conduit à un mécanisme de relargage non identifié. En effet, la variation du pH de ce matériau dans l'essai de lixiviation traduit une carbonatation de sa surface, ce qui ne permet pas d'établir les mécanismes de relargage sur la base du modèle cinétique proposée dans la norme NF EN 15863.

Béton Compacté Routier

Les industriels COLAS et EQIOM ont également étudié une formulation de Béton Compacté Routier. Ce matériau routier est utilisable en couche de base ou en couche de surface structurante. Le BCR est employé par le GPM pour la construction de terre-pleins de stockage industriel tel le TMV1 au Port Ouest en 2015. Le BCR est un béton compacté routier assimilable à une grave traitée de haute performance, classée mécaniquement T4 ou T5. Ce produit est régi par la norme NF P 98-128 [127]. Son intérêt est de pouvoir être utilisé en couche d'assise, et en couche de surface pour répondre à des sollicitations spécifiques (poinçonnement, trafic canalisé). Un BCR est composé usuellement de plusieurs fractions granulométriques dont la taille des plus gros éléments peut atteindre 31,5 mm. Les dosages en liant sont généralement compris entre 8% et 12%. Les outils de fabrication et de mise en œuvre sont identiques à ceux des assises routières.

Afin d'évaluer l'impact du sédiment sur les performances d'un BCR, une formule témoin en matériaux calcaire (carrières du Boulonnais) a été réalisée (BCR 0/12,5 Témoin) et comparée à la même formule dont la fraction sableuse a été remplacée par le matériau alternatif, amenant le taux de sédiment à 20% (BCR 0/12,5 - 20% sédiments). Enfin, une troisième formule à base de sédiments a été étudiée en remplaçant la fraction 4/12,5 par une fraction 4/20 (BCR 0/20 - 20% sédiments) pour évaluer l'impact du D_{max} sur les performances mécaniques.

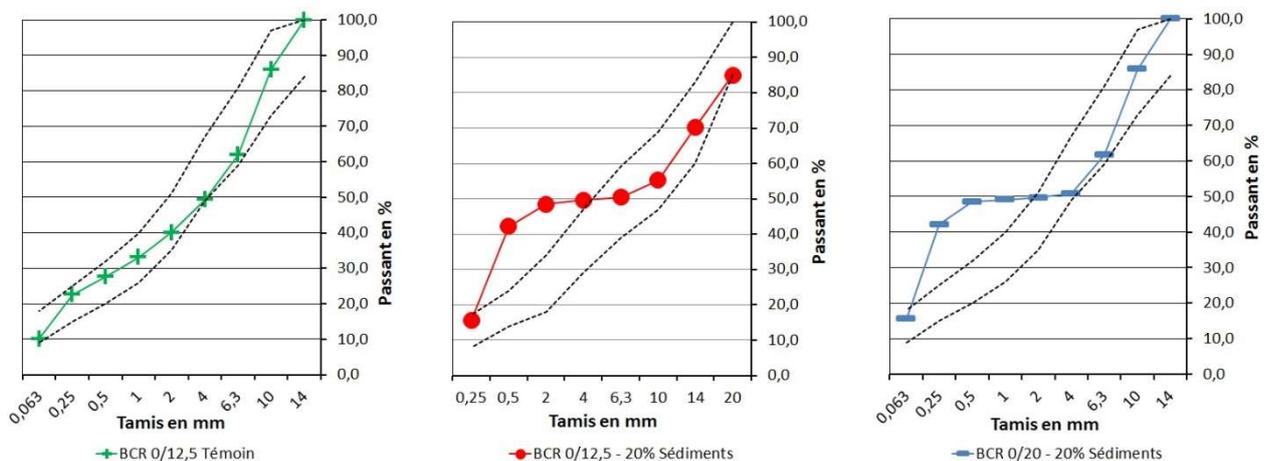


Figure 68. Composition des BCR et recomposition granulatoire avec les fuseaux mini et maxi issus de la norme NF P 98-128 [127]

L'analyse des courbes granulométriques des 3 BCR (figure 68) montre que les formules avec sédiments sortent des fuseaux granulaires normatifs (NF P98-128 [127]). Ceci n'est cependant pas un point bloquant, l'objectif étant d'obtenir une performance mécanique d'un BCR T4/T5. D'un point de vue comportement hydrique, l'ajout de sédiments modifie la sensibilité à l'eau des mélanges. En effet, les BCR à base de sédiments présentent un taux d'éléments fins beaucoup plus élevé que la formule témoin. Ceci impacte le comportement des mélanges sur les paramètres de densification (courbe Proctor - NF EN 13286-2 [128]) et de portance immédiate (IPI - NF EN 13286-47 [129]).

Le relargage cumulé des éléments chimiques quantifiables en lixiviation en fonction de la racine carrée du temps est exprimé en figure 69 pour le Ba, les chlorures et les sulfates. Pour le Ba, il semble graphiquement que la diffusion est le mécanisme principal de contrôle du relargage autant pour les BCR contenant des sédiments que pour le témoin. Pour les chlorures, le modèle de la diffusion semble être adapté au témoin mais pour les formulations contenant des sédiments, seuls les premiers points correspondent à ce modèle. Pour les sulfates, seuls les premiers points suivent le modèle de la diffusion. La méthodologie proposée par la norme NF EN 15863 [113] a donc été appliquée comme précédemment afin d'identifier plus précisément les mécanismes sous-jacents.

Pour cette méthode de calcul, le tableau 38 présente les conclusions de cette méthodologie pour le Ba, les chlorures et sulfates pour les formulations de BCR (cf. détail des calculs en Annexe 4). Tout comme pour la méthode graphique, le calcul permet de mettre en évidence un relargage contrôlé principalement par la diffusion pour le Ba. Pour les chlorures, le mécanisme principal mis en évidence par le calcul est la diffusion avec appauvrissement et probablement un lessivage de surface pour le BCR 0/12,5 -20% sédiment. Pour les sulfates, aucun mécanisme principal du contrôle du relargage n'est mis en évidence par le calcul. Il est possible qu'il y ait à la fois de la diffusion et de la dissolution, notamment de gypse, ou même l'intervention de mécanismes physique de relargage avec l'émission de colloïdes [130].

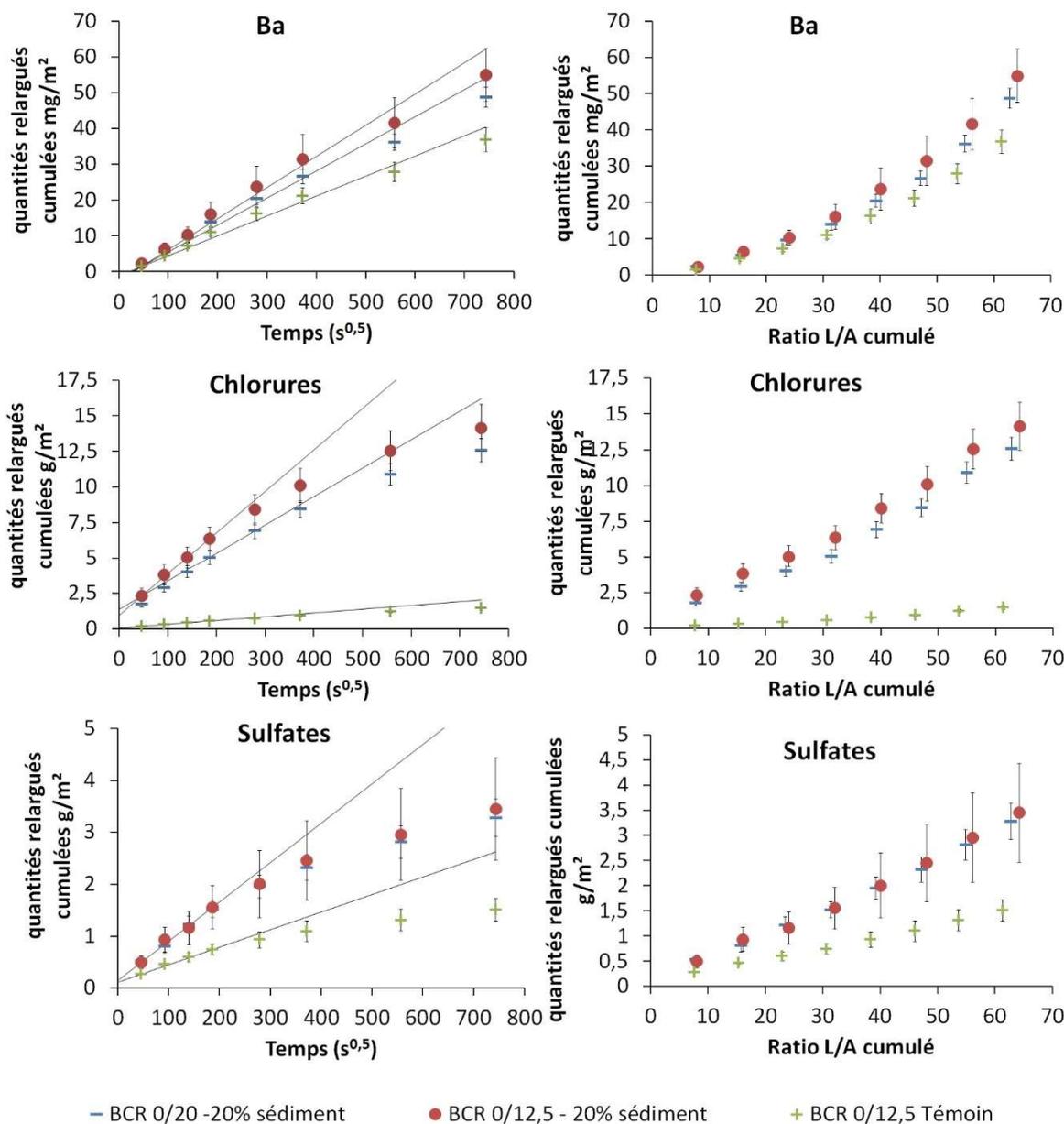


Figure 69. Quantités relarguées cumulées en fonction de la racine carrée du temps et du ratio liquide surface (ratio L/A) cumulé en ml/cm² pour le baryum, les chlorures et les sulfates tout au long des essais de lixiviation (NF EN 15683 [113]) sur les monolithes BCR 0/20 – 20% sédiment, BCR 0/12,5 -20% sédiment et BCR 0/12,5 Témoin

Tableau 38. Récapitulatif des mécanismes principaux de relargage d'éléments traces pour les BCR 0/20 – 20% sédiment, BCR 0/12,5 -20% sédiment et BCR 0/12,5 Témoin, mis en évidence par le calcul dans les conditions spécifiques de l'essai normalisé NF EN 15863 [113]

Éléments	Mécanismes principaux contrôlant le relargage		
	BCR 0/20 – 20% sédiment	BCR 0/12,5 – 20% sédiment	BCR 0/12,5 Témoin
Ba	Diffusion	Diffusion	Diffusion
Chlorures	Diffusion avec appauvrissement	Diffusion avec appauvrissement et probable lessivage	Diffusion avec appauvrissement
Sulfates	Mécanisme non identifié avec un possible lessivage de surface	Mécanisme non identifié	Mécanisme non identifié avec un possible lessivage de surface

Bilan sur l'évaluation du potentiel de relargage des matériaux testés

Les travaux menés dans le cadre de l'action 1 de la chaire ECOSED ont permis d'évaluer le potentiel de relargage des substances chimiques inorganiques émises par des matériaux de construction typiquement utilisés en France dans le domaine de la technique routière. Ces matériaux intègrent des pourcentages de sédiment réalistes d'un point de vue opérationnel et variables en fonction de l'usage des produits finis (30 à 50% de sédiments dans les assises routières et 20% dans des bétons compactés routiers). Pour les différentes typologies de matériaux fabriqués, les substances chimiques inorganiques quantifiables sont relativement limitées, seuls le baryum, les chlorures et les sulfates sont systématiquement mesurés et ceci indifféremment du taux de sédiment incorporé. Certains éléments (principalement le cuivre, le vanadium, ou encore le zinc) peuvent apparaître ponctuellement dans une ou plusieurs fractions de l'essai de lixiviation dynamique sur monolithes tandis que les autres éléments sont rarement quantifiables dans les fractions collectées. Ces résultats s'expliquent par le fait que l'utilisation de liants hydrauliques est reconnue comme un procédé de traitement limitant efficacement la mobilité des éléments traces métalliques et métalloïdes [131], [132], [133]. Cette immobilisation se fait via 4 principaux mécanismes de rétention des polluants [134]:

- L'adsorption : les atomes ou molécules qui constituent le déchet se fixent à la surface d'un substrat via des interactions électrostatiques (physisorption) ou des liaisons ioniques ou covalentes (chimisorption). Lorsqu'un ion métallique réagit avec un groupement anionique de surface comme avec un ligand, on parle de complexation de surface.
- La précipitation : les espèces dissoutes peuvent précipiter dans l'eau des pores ou à la surface des particules solides, si le produit de solubilité du précipité est atteint. Les précipités métalliques les plus courants sont les hydroxydes et les carbonates.
- L'inclusion ou piégeage mécanique : les granulats sont piégés mécaniquement dans la porosité fermée lors de la croissance des hydrates.
- La substitution dans le réseau cristallin : il s'agit de substituer un ou plusieurs atomes de la structure d'un hydrate par d'autres provenant du déchet. Leur taille et leur charge doivent être compatibles.

Par exemple, Cu, Pb, et Zn qui sont les éléments traces métalliques les plus concentrés dans la matrice sédimentaire du Grand Port Maritime de Dunkerque peuvent se substituer au calcium dans les C-S-H, ou être piégés dans la structure cristalline des C-S-H [135], [134]. La formation d'hydroxydes peut également favoriser l'immobilisation du Pb et du Zn [136], [137].

Les études sur les mécanismes de piégeage proposent donc des hypothèses sur la fixation des métaux dans les hydrates de ciment. Toutefois, toutes ces études sont souvent réalisées sur des matériaux dopés (majoritairement lors de l'hydratation avec des sels métalliques solubles) et/ou sur des phases pures de clinker hydratées. Le cas particulier des métaux en traces (plusieurs centaines de mg/kg) distribués dans toutes les phases des ciments reste peu étudié, surtout à cause des limites de détection des méthodes d'investigation structurale (EXAFS, FTIR, MEB-EDS, RMN en phase solide, etc.). Les hypothèses présentées sur les mécanismes de piégeage ne se vérifient donc pas obligatoirement dans le cadre de notre étude sur les produits de construction. C'est pourquoi une approche de ces mécanismes par l'étude des cinétiques expérimentales de relargage, tel que proposé dans la norme NF EN 15863 reste particulièrement intéressante. Cependant, la caractérisation du relargage des éléments traces métalliques et métalloïdes dans les produits de construction selon les conditions normalisées présente une difficulté particulière, liée aux très faibles concentrations de ces éléments dans les matériaux (de l'ordre de plusieurs centaines de mg/kg). De tels résultats sont bien sûr satisfaisants d'un point de vue de la qualité environnementale des produits de construction, cependant, la difficulté de mesure des éléments traces apportés par le sédiment induit un manque de compréhension des mécanismes gouvernant leur relargage éventuel. Ceci pose évidemment un problème d'interprétation des résultats de lixiviation sur les matériaux monolithiques, et donc de prédiction du comportement à long terme de ces éléments, à des échelles de temps dépassant l'échéance des tests de laboratoire. En conclusion, il s'avère que le test normatif ne permet pas de suivre le relargage de la plupart des éléments traces métalliques et métalloïdes présents en faibles concentrations dans les produits de construction à base de sédiments de dragage. Pour surmonter cette difficulté, il importera de développer un test de lixiviation qui maximise la dégradation d'une part et cumule les faibles quantités de métaux relarguées d'autre part. Il semble donc que le développement d'un tel test, apparait comme une étape préalable pour l'étude des cinétiques et des mécanismes de relargage de ces substances dans les matériaux fabriqués. Ces informations seront utiles pour comparer les propriétés des matériaux à des formulations de référence (avec des granulats naturels certifiés) et d'expliquer et comprendre les mécanismes de relargage et les localisations des polluants dans ces nouvelles matrices complexes et hétérogènes.

5.3.5 Evaluation du potentiel de relargage à long terme

La prévision d'émissions de substances dangereuses sur le long terme est importante pour l'évaluation du comportement au relargage d'un produit de construction durant sa vie en service dans une construction. Afin d'être en mesure de prévoir le relargage par extrapolation sur le long terme, il est nécessaire de connaître le mécanisme de relargage. Toutefois, les difficultés rencontrées pour l'identification des mécanismes de relargage des éléments traces métalliques et métalloïdes à partir des résultats des essais de lixiviation dynamique sur monolithes limite les possibilités d'extrapolation à long terme. De plus, l'absence de seuils réglementaires nationaux pour le test de lixiviation dynamique sur monolithes ne permet pas à l'heure actuelle de s'assurer de l'innocuité environnementale des matériaux fabriqués. Dans d'autres pays européens comme l'Allemagne et les Pays Bas, l'utilisation de matières premières secondaires est réglementée et des seuils environnementaux existent pour l'essai de lixiviation dynamique sur monolithes. Ces seuils permettent de vérifier à un niveau national la conformité des produits de construction avant leur mise sur le marché et garantissent leur innocuité environnementale à long terme. Le référentiel bénéficiant du retour d'expérience le plus significatif est sans doute celui mis en place par les Pays-Bas dans le cadre du Building Materials Decree (1995) puis du Soil Quality Decree (2008). Ce référentiel est développé ci-après afin de pouvoir discuter de l'innocuité environnementale des matériaux formulés dans le cadre de nos travaux.

Le référentiel néerlandais

Depuis 1995, les Pays-Bas ont un décret sur la construction fondé sur l'impact potentiel de matériaux sur l'environnement. Le décret donne des critères de qualité pour l'application et la réutilisation des matériaux minéraux dans le domaine de la construction. Aucune différence n'est faite entre matières nobles, matières recyclées et déchets. Le décret est applicable lorsque ces matériaux sont utilisés dans les ouvrages de construction où ils sont en contact avec l'eau de pluie, les eaux de surface, et les eaux souterraines (par exemple dans les remblais, les infrastructures routières, les murs extérieurs des bâtiments, les fondations et les toitures). Le retour d'expérience de ce dispositif au bout de 10 ans d'application a mis en évidence certaines limites, ce qui a conduit à la mise en place du « Soil Quality Decree », entré en vigueur depuis 1er juillet 2008. Les valeurs limites d'émission ont été calculées afin de respecter les sols, les eaux souterraines et les critères de qualité des eaux de surface. Les seuils disponibles s'appliquent à des matériaux granulaires ou monolithiques, et les substances inorganiques concernées sont l'antimoine (Sb), l'arsenic (As), baryum (Ba), cadmium (Cd), chrome (Cr), cobalt (Co), cuivre (Cu), mercure (Hg), plomb (Pb), molybdène (Mo), nickel (Ni), sélénium (Se), étain (Sn), vanadium (V), zinc (Zn), bromure (Br), chlorure (Cl⁻), fluorure (F⁻) et sulfates (SO₄²⁻). Les valeurs limites d'émission sont calculées en six étapes, qui sont reportées dans la figure 71 :

1. Un terme source est calculé pour décrire le scénario de relargage des substances à partir des matériaux de construction. Le modèle de relargage est le résultat des propriétés de la substance concerné mais aussi des caractéristiques du matériau et de l'ouvrage. Dans cette approche un modèle de diffusion pour chaque substance est utilisé, sur la base des données mesurées sur de nombreux matériaux de construction.
2. Deux modèles dynamiques sont appliqués pour calculer les variations de concentrations de substances dans le temps et sur la profondeur du profil de sol. Un modèle de transport utilisant des coefficients de partage solide/liquide (PEARL 2.2.2) et un modèle incluant la spéciation et la complexation de surface des éléments traces sont utilisés (ORCHESTRA).
3. Les concentrations résultantes dans les milieux récepteurs sont comparées aux valeurs de conformité (critères de qualité).
4. Le terme source est ajusté de telle manière à calculer les concentrations permettant de respecter les valeurs de conformité dans le sol et les eaux souterraines. Deux termes sources sont dérivés : un premier terme dérivé à partir de la conformité des valeurs dans les eaux souterraines et un second terme dérivé à partir des valeurs de conformité du sol.
5. Les termes source sont ensuite ajustés et transformés en valeurs limites d'émission dans les matériaux.
6. La valeur limite d'émission la plus stricte protège l'ensemble de l'environnement sur le temps de simulation qui a été fixé à 100 ans. Le profil du sol est constitué de 1 m de sol insaturé et 1 m de sol saturé. Le niveau moyen des eaux souterraines est de 1 m sous la surface du sol, ce qui correspond à une moyenne pour la situation néerlandaise.
Les valeurs limites d'émission obtenues via cette méthodologie permettent ensuite de fixer des seuils de conformité pour les essais normalisés de percolation (dans le cas des matériaux granulaires) et de lixiviation dynamique sur monolithes (dans le cas des matériaux monolithiques). Les valeurs limites à respecter dans ces essais normalisés sont reportés dans le tableau 39.

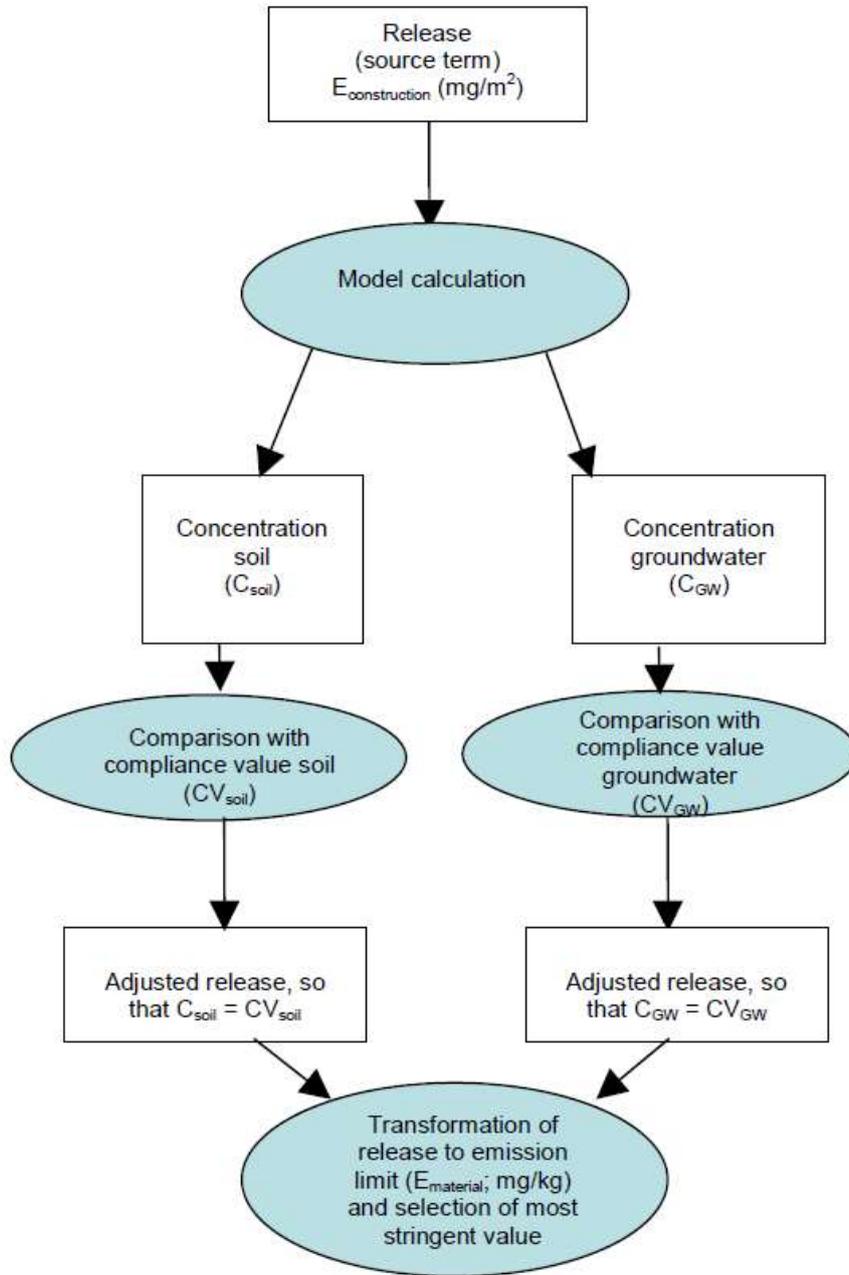


Figure 70. Procédure de détermination des limites d'émission des matériaux de construction dans la réglementation néerlandaise (Soil Quality Decree, 2008).

Tableau 39. Valeurs des seuils de conformité des matériaux granulaires et monolithiques dans l'essai de percolation et l'essai dynamique de lixiviation sur monolithique.

Paramètres	Seuils de conformité des matériaux granulaires dans l'essai de percolation normalisé (mg/kg)	Seuils de conformité des matériaux monolithiques dans l'essai normalisé de lixiviation dynamique sur monolithes (mg/kg)
As	0,90	260
Ba	22	1500
Cd	0,04	3,8
Co	0,54	60
Cr	0,63	120
Cu	0,90	98
Hg	0,02	1,4
Mo	1,00	144
Ni	0,44	81
Pb	2,30	400
Sb	0,32	8,7
Se	0,15	4,8
Sn	0,40	50
V	1,80	320
Zn	4,50	800
Bromures	20	670
Chlorures	616	110 000
Florures	55	2500
Sulfates	2430	165 000

La relation semi-empirique appliquée pour la mise en place des seuils de conformité en lixiviation sur les matériaux monolithiques est la suivante :

$$E_{64j} = \frac{I}{f_{(h, x\%, De)} \cdot f_{temp}}$$

E_{64j} , le seuil de conformité à respecter au terme de l'essai normalisé (64 jours) en mg/m² ;

I , la valeur limite d'émission de la substance extrapolée pour 100 ans, en mg/m² ;

$f_{(h, x\%, De)}$, le facteur de correction appliqué à l'essai normalisé pour prendre en compte l'épaisseur du matériau, sa teneur en eau, et le coefficient de diffusion ;

f_{temp} , le facteur de correction appliqué à l'essai normalisé pour prendre en compte le différentiel entre la température moyenne en laboratoire et la température moyenne en extérieur.

Le facteur f_{temp} est calculé pour une température moyenne de l'essai en laboratoire de 20°C contre 10°C en extérieur, ce facteur est 0,7 [138]. Le facteur $f_{(h, x\%, De)}$, est calculé selon 2 catégories, soit le matériau est en contact avec l'eau du sol (catégorie A), soit il n'est qu'avec l'eau de pluie (catégorie B). En fonction de cette catégorie le facteur varie pour la première de 1 à 15 pour les contaminants avec une extrapolation à 100 ans et vaut 2,4 pour les contaminants avec une extrapolation à 1 an ; et pour la seconde de 1 à 5 pour les contaminants avec une extrapolation à 100 ans et vaut 0,8 pour les contaminants avec une extrapolation à 1 an [139].

Confrontation des données obtenues au référentiel néerlandais

Pour cette approche, les résultats des relargages cumulés sont comparés au bout de 64 jours aux seuils de conformité de l'essai de lixiviation dynamique sur monolithes du Soil Quality Decree (SQD) des Pays-Bas (tableau 40). Les concentrations inférieures à la limite de quantification n'ont pas été prises en compte dans le calcul du relargage cumulé sur 64 jours. Ainsi, les éléments mesurés sont tous relargués à des concentrations très inférieures aux seuils du SQD, ce qui signifie que les matériaux fabriqués à partir du sédiment marin correspondent aux attentes des produits de construction classiques aux Pays-Bas sur ce critère et d'un point de vue environnemental.

Le calcul des relargages cumulés à 64 jours apporte également des informations utiles pour la comparaison des matériaux fabriqués entre eux et l'effet de la présence des sédiments (tableau 40) :

- Pour les 3 formulations d'assise routière (LA, LB, LC), on observe des différences de relargage cumulé à 64 jours pour Ba, Cu et les sulfates. Le relargage cumulé en Ba et en sulfates est un peu plus important (environ 40% de plus pour Ba et 60% pour les sulfates) pour la formulation avec le liant A qu'avec celles avec les liants B et C. Pour le Cu, le relargage cumulé à 64 jours est 75% plus important pour la formulation avec le liant A que pour la formulation intégrant le liant C. On note donc un effet du liant utilisé sur les valeurs de relargage.
- Par rapport aux 3 formulations d'assises routières testées dans cette étude, on observe que le relargage cumulé à 64 jours du matériau routier de l'ouvrage Freycinet est plus faible pour le Ba (2 à 3 fois moins de quantités relarguées) et les chlorures (2 à 3 fois moins également). *A contrario*, le relargage à 64 jours est plus élevé pour quelques éléments (Cu, Mo et Ni) et 2 à 3 fois plus élevé pour les sulfates. Il est possible que cette différence de relargage soit le résultat d'un changement de mécanisme principal de contrôle du relargage opéré durant le vieillissement du matériau (phénomène de carbonatation).
- Hormis pour le relargage du Cu, il n'y a pas de différences significatives de relargage cumulé à 64 jours entre les BCR contenant des sédiments. Pour le Ba, le relargage cumulé à 64 jours des BCR contenant des sédiments est plus élevé de 30 à 50% que celui du BCR témoin. Pour le V et les sulfates, le relargage cumulé à 64 jours est 2 à 3 fois plus important pour les BCR contenant des sédiments que pour le témoin. Pour les chlorures, le relargage cumulé à 64 jours est environ 10 fois plus important pour les BCR contenant des sédiments que pour le témoin. Par conséquent, la présence de sédiment modifie significativement le comportement à la lixiviation des BCR.

A défaut de pouvoir mettre en évidence les cinétiques de relargage des éléments traces métalliques et métalloïdes dans les produits de construction, le test de lixiviation dynamique sur les monolithes a permis de discriminer le potentiel de relargage des matériaux après 64 jours de lixiviation. Les résultats mettent clairement en évidence l'influence de la matrice sédimentaire, de la typologie des liants, et d'éventuels mécanismes d'évolution physico-chimiques (carbonatation de l'assise routière du Freycinet 12 après 3 ans) sur le potentiel de relargage des matériaux routiers.

Tableau 40. Concentrations cumulées à 64 j pour les contaminants relargués dans les essais de lixiviation (norme NF EN 15863 [113]) sur les assises routières et les BCR comparés aux seuils du Soil Quality Decree (SQD) en mg/m²

Éléments	Concentrations cumulées sur 64 jours en mg/m ²							Seuils SQD
	Assises routières				Bétons Compactés Routiers (BCR)			
	Liant A	Liant B	Liant C	Route Freycinet à 3 ans	BCR 0/20 - 20% sédiment	BCR 0/12,5 - 20% sédiment	BCR - 0/12,5 Témoin	
As	< 0,7	< 0,7	< 0,7	< 6	< 0,4	< 0,4	< 0,4	260
Ba	25,1 ± 1,1	18,2 ± 3,5	17,8 ± 3	8,7 ± 3,5	48,8 ± 1,6	54,9 ± 5,8	36,8 ± 2,2	1500
Cd	< 0,04	< 0,04	< 0,04	< 0,2	< 0,04	< 0,04	< 0,04	3,8
Co	-	-	-	< 2	< 0,5	< 0,5	< 0,5	60
Cr	< 0,07	< 0,07	< 0,07	< 1	< 0,06	< 0,06	< 0,06	120
Cu	7,1 ± 0,4	4,6 ± 3,1	4,0 ± 1,5	8,0 ± 1,5	2,3 ± 0,5	4,4 ± 0,4	0,3	98
Hg	< 0,005	< 0,005	< 0,005	-	< 0,4	< 0,4	< 0,4	1,4
Mo	< 0,5	< 0,5	< 0,5	3,3 ± 0,5	< 0,3	< 0,3	< 0,3	144
Ni	< 0,3	< 0,3	< 0,3	1,2 ± 0,4	< 0,2	< 0,2	< 0,2	81
Pb	< 0,7	< 0,7	< 0,7	< 4	< 0,5	< 0,5	< 0,5	400
Sb	< 1,6	< 1,6	< 1,6	< 7,3	< 0,5	< 0,5	< 0,5	8,7
Se	< 0,7	< 0,7	< 0,7	< 4,6	< 0,7	< 0,7	< 0,7	4,8
Sn	-	-	-	-	< 0,6	< 0,6	< 0,6	50
V	-	-	-	6,7 ± 0,6	2,6 ± 0,1	2,8 ± 0,6	1,0 ± 0,1	320
Zn	< 0,3	< 0,3	< 0,3	0,8 ± 0,6	< 0,2	< 0,2	< 0,2	800
Fluorures	< 320	< 320	< 320	372 ± 191	< 320	< 320	< 320	2500
Chlorures	51432 ± 703	51280 ± 767	49510 ± 168	21310 ± 3181	12566 ± 518	13925 ± 927	1459 ± 102	110000
Sulfates	12030 ± 709	7749 ± 748	7489 ± 389	23677 ± 4912	3284 ± 118	3449 ± 668	1511 ± 65	165000

La conformité des matériaux fabriqués au regard du référentiel néerlandais est un résultat encourageant, cependant, en l'absence de seuils de conformité harmonisés à l'échelle européenne, l'usage ou la transposition directe de référentiels européens n'est pas envisageable car dans le domaine de la valorisation des matières premières secondaires chaque pays européen possède ses propres critères en matière de définition des seuils de protection environnementaux [140] (figure 71).

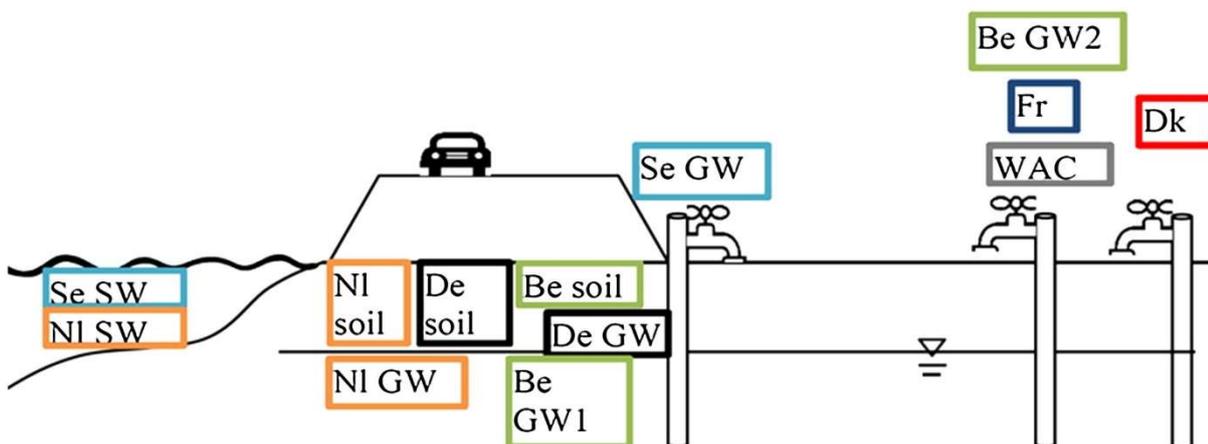


Figure 71. Localisation des points de conformité pour les critères d'acceptabilité environnementaux (GW : groundwater ; DW : Drinking Water ; SW : Surface Water) dans différents pays européens (Fr : France ; Dk, Denmark, Be : Belgium-Flanders ; De : Germany, Se : Sweden ; NI : Netherlands). WAC : Waste acceptance criteria for inert waste landfill. (d'après [140])

Dans ce contexte, il convient donc de travailler à la définition d'une méthodologie nationale pour la détermination de seuils de conformité adaptés pour l'essai de lixiviation dynamique sur monolithes, ceci dans l'objectif de permettre la valorisation des matières premières secondaires dans le cadre de l'application du règlement sur les produits de construction. Dans cette optique, l'approche mécanistique permettant notamment d'intégrer d'éventuelles évolutions physico-chimiques des matériaux à long terme semble la plus pertinente pour la définition de tels seuils compte tenu de la grande variabilité des matrices (mortiers, bétons, coulis, etc.) et des matières susceptibles d'y être incorporées.

6. Que cherche-t'on à savoir maintenant?

Les questions scientifiques actuelles sont nombreuses dans le domaine de la gestion des matériaux de dragage et de curage, un certain nombre d'entre elles sont focalisées sur la gestion à terre de ces matériaux et en particulier sur la mise en place de filières de valorisation dans un cadre environnemental maîtrisé. Ci-après sont présentées les trois principales problématiques sur lesquelles les experts nationaux et internationaux mènent actuellement des travaux de recherche :

6.1 Comment prédire l'évolution physico-chimique des sédiments déposés à l'air libre dans la perspective d'une opération de valorisation?

Le couple rédox ($\text{SO}_4^{2-}/\text{HS}^-$) joue un rôle majeur dans la rétention des éléments traces (Cd, Pb, Zn, etc.) présents dans les sédiments. En effet, ces éléments forment des composés sulfurés très peu solubles dans des conditions physico-chimiques naturelles. De nombreuses études montrent que la sulfatoréduction (réduction des sulfates en sulfures) se produit communément dans les sédiments de cours d'eau et de zones portuaires et participe au piégeage des contaminants métalliques. En outre, la respiration anaérobie ne permet pas d'obtenir des rendements énergétiques aussi importants qu'en milieu oxygéné. La dégradation microbienne des composés organiques est souvent incomplète, ce qui conduit à leur accumulation dans le sédiment et au maintien des conditions réductrices en l'absence de perturbation des équilibres. De manière générale, il n'est pas rare d'observer des taux de matière organique de l'ordre de 5 à 10% dans des sédiments de dragage provenant de cours et plans d'eau de faible débit. Or, les molécules organiques naturelles présentent une grande surface spécifique et des groupements chimiques de nature variée qui en font un compartiment très réactif. Les polluants peuvent y être directement associés par complexation organo-minérale ou plus généralement parce qu'ils présentent une affinité particulière pour ce compartiment (cas des molécules organiques hydrophobes). Ces phénomènes expliquent pourquoi les sédiments sont considérés comme des puits de polluants. Ces derniers sont généralement très liés à la matrice solide qui elle-même évolue peu si les conditions réductrices perdurent. Toutefois, ces réactions de piégeage sont réversibles : le dragage et le dépôt à terre des sédiments au contact de l'atmosphère, induisent la dissolution oxydative des sulfures et la minéralisation de la matière organique. De nombreuses études ont montré que ce retour aux conditions aérobies est susceptible d'induire une plus grande mobilité de certains éléments traces et une plus grande toxicité des lixiviats [141], [142], [143]. Ce phénomène est à prendre en compte lors de projets de gestion à terre des sédiments, et notamment dans le cadre d'un stockage prolongé avant valorisation.

Le travail de thèse de Marie Lemay, financé par l'ADEME et les VNF, intitulé « dynamique des éléments traces métalliques et métalloïdes dans les sédiments fluviaux de curage en conditions de stockage » a pour objectif principal l'élaboration d'un modèle géochimique permettant d'améliorer de manière significative la connaissance des risques environnementaux liés à la présence d'éléments traces métalliques et métalloïdes dans les sédiments : (i) « aérés et asséchés » en attente d'une valorisation dans le domaine du génie civil, et (ii) « aérés, asséchés et mélangés à de la matière organique » dans la perspective d'une valorisation agricole. L'étude de l'évolution physico-chimique des sédiments fluviaux frais dans ces deux scénarii de gestion vise à mettre en place un modèle géochimique capable de prédire la dynamique des polluants inorganiques en conditions aérobie, ceci dans le but d'optimiser la gestion de ces matériaux sur les plateformes de valorisation. Si la communauté scientifique s'accorde sur le fait que les matrices sédimentaires sont évolutives en conditions aérobie, l'état des connaissances actuelles ne permet pas de prédire correctement l'évolution du relargage des éléments traces à partir de ces matériaux en fonction de leurs caractéristiques initiales. C'est une question clef à laquelle nous souhaitons apporter des réponses dans le cadre de ce travail de thèse, grâce notamment à la mise en place d'un modèle géochimique pertinent et à l'utilisation de l'outil numérique LEACH-XS PRO développé par l'ECN⁴⁵.

⁴⁵ Energy research Centre of the Netherlands

6.2 Quel est l'impact environnemental des traitements appliqués aux sédiments de curage et de dragage dans la perspective de leur valorisation ?

Principaux traitements appliqués dans le domaine du génie civil

Afin d'atteindre le niveau de performance technique requis pour les usages possibles en génie civil (matériaux routiers et assimilés, remblais paysagers, bétons et matériaux préfabriqués, matériaux céramiques, etc.), 3 grandes familles de procédés de formulation sont envisageables :

- 1) la recombinaison granulaire avec des matériaux granulaires minéraux ;
- 2) le traitement aux liants hydrauliques, hyperpouzzolaniques ou géopolymères ;
- 3) le traitement aux liants hydrocarbonés/thermodurcissables/thermoplastiques.

La recombinaison granulaire : La formulation d'un matériau alternatif avec d'autres matériaux granulaires minéraux est généralement pratiquée afin d'améliorer les caractéristiques géotechniques des matériaux et produits de construction et ainsi accroître leur domaine d'emploi. Ce type de formulation peut être préalable à un traitement aux liants hydrauliques. Dans ce cadre, les sédiments sont mélangés à d'autres matériaux naturels ou alternatifs pour constituer un nouveau matériau alternatif ou un matériau routier destiné à être utilisé directement dans l'ouvrage.

Cette phase de préparation des matériaux alternatifs est critique car elle peut faire évoluer les propriétés physico-chimiques des sédiments et modifier le comportement des polluants associés. Par conséquent, il est indispensable de connaître l'impact environnemental associé à la mise en œuvre d'un tel procédé en particulier pour les gisements déjà identifiés comme matériaux alternatifs dans la méthodologie du SETRA (2011), à savoir, les laitiers sidérurgiques, les sables de fonderie, les mâchefers d'incinération de déchets non dangereux, les cendres de centrales thermiques, etc. Dans le cadre de la thèse de Zeinab Mkahal (2018-2021) dont le démarrage est prévu à la rentrée 2018, différentes typologies de mélanges seront étudiés afin de constituer des matériaux alternatifs ou routiers acceptables d'un point de vue technique et environnemental, et cela pour différentes typologies de matrices sédimentaires (fluviales et marines).

Le traitement aux liants minéraux : Les matériaux routiers traités aux liants minéraux et utilisant un matériau alternatif, éventuellement recomposé au préalable, sont courants. Cette opération est pratiquée afin d'améliorer les caractéristiques géotechniques du matériau final et ainsi accroître son domaine d'emploi. Le traitement aux liants hydrauliques (ciment ou liant hydraulique routier) et/ou à la chaux de matériaux alternatifs élaborés à partir de sédiments, bénéficie d'un large retour d'expérience [57]. L'utilisation d'autres typologies de liants minéraux de type hyperpouzzolaniques ou géopolymères est peu répandue à l'échelle industrielle mais constitue une piste prometteuse pour l'amélioration des performances techniques et environnementales des matériaux alternatifs en technique routière.

La comparaison entre la chimie du ciment Portland et celle du géopolymère montre de profondes différences, expliquant leurs propriétés. Le durcissement du ciment Portland se fait par simple hydratation du C3S en CSH et $\text{Ca}(\text{OH})_2$ alors que la prise du ciment géopolymère s'effectue par polycondensation d'oligo-(sialate-siloxo) de potassium ou de sodium en poly-(sialate-siloxo). La spectroscopie RMN du Silicium montre bien la différence entre les deux systèmes : d'un côté une matrice faite de petites molécules (oligomères), c'est le CSH, de l'autre une structure polymérisée tridimensionnelle, le géopolymère. Pour fabriquer un ciment géopolymère, on emploie : une matière première aluminosilicate (argiles calcinées, roches calcinées ou non, cendres volantes, laitier de haut fourneau, etc.) ; un réactif alcalin inoffensif (silicates solubles de sodium ou de potassium avec un rapport molaire $\text{SiO}_2:\text{M}_2\text{O} > 1,45$, M étant Na ou K); et de l'eau.

Dans le cadre de la thèse d'Addelhadi Bouchikhi (2017-2020), nous travaillons sur la synthèse d'un liant géopolymère à base de déchets de verre et de métakaolin dans la perspective de la stabilisation/solidification de sédiments fluviaux dans un matériau routier de type « couche d'assise ». De par leur composition chimique, les déchets de verre seront préférentiellement utilisés en substitution de silicates de sodium ou potassium solubles, ceci permet notamment de réduire les coûts liés à l'ajout de solutions de silicates commerciales. Les sédiments fluviaux ainsi traités font l'objet d'études d'aptitude au traitement et d'études de formulation pour la mesure de leurs performances mécaniques et environnementales.

Le traitement aux liants thermodurcissable/thermoplastiques : Le traitement aux liants thermodurcissables/thermoplastiques de matériaux alternatifs est peu répandu. Le traitement se fait à l'aide de résines commerciales de type polyester ou époxy en présence d'un durcisseur (molécule chimique permettant la réticulation des résines polymériques). Dans le cadre du projet SEDIPLAST (2015-2018) et de la thèse d'Ilyas Ennahal (2016-2019), des bétons polymères sont préparés à partir de sédiments fluviaux et marins dans l'optique de la fabrication de produits de construction de type « dalles de terrasse ». Les sédiments ainsi traités font l'objet d'études d'aptitudes au traitement et d'études de formulation pour la mesure de leurs performances mécaniques et environnementales.

La filière « reconstitution de sols »

Initialement peu étudiés, les sols anthropisés, tel que les sols urbains, ont été reconnus comme une catégorie de sol à part entière à partir de 2005 au sein du WRB⁴⁶. Cette reconnaissance fait suite à la création d'un groupe de travail dédié au sein de l'IUSS⁴⁷ sur les SUTMA : « Soils in Urban, Industrial, Traffic, Mining and military Areas ». Les SUTMA se différencient de sol « naturel » par (i) leurs compositions hétérogènes, (ii) la présence de matériaux grossiers et anthropiques (brique, béton, asphalte) et (iii) la présence potentielle de contaminants. Ils sont le fruit de processus anthropiques tel que : le mélange de matériaux, la compaction, l'excavation ou l'apport (volontaire ou non) de matériaux anthropiques.

Les déchets constituent donc des matières premières secondaires susceptibles d'être utilisés dans la reconstitution de sols anthropiques. Selon le Code de l'Environnement (art. L541-1), un déchet correspond à « 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 ». Autrement dit, tout élément qui est abandonné est un déchet. Ce n'est pas pour autant que cet élément est inutilisable, en l'état ou après modification. Seuls les déchets qualifiés d'ultimes sont réellement inutilisables et doivent être stockés pour éviter des pollutions de l'environnement.

Le document pris comme référentiel des déchets potentiellement utilisables en construction de sols est le Catalogue Européen des Déchets. Une sélection restreinte des déchets potentiellement intéressants pour la reconstitution de sols a été proposée dans le cadre du programme SITERRE de l'ADEME (tableau 41).

⁴⁶ *World Reference Base for soil resources*

⁴⁷ *Union Internationale de la science du Sol*

Tableau 41. Liste des gisements de déchets susceptibles d'être utilisés pour la reconstitution de sols (d'après les travaux du programme SITERRE).

N°	Description du déchet	Codification du Catalogue Européen des Déchets
1	Briques (sans plâtre, sans enduit, ...)	170102
2	Tuiles et céramiques	170103
3	Déchets issus de la fabrication de la chaux/plâtre/ciment (déchet avant cuisson)	101301
4	Déchets issus de la fabrication de la chaux/plâtre/ciment (déchet de calcination et d'hydratation de la chaux)	101304
5	Terres excavées	170504
6	Minéraux issus du traitement des déchets (déchets de dessablage des stations d'épuration, STEP)	191209
7	Boues de dragage	170506
8	Déchets de la sylviculture	020107
9	Déchets municipaux de jardins (biodégradables)	200201
10	Sciure de bois	030105
11	Déchets de bois de construction	170201
12	Composts déclassés	190503
13	Déchets de tissus végétaux	020103
14	Boues provenant des eaux résiduaires urbaines	190805
15	Déchets de boulangerie – pâtisserie (matières impropres à la consommation ou à la transformation)	206010
16	Déchets provenant du nettoyage des égouts	200306
17	Boues provenant du traitement in situ des effluents autres que celles visées à la rubrique 03 03 10	303110
18	Déchets de balayage des rues	200303
19	Boues provenant du traitement in situ des effluents de l'industrie laitière	205020
20	Boues de désencrage provenant du recyclage du papier	303050
21	Boues provenant du traitement biologique des eaux usées industrielles autres que celles visées à la rubrique 19 08 11	190812
22	Béton du bâtiment	170101
23	Mélange de déchets du bâtiment	170107
24	Pneus usagés	160103
25	Ballast	170508
26	Gypse	170802
27	Déchets de terre cuite	101208

Dans le cadre du projet VAL'AGRO (2016-2019) financé par le programme SEDIMATERIAUX et dont j'assume la coordination avec l'industriel BAUDELET Environnement, nous abordons une nouvelle filière de valorisation des sédiments fluviaux non dangereux, à savoir, la reconstitution de sols en milieux dégradés. Dans son contenu, le projet comprend deux applications potentielles, à savoir, la formulation de « substrats de végétalisation » et de « remblais ».

Pour la **première application**, il s'agit d'étudier la faisabilité de la mise en œuvre d'une couche de couverture d'installations de stockage de déchets non dangereux (ISDND) en fin d'exploitation. Pour ce faire, du compost de déchets verts est mélangé aux sédiments à des proportions variables en fonction de sa teneur initiale en matière organique afin de constituer un substrat de végétalisation répondant aux critères techniques et environnementaux requis pour cette application. Cet horizon superficiel peut varier entre 30 cm et 50 cm selon le type de végétation prévu (strate herbacée, arbustive et/ou arborescente, mixte) et les attentes du maître d'ouvrage.

Dans la **seconde application**, il s'agit d'associer des matériaux d'origine urbaine et/ou industrielle au sédiment pour la formulation de remblais de terrassement. Cette pratique vise donc à reconstruire un sol support et restaurer des fonctions élémentaires de la couverture pédologique permettant de donner un nouvel usage aux sites dégradés. Dans cette optique, trois typologies de matériaux sont actuellement étudiées dans le projet pour la reconstitution de profils de sols en sites dégradés : (i) un substrat de végétalisation, (ii) des granulats artificiels et (iii) des remblais solidifiés. Ces matériaux fabriqués à partir de sédiments sont susceptibles d'être utilisés dans diverses configurations :



Figure 72. Applications étudiées dans le cadre du projet VAL'AGRO

Methodologie appliquée pour l'évaluation environnementale des matériaux ou produits fabriqués

La caractérisation complète du comportement à la lixiviation d'un déchet dans des conditions spécifiées requiert l'application de la méthodologie de la norme européenne NF EN 12920+A1. Dans cette méthodologie, le relargage de constituants solubles par contact avec l'eau est considéré comme l'un des mécanismes majeurs de relargage qui entraîne un risque éventuel pour l'environnement pendant le cycle de vie des déchets dans un scénario de réutilisation. Ces essais ont pour objectif d'identifier les propriétés de lixiviation des déchets. Les modes opératoires permettant de caractériser le comportement des déchets peuvent généralement se diviser en trois étapes, à l'aide de différents essais en fonction de l'objectif poursuivi :

- La caractérisation de base constitue une caractérisation complète des déchets en réunissant toutes les informations nécessaires en vue d'une gestion sécurisée des déchets sur le court et long terme. Elle doit fournir des informations sur le déchet (type et origine, composition, consistance, lixivibilité, etc.), des informations permettant de comprendre le comportement des déchets dans le scénario de gestion considéré, la comparaison des propriétés du déchet par rapport aux valeurs limites, ainsi qu'une détection des variables clés (des paramètres critiques tels que le rapport liquide/solide (L/S), la composition du lixiviant, les facteurs contrôlant la lixivibilité tels que le pH, le potentiel rédox, la capacité complexante et les paramètres physiques) en vue des essais de conformité.
- Les essais de conformité sont utilisés afin de démontrer que l'échantillon à un moment donné correspond à la population d'échantillons soumis précédemment à la caractérisation de base, et sont par conséquent utilisés pour évaluer la conformité à des valeurs réglementaires limites. L'essai de conformité porte principalement sur les variables clés et sur le comportement à la lixiviation identifié par les essais de caractérisation de base.

- Dans le cas où une phase terrain est prévue dans le projet (par exemple, dans le projet VAL'AGRO) des essais de vérification *in situ* sont utilisés en tant que contrôle, afin de confirmer que le déchet est bien similaire à celui qui a été soumis aux essais de caractérisation ou de conformité. Il faut noter que les essais de vérification *in situ* ne se limitent pas aux seuls essais de lixiviation.

6.3 Comment déterminer le potentiel de relargage à long terme des produits de construction ?

La compréhension des principaux mécanismes mis en jeu lors de la lixiviation des matrices cimentaires ou des déchets stabilisés a fait l'objet de nombreux travaux [123], [144], [145],[56] mais peu de données sont disponibles sur le comportement à la lixiviation des éléments chimiques dans les matrices cimentaires intégrant des sédiments de dragage ou de curage en substitution de la fraction sableuse ou du ciment [112]. Les principaux hydrates des ciments Portland ou composés sont connus pour admettre de nombreuses substitutions dans leur structure. Présents dans les eaux de gâchage lors de l'hydratation des ciments, certains éléments traces métalliques non détectés dans les essais de lixiviation sur monolithes peuvent se retrouver dès le début de l'hydratation dans la structure solide du ciment, au sein de phases minérales de faible solubilité. Il existe divers mécanismes de rétention des polluants métalliques dont les 4 principaux sont :

- 1) L'adsorption : les atomes ou molécules qui constituent le déchet se fixent à la surface d'un substrat via des interactions électrostatiques (physisorption) ou des liaisons ioniques ou covalentes (chimisorption). Lorsqu'un ion métallique réagit avec un groupement anionique de surface comme avec un ligand, on parle de complexation de surface.
- 2) La précipitation : les espèces dissoutes peuvent précipiter dans l'eau des pores ou à la surface des particules solides, si le produit de solubilité du précipité est dépassé. Les précipités métalliques les plus courants sont les hydroxydes et les carbonates.
- 3) L'inclusion ou piégeage mécanique : les déchets sous formes de particules ou de précipités sont piégés mécaniquement dans la porosité fermée lors de la croissance des hydrates.
- 4) La substitution dans le réseau cristallin : il s'agit de substituer un ou plusieurs ions de la structure d'un hydrate par des ions provenant du déchet. Leur taille et leur charge doivent être compatibles.

Une approche visant à intégrer les phénomènes d'évolution physico-chimique des matrices cimentaires et les conditions des scénarii de valorisation (figure 73) est envisageable uniquement à travers l'utilisation de modèles numériques conçus pour simuler la spéciation chimique ou le transport réactif dans des conditions spécifiées.

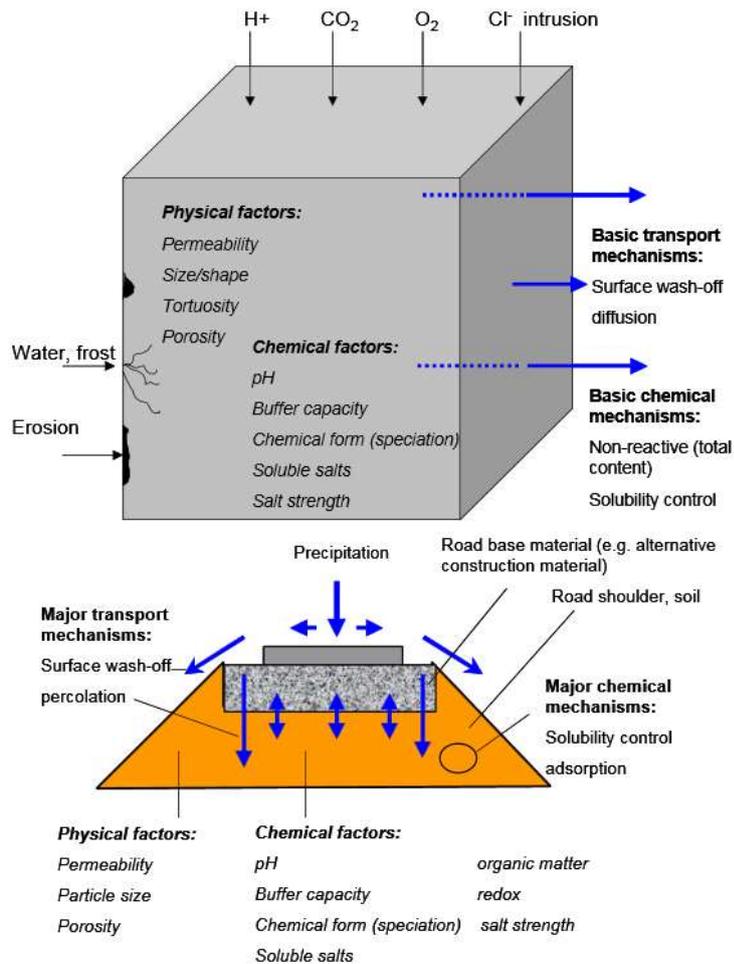


Figure 73. Paramètres spécifiques aux matériaux et externes influant sur le relargage de contaminants de matériaux monolithiques et granulaires dans l'usage routier (source : ECN, [146])

Les résultats des tests de lixiviation doivent être évalués en tenant compte du potentiel de modification des conditions de lixiviation au-delà du domaine des conditions d'essai en laboratoire, telles que l'oxydation des matériaux, la réduction du matériau oxydé, la carbonatation et l'effet de facteurs physiques et chimiques externes (figure 73). La modélisation de la spéciation chimique du rapport liquide-solide peut être utilisée pour comprendre les mécanismes (par exemple, les phases minérales, la sorption et les phénomènes de complexation) contrôlant la lixiviation de toute la gamme des constituants observés en laboratoire et sur le terrain. Elle permet également de comprendre la lixiviation des matériaux dans des conditions qui ne sont pas facilement observables en laboratoire. Bien que le comportement général de beaucoup de constituants majeurs et traces soit raisonnablement représenté dans des scénarii pertinents en s'appuyant notamment sur la norme NF EN 12920+A1, l'application de la modélisation de la spéciation chimique à la gestion des sédiments est actuellement contrainte par la disponibilité des données d'essai pour identifier les phases solides importantes et la gamme de données thermodynamiques disponibles pour les paramètres du modèle. Les modèles permettent de résoudre simultanément les équations chimiques, thermodynamiques, et cinétiques représentant la minéralogie, l'adsorption, les réactions d'interactions aqueuses qui permettent d'évaluer la répartition liquide-solide à l'équilibre en fonction de la composition du matériau et de la phase fluide, du pH et de l'état redox.

Les effets des paramètres physiques (par exemple, la nature monolithique des matériaux qui modifient l'infiltration ou l'écoulement préférentiel pendant la percolation) peuvent être évalués par couplage des résultats de modèles de spéciation chimique avec des modèles de transport de masse, souvent appelés modèles de transport réactif.

Ainsi, la spéciation chimique et les modèles de transport réactif peuvent être des outils utiles pour évaluer de manière prospective ou rétrospective (i) l'impact des scénarii difficilement reproductibles en laboratoire sur le comportement à la lixiviation des matériaux, et (ii) le vieillissement des matériaux sous les contraintes climatiques du terrain.

La prédiction du comportement à la lixiviation des matériaux fabriqués (granulaires ou monolithiques) est une question cruciale pour le développement des filières de valorisation. Cette problématique sera au cœur du programme scientifique du second volet de la chaire industrielle de recherche ECOSED.

Une autre question, plus vaste et plus délicate mais qui intéresse les industriels et collectivités locales en charge de la gestion des déchets, est de savoir quel est l'impact environnemental associé à la co-valorisation des sédiments et des matériaux alternatifs (cendres, mâchefers, etc.) en particulier dans le secteur des travaux publics. Cette question est vaste car elle dépend des propriétés physico-chimiques des matériaux mélangés, des formes chimiques des substances présentes dans les matériaux alternatifs, des concentrations émises, des interactions physico-chimiques entre les matrices, du traitement appliqué (recomposition granulaire, traitement aux liants minéraux ou organiques) et donc de l'usage envisagé, etc... Les impacts devant être évalués à court, moyen et long terme sur l'ensemble du cycle de vie des matériaux dans le scénario de réutilisation.

Les questions actuelles sont évidemment nombreuses et de plus en plus complexes et font heureusement, l'originalité et la finalité de nos recherches.

7. Intérêt des outils de l'écotoxicologie appliquée dans la gestion à terre des sédiments de dragage et de curage

7.1 La caractérisation de l'écotoxicité intrinsèque d'un déchet

Le caractère écotoxique intrinsèque d'un déchet peut être estimé selon différentes approches :

- La première basée sur la composition chimique (approche dite « approche par substance »). Cette approche se révèle particulièrement appropriée lorsqu'un nombre limité de substances préoccupantes a été identifié. Cette approche simplificatrice, ne prend en compte que les substances présentes que de façon individuelle, sans intégrer les éventuels effets de synergie et d'antagonisme qui peuvent se manifester. Cette approche ne tient pas non plus compte de la biodisponibilité des substances, ni des interactions cibles-substances susceptibles de se produire dans le milieu récepteur.
- La seconde basée sur la détermination directe des effets biologiques de l'échantillon en utilisant une batterie de bioessais adaptée au scénario identifié par exemple en fonction de l'usage ultérieur d'un matériau (approche « par matrice »). L'évaluation est ici effectuée sur la base d'essais expérimentaux, à la fois directement sur les matrices solides et les extraits aqueux (par exemple sur lixiviats ou percolats). Elle présente l'avantage de prendre en compte la biodisponibilité et les interactions susceptibles de se produire dans le milieu récepteur.
- Une autre approche, dite approche « écologique » est basée sur l'évaluation des impacts directs et indirects sur la faune et la flore du site. Cette approche rétrospective prend en compte des interactions entre les polluants, les espèces d'un groupe taxonomique, et les organismes, et permet d'effectuer des mesures sur des espèces naturelles autochtones intégrant les fluctuations de courte durée. Elle s'applique particulièrement à l'évaluation des impacts sur un site particulier et peut constituer une étape de la démarche d'évaluation des risques.

Dans le cadre de la gestion à terre des matériaux de dragage ou de curage destinés à être traités à terre et donc considérés comme des déchets, l'approche écologique n'est pas pertinente puisque les déchets ne sont pas destinés à être en contact direct de l'environnement naturel.

7.2 Intérêt d'une démarche d'évaluation écotoxicologique des sédiments dans la perspective de leur valorisation

L'évaluation de la toxicité de sédiments vis-à-vis des organismes se limite généralement au contexte de la gestion des déchets (classification, orientation). Ainsi, lorsque les sédiments sont reconnus non dangereux au titre des propriétés HP1 à HP15, il apparaît nécessaire de poursuivre l'évaluation de leur écotoxicité en vue de valider la pertinence de l'orientation des sédiments vers certaines filières de valorisation. En effet, si le niveau de sensibilité de la batterie de bioessais « HP14 » est suffisant pour différencier un déchet dangereux d'un déchet non dangereux, il est loin d'être suffisant pour détecter des toxicités potentielles plus fines ou à long terme qui pourraient engendrer un impact sur les écosystèmes terrestres et/ou aquatiques selon les conditions de leur valorisation.

Ces évaluations complémentaires ne se substituent pas à des démarches d'évaluation de risques en scénario mais sont des outils utiles dans le cadre de démarches volontaires visant à sécuriser en amont des choix de gestion, et d'écarter les sédiments dont les caractéristiques seraient sensibles dans certaines filières.

Dans le cadre du programme SEDIMATERIAUX, INSAVALOR-PROVADEMSE s'est associée aux membres de la démarche dont l'IMT Lille Douai pour proposer et tester une méthode de caractérisation fine de l'écotoxicité des sédiments. Les résultats de ces travaux de réflexion et d'essai sur deux sédiments modèles (l'un marin portuaire et l'autre fluvial) de la région Hauts-de-France ont permis de dresser, en première approche, une démarche de caractérisation écotoxicologique en vue d'établir des recommandations quant à l'exposition des sédiments vis-à-vis des écosystèmes.

Cette approche est actuellement approfondie dans le cadre de l'action 1 de la chaire industrielle ECOSED (2014-2019) et fait l'objet des travaux de thèse de Tristan Lecomte (2014-2018).

Les résultats préliminaires ont permis de montrer que de nouveaux bio-essais se révélant plus sensibles se sont montrés intéressants à intégrer dans une démarche de caractérisation fine de l'écotoxicité des sédiments. Il s'agit :

- de l'inhibition de la croissance des ostracodes *Heterocypris incongruens* (ISO/FDIS 14371). Il s'agit d'un essai de toxicité à moyen terme par contact direct permettant de déterminer le pourcentage de mortalité et d'inhibition de la croissance des organismes (effets létaux et sub-létaux) après 6 jours d'exposition à des sédiments bruts.
- de l'inhibition de la reproduction des vers de terre *Eisenia fetida* (essai normalisé au niveau international (NF ISO 11268-2)). Il s'agit d'un essai de toxicité chronique par contact direct permettant de déterminer les effets de contaminants de sols, de produits chimiques ou de matériaux de dragage sur la reproduction d'*Eisenia fetida* par absorption cutanée et ingestion, après 8 semaines d'exposition à des sédiments bruts.
- de l'évitement des vers de terre *Eisenia fetida*. L'essai consiste à évaluer la réaction d'évitement des vers après deux jours d'exposition au sédiment. Il est réalisé selon la norme ISO/DIS 17512-1.
- de la bioaccumulation de métaux par les vers de terre *Eisenia fetida*.

Un autre moyen d'accroître la sensibilité des essais a consisté à réduire la valeur du ratio L/S de la procédure de préparation de l'éluat. Cette expérimentation a été menée selon l'essai de percolation normalisé EN TS 14405 avec les ratios L/S 0,1 ; 2,0 et 10. Ces essais ont montré que le ratio L/S 10 masquait une toxicité pouvant se révéler à un ratio plus faible. L'expérimentation mérite toutefois d'être approfondie dans la gamme de ratio 0,1-2,0.

A l'issue des essais réalisés sur les deux sédiments modèles, il apparaît que des bioessais cohérents avec les scénarii de valorisation envisagés peuvent être recommandés. La figure 74 synthétise les

propositions de démarche méthodologique et les recommandations de caractérisation écotoxicologique complémentaire en lien avec les scénarii de valorisation.

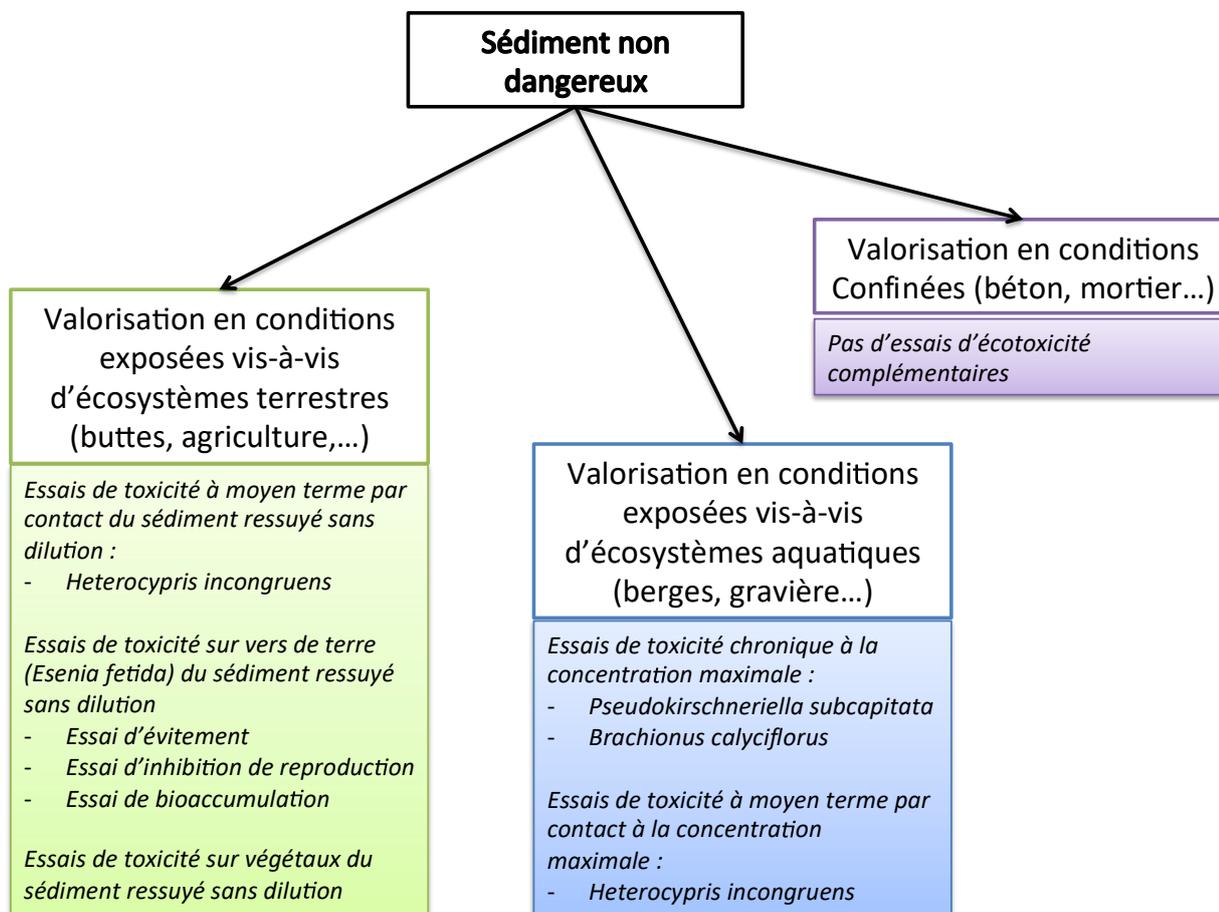


Figure 74. Proposition pour la caractérisation écotoxicologique complémentaire des sédiments en lien avec la nature du scénario de valorisation (D'après INSAVALOR-PROVADEMSE pour la démarche SEDIMATERIAUX).

Il faut noter que dans cette démarche, le scénario de valorisation des sédiments dans des matrices stabilisées et solidifiées n'a pas été identifié comme étant préoccupant en termes de risque écotoxicologique. En effet, le sédiment n'est pas le constituant majoritaire de ces matériaux et il se retrouve encapsulé dans une matrice solidifiée, ce qui limite le risque de lixiviation des contaminants. Cependant, dans une logique d'éco-conception des produits de construction la caractérisation écotoxicologique peut s'avérer intéressante pour détecter des effets toxiques liés à la nature des matières premières secondaires incorporées.

7.3 Intérêt d'une démarche d'évaluation écotoxicologique des produits de construction fabriqués à partir de sédiments

Il est maintenant accepté que l'analyse chimique de substances dangereuses identifiées dans les lixiviats de produits de construction ne couvre pas le risque global potentiel des produits de construction, notamment, dans les matrices complexes de compositions organiques inconnues. Ainsi, l'application de bioessais utilisant des lixiviats de construction complexe a été soulignée comme un outil complémentaire à l'analyse chimique. Le défi de l'évaluation de l'écotoxicité des produits de construction réside dans la sélection d'une combinaison appropriée de tests de lixiviation et de bioessais pertinents.

Les travaux récents de Gartiser et al. (2017) pour la Commission Européenne de Normalisation [147], [148] ont permis d'identifier une batterie de quatre essais de toxicité aquatique (algues, daphnies, bactéries luminescentes, oeufs de poisson), un test de génotoxicité (le test Umu) et un test respiratoire (OCDE 301 F) pour la caractérisation de l'écotoxicité des produits de construction. Les tests proposés représentent différents niveaux trophiques : 1) les algues en tant que primaire producteurs, 2) les daphnies en tant que consommateurs primaires, 3) les poissons en tant que consommateurs, et 4) les bactéries comme décomposeurs. Les résultats de ces travaux ont été déclinés dans le fascicule document FD CEN/TR 17105 [149] publié l'an dernier par l'AFNOR. Les tableaux 42 (pour les essais d'écotoxicité aquatique) et 43 (pour les essais d'écotoxicité terrestre) présentent les batteries d'essais minimales recommandées pour l'évaluation de l'écotoxicité des produits de construction relevant du règlement sur les produits de construction.

Tableau 42. Batterie d'essais minimale recommandée pour les essais d'écotoxicité aquatique réalisés sur les produits de construction.

Batterie d'essais recommandée	Espèces tests	Source	Critère d'effet	Expression des résultats
Batterie minimale	Bactérie luminescente (<i>Vibrio fischeri</i>)	EN ISO 11348-3 [30]	Luminescence	CE ₅₀ (30 min) ou LID
	Algues <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> ou <i>Desmodesmus subspicatus</i>	EN ISO 8692 [31]	Croissance	CE ₅₀ (72 h) ou LID
	Crustacés <i>Daphnia magna</i>	EN ISO 6341 [32]	Mobilité	CE ₅₀ (48 h) ou LID
Essais supplémentaires	<i>Danio rerio</i> (œufs de poisson-zèbre)	EN ISO 15088 [14]	Mortalité	CE ₅₀ (48 h) ou LID
	essai Umu avec <i>Salmonella typhimurium</i> TA 1535/pSK1002 ou Essai d'Ames de fluctuation	ISO 13829 [33] ISO 11350 [34]	Induction génique Augmentation du nombre de colonies mutantes	D _{min} ≥ 1,5 (24 h) Augmentation significative concentration-dépendante des puits révertants sur la gamme de concentration soumise à essai et/ou augmentation reproductible à une ou plusieurs concentrations du nombre de puits révertants

Tableau 43. Batterie minimale recommandée pour les essais d'écotoxicité terrestre réalisés sur les produits de construction

Batterie d'essais recommandée	Espèces tests	Source	Critère d'effet	Expression des résultats
Batterie minimale	Plantes <i>Brassica rapa</i>	EN ISO 11269-2:2013 [40]	Croissance	CE ₅₀ (14 j) ou LID
	Ver de terre <i>Eisenia fetida/andrei</i>	ISO 17512-1:2008 [41]	Comportement (évitement)	CE ₅₀ (48 h) ou LID
	Bactéries <i>Arthrobacter globiformis</i>	ISO 18187:2016 [42]	Déshydrogénase	CE ₅₀ (2 h) ou LID
Essais supplémentaires	Nitrification potentielle et inhibition de la nitrification	ISO 15685:2012 [43]	Vitesse potentielle d'oxydation de l'ammonium	CE ₅₀ (6 h) ou LID
	Respiration microbienne du sol	EN ISO 16072:2011 [44]	Taux de respiration	CE ₅₀ (28 j) ou LID

Dans le cadre du second volet de la chaire industrielle ECOSED, les tests d'écotoxicité préconisés au niveau français dans le cadre du FD CEN/TR 17105 seront utilisés en combinaison avec les tests de lixiviation standardisés dans le cadre du règlement européen sur les produits de construction afin de vérifier l'innocuité environnementale des produits de construction fabriqués à partir de sédiments de dragage et de curage.

8. Perspectives

Depuis mon affectation en 2013 au sein de l'équipe du Département Génie Environnemental de l'IMT Lille Douai, mes missions scientifiques se déclinent selon deux axes majeurs :

- Un premier axe sur le développement de la démarche structurante SEDIMATERIAUX à l'échelle régionale.
- Un second axe consacré à la problématique de l'évaluation environnementale des matériaux alternatifs et en particulier des sédiments de dragage et de curage valorisés dans le domaine du génie civil.

L'année 2017-2018 a été une année particulièrement importante puisqu'elle m'a permis d'établir un bilan de mes actions sur la problématique des sédiments de dragage et de curage à travers la restitution de l'atelier « sédiments » du PRPGD (Plan Régional de Prévention et de Gestion des Déchets) de la région Hauts-de-France et la finalisation du premier volet de la chaire industrielle ECOSED.

Ainsi, dans la continuité de mes missions scientifiques au sein du Département Génie Civil et Environnemental de l'IMT Lille Douai, mes perspectives s'inscrivent dans la dynamique des initiatives engagées à l'échelle régionale sur la problématique de la gestion à terre des sédiments :

1) Pour la démarche régionale SEDIMATERIAUX, les principales perspectives ont été établies à l'occasion du PRPGD de la région Hauts-de-France lors des travaux de l'atelier « sédiments » auquel j'ai participé. Les perspectives d'évolution de la démarche SEDIMATERIAUX s'inscrivent aujourd'hui dans les actions collectives régionales portées par la DREAL et les VNF :

- La DREAL a proposé au ministère en charge de l'Environnement un projet d'engagement pour la croissance verte (ou « Greendeal ») pour le développement de filières de valorisation de sédiments. L'engagement pour la croissance verte est un accord-cadre labellisé qui est signé entre les ministères de l'environnement, de l'économie et les acteurs professionnels afin de favoriser le développement des filières de valorisation (travail sur le cadre réglementaire, engagement de développement économique et de nouvelles filières). La région Hauts-de-France pourrait être la région pilote pour la constitution de ce « Greendeal » à l'échelle nationale. Cet engagement individuel ne pourra aboutir que par une action collective de l'ensemble des acteurs de la chaîne de valeur liée aux sédiments. L'IMT Lille Douai de part son expertise dans le domaine est un acteur incontournable sur le plan régional et national.
- Les VNF se sont engagées à poursuivre la démarche partenariale Alluvio qui vise à mettre en place une stratégie de gestion et de valorisation des sédiments fluviaux en lien avec les acteurs régionaux. Dans le cadre de cette stratégie, trois plateformes de transit seront créées à une échéance 2019-2020. Bien conscient que certaines collectivités, dans le cadre de la prise de compétence GEMAPI⁴⁸, ou les gestionnaires des ports peuvent avoir des besoins en matière de gestion sédimentaire, celles-ci seront donc mutualisées à l'ensemble des partenaires. Elles permettront de préparer et/ou de coupler le processus de traitement (déshydratation) par un processus industriel de valorisation. Là encore l'expertise de l'IMT Lille Douai et le retour d'expérience des projets antérieurs seront utiles au développement des outils industriels et à leur amélioration.

⁴⁸ *Gestion des milieux aquatiques et prévention des inondations*

Dans ce cadre de ces actions régionales à vocation nationale, l'IMT Lille Douai poursuivra donc son rôle d'accompagnement des acteurs industriels régionaux dans le cadre de la démarche SEDIMATERIAUX et je contribuerai à mon niveau à l'avancement de ces actions collectives au travers de nos projets collaboratifs et/ou structurants.

2) Sur le second axe consacré à la problématique de l'évaluation environnementale des sédiments de dragage et de curage dans les scénarii de valorisation en génie civil, mes perspectives scientifiques dans le cadre du l'EA 4515 - LGCgE - Laboratoire de Génie Civil et géo-Environnement, sont les suivantes :

- Dans le projet collaboratif EcoSed 2 : « Economie circulaire des Sédiments : phase opérationnelle 2019-2023 ». Dans la suite des travaux réalisés dans le cadre de la chaire ECOSED (2014-2018) ayant pour objectif la levée des verrous scientifiques pour la valorisation des sédiments, EcoSed 2 a pour objectif le déploiement des connaissances, techniques scientifiques et réglementaires acquises, dans une phase opérationnelle organisée par projets. Chaque projet sera piloté par un partenaire industriel ou collectivité ayant la volonté d'utiliser les sédiments dans leurs process de fabrication ou cahier des charges en respectant la philosophie de la démarche SEDIMATERIAUX. De nombreux acteurs se sont engagés à mener cette réflexion et à proposer des projets pour la période 2019-2023 tels que : le GPMD, VNF, l'Agence de l'eau, EQIOM, NEO-ECO, la MEL, le Département du Nord, Nord Asphalte, etc. Mon action de recherche sera réalisée en partenariat avec l'industriel COLAS afin de répondre aux problématiques relatives au développement industriel de la filière technique routière.
- Dans le cadre du programme de thèse de Marie Lemay financé par l'ADEME et les VNF : nous travaillons sur une étude plus fine de l'évolution physico-chimique des sédiments fraîchement dragués afin d'identifier les risques environnementaux inhérents à leur entreposage sur les sites de gestion à terre. Il s'agira notamment d'établir un modèle de compréhension des mécanismes impliqués dans l'évolution physico-chimique du sédiment et un dispositif de simulation permettant de calibrer/valider le modèle.
- Dans le cadre de la démarche SEDIMATERIAUX, nous étudions l'ouverture d'une nouvelle filière régionale de valorisation des sédiments de dragage et de curage: la reconsitution de sols sur les friches industrielles dégradées. Ce programme de recherche fait l'objet d'un financement du Conseil Régional Hauts-de-France dans le cadre du projet intitulé VAL'AGRO (2016-2019). Pour répondre aux objectifs du projet, nous prévoyons en 2018:
 - D'étudier la formulation de supports de végétalisation, de granulats artificiels et de remblais à partir de sédiments fluviaux,
 - De caractériser l'innocuité environnementale des divers produits formulés au travers d'essais de lixiviation et de percolation à l'échelle du laboratoire,
 - De mener des suivis environnementaux sur les produits placés en lysimètres et dans des pilotes in situ.

- La poursuite des projets collaboratifs financés notamment dans le cadre de la démarche SEDIMATERIAUX : le programme FEDER Sediplast sur la valorisation des sédiments dans des matrices polymériques (2015-2018) : Thèse Ilyas Ennahal ; l'étude BARBIEUX sur la formulation de matériaux d'étanchéité à base de sédiments lacustres et de bentonite (2016-2019) ; l'étude VNF financée sur fonds FEDER pour la formulation d'encrochements artificiels à partir de sédiments fluviaux (2016-2018), l'étude de la stabilisation physico-chimique des sédiments fluviaux par des liants géopolymères à base de métakaolin et de déchets de verre financée par l'Agence de l'eau Artois Picardie (2016-2019 : Thèse Abdelhadi BOUCHIKHI).
- La poursuite de ma collaboration avec les chercheurs de l'axe « Géo-Environnement » du LGCgE (Francis Douay et Aurélie Pelfrène de l'ISA de Lille ; et Claire Alary de l'IMT Lille Douai) dans le cadre de la thèse de Van Xuan Nguyen financée par l'ISA de Lille et le Conseil Régional Hauts-de-France (2016-2019) portant sur la bio-accessibilité orale des métaux dans les sédiments des sites de dépôts en région Hauts-de-France.
- La poursuite de ma participation aux GT nationaux en vue de la rédaction du guide d'application sur la valorisation des sédiments de dragage et de curage en technique routière. A la parution de ce premier guide, de nouveaux travaux seront lancés pour l'élaboration d'un guide méthodologique sur l'acceptabilité environnementale des sédiments de dragage et de curage en travaux maritimes et fluviaux.

A plus long terme,

- L'étude du vieillissement des matériaux monolithiques formulés à partir de sédiments marins et fluviaux et la prédiction de la mobilité des éléments traces à long terme. Cet axe de recherche sera développé dans le cadre du projet VALSE (2016-2020) et dans le second volet de la chaire ECOSSED en partenariat avec les industriels impliqués, et les principaux gestionnaires de sédiments de la région Hauts-de-France (MEL, VNF, GPMD).
- La constitution d'un laboratoire commun de référence sur la problématique de l'innocuité environnementale des sédiments valorisés en technique routière avec les industriels EQIOM et COLAS. Les travaux scientifiques de l'équipe mixte visent à proposer de nouvelles approches pour formuler et vérifier l'innocuité environnementale de matériaux routiers innovants à base de sédiments. Les travaux scientifiques de l'équipe mixte seront déclinés selon deux grands axes stratégiques :
 1. L'amélioration des procédés de stabilisation physico-chimique des sédiments dans la perspective de leur valorisation en technique routière : Cet axe vise le développement de nouveaux procédés de traitement applicables à différentes typologies de sédiments de curage ou de dragage représentatifs des gisements régionaux.
 2. La vérification de l'innocuité environnementale de matériaux routiers confectionnés à partir de sédiments dans la perspective d'une sortie implicite du statut de déchet des produits finis. Cet axe a pour objectifs de (i) proposer un modèle prédictif pour le relargage des substances polluantes à l'échelle de l'ouvrage, (ii) d'appliquer la pensée cycle de vie aux matériaux routiers confectionnés à base de sédiments.

- Enfin, sur le plan international, la visibilité de l'IMT en tant qu'organisme de formation et de recherche fait partie de la stratégie de développement de l'institut, ce qui nous oblige d'avoir une vision du positionnement de notre thématique à l'international. Sur la problématique de la valorisation des sédiments, cette visibilité a été acquise par le laboratoire au fil du temps à travers notre participation aux projets INTERREG GEDSET, PRISMA, SETARMS, USAR, VALSE, etc. Pour une meilleure visibilité de nos travaux sur cette problématique, il s'agira donc de capitaliser nos partenariats et d'élargir notre réseau à l'international, notamment via le réseau scientifique du colloque I2SM (International Symposium on Sediment Management) afin de viser l'émergence de nouveaux projets européens dans le cadre du programme Horizon 2020. Ainsi, nous prévoyons le dépôt d'un nouveau projet d'ici la fin de la première programmation H2020 (2014-2020).

Références bibliographiques

- [1] Padox J.M., Hennebert P., Mancioffi L., Bénard A., Qualité chimique des sédiments marins en France : synthèse des bases de données disponibles, rapport INERIS-DRC-10-105335-11618A, 2010.
- [2] F. Haurine, Caractérisation d'atterrissements d'argiles récents sur le territoire français, en vue de leur valorisation dans l'industrie des matériaux de construction en terre cuite. Thèse de doctorat Mines Paris Tech, 2015.
- [3] M. Messenger, Données collectées lors des enquêtes annuelles sur les dragages maritimes conduites par le Cerema dans le cadre de convention internationales de Londres, OSPAR et Barcelone (2011-2015), 2018.
- [4] Rebischung F., Lefebvre G. Valorisation de sédiments en technique routière - GT1 : Evaluation de la dangerosité : proposition de seuils et confrontation à des données françaises, rapport INERIS-DRC-16-149793-00431B. 2017.
- [5] Bortone, G., Arevalo, E., Deibel, I., Detzner, H.-D., de Propriis, L., Elskens, F., Giordano, A., Hakstege, P., Hamer, K., Harmsen, J., Hauge, A., Palumbo, L., van Veen, J., Bortone, G., Arevalo, E., Deibel, I., Detzner, H.-D., de Propriis, L., Elskens, F., Giordano, A., Hakstege, P., Hamer, K., Harmsen, J., Hauge, A., Palumbo, L., van Veen, J., 2004. Synthesis of the sednet work package 4 outcomes. *Journal of Soils and Sediments* 4, 225-232, 2004.
- [6] Lasalle J.L., (2007) Présence de plomb et d'arsenic sur le littoral sud de Marseille : une étude de santé. Rapport INVS, Ministère de la Santé, de la Jeunesse et des Sports. ISBN : 978-2-11-096765-7.
- [7] Bonnet C., 2000. Développement de bioessais sur sédiments et applications à l'étude, en laboratoire, de la toxicité de sédiments dulçaquicoles contaminés. Thèse de l'Université de Metz.
- [8] Jorgensen B. *Bacteria and Marine Biogeochemistry*. In: Schulz H, Zabel M, editors. *Marine Geochemistry*. Springer Berlin Heidelberg, 2006, pp. 173-207.
- [9] Schulz H.D, Zabel M. *Marine geochemistry*. Vol 2 : Springer, 2006.
- [10] Gorny J. 2015. Régulation des réactions d'oxydo-réduction d'espèces chimiques (Arsenic et Chrome) dans les sédiments fluviaux de la Marque. De l'expérimentation à la modélisation. Thèse de l'Université de Lille 1. Numéro d'ordre 41909.
- [11] Rickard D, Luther GW. *Chemistry of Iron Sulfides*. *Chemical Reviews* 2007; 107: 514-562.
- [12] Bottrell SH, Newton RJ. Reconstruction of changes in global sulfur cycling from marine sulfate isotopes. *Earth-Science Reviews* 2006; 75: 59-83.
- [13] Sánchez-Andrea I, Sanz JL, Bijmans MFM, Stams AJM. Sulfate reduction at low pH to remediate acid mine drainage. *Journal of Hazardous Materials* 2014; 269: 98-109.
- [14] Leduc D, Leduc LG, Ferroni GD. Quantification of bacterial populations indigenous to acidic drainage streams. *Water, air, and soil pollution* 2002; 135: 1-21.
- [15] Arkesteijn GJM. Pyrite oxidation in acid sulphate soils: The role of microorganisms. *Plant and Soil* 1980; 54: 119-134.
- [16] Schippers A. Biogeochemistry of metal sulfide oxidation in mining environments, sediments and soils. In: Amend JP, Edwards KJ, Lyons TW, editors. *Sulfur Biogeochemistry: Past and Present*. Geological Society of America, 2004, Boulder, 2004.
- [17] Nordstrom DK, Southam G. Geomicrobiology of sulfide mineral oxidation. *Reviews in mineralogy* 1997; 35: 361-390.
- [18] Lascourrèges-Berdeü JF., 1996. Rôle des sulfactobactéries dans la remobilisation et la transformation des métaux et des composés organostanniques (butylétains et phénylétains) stockés dans les sédiments lagunaires. Thèse Université de Bordeaux 1, N° d'ordre 1530.
- [19] Hopenhayn C. (2006) Arsenic in drinking water : impact in human health. *Elements* 2: 103-107.
- [20] Michel P. (1993) L'arsenic en milieu marin: biogéochimie et écotoxicologie. IFREMER, Repères Océan N°4.
- [21] Neff J. (1997) Ecotoxicology of arsenic in marine environment. *Environ. Toxicol. Chem.* 16, 917-927.

- [22] Yeh C.F., Jiang S.J. (2005) Speciation of arsenic compounds in fish and oyster tissues by capillary electrophoresis-inductively coupled plasma-mass spectrometry. *Electrophoresis*, 26, 1615-1621.
- [23] Peterson M.L., Carpenter R. (1986) Arsenic distribution in porewaters and sediments of Puget Sound, Lake Washington, the Washington coast and Saanich Inlet, B.C. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 50, 353-369.
- [24] Andreae M.O. (1979) Arsenic speciation in seawater and interstitial waters: The influence of biological-chemical interactions on the chemistry of a trace element. *Limn. Oceanography* 24, 440-452.
- [25] Cutter G.A. (1992) Kinetic controls on metalloid speciation in seawater. *Marine Chem.* 40, 65-80.
- [26] Chow S.S., Taillefert, M. (2009) Effect of arsenic concentration on microbial iron reduction and arsenic speciation in an iron-rich freshwater sediment. *Geochim. Cosmochim. Acta.* 73, 6008-6021.
- [27] Bostick B.C., Fendor, S., Brown G.E.Jr. (2005) In situ analysis of thioarsenite complexes in neutral to alkaline arsenic sulphide solutions. *Mineral. Magazine* 69, 781-795.
- [28] Juillot F., Ildefonse Ph., Morin G., Calas G., de Kersabiec A.M., Benedetti M. (1999) - Remobilization of arsenic from buried wastes at an industrial site: mineralogical and geochemical control. *Applied Geochemistry*, 14. p. 1031-1048.
- [29] J. Gorny, G. Billon, L. Lesven, D. Dumoulin, B. Madé, C. Noiriel, Arsenic behavior in river sediments under redox gradient: A review, *Science of The Total Environment*. 505 (2015) 423–434. doi:10.1016/j.scitotenv.2014.10.011.
- [30] Borch T, Kretzschmar R, Kappler A, Cappellen PV, Ginder-Vogel M, Voegelin A, et al. Biogeochemical redox processes and their impact on contaminant dynamics. *Environ Sci & Technol* 2009;44(1):15–23.
- [31] O'Neill, P. 1995. Arsenic. In: *Heavy Metals in Soils*, pp. 105–121 (Alloway, B. J., Ed.), Blackie Academic and Professional, London.
- [32] Suarez-Suarez, A., Lopez-Lopez, A., Tovar-Sanchez, A., Yarza, P., Orfila, A., Terrados, J., Arnds, J., Marques, S., Niemann, H., Schmitt-Kopplin, P., Amann, R., and Rossello-Mora¹, R. 2011. Response of sulfate-reducing bacteria to an artificial oil-spill in a coastal marine sediment. *Environmental Microbiology*. 13(6), 1488–1499.
- [33] Caille, N., Tiffreau, C., Leyval, C., and Morel, J. L. 2003. Solubility of metals in an anoxic sediment during prolonged aeration. *Science of Total Environment*. 301(1–3), 239–250.
- [34] Cappuyns, V., Swennen, R., and Devivier, A. 2006. Dredged river sediments: Potential chemical time bombs? A case study. *Water, Air & Soil Pollution*. 171(1–4), 49–66.
- [35] Yu, K. C., Tsai, L. J., Chen, S. H., and Ho, S. T. 2001. Chemical binding of heavy metals in anoxic river sediments. *Water Research*. 35(17), 4086–4094.
- [36] Lee, M. K., Saunders, J. A., Wilkin, R. T., and Mohammad, S. 2005. Geochemical modeling of arsenic speciation and mobilization: Implications for bioremediation. In: *Advances in Arsenic Research*, pp. 398–413 (O'Day, P., Ed.), ACS Symposium Series, American Chemical Society, Washington, DC.
- [37] Couture, R. M., and Van Cappellen, P. 2011. Reassessing the role of sulfur geochemistry on arsenic speciation in reducing environments. *Journal of Hazardous Materials*. 189(3), 647–652.
- [38] Planer-Friedrich, B., London, J., BlaineMcCleskey, R., Nordstrom, D. K., and Wallschläger, D. 2007. Thioarsenate in geothermal waters of Yellowstone National Park: Determination, preservation, and geochemical importance. *Environmental Science and Technology*. 41(15), 5245–5251.
- [39] Stauder, S., Raue, B., and Sacher, F. 2005. Thioarsenate in sulfidic waters. *Environmental Science and Technology*. 39(16), 5933–5939.
- [40] Rader, K. J., Dombrowski, P. M., Farley, K. J., Mahony, J. D., and Di Toro, D. M. 2004. Effect of thioarsenite formation on arsenic(III) toxicity. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 23(7), 1649–1654.
- [41] Planer-Friedrich, B., Franke, D., Merkel, B., Wallschläger, D., 2008. Acute toxicity of thioarsenates to *Vibrio fischeri*. *Environ. Toxicol. Chem.* 27, 2027–2035.
- [42] Tessier, A.; Campbell, P. G. C.; Bisson, M. *Anal. Chem.* 1979, 51, 844-851.

- [43] Keon N. E., Swartz C. H., Brabander D. J., Harvey C., Hemond H. F. (2001) Validation of an As sequential extraction method for evaluating mobility in sediments. *Environ. Sci. Technol.* 35, 2778-2784.
- [44] Bissen M, Frimmel FH. Arsenic — a review. Part I: occurrence, toxicity, speciation, mobility. *Acta Hydrochim Hydrobiol* 2003b;31(1):9–18.
- [45] Fendorf S, Nico PS, Kocar BD, Masue Y, Tufano KJ. Chapter 12—arsenic chemistry in soils and sediments. In: Balwant S, Markus G, editors. *Developments in soil science*. Elsevier; 2010. p. 357–78.
- [46] Wang S-L, Liu CH, Wang MK, Chuang YH, Chiang PN. Arsenate adsorption by Mg/Al-NO₃ layered double hydroxides with varying the Mg/Al ratio. *Appl Clay Sci* 2009;43(1): 79–85.
- [47] Battaglia-Brunet, F., Joulain, C., Guezennec, A.G., Bataillard, P., Marmier, N., Hurel, C., Barats, A., Philippini, V., Mamindy-Pajany, Y., Roméo, M., Bertin, P., Koechler, S., Séby, F., Moulin, A., 2010. Arsenic in marine sediments: Modeling the link between Biogeochemistry, Bioavailability and Ecotoxicology. Third International Congress on “Arsenic in the Environment”, Taiwan.
- [48] Y. Mamindy-Pajany, C. Hurel, F. G eret, F. Galgani, F. Battaglia-Brunet, N. Marmier, M. Roméo, Arsenic in marine sediments from French Mediterranean ports: Geochemical partitioning, bioavailability and ecotoxicology, *Chemosphere*. 90 (2013) 2730–2736.
- [49] Alzieu, C., Quiniou, F., 2001. Software to assess risks related to dumping of dredged sediments from maritime harbours. *Geodrisk*, in CD-ROM *Geodrisk*.
- [50] ECB. Technical Guidance Document (TGD) in support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk 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. European Chemical Bureau, Ispra (Italy); 2003. p. 1044.
- [51] Alzieu, C., 2003. Immersion des matériaux de dragage : le contexte. In: Alzieu, C. (Ed.). *Bio evaluation de la qualité environnementale des sédiments portuaires et des zones d’immersion*. IFREMER, Brest., pp. 13-27.
- [52] Communauté Européenne (2011). Technical Guidance for Deriving Environmental Quality standards. 257 pages.
- [53] INERIS (2011). Méthodologie utilisée pour la détermination de normes de qualité environnementale (NQE). DRC-11-118981-08866A. 36 pages.
- [54] DI TORO D.M., ZARBA C.S., HANSEN D.J., BERRY W.J. et al. Technical basis for establishing sediment quality criteria for nonionic organic chemicals using equilibrium partitioning. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 1991, vol. 10, pp. 1541-1583.
- [55] Colombano S., Saada A., Guerin V., Bataillard P., Bellenfant G., Beranger S., Hube D., Blanc C., Zornig C., Girardeau I. (2010) - Quelles techniques pour quels traitements - Analyse coûts-bénéfices. Rapport final BRGM/RP-58609-FR, 383 p.
- [56] Barna R., Blanc D. (2011) - Stabilisation-solidification des déchets. *Techniques de l’ingénieur*.
- [57] Sannier L., Tivolle I., M ehu J., Aqua J.L. (2013) - SEDIMARD 83. Guide des r ealisations CAP Sédiments, 57 p.
- [58] Y. Mamindy-Pajany, C. Hurel, F. Geret, M. Roméo, N. Marmier, 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*. 252–253 (2013).
- [59] J. Kumpiene, A. Lagerkvist, C. Maurice, Stabilization of As, Cr, Cu, Pb and Zn in soil using amendments – A review, *Waste Management*. 28 (2008) 215–225.
- [60] N. Bolan, A. Kunhikrishnan, R. Thangarajan, J. Kumpiene, J. Park, T. Makino, M.B. Kirkham, K. Scheckel, Remediation of heavy metal(loid)s contaminated soils – To mobilize or to immobilize?, *Journal of Hazardous Materials*. 266 (2014) 141–166.
- [61] Solvay (2002) - Procédé d’inertage de boues. Brevet WO 2002032817 A1; PCT/EP2001/011928.
- [62] Depelsenaire, G. (2007) - Novosol - Procédé de stabilisation de résidus minéraux contaminés par des métaux lourds et des composés organiques. *Intersol’2007*.
- [63] Kribi, S. (2005) - Décomposition des matières organiques et stabilisation des métaux lourds dans les sédiments de dragage. Thèse de l’INSA de Lyon, 216 p.

- [64] Duan Z., Lafhaj Z., Bel Hadj Ali I., Ducellier S. (2013) - Valorisation des sédiments fluviaux traités en vue d'une utilisation en génie civil. *Revue Paralia*, Vol. 6, pp. 5.1-5.12.
- [65] Nguyen T.B. (2008) - Valorisation des sédiments de dragage traités par le procédé NOVOSOL dans des matériaux d'assises de chaussée - Comportement mécanique et environnemental. Thèse de l'Université de Toulouse, 214 p.
- [66] Cornell, R. M., Schwertmann, U., 2003 *The iron oxides (structure, properties, occurrences and uses)* Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA.
- [67] Marmier, N., et al., 1993. Experimental study and surface complexation modeling of trivalent lanthanide ion sorption on hematite. *C.R. Acad. Sci. Paris*. 317, 1561-1567.
- [68] Jeon, B.-H., et al., 2003. Sorption kinetics of Fe(II), Zn(II), Co(II), Ni(II), Cd(II), and Fe(II)/Me(II) onto hematite. *Water Research*. 37, 4135-4142.
- [69] Mamindy-Pajany, Y., et al., 2009. Arsenic adsorption onto hematite and goethite. *Comptes Rendus Chimie*. 12, 876-881.
- [70] Leupin, O. X., Hug, S. J., 2005. Oxidation and removal of arsenic (III) from aerated groundwater by filtration through sand and zero-valent iron. *Water Research*. 39, 1729-1740.
- [71] Kretzschmar, R., Sticher, H., 1998. Colloid Transport in Natural Porous Media: Influence of Surface Chemistry and Flow Velocity. *Physics and Chemistry of The Earth*. 23, 133-139.
- [72] Rousseau, M., Transport préférentiel de particules dans un sol non saturé : de l'expérimentation en colonne lysimétrique à l'élaboration d'un modèle à base physique, Ph.D. thesis. INPG, Paris, 2003, pp. 242.
- [73] Kaplan, D. I., et al., 1996. Chemical Conditions Conducive to the Release of Mobile Colloids from Ultisol Profiles. *Soil Sci Soc Am J*. 60, 269-274.
- [74] Seta, A. K., Karathanasis, A. D., 1996. Water dispersible colloids and factors influencing their dispersibility from soil aggregates. *Geoderma*. 74, 255-266.
- [75] Marmier N. (2012) - Stabilisation de sédiments portuaires pollués par additifs minéraux. Brevet WO 2012010753 A1; PCT/FR2011/000432.
- [76] Manceau A., Marcus M.A., Tamura, N., 2002. Quantitative speciation of heavy metals in soils and sediments by synchrotron X-ray techniques. In *Applications of Synchrotron Radiation in Low-Temperature Geochemistry and Environmental Science*, P. Fenter, M. Rivers, N.C, Sturchio, S. Sutton Eds. *Reviews in Mineralogy and Geochemistry*, Mineralogical Society of America, Washington, DC., vol. 49, p. 341 - 428.
- [77] J. Couvidat, M. Benzaazoua, V. Chatain, F. Zhang, H. Bouzahzah, An innovative coupling between column leaching and oxygen consumption tests to assess behavior of contaminated marine dredged sediments, *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* 22 (2015) 10943-10955.
- [78] Tisdall, J.M. & Oades, J.M., 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soils. *Journal of Soil Science*, 33(2), p.141-163.
- [79] Amezket, E., Amézet., 1999. Soil Aggregate Stability: A Review. *J SUSTAIN AGR*, 14(2), p.151, 83.
- [80] Mc Laughlin M.J., 2001, Ageing of metals in soils changes bioavailability. Fact Sheet on Environmental Risk Assessment. International Council on Metal and the Environment publisher.
- [81] NF EN 12920+A1 Novembre 2008 Caractérisation des déchets - Méthodologie pour la détermination du comportement à la lixiviation d'un déchet dans des conditions spécifiées.
- [82] SEDIGEST, 2011, Programme de recherche ANR SEDIGEST. <http://www.sedigest.org/>. In : ENTPE (Ed.), Vaulx-en-Velin.
- [83] R. Achour, Valorisation et caractérisation de la durabilité d'un matériau routier et d'un béton à base de sédiments de dragage, Thèse de doctorat en Génie civil, Université de Sherbrooke, Université des sciences et technologies de Lille, 2013.
- [84] Organisation de Coopération et de Développement Economiques (OCDE). 2011. Ligne directrice 201. Lignes directrices de l'OCDE pour les essais de produits chimiques. Algues d'eau douce et cyanobactéries, essai d'inhibition de la croissance. 27 pp.
- [85] Brock, T.M.C., Arts, G.H.P., Maltby, L., Van den Brink, P.J. 2006. Aquatic Risks of Pesticides, Ecological Protection Goals, and Common Aims in European Union Legislation. *Integrated Environmental Assessment and Management* 2:20-46.

- [86] Brock, T.M.C. 2013. Priorities to Improve the Ecological Risk Assessment and Management for Pesticides in Surface Water. *Integrated Environmental Assessment and Management* 9: 64-74.
- [87] Brock, T.M.C., Crum, S.J.H., Deneer, J.W., Heimbach, F., Roijackers, R.M.M., Sinkeldam, J.A. 2004. Comparing aquatic risk assessment methods for the photosynthesis-inhibiting herbicides metribuzin and metamitron. *Environmental Pollution* 130: 403-426.
- [88] Campbell, P.J., Arnold, D.J.S., Brock, T.C.M., Grandy, N.J., Heger, W., Heimbach, F., Maund, S.J., Strelake, M. 1999. Guidance document on higher-tier aquatic risk assessment for pesticides (HARAP). Brussels (BE): SETAC-Europe. 179 p.
- [89] Boxall, A.B.A., Brown, C.D., Barrett, K.L. 2002. Higher-tier laboratory methods for assessing the aquatic toxicity of pesticides. *Pest Management Science*. 58:637-648.
- [90] US-EPA. Framework for ecological risk assessment. Washington, DC: risk assessment forum. U.S. Environmental Agency, 1992. p. 161. EPA/630/R-92/001.
- [91] US EPA. Guidelines for Ecological Risk Assessment. United States Environmental Protection Agency, Washington. 1998, 188 pp.
- [92] Perrodin, Y., Boillot, C., Angerville, R., Donguy G., Emmanuel, E., Ecological risk assessment of urban and industrial systems: A review, *Science of the Total Environment* 409 (2011) 5162-5176.
- [93] Rivière J.L. Evaluation du risque écologique des sols pollués. Association RE.CO.R.D., 1998, 230p.
- [94] Perrodin Y, Grelier-Volatier L, Barna R, Gobbey A. Assessment of the ecocompatibility of waste disposal or waste use scenarios: towards the elaboration and implementation of a comprehensive methodology. *Waste Manag Ser* 2000, 1:504-12.
- [95] Emmanuel E, Perrodin Y, Keck G, Blanchard JM, Vermande P. Ecotoxicological risk assessment of hospital wastewater: a proposed framework for raw effluents discharging into urban sewer network. *J Hazard Mater* 2005, 117:1-11.
- [96] Feron VJ, Groten JP. Toxicological evaluation of chemical mixtures. *Food Chem Toxicol* 2002;40:825–39.
- [97] Boillot C, Perrodin Y. Joint-action ecotoxicity of binary mixtures of glutaraldehyde and surfactants used in hospital: use of TI model and isoblogram representation. *Ecotox Environ Safe* 2008, 71:252-9.
- [98] Lin Z, Du J, Yin K. Mechanism of concentration addition toxicity: they are different for nonpolar narcotic chemicals, polar narcotic chemicals and reactive chemicals. *Chemosphere* 2004, 54:1691–701.
- [99] Babut M., Perrodin Y., Bray M., Clément B., Delolme C., Devaux A., et al. Évaluation des risques écologiques causés par des matériaux de dragage: proposition d'une approche adaptée aux dépôts en gravière en eau. *Rev Sci Eau*, 15, 2002, pp. 615–639.
- [100] ADEME « Evaluation de l'écocompatibilité des scénarios de stockage et de valorisation des déchets. Guide d'usage. » Novembre 2002. Réf. 4445. 147 p.
- [101] Acceptabilité de matériaux alternatifs en technique routière – Evaluation environnementale Sétra, mars 2011, 32 p.
- [102] Acceptabilité environnementale de matériaux alternatifs en technique routière – Les laitiers sidérurgiques. Sétra, octobre 2012.
- [103] Acceptabilité environnementale de matériaux alternatifs en technique routière – Les mâchefers d'incinération de déchets non dangereux (MIDND). Sétra, octobre 2012.
- [104] Acceptabilité environnementale de matériaux alternatifs en technique routière – Les matériaux de déconstruction issus du BTP. Cerema, janvier 2016.
- [105] Note technique à l'intention des DREAL précisant la nature des ouvrages de travaux publics comparables aux ouvrages routiers pour l'examen de l'acceptabilité environnementale des matériaux alternatifs employés, DGPR, mars 2016.
- [106] Guide technique régional relatif à la méthodologie de gestion des sédiments de dragage portuaire (PREDIS, Nord Pas de Calais, 2006).
- [107] N. Schiopu, L. Tiruta-Barna, E. Jayr, J. Méhu, P. Moszkowicz, Modelling and simulation of concrete leaching under outdoor exposure conditions, *Science of The Total Environment*. 407 (2009) 1613–1630.

- [108]Y.-S. Wang, J.-G. Dai, L. Wang, D.C.W. Tsang, C.S. Poon, Influence of lead on stabilization/solidification by ordinary Portland cement and magnesium phosphate cement, *Chemosphere*. 190 (2018) 90–96.
- [109]I. González, M.A. Vázquez, A.J. Romero-Baena, C. Barba-Brioso, Stabilization of fly ash using cementing bacteria. Assessment of cementation and trace element mobilization, *Journal of Hazardous Materials*. 321 (2017) 316–325.
- [110]I. Navarro-Blasco, A. Duran, R. Sirera, J.M. Fernández, J.I. Alvarez, Solidification/stabilization of toxic metals in calcium aluminate cement matrices, *Journal of Hazardous Materials*. 260 (2013) 89-103.
- [111]J. Zhang, J. Liu, C. Li, Y. Jin, Y. Nie, J. Li, Comparison of the fixation effects of heavy metals by cement rotary kiln co-processing and cement based solidification/stabilization, *Journal of Hazardous Materials*. 165 (2009) 1179–1185.
- [112]J. Couvidat, M. Benzaazoua, V. Chatain, A. Bouamrane, H. Bouzahzah, Feasibility of the reuse of total and processed contaminated marine sediments as fine aggregates in cemented mortars, *Construction and Building Materials*. 112 (2016) 892-902.
- [113]European committee for standardization, NF EN 15863: Characterization of waste — Leaching behaviour test for basic characterization — Dynamic monolithic leaching test with periodic leachant renewal, under fixed conditions, (2015).
- [114]A. Drinčić, I. Nikolić, T. Zuliani, R. Milačić, J. Ščančar, Long-term environmental impacts of building composites containing waste materials: Evaluation of the leaching protocols, *Waste Management*. 59 (2017) 340–349.
- [115]Meteociel - Météo - observations météo en temps réel et prévisions météo pour la France. <http://www.meteociel.fr/> (accessed April 9, 2018).
- [116]Note d'information n° 04 « Acceptabilité de matériaux alternatifs en technique routière – Aide à la mise en oeuvre du niveau 3 de caractérisation environnementale – Volet n° 1 : les essais lysimétriques et plots expérimentaux ». Cerema, septembre 2015.
- [117]Garrabrants, A.C., Sanchez, F., Gervais, C., Moszkowicz, P., Kosson, D.S., The effect of storage in an inert atmosphere on the release of inorganic constituents during intermittent wetting of a cement-based material, *Journal of Hazardous Materials*, 2002, B91, p. 159-185.
- [118]Thiéry, M., Modélisation de la carbonatation atmosphérique des matériaux cimentaires. Prise en compte des effets cinétiques et des modifications microstructurales et hydriques. Thèse de doctorat. Paris : Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, 2005, 347p.
- [119]M.-O. Lupsea, Contribution à l'évaluation de l'impact environnemental des bâtiments : modélisation numérique des émissions dans l'eau des substances dangereuses, thèse de doctorat en Génie des procédés et de l'Environnement, Université de Toulouse, 2013.
- [120]European committee for standardization, CEN/TS 16637-1: TECHNICAL SPECIFICATION Construction products - Assessment of release of dangerous substances - Part 1: Guidance for the determination of leaching tests and additional testing steps, (2014).
- [121]van Brakel, J. and Heertjes, P. M. Analysis of diffusion in macroporous media in terms of a porosity, a tortuosity and a constrictivity factor. *International Journal of Heat and Mass Transfer*, 1974, 17, p. 1093-1103.
- [122]Cranck, J. *The Mathematics of Diffusion*, 2nd edition. Oxford: Clarendon Press, 1975, 414 p.
- [123]Adenot, F. Durabilité du béton : caractérisation et modélisation des processus physiques et chimiques de dégradation du ciment, Thèse de doctorat, Université d'Orléans, 1992.
- [124]Moudilou, E., 2000. Cinétiques et mécanismes de relargage des métaux lourds présents en traces dans les matrices cimentaires. Thèse de Doctorat de l'Université d'Orléans, 219 pp.,
- [125]C. Priez, P. Grégoire, N.E. Abriak, Valorisation des sédiments marins en techniques routières, *RGRA*. (2017) 56–62.
- [126]European committee for standardization, NF EN 14227-15: Hydraulic bound mixtures – Specifications – Part 15 : Hydraulically stabilized soils, (2016).
- [127]European committee for standardization, NF P98-128: Road foundations and roadbeds - Road roller-compacted concretes and high performances aggregates treated with hydraulic binders - Definition, composition and classification, (2014).

- [128] European committee for standardization, NF EN 13286-2: Unbound and hydraulically bound mixtures — Part 2: Test methods for laboratory reference density and water content — Proctor compaction, (2010).
- [129] European committee for standardization, NF EN 13286-47: Unbound and hydraulically bound mixtures — Part 47: Test method for the determination of California bearing ratio, immediate bearing index and linear swelling, (2012).
- [130] A. Anderson, Potentiel d'émission et de transfert de colloïdes et nanoparticules manufacturées issus de lixiviats de déchets solides et nanomatériaux, phdthesis, Université de Toulon, 2016. <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-01583986/document> (accessed January 28, 2018).
- [131] Chen Q, Tyrer M, Hills CD, Yang X, Carey P. Immobilisation of heavy metal in cement-based solidification/stabilisation: a review. *Waste Management* 2009; 29: 390-403.
- [132] Paria S, Yuet PK. Solidification–stabilization of organic and inorganic contaminants using portland cement: a literature review. *Environmental Reviews* 2006; 14: 217-255.
- [133] Malviya R, Chaudhary R. Factors affecting hazardous waste solidification/stabilization: A review. *Journal of Hazardous Materials* 2006; 137: 267-276.
- [134] Deschamps T, Benzaazoua M, Bussière B, Belem T, Mbonimpa M. Mécanismes de rétention des métaux lourds en phase solide: cas de la stabilisation des sols contaminés et des déchets industriels. *VertigO-la revue électronique en sciences de l'environnement* 2006.
- [135] Benard A. Le plomb et le chrome dans les ciments: spéciation et modélisation du transfert au cours de la lixiviation. 2003.
- [136] Halim CE, Short SA, Scott JA, Amal R, Low G. Modelling the leaching of Pb, Cd, As, and Cr from cementitious waste using PHREEQC. *Journal of hazardous materials* 2005; 125: 45-61.
- [137] Sanchez F. Etude de la lixiviation de milieux poreux contenant des espèces solubles: application au cas des déchets solidifiés par liants hydrauliques. 1996.
- [138] T.G. Aalbers, P.G.M. de Wilde, P.H.. Vermij, R.J. Saft, A.I.M. van de Beek, M.H. Broekman, P. Masereeuw, C. Kamphuis, P.M. en Dekker, E.A. Valentijn, Milieuhygiënische kwaliteit van primaire en secundaire bouwmaterialen in relatie tot hergebruik en bodemen oppervlaktewaterenbescherming, RIVM, Bilthoven, 1993.
- [139] A. Verschoor, J. Lijzen, H. van den Broek, R. Cleven, R. Comans, J. Dijkstra, P.H.. Vermij, Kritische emissiewaarden voor bouwstoffen Milieuhygiënische onderbouwing en consequenties voor bouwmaterialen, RIVM, Bilthoven, 2006.
- [140] P. Suer, O. Wik, M. Erlandsson, Reuse and recycle — Considering the soil below constructions, *Science of The Total Environment*. 485–486 (2014) 792–797.
- [141] Piou S., Bataillard P., Laboudigue A., Ferard J.F. and Masfarau J.F. (2009) - Changes of the geochemistry and ecotoxicity of a Zn and Cd contaminated dredged sediment over time in field conditions. *Environmental Research*, 109, 712-720.
- [142] Lions J., van der Lee J., Guérin V., Bataillard P. and Laboudigue A. (2007) - Zinc and cadmium mobility in a 5-year-old dredged sediment deposit: experiments and modelling. *Journal of Soils and Sediments*. 7(4) 207-221.
- [143] Panfili F., Manceau A., Sarret G., Spadini L., Kirpochtchivoca T., Bert V., Laboudigue A., Marcus M.A., Ahamdach N., Libert M. (2005) - The effect of phytostabilization on Zn speciation in a dredged contaminated sediment using scanning electron microscopy, X-ray fluorescence, EXAFS spectroscopy and principal component analysis. *Geochim. Cosmochim. Acta* 69, 2265-2284.
- [144] Kamali, S. Comportement et simulation des matériaux cimentaires en environnement agressif : lixiviation et température. Thèse de doctorat, Ecole Normale Supérieure de Cachan, 2003.
- [145] Neuville, N. Étude et modélisation de l'altération physico-chimique de matériaux de cimentation des puits pétroliers, Thèse de Doctorat Ecole des Mines de Paris 2008.
- [146] ECN (Energy research Center of the Netherlands), Van der Sloot H.A., Dijkstra J.J., Development of horizontally standardized leaching tests for construction materials : a material based or release based approach? Identical leaching mechanisms for different materials, ECN-C—04-060, June 2004.
- [147] S. Gartiser, I. Heisterkamp, U. Schoknecht, N. Bandow, N.M. Burkhardt, M. Ratte, O. Ilvonen, Recommendation for a test battery for the ecotoxicological evaluation of the environmental safety of construction products, *Chemosphere*. 171 (2017) 580-587.

- [148]S. Gartiser, I. Heisterkamp, U. Schoknecht, M. Burkhardt, M. Ratte, O. Ilvonen, F. Brauer, J. Brückmann, A. Dabrunz, P. Egeler, A.-M. Eisl, U. Feiler, I. Fritz, S. König, H. Lebertz, P. Pandard, G. Pötschke, D. Scheerbaum, F. Schreiber, P. Soldán, R. Weiß, R. Weltens, Results from a round robin test for the ecotoxicological evaluation of construction products using two leaching tests and an aquatic test battery, *Chemosphere*. 175 (2017) 138–146.
- [149]FD CEN/TR 17105 Octobre 2017 Produits de construction - Évaluation de l'émission de substances dangereuses - Recommandations relatives à l'utilisation des essais d'écotoxicité en vue de leur application aux produits de construction.

Annexes

Annexe 1. Draf du projet H2020 Sediressources



Proposal template (technical annex)

Innovation action

**Title of Proposal : SEDiment as RESOURce in a Circular Economy: novel processing routes
for their effective reuse in maritime works**

SEDIRESOURCE



Fig. 1 Overview of circular business model applied in SEDIRESOURCE

1. Excellence

1.0 Introduction

Sediments are dredged from harbours and waterways for maintenance of navigation and/or environmental remediation. Every year around 200 million m³ of sediments are dredged only in Europe. Significant amounts of them do not meet environmental criteria to be released in marine environment or do not have the right physical and chemical properties for reuse in various industrial sectors and in the building materials market it has a low value or is even avoided. Treatment of dredged material to create a higher value product is possible. However, in our current, not yet fully circular economy, the procedures are still too expensive to compete with primary resources obtained through other means, as it consumes too much energy and emits a lot of CO₂. In such context, new more cost effective technologies to adapt the physical properties of dredged material and improve their environmental quality may enhance opportunities.

1.1 Objective

The SEDIRESOURCE project aims at demonstrating through pilot and large scale investigations the economic and environmental feasibility of regional circular economy loops allowing the use of harbour dredged sediments as a resource. To achieve this global objective, SEDIRESOURCE will consider all actors of the value chain such as port authorities, industrials, researchers, as well as end-users to develop new technological approaches to design sediment-derived products and services (fig. 1).

Other specific objectives of the SEDIRESOURCE project are to:

1. Establishment of an innovative value chain capable of treating effectively a very significant amount of contaminated sediments from port dredging,
2. Development of pioneering processes sediment derived artificial aggregates production,
3. Design and assembling of pilot scale testing plants and monitoring tools to provide a common technical language to assess sediment-derived aggregates performance in maritime environment,
4. Set up and prove at practical scale the suitability of sediment-derived artificial aggregates in Stabiplate® technology,
5. Building of an extremely promising business plan to attract investors in other European countries where sediment management is problematic such as Baltic region,
6. Creation and development of a new market for artificial aggregates, thanks to the capability to demonstrate their potential use in Stabiplate® process for beach stabilization,
7. Overcoming of management, juridical, and societal bottlenecks for the reuse of dredged sediments as resource by strengthening the participation of environmental agencies, end users, and civil society.

1.2 Relation to the work programme

SEDIRESOURCE is an Innovation Action (IA) scoped in relation to the “Cross-cutting activities (Focus areas)” work programme and the H2020-IND-CE-2016-17 call. SEDIRESOURCE addresses the development of a value chain to create new products and markets as required under the Topic CIRC-01-2016-2017 “Systemic, eco-innovative approaches for the circular economy: large scale demonstration projects”. The project will be developed through a multidisciplinary consortium involving public port authorities, researchers, industrial and end users partners. An external and international advisory board including European stakeholders, end users and civil society organizations will contribute to the project in order to facilitate the market development and improve social acceptability of sediment-based products.

The project will meet the topic scope and will overcome the technological, environmental, economical, social and juridical challenges linked with the reuse of dredged materials as construction products. Moreover, the SEDIRESOURCE work will include sediment samples from various countries (Belgium,

Croatia, France, Italy, Lithuania, Sweden, and Tunisia), screening a relevant range of physical and chemical properties as well as regional issues.

Thus, the technological challenges will be to develop methodologies allowing treatment of all typology of sediments whatever their physical, chemical, environmental mechanical properties in order to get a robust protocol applicable to all marine sediments.

1.3 Concept and methodology

(a) Concept : The innovative SEDIRESOURCE concept includes the different tools proposed to validate the reuse of dredged sediments as artificial aggregates. The overall architecture of SEDIRESOURCE is depicted in Fig.1. The consortium will create novel approaches for aggregates formulation and innovative implementation experiments to ensure the performances of the products prior to large scale demonstration. The tested application is the reuse of dredged sediments as aggregates in maritime applications patented by ESPACE PUR, SME involved in the consortium. Sediment derived-aggregates will be used in Stabiplate® technology in maritime environment after should be hydraulically injected in geo-synthetic modules in order to fill them.

An advanced design methodology and equipment for testing at pilot scale including environmental, eco-toxicological and sustainability considerations will be developed by SEDIRESOURCE partners in collaboration with national environmental agencies and research institutes (ISPRA in Italy, CEREMA and IFREMER in France, and CORPI in Lithuania) in order to set regulatory guidelines. SEDIRESOURCE will use existing technologies and operational application corresponding to products/services with maturity between TRL5 to TRL7. The design methodology and innovative technology correspond to the products with maturity TRL5. SEDIRESOURCE will provide a solid knowledge and technology for the managers, industrials and end users.

The fast development of decision tools is strongly stimulated by the growing necessity to reduce experimental investigation costs and provide rapid solutions for port authorities and treatment platform managers. SEDIRESOURCE will develop two decision tools to facilitate products manufacturing from dredged sediments and their environmental acceptability. The first tool is developed mainly for the following tasks: (i) store, organize and managing efficiently the existing data, (ii) automate many studies and make numerical and data statistical analyses, and (iii) integrate the scientific results concerning the sediments reuse and/or their treatments and recycling techniques. These recycling scenarios take into account the main aspects of the recovery process, in particular mechanical, environmental and economic constraints. The second decision tool is to develop a simulator for environmental assessment of sediment based-products. In close collaboration with the partner research laboratories, this tool will also automate and test the theoretical results obtained, in particular the parameters governing the mobility of chemical pollutants, incoming from dredged sediments, in the final products.

(b) Methodology : The SEDIRESOURCE methodology is based on the bottom-up approach by considering the specifications, design, industrial manufacturing, and final testing at pilot and large scale. The SEDIRESOURCE research methodology highlighted by Fig.2 is based on strong interaction between industrials, researchers and regulatory agencies. The project is divided in 9 work packages (WPs), listed in Table 1 with the associated tasks to each of them. Connections between WPs are depicted in Fig. 2.

The SEDIRESOURCE consortium involves 16 partners (including 4 SMEs as partners and 2 others as associated partners for operational tasks during large scale demonstration applications) from 6 EU Member States and 1 Associated Country (Tunisia) with complementary expertise in multidisciplinary fields and provides an outstanding technology/infrastructure to reach the project objectives. The academic partners will contribute by sharing their strong expertise and detailed knowledge in the field of sediment treatment and reuse, environmental monitoring and software engineering facilitating the validation of experimental methodology of SEDIRESOURCE. Expertise in engineering by the academics contributes strongly to delivering basic knowledge with the required industrial and end users needs, whereas promoting the applied science and up-scaling is the special competence of the

associated industry towards innovative devices during the project development phases and testing processes.

Academia and industrial companies involved in the project will synthesize knowledge's in process development with an emphasis on pilot design and environmental monitoring aspects, which are relevant for the further growth of sediment derived products manufacturing, healthcare and security markets which requires the development of end of waste criteria. Also 1 Non-EU partner from Tunisia is involved in the proposal to promote the replication of SEDIRESOURCE business model concept abroad where similar value chains and international business relationships with EU industrials could be achieved during or after the project.

Table 1. Work packages

WP/task	Description
WP1	Coordination and Project Management
WP2	Preparatory actions
Task 2.1	Sediments sampling
Task 2.2	Sediments preparation for reuse
Task 2.3	Characterization (biological, chemical, physical, environmental, geotechnical analyses)
Task 2.4	State of the art on sediment reuse applications
Task 2.5	State of the art on monitoring tools for marine water quality
Task 2.6	Study of legal framework for marine sediment management
WP3	Laboratory activities
Task 3.1	Artificial aggregates manufacturing by solidification/stabilization
Task 3.2	Artificial aggregates manufacturing by granulation
Task 3.3	Artificial aggregates characteristics
WP4	Development of environmental criteria in the context of End-of-Waste
Task 4.1	European regulations
Task 4.2	Leaching Environmental Assessment Framework
Task 4.3	Decision tool software for environmental assessment
Task 4.4	End of Life
Task 4.5	Ecotoxicity assessment
WP5	Pilot scale demonstration
Task 5.1	Pilots conception
Task 5.2	Harmonized monitoring protocols
Task 5.3	Monitoring (12 months)
WP6	Large scale demonstration
Task 6.1	Plots conception
Task 6.2	Harmonized monitoring protocols
Task 6.3	Monitoring (12 months)
WP7	Business model implementation
Task 7.1	Design of treatment platform (CPEM located at Toulon, France)
Task 7.2	Master plan for sediment reuse
Task 7.3	Final business plan
WP8	Life Cycle Assessment
Task 8.1	Life Cycle Assessment
Task 8.2	Life Cycle Cost
WP9	Dissemination and Communication

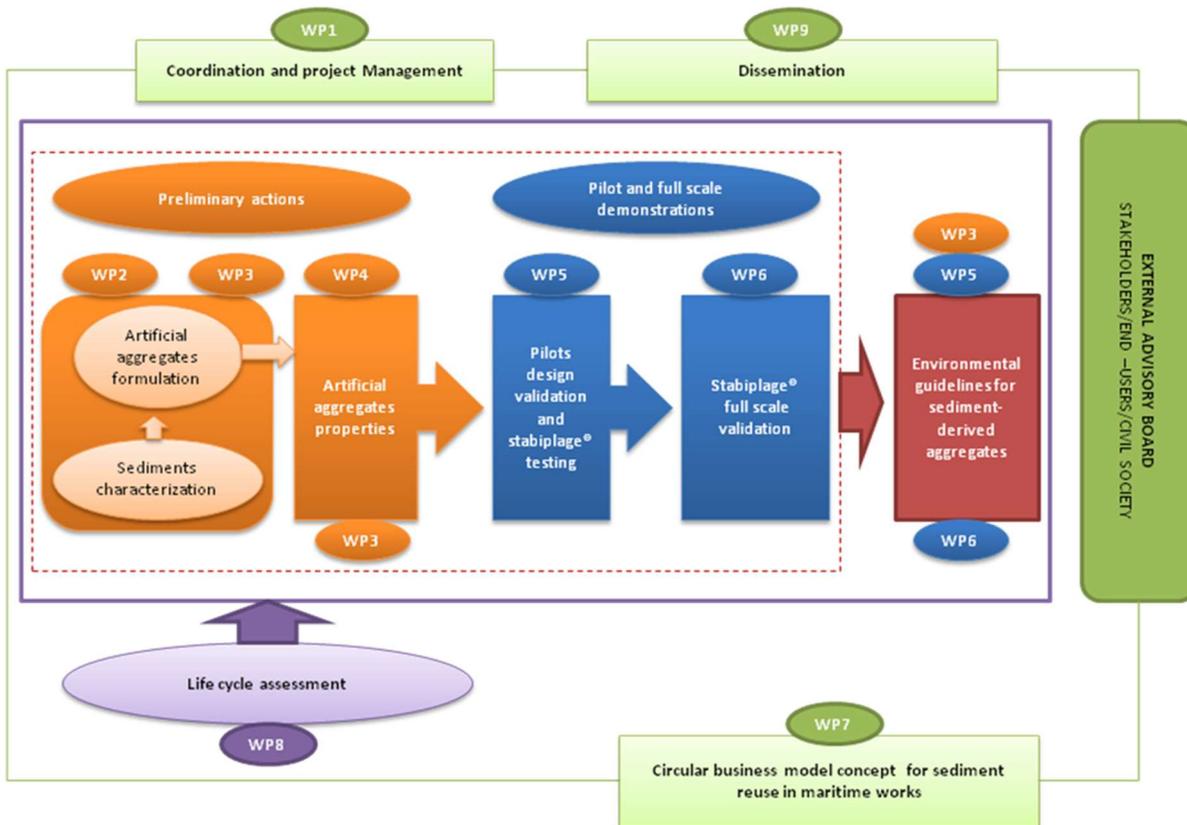


Fig. 2 SEDIRESOURCE research methodology and scope of work packages

WP 3) Laboratories activities: Granules are created when individual particles are built up to form a solidified composite with a rounded shape. The individual particles of granule are no longer identifiable at a macroscopic scale. The moisture content required for the formulation of granules has to be determined for each sediment sample, whereby normal granulation moisture levels are in the range of 5-50%. In addition, sufficient particle fineness is also required for the production of granules, with a fine fraction of at least 70% smaller than 100 µm. In SEDIRESOURCE, the sand fraction (> 63 µm) will be collected for reuse as describes in the business model and the fine particles (< 63 µm) will be treated by granulation process to produce artificial aggregates. The finest fraction of sediments generally contains most of pollutants so that the aggregate manufacturing will, besides to improve physical properties, play an important role on pollutants immobilization. Granulating mixers and disk pelletizers from EIRICH offer a wide spectrum of solutions for agglomerating, granulating and pelletizing. In addition to the production of dust-free agglomerates such as micro-granules ranging from 200 µm to 1000 µm, it is also possible to produce spherical granules in the 1-25 mm range in variable distribution ranges without any difficulty (Azrar et al. 2016) (fig.3)



Fig.3 EIRICH granulator and sediment-derived aggregates

Solidification/Stabilization treatment involves mixing a binding reagent into the contaminated media or waste. Although the terms solidification and stabilization sound similar, they describe different effects that the binding reagents create to immobilize hazardous constituents. Solidification refers to changes in the physical properties of a waste. The desired changes usually include an increase of the compressive strength, a decrease of permeability, and encapsulation of hazardous constituents. Stabilization refers to chemical changes of the hazardous constituents in a waste. The desired changes include converting the constituents into a less soluble, mobile, or toxic form. Solidification/Stabilization treatments involve mixing a binding reagent into the contaminated media or waste. Binding reagents commonly used include Portland cement, lime, limestone, fly ash, slag, gypsum and phosphate mixtures, and a number of proprietary reagents. Due to the great variation of waste constituents and media, a mix design should be conducted on each subject waste. Most mix designs are a blend of the inorganic binding reagents listed above. Binding reagents that are organic have also been tried. These include asphalt, thermoplastic, and urea-formaldehyde. Organic binding reagents are rarely used in commercial scale due to their high cost compared to inorganic binders. In SEDIRESOURCE, this process will be used to get solidified blocks from dredged sediments prior to crushing and sieving for artificial aggregates preparation (fig. 4).

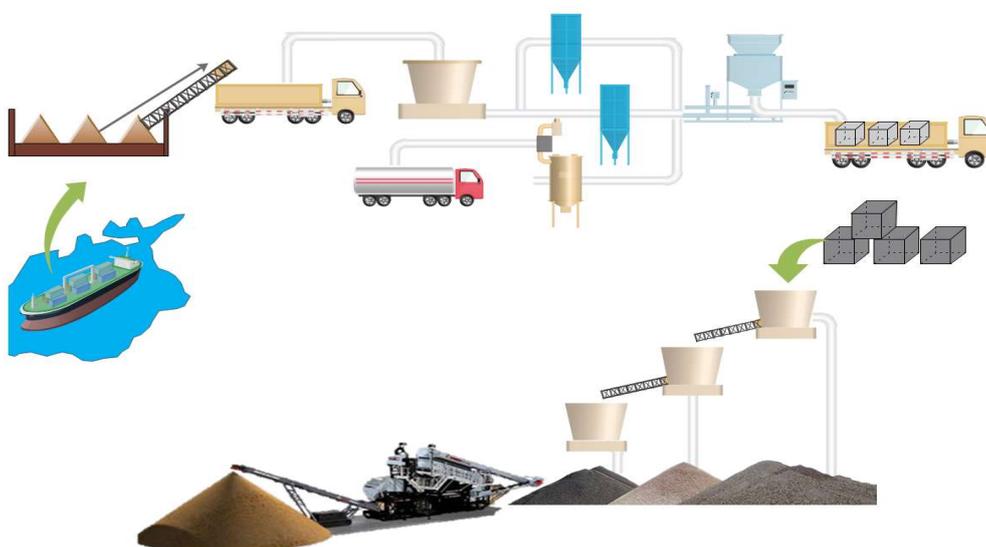


Fig.4 Operational approach for artificial aggregates preparation by the solidification/stabilization method

WP4) Environmental criteria in the context of End-of-Waste: In the process of evaluating environmental properties of raw materials, construction products, the recycling of construction debris and the use of alternative raw materials, different stages can be identified with different testing requirements (Fig. 5). For an initial proper understanding of material properties characterization leaching tests are needed. Once a base of knowledge is gained simpler testing will suffice to ensure compliance is achieved with previously determined characterization information.

The Construction Products Regulation (EU) No 305/2011 (CPR) includes the possibility to require test results to ensure that construction works are designed in such a way that they will not be a threat to the environment throughout their life cycle. Among other issues the release of dangerous substances into ground water, marine waters, surface waters or soil is taken into account in Annex 1 of the CPR, describing basic requirements for construction works. Currently, the European Committee for Standardization (CEN) within the Technical Committee 351 (CEN/TC 351) elaborates several standards for the assessment of the release of dangerous substances. Among these standards the CEN/TS 16637 describe the selection and performance of different leaching tests. Currently, a technical CEN guidance on the use of ecotoxicity test applied to construction products is being

developed under CEN/TC. In SEDIRESOURCE European guidelines will be used to check ecotoxicity of sediment-derived aggregates.

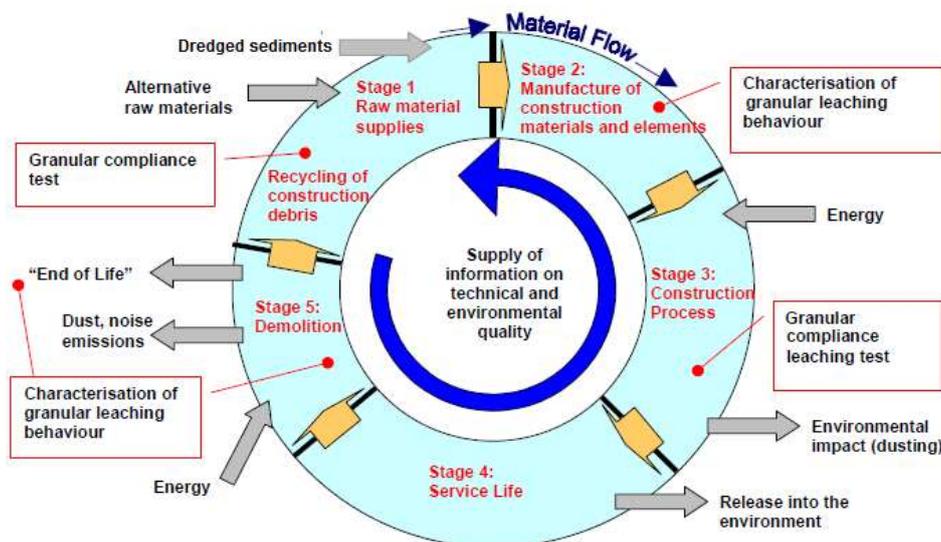


Fig. 5 Life cycle stages of alternative materials in construction with characterization and compliance leaching tests allocated to the different stages.

WP 5) Pilots scale testing: Pilot investigations aim at defining common technical and environmental guidelines for dredged sediment reuse in marine environment, especially in Stabiplate® applications. Experiments will be conducted in three countries Croatia, France and Italy using the same pilot systems and monitoring programme over 12 months (continuous in-situ measurements, discrete water sampling and passive sampling for metals and organic pollutants analyses, bio-accumulation/assay experiments and/or biomarkers measurements on mussels) using Stabiplate® filling with sediment-derived artificial aggregates (Fig. 6). Environmental regulations agencies will contribute to this work package by designing pilot systems able to give relevant scientific data for defining unified regulatory guidelines for EU countries.

WP 6) Full scale demonstration of Stabiplate® technology: Finding an affordable source with sufficient quantities of high-quality beach fill is challenging. Grain size, color, composition, and texture of the material should match the native sand as closely as possible to ensure proper project performance. If one source is depleted over time, coastal engineers find another affordable borrow source. In SEDIRESOURCE, manufactured artificial aggregates from dredged sediments will be used in Stabiplate technology patented by ESPACE PUR, a French enterprise (Fig. 7). This technology differs from the traditional heavy techniques (concrete structures, rock fill, etc.) and is based on the use of structures that are “tailor made” for a project and installed depending on the physical characteristics of the site. The fundamental principle of the technology is therefore based on the trapping, accumulation and holding of aggregates, while at the same time favouring the integration of the structures into the landscape.

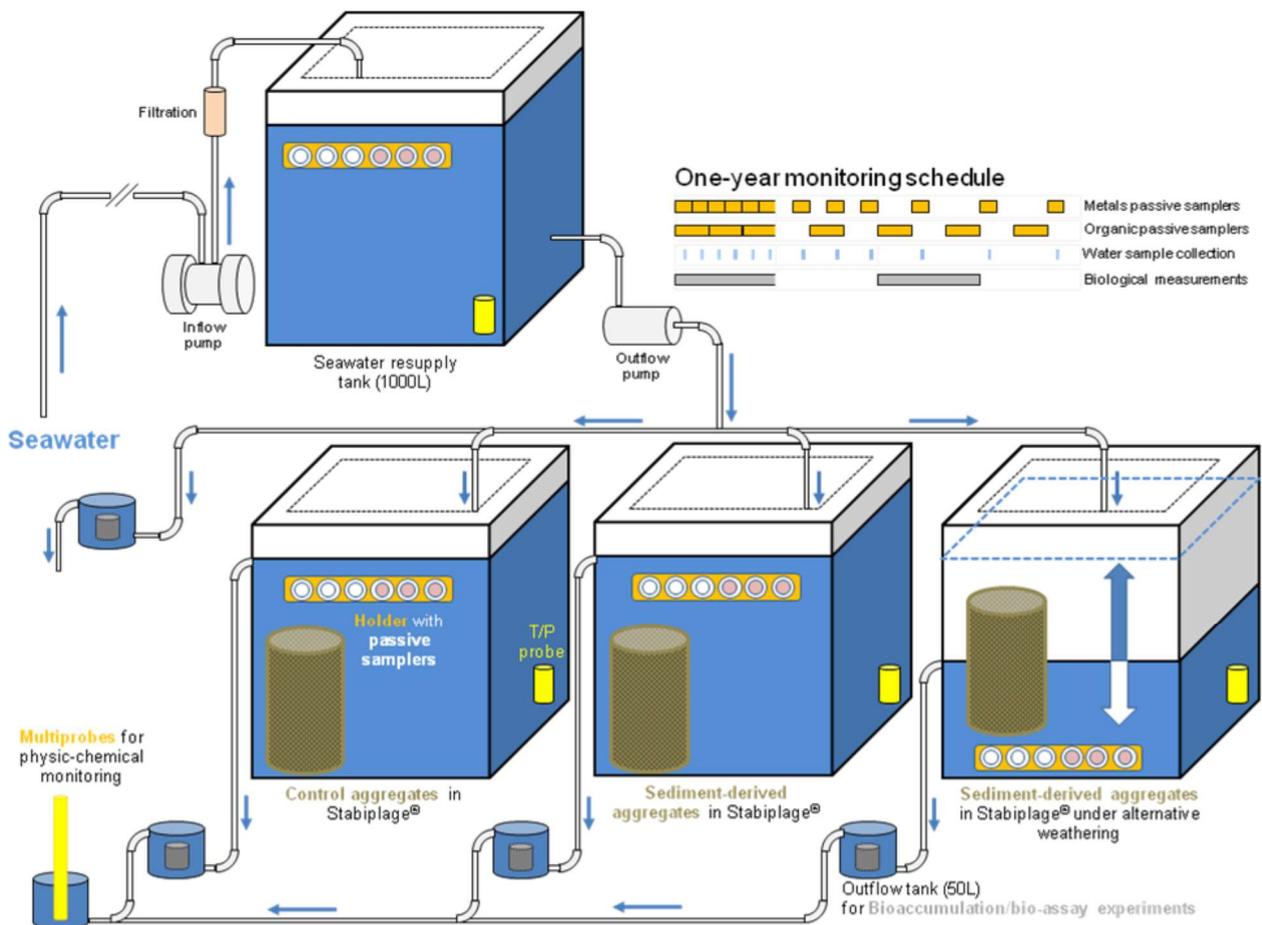


Fig.6 Pilots design and monitoring conditions

Stabiplate® is a multilayered structure designed from geocomposite materials (at least 2 layers: a permeable filter covered with a shell that is resistant to abrasion, UV rays, alkalines, micro-organisms, etc.). It forms a closed but permeable envelope, which, once injected with sediment, constitutes a monolithic body with an elliptical cross section, thereby reducing reflective phenomena. Stabiplate® can be used in groynes or longitudinally to raise the foot of the dune. In SEDIRESOURCE, three tons of artificial aggregates and/or dredged sand will be used in Stabiplate® systems to stabilize a beach on the French coast. The system will be monitored during 12 months in order to follow the environmental and technical performances of Stabiplate® tubes and ensure its stability.



Fig. 7 Stabiplage® applications in maritime environment

WP 7) Circular business model for the Production Centre of Ecomaterials (located at Toulon, France) : SEDIRESOURCE is an innovative value chain model that allows reusing dredged sediments as artificial aggregates in various applications in the field of maritime works. The business plan describe here is focused on the case of the French Production Centre of Eco-materials (called CPEM and managed by ENVISAN) located at the bay of Toulon (France) (see fig 1, more details on www.envisan.com). The site, which can process up to 160,000 m³ of material per year, is licensed and equipped to execute several different types of treatment for both soils and sediments, such as lagooning, mechanical dewatering, pre-treatment by granulometric separation, biological treatments and physico-chemical treatments. Huge quantities of dredged sediment from French Mediterranean ports represent a major environmental and economic challenge, since disposal of this material would not only be extremely costly, but to a certain extent even difficult to achieve due to the sheer scale of the initiative (the sediments would quickly fill up most landfill capacity in the region).

The value chain model consists in a sequence of processes: (i) sediments are received in a large lagooning basin; (ii) the material is initially treated with granulometric separation technologies that allow clean sand of different sizes to be polished from pollutants, eventually desalinated, and accumulated for sale; (iii) Fine sediment fraction (< 63 µm) is prepared through technological approaches developed in the project to produce artificial aggregates. The sediments are transforming by granulation or solidification/stabilization processes into inert artificial aggregates with some mechanical potential to be used into the building and construction industry.

Assuming that sand fraction represents around 40% of the whole sediment (Mamindy-Pajany et al. 2010) with density value reaching 1,300 kg/m³, around 83,200 tons per year of clean (salted) gross sand, perfectly suitable for Stabiplage® applications and/or direct beach nourishment in marine environment can be obtained. Clean fine sand that can be used as above or, if desalinated, sold into the building and road construction market (which can pay more than 10 euros/tons).

Assuming that all sediments are non-hazardous and capable to be used in aggregates formulation processes; around 124,800 tons of artificial aggregates can be produced on the platform which may be priced around 20 euros/tons. In the end the SEDIRESOURCE results to be, on the input side, an effective treatment plant capable of absorbing a really vast amount of dredged materials, on the output side both a powerful player in the building and construction raw materials industries, a provider of (much wanted) clean sand for beach replenishment and a producer of artificial aggregates targeting maritime works. Each of these markets has its own dynamics and behaviors, but in all cases good commercial capabilities and the advantages of relatively cheap transportation opportunities (important

sea-ways originate from the platform where aggregates manufacturing will be situated) makes a very wide market available for opportunities to be caught, estimated at 3.3 million each year. In order to produce these outputs the platform requires around 5 employments, a good amount of reagents such as chemical reagents and hydraulic binders, fuels, services and electric energy. Subcontractors will be needed to check products technical and environmental compliance requirements income from the SEDIRESOURCE project output (around 1 million euros per year).

Taking into account an initial investment of 7 million for artificial aggregates manufacturing, this business model concept could achieve substantial revenue after only 3 years. In perspective, though, a few further development guidelines have been identified to tackle the biggest risk and threat initiative, i.e. the size of the plant and regulations aspects that is variable in countries. The value chain model can still be realized in case the actual displacement of the plant is redesigned in order to manage aggregates production in EU countries having less regulation constraints in the field of sediment management, this parameter may affect the product utilization and end users behaviors.

Master plan actions during the project: (i) evaluate economic advantage of the use of these recovered sediments. This depends on the distance from the plant (i.e. transport costs) and the presence of alternative sediment sources (e.g. a quarry) near the destination site (if so, despite a foreseen minor cost of decontaminated sediment, the minor cost of transports could advantage the use of “conventional” sediments); (ii) Definition of the catchment area for every type of sediment. Analysis will be carried out also with GIS software through the decision tool developed by the OVALE enterprise; (iii) In case the aggregates manufacturing plant will be developed (so, if feasible), the master plan will include also an international, national and regional market analysis in order to research other potential markets for artificial aggregates produced; (iv) The master plan will identify new sources of sediments for the treatment plant. Information will be obtained through regional planning instruments. For each “new” source of sediment, a detailed bibliographical research will be performed, in order to define granulometric characteristics, contamination level and typology and mineralogical characteristics, in order to evaluate further treatment costs needed. This analysis will represent the basis for the elaboration of the final business plan. In case of lack of information, appropriate sediment characterization activities will be carried out, according to available funding.

WP8) LCA and LCC: Dredged sediments can be utilized as construction materials in different types of applications. Such management may have economic and environmental benefits due to the replacement of conventional construction materials and the reduction of disposal need. In order to assess the environmental and economic performance for different management alternatives, Life Cycle Assessment (LCA) and Life Cycle Cost (LCC) can be used. An LCA include environmental impacts from the studied system, from raw material acquisition, use and final disposal. The LCA results will identify differences between studied systems and critical aspects for the environmental performance. The LCC methods quantify the cost of an investment during its lifecycle. The method can be used to support decisions on economic viable investment options. LCC includes all costs caused by an investment, also costs for other actors than the investor.

1.4 Ambition

SEDIRESOURCE focuses on new kinds of eco-designed products from dredged sediment. The consortium will have to face some risks on scientific, technological as well as multidisciplinary aspects. To tackle them, the consortium members will combine their solid skills, in civil engineering, environmental assessment study and material science. One of the strengths of the project is based on the strong collaborative background (Table 2) developed by consortium members. Thus, the success of the project will be supported by a rigorous management plan with efficient communication tools.

Table 2. Collaborative background

EU-Programmes for European Territorial Cooperation	Project acronym	Objectives and link with SEDIRESOURCE
Franco- British partnership with the support of the EU programme INTERREG IVA France (Channel) England	SETARMS	Application of Solidification/Stabilization processes to marine dredged sediments
Interreg 2 Seas is a European Territorial Cooperation Programme covering England, France, the Netherlands and Belgium (Flanders).	PRISMA	New treatments for dredged sediments and a decision tool for sediment reuse
	USAR	Application of Solidification/Stabilization processes to dredged sediments
Interreg France-Wallonie-Vlaanderen is a European Territorial Cooperation Programme covering France, Flanders and Belgium.	VALSE	Beneficial reuse of dredged sediments in the building sector (concrete industry)
Interreg France-Italy is a European Territorial Cooperation Programme covering France and Italy regions.	SEDRIPORT	Guidelines for harbour silting up and impact of sediment dredging onto coastal ecosystems
	SEDITERRA	Guidelines for treatment of dredged sediments for future reuse
Baltic Sea Region Programme	SMOCS	Large scale solidification/stabilization application in marine environment

2. Impact

2.1 Expected impacts

a) Strengthen the competitiveness of European industry:

Industrial Leadership: The production of innovative materials is a multi-billion Euro worldwide industry in which Europe plays a leading role. The EU economically strategic sectors such as building industry and aggregates manufacturing continually require the development of challenging waste-based materials with outstanding technical and environmental properties. The SEDIRESOURCE multidisciplinary consortium will develop innovative technological approaches and provide suitable sediment-derived aggregates for maritime environment what will link knowledge's generated by industry, manufacturers and research.

Accelerating sustainable construction Market in Europe: The EU-27 construction industry generated a total production of 1305 billion € and employed 13.2 million persons. This represents 10% of GDP and 7.3% of the total employment¹. These figures relate to the new construction and renovation of buildings and civil engineering on-site, e.g. they do not cover the manufacturing industry and the downstream services related to construction. About one third of the GDP is attributable to construction materials and building products. According to FIEC, 26 million workers in the EU depend, directly or indirectly, on the construction sector. Direct employment in the construction materials and building product industry is about 2.5 million jobs. SEDIRESOURCE technologies will open new markets and new business opportunities (anticipating industry needs), which will be relevant for the innovation capacity of this sector and associated SMEs, to provide new secondary raw material-based products. Actually, dredged sediments have a high potential to strongly expand the area of low cost aggregates for different applications in port infrastructures particular for inshore building.

b) Cross-cutting KET pilot activities: The SEDIRESOURCE application is also aligned with other main goals of the H2020 programme (e.g. Secure Societies, Advanced Manufacturing and Processing, resource efficiency and raw materials, Health). The multidisciplinary expertise of the SEDIRESOURCE partnership will foster cross-cutting research and innovation, contributing strongly in delivering basic know-how with the required industrial needs and industrial scale-up processing.

The SEDIRESOURCE technology will have impacts on the environment in general and economic sectors. But furthermore PAPERTEC will provide new market solutions in the field of maritime works by being able to produce suitable sediment derived aggregates for long term beach stabilization through Stabiplate® applications, acting as a complementary resource to the existing sand streams, with the advantage of being available in large quantities in coastal regions.

c) Environmental and other socially important impacts: Using dredged material as a resource is important, one could almost say urgent, because use, rather than disposal, has broad societal, environmental and financial benefits. It contributes to global sustainability. Worldwide millions of cubic metres of material are dredged annually from ports, harbours, waterways in order to optimise navigation, remediation and flood management. Disposal and placement of this dredged sediments is often one of the greatest challenges facing dredging projects. When these materials are treated as a waste their destination on land or at sea often becomes controversial. Over the last 15 years, however, research and experience have demonstrated that dredged material is not inevitably a waste, but can in many cases have added value. The focus has now shifted to finding uses for dredged material and coordinating the supply of dredged sediment with a concurrent demand as implemented in SEDIRESOURCE.

2.2 Expected Impacts in the Topic “Systemic, eco-innovative approaches for the circular economy: large-scale demonstration projects”

SEDIRESOURCE will implement a circular economic business model for marine sediment reuse based on performance/functionality enhancement; it is expected contribute in the medium term to: (i) Creating markets for new products/services by accompanying end-users in their choice for more sustainable consumption patterns; (ii) development of new approaches for designing sediment based products/services that collectively consider end-users, brand owners, as well as entrepreneurs, and researchers; (iii) reducing supply chain length by developing low cost technologies for sediment-based products manufacturing on regional treatment platforms, thus increasing resource efficiency and reducing adverse impacts on the environment, including on climate change; (iv) facilitating the inclusion of materials criteria in designing products to ensure its recyclability after service life by selecting relevant binders and mineral additives, thus contributing to an increase in resource and energy efficiency, and reduced environmental impacts, in the whole life cycle of products; (v) creating new business opportunities for industry and SMEs in the EU by innovative technological solutions and applications (Stabiplate® applications in marine environment), contributing to the exploitation of EU innovative solutions, and improving the competitiveness of European enterprises in the global market for eco-innovative solutions; (vi) demonstrating the economic, social, and environmental sustainability of technological approaches and business model concept define in this proposal, including the assessment of possible positive and negative side-effects and risks, such as those associated with harmful substances potentially present in dredged materials.

References:

Y. Mamindy-Pajany, G. Libralato, M. Roméo, C. Hurel, C. Losso, V. Ghirardini, et al. Ecotoxicological evaluation of Mediterranean dredged sediment ports based on elutriates with oyster embryotoxicity tests after composting process Water Research, 44 (2010), pp. 1986–1994.

Hassane AZRAR, Rachid ZENTAR and Nor-Edine ABRIAK, the Effect of Granulation Time of the Pan Granulation on the Characteristics of the Aggregates Containing Dunkirk Sediments Procedia Engineering Volume 143, 2016, Pages 10–17.

Annexe 2. Principes des bio-essais utilisés pour l'évaluation de la qualité des sédiments de dragage

*Toxicité aiguë sur le copépode marin *Acartia tonsa**

Ce test est défini par la norme ISO/DIS 14669 (1996). Il détermine, en conditions semi-statiques, les effets toxiques d'un échantillon de substance chimique, d'effluent ou d'eau sur une espèce de copépode d'eaux marines froides et d'eaux saumâtres. Les critères d'effet biologiques incluent la survie et le développement des animaux aux premiers stades de leur vie. L'exposition commence avec les œufs et se poursuit jusqu'à l'émergence des stades juvéniles. Ce test est réalisé sur les phases liquides (extraits aqueux de sédiment et d'eau interstitielle).

La toxicité aiguë est déterminée par le taux de mortalité des copépodes adultes enregistrée au bout de 24h et 48h après exposition aux milieux à tester constitués d'eau de mer ou de substances à différentes concentrations. La concentration provoquant en 48h, la mort de 50 % des copépodes exposés dans les conditions de l'essai est déterminée (CL50 - 48h).

*Test de toxicité des sédiments sur l'amphipode *Corophium sp.**

Ce test est défini par la norme ASTM (E 724-94) (1993). Ce test est réalisé directement sur les sédiments. La toxicité est déterminée par le taux de mortalité des amphipodes adultes (*C. volutator* ou *C. arenarium*) en contact des sédiments pendant 10 jours à différentes concentrations. La concentration qui entraîne la mort de 50 % des amphipodes (CL50) est déterminée avec un sédiment contenant des concentrations croissantes.

*Test de toxicité sur le développement embryonnaire des bivalves *Mytilus edulis* (moule) et *Crassostrea gigas* (huître)*

Ce test est défini par la norme ISO 17244 (2015). Il porte sur le développement embryonnaire d'œufs fécondés de bivalves, au stade de larve "D" qui correspond au début de l'évolution larvaire. La toxicité des sédiments est alors évaluée par le pourcentage d'anomalies du développement embryonnaire, voire un blocage dans leur développement, pour des expositions à des concentrations en sédiment comprises entre 0 et 10 g/l.

L'effet sur les larves de mollusques est évalué en recherchant la concentration en produit potentiellement toxique à laquelle on observe 50 % d'anomalies (CE50). Les LOEC (concentration la plus faible ayant montré un effet) et NOEC (concentration n'entraînant pas d'effet) peuvent également être calculées. Ce test peut être réalisé sur sédiments, extraits aqueux ou eau interstitielle. Cet essai convient pour des gammes de salinité allant de 20 à 40 pour les moules et de 25 à 35 pour les huîtres. Il est préconisé pour la grande sensibilité des invertébrés marins aux toxiques en phase de développement embryonnaire et pour sa capacité à discriminer différents niveaux de contamination des sédiments.

*Test d'inhibition de la luminescence de bactéries marines (*Vibrio fischeri*) ou *Microtox**

Ce test est défini par la norme (NF EN ISO 11348-3, 2009). Il repose sur la détermination de l'inhibition de la luminescence émise par une bactérie marine *Vibrio fischeri*, provoquée par la mise en contact avec la phase liquide ou solide (dans le test *Microtox* phase solide) de l'échantillon (eau interstitielle, lixiviats). Cet essai permet de déterminer la concentration d'échantillon (en %) qui, après 5 mn, 15 mn et 30 mn, inhibe 50 % de la luminescence des bactéries. Cette concentration est désignée par CE 50-t, « t » représentant le temps de contact des bactéries avec l'échantillon.

Annexe 3. Liste des substances chimiques, des normes d'analyses et des limites de quantification associées au programme REPOM

Groupe de substances	Substance	code sandre paramètre	Méthodes d'analyse (liste non exhaustive)	code sandre méthode	Unité	Limite de quantification préconisée
Caractérisation du sédiment	Fraction < 2 mm	6264	Granulométrie laser (NF ISO 13320-1)	565	%	
			Tamissage voie humide	630	%	
	Fraction < 63 µm dans la fraction < 2 mm	3047	Granulométrie laser (NF ISO 13320-1)	565	%	
			Tamissage voie humide	630	%	
	Fraction < 2 µm dans la fraction < 2 mm	3050	Granulométrie laser (NF ISO 13320-1)	565	%	
			Tamissage voie humide	630	%	
	Aluminium total sur la fraction < 2 mm	1370	ICP OES (NF EN ISO 11885)	306	mg.kg-1	
	Carbone organique total sur la fraction < 2 mm	1841	Voie humide (NF ISO 14235)	593	g.kg-1	
			NF ISO 10 694 (X31-409)		g.kg-1	
	Densité du matériau dragué	3398	Pesée simple sans préparation		sans unité	
Éléments traces métalliques	Arsenic	1369	ICP OES (NF EN ISO 11885)	306	mg.kg-1	<0,2 mg/kg
			NF ISO 15586	425		
	Cadmium	1388	Spectrométrie d'absorption atomique (NF EN ISO 11969)	338	mg.kg-1	<0,1 mg/kg
			NF ISO 20280	338		
	Chrome	1389	Absorption atomique flamme (8) (NF EN ISO 5961)	339	mg.kg-1	<0,2 mg/kg
			NF EN ISO 11885	306		
	Cuivre	1392	NF EN ISO 15586	425	mg.kg-1	<0,2 mg/kg
			NF EN ISO 1233	425		
	Etain	1380	ICP OES (NF EN ISO 11885)	306	mg.kg-1	<0,2 mg/kg
			NF EN ISO 15586	425		
Mercure	1387	FDT 90-119	425	mg.kg-1	<0,01 mg/kg	
		Absorption atomique sans flamme (four graphite) – NF ISO 15586 nf iso 17294	422			
Méthyl-mercure	6408	Spectrométrie de fluorescence atomique (NF EN ISO 11885)	306	mg.kg-1	<1 µg/kg	
		Spectrométrie de fluorescence atomique (NF EN ISO 12338)	321			
Nickel	1386	Spectrométrie de fluorescence atomique (NF EN ISO 1483- T 90-113-1)	319	mg.kg-1	<0,2 mg/kg	
		Spectrométrie de fluorescence atomique (NF EN ISO 16772)	603			
Plomb	1382	Spectrométrie de fluorescence atomique (NF EN ISO 17852)	682	mg.kg-1	<1,3 mg/kg	
		NF EN 13506	682			
Zinc	1383	Spectrométrie de fluorescence atomique (NF EN ISO 11885)	306	mg.kg-1	<0,2 mg/kg	
		Spectrométrie de fluorescence atomique (NF EN ISO 12338)	321			
		Spectrométrie de fluorescence atomique (NF EN ISO 1483- T 90-113-1)	319	mg.kg-1	<0,2 mg/kg	
		Spectrométrie de fluorescence atomique (NF EN ISO 16772)	603			
		Spectrométrie de fluorescence atomique (NF EN ISO 17852)	682	mg.kg-1	<0,2 mg/kg	
		FDT 90-112	306			
		FDT 90-119	306	mg.kg-1	<0,2 mg/kg	
		ICP OES (NF EN ISO 11885)	306			
		ICP OES (NF EN ISO 11885)	306	mg.kg-1	<0,2 mg/kg	
		FDT 90-112	306			

Groupe de substances	Substance	code sandre paramètre	Méthodes d'analyse (liste non exhaustive)	code sandre méthode	Unité	Limite de quantification préconisée
HAP*	HAP totaux	6136	Chromatographie gaz (XP X 33-012)	450	µg.kg-1	sans objet
	Anthracene	1458				< 10 µg.kg-1
	Benzo(a)anthracène	1082				
	Benzo(a)pyrene	1115				
	Benzo(b)fluoranthene	1116				
	Benzo(g,h,i)perylene	1118				
	Benzo(k)fluoranthene	1117				
	Chrysène	1476				
	Fluoranthene	1191				
	Indeno(1,2,3-cd)pyrène	1204				
	Naphthalene	1517				
	Phénantrène	1524				
	Acénaphène	1453				
	Acénaphthylène	1622				
	Fluorène	1623				
	Di-benzo (a,h)anthracène	1621				
Pyrène	1537					
organostanniques**	Tributylétain (TBT)	2879	Chromatographie gaz (NF T 90-250) NF ISO 23161	631 785	µgSn.kg-1	< 5 µg Sn.kg-1
	DBT	7074	NF ISO 23161	785	µgSn.kg-1	< 2 µg Sn.kg-1
	MBT	2542	Chromatographie gaz (NF T 90-250)	631	µgSn.kg-1	
	Triphénylétain-cation	6372	Chromatographie gaz (NF T 90-250) NF ISO 23161	631 785	µgSn.kg-1	< 5 µg Sn.kg-1

* pour les HAP totaux, il s'agit de la somme des 16 HAP listés à l'arrêté du 8 février 2013, complémentaire à 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

**pour les organostanniques, il faut travailler en µgSn/kg et non en µgTBT/kg.

Groupe de substances	Substance	code sandre paramètre	Méthodes d'analyse (liste non exhaustive)	code sandre méthode	Unité	Limite de quantification préconisée
Organochlorés et apparentés	PCB totaux	7431	Chromatographie gaz (XP X 33-012)	450	µg.kg-1	sans objet
	CB28 (PCB)	1239				< 1 µg.kg-1
	CB52 (PCB)	1241				< 2 µg.kg-1
	CB101 (PCB)	1242				< 5 µg.kg-1
	CB118 (PCB)	1243				< 1 µg.kg-1
	CB138 (PCB)	1244				sans objet
	CB153 (PCB)	1245				< 5 µg.kg-1
	CB180 (PCB)	1246				< 1 µg.kg-1
	Alpha HCH	1200				sans objet
	Béta HCH	1201				< 5 µg.kg-1
	Gamma HCH	1203				< 1 µg.kg-1
	delta HCH	1202				sans objet
	Aldrine	1103				< 5 µg.kg-1
	Dieldrine	1173				< 1 µg.kg-1
	Endrine	1181				sans objet
	Isodrine	1207				< 5 µg.kg-1
	Hexachlorobenzene (HCB)	1199				< 1 µg.kg-1
	DDT total*	7146				sans objet
	4,4'-DDT	1148				< 5 µg.kg-1
	2,4'-DDT	1147				< 10 µg.kg-1
4,4'-DDE	1146					
4,4'-DDD	1144					
Alpha endosulfan	1178					
Beta endosulfan	1179					
Endosulfan sulfate	1742					
Endosulfan total	1743					
Organophosphorés et apparentés	Trifluraline	1289			µg.kg-1	< 10 µg.kg-1
Phénols et dérivés	Nonylphenol (4-nonylphenol)	1958	Chromatographie gaz - Spectrométrie de masse (LMRouen)	151	µg.kg-1	< 10 µg.kg-1
	Octylphenol (4-(1,1', 3,3'-tetramethylbutyl)-phenol))	1959	Chromatographie gaz - Spectrométrie de masse (LMRouen)	151		
	Pentachlorophenol	1235	Chromatographie gaz (XP X 33-012)	450		
			Dosage d'alkylphénols (ISO 18857)	429		
	Tétrabromobisphénol-A (TBBP-A)	7131				

*DDT total = 4,4'DDT+2,4'DDT+4,4'DDE+4,4'DDD

Groupe de substances	Substance	code sandre paramètre	Méthodes d'analyse	code sandre méthode	Unité	Limite de quantification préconisée
Composés bromés	BDE-28 (PBDE)	2920	Chromatographie gaz - spectrométrie de masse - ionisation chimique négative (ISO 12010:2012)	700	µg.kg-1	< 5 µg.kg-1
	BDE-47 (PBDE)	2919				
	BDE-99 (PBDE)	2916				
	BDE-100 (PBDE)	2915				
	BDE-153 (PBDE)	2912				
	BDE-154 (PBDE)	2911				
	BDE-183 (PBDE)	2910				
	BDE-197 (PBDE)	5990				
	BDE-206 (PBDE)	à codifier				
	BDE-207 (PBDE)	à codifier				
	BDE-209 (PBDE)	1815				
	Hexabromocyclododécane (HBCD)	7128			µg.kg-1	< 10 µg.kg-1
Alpha-HBCD	6651			< 3 µg.kg-1		
Beta-HBCD	6652					
	Gamma-HBCD	6653				
Phtalates	Di(2-ethylhexyl)phtalate (DEHP)	1461	Chromatographie gaz - Spectrométrie de masse (LMRouen)	151	µg.kg-1	< 100 µg.kg-1
Dioxines dibenzo-p-dioxines polychlorées (PCDD)	2,3,7,8-T4CDD	2562				< 0,001 µg.kg-1
	1,2,3,7,8-P5CDD	2569				
	1,2,3,4,7,8-H6CDD	2571				
	1,2,3,6,7,8-H6CDD	2572				
	1,2,3,7,8,9-H6CDD	2573				
	1,2,3,4,6,7,8-H7CDD	2575				
	1,2,3,4,6,7,8,9-O8CDD	2566				
Furanes dibenzofuranes polychlorées (PCDF)	2,3,7,8-T4CDF	2586	NF EN 1948-2 et 3HRGC/HRMS		µg.kg-1	< 1 µg.kg-1
	1,2,3,7,8-P5CDF	2588				
	2,3,4,7,8-P5CDF	2589				
	1,2,3,4,7,8-H6CDF	2591				
	1,2,3,6,7,8-H6CDF	2592				
	1,2,3,7,8,9-H6CDF	2594				
	2,3,4,6,7,8-H6CDF	2593				
	1,2,3,4,6,7,8-H7CDF	2596				
	1,2,3,4,7,8,9-H7CDF	2597				
	1,2,3,4,6,7,8,9-O8CDF	5248				

Annexe 4. Détails des calculs de la norme NF EN 15863 pour l'identification des mécanismes de relargage des substances dangereuses dans les produits de construction

Les assises routières

Chlorures									
µg/l fraction	Liant A 100j			Liant B 60j			Liant C 60j		
	moyenne	IC95	pH	moyenne	IC95	pH	moyenne	IC95	pH
1	73291	2247	11,2	86750	7750	11,2	83438	74	11,3
2	65148	2881	11,3	76173	5974	11,4	67687	1824	11,5
3	64300	4677	11,4	71063	2912	11,5	64576	1187	11,5
4	60845	1613	10,9	70953	9581	10,9	61094	441	10,9
5	101559	5395	11,0	123891	16091	11,1	100764	2775	11,1
6	82311	3989	11,2	82413	855	11,3	76665	3790	11,3
7	123796	4287	11,2	94828	18448	11,3	108418	9505	11,3
8	80231	5194	11,3	34403	13446	11,4	55107	4834	11,4
fraction	moyenne pH	11,2	écart moyenne pH	moyenne pH	11,2	écart moyenne pH	moyenne pH	11,3	écart moyenne pH
1			8,40E-05			3,45E-03			2,13E-04
2	écart type pH	0,18	1,94E-02	écart type pH	0,19	3,05E-02	écart type pH	0,20	3,20E-02
3			5,72E-02			4,75E-02			6,87E-02
4	moyenne pH 2-8	11,2	1,01E-01	moyenne pH 2-8	11,3	1,43E-01	moyenne pH 2-8	11,3	1,35E-01
5			3,27E-02			1,04E-02			2,29E-02
6	abs (pH1-pH2-8)	0,01	2,01E-04	abs (pH1-pH2-8)	0,07	1,56E-06	abs (pH1-pH2-8)	0,02	7,66E-05
7			2,42E-03			2,13E-04			3,21E-04
8			5,75E-03			1,72E-02			1,04E-02
fraction	valeur inf	moyenne	valeur sup	valeur inf	moyenne	valeur sup	valeur inf	moyenne	valeur sup
1	71044	73291	75538	79000	86750	94501	83364	83438	83512
2	62267	65148	68029	70199	76173	82147	65863	67687	69511
3	59622	64300	68977	68151	71063	73975	63389	64576	65763
4	59232	60845	62458	61372	70953	80533	60653	61094	61536
5	96163	101559	106954	107800	123891	139982	97988	100764	103539
6	78322	82311	86299	81557	82413	83268	72875	76665	80456
7	119508	123796	128083	76380	94828	113276	98914	108418	117923
8	75037	80231	85425	20957	34403	47849	50274	55107	59941
c1-8	valeur inf	moyenne	valeur sup	valeur inf	moyenne	valeur sup	valeur inf	moyenne	valeur sup
c1-8	77649	81435	85220	70677	80059	89441	74165	77219	80273
c2-8	78593	82598	86603	69488	79103	88719	72851	76330	79810
c2-7	79186	82993	86800	77577	86553	95530	76614	79867	83121
c8/c7	0,63	0,65	0,67	0,27	0,36	0,42	0,51	0,51	0,51
SE2	5,82E-02	5,76E-02	5,70E-02	1,30E-01	1,12E-01	9,92E-02	9,90E-02	9,15E-02	8,48E-02
SE3	4,32E-02	5,28E-02	6,23E-02	1,11E-01	7,62E-02	5,26E-02	7,97E-02	6,95E-02	6,06E-02
SE4	4,12E-02	3,54E-02	3,05E-02	6,06E-02	7,55E-02	8,88E-02	6,08E-02	4,84E-02	3,81E-02
SE5	1,52E-02	1,76E-02	1,99E-02	8,92E-02	1,16E-01	1,40E-01	3,53E-02	2,91E-02	2,39E-02
SE6	1,04E-02	9,84E-03	9,36E-03	1,57E-03	1,93E-02	4,81E-02	1,95E-02	1,72E-02	1,51E-02
SE7	4,53E-01	4,77E-01	4,99E-01	1,43E+00	1,18E+00	9,92E-01	7,94E-01	6,80E-01	5,83E-01
SE8	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
MSE	0,10	0,11	0,11	0,30	0,26	0,24	0,18	0,16	0,13
√MSE	0,32	0,33	0,34	0,55	0,51	0,49	0,43	0,39	0,37
Diffusion si √MSE < 0,4									
diffusion ?	diffusion établie	diffusion établie	diffusion établie	diffusion non établie	diffusion non établie	diffusion non établie	diffusion non établie	diffusion établie	diffusion établie
c3-4	59427	62572	65717	64762	71008	77254	62021	62835	63650
c1/c3-4	1,20	1,17	1,15	1,22	1,22	1,22	1,34	1,33	1,31
Lessivage avec diffusion si diffusion établie et C1/C3-4 > 1,8									
lessivage avec diffusion ?	pas de lessivage établi	pas de lessivage établi	pas de lessivage établi	pas de diffusion établie	pas de lessivage établi	pas de lessivage établi			
Appauvrissement avec diffusion si diffusion établie et c8/c7 < 0,9									
appauvrissement ?	appauvrissement établi	appauvrissement établi	appauvrissement établi	pas de diffusion établie	appauvrissement établi	appauvrissement établi			
écart à la moyenne 1	43632897	66320732	93740895	69270225	44771405	25597669	84630237	38681170	10493506
écart à la moyenne 2	236626394	265270305	295550295	228519	15104542	53215218	68920134	90851041	115806597
écart à la moyenne 3	324973910	293614651	263846167	6379558	80927229	239201294	116122445	159836125	210518336
écart à la moyenne 4	339209132	423950331	518130374	86582422	82929367	79355046	182575689	259997283	351067874
écart à la moyenne 5	342766293	404967830	472352689	1378130977	1921243676	2554372564	567550421	554360844	541326335
écart à la moyenne 6	452586	767164	1164270	118382443	5538697	38111882	1665067	306618	33457
écart à la moyenne 7	1752169783	1794427139	1837188006	32521764	218112838	568083480	612490491	973403730	1417544507
écart à la moyenne 8	6826574	1450228	41723	2472121427	2084493735	1729901103	570783317	488910970	413373576

écart type	19514,9	20158,0	20862,7	22813,4	23593,2	25709,5	16601,0	17910,7	19558,1
écart type/ moyenne	0,25	0,25	0,24	0,32	0,29	0,29	0,22	0,23	0,24
Dissolution si écart type du pH <0,25 et si écart type des concentrations / moyenne < 0,25									
dissolution ?	pas de dissolution établie	pas de dissolution établie	pas de dissolution établie	dissolution établie	pas de dissolution établie	pas de dissolution établie			
si ni la diffusion, ni la dissolution ne sont établis alors le mécanisme est non identifié									
non identifié ?	diffusion établie	diffusion établie	diffusion établie	mécanisme non identifié	mécanisme non identifié	mécanisme non identifié	dissolution établie	diffusion établie	diffusion établie
c2-4 c1/c2-4	60373,6 1,18	63430,7 1,16	66487,8 1,14	66574,2 1,19	72729,6 1,19	78885,0 1,20	63301,7 1,32	64452,6 1,29	65603,5 1,27
lessivage de surface établie pour un mécanisme non identifié si la valeur absolue de la différence entre le pH du premier éluat et de la moyenne de tous les suivants < 0,5 et c1/c2-4 > 1,8									
lessivage ?	mécanisme identifié	mécanisme identifié	mécanisme identifié	pas de lessivage de surface	pas de lessivage de surface	pas de lessivage de surface	mécanisme identifié	mécanisme identifié	mécanisme identifié
c6/c5	0,81	0,81	0,81	0,76	0,67	0,59	0,74	0,76	0,78
Appauvrissement établie pour un mécanisme non identifié si l'écart type du pH < 0,25, c8/c7 < 0,9 et c6/c5 < 0,9									
appauvrissement ?	mécanisme identifié	mécanisme identifié	mécanisme identifié	appauvrissement établi	appauvrissement établi	appauvrissement établi	mécanisme identifié	mécanisme identifié	mécanisme identifié

		Sulfates								
		Liant A 100j			Liant B 60j			Liant C 60j		
µg/l	fraction	moyenne	IC95	pH	moyenne	IC95	pH	moyenne	IC95	pH
	1	12342	428	11,2	8894	293	11,2	9987	908	11,3
	2	13055	1126	11,3	8739	1431	11,4	10526	108	11,5
	3	13238	886	11,4	7427	1498	11,5	9019	384	11,5
	4	12669	589	10,9	6755	1253	10,9	7162	145	10,9
	5	20909	1301	11,0	14025	3491	11,1	12362	1562	11,1
	6	20064	1475	11,2	11668	1812	11,3	10677	1216	11,3
	7	28415	2464	11,2	18499	1436	11,3	15066	952	11,3
	8	31704	4463	11,3	20773	741	11,4	18176	1154	11,4
	fraction	moyenne pH	11,2	écart moyenne pH	moyenne pH	11,2	écart moyenne pH	moyenne pH	11,3	écart moyenne pH
	1			8,40E-05			3,45E-03			2,13E-04
	2	écart type pH	0,18	1,94E-02	écart type pH	0,19	3,05E-02	écart type pH	0,20	3,20E-02
	3			5,72E-02			4,75E-02			6,87E-02
	4	moyenne pH 2-8	11,2	1,01E-01	moyenne pH 2-8	11,3	1,43E-01	moyenne pH 2-8	11,3	1,35E-01
	5			3,27E-02			1,04E-02			2,29E-02
	6	abs (pH1-pH2-8)	0,01	2,01E-04	abs (pH1-pH2-8)	0,07	1,56E-06	abs (pH1-pH2-8)	0,02	7,66E-05
	7			2,42E-03			2,13E-04			3,21E-04
	8			5,75E-03			1,72E-02			1,04E-02
	fraction	valeur inf	moyenne	valeur sup	valeur inf	moyenne	valeur sup	valeur inf	moyenne	valeur sup
	1	11914	12342	12770	8601	8894	9187	9079	9987	10895
	2	11929	13055	14181	7308	8739	10170	10418	10526	10634
	3	12352	13238	14125	5928	7427	8925	8634	9019	9403
	4	12080	12669	13258	5501	6755	8008	7017	7162	7307
	5	19607	20909	22210	10534	14025	17516	10799	12362	13924
	6	18589	20064	21538	9857	11668	13480	9461	10677	11893
	7	25951	28415	30878	17064	18499	19935	14114	15066	16018
	8	27240	31704	36167	20032	20773	21514	17023	18176	19330
	c1-8	valeur inf	moyenne	valeur sup	valeur inf	moyenne	valeur sup	valeur inf	moyenne	valeur sup
		17458	19049	20641	10603	12097	13592	10818	11622	12425
	c2-8	18250	20008	21765	10889	12555	14221	11067	11855	12644
	c2-7	16752	18058	19365	9365	11185	13006	10074	10802	11530
	c8/c7	1,05	1,12	1,17	1,17	1,12	1,08	1,21	1,21	1,21
	SE2	3,48E-02	3,44E-02	3,41E-02	4,17E-02	5,25E-02	6,16E-02	2,25E-01	1,77E-01	1,40E-01
	SE3	4,40E-02	3,79E-02	3,31E-02	5,99E-03	1,55E-02	2,58E-02	9,81E-02	8,63E-02	7,66E-02
	SE4	3,80E-02	2,76E-02	2,02E-02	1,46E-03	5,04E-03	9,23E-03	2,79E-02	1,88E-02	1,23E-02
	SE5	2,00E-02	1,26E-02	7,65E-03	1,18E-03	3,39E-02	8,92E-02	1,84E-03	1,20E-02	2,83E-02
	SE6	7,32E-03	4,87E-03	3,20E-03	7,73E-04	1,31E-05	2,22E-04	6,10E-03	1,05E-03	5,76E-05
	SE7	1,98E-01	2,00E-01	2,01E-01	9,00E-02	1,55E-01	2,16E-01	3,50E-01	3,55E-01	3,60E-01
	SE8	1,40E-01	7,98E-02	4,22E-02	7,50E-04	4,51E-02	1,25E-01	1,08E-01	1,11E-01	1,14E-01
	MSE	0,07	0,06	0,05	0,02	0,04	0,08	0,12	0,11	0,10
	√MSE	0,26	0,24	0,22	0,14	0,21	0,27	0,34	0,33	0,32
Diffusion si √MSE < 0,4										

diffusion ?	diffusion établie								
c3-4	12216	12954	13691	5715	7091	8466	7826	8090	8355
c1/c3-4	0,98	0,95	0,93	1,51	1,25	1,09	1,16	1,23	1,30
Lessivage avec diffusion si diffusion établie et C1/C3-4 > 1,8									
lessivage avec diffusion ?	pas de lessivage établi								
Appauvrissement avec diffusion si diffusion établie et c8/c7 < 0,9									
appauvrissement ?	pas d'appauvrissement d'établi								
écart à la moyenne 1	30735877	44991506	61954955	4006750	10261585	19404508	3025640	2673375	2342904
écart à la moyenne 2	30566912	35930883	41728239	10857533	11277759	11705964	160199	1200659	3208552
écart à la moyenne 3	26067321	33767382	42462492	21854270	21817034	21779831	4768928	6775501	9133517
écart à la moyenne 4	28918368	40706155	54504183	26026424	28545556	31181038	14448928	19890820	26200582
écart à la moyenne 5	4620440	3457353	2462611	4826	3714341	15397745	345	547532	2245454
écart à la moyenne 6	1279273	1028458	804984	557086	184102	12490	1842261	892860	283584
écart à la moyenne 7	72130273	87705020	104801028	41739567	40983417	40234179	10863860	11862198	12904414
écart à la moyenne 8	95695386	160131203	241062571	88895955	75260179	62759033	38495636	42961306	47671980
écart type	6020,9	7139,0	8289,9	4923,7	4899,5	5030,8	3033,3	3294,0	3605,4
écart type/moyenne	0,34	0,37	0,40	0,46	0,41	0,37	0,28	0,28	0,29
Dissolution si écart type du pH < 0,25 et si écart type des concentrations / moyenne < 0,25									
dissolution ?	pas de dissolution établie								
si ni la diffusion, ni la dissolution ne sont établis alors le mécanisme est non identifié									
non identifié ?	diffusion établie								
c2-4	12120,7	12987,7	13854,7	6245,9	7640,1	9034,4	8689,6	8902,2	9114,7
c1/c2-4	0,98	0,95	0,92	1,38	1,16	1,02	1,04	1,12	1,20
lessivage de surface établie pour un mécanisme non identifié si la valeur absolue de la différence entre le pH du premier éluat et de la moyenne de tous les suivants < 0,5 et c1/c2-4 > 1,8									
lessivage ?	mécanisme identifié								
c6/c5	0,95	0,96	0,97	0,94	0,83	0,77	0,88	0,86	0,85
Appauvrissement établie pour un mécanisme non identifié si l'écart type du pH < 0,25, c8/c7 < 0,9 et c6/c5 < 0,9									
appauvrissement ?	mécanisme identifié								

Bétons compactés routiers (BCR)

Baryum									
µg/l fraction	BCR 0/20 - 20% sédiment			BCR 0/12,5 - 20% sédiment			BCR 0/12,5 Témoin		
	moyenne	IC95	pH	moyenne	IC95	pH	moyenne	IC95	pH
1	30,6	3,3	11,3	28,4	14,1	11,2	18,5	3,1	11,0
2	39,5	11,8	11,3	51,4	6,9	11,4	38,7	2,5	11,2
3	52,0	3,0	11,2	49,0	3,1	11,2	36,9	2,6	11,0
4	55,4	4,7	11,4	71,1	17,5	11,5	49,1	4,2	11,2
5	83,5	4,8	11,6	95,6	29,6	11,7	67,8	13,5	11,5
6	78,1	4,3	11,3	97,2	13,6	11,5	64,8	4,2	11,1
7	122,2	6,1	11,9	126,2	7,0	12,0	88,2	7,3	11,7
8	162,6	8,2	11,1	167,9	9,3	11,2	117,4	9,7	11,0
fraction	moyenne	11,4	écart moyenne pH	moyenne	11,5	écart moyenne pH	moyenne	11,2	écart moyenne pH
	1			6,20E-03				5,66E-02	
2	écart type	0,27	1,04E-02	écart type	0,28	4,60E-02	écart type	0,26	8,51E-04
3			3,32E-02			1,46E-04			4,10E-02
4	moyenne	11,4	1,03E-03	moyenne	11,5	7,59E-02	moyenne	11,2	1,28E-03
5	pH 2-8		4,75E-02	pH 2-8		1,50E-03	pH 2-8		8,08E-02
6			3,45E-03			2,52E-01			2,03E-02
7	abs (pH1- pH2-8)	0,09	3,00E-01	abs (pH1- pH2-8)	0,27	9,28E-02	abs (pH1- pH2-8)	0,24	2,54E-01
8			9,74E-02						2,98E-02
fraction	valeur inf	moyenne	valeur sup	valeur inf	moyenne	valeur sup	valeur inf	moyenne	valeur sup
1	27	31	34	14	28	42	15	18	22
2	28	39	51	45	51	58	36	39	41
3	49	52	55	46	49	52	34	37	39
4	51	55	60	54	71	89	45	49	53
5	79	84	88	66	96	125	54	68	81
6	74	78	82	84	97	111	61	65	69
7	116	122	128	119	126	133	81	88	96
8	154	163	171	159	168	177	108	117	127
c1-8	valeur inf	moyenne	valeur sup	valeur inf	moyenne	valeur sup	valeur inf	moyenne	valeur sup
c2-8	72	78	84	73	86	98	54	60	66
c2-7	79	85	91	82	94	106	60	66	72
c8/c7	66	72	78	69	82	95	52	58	63
SE2	1,33	1,33	1,33	1,33	1,33	1,33	1,33	1,33	1,33
SE3	1,32E-02	1,47E-06	9,47E-03	6,25E-03	6,40E-03	6,52E-03	1,92E-02	1,41E-02	1,05E-02
SE4	2,45E-02	2,15E-02	1,90E-02	8,97E-03	2,86E-03	4,77E-04	1,11E-02	8,17E-03	6,09E-03
SE5	3,14E-02	3,47E-02	3,76E-02	3,58E-02	8,33E-02	1,33E-01	7,98E-02	7,57E-02	7,24E-02
SE6	4,71E-03	2,75E-03	1,47E-03	1,54E-02	7,00E-03	5,91E-02	6,60E-04	8,56E-03	3,61E-02
SE7	2,49E-05	1,32E-04	6,62E-04	8,20E-03	1,00E-02	1,16E-02	6,55E-03	2,23E-03	3,79E-04
SE8	1,52E-01	1,80E-01	2,06E-01	1,65E-01	2,76E-01	3,79E-01	2,65E-01	2,84E-01	3,00E-01
MSE	9,40E-03	2,63E-03	1,38E-04	5,75E-03	6,72E-03	4,12E-02	4,66E-03	8,54E-03	1,26E-02
√MSE	0,03	0,03	0,04	0,04	0,06	0,09	0,06	0,06	0,06
	0,18	0,19	0,20	0,19	0,24	0,30	0,24	0,24	0,25
Diffusion si √MSE < 0,4									
diffusion ?	diffusion établie								
c3-4	50	54	58	50	60	70	40	43	46
c1/c3-4	0,55	0,57	0,59	0,29	0,47	0,60	0,39	0,43	0,47
Lessivage avec diffusion si diffusion établie et C1/C3-4 > 1,8									
lessivage avec diffusion ?	pas de lessivage établi								
Appauvrissement avec diffusion si diffusion établie et c8/c7 < 0,9									
appauvrissement ?	pas d'appauvrissement d'établi								
écart à la moyenne 1	2012	2242	2483	3469	3304	3142	1512	1738	1979
écart à la moyenne 2	1985	1483	1055	820	1183	1613	325	459	617
écart à la moyenne 3	537	676	829	748	1361	2156	401	544	707
écart à la moyenne 4	465	512	561	386	219	99	89	123	163
écart à la moyenne 5	43	31	20	52	96	716	0	58	233
écart à la moyenne 6	2	0	2	107	128	152	41	22	8
écart à la moyenne 7	1926	1958	1990	2118	1631	1208	710	788	869
écart à la moyenne 8	6758	7156	7565	7288	6732	6197	2846	3270	3723

écart type	41,4	41,9	42,6	43,3	42,8	43,7	27,2	29,6	32,2
écart type/ moyenne	0,57	0,54	0,51	0,59	0,50	0,44	0,50	0,49	0,49
Dissolution si écart type du pH <0,25 et si écart type des concentrations / moyenne < 0,25									
dissolution ?	pas de dissolution établie								
si ni la diffusion, ni la dissolution ne sont établis alors le mécanisme est non identifié									
non identifié ?	diffusion établie								
c2-4	42,5	48,9	55,4	48,0	57,2	66,3	38,4	41,6	44,7
c1/c2-4	0,64	0,63	0,61	0,30	0,50	0,64	0,40	0,44	0,48
lessivage de surface établie pour un mécanisme non identifié si la valeur absolue de la différence entre le pH du premier éluat et de la moyenne de tous les suivants < 0,5 et c1/c2-4 > 1,8									
lessivage ?	mécanisme identifié								
c6/c5	0,94	0,94	0,93	1,27	1,02	0,88	1,12	0,96	0,85
Appauvrissement établie pour un mécanisme non identifié si l'écart type du pH < 0,25, c8/c7 < 0,9 et c6/c5 < 0,9									
appauvrissement ?	mécanisme identifié								

		Chlorures								
		BCR 0/20-20% sédiment			BCR 0/12,5 - 20% sédiment			BCR 0/12,5 Témoin		
µg/l	fraction	moyenne	IC95	pH	moyenne	IC95	pH	moyenne	IC95	pH
	1	22340	3078	11,3	28882	7685	11,2	2139	106	11,0
	2	14611	1661	11,3	18785	2509	11,4	1721	147	11,2
	3	14339	1811	11,2	15564	714	11,2	1505	102	11,0
	4	13532	1208	11,4	16266	1198	11,5	1614	193	11,2
	5	23690	1206	11,6	25583	1079	11,7	2560	403	11,5
	6	19243	783	11,3	21143	1168	11,5	2288	81	11,1
	7	31485	1953	11,9	30497	2020	12,0	3946	256	11,7
	8	21118	1179	11,1	19947	2007	11,2	2976	187	11,0

fraction	moyenne pH	11,4	écart moyenne pH	moyenne pH	11,5	écart moyenne pH	moyenne pH	11,2	écart moyenne pH
1			6,20E-03			5,66E-02			4,24E-02
2	écart type pH	0,27	1,04E-02	écart type pH	0,28	5,08E-03	écart type pH	0,26	8,51E-04
3			3,32E-02			4,60E-02			4,10E-02
4	moyenne pH 2-8	11,4	1,03E-03	moyenne pH 2-8	11,5	1,46E-04	moyenne pH 2-8	11,2	1,28E-03
5			4,75E-02			7,59E-02			8,08E-02
6			3,45E-03			1,50E-03			2,03E-02
7	abs (pH1-pH2-8)	0,09	3,00E-01	abs (pH1-pH2-8)	0,27	2,52E-01	abs (pH1-pH2-8)	0,24	2,54E-01
8			9,74E-02			9,28E-02			2,98E-02

fraction	valeur inf	moyenne	valeur sup	valeur inf	moyenne	valeur sup	valeur inf	moyenne	valeur sup
1	19262	22340	25418	21198	28882	36567	2033	2139	2244
2	12950	14611	16272	16276	18785	21294	1574	1721	1869
3	12528	14339	16150	14850	15564	16279	1402	1505	1607
4	12324	13532	14740	15068	16266	17465	1421	1614	1808
5	22484	23690	24895	24503	25583	26662	2158	2560	2963
6	18460	19243	20026	19975	21143	22311	2207	2288	2369
7	29532	31485	33438	28478	30497	32517	3690	3946	4202
8	19939	21118	22297	17940	19947	21955	2790	2976	3163

	valeur inf	moyenne	valeur sup	valeur inf	moyenne	valeur sup	valeur inf	moyenne	valeur sup
c1-8	18435	20045	21655	19786	22084	24381	2159	2344	2528
c2-8	18317	19717	21117	19584	21112	22640	2177	2373	2569
c2-7	18046	19483	20920	19858	21306	22755	2075	2272	2470
c8/c7	0,68	0,67	0,67	0,63	0,65	0,68	0,76	0,75	0,75
SE2	2,98E-02	4,20E-02	5,42E-02	7,54E-02	1,13E-01	1,53E-01	4,55E-02	4,51E-02	4,48E-02
SE3	2,23E-02	3,65E-02	5,15E-02	4,11E-02	3,44E-02	2,90E-02	1,71E-02	1,37E-02	1,12E-02
SE4	1,90E-02	2,24E-02	2,55E-02	4,57E-02	4,77E-02	4,95E-02	1,95E-02	2,73E-02	3,49E-02
SE5	2,40E-02	1,56E-02	9,80E-03	2,04E-02	1,20E-02	6,52E-03	2,63E-03	1,28E-03	1,18E-02
SE6	4,63E-03	1,07E-02	1,79E-02	7,24E-03	9,73E-03	1,22E-02	7,62E-04	7,09E-03	1,74E-02
SE7	2,98E-01	3,20E-01	3,41E-01	5,59E-01	5,63E-01	5,67E-01	1,63E-01	1,98E-01	2,31E-01
SE8	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
MSE	0,07	0,07	0,08	0,12	0,13	0,14	0,04	0,05	0,06
√MSE	0,26	0,27	0,29	0,35	0,36	0,37	0,20	0,22	0,24

Diffusion si √MSE <0,4									
diffusion ?	diffusion établie								
c3-4	12426	13936	15445	14959	15915	16872	1412	1559	1707
c1/c3-4	1,55	1,60	1,65	1,42	1,81	2,17	1,44	1,37	1,31

Lessivage avec diffusion si diffusion établie et C1/C3-4 >1,8									
lessivage avec diffusion ?	pas de lessivage établi	lessivage précédant la diffusion établi	lessivage précédant la diffusion établi	pas de lessivage établi	pas de lessivage établi	pas de lessivage établi			

Appauvrissement avec diffusion si diffusion établie et c8/c7 < 0,9									
appauvrissement ?	appauvrissement établi								
écart à la moyenne 1	684049	5268058	14163010	1992668	46222718	148494679	15891	41955	80429
écart à la moyenne 2	30088176	29525911	28968948	12318734	10880130	9530822	342804	387377	434673
écart à la moyenne 3	34890812	32552825	30295911	24366824	42503500	65653186	573075	703858	848072
écart à la moyenne 4	37339946	42417107	47817797	22260538	33841803	47839829	545422	532213	519166
écart à la moyenne 5	16394327	13285235	10502736	22253507	12243438	5201878	3	46961	189234
écart à la moyenne 6	653	642469	2652464	35927	883859	4284153	2259	3109	25298
écart à la moyenne 7	123146755	130877223	138842999	75545025	70792521	66194402	2343736	2567592	2801657
écart à la moyenne 8	2261974	1152170	413188	3407719	4563083	5886806	397207	399935	402672
écart type	5531,8	5653,8	5848,7	4502,5	5267,0	6643,5	726,3	765,1	814,0
écart type/moyenne	0,30	0,28	0,27	0,23	0,24	0,27	0,34	0,33	0,32
Dissolution si écart type du pH < 0,25 et si écart type des concentrations / moyenne < 0,25									
dissolution ?	pas de dissolution établie								
si ni la diffusion, ni la dissolution ne sont établis alors le mécanisme est non identifié									
non identifié ?	diffusion établie								
c2-4	12600,6	14160,7	15720,8	15397,9	16871,8	18345,7	1465,6	1613,4	1761,2
c1/c2-4	1,53	1,58	1,62	1,38	1,71	1,99	1,39	1,33	1,27
lessivage de surface établie pour un mécanisme non identifié si la valeur absolue de la différence entre le pH du premier éluat et de la moyenne de tous les suivants < 0,5 et c1/c2-4 > 1,8									
lessivage ?	mécanisme identifié								
c6/c5	0,82	0,81	0,80	0,82	0,83	0,84	1,02	0,89	0,80
Appauvrissement établie pour un mécanisme non identifié si l'écart type du pH < 0,25, c8/c7 < 0,9 et c6/c5 < 0,9									
appauvrissement ?	mécanisme identifié								

Sulfates									
µg/l fraction	BCR 0/20 - 20% sédiment			BCR 0/12,5 - 20% sédiment			BCR 0/12,5 Témoin		
	moyenne	IC95	pH	moyenne	IC95	pH	moyenne	IC95	pH
1	6723	270	11,3	6232	1879	11,2	3502	105	11,0
2	3646	1658	11,3	5412	996	11,4	2508	124	11,2
3	5220	200	11,2	2747	822	11,2	1773	789	11,0
4	3848	158	11,4	4930	920	11,5	1849	276	11,2
5	5483	659	11,6	5576	2864	11,7	2456	602	11,5
6	4668	283	11,3	5642	1544	11,5	2194	687	11,1
7	6279	551	11,9	6233	1022	12,0	2762	117	11,7
8	5994	768	11,1	6108	794	11,2	2676	32	11,0
fraction	moyenne pH		écart moyenne pH	moyenne pH		écart moyenne pH	moyenne pH		écart moyenne pH
	11,4	11,4		11,5	11,5		11,2	11,2	
1			6,20E-03			5,66E-02			4,24E-02
2	écart type pH		1,04E-02	écart type pH		5,08E-03	écart type pH		8,51E-04
3	0,27		3,32E-02	0,28		4,60E-02	0,26		4,10E-02
4			1,03E-03			1,46E-04			1,28E-03
5	moyenne pH 2-8		4,75E-02	moyenne pH 2-8		7,59E-02	moyenne pH 2-8		8,08E-02
6	11,4		3,45E-03	11,5		1,50E-03	11,2		2,03E-02
7	abs (pH1-pH2-8)		3,00E-01	abs (pH1-pH2-8)		2,52E-01	abs (pH1-pH2-8)		2,54E-01
8	0,09		9,74E-02	0,27		9,28E-02	0,24		2,98E-02
fraction	valeur inf	moyenne	valeur sup	valeur inf	moyenne	valeur sup	valeur inf	moyenne	valeur sup
	1	6453	6723	6993	4353	6232	8111	3397	3502
2	1988	3646	5303	4416	5412	6408	2384	2508	2632
3	5020	5220	5419	1926	2747	3569	985	1773	2562
4	3690	3848	4006	4011	4930	5850	1573	1849	2124
5	4824	5483	6141	2711	5576	8440	1854	2456	3057
6	4384	4668	4951	4098	5642	7186	1507	2194	2880
7	5728	6279	6830	5210	6233	7255	2645	2762	2878
8	5225	5994	6762	5315	6108	6902	2644	2676	2709

	valeur inf	moyenne	valeur sup	valeur inf	moyenne	valeur sup	valeur inf	moyenne	valeur sup
c1-8	4664	5233	5801	4005	5360	6715	2124	2465	2806
c2-8	4409	5020	5630	3955	5236	6516	1942	2317	2692
c2-7	4273	4857	5442	3729	5090	6451	1825	2257	2689
c8/c7	0,91	0,95	0,99	1,02	0,98	0,95	1,00	0,97	0,94
SE2	2,56E-04	6,73E-02	2,26E-01	4,22E-01	3,21E-01	2,67E-01	5,79E-01	3,79E-01	2,61E-01
SE3	4,51E-01	3,28E-01	2,46E-01	3,93E-04	3,34E-03	6,52E-03	1,61E-03	8,90E-02	2,35E-01
SE4	1,37E-01	8,98E-02	5,98E-02	2,99E-01	2,25E-01	1,86E-01	1,18E-01	1,10E-01	1,04E-01
SE5	2,60E-02	2,54E-02	2,49E-02	6,13E-02	1,74E-02	1,31E-01	4,80E-04	1,61E-02	4,11E-02
SE6	3,78E-03	9,45E-06	2,87E-03	1,06E-02	2,09E-02	2,89E-02	2,46E-02	1,93E-04	1,88E-02
SE7	3,22E-01	3,80E-01	4,28E-01	3,02E-01	4,58E-01	5,68E-01	2,55E-01	4,56E-01	6,36E-01
SE8	4,65E-01	4,53E-01	4,44E-01	2,74E-01	4,90E-01	6,52E-01	2,55E-01	5,07E-01	7,41E-01
MSE	0,20	0,19	0,20	0,20	0,22	0,26	0,18	0,22	0,29
√MSE	0,45	0,44	0,45	0,44	0,47	0,51	0,42	0,47	0,54
Diffusion si $\sqrt{MSE} < 0,4$									
diffusion ?	diffusion non établie	diffusion non établie	diffusion non établie	diffusion non établie	diffusion non établie	diffusion non établie	diffusion non établie	diffusion non établie	diffusion non établie
c3-4	4355	4534	4713	2968	3839	4710	1279	1811	2343
c1/c3-4	1,48	1,48	1,48	1,47	1,62	1,72	2,66	1,93	1,54
Lessivage avec diffusion si diffusion établie et C1/C3-4 > 1,8									
lessivage avec diffusion ?	pas de diffusion établie	pas de diffusion établie	pas de diffusion établie	pas de diffusion établie	pas de diffusion établie	pas de diffusion établie	pas de diffusion établie	pas de diffusion établie	pas de diffusion établie
Appauvrissement avec diffusion si diffusion établie et c8/c7 < 0,9									
appauvrissement ?	pas de diffusion établie	pas de diffusion établie	pas de diffusion établie	pas de diffusion établie	pas de diffusion établie	pas de diffusion établie	pas de diffusion établie	pas de diffusion établie	pas de diffusion établie
écart à la moyenne 1	3200231	2221590	1421057	121242	760682	1949217	1621087	1075888	642051
écart à la moyenne 2	7160512	2517405	247360	169248	2691	94652	67985	1879	30290
écart à la moyenne 3	126756	161	145488	4323988	6826528	9897975	1297251	478472	59763
écart à la moyenne 4	948755	1916656	3221401	31	184639	748176	303049	379805	465217
écart à la moyenne 5	25544	62583	115945	1673697	46471	2975129	72609	86	62981
écart à la moyenne 6	78356	318848	721500	8612	79451	221788	379962	73558	5473
écart à la moyenne 7	1132322	1095651	1059583	1453345	761729	291594	271621	87962	5183
écart à la moyenne 8	314717	579172	923657	1715088	559809	34892	270616	44641	9534
écart type	1274,1	1043,6	991,0	1087,7	1073,7	1423,6	731,8	517,5	400,1
écart type/moyenne	0,27	0,20	0,17	0,27	0,20	0,21	0,34	0,21	0,14
Dissolution si écart type du pH < 0,25 et si écart type des concentrations / moyenne < 0,25									
dissolution ?	pas de dissolution établie	pas de dissolution établie	pas de dissolution établie	pas de dissolution établie	pas de dissolution établie	pas de dissolution établie	pas de dissolution établie	pas de dissolution établie	pas de dissolution établie
si ni la diffusion, ni la dissolution ne sont établis alors le mécanisme est non identifié									
non identifié ?	mécanisme non identifié	mécanisme non identifié	mécanisme non identifié	mécanisme non identifié	mécanisme non identifié	mécanisme non identifié	mécanisme non identifié	mécanisme non identifié	mécanisme non identifié
c2-4	3566,3	4237,9	4909,5	3450,8	4363,2	5275,7	1647,3	2043,4	2439,5
c1/c2-4	1,81	1,59	1,42	1,26	1,43	1,54	2,06	1,71	1,48
lessivage de surface établie pour un mécanisme non identifié si la valeur absolue de la différence entre le pH du premier éluat et de la moyenne de tous les suivants < 0,5 et c1/c2-4 > 1,8									
lessivage ?	lessivage de surface	pas de lessivage de surface	pas de lessivage de surface	pas de lessivage de surface	pas de lessivage de surface	pas de lessivage de surface	lessivage de surface	pas de lessivage de surface	pas de lessivage de surface
c6/c5	0,91	0,85	0,81	1,51	1,01	0,85	0,81	0,89	0,94
Appauvrissement établi pour un mécanisme non identifié si l'écart type du pH < 0,25, c8/c7 < 0,9 et c6/c5 < 0,9									
appauvrissement ?	pH instable	pH instable	pH instable	pH instable	pH instable	pH instable	pH instable	pH instable	pH instable

Matériau routier de l'ouvrage du Freycinet 12 sur le Grand Port Maritime de Dunkerque

Carottes Route Freycinet 12 (3 ans)									
µg/l	Baryum			Chlorures			Sulfates		
fraction	moyenne	IC95	pH	moyenne	IC95	pH	moyenne	IC95	pH
1	10,2	4,9	8,3	40352	2562	8,3	39239	5504	8,3
2	12,5	5,2	8,0	49040	3725	8,0	39816	4120	8,0
3	12,1	4,6	10,0	38735	5334	10,0	34939	3155	10,0
4	11,3	4,8	10,3	29004	5154	10,3	28456	3755	10,3
5	15,8	5,8	10,2	37942	4829	10,2	44710	10127	10,2
6	12,9	5,2	10,3	23220	3899	10,3	33913	11307	10,3
7	16,1	5,4	10,6	25017	8243	10,6	35490	13288	10,6
8	15,5	6,3	11,0	12863	5120	11,0	20910	7975	11,0
fraction	moyenne pH	9,8	écart moyenne pH	moyenne pH	9,8	écart moyenne pH	moyenne pH	9,8	écart moyenne pH
1			2,35E+00			2,35E+00			2,35E+00
2	écart type pH	1,09	3,37E+00	écart type pH	1,09	3,37E+00	écart type pH	1,09	3,37E+00
3			1,36E-02			1,36E-02			1,36E-02
4			2,05E-01			2,05E-01			2,05E-01
5	moyenne pH 2-8	10,1	1,38E-01	moyenne pH 2-8	10,1	1,38E-01	moyenne pH 2-8	10,1	1,38E-01
6			2,60E-01			2,60E-01			2,60E-01
7	abs (pH1-pH2-8)	1,75	5,96E-01	abs (pH1-pH2-8)	1,75	5,96E-01	abs (pH1-pH2-8)	1,75	5,96E-01
8			1,32E+00			1,32E+00			1,32E+00
fraction	valeur inf	moyenne	valeur sup	valeur inf	moyenne	valeur sup	valeur inf	moyenne	valeur sup
1	5	10	15	37790	40352	42913	33736	39239	44743
2	7	12	18	45315	49040	52765	35696	39816	43936
3	8	12	17	33401	38735	44069	31784	34939	38094
4	6	11	16	23851	29004	34158	24701	28456	32210
5	10	16	22	33113	37942	42771	34583	44710	54837
6	8	13	18	19321	23220	27120	22606	33913	45221
7	11	16	21	16774	25017	33260	22203	35490	48778
8	9	16	22	7742	12863	17983	12934	20910	28885
fraction	valeur inf	moyenne	valeur sup	valeur inf	moyenne	valeur sup	valeur inf	moyenne	valeur sup
c1-8	8	13	19	27163	32022	36880	27280	34684	42088
c2-8	8	14	19	25645	30832	36018	26358	34033	41709
c2-7	8	13	19	28629	33826	39024	28596	36221	43846
c8/c7	0,86	0,97	1,02	0,46	0,51	0,54	0,58	0,59	0,59
SE2	1,16E-01	1,95E-01	2,10E-01	1,08E+00	8,19E-01	6,51E-01	4,95E-01	3,07E-01	2,09E-01
SE3	1,30E-01	1,70E-01	1,66E-01	3,86E-01	3,60E-01	3,41E-01	3,21E-01	1,76E-01	1,05E-01
SE4	5,61E-02	1,26E-01	1,43E-01	8,30E-02	9,76E-02	1,09E-01	1,02E-01	5,79E-02	3,60E-02
SE5	1,40E-02	4,80E-02	4,08E-02	4,31E-03	9,41E-04	2,53E-05	1,40E-02	2,06E-02	2,55E-02
SE6	2,74E-02	1,55E-05	2,32E-04	1,73E-01	1,64E-01	1,57E-01	9,03E-02	2,39E-02	3,56E-03
SE7	7,91E-01	4,87E-01	5,52E-01	2,55E+00	2,08E+00	1,77E+00	1,98E+00	1,45E+00	1,14E+00
SE8	0,00E+00	5,42E-01	5,18E-01	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
MSE	0,19	0,22	0,23	0,71	0,59	0,50	0,50	0,34	0,25
√MSE	0,43	0,47	0,48	0,84	0,77	0,71	0,71	0,58	0,50
Diffusion si √MSE < 0,4									
diffusion ?	diffusion non établie								
c3-4	7	12	16	28626	33869	39113	28243	31697	35152
c1/c3-4	0,76	0,87	0,92	1,32	1,19	1,10	1,19	1,24	1,27
Lessivage avec diffusion si diffusion établie et C1/C3-4 > 1,8									
lessivage avec diffusion ?	pas de diffusion établie								
Appauvrissement avec diffusion si diffusion établie et c8/c7 < 0,9									
appauvrissement ?	pas de diffusion établie								
écart à la moyenne 1	8	10	12	11293566	69393482	36402286	41670529	20750004	7049891
écart à la moyenne 2	0	1	1	32948812	28962508	25233138	70829653	26335933	3413899
écart à la moyenne 3	0	1	4	38905549	45064537	51675880	20282525	64830	15955057
écart à la moyenne 4	2	4	6	10973961	9104476	7409437	6651928	38792130	97565646
écart à la moyenne 5	4	6	9	35394898	35051580	34709936	53323773	10051400	16253755
écart à la moyenne 6	0	0	0	61504540	77463762	95261835	21850350	594202	9814092
écart à la moyenne 7	7	8	8	10794376	49064071	13101150	25783693	649906	44757424
écart à la moyenne 8	1	5	11	37717293	36706009	35708467	20580480	18973258	17431371
écart type	1,7	2,1	2,5	11588,4	10850,3	10295,5	7468,2	6868,7	8026,6

écart type/ moyenne	0,21	0,16	0,14	0,43	0,34	0,28	0,27	0,20	0,19
Dissolution si écart type du pH <0,25 et si écart type des concentrations / moyenne < 0,25									
dissolution ?	pas de dissolution établie								
si ni la diffusion, ni la dissolution ne sont établis alors le mécanisme est non identifié									
non identifié ?	mécanisme non identifié								
c2-4 c1/c2-4	7,1 0,74	12,0 0,85	16,8 0,90	34188,7 1,11	38926,2 1,04	43663,7 0,98	30727,2 1,10	34403,6 1,14	38079,9 1,17
lessivage de surface établie pour un mécanisme non identifié si la valeur absolue de la différence entre le pH du premier éluat et de la moyenne de tous les suivants < 0,5 et c1/c2-4 > 1,8									
lessivage ?	pas de pH stable								
c6/c5	0,77	0,81	0,84	0,58	0,61	0,63	0,65	0,76	0,82
Appauvrissement établie pour un mécanisme non identifié si l'écart type du pH < 0,25, c8/c7 < 0,9 et c6/c5 < 0,9									
appauvrissement ?	pH instable								

Annexe 5. Curriculum Vitae

Dr. Yannick MAMINDY-PAJANY

Centre de Recherche
764, Boulevard Lahure
59500 Douai
Tél : 03 27 71 23 14
Fax : 03 27 71 29 16
E-mail : yannick.mamindy@imt-lille-douai.fr

Enseignant-Chercheur
Institut Mines-Télécom Lille Douai
Département Génie Civil et Environnemental



Laboratoire
Génie Civil
et géoEnvironnement
Lille Nord de France

THÉMATIQUES DE RECHERCHE

- 1) Caractérisation environnementale des déchets et sous produits industriels en vue de leur valorisation (composition chimique, dangerosité, comportement à la lixiviation, écotoxicité).**
- 2) Evaluation environnementale des produits de construction élaborés à partir de matières premières secondaires (essais de lixiviation sur monolithes, essais de comportement à la lixiviation en planches expérimentales de laboratoire et sur des pilotes de terrain, étude de la fin de vie des matériaux, écotoxicité).**
- 3) Solidification/stabilisation des déchets minéraux pollués par les éléments traces métalliques et métalloïdes (formulation et évaluation des performances techniques et environnementales).**

COMPÉTENCES EXPERIMENTALES

Compétences en géochimie expérimentale

Essais de comportement à la lixiviation des déchets granulaires et monolithiques, essais de percolation en colonne, essais de vieillissement des matrices minérales, extractions chimiques spécifiques et séquentielles, essais de sorption des éléments traces en conditions statique (réacteur batch) et dynamique (en colonne de percolation).

Compétences en éco-toxicologie appliquée

Mise en oeuvre de bio-essais (Microtox phase liquide et solide ; essais de phytotoxicité ; embryo-toxicité sur larves d'huître; LuminoTox : bio-essais sur systèmes photosynthétiques)

Compétences en chimie analytique

Analyse des éléments majeurs, traces métalliques et métalloïdes (ICP-AES, ICP-MS, AA, CV-AFS), analyse des anions en chromatographie ionique (F^- , Cl^- , SO_4^{2-} , NO_3^- , PO_4^{3-}), analyses chimiques par spectrophotométrie UV (spéciation du fer, chrome hexavalent, etc).

CURSUS ACADEMIQUE

Octobre 2007- Novembre 2010 : Doctorat de Chimie, mention Très Honorable

Allocataire de recherche – Moniteur

Université de Nice Sophia Antipolis (UNS)

Laboratoire de Radiochimie, Sciences Analytiques et Environnement (LRSAE)

Laboratoire des ECOSystèmes Marins et côtiers Et Réponses aux Stress (ECOMERS)

Directeurs de thèse : Dr. M.Roméo (INSERM/ECOMERS) et Pr. N. Marmier (UNS)

Sujet de thèse: Traitement des sédiments portuaires méditerranéens : géochimie et écotoxicologie.

Mots clés : sédiments de dragages, polluants organiques, métaux, écotoxicité, phytotoxicité, adsorption, mobilité de l'arsenic, additifs minéraux, tests de lixiviation en réacteur fermé, test de percolation, ICP MS, ICP OES.

2006-2007 : MASTER 2 R, Hydrochimie, Sol et Environnement,

Université Paul Sabatier (UPS) - Institut National Polytechnique de Toulouse (INPT)

Geosciences Environnement Toulouse (GET) UMR CNRS-UPS-IRD

Laboratoire de Chimie Agro-Industrielle (LCAI) UMR1010 INRA/INPT-ENSIACET

Directeurs de recherche: Pr. Ph. Behra (INPT) et Dr. L. Maurice-Bourgoin (IRD)

Sujet du mémoire : Comportement de Hg et d'autres éléments associés lors de l'altération de schistes noirs (Andes Boliviennes).

Mots clés : schistes noirs, altération, mobilité Hg, expériences en batch et en colonne, DRX, MEB-EDS

2005-2006 : MASTER 1 Eaux, Sols et Environnement

Université Paul Sabatier de Toulouse

Geosciences Environnement Toulouse (GET) UMR CNRS-UPS-IRD

Directeur de recherche : Dr. Oleg Pokrovsky (CNRS)

Sujet du mémoire : Etude expérimentale de la dégradation d'une litière et de phytolithes de Méléze de Sibérie à 25 °C et en fonction du pH

Mots clés : charge de surface, solubilité du silicium, phytolithes, cinétique de dissolution, potentiel zêta

2004-2005 : LICENCE de chimie générale

Université Paris Sud XI Orsay

2002-2004 : DEUG Sciences de la vie et de la nature

Université de La Réunion

Depuis le 14/05/2013 – Enseignant-Chercheur au Département Génie Civil & Environnemental de l'Institut Mines Télécom Lille Douai

Dans le cadre de mes fonctions, j'exerce trois missions principales :

- 1) L'animation et la gestion du laboratoire de chimie en tant que responsable de laboratoire
- 2) La conduite et le management de projets en partenariats avec des industriels en tant que chercheur
- 3) La réalisation de cours pour les élèves-ingénieurs de l'option génie civil en tant qu'enseignant.

1) Responsable du laboratoire de chimie (depuis le 14/05/2013)

Tâches associées :

- Faire l'interface entre les demandeurs d'analyses ou d'essais et les techniciens et garantir la qualité des essais réalisés,
- Gérer le planning des analyses ou essais à réaliser et répartir ces derniers aux techniciens,
- Etre à l'initiative de la mise au point de nouvelles analyses ou de nouveaux essais,
- Valider les commandes de consommables proposées par les techniciens,
- S'assurer du maintien en état des appareils,
- Faire appliquer les règles d'hygiène et de sécurité,
- Faire appliquer la démarche d'assurance qualité et notamment le règlement de laboratoire.
- Réaliser une veille des normes d'analyses physico-chimiques

2) Chercheur en géochimie environnementale (depuis le 14/05/2013)

Tâches associées :

- Animer l'axe de recherche caractérisation environnementale dans le cadre de la chaire industrielle de recherche « ECOSSED » (économie circulaire des sédiments) lancée par l'école des Mines de Douai en 2014
- Gestion de projets de recherche (projets régionaux, nationaux ou européens)
- Encadrements de doctorants et post-doctorants
- Montage scientifique et financier de projets de recherche et développement,
- Organisation de colloques
- Rédaction d'articles et de guides méthodologiques
- Communications orales dans des congrès nationaux et internationaux

Projets de recherche :

1. Projet national SEDIMATERIAUX : Projet structurant portant sur le développement d'une méthodologie harmonisée pour la valorisation des sédiments de dragage dans le domaine du génie civil (depuis 2009).

Partenaires scientifiques et institutionnels:

Centre de Développement d'Eco-Entreprises

Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable et de l'Energie

DREAL Nord-Pas de Calais

Région Nord-Pas de Calais

Ecole Nationale Supérieure des Mines de Douai

2. Projet INTERREG SETARMS : Le projet avait pour objectif d'étudier la faisabilité de la réutilisation des sédiments de dragage de la Manche et de la Mer du Nord en technique routière (2010-2014).

Partenaires scientifiques : Université de Brighton, Université de Caen, Université d'Exeter, ESITC Caen, Laboratoire d'Analyses de Surveillance et d'Expertise de la Marine (LASEM)

Partenaires industriels et institutionnels: Association des Ports Locaux de Manche (APLM), Armines, Conseil Général des Côtes d'Armor, Eurovia, Grand Port Maritime du Havre, Port Normands Associés (PNA).

3. Projet Baux Geste : Projet de valorisation de la bauxaline, sous produit industriel de l'usine d'alumine de Gardanne, en matériaux de construction (briques, tuiles, pavés) et en granulés de dépollution (piégeage des phosphates) (2013-2016).

Partenaires industriels : ALTEO, PROVADESME, IDCO, VIA HABILIS

Partenaires scientifiques : CSTB, Ecole des Mines de Paris, INERIS, Université de Nice Sophia Antipolis.

4. Projet CaP-MoS : Capteurs Passifs, outils de Monitoring des Sédiments (2014-2015)

Action de recherche : Monitoring de la qualité des eaux et utilisation des capteurs passifs pour le suivi environnemental des curages.

Partenaires : BRGM, Conseil Régional Hauts-de-France

5. Chaire industrielle de recherche sur l'économie circulaire des sédiments (ECOSSED) :

Responsable de l'action de recherche sur la caractérisation environnementale des sédiments de dragage (2014-2019)

- Développement d'essais expérimentaux pour l'étude du comportement des polluants dans les sédiments marins et fluviaux
- Etude de la spéciation des contaminants minéraux et organiques
- Caractérisation de l'écotoxicité des sédiments de dragage (utilisation de bio-essais)

Partenaires industriels et institutionnels: Grand Port Maritime de Dunkerque, Métropole Européenne de Lille, Voies Navigables de France, COLAS, MEDDE, Conseil Régional Nord Pas de Calais, Conseil Départemental du Nord

6. Projet SEDICYCLE : Valorisation des sédiments de dragage dans une piste cyclable en béton (2014-2016)

Partenaires : SYMOE, BECY, AVANT-PROPOS, EUROVIA, GPMD

7. Projet BARBIEUX : Etude de la faisabilité de la valorisation d'un sédiment lacustre en couche d'étanchéité de bassins artificiels (2015-2016).

Partenaires : Mairie de Roubaix, OSMOSE, NEO-ECO

8. Projet FEDER SEDIPLAST : Valorisation des sédiments de dragage dans un matériau composite (2015-2018)

Partenaires : NEO-ECO, GPMD, VNF

9. Projet VAL'AGRO : Valorisation des sédiments de dragage dans le domaine de la reconstitution de sols (2016-2019)

Partenaires : BAUDELET, CU ARRAS, VNF

10. Projet VNF SEDIMATERIAUX PHASE II: Valorisation des sédiments fluviaux en enrochements artificiels et poutres de couronnement (2016-2019)

Partenaires : NEO-ECO, CEREMA, IRSTEA

11. PROJET INTERREG VALSE : Nouvelles ressources transfrontalières : vers une validation de scénarii de valorisation de sédiments et autres matériaux (2016-2020). Action de recherche sur le vieillissement des bétons à base de sédiments fluviaux.

Partenaires : BRGM, ISSEP (Belgique), INERIS, Université des Sciences et Technologies de Lille 1, Centre Terre et Pierre (Belgique), VITO (Belgique), VNF.

3) Enseignant en géochimie environnementale (depuis le 14/05/2013)

Tâches associées :

- Réalisation de cours magistraux sur le transfert des polluants dans le module hydraulique souterraine
- Cours de géochimie environnementale dans le Master 3G de l'Université de Lille 1
- Encadrement des élèves-ingénieurs dans le cadre de stages en laboratoire (Projets de découverte de la Recherche : PDR, Projet scientifique et technique : PST)
- Participation aux jurys de stage des élèves-ingénieurs de l'option génie civil de l'IMT Lille Douai

01/03/2012-28/02/2013: Chercheur postdoctoral à l'université de Reims Champagne-Ardenne au sein de l'institut de chimie moléculaire de Reims (CNRS UMR 6229)

Directeur de recherche : Pr. Emmanuel Guillon

Projet de recherche: "Novel processing routes for effective sewage sludge management-Work Package 4: Fate of heavy metals in sludge-amended soils (European project, Routes)"

Partenaires recherche: CNR-IRSA, INCA, UniBrescia, Università La Sapienza, 3VGreeneagle, Mediterranea Acque (Italie); EAWAG (Suisse) ; BFG, ECT OEKOTOXIKOLOGIE GMBH, Vermicon, Atemis (Allemagne) ; UniBielsko, UniLublin (Pologne) ; UniBarcelona (Espagne) ; UniChalmers, AnoxKaldnes (Suède), Agriculture and Agri-Food Canada (Canada), DIAMOND Synchrotron (Royaume-Uni)

11/02/2011-31/01/2012: Chercheur postdoctoral à Hong Kong University of Science and Technology (HKUST), Department of Environmental and Civil Engineering

Supervisor: Pr. Irene Lo

Academic research project: Heavy metals stabilization in contaminated sediments from Kai Tak Channel at Hong Kong

En parallèle poursuite de ma collaboration avec l'Université de Nice Sophia Antipolis sur le projet ANR ASEDMAR (Arsenic dans les sédiments marins : Modélisation couplée Biogéochimie – Biodisponibilité – Ecotoxicologie).

01/10/2007-30/09/2010 : Allocataire de recherche – Moniteur à l'université de Nice Sophia Antipolis.

Laboratoire de Radiochimie, Sciences Analytiques et Environnement (LRSAE)

Laboratoire des Ecosystèmes Marins et côtiers Et Réponses aux Stress (ECOMERS)

Directeurs de thèse : Pr. Nicolas Marmier et Dr. Michèle Roméo

Projet de recherche: Traitement de sédiments portuaires méditerranéens contaminés en arsenic et en métaux : Géochimie et écotoxicologie.

Projets de recherche associés :

SEDIMARD 83 : Il s'agit d'un projet sous maîtrise d'ouvrage du Département du Var, s'inscrivant dans le cadre des Contrats d'Objectifs lancés en 2004. Le Conseil Général du Var s'est fait accompagner par un Assistant à la Maîtrise d'Ouvrage : le bureau d'étude IN VIVO ENVIRONNEMENT.

SEDITOX : Projet de recherche financé par l'Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse sur la « Quantification de la toxicité des sédiments portuaires et leur stabilisation par additifs minéraux. L'objectif du projet SEDITOX est d'étudier la faisabilité de la stabilisation chimique de sédiments marins par des additifs minéraux tels que des zéolithes et des oxydes de fer.

Partenaires recherche : Università Ca'Foscari Venezia (Italie), Center for Marine Research (Croatie) Centre Universitaire J-F Champollion (Albi, France), Laboratoire de l'environnement de Nice Côte d'Azur, Institut Français de recherche sur la mer (IFREMER, Corse), Ultra-traces analyses aquitaines (UT2A, Pau).

Partenaires institutionnels: Conseil Général du Var, Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse

Activités d'enseignement : Allocataire – Moniteur, Faculté des Sciences, Université de Nice Sophia Antipolis 2007/2010, 64 éq. TD/ an

- TP de chimie des solutions (1^{ère} année)
- TP de chimie inorganique (2^{ème} année)
- TD de thermochimie (1^{ère} année)

Centre Universitaire JF Champollion d'Albi (2009) : 16 h de cours magistraux en écotoxicologie et sur la pollution de l'environnement (3^{ème} année de licence).

ENCADREMENT D'ETUDIANTS ET DE JEUNES CHERCHEURS

MASTERS 1 et 2 :

1. Mlle KELLOU Fatma Zohra (2009) : Stabilisation des métaux lourds dans un sédiment marin de dragage. Stage de Master 2 VEM (Vie, Environnement, Matériaux), Université de Nice Sophia Antipolis, 2009. (Taux d'encadrement: 25%)

2. Mlle KRAY Zsuzsanna (2010): Understanding the behaviour of Arsenic and other pollutants in contaminated marine sediments and evaluating sediments toxicity. ERASMUS Exchange in Master of Science (MS), Environmental Science, Excellent from Eötvös Loránd Tudományegyetem (ELTE University), 2010. (Taux d'encadrement: 25%)

3. Mlle KOUCHA Sonia (2016) : Caractérisation du potentiel d'évolution bio-physico-chimique de sédiments. MASTER M2R SEIU « Sciences de l'Environnement Industriel et Urbain », INSA de Lyon, 2016. (Co-encadrement avec l'INSA de Lyon : Rémy BAYARD et Vincent CHATAIN ; PROVADEMSE : Emmanuel Vernus). (Taux d'encadrement : 25%)

4. Mlle LAFFORT Mylène (2016) : Evaluation de l'intérêt des sédiments fluviaux et maritimes pour élaborer des supports de Végétation. MASTER 2 Argiles, Université de Poitiers, Faculté des Sciences Fondamentales et Appliquées, 2016. (Co-encadrement avec l'équipe de Francis Douay de l'ISA de Lille). (Taux d'encadrement : 25%)

5. M. DJERRAH Thomas, stagiaire en alternance M1 (2016-2017) et M2 (2017-2018) : Caractérisation et étude de l'acceptabilité environnementale des sédiments de dragage en matériaux de construction. Master Ingénierie de la Chimie et des Matériaux (ICM) par apprentissage, Université de Valenciennes et du Hainaut-Cambrésis – Institut des Sciences et Techniques de Valenciennes (ISTV)-Pôle Universitaire de Maubeuge, 2016-2018. (Taux d'encadrement : 100%)

6. Mlle MEGUE Liliane (2017) : Dégradation chimique des bétons : Modélisation du couplage physico-chimique-mécanique par des approches continue et discrète. Projet de fin d'étude dans le domaine du génie des procédés (équivalent du M2), Institut International de Technologie (Réseau de l'Université Nord Américaine privée) de Tunisie, 2017. (Co-encadrement avec Patrick PIZETTE de l'IMT Lille Douai) (Taux d'encadrement : 50%)

THESE SOUTENUE :

1. Valorisation de la bauxaline : élaboration de produits de construction et de granulés de dépollution (Cyril Scribot, Thèse dirigée par N-E ABRIAK et M. BENZERZOUR, 2014-2017) (Taux d'encadrement : 40%)

Date et lieu de soutenance : Le 26/04/2017 au Département Génie Civil et Environnemental de l'IMT Lille Douai

Composition du jury de soutenance : Arnaud Gauthier (Président du jury), Salima AGGOUN (Rapporteur), Michèle T'KINT (Rapporteur), Fabienne BARAUD (Examineur), Nassim SEBAIBI (Examineur), Nor-Edine ABRIAK (directeur de thèse), Mahfoud BENZERZOUR (co-directeur de thèse), Yannick MAMINDY-PAJANY (Encadrant).

THESES EN COURS :

2. Caractérisation environnementale des sédiments de dragage : des gisements aux produits finis (Tristan Lecomte, thèse codirigée par N-E ABRIAK et C. LORS, 2015-2018) (Taux d'encadrement : 60%)

3. Valorisation des sédiments de dragage et de plastiques recyclés dans un matériau composite (Ilyas Ennahal, Thèse dirigée par M. BENZERZOUR, 2016-2019) (Taux d'encadrement : 40%)

4. Dynamique des éléments traces métalliques et métalloïdes dans les sédiments de curage stockés à terre (Marie Lemay, Thèse dirigée par A.GAUTHIER, 2016-2019) (Taux d'encadrement : 50%)

5. Evaluation de l'exposition des populations aux polluants dans des néosols issus de sédiments de curage : effet du vieillissement sur la disponibilité environnementale et la bioaccessibilité orale (Van Xuan NGUYEN, Thèse co-dirigée par Aurélie PELFRENE et Francis DOUAY) (Taux d'encadrement : 15%)

6. Valorisation des déchets de verre et des sédiments de curage en technique routière (Abdelhadi Bouchikhi, thèse dirigée par M. BENZERZOUR, 2017-2020) (Taux d'encadrement 50%)

POST-DOCTORATS :

1. Angel BELLES LIMEUL recruté dans le cadre du projet de recherche CaP-MoS sur le monitoring de la qualité des eaux et l'utilisation des capteurs passifs pour le suivi environnemental des curages, Juin 2014 – Juin 2015. (Responsable scientifique du projet : Claire ALARY ; taux d'implication : 20%)

2. Cyril SCRIBOT recruté dans le cadre du projet VAL'AGRO sur la valorisation agronomique des sédiments fluviaux, Mai 2017 – Novembre 2018. (Responsable scientifique du projet : Yannick MAMINDY PAJANY)

3. Vincent TRINCAL recruté dans le cadre de la chaire industrielle ECOSED sur l'étude de l'hétérogénéité des sédiments de dragage, Février 2017 – Mars 2018. (Responsable scientifique du projet : Yannick MAMINDY PAJANY)

4. Walid MAHERZI recruté dans le cadre du projet SEDIPLAST pour l'étude la formulation de matériaux composites à base de sediments de dragage, Octobre 2016 – Novembre 2017. (Responsables scientifiques du projet : Nor-Edine ABRIAK et Yannick MAMINDY PAJANY)

LISTE DES BREVETS

Brevet déposé sur mes travaux de thèse :

Marmier Nicolas (2012) – Stabilisation de sédiments portuaires pollués par additifs minéraux.
Brevet WO 2012010753 A1; PCT/FR2011/000432

LISTE DES PUBLICATIONS SCIENTIFIQUES

Ouvrages ou chapitres d'ouvrage :

Christine Lors and Yannick Mamindy-Pajany, 2014. Bioremediation of heavy metals in sediments, Nova science publishers, New York (USA). (Chapitre d'ouvrage)

Yannick Mamindy-Pajany, Charlotte Hurel and Nicolas Marmier, 2011. Hematite as a potential substrate for metal pollution control in the environment, Nova science publishers, New York (USA). (Chapitre d'ouvrage)

Yannick Mamindy-Pajany, 2011. Gestion des sédiments de dragage des ports maritimes français, Editions universitaires européennes, Sarrebruck (Allemagne) (Ouvrage)

Articles dans les revues à comité de lecture:

1. Mamindy-Pajany, Y., C. Hurel, N. Marmier and M. Romeo. (2009) Arsenic adsorption onto hematite and goethite. *Comptes Rendus Chimie* 12, 876-881.
2. Mamindy-Pajany, Y., Hurel, C., Marmier, N., Roméo, M. (2010) Tests de lixiviation et de stabilisation d'un sédiment portuaire contaminé à l'arsenic. *European Journal of Environmental and Civil Engineering* 14, 233-251.
3. Mamindy-Pajany, Y., Libralato, G., Roméo, M., Hurel, C., Losso, C., Ghirardini, A.V. and Marmier, N. (2010) Ecotoxicological evaluation of Mediterranean dredged sediment ports based on elutriates with oyster embryotoxicity tests after composting process. *Water Research* 44, 1986-1994.
4. Mamindy-Pajany, Y., Galgani, F., Roméo, M., Hurel, C. and Marmier, N. (2010) Minerals as additives for decreasing the toxicity of Mediterranean contaminated dredged sediments. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 73, 1748-1754.
5. T. Cavallera, E. Gilli, Y. Mamindy-Pajany, N. Marmier. (2010) Mechanism of salt contamination of karstic springs related to the Messinian Deep Stage. The speleological model of Port Miou (France), *Geodinamica Acta* 23, 15-28.
6. Mamindy-Pajany, Y., Hamer, B., Roméo, Geret, F., Galgani, F., M., Durmiši, E., Hurel, C. and Marmier, N. (2011) The toxicity of composted sediments from Mediterranean ports evaluated by several bioassays. *Chemosphere* 82, 362-369.
7. Mamindy-Pajany, Y., Roméo, M., Hurel, C. and Marmier, N. (2011) Stabilisation des métaux et dégradation biologique des polluants organiques dans un sédiment portuaire contaminé. *Déchets, Sciences et Techniques* 60, 3-6.

8. Mamindy-Pajany, Y., Roméo, M., Hurel, C. and Marmier, N. (2011) Arsenic (V) adsorption from aqueous solution onto goethite, hematite, magnetite and zero-valent iron: effects of pH, concentration and reversibility. *Desalination* 281, 93-99.
9. L. Mondani, K. Benzerara, M. Carriere, Y. Mamindy-Pajany, N. Marmier, W. Achouak, P. Nardoux, C. Berthomieu, V. Chapon. (2011) Influence of uranium on bacterial communities in natural uranium-rich and control soils. *PLoS ONE* 6(10): e25771. doi:10.1371/journal.pone.0025771.
10. Yannick Mamindy-Pajany, Florence Geret, Michèle Roméo, Charlotte Hurel, Nicolas Marmier. (2012) Ex situ remediation of contaminated sediments using mineral additives: assessment of pollutant bioavailability with the Microtox® solid phase test. *Chemosphere* 86, 1112-1116.
11. Yannick Mamindy-Pajany, Stéphanie Sayen and Emmanuel Guillon (2013) Impact of sewage sludge spreading on nickel mobility in agricultural calcareous soils: Adsorption-desorption through column experiments. *Environmental Science and Pollution Research* 20, 4414-4423.
12. Yannick Mamindy-Pajany, Charlotte Hurel, Florence Geret, Nicolas Marmier, Fabienne Battaglia-Brunet, Michèle Roméo. (2012) Arsenic in marine sediments from French Mediterranean ports: geochemical partitioning, bioavailability and ecotoxicology. *Chemosphere* 90, 2730-2736.
13. Yannick Mamindy-Pajany, Philippe Bataillard, Fabienne Séby, Catherine Crouzet, Anne Moulin, Anne-Gwenaëlle Guezennec, Charlotte Hurel, Nicolas Marmier, Fabienne Battaglia-Brunet. (2012) Arsenic in marina sediments from the Mediterranean coast: speciation in the solid phase and solubility linked to the formation of thio-arsenic complexes. *Soil and Sediment Contamination An International Journal* 22, 984-1002.
14. Yannick Mamindy-Pajany, Florence Geret, Charlotte Hurel, Nicolas Marmier (2013) Batch and column studies of the stabilization of toxic heavy metals in marine dredged sediment by hematite after bioremediation. *Environmental Science and Pollution Research* 20, 5212-5219.
15. Mamindy-Pajany, Y., Hurel, C., Géret, F., Roméo, M., Marmier, N. (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* 252, 213-219.
16. Yannick Mamindy-Pajany, Stéphanie Sayen, Emmanuel Guillon (2014) Fate of nickel in a lime-stabilized biosolid, a calcareous soil and soil-biosolid mixtures *Environmental Science and Pollution Research* 21, 1638-1647.
17. Yannick Mamindy-Pajany, Stéphanie Sayen, Emmanuel Guillon (2014) Impact of lime-stabilized biosolid application on Cu, Ni, Pb and Zn mobility in an acidic soil *Environmental Science and Pollution Research* 21, 4473-4481.
18. Yannick Mamindy-Pajany, Stéphanie Sayen, J. Frederick W. Mosselmans, Emmanuel Guillon, 2014, Copper, Nickel and Zinc Speciation in a Biosolid-Amended Soil: pH Adsorption Edge, μ -XRF and μ -XANES Investigations. *Environmental Science and Technology* 48, 7237-7244.
19. Angel Belles, Claire Alary, Yannick Mamindy-Pajany, 2016. Thickness and material selection of polymeric passive samplers for polycyclic aromatic hydrocarbons in water: Which more strongly affects sampler properties? *Environmental Toxicology and Chemistry* 35, 1708-1717.

20. Angel Belles, Yannick Mamindy-Pajany, Claire Alary, 2016. Simulation of aromatic polycyclic hydrocarbons remobilization from river sediment using laboratory experiments supported by passive sampling techniques. *Environmental Science and Pollution Research* 23, 2426-2436.
21. Angel Belles, Claire Alary, Yannick Mamindy-Pajany, Nor-Edine Abriak, 2016. Relationship between the water-exchangeable fraction of PAH and the organic matter composition of sediments. *Environmental Pollution* 219, 512-518.
22. Maherzi, W., Benzerzour, M., Mamindy-Pajany, Y., Van Veen E., Boutouil, M., Abriak, N.E. Beneficial reuse of Brest-Harbor (France)-dredged sediment as alternative material in road building: laboratory investigations. *Environmental Technology (United Kingdom)* 1-15.
23. Amar Mouhamadou, Mahfoud Benzerzour, Yannick Mamindy-Pajany, Nor-Edine Abriak. Study of the pozzolanic activity of a sediment from Dunkirk harbor. *Powder Technology* (accepted July 2017)
24. Cyril Scribot, Walid Maherzi, Mahfoud Benzerzour, Yannick Mamindy-Pajany, Nor-Edine Abriak. A laboratory-scale experimental investigation on the beneficial reuse of Bauxaline® as secondary raw material in ceramic materials. *Construction & Building Materials*

LISTE DES COMMUNICATIONS

Communications par affiche (les conférences avec actes sont soulignées dans la liste)

1. Mamindy-Pajany, Y., Hurel, C., Marmier, N., Roméo, M. «Stabilization of Arsenic in dredged sediments using hematite as mineral additive ». IVèmes Journées Franco-Italienne de la Chimie., 17-18 Avril 2008, Nice, France.
2. Mamindy-Pajany, Y., Hurel, C., Marmier, N., Roméo, M. « Comportement de l'arsenic lors de la lixiviation d'un sédiment marin de dragage contaminé ». XIème Journée Nationales Génie Côtier Génie Civil, 14-16 Octobre 2008, Nice, France.
3. Mamindy-Pajany, Y., Hurel, C., Marmier, N., Roméo, M. « Stabilisation par additifs minéraux pour le développement de la filière de gestion à terre des boues de dragage contaminées ». 21ème Journée de la Chimie –SFC PACA, 16 Avril 2009, Marseille, France.
4. Mamindy-Pajany, Y., Galgani, F., Roméo, M., Hurel, C. and Marmier, N. "Ecotoxicological evaluation of Mediterranean Dredged sediments after treatment". 14th International Symposium on Toxicity Assessment, August 30 to September 4 2009, Metz, France.
5. Mamindy-Pajany, Y., Hurel, C., Marmier, N., Roméo, M. "Treatment of As contaminated Mediterranean dredged sediments". The third International Congress on Arsenic in the Environment, May 17-21 2010, Tainan, Taiwan.
6. F. Battaglia-Brunet, C. Joulian, A.-G. Guezennec, M.-C. Dictor, P. Bataillard, N. Marmier, C. Hurel, A. Barats, V. Philippini, Y. Mamindy-Pajany, M. Roméo, P. Bertin, S. Koechler, F. Séby, A. Moulin. "Arsenic in marine sediments: Modeling the link between Biogeochemistry, Bioavailability and Ecotoxicology". The third International Congress on Arsenic in the Environment, May 17-21 2010, Taiwan.

7. Mamindy-Pajany, Y., Hamer, B., Durmiši, E., Geret, F., Roméo, M., Hurel, C. and Marmier, N. "Ecotoxicological assessment of contaminated Mediterranean dredged sediments after bioremediation". The 20th SETAC Europe Annual Meeting, May 23-27 2010, Seville, Spain.

8. Fabienne Battaglia-Brunet, Philippe Bataillard, Anne-Gwenaëlle Guezennec, Y. Mamindy-Pajany, Charlotte Hurel, Nicolas Marmier, Catherine Joulian. « As-related bacterial activities in marine sediments ». 7th international SedNet conference, 6-9 April 2011, Venice, Italy

Communications orales (les conférences avec actes sont soulignées dans la liste)

1. Mamindy-Pajany, Y., Hurel, C., Marmier, N., Roméo, M. « Tests embryo-larvaires pour évaluer la toxicité de sédiments portuaires méditerranéens ». VIIIème Congrès international de Limnologie-Océanographie, 14-16 Octobre 2008, Rouen, France.

2. Mamindy-Pajany, Y., Hurel, C., Marmier, N., Roméo, M. « Stabilisation des sédiments marins par ajout d'additifs minéraux ». 5ème Journée International des Géosciences de l'Environnement, 13-14 Mai 2009, Fèz, Maroc.

3. Mamindy-Pajany, Y., Hurel, C., Marmier, N., Roméo, M. « Stabilisation par additifs minéraux pour le développement de la filière de gestion à terre des boues de dragage contaminées ». 2ème Congrès international « Eaux, Déchets et Environnement - Union des Pays de la Méditerranée », 12-13 Novembre 2009, El Jadida, Maroc.

4. Mamindy-Pajany, Y., Hurel, C., Marmier, N., Roméo, M. « Traitement d'un sédiment portuaire contaminé par bio-remédiation et stabilisation géochimique ». 1ère Conférence Méditerranéenne Côtière et Maritime, 2-4 décembre 2009, Hammamet, Tunisie.

5. F. Battaglia-Brunet, C. Joulian, A.-G. Guezennec, M.-C. Dictor, P. Bataillard, N. Marmier, C. Hurel, A. Barats, V. Philippini, Y. Mamindy-Pajany, M. Roméo, P. Bertin, S. Koechler, F. Séby, A. Moulin. « Arsenic dans les sédiments marins : Modélisation couplée Biogéochimie - Biodisponibilité – Ecotoxicologie », Congrès de la société française de microbiologie, 2-4 Juin 2010, Marseille, France.

6. Mamindy-Pajany, Y., Hurel, C., Marmier, N., Roméo, M. "Geochemical stabilization of contaminated Mediterranean dredged sediments". The 13th Water Rock Interaction, 16-21 August 2010, Guanajuato, Mexico.

7. Mamindy-Pajany, Y., Sayen, S., Guillon, E. "Fate of heavy metals in sludge-amended soils". Routes project meeting, 10-11 May 2012, Lublin, Poland.

8. Mamindy-Pajany, Y., Sayen, S., Guillon, E. "Speciation of heavy metals in sludge-amended soils". Routes project meeting, 24-26 October 2012, Rome, Italy.

9. Fabienne Battaglia-Brunet, Catherine Joulian, Anne-Gwenaëlle Guezennec, Philippe Bataillard, Fabienne Seby, Charlotte Hurel, Yannick Mamindy-Pajany, Nicolas Marmier."Biogeochemistry of arsenic in marina sediments", Forum Plante Bleue, 25-27 September 2014, Saint Raphael, France.

10. Y. Mamindy-Pajany "Assessment of hazardousness of dredged sediments: a case study of the Maritime Port of Dunkirk, France", 10-12 June 2015, Santander, Spain.

11. Yannick Mamindy-Pajany, Stéphanie Sayen, Emmanuel Guillon. " Fate of heavy metals in sludge-amended soils : a multiscale approach. Goldschmidt conference, 8-13 June 2014, Sacramento, USA.

12. Ilyas Ennahal, Yannick Mamindy-Pajany, Walid Maherzi, Mahfoud Benzerzour, Nor-Edine Abriak. "Valorisation des sédiments de dragage dans une matrice polymère : le projet SEDIPLAST ». Congrès de Génie Civil, Mécanique et Environnement, 10-11 Novembre 2016, Casablanca, Maroc.

13. Tristan Lecomte, Yannick Mamindy-Pajany, Christine Lors, Frédéric Becquart, Nor-Edine Abriak. "Leaching environmental assessment framework for the potential reuse of dredged sediments in concrete". 10th international Sednet conference, 14-17 June 2017, Genoa, Italy.

Communications orales invitées (les conférences avec actes sont soulignées dans la liste)

1. Mamindy-Pajany, Y., Hurel, C., Marmier, N., Roméo, M. "Arsenic (V) adsorption from aqueous solution onto goethite, hematite, magnetite and zero-valent-iron: Effects of pH, concentration and reversibility". EPS conference, February 2012, Vivkanenda, India.

2. Mamindy-Pajany, Y., et Marmier, N. «Les sédiments, réservoir secondaire de contamination de la masse d'eau ». Colloque Institut Perspectives d'Avenir, 14 Juin 2012, Cannes, France.

3. Yannick Mamindy Pajany « Guide opérationnel – Valorisation des sédiments de dragage en technique routière » Journées Nationales Sédiments, 11-12 Juin 2014, Lille, France.

4. Yannick Mamindy Pajany « Guide opérationnel – Valorisation des sédiments de dragage dans l'aménagement paysager » Journées Nationales Sédiments, 11-12 Juin 2014, Lille, France.

5. Yannick Mamindy Pajany, Nor-Edine Abriak « Methodological guidelines for the beneficial reuse of Marine Dredged sediments in road construction", Vème Workshop Euro-Méditerranéen "Eau, Sédiments, Catalyse et Environnement", 14-16 Octobre 2014, Fès, Maroc.

6. Yannick Mamindy Pajany "Présentation de la méthodologie SEDIMATERIAUX" Journée Technique SEDIMATERIAUX, 17 Avril 2015, Paris, France.

7. Yannick Mamindy Pajany « Caractérisation environnementale des sédiments » Salon Aquacity, 15-16 Juin 2016, Lille, France.

ACTIVITÉS D'ANIMATION

Depuis le 14/05/2013 – Enseignant-Chercheur au Département Génie Civil & Environnemental de l'Institut Mines Télécom Lille Douai

RESPONSABILITES COLLECTIVES :

1) Responsable du laboratoire de chimie (depuis le 14/05/2013)

Tâches associées :

- Faire l'interface entre les demandeurs d'analyses ou d'essais et les techniciens et garantir la qualité des essais réalisés,
- Gérer le planning des analyses ou essais à réaliser et répartir ces derniers aux techniciens,
- Etre à l'initiative de la mise au point de nouvelles analyses ou de nouveaux essais,
- Valider les commandes de consommables proposées par les techniciens,
- S'assurer du maintien en état des appareils,
- Faire appliquer les règles d'hygiène et de sécurité,
- Faire appliquer la démarche d'assurance qualité et notamment le règlement de laboratoire.
- Réaliser une veille des normes d'analyses physico-chimiques

2) Responsable d'une action de recherche dans le cadre de la chaire industrielle ECOSED (depuis le 14/05/2013)

Tâches associées :

- Animer l'axe de recherche caractérisation environnementale dans le cadre de la chaire industrielle de recherche « ECOSED » (économie circulaire des sédiments) lancée par l'école des Mines de Douai en 2014
- Organisation de réunions thématiques et d'échanges avec les partenaires industriels

PARTICIPATION A DES COMITES SCIENTIFIQUES ET TECHNIQUES

1. Membre du comité de préfiguration de la démarche nationale SEDIMATERIAUX

La démarche SEDIMATERIAUX a pour ambition d'apporter une réponse adaptée et dimensionnée à la problématique de la gestion et de valorisation terrestre des sédiments de dragage portuaires et fluviaux. Il s'agit d'une démarche collective à l'échelle nationale, qui fédère les volontés locales dans la recherche de solutions opérationnelles et innovantes.

La phase de préfiguration a été initiée le 10 juin 2009 avec la signature d'une charte par le Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du Développement Durable et de la Mer, le Conseil Régional Nord-Pas de Calais, la Préfecture du Nord-Pas de Calais, le Cd2e et l'Ecole des Mines de Douai (devenue IMT Lille Douai depuis le 1^{er} Janvier 2017).

2. Participation aux groupes de travail (GT) nationaux sur la valorisation des sédiments de dragage en technique routière :

GT1. la dangerosité des sédiments ;

GT2. l'échantillonnage, in situ et sur stock, ainsi que la conservation des prélèvements ;

GT3. les paramètres pertinents à suivre ;

GT4. l'évolution physico-chimique des sédiments en milieu aérobie ;

GT5. l'adaptation des essais de caractérisation pour les sédiments fins.

La maîtrise d'oeuvre des GT1, GT2, GT3 et GT5 est assurée par le CEREMA. La maîtrise d'oeuvre du GT4 est assurée par le BRGM.

3. Invitations à des comités de suivi de thèses et à des jurys de soutenance :

3.1. Participation au comité de thèse d'Adeline JANUS le 3 mars 2016 à l'ISA Lille. Sujet de thèse : « Intérêt d'un amendement organo-minéral pour remédier les sols de friches industrielles multicontaminées en milieu urbain ».

Composition du comité de thèse : Claire BUGNER (Conseil Régional Hauts-de-France), Pascal ISAMBERT (Pôle de compétitivité TEAM2), Sophie HEYMANS (NEO-ECO RECYCLING), Sébastien LEMIERE (Université des Sciences et Technologies de Lille 1)

3.2. Participation au jury de thèse de Yassine BENTAHAR le 28 octobre 2016 à Tétouan au Maroc.

Sujet de thèse : Caractérisation physico-chimique des argiles marocaines : application à l'adsorption de l'arsenic et des colorants cationiques en solution aqueuse. Thèse réalisée sous la direction de Nicolas Marmier, Khalid Draoui et de Slimane Khaïroun.

Soutenue le 28-10-2016 en cotutelle avec l'Université Abdelmalek Essaadi (Tétouan, Maroc), dans le cadre de l'École doctorale Sciences fondamentales et appliquées (Nice), en partenariat avec Université de Nice Sophia Antipolis (établissement de préparation) au sein du Laboratoire des Ecosystèmes côtiers marins et réponses au stress (Nice, Alpes-Maritimes) (laboratoire d'accueil).

Le président du jury était Boumediene Tanouti.

Le jury était composé de Nicolas Marmier, Khalid Draoui, Slimane Khaïroun, Boumediene Tanouti, Mohamed Taïbi, Hicham Zaitan, Yannick Mamindy-Pajany, Michel Lacroix.

Les rapporteurs étaient Mohamed Taibi, Hicham Zaitan, Yannick Mamindy-Pajany.

4. Membre d'honneur de l'association I2SM « International Symposium on Sediment Management » depuis 2017.

The major themes covered in the I2SM 2016 symposium are:

- Emerging pollutants in sediments
- Characterization and monitoring
- Sediment and contaminant fate and transport
- Ecological impact assessment and Risk
- Sediment management and Decision-analysis tools
- Natural attenuation, capping and storage of sediments
- Dredging operation
- Mechanical treatments, dehydration, etc.
- Remediation of contaminated sediments
- Beneficial reuse of sediments (civil engineering, environmental restoration, products manufacturing)
- Policy and sediment quality guidelines.

5. Activités de « Reviewer » pour des organisations internationales :

Czech Science Foundation (public funding agency in the Czech Republic supporting all areas of basic scientific research)

6. Activités de « Reviewer » pour des revues internationales de rang A :

Comptes Rendus de Chimie, Chemosphere, Desalination, Journal of Cleaner Production, Environmental Science and Pollution Research, Fresenius Environmental Bulletin, Journal of Hazardous Materials, Journal of Environmental Management, Korean Journal of chemical engineering, Marine Environmental Research, Marine Pollution Bulletin.

ORGANISATION DE MANIFESTATIONS SCIENTIFIQUES

1. Participation au comité scientifique des « Journées Nationales Sédiments 2014 » sur la gestion des sédiments les 11 & 12 juin 2014 (Lille Grand Palais) dans le cadre de la démarche SEDIMATERIAUX. Les journées nationales sédiments ont deux principaux objectifs :

- Etat des lieux - Enjeux environnementaux, économiques et sociétaux - Législation et normes environnementales.

- Développement de projets collaboratifs - Recherche de solutions de traitement et valorisation innovantes - Echanges entre acteurs professionnels et décideurs.

2. Participation au comité scientifique du Vème Workshop Euro-méditerranéen « Eau, Sédiments, Catalyse et Environnement » organisé par l'Ecole Supérieure de Technologie de Fès et l'Association marocaine de Catalyse et Environnement (Fès, Maroc, 14-16 Octobre 2014)

Thématiques abordées : Eau et Sédiments, Catalyse et Photocatalyse et Préservation de l'Environnement.

3. Participation au comité scientifique de la « Journée technique – La croissance verte s'applique (aussi) aux sédiments ! » sur la présentation des guides SEDIMATERIAUX, les témoignages et les perspectives le vendredi 17 Avril 2015 (Paris)

4. Participation au comité scientifique du « 1st Euro-Mediterranean Conference for Environmental Integration 22-25 November 2017, SOUSSE, TUNISIA (EMCEI-2017) (site internet : <http://www.emcei.net>)

The conference aims to gather new research contributions from all disciplines of environmental sciences by many Euro-Mediterranean scientists from diverse backgrounds, in particular from the geo- and bio-environmental sciences and engineering, and thus make an essential contribution towards ensuring that science and knowledge can contribute to promoting a more sustainable environment for the Euro-Mediterranean region.

Membre du comité scientifique du "Topic 2. Environmental Risk Assessment, Bioremediation, Ecotoxicology & Environmental Safety" qui se compose des personnalités scientifiques suivantes :

Amel Chafai Hamza: IPEIS, University of Sfax, Tunisia

Eric D. van Hullebusch: University of Paris Est, France

Giulia Guerriero: Interdepartmental Research Center for Environment, Federico II University, Naples, Italy

Imene Dridi: FST, University of Tunis El Manar, Tunisia

José Paulo F.A. de Sousa: Universidade de Coimbra, Portugal

Lassaad Chouba: INSTM, Tunisia

Marc Maboeta: North West University South Africa, South Africa

Marilyne Soubrand: University of Limoges, France

Muhd Naushad: King Saud University, Kingdom of Saudi Arabia

Noureddine Soltani: Badji Mokhtar University, Annaba, Algeria

Seref Turhan: Kastamonu Üniversitesi, Turkey

Olfa Hentati: ISBS, University of Sfax, Tunisia

Tahar Mechichi: ENIS, University of Sfax, Tunisia

Yannick Mamindy-Pajany: Department of Civil and Environmental Engineering, Institut Mines Télécom (IMT) Lille Douai, France

5. Participation au comité d'organisation de la conférence « NoMaD » :

Conférence organisée par l'IMT Lille Douai : Deuxième édition de la Conférence Internationale Francophone NoMaD (Nouveaux Matériaux et Durabilité) à Douai les 5 et 6 Novembre 2015. La conférence NoMaD permet d'aborder les trois thématiques suivantes : le développement et l'utilisation des nouveaux matériaux de construction, la durabilité des matériaux de construction en général, et leurs impacts sur la santé, le confort et la sécurité des occupants.

6. Participation au comité d'organisation de la conférence « ECGP » :

XIVth International Symposium on « Environment, Catalysis and Process Engineering» (ECGP) on 5-7 december 2017 at IMT Lille Douai, France. This symposium provides a forum for chemical scientists and engineers who are dedicated to the worthy mission of making a cleaner and healthier world for everyone.

INFORMATIONS COMPLEMENTAIRES

PARTICIPATIONS A DES FORMATIONS PROFESSIONNELLES :

2014 : « How to write the Impact and the Abstract of a Horizon 2020 Proposal » (formation organisée par l'école des Mines de Paris).

2013/2014 : Formation CHESS/HYTEC de modélisation géochimique appliquée aux problèmes d'environnement (formation organisée par l'école des Mines de Paris).

2009 : Formation professionnelle sur les « Essais d'Ecotoxicité et de cancérogénicité des substances chimiques, produits phytosanitaires, biocides, effluents, sédiments et sols contaminés » à l'université Paul Verlaine de Metz.

2008 : Action nationale de formation du CNRS en écotoxicologie.

PRIX SCIENTIFIQUES :

Prix de la meilleure communication scientifique par affiche aux 21ème Journée de la Chimie –SFC PACA, 16 Avril 2009, Marseille.

Prix de la meilleure thèse en chimie au concours régional organisé par la Mairie de Bandol (15 Octobre 2011, Bandol).

CENTRES D'INTERETS : Golf, gastronomie réunionnaise, horticulture, activités associatives dans le domaine de l'environnement

Annexe 6. Productions scientifiques depuis la thèse de doctorat

Intitulé	Nombre
Articles dans des revues internationales ou nationales avec comité de lecture répertoriées par les bases de données internationales :	23
Article dans des revues avec comité de lecture non répertoriées par les bases de données internationales :	1
Articles dans des revues sans comité de lecture :	0
Brevets (et licences éventuelles) :	1
Conférences « invité(e) » :	7
Communications avec actes dans congrès international :	15
Communications avec actes dans congrès national :	3
Communications orales sans actes dans un congrès international ou national :	8
Communications par affiche dans un congrès international ou national :	8
Direction d'ouvrages ou de revues :	0
Outils de recherche, corpus de recherche, cohortes :	0
Ouvrages scientifiques : 0 Chapitres d'ouvrages scientifiques : 2	2
Publications de vulgarisation – ouvrages : 1 Publications de vulgarisation - chapitres d'ouvrages : 0 Publications de vulgarisation – articles : 0	1
Productions artistiques théorisées (ex : cinématographiques, expositions, installations...)	-
Publications de transfert : ouvrages (3 guides méthodologiques SEDIMATERIAUX et 2 guides de réalisation CAP SEDIMENT) Publication de transfert : chapitres d'ouvrages	5
Autres productions (bases de données, logiciels enregistrés...) à préciser :	-
Co-encadrements de thèse : M. SCRIBOT Cyril (2014-2017), M. LECOMTE Tristan (2015-2018), M. ENNAHAL (2016-2019), Mlle LEMAY Marie (2016-2019), M. NGUYEN Van Xuan (2016-2019).	5
Encadrements de masters : Mlle KELLOU Fatma Zohra (2009) Mlle KRAY Zsuzsanna (2010) Mlle KOUCHA Sonia (2016) Mlle LAFFORT Mylène (2016) M. DJERRAH Thomas (Master en alternance, 2016-2018) Mlle MEGUE Liliane (2017)	6

Annexe 7. Activités de rayonnement et attractivité académique

Intitulé	Nombre
<p>Participation à des projets de recherche collaboratifs :</p> <p><u>Projets en lien avec mes travaux de thèse :</u></p> <p>1. SEDIMARD 83 : Il s'agit d'un projet sous maîtrise d'ouvrage du Département du Var, s'inscrivant dans le cadre des Contrats d'Objectifs lancés en 2004. Le Conseil Général du Var s'est fait accompagner par un Assistant à la Maitrise d'Ouvrage : le bureau d'étude IN VIVO ENVIRONNEMENT.</p> <p>2. SEDITOX : Projet de recherche financé par l'Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse sur la « Quantification de la toxicité des sédiments portuaires et leur stabilisation par additifs minéraux. L'objectif du projet est d'étudier la faisabilité de la stabilisation chimique de sédiments marins par des additifs minéraux tels que des zéolithes et des oxydes de fer.</p> <p><u>Projets en lien avec mes recherches post-doctorales :</u></p> <p>1. ASEDMAR : Projet ANR-2008-CESA-003 ; Arsenic dans les sédiments marins : Modélisation couplée Biogéochimie – Biodisponibilité - Ecotoxicologie</p> <p>2. FP7 "ROUTES" : "Novel Processing routes for effective sewage sludge management" Work Package 4: "Fate of heavy metals in sludge-amended soils"</p> <p><u>Projets en lien avec mes activités au sein de l'IMT Lille Douai :</u></p> <p><i>Contrats avec les industriels et collectivités locales :</i></p> <p>1. Projet national SEDIMATERIAUX : Projet structurant portant sur le développement d'une méthodologie harmonisée pour la valorisation des sédiments de dragage dans le domaine du génie civil (depuis 2009).</p> <p>2. PROJET BAUX GESTE : Projet de valorisation de la Bauxaline®, sous-produit industriel de l'usine d'alumine de Gardanne, en matériaux de construction (briques, tuiles, pavés) et en granulés de dépollution (piégeage des phosphates) (2013-2016).</p> <p>3. Chaire ECOSED : Chaire industrielle de recherche sur l'économie circulaire des sédiments. Le consortium se compose de 14 partenaires industriels et institutionnels (2014-2019).</p> <p>4. PROJET SEDICYCLE: Valorisation des sédiments de dragage dans une piste cyclable en béton (2014-2016).</p> <p>5. PROJET BARBIEUX : Etude de la faisabilité de la valorisation d'un sédiment lacustre en couche d'étanchéité de bassins artificiels (2015-2016).</p> <p>6. PROJET FEDER SEDIPLAST : Valorisation des sédiments de dragage dans un matériau composite (2015-2018).</p> <p>7. PROJET VAL'AGRO : Valorisation des sédiments de dragage dans le domaine de la reconstitution de sols (2016-2019).</p> <p>8. PROJET VNF SEDIMATERIAUX PHASE II : Valorisation des sédiments fluviaux en enrochements artificiels et poutres de couronnement (2016-2019).</p> <p><i>Projets de recherche collaboratifs :</i></p>	15

<p>1. PROJET INTERREG SETARMS: Sustainable Environmental Treatment and Reuse of Marine Sediment (2010-2014). Le projet avait pour objectif d'étudier la faisabilité de la réutilisation des sédiments de dragage de la Manche et de la Mer du Nord en technique routière.</p> <p>2. PROJET CaP-MoS : Capteurs Passifs, outils de Monitoring des Sédiments (2014-2015) Action de recherche : Monitoring de la qualité des eaux et utilisation des capteurs passifs pour le suivi environnemental des curages.</p> <p>3. PROJET INTERREG VALSE : Nouvelles ressources transfrontalières : vers une validation de scénarii de valorisation de sédiments et autres matériaux (2016-2020). Action de recherche sur le vieillissement des bétons à base de sédiments fluviaux.</p>	
<p>Collaborations suivies avec d'autres laboratoires :</p> <p>ISA de Lille : Initiation d'une collaboration avec l'équipe de Francis Douay dans le cadre de la thèse de Tristan Lecomte (2015-2018) sur le volet valorisation agronomique des sédiments. Cette collaboration a permis d'initier une nouvelle thèse, celle de Van Xuan NGUYEN (2016-2019) sur l'Evaluation de l'exposition des populations aux polluants dans des néosols issus de sédiments de curage : effet du vieillissement sur la disponibilité environnementale et la bioaccessibilité orale.</p> <p>INSA de Lyon : Collaboration initiée dans le cadre de la chaire industrielle ECOSED pour l'étude de l'écotoxicité des sédiments et des produits valorisés (2014-2017)</p>	2
<p>Organisation de colloques de portée nationale et internationale :</p> <p>1. Participation au comité d'organisation de la conférence « NoMaD » :</p> <p>Conférence organisée par l'IMT Lille Douai : Deuxième édition de la Conférence Internationale Francophone NoMaD (Nouveaux Matériaux et Durabilité) à Douai les 5 et 6 Novembre 2015. La conférence NoMaD permet d'aborder les trois thématiques suivantes : le développement et l'utilisation des nouveaux matériaux de construction, la durabilité des matériaux de construction en général, et leurs impacts sur la santé, le confort et la sécurité des occupants.</p> <p>2. Participation au comité d'organisation de la conférence « ECGP » :</p> <p>XIVth International Symposium on « Environment, Catalysis and Process Engineering» (ECGP) on 5 - 7 december 2017 at IMT Lille Douai, France. This symposium provides a forum for chemical scientists and engineers who are dedicated to the worthy mission of making a cleaner and healthier world for everyone.</p>	6
<p>Participation à des réseaux, sociétés savantes, communautés de programmation scientifique... :</p> <p>1. Membre du comité de préfiguration de la démarche nationale SEDIMATERIAUX</p> <p>La démarche vise à développer la valorisation des sédiments de dragage à l'échelle nationale en développant des méthodologies scientifiques opérationnelles pour les gestionnaires. Le comité de préfiguration a été initiée le 10 juin 2009 avec la signature d'une charte par le Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du Développement Durable et de la Mer, le Conseil Régional Nord-Pas de Calais, la Préfecture du Nord-Pas de Calais, le Cd2e et l'Ecole des Mines de Douai (devenue IMT Lille Douai depuis le 1^{er} Janvier 2017).</p> <p>2. Membre d'honneur de l'association I2SM « International Symposium on Sediment Management » depuis 2017. The major themes covered in the I2SM 2016 symposium are:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Emerging pollutants in sediments - Characterization and monitoring - Sediment and contaminant fate and transport - Ecological impact assessment and Risk - Sediment management and Decision-analysis tools - Natural attenuation, capping and storage of sediments - Dredging operation - Mechanical treatments, dehydration, etc. - Remediation of contaminated sediments 	2

<ul style="list-style-type: none"> - Beneficial reuse of sediments (civil engineering, environmental restoration, products manufacturing) - Policy and sediment quality guidelines. 	
<p>Distinctions, prix :</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Prix de la meilleure communication par affiche (21ème Journée de la Chimie –SFC PACA, 16 Avril 2009, Marseille) 2. Prix de thèse délivré au concours régional organisé par la Mairie de Bandol (15 Octobre 2011, Bandol, Région PACA) 	2
<p>Participation à des comités éditoriaux, comités scientifiques de colloques ou de congrès, instances d'expertises scientifiques :</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Participation au comité scientifique des « Journées Nationales Sédiments 2014 » sur la gestion des sédiments les 11 & 12 juin 2014 (Lille Grand Palais) dans le cadre de la démarche SEDIMATERIAUX. 2. Participation au comité scientifique du Vème Workshop Euro-méditerranéen « Eau, Sédiments, Catalyse et Environnement » organisé par l'Ecole Supérieure de Technologie de Fès et l'Association marocaine de Catalyse et Environnement (Fès, Maroc, 14-16 Octobre 2014) 3. Participation au comité scientifique de la « Journée technique – La croissance verte s'applique (aussi) aux sédiments ! » sur la présentation des guides SEDIMATERIAUX, les témoignages et les perspectives le vendredi 17 Avril 2015 (Paris) 4. Participation au comité scientifique du « 1st Euro-Mediterranean Conference for Environmental Integration 22-25 November 2017, SOUSSE, TUNISIA (EMCEI-2017) (site internet : http://www.emcei.net) 5. Participation aux groupes de travail (GT) nationaux sur la valorisation des sédiments de dragage en technique routière : <ul style="list-style-type: none"> GT1. la dangerosité des sédiments ; GT2. l'échantillonnage, in situ et sur stock, ainsi que la conservation des prélèvements ; GT3. les paramètres pertinents à suivre ; GT4. l'évolution physico-chimique des sédiments en milieu aérobie ; GT5. l'adaptation des essais de caractérisation pour les sédiments fins. La maîtrise d'oeuvre des GT1, GT2, GT3 et GT5 est assurée par le CEREMA. La maîtrise d'oeuvre du GT4 est assurée par le BRGM. 6. Activités de « Reviewer » pour des organisations internationales : <p>Czech Science Foundation (public funding agency in the Czech Republic supporting all areas of basic scientific research)</p> 7. Activités de « Reviewer » pour des revues internationales de rang A : <p>Comptes Rendus de Chimie, Chemosphere, Desalination, Journal of Cleaner Production, Environmental Science and Pollution Research, Fresenius Environmental Bulletin, Journal of Hazardous Materials, Journal of Environmental Management, Korean Journal of chemical engineering, Marine Environmental Research, Marine Pollution Bulletin.</p> 	7
<p>Autres :</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Invitations à des comités de suivi de thèses et à des jurys de soutenance : 	2

1.1 Participation au comité de thèse d'Adeline JANUS le 3 mars 2016 à l'ISA Lille. Sujet de thèse : « Intérêt d'un amendement organo-minéral pour remédier les sols de friches industrielles multicontaminées en milieu urbain ».

Composition du comité de thèse : Claire BUGNER (Conseil Régional Hauts-de-France), Pascal ISAMBERT (Pôle de compétitivité TEAM2), Sophie HEYMANS (NEO-ECO RECYCLING), Sébastien LEMIERE (Université des Sciences et Technologies de Lille 1)

1.2 Participation au jury de thèse de Yassine BENTAHAR le 28 octobre 2016 à Tétouan au Maroc. Sujet de thèse : Caractérisation physico-chimique des argiles marocaines : application à l'adsorption de l'arsenic et des colorants cationiques en solution aqueuse. Thèse réalisée sous la direction de Nicolas Marmier, Khalid Draoui et de Slimane Khaïroun.

