

Valorisation des sédiments portuaire comme ajout cimentaire

par

Manassée FOKSOU TCHILIA

MÉMOIRE PRÉSENTÉ À L'ÉCOLE DE TECHNOLOGIE SUPÉRIEURE
COMME EXIGENCE PARTIELLE À L'OBTENTION DE
LA MAITRISE AVEC MÉMOIRE EN GÉNIE CONSTRUCTION
M. Sc. A

MONTRÉAL, LE 24 AOUT 2023

ÉCOLE DE TECHNOLOGIE SUPÉRIEURE
UNIVERSITÉ DU QUÉBEC

© Tous droits réservés, Manassée Foksou Tchilia, 2023

© Tous droits réservés

Cette licence signifie qu'il est interdit de reproduire, d'enregistrer ou de diffuser en tout ou en partie, le présent document. Le lecteur, qui désire imprimer ou conserver sur un autre média une partie importante de ce document, doit obligatoirement en demander l'autorisation à l'auteur.

PRÉSENTATION DU JURY

CE MÉMOIRE A ÉTÉ ÉVALUÉ

PAR UN JURY COMPOSÉ DE :

Mme Claudiane Ouellet-Plamondon, directrice de mémoire
Département de génie de construction à l'École de technologie supérieure

M. Robert Hausler, président du jury
Département de génie de construction à l'École de technologie supérieure

M. Diego Ramirez-Cardona, membre du jury
Département de génie de construction à l'École de technologie supérieure

IL A FAIT L'OBJET D'UNE SOUTENANCE DEVANT JURY ET PUBLIC

LE 7 AOUT 2023

À L'ÉCOLE DE TECHNOLOGIE SUPÉRIEURE

REMERCIEMENTS

Je tiens à exprimer ma profonde gratitude envers toutes les personnes qui m'ont aidé dans la réalisation de ce travail.

Avant toute chose, j'aimerais exprimer ma gratitude envers Claudiane Ouellet-Plamondon, qui a dirigé ce mémoire, pour son soutien continu sur les plans académique et financier, ainsi que pour sa disponibilité tout au long de ce projet.

Ensuite, je remercie le jury pour avoir pris le temps d'évaluer mon mémoire avec attention. J'attends avec impatience leurs commentaires pour améliorer mon travail.

Je souhaite exprimer ma profonde gratitude envers Victor Brial, stagiaire postdoctoral, pour m'avoir initié à la recherche. Je le remercie chaleureusement pour toutes les formations qu'il m'a dispensé sur les méthodes utilisées dans ce mémoire, ainsi que pour ses précieux conseils. J'aimerais également exprimer ma gratitude envers Patrick Brisebois, stagiaire postdoctoral, pour ses conseils et sa relecture attentive. Je tiens à remercier sincèrement Aguerata Kaboré, doctorante, pour ses conseils et son soutien moral tout au long de la rédaction de ce mémoire. Mes remerciements vont également à Malo Charrier pour sa relecture minutieuse. Enfin, j'aimerais remercier professeur Jean-Sébastien Dubé pour sa relecture attentive de mon travail.

J'aimerais remercier l'équipe des techniciens de l'École de technologie supérieure (ÉTS) : Radu Romanica pour m'avoir formé à l'ATG, Alexis Vadeboncoeur pour m'avoir formé aux limites d'Atterberg et Juan Mauricio Rios pour m'avoir formé sur le mortier.

Je ne pourrais pas oublier de remercier ma famille pour leur amour et leur soutien inconditionnel tout au long de mes études. Leur encouragement moral a été essentiel pour moi et je ne pourrai jamais l'oublier.

Valorisation des sédiments portuaire comme ajout cimentaire

Manassée FOKSOU TCHILIA

RÉSUMÉ

Chaque année, 450 000 m³ de sédiments sont extraits des ports du Québec. La gestion de ces sédiments est une préoccupation économique et environnementale. L'objectif principal de cette étude était d'évaluer la possibilité d'utiliser ces sédiments comme matériau cimentaire supplémentaire. Les sédiments du port de Contrecoeur ont été prélevés et soumis à un processus expérimental comprenant le séchage, le broyage et la calcination (600 °C à 1000 °C). Les caractéristiques physiques et chimiques des sédiments ont été déterminées et comparées aux exigences de la norme ASTM C618. L'analyse des caractéristiques physiques a révélé que le sédiment étudié est une argile limoneuse très plastique et gonflable, admissible comme pouzzolane selon ASTM C618. Afin d'évaluer les performances mécaniques dans le mortier et l'activité pouzzolanique dans la pâte R³, 20 % en masse des sédiments bruts et calcinés ont remplacé partiellement le ciment dans le mortier. Leur réactivité chimique a été évaluée par la calorimétrie isotherme à 40 °C et l'analyse thermogravimétrique (ATG) de la pâte R³. Le métakaolin et le quartz sont respectivement des références réactive et inerte dans la pâte R³ et le ciment à usage général (GU) représente la référence dans le mortier. Les mesures de résistance en compression ont été effectuées à des intervalles de 1, 7, 28 et 112 jours, tandis que l'activité chimique a été quantifiée après 7 jours d'hydratation de la pâte R³. De plus, l'impact de taux de substitution des sédiments sur la résistance en compression a été analysé. Selon les résultats des performances mécaniques, les mortiers avec les sédiments bruts (SB) et calcinés à 600 °C, 700 °C et 800 ° ont développé des résistances en compression similaires au mortier de référence à 7 et 28, 112 jours lorsque 20 % du ciment est substitué par les sédiments. En revanche, la résistance en compression diminue linéairement lorsque le taux de substitution des sédiments par le ciment augmente. Les résultats de l'ATG montrent que le degré de réactivité des sédiments varie entre 40 % et 50 % selon la consommation de la Portlandite. Par ailleurs, les sédiments non calcinés ont généré de faibles quantités de chaleur (78 J/g), contrairement aux sédiments calcinés qui ont des produits de chaleur modérés (110 à 130 J/g). Sur la base de tous les résultats expérimentaux obtenus, l'activité pouzzolanique des sédiments bruts et traités thermiquement sont jugés modérés. Le traitement thermique n'a eu qu'un faible effet sur l'activité pouzzolanique. Cette recherche permet de conclure que les sédiments, considérés comme des déchets, peuvent être utilisés comme ajout cimentaire. Cette approche pourrait contribuer à une gestion durable des sédiments portuaire en offrant une solution économique et écologique en remplaçant jusqu'à 20 % du ciment par les sédiments non traités. Le test de durabilité du béton supplémentaire est nécessaire.

Mots-clés : sédiments, ajouts cimentaires, réactivité pouzzolanique (chimique), mortier,

Valorization of harbour dredging sediments as supplementary cementitious materials

Manassée FOKSOU TCHILIA

ABSTRACT

In Quebec, 450000 m³ of sediments are dredged each year in various harbour. The management of these dredged sediments has become a major issue both economically and environmentally. The main objective of this study was to assess the possibility of using these sediments as cementitious additives. The sediments were subjected to a drying process, then crushed and subsequently calcined at temperatures ranging from 600 °C to 1000 °C. The physical, chemical, and mineralogical characteristics were determined. The analysis of the physical characteristics revealed that the studied sediment is a highly plastic and expandable clayey silt. To evaluate the mechanical and pozzolanic performances, 20% of the raw and treated sediments were considered. The reactivity of the sediments was evaluated using isothermal calorimetry and thermogravimetric analysis (TGA) on the R³ paste. Metakaolin and quartz are respectively reactive and inert references in the R³ (Rapid, Relevant, and reliable) paste, and general use cement (GU) represents the reference in the mortar. The compressive strength was measured at 1, 7, 28, and 112 days, and the chemical activity was quantified after 7 days of hydration of the R³ paste. Furthermore, the impact of sediment substitution rates on compressive strengths was analyzed. According to the results of the mechanical performances, mortars with raw sediments (SB) and sediments calcined (SC) at 600 °C, 700 °C, and 800 °C (except 900 °C, 1000 °C) developed similar compressive strengths to the reference mortar at 7, 28 and 112 days when 20% of the cement was substituted by the sediments. However, it decreased linearly as the sediment substitution rate increased. The TGA results showed that the reactivity degree of the sediments varied between 40 % and 50 % depending on the consumption of Portlandite. Furthermore, the non-calcined sediments produced a low amount of heat (78 J/g), unlike the calcined sediments which produced moderate heat (110 - 130 J/g). Based on all the experimental results, the pozzolanic activity of the raw and thermally treated sediments is considered moderate. The thermal treatment had only a slight effect on the pozzolanic activity. The conclusions of this study are encouraging as they suggest that harbour dredging sediments, considered as waste, could be used as a sustainable and environmentally friendly construction material. This approach could contribute to the sustainable management of harbour dredging sediments while offering an economic and ecological solution by replacing, under certain conditions, up to 20% of the untreated sediments. Additional concrete durability tests are required to confirm these promising results.

Keywords: dredged sediments, cementitious additives, reactivity, mortar, cement.

TABLE DES MATIÈRES

	Page
INTRODUCTION	1
0.1 Contexte de la recherche	1
0.2 Objectif du mémoire	3
0.2.1 Objectif spécifique A : caractériser les sédiments	3
0.2.2 Objectif spécifique B : étudier la réactivité des sédiments	3
0.2.3 Objectif spécifique C : optimiser la réactivité des sédiments	3
0.3 Plan du mémoire	4
CHAPITRE 1 L'ÉTAT DE L'ART	5
1.1 Sédiments	5
1.1.1 Définition	5
1.1.2 Origine des sédiments	6
1.2 Les constituants des sédiments	7
1.2.1 L'eau	8
1.2.2 Phase organique	8
1.2.3 Phase minérale	9
1.2.4 Les polluants organiques	12
1.2.5 Les polluants inorganiques	13
1.3 Législations internationales	14
1.4 Législations canadiennes/québécoises	15
1.5 Types des dragages et techniques	15
1.5.1 Dragues mécaniques	16
1.5.2 Dragues hydrauliques	16
1.6 La gestion des sédiments au Québec	17
1.6.1 Les sédiments au Québec : chiffres clés	18
1.6.2 Critères de qualité des sédiments au Québec	18
1.6.3 Qualité des sédiments dans le Saint-Laurent	21
1.6.4 Qualité de sédiments au port de Contrecoeur	22
1.6.5 Immersion en mer	24
1.6.6 Dépôt terrestre	25
1.7 Valorisation des sédiments	27
1.8 Le ciment Portland : composants et processus de fabrication	27
1.8.1 Le clinker Portland	28
1.8.2 Les ajouts minéraux courants	29
1.9 Mécanisme d'hydratation	30
1.9.1 Nomenclature cimentière	30
1.9.2 Matrice cimentaire	31
1.9.3 Mécanisme d'hydratation hydraulique	32
1.9.4 Mécanisme d'hydratation pouzzolanique	32

1.10	Les filières de valorisations des sédiments en construction.....	34
1.10.1	Production des briques sédimentaires.....	34
1.10.2	Valorisation des sédiments en techniques routières.....	36
1.10.3	Valorisation des sédiments dans l'industrie du béton et du ciment.....	37
1.11	Méthodes d'activation.....	42
1.11.1	Activation mécanique.....	42
1.11.2	Activation chimique.....	42
1.11.3	Activation thermique.....	43
1.12	Méthodes d'évaluation des réactivités pouzzolanique.....	47
1.12.1	Méthodes indirectes.....	47
1.12.2	Paramètres qui influent la réaction pouzzolanique.....	49
1.13	Conclusion : synthèse de la revue de la littérature.....	49
CHAPITRE 2 MATÉRIAUX ET MÉTHODES.....		51
2.1	Matériaux.....	51
2.1.1	Ciment Portland.....	51
2.1.2	Sédiments.....	52
2.1.3	Autres ajouts cimentaires.....	55
2.2	Méthodes.....	55
2.2.1	Limites d'Atterberg.....	58
2.3.1.1	Limite de liquidité.....	58
2.3.1.2	Limite de plasticité.....	59
2.3.1.3	Indice de plasticité.....	60
2.3.1.4	Teneur en eau initiale.....	61
2.2.2	Optimisation de la finesse.....	62
2.2.3	Calcination.....	63
2.2.4	Analyse granulométrique par diffraction laser.....	64
2.3.4.1	Principe.....	64
2.2.5	Pycnomètre à l'hélium.....	66
2.2.6	Mortier.....	67
2.2.7	Arrêt d'hydratation.....	68
2.2.8	Calorimétrie isotherme.....	69
2.2.9	Analyse thermogravimétrique.....	71
2.3.9.1	Principe de l'analyse thermogravimétrique.....	71
2.3.9.2	Préparation d'échantillon.....	72
2.2.10	Fluorescence des rayons X.....	73
2.3.10.1	Principe.....	73
2.3	Conclusion du chapitre 2.....	74
CHAPITRE 3 ANALYSE PRÉLIMINAIRE DE L'IMPACT D'UTILISATION DES SÉDIMENTS BRUTS DANS LE CIMENT.....		77
3.1	Paramètres caractéristiques de sédiments.....	77

3.1.1	Teneur en eau.....	77
3.1.2	Teneur en eau initiale.....	78
3.1.3	Limite de liquidité.....	78
3.1.4	Limite de plasticité.....	79
3.1.5	Distribution granulométrique des sédiments bruts	80
3.1.6	Masses volumiques	81
3.1.7	Matières organiques dans les sédiments	82
3.1.8	Composition chimique par fluorescence des rayons X ou FRX.....	83
3.2	Caractérisation des sédiments bruts dans le ciment.....	84
3.3	Résultats de la réactivité des sédiments	85
3.3.1	Calorimétrie isotherme.....	85
3.3.2	Résultats de l'analyse thermogravimétrique	86
3.4	Conclusion du chapitre 3	88
CHAPITRE 4	OPTIMISATION DE LA RÉACTIVITÉ DES SÉDIMENTS BRUTS PAR TRAITEMENT THERMIQUE	91
4.1	Résultats de la calcination.....	91
4.2	Distribution granulométrique des sédiments calcinés.....	92
4.3	Masses volumiques des sédiments calcinés.....	94
4.4	Caractérisation des sédiments bruts et calcinés dans le mortier	95
4.5	Résultats de la caractérisation pouzzolanique.....	96
4.5.1	Calorimétrie isotherme : R ³	97
4.5.2	Résultats de l'analyse thermogravimétrique des sédiments calcinés.....	98
4.6	Conclusion du chapitre 4	100
CHAPITRE 5	DISCUSSIONS ET INTERPRÉTATIONS DES RÉSULTATS	101
5.1	Caractérisation des sédiments	101
5.1.1	Caractéristiques physiques.....	101
5.1.1.1	Distribution granulométrique.....	101
5.1.1.2	Masse volumique	103
5.1.1.3	Teneurs en eau	104
5.1.2	Caractéristiques chimiques	105
5.1.3	Caractéristiques mécaniques.....	107
5.2	Réactivités des sédiments	108
5.2.1	Réactivité des sédiments bruts et calcinés	108
5.3	Contribution de la recherche.....	105
5.4	Limites de la recherche	106
5.5	Conclusion du chapitre 5	113
CONCLUSIONS	115
RECOMMANDATIONS	117

ANNEXE I	MODE DE GESTION DES SÉDIMENTS AU QUÉBEC.....	113
ANNEXE II	LES RÉSULTATS ATG COMPLETS POUR LES SÉDIMENTS CALCINÉS	115
ANNEXE III	IDENTIFICATIONS DES COMPOSÉS EN FONCTION DE TEMPÉRATURE DE DÉCOMPOSITION LORS DES MESURES D'ANALYSE THERMOGRAVIMÉTRIQUE	119
ANNEXE IV	IDENTIFICATIONS DES COMPOSÉS EN FONCTION DE TEMPÉRATURE DE DÉCOMPOSITION LORS DES MESURES D'ANALYSE THERMOGRAVIMÉTRIQUE	121
	LISTE DE RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	131

LISTE DES TABLEAUX

	Page
Tableau 1.1	Classification granulométrique de sols9
Tableau 1.2	Propriétés des argiles de Champlain 11
Tableau 1.3	Sédiments dragués dans les ports au Québec.....18
Tableau 1.4	Mode de gestion des sédiments.....20
Tableau 1.5	Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments d'eau douce20
Tableau 1.6	Composition chimique en oxydes majeurs des sédiments marins39
Tableau 1.7	Synthèse de revue de la littérature des températures de calcination46
Tableau 2.1	Composition en oxyde du ciment Portland GU de Ciment Québec inc. par fluorescence des rayons X (FRX).51
Tableau 2.2	Composition minéralogique de ciment utilisé (par DRX)52
Tableau 2.3	Analyse granulométrique de sable Bomix55
Tableau 2.4	Paramètre des mesures utilisées pour le PSD.66
Tableau 2.5	Conception de mortier.....68
Tableau 2.6	Conception du mélange modèle R ³71
Tableau 2.7	Paramètres de l'essai ATG pour les sédiments.....73
Tableau 3.1	Teneur en eau initiale des sédiments78
Tableau 3.2	Limites d'Atterberg.....79
Tableau 3.3	Masses volumes des sédiments bruts et de ciment de référence.....81
Tableau 3.4	Composition chimique des sédiments bruts par FRX.....84
Tableau 4.1	Distribution granulométrique (complément)93
Tableau 5.1	Valeurs de la littérature sur le même site.....105

Tableaux 5.2	Critères chimiques de la norme ASTM C618.....	105
Tableau 5.3	Vérification des exigences chimiques des sédiments	106

LISTE DES FIGURES

		Page
Figure 0.1	Distribution des substrats sédimentaire	2
Figure 0.2	Organigramme des objectifs du mémoire	4
Figure 1.1	Accumulation de sédiments dans un lac de barrage	6
Figure 1.2	Matrice sédimentaire.....	7
Figure 1.3	Représentation des formes de l'eau dans le sédiment.....	8
Figure 1.4	Cartographie des régions naturelles de la province des basses terres.....	11
Figure 1.5	Cartographie de l'argile de la mer Champlain.....	12
Figure 1.6	Différente drague mécanique.....	16
Figure 1.7	Refoulement des sédiments par drague hydraulique	17
Figure 1.8	Site d'étude de SNC-Lavalin	23
Figure 1.10	Différentes phases des réactions du clinkérisation	29
Figure 1.11	Briques fabriquées avec les sédiments.....	35
Figure 1.12	Projet routier valorisant les sédiments du port de Dunkerque en France	37
Figure 1.13	schéma illustrant les différentes phases du traitement.....	44
Figure 1.14	Structures des certains minéraux argileux	46
Figure 2.1	Courbe granulométrique de ciment GU utilisé	52
Figure 2.2	Le site de prélèvement	53
Figure 2.3	Chaudières hermétiques	54
Figure 2.4	Granulométrie des sédiments bruts.....	54
Figure 2.5	Méthodologies globales adoptées	56

Figure 2.6	Méthodologies adoptées pour répondre à l'objectif A.....	57
Figure 2.7	Méthodologie pour répondre à l'objectif spécifique C.....	58
Figure 2.8	Dispositifs de Casagrande.....	59
Figure 2.9	Représentations des limites d'Atterberg.....	60
Figure 2.10	Diagrammes de Casagrande.....	61
Figure 2.11	Traitement physique des sédiments.....	62
Figure 2.12	Programme expérimental de la calcination.....	63
Figure 2.13	Fours moufle utilisés pour la calcination à l'ÉTS.....	64
Figure 2.14	Principe de l'analyse granulométrique par diffraction laser.....	66
Figure 2.15	Schéma de principe du pycnomètre à hélium.....	67
Figure 2.16	Fonctionnements d'un calorimètre isotherme.....	69
Figure 2.17	Préparations de la pâte R ³	71
Figure 2.18	Courbe ATG/ATD de sédiment.....	72
Figure 2.19	Schéma de principe de FRX à dispersion de longueur d'onde.....	74
Figure 3.1	Mesure de la limite de liquidité.....	79
Figure 3.2	Distributions granulométriques des sédiments bruts.....	81
Figure 3.3	Calcul des matières organiques dans le SB.....	83
Figure 3.4	Résistances en compression des sédiments bruts.....	85
Figure 3.5	Flux de chaleur générés après 7 jours de la pâte R ³	86
Figure 3.6	Calculs de portlandite consommée dans la pâte R ³ SB.....	87
Figure 3.7	Courbe dérivée de la consommation de portlandite de pâte R ³ avec SB.....	88
Figure 4.1	Évolution visuelle du sédiment soumis à différentes températures de calcination.....	91

Figure 4.2	Distributions granulométriques des sédiments bruts et calcinés.....	93
Figure 4.3	Masses volumiques des sédiments calcinés.....	95
Figure 4.4	Résistances en compression des mortiers incorporant 20 %	96
Figure 4.5	Chaleurs dégagées pendant 7 jours de la pâte R ³	98
Figure 4.6	Calcul de portlandite consommée dans la pâte R ³ SC600	99
Figure 5.1	Scénarios de ciment ternaire avec le laitier de haut fourneau et les sédiments	103

LISTE DES ABRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES

AFm	Monosulfates
AFt	Ettringite
APM	Administration portuaire de Montréal
ASTM	American society of testing materials (Société américaine des matériaux)
ATG	Analyses thermogravimétriques
C-S-H	Silicates de calcium hydratés
CEF	Concentration d'effet fréquent
CEO	Concentration produisant effets occasionnels
CO ₂	Dioxyde de carbone
CSA	Canadien standard Association (Associations des normes canadiennes)
DRX	Diffraction des rayons X
EC	Environnement Canada
ECCC	Environnement Canada et changement climatique
ETM	Élément traces des métaux

XXII

E/ C	Rapport eau/ciment en masse
FA	Fly ash (Cendres volantes)
GES	Gaz à effet de serre
GGBS	Ground granulated blast-furnace slag (Laitier de haut fourneau broyé)
GU	General use (Usage general)
HAP	Hydrocarbures aromatiques polycycliques
IP	Indice de plasticité
IAR	Indice d'activité de résistance
LC ³	Limestone calcined clay cement (ciment mélangé avec calcaire et argiles calcinées)
LCPE	Loi canadienne sur la protection de l'environnement
LESC	Lieux d'enfouissement des sols contaminés
M	Masse
MK	Métakaolin
MCS	Matériaux cimentaires supplémentaires

PSD	Particle size distribution (Analyse de taille de particules)
R ³	Rapid Reliable Relevant (Rapide, fiable et pertinente)
SC	Sédiments calcinés
SCM	Supplementary cementitious material (Matériau cimentaire supplémentaire)
SB	Sédiments bruts
TBE	Tribuyl-étain
WL	Limite de liquidité
WP	Limite de plasticité
W (%)	Teneur en eau
XRD	X-ray diffraction (Diffraction de rayon X)
XRF	X-ray fluorescence (Fluorescence des rayons X)
SCCS	Système canadien de classification des sols
GIDS	Gestion intégrée des dragages des sédiments
WCBSD	World Business Council for Sustainable Development (Conseil mondial des entreprises pour le développement durable)

LISTE DES SYMBOLES ET UNITÉS DE MESURE

Masse

t	tonne
kg	kilogramme
g	gramme
mg	milligramme

Temps

h	heure
min	minute
s	seconde
ms	milliseconde
j	jour

Longueur

m	mètre
cm	centimètre
mm	millimètre
μm	micromètre

Volume

m^3	mètre cube
dm^3	décimètre cube
cm^3	centimètre cube
l	litre (= 1 dm^3)
ml	millilitre (= 1 cm^3)

Notations cimentières

C CaO

S SiO₂

\$ SO₃

A Al₂O₃

F Fe₂O₃

H H₂O

K K₂O

N. Na₂O

M MgO

Surface

m² mètre carré

cm² centimètre carré

Contrainte

MPa mégapascal

Température

°C degré Celsius

Quantité de matière

mol mole

Chaleur

j joule

Flux de chaleur

mW milliwatt

Vitesse angulaire

rpm tour par minute

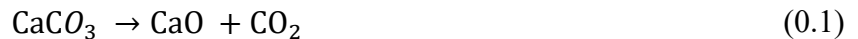
Symboles

I_0 Intensité des rayonnements incidents

INTRODUCTION

0.1 Mise en Contexte

Environ 10 milliards de tonnes de béton sont produites dans le monde chaque année (Hollanders *et al.*, 2016 ; Friedlingstein *et al.*, 2020). Le ciment est l'ingrédient principal du béton, pourtant sa fabrication consomme environ 5% de l'énergie mondiale (Omer, 2014). De plus, les réactions chimiques (équation 0.1) qui se produisent lors de la décomposition du calcaire en chaux (le principal composant du ciment) produisent 842 kgCO₂/t de clinker, ce qui représente environ 60 % des émissions de l'industrie du ciment (Scrivener *et al.*, 2018 ; AIE, 2009). En considérant ces émissions ainsi que celles provenant des combustibles fossiles nécessaires pour la production de ciment, cela représente environ 8 % des émissions anthropiques mondiales (Barcelo *et al.*, 2014 ; Le Quréré *et al.*, 2015 ; Zhuang *et al.*, 2021).



La croissance continue de la population mondiale pourrait générer des émissions de CO₂ supplémentaires dues en partie à la demande supplémentaire des infrastructures (Wade *et al.*, 2016; UNP,2019 ; Yusuff, 2023).

Afin d'atteindre l'objectif mondial de réduction des émissions de 50 % et maintenir le réchauffement climatique en dessous de 2 °C au-dessus des niveaux préindustriels, il est nécessaire de réduire globalement des émissions de CO₂ du secteur du ciment de 18 % d'ici 2050 (AIE, 2009, 2014).

Afin de relever ce défi, l'industrie du ciment substitue une partie du clinker Portland par des matériaux cimentaires complémentaires (Kajaste *et al.*, 2016 ; CEMBUREAU, 2014 ; Stemmermann *et al.*, 2010 ; Habert *et al.*, 2009, 2016 ; Scrivener *et al.*, 2018). Les ajouts cimentaires couramment utilisés comprennent les cendres volantes, les scories, la fumée de silice et le laitier de haut fourneau (Hollanders *et al.*, 2016 ; Sanchit *et al.*, 2022).

Cependant, la disponibilité de ces matériaux cimentaires supplémentaires est limitée pour répondre à la demande croissante (Damineli *et al.*, 2012). Ces dernières années, les études sur Les argiles ont connu une augmentation significative. Le ciment LC³ (Limestone calcined clay cement ou ciment calcaire à argile calcinée) est un excellent exemple mettant en évidence le potentiel des argiles calcinées. LC³ est un ciment à base d'un mélange de calcaire et d'argile calcinée. Le LC³ peut réduire les émissions de CO₂ jusqu'à 40 % et ne nécessite pas de rénovation à forte intensité de capital des cimenteries existantes (Avet *et al.*, 2018 ; Sanchez *et al.*, 2016 ; Zhou *et al.*, 2022 ; Antoni *et al.*, 2012). D'autre part, plusieurs études indiquent que la composition chimique des sédiments des dragages portuaires est similaire à celle des argiles, principalement composée de quatre oxydes : SiO₂, Al₂O₃, Fe₂O₃, CaO (Yao *et al.*, 2023 ; Dang *et al.*, 2013 ; Thanh, 2009, 2020 ; Amar *et al.*, 2021 ; Agostini *et al.*, 2007 ; Dalton *et al.*, 2004). Cette constatation a suscité un intérêt pour l'étude du potentiel d'utilisation des sédiments de dragage portuaire comme substitut au clinker Portland, afin de trouver une solution durable pour la gestion de ces sédiments. En effet, des opérations de dragage sont essentielles pour maintenir les navigations dans les ports, prévenir les inondations et améliorer la qualité de l'écosystème aquatique (Agostini *et al.*, 2007 ; Environnement Canada et ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs , 2007). Ces activités de dragage génèrent d'énormes quantités de sédiments et leur gestion pose de sérieux problèmes environnementaux (Krieger *et al.*, 1973 ; Rosenberg, 1977)

Au Québec, environ 450 000 m³ des sédiments sont dragués chaque année sur le fleuve Saint-Laurent (Environnement Canada et ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, 2007). Environ 90 % de ces sédiments dragués sont soit rejetés dans le fleuve, soit déposés à terre (DDH Environnement, 2003 ; Rieussec, 2008). Cette approche de gestion n'est ni économiquement ni écologiquement viable. L'utilisation des sédiments comme ajout cimentaire semble bénéfique. Les sédiments du fleuve Saint-Laurent, dont la cartographie sédimentaire est illustrée sur la Figure 0.1, pourraient être utilisés comme matières premières secondaires dans la production du béton. Les sédiments de dragage présentent les avantages d'être une ressource disponible en grande quantité et leur gestion fait partie des plans de maintenance des activités portuaires.

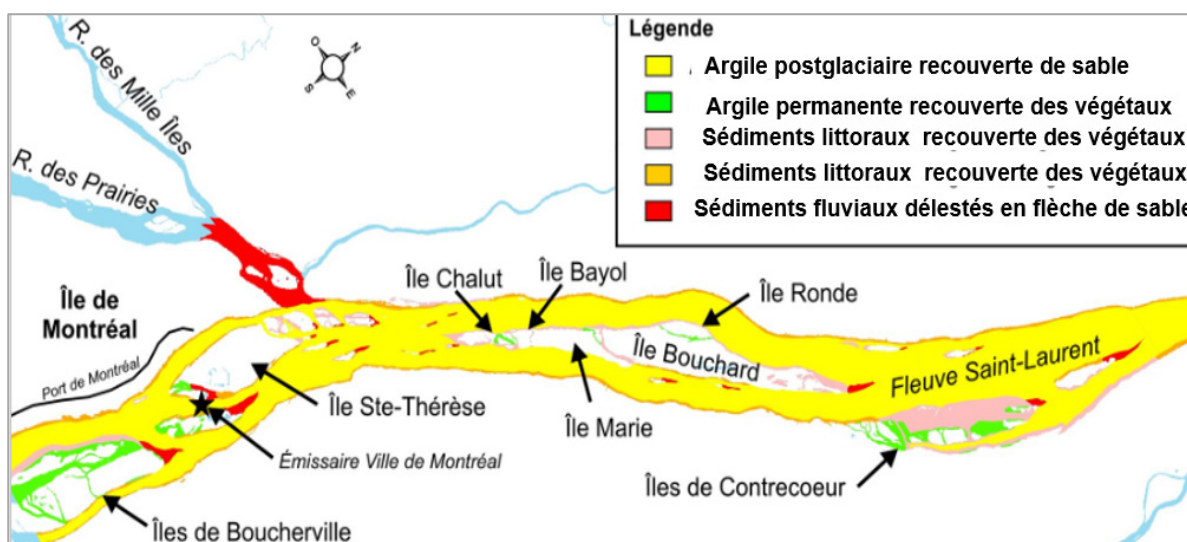


Figure 0.1 Distribution des substrats sédimentaires
Tirée d'Environnement Canada et ministère du Développement durable, de l'Environnement
et des Parcs (2007).

0.2 Objectifs de la recherche

L'objectif principal de ce mémoire est d'évaluer la faisabilité de l'utilisation des sédiments de dragage portuaire en tant que matériaux cimentaires complémentaires. Afin d'atteindre cet objectif, cette recherche est divisée en trois objectifs spécifiques, notés A, B et C qui sont présentés dans les sections suivantes.

0.2.1 L'objectif spécifique A : caractériser les sédiments dans le ciment

Dans le cadre de cet objectif spécifique, l'intérêt se porte sur l'impact des sédiments en termes de performance mécanique lorsque le ciment est partiellement remplacé par ces derniers.

0.2.2 L'objectif spécifique B : étudier la réactivité des sédiments

L'objectif spécifique B vise à évaluer l'activité pouzzolanique des sédiments. Pour atteindre cet objectif, deux méthodes d'analyse sont utilisées.

0.2.3 L'objectif spécifique C : optimiser l'activité pouzzolanique

Cet objectif spécifique C se concentre sur le traitement thermique des sédiments dans le but d'améliorer leur réactivité chimique. La Figure 0.2 récapitule les objectifs de ce mémoire.

0.3 Plan du mémoire

Ce mémoire est structuré en cinq chapitres. Tout d'abord, dans le premier chapitre, une revue de la littérature est proposée sur les sédiments de dragage portuaire, les recherches actuelles menées pour évaluer leur potentiel dans le domaine de la construction, ainsi que les principales méthodes utilisées. Ensuite, le chapitre 2 présente les méthodes et les matériaux utilisés dans cette étude. Le chapitre 3 est consacré à l'étude préliminaire des sédiments bruts. Il expose d'abord les caractéristiques physiques et chimiques des sédiments bruts, puis examine l'impact de ces sédiments sur le ciment et leurs performances pouzzolaniques. Le chapitre 4 présente les résultats de l'évaluation de l'activité pouzzolanique des sédiments calcinés et de leurs effets sur le système cimentaire. Enfin, le chapitre 5 aborde les discussions et les interprétations des résultats, suivies d'une conclusion qui résume les trois objectifs de cette étude et propose des recommandations pour des recherches ultérieures.

CHAPITRE 1

L'ÉTAT DE L'ART

1.1 Sédiments

Le chapitre 1 est consacré à la revue de la littérature sur la valorisation des sédiments de dragage comme ajout cimentaire. Ce chapitre présente une synthèse des travaux de la recherche existant sur ce sujet. La revue permet de mieux comprendre les avantages et les limites de l'utilisation des sédiments de dragage comme ajout cimentaire. La chimie de ciment sera aussi abordée dans la deuxième partie de ce chapitre introductif,

1.1.1 Définition

En géologie, les sédiments sont des matériaux fins composés de substances minérales et organiques qui se déposent au fond des milieux aquatiques (Benzerzour *et al.*, 2017), ils peuvent être définis comme des matériaux fins issus de la dégradation du continent (Amar *et al.*, 2021). Ils résultent de l'érosion naturelle du continent ainsi que de l'action humaine. Les fragments sont transportés par différents moyens tels que le vent, les glaciers et l'eau de ruissèlement. Les matières sédimentaires peuvent avoir deux sources possibles : endogène et exogène (Schneider, 2001). La dégradation du continent est le résultat d'un processus d'altération physique et chimique qui conduit à la formation de particules sédimentaires (Capilla *et.*, 2006). Ces particules sont ensuite déposées au fond de l'eau en trois étapes successives Figure 1.1 :

- 1) Altération de la roche mère,
- 2) Le transport des sédiments par des agents physiques (eau, vent, gravité, glace),
- 3) Le dépôt des sédiments ou sédimentation.

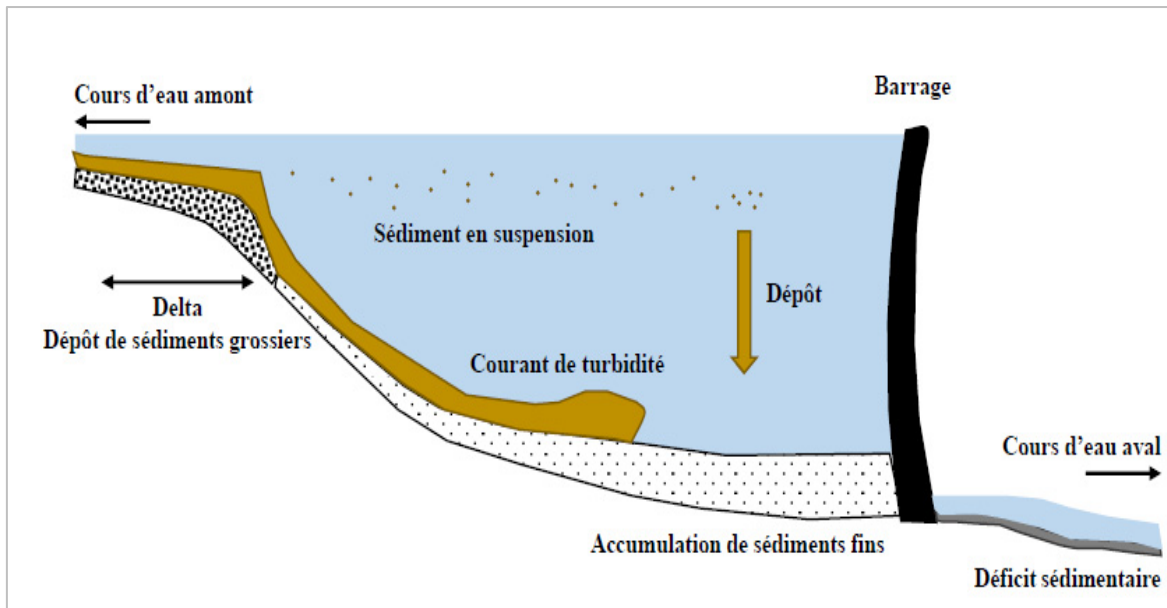


Figure 1.1 Accumulation de sédiments dans un lac de barrage
Tirée Faure (2017)

1.1.2 Origine des sédiments

Schneider (Schneider, 2001) rapporte deux origines des sédiments :

- 1) Une origine endogène : la sédimentation est dite endogène si les matières qui constituent les sédiments sont produites par le milieu lui-même (il n'y a pas transport de sédiment), l'apport est autochtone
- 2) Une origine exogène : Lorsque la sédimentation résulte d'apports de matières allochtones (entraînés par le vent, ruissèlement...).

Cet apport exogène peut être d'origine naturelle (érosion des sols, décomposition de la matière Végétale...) ou anthropique (apports de matière en suspension, de matières organiques).

La sédimentation est principalement causée par le processus de transport, et lors de ce processus, les particules sédimentaires ont la capacité d'entraîner avec elles différents éléments tels que des matières organiques et des polluants. Cette interaction confère au sédiment une nature hétérogène.

1.2 Les constituants des sédiments

Les sédiments présentent une grande hétérogénéité. La matrice sédimentaire, qui correspond à la fraction fine des sédiments, est composée de particules extrêmement fines telles que l'argile et les particules organiques. L'analyse de cette matrice permet d'obtenir des informations sur les mécanismes de dépôt, l'environnement de dépôt et les variations environnementales au fil du temps. La matrice sédimentaire se compose de trois phases distinctes : une phase minérale, une phase organique et une phase liquide, avec éventuellement la présence de polluants (Power *et al.*, 1992). La Figure 1.2 illustre la composition de la matrice sédimentaire. Les prochaines sections détailleront les trois phases constitutives de cette matrice.

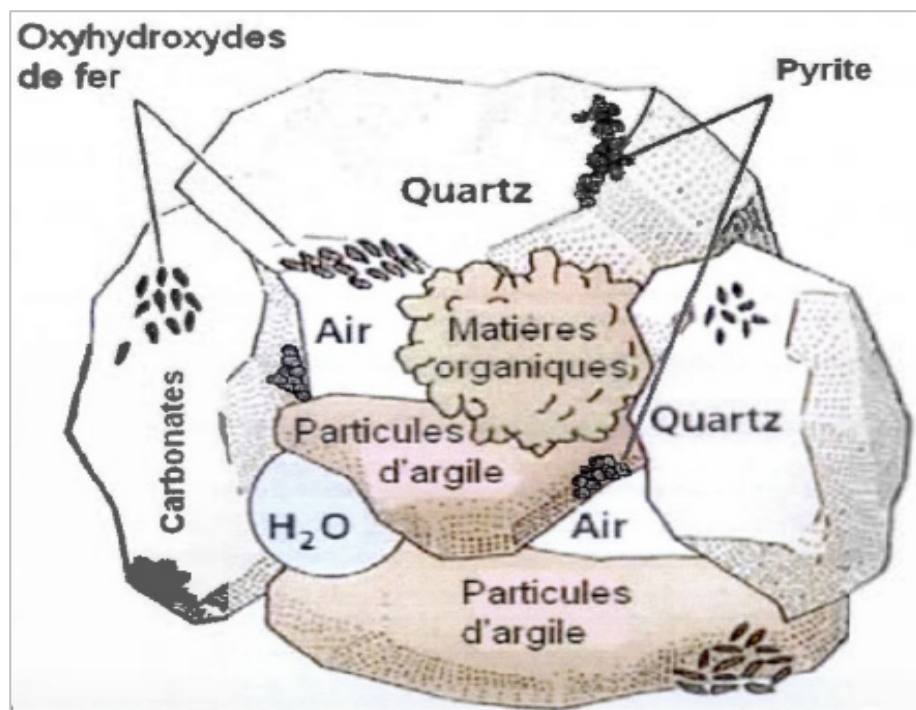


Figure 1.2 Matrice sédimentaire
Tirée de Yvon (2010).

1.2.1 L'eau

La teneur en eau des sédiments peut varier entre 100 % et 300 % (Dubois, 2006), en fonction de la méthode de dragage utilisée et du lieu de dépôt. Selon les recherches de (Azar, 2014 ; Marot, 1997), il existe différentes formes d'eau dans les sédiments Figure 1.3.

L'eau libre circule entre les particules solides et peut être éliminée par décantation. En revanche, l'eau capillaire est retenue par les forces d'attraction entre les particules et peut être éliminée par filtration. De même, l'eau colloïdale qui hydrate les colloïdes peut être éliminée par la simple filtration. L'eau liée est principalement liée aux particules fines telles que les argiles et l'eau pelliculaire est liée à la surface des particules et sont éliminées thermiquement. Enfin, l'eau de constitution est présente dans les formules chimiques des substances formant des hydrates et peut être éliminée par traitement thermique.

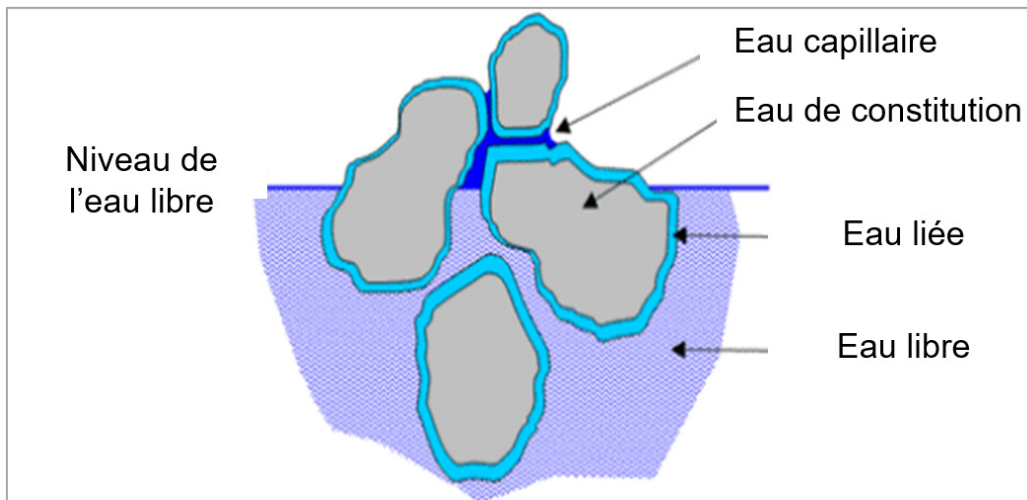


Figure 1.3 Représentation des formes de l'eau dans le sédiment
Tirée de Marot (1997)

1.2.2 Phase organique

Les matières organiques dans les sédiments proviennent de plusieurs sources : débris végétaux, colloïdes, microorganismes. En général, la proportion de matière organique est de l'ordre de 2 à 10 % (Thanh, 2009). Les particules organiques peuvent interagir avec les fractions argileuses du sédiment pour former les complexes argile — organiques. La formation des complexes argile - organiques conduit à la modification de la consistance et de plasticité de l'argile (Keller, 1982). Des études similaires de (Tremblay *et al.*, 2014) ont relevé l'augmentation de l'indice de vides dus à la formation des complexes argile - organiques.

1.2.3 Phase minérale

Les éléments de nature minérale influencent essentiellement les caractéristiques physiques et mécaniques des sédiments. Ils sont classés en fonction de leur taille. Le système canadien de classification des sols (SCCS) regroupe les sols en 6 classes, illustrées dans le Tableau (1.1).

Tableau 1.1 Classification granulométrique de sols
Tirée de CNRC-NRC (2002)

Sols	Diamètres
Blocs	300 mm
Cailloux	300-80 mm
Graviers	80-5 mm
Sable	5 mm — 80 µm
Silts ou limons	80 - 2 µm
Argiles	< 2 µm

Selon Bellavance *et al.* (2019), les dépôts de cailloux et de graviers fluviaux sont considérés comme des dépôts terrigènes. Ces matériaux proviennent principalement des mouvements des courants et des vagues. Les cailloux de plus gros diamètres ont tendance à se déposer près de

la côte marine, tandis que les sables, l'argile et les limons ont tendance à s'accumuler au fond des milieux aquatiques.

Les minéraux argileux sont principalement des substances cristallines résultant de processus d'altération chimique et physique, comme décrit dans la section 1.1.2. Ces minéraux confèrent à l'argile des propriétés spécifiques qui sont essentielles pour en faire un matériau de construction. Les différentes familles d'argiles existent en raison des conditions de dégradation spécifiques et de l'histoire géologique de leur environnement. C'est le cas des sédiments de Contrecoeur, situés dans la région naturelle des Basse-Terre (Figure 1.4) du Saint-Laurent, principalement composés des argiles marines de Champlain.

L'argile de Champlain est une argile naturelle qui se trouve dans les basses terres (Figure 1.4) de la mer de Champlain (Figure 1.5). La mer de Champlain était une ancienne mer qui recouvrait une grande partie de l'Amérique du Nord. Cette argile est caractérisée par sa richesse en minéraux. Elle constitue environ 70 % des dépôts d'argile dans les régions des basses terres du Saint-Laurent (Perez, 2013).

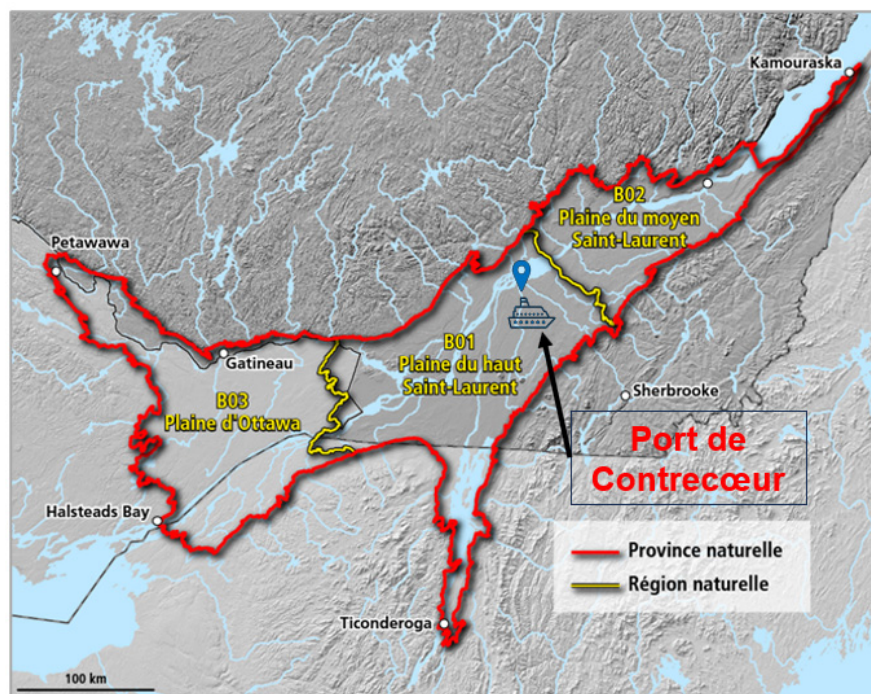


Figure 1.4 Cartographie des régions naturelles de la province des basses terres du Saint-Laurent
Tirée de Bellavance *et al.* (2019)

Plusieurs études ont caractérisé l'argile Champlain (Quin, 2009 ; Li *et al.*, 2016 ; Liu *et al.*, 2020 ; Monsif *et al.*, 2020). Les propriétés générales de l'argile de Champlain dans certaines zones ont été caractérisées (Perez, 2013) et les caractéristiques sont présentées dans le tableau (1.2)

Tableau 1.2 Propriétés des argiles d'un site d'argile de Champlain
Tiré de Perez (2013)

Caractéristiques	Valeurs
Masse volumique (g/cm ³)	2,64 à 2,75
Particules Inférieur à 2 µm (%)	20 à 85

Composition minéralogique (%)	Plagioclases : 37 Quartz : 16 Feldspaths : 12 Amphiboles : 9 Carbonates : 1 à 5 Matières organiques : 1 à 2
Limites d'Atterberg et Teneur en eau naturelle (%)	30 < WL < 78 17 < WP < 34

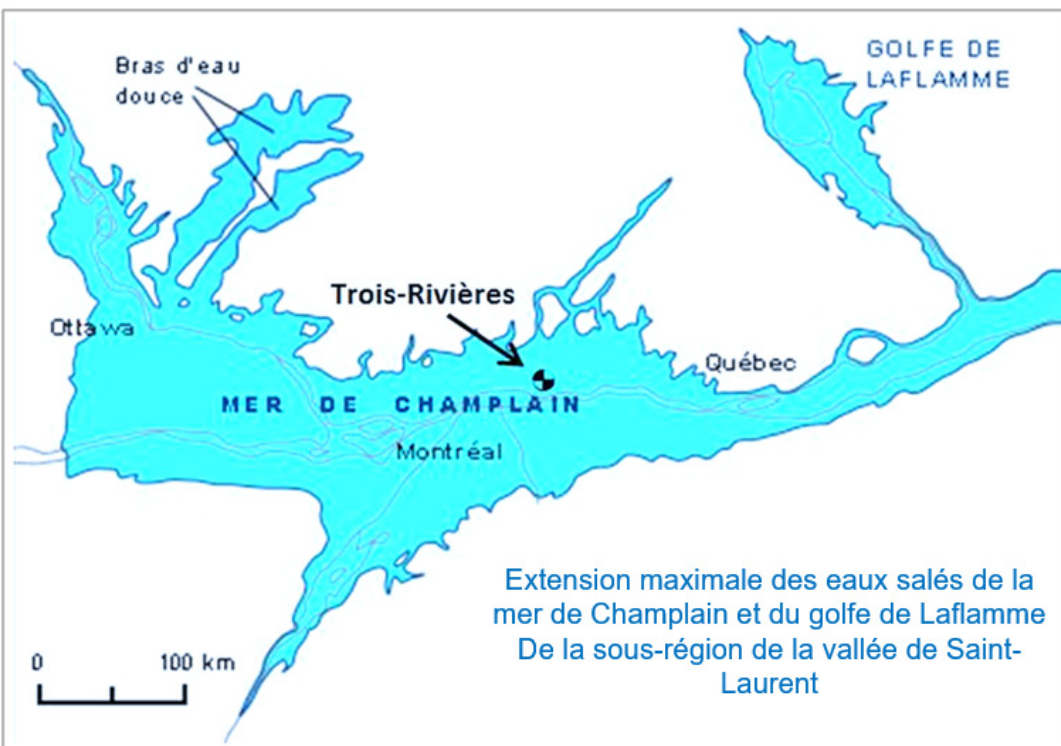


Figure 1.5 Cartographie de l'argile de la mer Champlain
Tirée de Leblanc *et al.* (2013)

1.2.4 Les polluants organiques

Les sédiments sont des réservoirs des polluants organiques persistants (POP). Il existe principalement trois familles de composés organiques dans les sédiments : les hydrocarbures aromatiques polycycliques, les polychlorobiphényles (PCB) et le tributylétain (TBT). Ces substances sont présentes dans les sédiments et peuvent avoir des effets néfastes sur l'environnement (Zhang *et al.*, 2009 ; Tobiszewski *et al.*, 2012)

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) sont des composés carbonés issus de la pyrolyse. Ces polluants organiques se trouvent généralement au fond marin et proviennent principalement des combustibles fossiles, de la production de coke, du raffinage du pétrole (Eom *et al.*, 2007 ; Patel *et al.*, 2020 ; Amar *et al.*, 2021). En raison de leur propriété toxique, les HAP constituent un problème environnemental et leur présence dans les sédiments est un défi écologique (Patel *et al.*, 2020). La teneur des HAP dans les sédiments varie en fonction de la distribution granulométrique des sédiments. Les études de (Wang *et al.*, 2015 ; Li *et al.*, 2016) ont montré que les HAP sont accumulées majoritairement dans les particules des tailles inférieures à 2 μm (argiles).

Les PCB, également connus sous le nom de biphényle polychloré, sont largement utilisés dans diverses industries. Cependant, ces composés organochlorés ont la capacité de s'accumuler dans les sédiments. Leur présence dans les sédiments peut entraîner des conséquences néfastes sur les écosystèmes aquatiques et la santé humaine, car ces substances chimiques peuvent s'accumuler dans les poissons et autres organismes marins qui sont ultérieurement consommés par les humains (Bigus *et al.*, 2014). En raison de leur persistance environnementale, leur présence dans le sédiment constitue un défi environnemental.

1.2.5 Les polluants inorganiques

Les métaux lourds sont des polluants inorganiques présents dans les sédiments. Ils proviennent principalement des matières premières utilisées par l'industrie au quotidien. Les rejets industriels liés à leur exploitation constituent une source majeure d'éléments traces de métaux (ETM) dans les sédiments. Les principaux métaux lourds retrouvés dans les sédiments sont le

cadmium, le chrome, le cuivre, le plomb, le mercure, le nickel, le sélénium et l'arsenic, selon les études (Capilla *et al.*, 2006 ; Li *et al.*, 2017 ; Barron *et al.*, 2022 ; et Wang *et al.* 2020 ; Li *et al.*, 2020).

Pour évaluer les concentrations des métaux lourds, il est possible d'utiliser des tests de lixiviation ou des analyses par diffraction des rayons X (DRX). Il est important de mesurer à la fois les concentrations totales de chaque élément et leur forme chimique spécifique. Cette approche permet de comprendre la biodisponibilité, la réactivité, ainsi que le potentiel de migration et d'impact de ces métaux dans l'environnement et les écosystèmes. En effet, les métaux lourds représentent des polluants inorganiques particulièrement préoccupants (Do *et al.*, 2018 ; Agostini *et al.*, 2007). D'une part, leurs effets néfastes peuvent se propager à la fois sur la vie humaine, les organismes aquatiques et les écosystèmes terrestres (Minocha *et al.*, 2003 a, 2003 b) et d'autre part, influencer négativement la chimie du ciment. Cependant, des études sur certains polluants inorganiques deviennent stables lorsqu'ils sont soumis à certaines températures (Azrar, 2014). Il est donc essentiel de les gérer de manière efficace afin de protéger les écosystèmes marins. C'est pourquoi, plusieurs législations et règlements tant au niveau national qu'international ont été mis en place pour établir des règles de protection de l'environnement marin vis-à-vis des déchets, grands réservoirs des polluants. Ces mesures visent à garantir une gestion adéquate et une préservation des écosystèmes marins et terrestres, en tenant compte des impacts potentiels des métaux lourds et d'autres substances toxiques.

1.3 Législations internationales

Il existe essentiellement deux instruments juridiques internationaux qui encadrent la gestion des déchets dans les milieux marins dont le Canada est membre.

- 1) La Convention des Nations Unies sur le droit de la mer UNCLOS, ratifiée par le Canada le 7 novembre 2003. Elle définit les droits et les responsabilités des États en ce qui concerne les zones maritimes, y compris les eaux territoriales, la zone économique exclusive et le plateau continental. Elle établit également des règles pour la protection de l'environnement

marin et la gestion des ressources naturelles, telles que les poissons, les minéraux et les hydrocarbures.

- 2) Le Protocole MARPOL de Londres (adapté en 1973 et modifié 1978) : il encadre la prévention de la pollution des mers résultant de l'immersion de déchets et autres matériaux. Le Canada est signataire (Bergesen et al., 2018 ; OMI, 2021)

1.4 Législations canadiennes/québécoises

La législation canadienne en matière de protection de l'environnement, telle que la Loi canadienne sur la protection de l'environnement et la Loi canadienne sur l'évaluation environnementale, joue un rôle important dans la réglementation du domaine du dragage des sédiments. Ces réglementations fournissent des lignes directrices pour minimiser l'impact des activités de dragage sur les écosystèmes marins. Elles exigent l'utilisation de techniques spécifiques de dragage afin de réduire les conséquences néfastes (Englobe, 2016).

1.5 Types des dragages et techniques

Au Québec, tout comme ailleurs, les opérations de dragage sont réalisées périodiquement dans les ports. On recense essentiellement trois types de dragage (Hand *et al.*, 1978).

- 1) Dragage d'entretien des chenaux de navigation et des aires portuaires : ce dragage a pour but de rétablir le tirant d'eau ;
- 2) Dragage d'approfondissement ou de capitalisation : ce dragage a pour but de moderniser les ouvrages portuaires ;
- 3) Dragage de restauration de sites à fortes pollutions : ce dragage a pour but d'aménager de nouvelles aires.

Il existe essentiellement sur le marché commercial, deux catégories de dragues expliquées dans les sections suivantes.

1.5.1 Dragues mécaniques

Cet équipement de drague mécanique est adapté aux zones difficiles d'accès telles que les quais et les petits bassins. Les dragues mécaniques sont essentiellement divisées en trois types (Figure 1.6). Ces machines sont capables d'atteindre des profondeurs allant jusqu'à 25 m ou 30 m et sont très précises. Les dragues mécaniques sont conçues pour les matériaux durs et mous. Ils éliminent les dépôts en appliquant une force mécanique directement sur le fond. Les sédiments dragués conservent en fait leur masse volumique d'origine. Les dragues mécaniques ont un débit relativement faible de 500 m³/h. Lorsque les sédiments sont destinés à des fins de valorisation, les dragues mécaniques sont privilégiées (SNC - Lavalin, 2017).

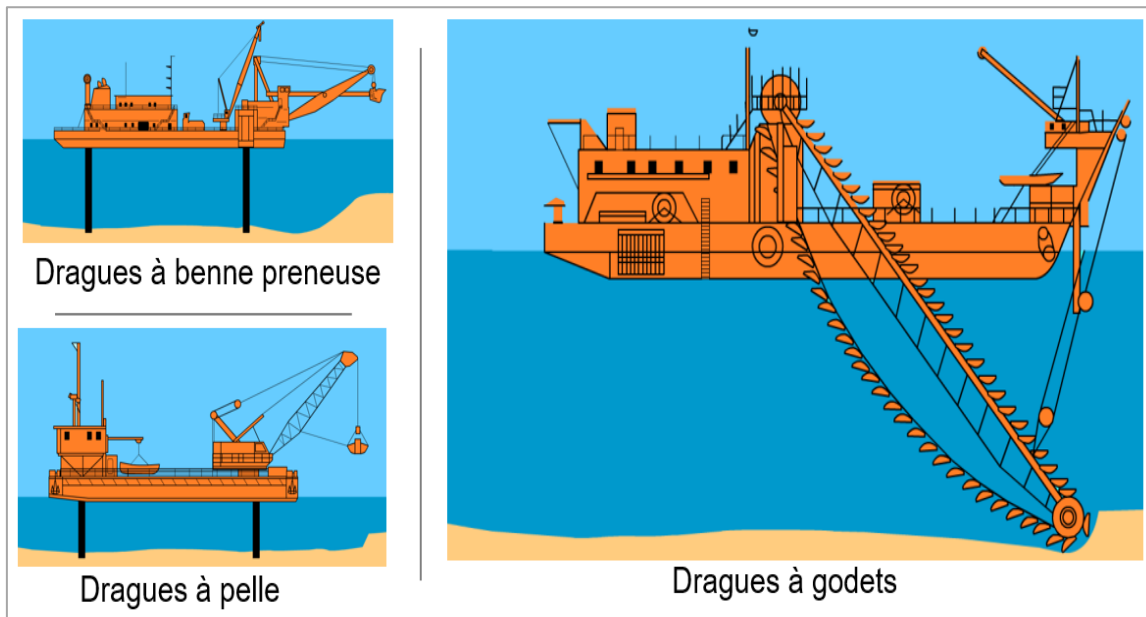


Figure 1.6 Différentes dragues mécaniques
Tirée de Geode (2014)

1.5.2 Dragues hydrauliques

Les dragues hydrauliques sont connues pour leur vitesse supérieure par rapport aux dragues mécaniques. Leur capacité de production peut atteindre jusqu'à 7 600 m³/h, ce qui en fait des

outils efficaces pour le dragage à grande échelle. Une des caractéristiques remarquables des dragues hydrauliques est leur performance en termes de remise en suspension des sédiments. Comparativement aux dragues mécaniques, elles sont capables de maintenir une meilleure efficacité dans la remise en suspension des sédiments pendant les opérations de dragage. Cela signifie qu'elles sont plus aptes à agiter les sédiments existants, favorisant ainsi une meilleure homogénéisation des matériaux dragués. La Figure 1.7 illustre la drague hydraulique.



Figure 1.7 Refoulement des sédiments par drague hydraulique
Tirée de GÉODE (2014)

Quel que soit le type de dragues utilisé, le dragage portuaire engendre la production d'un volume important de sédiments, qui peut contenir des polluants. Par conséquent, il est crucial de gérer ces sédiments de manière efficace afin de réduire leur impact sur l'environnement.

1.6 La gestion des sédiments au Québec

La gestion des déchets est placée sous la tutelle des organismes fédéraux et provinciaux. Le ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC) est

responsable de la gestion et de la protection de l'environnement au Québec et Environnement et changement climatique Canada (ECCC) est responsable de la coordination des politiques et des programmes environnementaux, ainsi que de la préservation et de l'amélioration de l'environnement naturel et des ressources renouvelables. Ces organismes interviennent à travers la Gestion intégrée du dragage des sédiments (GIDS), l'organisation chargée de l'ensemble des opérations de dragage et des activités connexes et l'administration portuaire des villes.

1.6.1 Les sédiments au Québec : chiffres clés

Le réseau portuaire québécois comprend trente infrastructures portuaires réparties le long de 3 700 km de voies navigables, allant des Grands Lacs à l'océan Atlantique Nord. Ce réseau génère annuellement un total de 450 000 m³ de sédiments. Environ 90 % de ces sédiments dragués sont actuellement gérés par rejet en eaux libres ou dépôt terrestre (DDH environnement, 2003). Le Tableau 1.3 présente l'évolution de la quantité de déblais dans quatre grands ports du Québec, selon les données disponibles

Tableau 1.3 Sédiments dragué dans les ports au Québec.
Tiré Safhi (2021)

Principaux ports	Période	Volumes (m ³)
Port de Québec	1969 – 1976	5 141 271
Port de Sorel	1970 – 1978	213 799
Port de Trois-Rivières	1967 – 1977	249 149
Port de Montréal	1956 – 1975	3 766 049

1.6.2 Critères de qualité des sédiments au Québec

Au Québec, la qualité des sédiments est déterminée en fonction de cinq critères définis par Environnement Canada et ministère de développement durable et de parc (2007). Depuis 2015, ce ministère a été renommé "Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques" (MELCC). Les seuils définissant les cinq critères sont illustrés dans le Tableau (1.5).

La concentration d'effets fréquents (CEF) représente la concentration maximale d'un polluant dans les sédiments pouvant régulièrement causer des effets néfastes sur la vie aquatique. Par conséquent, le dépassement de cette concentration peut indiquer une pollution chronique. En revanche, la concentration produisant un effet probable (CEP) correspond à la concentration maximale d'un polluant dans les sédiments pouvant occasionnellement causer des effets néfastes sur la vie aquatique.

D'autre part, la concentration d'effets rares (CER) désigne la concentration maximale d'un polluant dans les sédiments pouvant très rarement causer des effets néfastes sur la vie aquatique. En complément, la concentration d'effets occasionnels (CEO) représente la concentration maximale d'un polluant dans les sédiments pouvant causer des effets néfastes lors d'une exposition à court terme. Ainsi, si cette concentration est dépassée, cela peut indiquer une pollution temporaire des sédiments.

Enfin, la concentration seuil produisant un effet (CSE) est la concentration minimale d'un polluant dans les sédiments pouvant causer des effets néfastes sur la vie aquatique.

L'évaluation de la qualité des sédiments et l'identification de l'état de contamination des sédiments se font grâce à ces critères spécifiques. Dans le cadre de la gestion des déblais de dragage, les seuils utilisés sont la CEO et la CEF, qui définissent le cadre de gestion (Environnement Canada et ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, 2007). En réalisant les analyses appropriées sur les sédiments, il est donc possible d'évaluer leur qualité en se basant sur ces critères. Par la suite, les sédiments peuvent être regroupés en trois classes distinctes en fonction de leur niveau de contamination :

- 1) Lorsque toutes les substances analysées ont une concentration inférieure ou égale à la CER, les sédiments sont de classe 1.
- 2) Lorsqu'une ou plusieurs substances dépassent la CER, mais sont inférieures ou égales à la CSE, les sédiments sont de classe 2
- 3) Lorsque la concentration d'une ou de plusieurs substances dépasse la CSE, les sédiments sont de classe 3.

La classification des sédiments permet ensuite d'orienter leur gestion de manière appropriée, comme illustrée dans le Tableau 1.3 et en annexe (voir annexe I, p.119), qui détaille les différentes orientations de la gestion des sédiments en fonction de leur classe.

Tableau 1.4 Mode de gestion des sédiments

Classe des sédiments	Mode de gestion à adopter			
Classe 1	Rejet en eau libre			
Classe 2	Rejet en eau libre	Dépôt terrestre	Confinement aquatique	Confinement terrestre
Classe 3	Dépôt terrestre		Confinement terrestre	

Tableau 1.5 Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments d'eau douce
Tiré d'environnement Canada et ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (2007)

Groupes	Substances	CER	CSE	CEO	CEP	CEF
Métaux et métalloïdes	Arsenic	4,1	5,9	7,6	17	23
	Cadmium	0,33	0,6	1,7	3,5	12
	Chrome	25	37	57	90	120
	Cuivre	22	36	63	200	700
	Mercure	0,094	0,17	0,25	0,49	0,87
	Nickel	ND	ND	47	3ND	ND
	Plomb	25	35	52	91	150
	Zinc	80	120	170	310	770
Composés organiques	BPC Totaux	0,025	0,034	0,079	0,28	0,78
	Acénaphène	0,003 7	0,0067	0,21	0,089	0,94
	Acénaphylène	0,003 3	0,0059	0,030	0,13	0,34
	Anthracène	0,016	0,047	0,11	0,24	1,1
	Anthracène	0,0144	0,032	0,12	0,39	0,76

HAP	Pyrène	0,011	0,057	0,15	0,78	3,2
	Chrysene	0,026	0,0062	0,24	0,86	1,6
	Anthracène	0,0033	0,11	0,043	0,14	0,2
	Fluoranthène	0,047	0,021	0,45	2,4	4,9
	Fluorene	0.010	0.020	0.061	0.14	1.2
	2-Méthyl-naphtalène	0,016	0,035	0,063	0,2	0,38
	Naphtalène	0,017	0,042	0,12	0,39	1,2
	Phénanthrène	0,025	0,053	0,13	0,52	1,1
	Pyrene	0,029	0,0035	0,23	0,88	1,5

Actuellement, au Québec, il existe essentiellement 2 modes de gestion des sédiments :

Les sédiments sont rejetés dans le milieu aquatique ou dépôt à terre. En fonction de critères énumérés, des études ont été effectuées pour dresser le bilan de santé des sédiments du fleuve Saint-Laurent qui héberge les différents grands ports au Québec.

1.6.3 Qualité des sédiments dans le Saint-Laurent

La qualité des sédiments du fleuve Saint-Laurent au Québec a été analysée par Environnement Canada en 1989 dans le cadre du Programme intégré de caractérisation des sites fédéraux du Québec. En 2012, une nouvelle campagne de caractérisation a été lancée pour évaluer la santé des sédiments. La dernière étude rapportait que la qualité des sédiments était classée moyenne à mauvaise selon les critères A et B Environnement Canada et ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (INSPEC-Sol, 2012). En effet, 64 % des sites d'échantillonnage étaient considérés comme fortement contaminés et 36 % comme pollués. Dans l'ensemble, les concentrations de métaux étaient généralement supérieures aux normes du CST (EC et MDDELCC, 2007). Pour les substances organiques, la concentration moyenne en PCB dépassait la TEC. Les concentrations de butylétains sont considérées comme élevées et préoccupantes. Par rapport à 1989, l'indice de qualité des métaux lourds dans les sédiments n'a pas beaucoup changé.

1.6.4 Qualité de sédiments au port de Contrecoeur

La compagnie SNC-Lavalin a été mandatée par l'Administration portuaire de Montréal (APM) pour caractériser les sédiments du terminal de transbordement de conteneurs situé sur le site de Contrecoeur, dans le cadre de l'agrandissement du port. L'objectif était d'évaluer le niveau de contamination des sédiments. La Figure 1.8 présente le site étudié par SNC-Lavalin et les résultats obtenus sont décrits ci-après :

Les sédiments ont dépassé la concentration d'effets occasionnels (CEO) pour le nickel et trois types de chrome. Aucun échantillon n'a dépassé la concentration d'effets fréquents (CEF). Il convient de noter qu'aucun dépassement n'a été observé dans les échantillons en surface. Quelques échantillons ont dépassé les critères de teneur de fond des sols (critère « A » du MDDEP), mais les dépassements sont faibles, et aucun dépassement du critère « B » du MDDEP n'a été constaté.

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) ont été détectés dans 14 échantillons sur 59. Un seul dépassement de la CEO a été observé pour le méthyl-2-naphtalène, qui a également dépassé le critère « A » des sols. Toutes les autres HAP étaient présentes en quantités inférieures au critère « A », et aucun dépassement du critère « B » n'a été observé.

Aucun biphenyle polychloré (BPC) n'a été détecté dans les échantillons. Leur absence dans la zone d'étude indique qu'ils ne posent pas de problème.

Aucun hydrocarbure pétrolier (C10-C50) n'a été détecté dans les sédiments prélevés. Par conséquent, ces substances ne sont pas préoccupantes dans la zone d'étude, malgré la présence de navires.

Les valeurs de carbone organique total (COT) varient considérablement, allant de 0,3 % à 20,6 %. Les teneurs de fond pour les sédiments préindustriels et les argiles postglaciaires ont été établies respectivement à 1,3 % et 0,61 % (Environnement Canada et ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, 2007).

Les sédiments profonds (à partir de 2 mètres de profondeur) se composent principalement de silt (environ 15 % à 22 %) et d'argile (environ 78 % à 82 %). En surface (de 0 à 0,2 mètre), on trouve du sable, du silt et de l'argile. SNC-Lavalin conclut donc que les sédiments dans la zone d'étude sont principalement constitués d'une épaisse couche d'argile postglaciaire, sur laquelle reposent des couches successives composées d'un mélange de gravier, de débris de coquilles, d'argile et de silt. Les sédiments dans les zones où les travaux de dragage sont prévus sont de qualité généralement bonne, avec des concentrations dans les échantillons analysés qui respectent la Concentration d'effets occasionnels (CEO) des Critères B pour l'évaluation de la qualité des sédiments au Québec (CEQSQ) ou le critère A de la Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés.

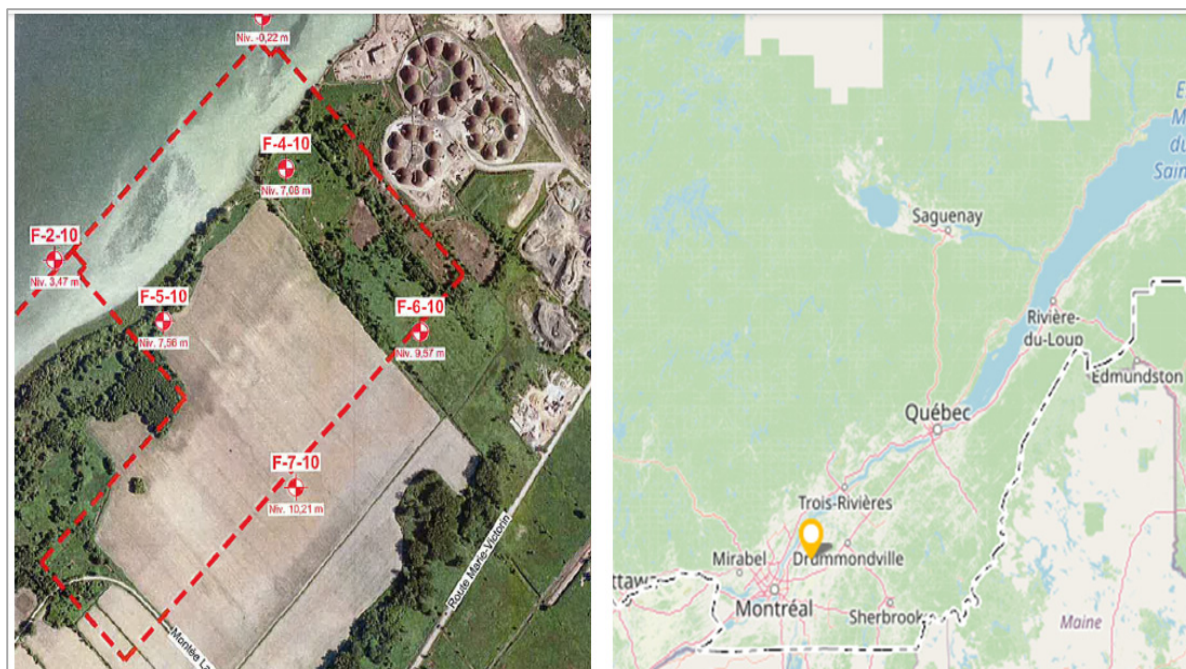


Figure 1.8 Site d'étude de SNC-Lavalin
Tirée de SNC-Lavalin (2017)

1.6.5 Immersion en mer

Pour l'immersion en eau libre, le comportement des sédiments peut être décomposé en cinq étapes. L'étape initiale est la convection, où les sédiments sont transportés verticalement à travers l'eau en raison des différences de masse volumique. Ensuite, la diffusion a lieu, les sédiments se dispersant horizontalement dans l'eau en raison de molécules se déplaçant de manière aléatoire. Vient ensuite l'effondrement dynamique, qui entraîne la sédimentation des particules vers le fond sous l'effet des forces gravitationnelles. Les forces hydrauliques remettent en mouvement les particules après la remise en suspension des sédiments, provoquant la dispersion du dépôt. Cette dispersion entraîne une dilution des matières en suspension (MES) dans la rivière, diluant ainsi les contaminants. Il est donc essentiel d'évaluer l'impact toxicologique de ces contaminants et de comparer les résultats d'analyses chimiques avec les valeurs de référence avant immersion dans les sédiments. En ce qui concerne l'immersion dans l'eau, les parties prenantes doivent se référer aux lois suivantes (Rieussec, 2008) :

1) La loi sur la qualité de l'environnement

La loi sur la qualité de l'environnement (LQE) a pour mission de préserver la qualité de l'environnement, promouvoir l'assainissement de l'environnement et préserver sa détérioration. À cet effet, toute intervention en milieu aquatique doit être précédée d'une autorisation. Par conséquent, l'activité de dragage des sédiments doit être précédée d'un certificat d'autorisation délivrée par le ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC), anciennement appelé MDDEP

2) La loi sur les espèces en péril, L.C. (2002), ch. 29

La loi sur les espèces rares ou menacées stipule :

« Nul ne peut, dans l'habitat d'une espèce floristique menacée ou vulnérable, Exercer une activité susceptible de modifier les processus écologiques en place, la diversité biologique présente et les composantes chimiques ou physiques propres à cet habitat. ». Les opérations des dragages ou de gestion des sédiments concernés par cette loi doivent être évaluées et obtenir une autorisation délivrée par le MELCC.

3) La loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999), L.C. (1999), ch. 33

4) La loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune : Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune, L.R.Q., ch. C-61.1.

La Loi sur la conservation et le développement de la faune interdit toute activité

Susceptible de modifier l'environnement d'un habitat faunique, les éléments biologiques, physiques ou chimiques caractéristiques d'un habitat animal ou les espèces de poissons cibles de cet habitat.

Les opérations de dragage des sédiments et de gestion des sédiments qui peuvent être couvertes par cet article. Par conséquent, toute opération de dragage ou toute gestion par immersion doit être précédée d'une autorisation de MELCC.

5) La loi canadienne sur l'évaluation environnementale, L.C. (2012), ch. 19

6) La politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables.

La Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables vise à assurer la protection des cours d'eau et des lacs du Québec et de promouvoir la restauration des milieux riverains dégradés. Les activités de gestion des sédiments de dragage susceptibles d'impacter les rives, le littoral et les plaines inondables doivent respecter les mesures présentées dans la Politique.

Hormis la gestion par immersion, il existe une autre mode de gestion qui permet de déposer les sédiments par terre : c'est la gestion par dépôt terrestre.

1.6.6 Dépôt terrestre

Afin de gérer les sédiments sur terre, il est essentiel de les traiter avant de les déposer. Toute activité de dépôt de déblais provenant de dragage doit se conformer à la Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés ou au Règlement sur l'enfouissement des sols contaminés. De plus, le site de dépôt doit être équipé de membranes ou de matériaux imperméables, ainsi que de systèmes de collecte et de traitement des eaux de drainage et de lixiviation. L'enfouissement sur terre nécessite des opérations de séchage et de transport des sédiments, ainsi qu'un site de confinement autorisé, tel que les lieux d'enfouissement de sols contaminés (LESC), les lieux d'enfouissement à sécurité maximale (LESM), ou, dans certains

cas spécifiques au Québec, les sites d'élimination des matières dangereuses. Toutes les interventions sur terre doivent être en conformité avec les éléments suivants : (Rieussec, 2008) :

- 1) Règlement sur les émissions des contaminants dans l'atmosphère (RECA, RLRQ)
- 2) Le Règlement sur les rejets de polluants dans l'atmosphère (RECA) est un règlement québécois qui encadre et limite les rejets de polluants dans l'air afin de protéger la qualité de l'air et la santé publique. Lors des opérations de transport et d'enfouissement, les activités doivent respecter les normes de la Section VII pour les émissions diffuses provenant d'activités telles que le transport, le stockage et le transfert de matériaux. Règlement sur la qualité de l'environnement (chapitre Q-2, R. 39.1, article 31.19)
 vise à établir des normes et des règles pour protéger la qualité de l'environnement et prévenir la pollution.
- 3) Convention concernant les oiseaux migrateurs, L.R.C. (1985)
- 4) Guide d'implantation et de gestion des lieux d'enfouissement technique, ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Québec.
- 5) Règlement sur l'enfouissement des sols contaminés, RLRQ, chapitre Q-2, R. 19.
 les conditions ou prohibitions applicables à l'aménagement, à l'agrandissement et à l'exploitation des lieux servant, en tout ou en partie, à l'enfouissement de sols contaminés ainsi que les conditions applicables à leur fermeture et à leur suivi post-fermeture »

L'article 4 du règlement stipule que les sols qui contiennent une ou plusieurs substances dont la concentration est égale ou supérieure aux valeurs limites fixées à l'annexe I du RESC ne peuvent être gérés dans un lieu d'enfouissement de sols contaminés. Les sédiments devront subir une décontamination afin de respecter les valeurs limites établies par le règlement

- 6) Règlement sur l'enfouissement et l'incinération de matières résiduelles, RLRQ, chapitre Q-2, R. 27.

Pour pouvoir être déposés dans un lieu d'enfouissement sanitaire, les sédiments de dragage doivent satisfaire aux exigences du Règlement sur l'enfouissement et l'incinération de matières résiduelles qui remplacent le Règlement sur les déchets solides. Lorsque cette option est envisagée, la qualité des sédiments doit respecter les valeurs limites fixées par règlement. Cette limite correspond à la plage B-C de la Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés .

Le rejet en eau libre et dépôt par terre n'est des modes de gestion ni économiquement et écologiquement viables. Dans un contexte de préservation de l'environnement et des ressources naturelles, plusieurs explorent la voie de valorisation des sédiments de dragage.

1.7 Valorisation des sédiments

L'objectif de la valorisation des sédiments de dragage est de réutiliser les déblais provenant du dragage portuaire. Cependant, pour pouvoir valoriser les sédiments de dragage, il est nécessaire qu'ils ne présentent pas de contamination. Les sédiments de dragage portuaire qui ont été décontaminés grâce à un traitement approprié peuvent également être valorisés sur terre. Lorsqu'il s'agit de gérer les sédiments en milieu terrestre, il est généralement nécessaire de les traiter afin de réduire leur teneur en sel et de leur conférer les caractéristiques physiques adaptées à l'aménagement recherché. Les principaux types de valorisation en milieu terrestre comprennent les suivants : La valorisation des sédiments en tant que matériau de construction, recouvrement des lieux d'enfouissement des matières résiduelles, remblayages des cavités, compostage de sol (Rieussec, 2008) :

La valorisation des sédiments de dragage portuaire en tant qu'additif minéral dans le ciment nécessite une compréhension approfondie de la chimie du ciment. Les paragraphes suivants exposent les constituants et les diverses réactions chimiques associées.

1.8 Le ciment Portland : composants et processus de fabrication

Le ciment Portland est un liant hydraulique. Cette section a pour objectif de passer en revue les matières premières utilisées pour sa production, sa composition chimique, ses propriétés physiques, sa composition minéralogique et le processus d'hydratation de la matrice cimentaire.

1.8.1 Le clinker Portland

Le clinker est l'élément fondamental du ciment Portland, obtenu après cuisson d'un mélange de calcaire (80 %) et d'argile (20 %) à une température d'environ 1450 °C.

Le clinker Portland peut être fabriqué selon quatre méthodes : par voie humide, semi-humide, sèche et semi — sèche. La méthode par voie sèche est de loin la plus utilisée actuellement (Tremblay, 1983). Le clinker est principalement composé de quatre phases minérales (Figure 1.9). Les silicates bicalciques (Ca_2SiO_4), C_2S est sa notation cimentière ou $2\text{CaO}\cdot\text{SiO}_2$ en termes d'oxydes ; silicates tricalciques (Ca_3SiO_5), C_3S est sa notation cimentière ou $3\text{CaO}\cdot\text{SiO}_2$ en termes d'oxydes ; l'aluminate tricalcique ($\text{Ca}_3\text{Al}_2\text{O}_6$), C_3A est sa notation cimentière ou $3\text{CaO}\cdot\text{Al}_2\text{O}_3$ en termes d'oxydes et l'aluminoferrite tétracalcique ($\text{Ca}_4\text{Al}_2\text{O}_3\text{Fe}_2\text{O}_3$), C_4AF est la notation cimentière ou $4\text{CaO}\cdot\text{Al}_2\text{O}_3\cdot\text{Fe}_2\text{O}_3$ en termes d'oxydes. La phase C_3S , appelée aussi alite, est prédominante. Ce sont des cristaux polygonaux de diamètre allant de 20 μm à 50 μm . La phase C_2S est minoritaire. Le C_2S et C_3S sont principalement responsables de développement des propriétés du matériau (résistance, durabilité, structure et plus).

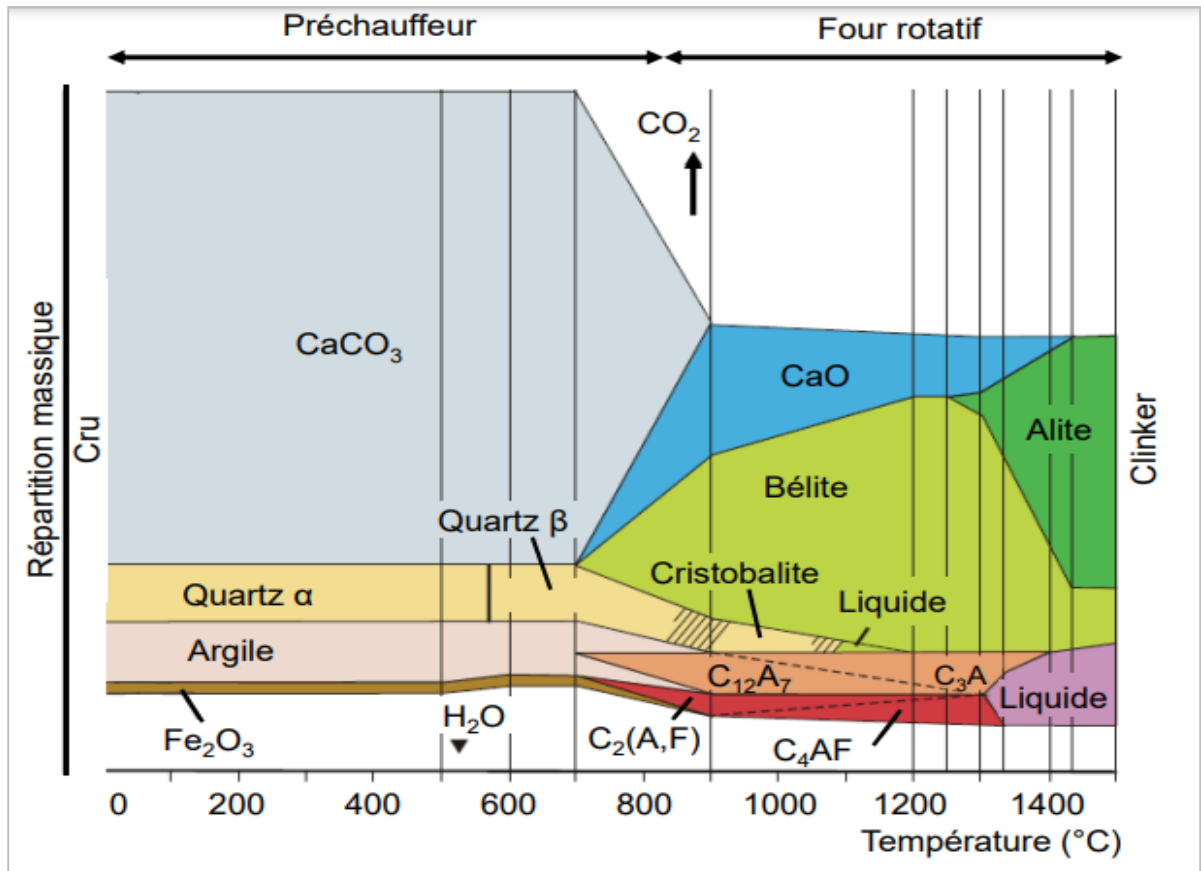


Figure 1.9 Différentes phases des réactions du clinkérisation
Tirée de Baron *et al.* (1996)

1.8.2 Les ajouts minéraux courants

Le principal constituant soit du liant est le clinker Portland. De plus en plus d'autres constituants minéraux appelés ajouts cimentaires (MCS) ou matériaux cimentaires supplémentaires (MCS) sont utilisés (Sanchit *et al.*, 2022 ; WBCSD, 2018 ; Gupta, 2020). Ce sont des matériaux qui, combinés au clinker Portland, améliorent les propriétés du béton durci (Manpreet *et al.*, 2019 ; Sanchit *et al.*, 2022). Ils peuvent être hydrauliques, pouzzolaniques ou même inertes (norme CAN/CSA A3000 (CSA, 2018). Les MCS les plus utilisés au Québec :

- 1) Fumée de silice,
- 2) Cendres volantes,

- 3) Laitier de haut fourneau,
- 4) Poudre de verres,
- 5) Fillers,
- 6) Métakaolin.

Les pouzzolanes peuvent être d'origine naturelle ou artificielle. Les pouzzolanes naturelles sont formées par des éruptions volcaniques et sont principalement composées de silice, d'alumine et de fer. En présence d'humidité et de chaux éteinte ($\text{Ca}(\text{OH})_2$), elles réagissent pour former des hydrates similaires à ceux produits par la pâte du ciment (ciment Portland + eau)

Les pouzzolanes artificielles, quant à elles, sont généralement issues de sous-produits industriels. Même en présence d'humidité et de chaux, elles réagissent peu ou restent inertes. Afin de substituer partiellement le clinker Portland, ces pouzzolanes subissent des traitements pour activer ou améliorer leurs propriétés pouzzolaniques (Tironi *et al.*, 2013 ; Fernandez *et al.*, 2011 ; He *et al.*, 1994 ; Ambroise *et al.*, 1985).

En fonction de leurs compositions et proportions minéralogiques, on peut distinguer différentes catégories de pouzzolanes.

- 1) Les pouzzolanes aluminosilicates pauvres en calcium : les cendres volantes, le métakaolin, les pouzzolanes naturelles, brasque usée et plus ;
- 2) Les pouzzolanes aluminosilicates riches en silice, alumine ou calcium : scorie, poudre de verre, boue rouge, résidus de catalyseur, cendre de charbon, déchets de céramique, déchets de briques et plus.

1.9 Mécanisme d'hydratation

Les sections suivantes s'intéressent aux matrices cimentaires. Les mécanismes d'hydratation hydraulique et pouzzolanique sont présentés.

1.9.1 Nomenclature cimentière

Il existe un système des notations cimentières pour simplifier les formules chimiques. Ces nomenclatures sont utilisées dans et présentées dans le Tableau 1.4 et Tableau 1.5.

Tableau 1.4 Nomenclature cimentière des oxydes
Tiré de Brial (2022)

Nomenclatures Cimentières	Oxydes	Teneur [%]
S	SiO ₂	19 à 25
A	Al ₂ O ₃	2 à 8
C	CaO	62 à 67
F	Fe ₂ O ₃	1 à 5
M	MgO	0 à 3
Na ₂ O+K ₂ O	-	0, 2 à 1,3
SO ₃	\$	2 à 3

Tableau 1.5 Nomenclatures des anhydres
Tiré de Brial (2022)

Nomenclatures Cimentières	Noms	Formules chimiques
C ₂ S	Silicate bicalcique ou bélite	3CaO, SiO ₂
C ₃ S	Silicate tricalcique ou alite	2CaO, SiO ₂
C ₃ A	Aluminate tricalcique	3 CaO, Al ₂ O ₃
C ₄ F	Aluminoferrite tétra calcique ou ferrite	4CaO, Al ₂ O ₃ , Fe ₂ O ₃

1.9.2 Matrice cimentaire

La matrice cimentaire, également appelée pâte de ciment est un système composé principalement d'hydrates. Ce sont ces hydrates qui sont responsables des propriétés mécaniques des matériaux à base de ciment (Rafai, 2008 ; Faure, 2017 ; Antoni *et al.*, 2012). Malgré la compacité élevée de ces matériaux granulaires, ils contiennent toujours des pores où des substances liquides, gazeuses et colloïdales peuvent être transportées (Rafai, 2008). L'hydratation de la pâte de ciment est un processus complexe de réactions. Les conséquences directes de ces réactions sont la prise et le durcissement. Plusieurs paramètres peuvent influencer les performances du matériau final. Que le ciment soit hydraulique ou pouzzolanique, les composés formés sont similaires et insolubles.

1.9.3 Mécanisme d'hydratation hydraulique

Le clinker Portland est constitué de quatre minéraux principaux. Chacune de ces phases réagit en présence d'eau pour former des hydrates. Les réactions des silicates conduisent à la formation de silicates de calcium hydratés (équation 1.1 et équation 1.2), responsables de la rigidité de la matrice cimentaire. Les réactions des aluminates donnent lieu à la formation d'aluminates de calcium hydratés (équation 1.5), ce qui peut entraîner une perte d'ouvrabilité et le début de la prise (Antoni *et al.*, 2012).

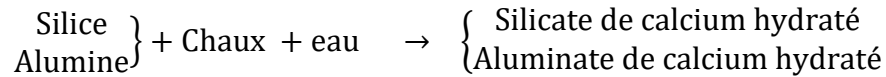
Une pâte de ciment hydratée contient en moyenne de 50 à 70 % de C-S-H et de 25 à 27 % de Ca (OH) ₂ en poids par rapport à la masse de ciment (Richardson *et al.*, 2016).



1.9.4 Mécanisme d'hydratation pouzzolanique

La réaction pouzzolanique ou activité pouzzolanique est définie comme la réaction chimique entre la silice et/ou l'alumine réactive (amorphe) et la portlandite formée lors de l'hydratation du ciment Portland en présence d'eau et à température ambiante (Hemelatha *et al.*, 2022). Elle

peut durer des mois et voir des années (Wang *et al.*, 2021 ; Chen *et al.*, 2020). Les réactions pouzzolaniques peuvent s'écrire sous formes simplifiées suivantes (Faure, 2017) :

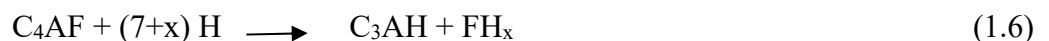


Le degré d'activité pouzzolanique est attribué à la teneur élevée en silice et/ou en alumine à l'état vitreux des phases qui les contiennent ainsi qu'à la grande surface spécifique des particules. Plusieurs d'autres paramètres tels que la température de calcination, la finesse des particules peuvent influencer l'efficacité pouzzolanique (Lynn *et al.*, 2015 ; Gastaldini *et al.*, 2015 ; Walker *et al.*, 2011). Les réactions pouzzolaniques (développées) peuvent s'écrire comme suit :

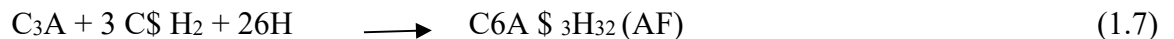
- 1) Lorsque la fraction siliceuse réagit avec la portlandite :



- 2) Lorsque la fraction aluminatée (sans gypse) réagit en présence d'eau



- 3) Lorsque la fraction d'aluminium réagit avec la portlandite et le gypse pour former l'ettringite primaire (phase AFt) ou le monosulfoaluminate.



En effet, lorsque la solution de gypse s'épuise, l'ettringite (primaire) formée devient instable en raison du manque d'ions sulfates en solution. En présence d'eau, l'ettringite primaire réagit avec le C3A (qui n'a pas encore réagi) pour former l'ettringite secondaire, également appelée

monosulfoaluminate hydraté (phase AFm). En résumé, la réaction pouzzolanique consomme la portlandite formée par l'hydratation du ciment Portland ordinaire pour former à son tour le gel de silicate de calcium hydraté (C-S-H), similaire à celui formé par l'hydratation du ciment ordinaire.

1.10 Les filières de valorisations des sédiments en construction

À cette date, plusieurs études ont évalué l'aptitude des sédiments de dragage à être valorisés (Faure, 2017 ; Zhao *et al.*, 2015 ; Achour, 2013 ; Brakni *et al.*, 2008). Les principales filières couramment rencontrées dans la littérature sont : la production de briques, la production de granulats artificiels, substitution du ciment Portland, production de cru, utilisation en technique routière, aménagement paysager et agricole (Zentar, 2009).

1.10.1 Production des briques sédimentaires

Plusieurs études (Cappuyns *et al.*, 2015; Samara, 2007; Xu *et al.*, 2014; Agostini *et al.*, 2007;) ont établi que les sédiments de dragage portuaire peuvent être utilisés comme matière première pour la fabrication des briques. En Espagne (Romero *et al.*, 2008) ont évalué le potentiel de valorisation des sédiments marins contaminés pour la fabrication de briques cuites. Leurs travaux montrent que les sédiments marins peuvent être utilisés dans l'industrie de la terre cuite. Ils ont également constaté que le traitement thermique (calcination) permet de réduire la mobilité des contaminants. Cependant, ces sédiments sont plus performants lorsqu'ils sont mélangés à d'autres matériaux.

D'autre part, les travaux de (Burruso *et al.*, 2006) ont utilisé des sédiments pour la fabrication de briques en terre cuite sans incorporer d'autres matériaux. Néanmoins, ils ont observé que la calcination entraîne des retraits importants, ce qui peut rendre difficile la valorisation des sédiments, comme l'ont aussi montré les travaux de Belmonte *et al.* (2015) sur les sédiments sud-ouest du Groenland.

Quant aux travaux de la recherche réalisée par (Benslafa *et al.*, 2015 ; Frar *et al.*, 2014), ils montrent qu'il est possible de fabriquer des briques en utilisant des sédiments du port de Larache (Maroc) associé à des argiles extraites de carrières, jusqu'à une substitution de 40 %. Ils ont obtenu des résistances mécaniques tout à fait acceptables pour les mélanges. Cependant, l'un des problèmes majeurs que les auteurs ont rencontrés est la fissuration des briques résultant du traitement thermique des sédiments ayant une teneur en eau élevée, comme l'a bien souligné d'autres auteurs (Lang *et al.*, 2020; Zentar *et al.*, 2012). Cependant, certaines méthodes existent pour réduire la teneur en eau, comme la séparation entre le silt et le sable dépollué. La Figure 1.10 illustre des briques fabriquées avec l'incorporation de 15 % de sédiments fluviaux traités par la méthode NOVOSOL en France (Samara, 2007). La méthode NOVOSOL a été développée par la société Solway pour traiter les sédiments contaminés et les déchets pollués en vue de leur valorisation. Ce procédé se déroule en deux phases : la première consiste en l'immobilisation des métaux lourds en mélangeant des solvants organiques (acide phosphorique) aux sédiments séchés, formant ainsi des solvants organiques chargés des polluants qui sont ensuite séparés des sédiments. La deuxième étape consiste en une calcination (Samara, 2007).



Figure 1.10 Briques fabriquées avec les sédiments
Tirée de Samara (2007)

1.10.2 Valorisation des sédiments en techniques routières

La construction de chaussées requiert de quantité substantielle des matières premières. L'étude géotechnique est essentielle pour tout matériau alternatif pour les couches de la route. Les sédiments de dragage regorgent des minéraux et peuvent avoir des propriétés géotechniques favorables pour son utilisation en couche de route, c'est ce qui motive plusieurs travaux de la recherche à évaluer leur valorisation en techniques routières. Les travaux (Kamali *et al.*, 2008 ; Dubois *et al.*, 2006, 2009 ; Angers *et al.*, 2014) ont évalué les sédiments de dragage de Grand Port maritime de Dunkerque.

Dans le secteur routier, les résultats de travaux recommandent :

- 1) De diminuer la teneur en eau des sédiments ;
- 2) De corriger la problématique de la finesse des sédiments par l'utilisation d'un complément sableux ;
- 3) De traiter aux chaux vives ou du ciment Portland.

En plus, les travaux de (Le Guern *et al.*, 2017) sur les sédiments bretons et normands ont confirmé la possibilité de valorisation des sédiments comme couche de fondation en technique routière. Les traitements par des liants hydrauliques et de correcteur granulométrique sont une condition à satisfaire. À cela s'ajoute la complexité de la mise en œuvre. D'autre part, les travaux de (Rica *et al.*, 2016 ; Saussaye *et al.*, 2012) ont étudié l'effet du traitement de stabilisation sur la matière sédimentaire. Ils ont rapporté que la teneur élevée en argile et matière organique sont les principales barrières à l'utilisation des sédiments de dragage dans cette filière. Une barrière qui peut être levée par traitement à la chaux vive (3 % pondérale) et ciment Portland (6 %) comme l'ont rapporté également d'autres auteurs. Des résultats similaires des travaux de (Liang, 2012) ont confirmé qu'une valeur élevée de teneur en eau écarte l'option de valorisation en couche de fondation. (Levacher *et al.*, 2006) ont établi, sur la base des études menées sur les sédiments de Rouen (France), que la substitution de sédiment dans les techniques routier est envisageable. Plusieurs autres travaux de la recherche similaires ont été réalisés (Scordia, 2008 ; Dia., 2013). La Figure 1.11 illustre la valorisation du sédiment dragué dans le grand port maritime de Dunkerque en France (Achour, 2013).

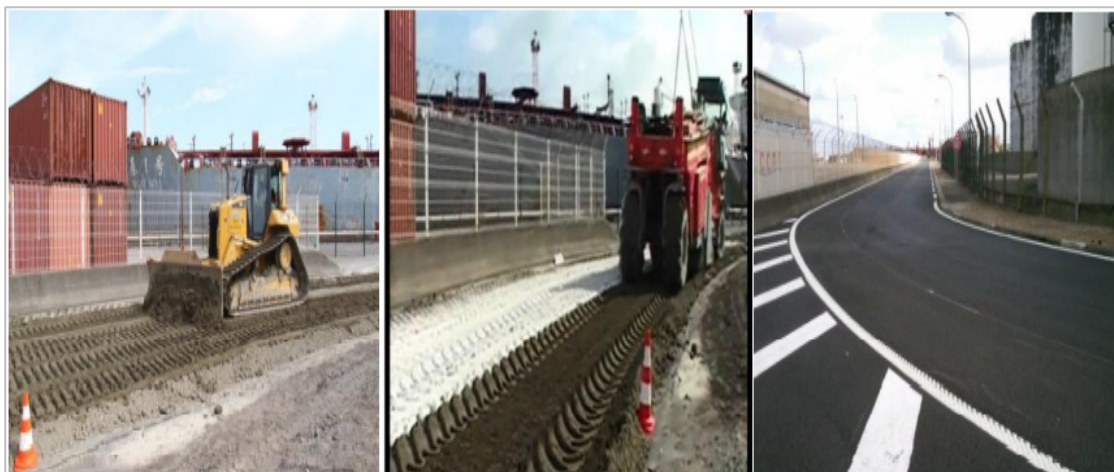


Figure 1.11 Projet routier valorisant les sédiments du port de Dunkerque en France
Tirée de Achour (2013)

1.10.3 Valorisation des sédiments dans l'industrie du béton et du ciment

La filière de valorisation de sédiments de dragage dans l'industrie du ciment et du béton prend plusieurs dimensions. La sous-filière de substitution partielle de clinker fait l'objet de ces travaux. Nous aborderons la littérature de cette section plus largement.

1) Sédiment comme granulat (charge minérale)

Le granulat désigne les matériaux granulaires et non cohésifs provenant de roches meubles ou consolidées (Jacques, 1990). Plus de 30 millions de tonnes de granulat sortent de gisement chaque année au Québec. Face aux contraintes croissantes liées à l'exploitation de gisement, des producteurs des granulats sont en perpétuelle recherche des matériaux alternatifs. Par exemple, en France, les producteurs utilisent des sources des granulats marins, obtenus à partir des sédiments marins. En Suisse, les législations exigent aux constructeurs des granulats recyclés pour les bâtiments. Au Québec, des projets politiques 2012-2017 exigeaient le recyclage et les matières résiduelles. Selon le MELCC, le Québec doit valoriser 80 % de bétons, des briques, des enrobés bitumineux. Toutes ces prédispositions viennent juste nous rappeler le poids qui pèse sur les ressources naturelles. Dans ce contexte, plusieurs auteurs ont exploré les potentiels des sédiments pour venir au secours de granulats naturels (Achour, 2013 ;

Graves, 2016 ; Limeira *et al.*, 2011 ; Convidat *et al.*, 2016 ; Ozer-Erdogan *et al.*, 2016). En effet, les travaux de (Convidat *et al.*, 2016) ont démontré le potentiel des sédiments marins à se substituer aux sables dans le mortier. Selon ces auteurs, cette voie est envisageable à condition de conserver uniquement la granulométrie supérieure à 80 microns. Sur la base de leurs échantillons, représentés par 60 % de passant de 80 microns, ils ont relevé une diminution de performance mécanique du mortier. Les travaux de (Graves, 2006), ont fourni des résultats similaires. Selon cet auteur, la présence de fines argileuses diminue la capacité de liaison entre les hydrates de portland et les grains de gros diamètre. De ce qui précède, l'utilisation de sédiments comme substitut aux granulats est conditionnée par une importante fraction sableuse. Les travaux de (Limeira *et al.*, 2011) sur les sédiments le prouvent davantage. Les études menées sur leurs échantillons composés de 14 % de limons et argiles granulométriques ($< 63 \mu\text{m}$) démontrent que les bétons incorporant des sédiments marins sableux ne présentent pas de défauts à l'état frais et durci. Ce qui semble confirmer les résultats de travaux de (Ozer-Erdogan *et al.*, 2016) qui a comparé également l'effet des sédiments composé de sable siliceux avec ou sans correction granulométrique. Les auteurs ont relevé une dégradation de performance mécanique pour le l'échantillon brut et des performances similaires au témoin pour l'échantillon dont la granulométrie été corrigée. En substituant, le granulats aux sédiments (Millrath, 2001) s'est intéressé au béton frais. L'auteur a relevé une diminution de l'ouvrabilité.

2) Les sédiments pour la production de cru (clinker) et de remplacement partiel du ciment
Plusieurs auteurs ont étudié la faisabilité de produire le cru sédimentaire. Ce sont par exemple les travaux de valorisation des sédiments issus du port de Jersey (Dalton *et al.*, 2004). Les sédiments ont été séchés à 60 °C puis finement broyés. Aucun prétraitement d'élimination des chlorures n'a été envisagé. Le Tableau 1.6 illustre les compositions chimiques des leurs différents échantillons.

Tableau 1.6 Composition chimique en oxydes majeurs des sédiments marins
issus du port de New York/New Jersey
tiré de Dalton *et al.* (2004)

Sédiments	PF	SiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	CaO	Mgo	K ₂ O	N ₂ O	SO ₃	Cl
A	9,6	56,1	11,2	8,4	5,3	2,2	1,4	3,1	2,7	1,8
B	7,1	62,0	11,2	8,0	4,8	1,9	1,4	2,4	1,1	0,9
C	5,2	67,2	8,9	7,0	5,4	1,9	1,0	2,4	1,0	0,8

Dans cette étude, les auteurs ont considéré un mélange témoin (pas de sédiments dragués) et trois mélanges avec des taux de remplacement de 1,49 % ; 6,63 % et 12,30 %. Les auteurs ont observé des niveaux d'alite plus faibles que prévu dans les échantillons et les témoins. L'auteur pense que la raison peut être que le clinker n'est pas refroidi à l'air mais refroidi lentement. Ils ont conclu que l'incorporation de sédiments dans le rugueux facilitait l'expansion de la portion de quartz. (Dalton *et al.*, 2004) ont construit un prototype à l'échelle industrielle en recyclant les sédiments dragués. Dans ce cas, un mélange contenant 6,65 % de sédiment B a été utilisé. De même, la teneur en alite est considérée comme faible. Une explication donnée par les auteurs est que le cycle thermique n'a pas été optimisé et que le four a atteint une température maximale de 1350°C. Le clinker produit lors de l'essai pilote a été soumis à des essais de compression sur mortier après hydratation selon la norme ASTM C150. Par rapport au ciment Portland, la contrainte de rupture est plus faible. Bien que le cycle thermique n'ait pas été optimisé et que l'ajout de quartz ait réduit la capacité de cuisson du mélange, les auteurs ont réussi à obtenir un clinker Portland réactif répondant aux exigences de la norme ASTM. Des essais en laboratoire ont également été réalisés sur des matériaux fins prélevés dans le cours d'eau du Canal de la Scape (Aouad *et al.*, 2012). Les phases minérales détectées par DRX sont le quartz, la calcite et l'illite.

3) Sédiment en substitution partielle de clinker

L'utilisation de sédiments en substitution partielle du clinker Portland a fait l'objet de plusieurs travaux de recherche (Snellings *et al.*, 2016 ; Beddaa *et al.*, 2019 ; Muy, 2021). Similairement aux argiles calcinées utilisées dans le nouveau ciment LC³, le processus de valorisation de sédiments commence par un traitement (chimique, mécanique, thermique) des sédiments dragués (Faure, 2017). Dans ce cas, plusieurs études de valorisation de sédiments de dragage comme ajout cimentaire recensées dans la littérature sont présentées dans les sections suivantes.

a) Valorisation de sédiments du piège de Lyvet sur la Rance (en France)

(Muy, 2021) à publier ses travaux effectués sur deux échantillons (brut et calcinés) des sédiments de Rance (France). Une température de 700 ° C pour le traitement thermique (calcination flash) est fixée, choix éclairé pour un compromis d'économie d'énergie, la deshydroxylation totale et la décarbonation partielle de carbonate. Le test R³(rapide, fiable et efficace) est utilisé pour l'évaluation de la réactivité des échantillons. C'est une nouvelle méthode d'évaluation de la réactivité des matériaux cimentaires développée par un groupe d'experts membres de la RILEM qui consiste à préparer une pâte notée R³ composé essentiellement de Ca(OH)₂, de l'eau, du MCS des alcalis, après 7 jours de cure, le flux de chaleur cumulative et le consommé de portlandite sont mesurés. Cette méthode est spécifiée dans la norme ASTM C1897(ASTM International, 2020). 30 % de clinker Portland a été substitué par le sédiment brut puis calciné. L'auteur rapporte que le sédiment brut se comporte comme le quartz (inerte) tant dit que le sédiment calciné présente une réactivité similaire à celle des cendres volantes. Avec 30 % de remplacement de clinker Portland, ils ont obtenu des résultats de la résistance en compression similaire à celle du ciment Portland moyennant des adjuvants bien choisis. Des travaux similaires (Dang *et al.*, 2013) sur le sédiment de Lyvet ont rapporté que les sédiments dragués pourraient être utilisés comme nouveau matériau pour la production de ciment composite. L'auteur rapporte que le traitement des sédiments à 650 °C implique de meilleures propriétés mécaniques que celui à 850 °C. Les ciments à base des sédiments peuvent développer de meilleures propriétés mécaniques qu'un filler calcaire classique.

b) Valorisation des sédiments de port d'Anvers (Belgique)

(Snellings *et al.*, 2016) à étudier le potentiel pouzzolanique des sédiments portuaires d'Anvers en Belgique. Comme l'étude précédente, la méthode par calcination flash a été utilisée. Les sédiments ont été séchés à 105 °C à l'étuve puis calcinés à 820 °C, 865 °C, et 905 °C. Les auteurs ont rapporté qu'un suivi par calorimétrie isotherme (40 °C) a permis de démontrer une réactivité plus importante des sédiments calcinés par rapport aux cendres volantes. En revanche, les auteurs ont constaté que la surface spécifique diminue avec l'augmentation de la température.

c) Valorisation des sédiments marins bretons et normands (France)

(Dang *et al.*, 2013) ont étudié des sédiments bretons qui ont partiellement remplacé le clinker Portland. Le sédiment était séché à 40°C. Les températures de calcination ont été fixées à 650°C et 850°C. L'activation a été réalisée dans un four à moufle électrique avec un palier de 5 heures à la température maximale. L'inertie thermique du four est utilisée pour refroidir l'échantillon sans trempe. Ils ont observé une diminution de la surface spécifique à 850°C et une augmentation de 40% de la surface spécifique à 650°C par rapport au sédiment d'origine. Les auteurs ont étudié trois taux de remplacement : 8 %, 16 % et 33 % en masse de sédiments calcinés. La réactivité des cendres volcaniques a été évaluée par la méthode Frattini. Les auteurs rapportent qu'un taux de substitution de 8 % calciné à 650 °C a fourni une meilleure résistance à la compression que le témoin. D'autre part, d'autres rapports de substitution auront une résistance à la compression inférieure.

d) Valorisation des sédiments des barrages algériens

Rodriguez *et al.* (2013) ont étudié la réactivité pouzzolanique de cinq sédiments différents des barrages algériens. Aucun traitement d'activation pouzzolanique n'a été effectué. Les tests sont effectués sur le sédiment brut. Les auteurs ont utilisé la méthode de la chaux saturée et la méthode mécanique pour évaluer la réactivité pouzzolanique. Ils ont rapporté qu'un échantillon sur cinq présente une forte réactivité pouzzolanique. Ce résultat se justifie par une surface spécifique plus élevée (57,7 m²/g), une absence de calcite, des teneurs en SiO₂ et Al₂O₃ élevées, un degré de cristallite faible de cet échantillon de sédiment brut.

e) Valorisation de sédiments de retenue du barrage de Ksob en Algérie

(Chikouche *et al.*, 2016) se sont intéressés aux sédiments de retenue de Ksob. Leurs travaux visés à l'optimisation de calcination. Trois températures de calcination sont utilisées : 600 °C, 700 °C, 800 °C avec un palier de 5, 10 et 20 minutes. Les taux de remplacement de 5 % 10 % 15 % ont été étudiés. Quelle que soit la température, les auteurs rapportent que le taux optimal de remplacement des sédiments calcinés est de 10 %. Par ailleurs, les auteurs établis que l'incorporation de sédiments calcinés augmente légèrement la demande en eau ainsi que les temps de début et de fin de prise.

1.11 Méthodes d'activation

Il a été prouvé que les sédiments sont efficaces en tant que mélange minéral dans le béton (Amara *et al.*, 2021 ; Angers *et al.*, 2104 ; He *et al.*, 1995). Dans bon nombre d'illustrations, un processus d'activation est nécessaire pour activer ou améliorer les propriétés pouzzolaniques. La revue recense plusieurs de ces méthodes parmi lesquelles nous présentons trois principales méthodes d'activation de la réactivité pouzzolanique : méthodes mécaniques, chimiques et thermiques.

1.11.1 Activation mécanique

L'activation de la matière additionnelle par traitement mécanique implique un brouillage fin de la matière première. Par la suite, le spray crée ainsi des valences libres à l'origine de l'activité pouzzolanique. Le procédé améliore les propriétés mécaniques et la durabilité du matériau cimentaire et réduit la chaleur d'hydratation dégagée par le ciment (Skibsted *et al.*, 2019).

1.11.2 Activation chimique

Le traitement chimique consiste à ajouter de substances chimiques à un matériau riche en silice et/ou en alumine pour activer son activité pouzzolanique. Le principe de cette méthode consiste à détruire ou activer la structure des minéraux par des réactions chimiques entre le matériau et la substance chimique ajoutée. Plusieurs travaux de la recherche ont utilisé cette méthode pour activer les cendres volantes (Poletteni *et al.*, 2004, 2005, 2009). Cette méthode est associée à

une activation thermique pour être plus optimale. Les auteurs rapportent que les activateurs chimiques tels que les sels de sodium (Na_2SiO_3 , NaOH et Na_2SO_4) ne sont pas efficaces dans l'activation des propriétés pouzzolaniques des cendres volantes. En revanche, CaCl_2 est capable d'améliorer la résistance mécanique de la pâte du ciment (Poletteni *et al.*, 2005, 2009). L'addition de 4 % de CaCl_2 au mélange de 20 % de cendres volantes et 80 % de ciment Portland aboutit à une importante amélioration de la résistance à la compression à 28 jours.

1.11.3 Activation thermique

La calcination transforme certains matériaux minéraux inertes, en matériaux cimentaires complémentaires en activant et/ou améliorant ses propriétés pouzzolaniques. La calcination est courante. Par exemple, la calcination transforme le kaolin en métakaolin réactif (Ambroise *et al.*, 1985 ; Mather, 1958 ; Murat, 1983). Le nouveau ciment dénommé LC^3 en est le parfait cas pour illustrer l'utilisation de calcination. Elle a pour but de déshydroxyler et décarboner totalement l'argile, principalement composée de kaolinite. L'efficacité de la calcination sur les propriétés du matériau est directement influencée par la réussite d'une deshydroxylation et de l'amorphisation totale de la structure de l'argile (Konan *et al.*, 2010). À cet effet, la température optimale de calcination doit être choisie de façon à obtenir une deshydroxylation parfaite. La Figure 1.12 illustre les phases de transformations pendant la calcination MCS.

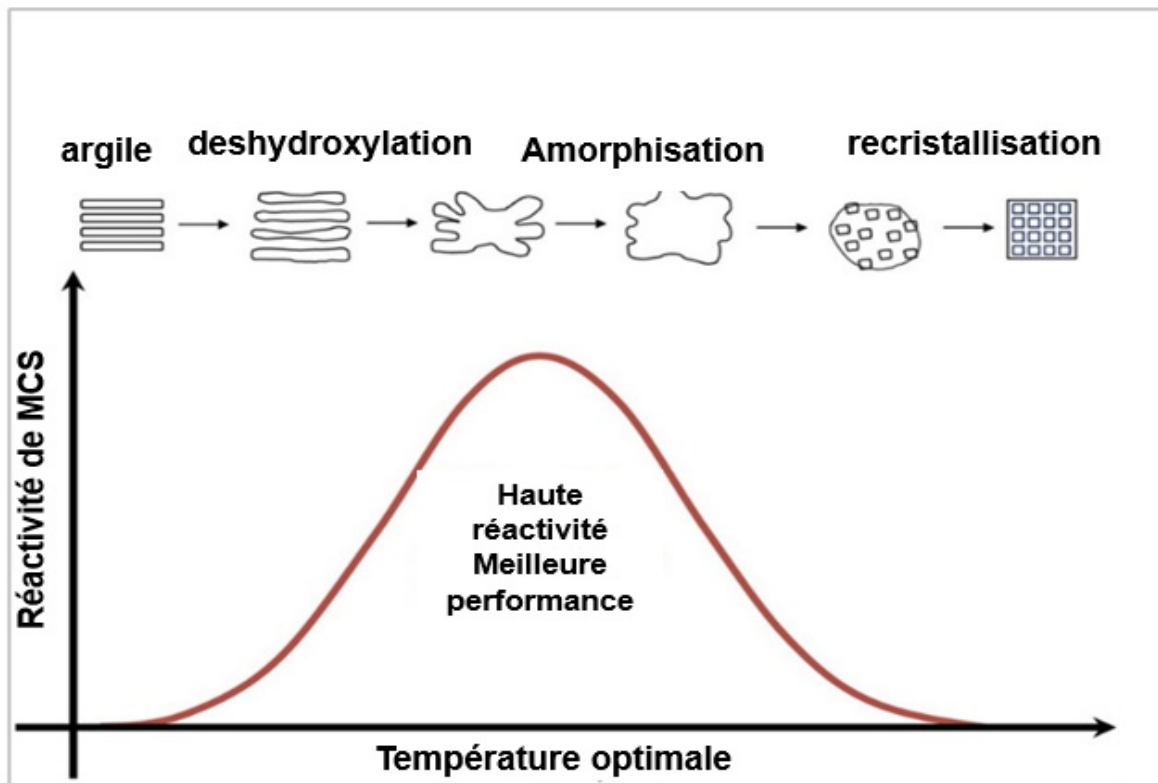


Figure 1.12 Schéma illustrant les différentes phases du traitement Thermique des minéraux argileux.
Tirée de Jorgen et Snellings (2019)

En fonction du type d'argile minérale, la température optimale requise peut varier. Les recherches menées par (Gridi,2007) révèlent qu'une transition vers la phase amorphe de l'argile se produit entre 450 °C et 650 °C. Des études de (Hulan et al2015) ainsi que de (Gualteri *et al.*, 2007) indiquent que la deshydroxylation se produit généralement entre 600 °C et 700 °C pour kaolin bien cristallisé. Il est également essentiel de surveiller des paramètres tels que le temps de séjour dans le four et le processus de refroidissement pour garantir le traitement thermique optimal. Un refroidissement rapide est essentiel afin de diminuer l'énergie thermique, essentielle pour empêcher la recristallisation.

(Donatello *et al.*, 2007) ainsi que (Konan *et al.*, 2010) ont rapporté que, dans le cadre de leurs travaux sur deux types de kaolinites distincts (bien cristallisée et mal cristallisée), une calcination prolongée à 700 °C permet d'atteindre une deshydroxylation complète,

indépendamment du degré de cristallinité des minéraux. Cette approche peut s'avérer pertinente si aucune donnée précise sur la cristallinité des minéraux n'est disponible. (Rashad, 2013) a rapporté une gamme de température de 600-850 °C pour un temps de trempage de 1-12 h, en fonction de la composition chimique de l'argile. Les argiles fréquemment rencontrées sont : la kaolinite, la montmorillonite et l'illite (Alujas *et al.*, 2015). La kaolinite est la plus réactive et le traitement thermique se fait à basse température, entre 400 °C — 630 °C (Fouzia *et al.*, 2018). Au-delà de cette température, la recristallisation de kaolinite débute avec la phase spinelle. La montmorillonite est traitée à température relativement modérée et finalement l'illite présente une activité de réactivité faible à modérer même à température de calcination très élevée. Des travaux semblables (Fernandez *et al.*, 2011, Tironi *et al.*, 2012 b, Taylor-Lange *et al.*, 2015, Alujas *et al.*, 2015) ont montré que lorsque l'argile kaolinique (1 : 1) est calcinée, l'activité pouzzolanique est supérieure à l'argile calcinée (2 : 1) tels que la montmorillonite et l'illite. La Figure 1.13 illustre les différentes structures des argiles.

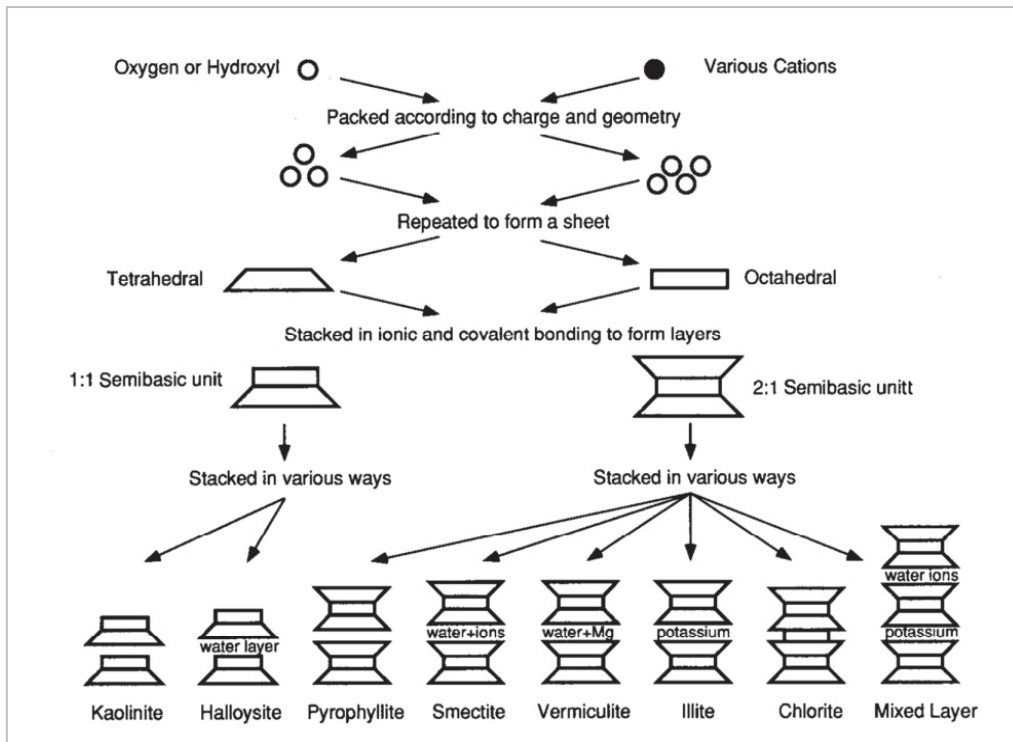


Figure 1.13 Structures des certains minéraux argileux
Tirée de Mitchell et al (2005)

Tableau 1.7 Synthèse de revue de la littérature des températures de calcination

Références	Nature argileuse	Températures testées (°C)	Températures Optimale (°C)	Degré de Réactivité
(Fernandez <i>et al.</i> , 2011)	Kaolinite	600, 800	Aucune différence	Élevé
(Fernandez <i>et al.</i> , 2011)	Illite	600, 800	Aucune différence	Nulle
(Fernandez <i>et al.</i> , 2011)	Montmorillonite	600, 800	600	Faible à modérer
(He <i>et al.</i> , 1995 b)	Montmorillonite calcique	730, 830, 930	830	Moyenne

(He <i>et al.</i> , 1995b)	Montmorillonite sodique	730, 830, 930	830	Faible
(He <i>et al.</i> , 1995b)	Interstratifié mica/smectite	560, 830, 960	960	Faible
(He <i>et al.</i> , 1995b)	Sépiolite	370, 560, 830	830	Faible

1.12 Méthodes d'évaluation des réactivités pouzzolanique

Plusieurs méthodes hautement développées sont rapportées dans la littérature pour évaluer l'activité pouzzolanique des ajouts cimentaires. Elles sont directes ou indirectes (Donatello *et al.*, 2010) :

- 1) Méthodes directes : ces méthodes contrôlent la présence de $\text{Ca}(\text{OH})_2$ et sa réduction au cours des réactions pouzzolaniques (Donatello *et al.*, 2010). Parmi les méthodes directes couramment utilisées, nous citons : essai de Frattini, diffraction des rayons X ou DRX, analyse thermogravimétrique (ATG) ;
- 2) Méthodes indirectes : les méthodes indirectes consistent à suivre un paramètre physique (température, résistance en compression, conductivité électrique). Parmi les méthodes indirectes couramment utilisées : calorimétrie isotherme sur la pâte R^3 , conductivité électrique, indice d'activité de résistance (IAR), et le test de mesure de résistivité de surface (SR).

1.12.1 Méthodes indirectes

- 1) Indice d'activité de résistance (IAR)

IAR est l'une des méthodes indirectes les plus utilisées. Elle a été rapportée (Alejandro *et al.*, 2013) comme étant l'une des méthodes fiables. La méthode consiste à préparer un mortier de référence (sans pouzzolane) et un mortier incorporant 20 % de la pouzzolane à évaluer (Donatello *et al.*, 2010) et la procédure est décrite dans la norme ASTM C109-16a (ASTM

International, 2016)) La méthode AIR compare les résistances à la compression du mortier incorporant la pouzzolane au mortier de référence produit avec 100 % de ciment GU (sans ajout cimentaire). La pouzzolane est dite réactive si et seulement si la résistance à la compression du mortier incorporant la pouzzolane est supérieure ou égale à 75 % de la résistance à la compression du mortier de référence à 7 et 28 jours, ou 85 % à 90 jours selon ASTM C618 (ASTM International, 2018). Cette méthode a été utilisée pour évaluer la réactivité des MCS (Brial *et al.*, 2021 ; Likes *et al.*, 2022 ; Tironi *et al.*, 2013 ; Donatello *et al.*, 2010). IAR est le rapport de la résistance en compression de l'échantillon (A) et de la résistance en compression du mortier témoin l'Équation 1.8.

$$IAR = \frac{A}{B} \times 100 \quad (1.8)$$

A : résistance en compression de l'échantillon contenant la pouzzolane,

B : résistance en compression du mortier témoin,

IAR : Indice d'activité de résistance.

2) Calorimétrie

Lorsqu'on ajoute de l'eau au ciment, on obtient la pâte de ciment non durci. Après un certain temps, le processus de prise et de durcissement va se suivre : c'est l'hydratation de la matrice cimentaire. L'hydratation s'accompagne des dégagements des chaleurs. La quantité de chaleur dégagée est fonction de certains paramètres. Parmi les principaux paramètres qui contribuent au dégagement de la chaleur, nous citons : la finesse de matériau, la teneur en éléments chimiques et minéralogiques, la présence des ajouts cimentaires tels que les pouzzolanes. La méthode par suivi calorimétrique sur la pâte de ciment permet d'évaluer la contribution des pouzzolanes aux dégagements de chaleur et ainsi déduire leur activité pouzzolanique. L'une des applications les plus anciennes et courantes de la calorimétrie est l'étude de l'hydratation de ciment (Scrivener *et al.*, 2016). La technique par calorimétrie isotherme est courante, elle permet de mesurer directement le taux de production de chaleur sur des petits échantillons de pâte de ciment. Plusieurs auteurs ont employé cette approche afin d'évaluer la réactivité des additifs cimentaires usuels comme les cendres volantes, la fumée de silice et le métakaolin.

(Scrivener *et al.*, 2015 ; Kocaba, 2009, 2012 ; Aouad *et al.*, 2012). Cette méthode est normalisée par ASTM C1702 (ASTM International, 2014) pour la chaleur d'hydratation.

1.12.2 Paramètres qui influent la réaction pouzzolanique

Ces paramètres peuvent être regroupés en deux familles : les paramètres intrinsèques (composition chimique, minéralogique, surface) et extrinsèques (température, composition en solution). La modification des certains paramètres tels que la surface spécifique par broyage ou l'historique thermique par refroidissement contrôlé, contribuent à augmenter la réactivité intrinsèque des ajouts cimentaires (Yoon *et al.*, 2022 ; Djohar, 2010 ; Tironi *et al.*, 2013).

1.13 Conclusion : synthèse de la revue de la littérature

L'industrie de ciment est un grand émetteur des émissions de CO₂. La substitution partielle de ciment par les ajouts cimentaires est l'une des stratégies technologiques pour réduire les émissions de CO₂. Au Québec, environ 450 000 m³ des sédiments sont dragués chaque année. Les sédiments présentent les potentiels pouzzolaniques. Plusieurs filières de valorisation pour les sédiments de dragage sont rapportées dans la littérature. La valorisation des sédiments dans le ciment est favorable en fonction de la concentration de silice amorphe. La littérature rapporte plusieurs traitements sur les sédiments afin d'activer ou améliorer ses propriétés pouzzolaniques. Avec certaines conditions, plusieurs auteurs ont pu incorporer partiellement les sédiments dans le ciment. De ce qui précède, plusieurs points essentiels peuvent être retenus :

- 1) La méthode de traitement par calcination est courante et est la plus efficace ;
- 2) L'argile kaolinique est la plus réactive ;
- 3) En amont des essais de valorisation dans la filière de substitution partielle dans le ciment, la caractérisation des propriétés physiques, chimiques et minéralogiques est essentielle ;

- 4) La teneur argileuse semble être un paramètre essentiel à connaître pour orienter la valorisation des sédiments ;
- 5) Le pourcentage des silices amorphes est le principal indicateur pour une pouzzolane naturelle qui démontre une réaction pouzzolanique importante.
- 6) Les sédiments dans les zones où les travaux de dragage sont prévus sont de qualité généralement bonne.

CHAPITRE 2

MATÉRIAUX ET MÉTHODES

Dans ce second chapitre méthodologique, les matériaux utilisés dans ce mémoire, l'approche expérimentale adoptée sont présentés dans un premier temps. La campagne d'échantillonnage, les traitements des sédiments sont présentés en second temps.

2.1 Matériaux

Dans cette section, les différents matériaux utilisés dans ce mémoire sont présentés. Le ciment à usage général type GU et le métakaolin représente la référence réactive et le quartz, représente la référence inerte.

2.1.1 Ciment Portland

Le ciment Portland de type GU, utilisé à des fins générales, a été fourni par Ciment Québec, est utilisé comme référence dans cette étude. Les informations sur les compositions en oxydes, la distribution granulométrique et la composition minéralogique sont décrites dans le Tableau 2.1 et le Tableau 2.2, respectivement, en se basant sur les fiches reçues.

Tableau 2.1 Composition en oxyde du ciment Portland GU de Ciment Québec inc.
Par fluorescence des rayons X (FRX).

Pourcentages en masse (%)										
SiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	CaO	MgO	SO ₃	K ₂ O	Na ₂ O	TiO ₂	P ₂ O ₅	PAF
19,2	4,69	3,61	61,5	2,40	3,98	1,06	0,25	0,25	0,14	2,62

Tableau 2.2 Composition minéralogique de ciment utilisé (par DRX)

Composition minéralogique (% en masse)										
C ₃ S	C ₂ S	C ₃ A	C ₄ A	Q	CaO	Ca (OH) ₂	MgO	Basanite	CaSO ₄	CaCO ₃
64,2	8,55	5,15	8,29	0,38	0,07	0,46	1,74	2,14	4,19	3,20

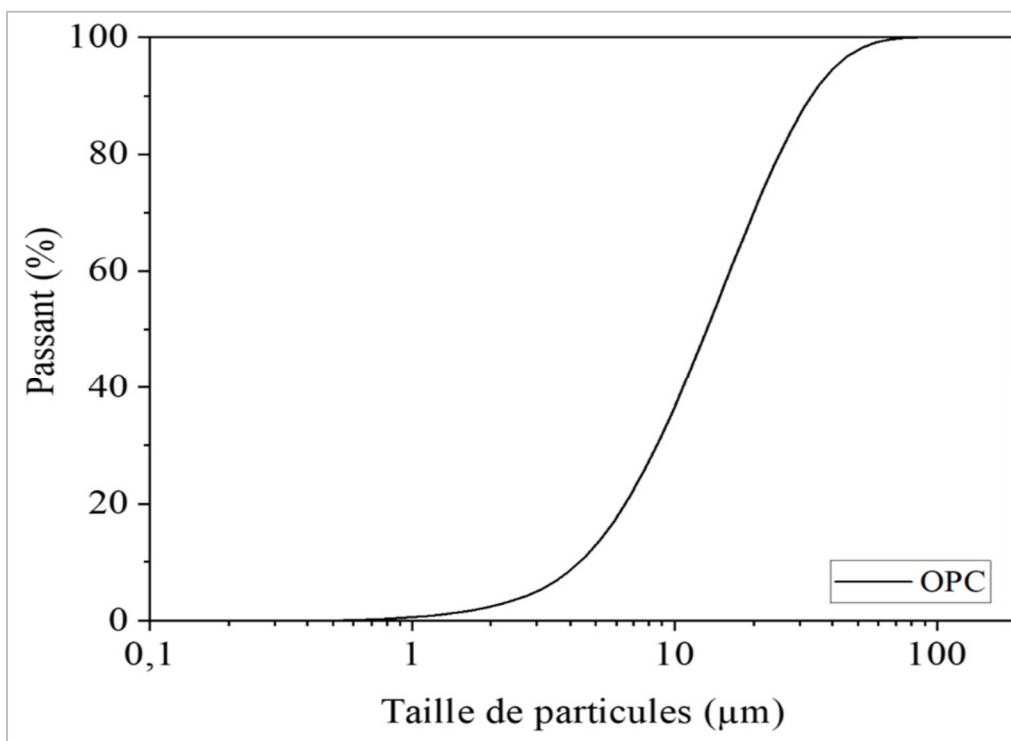


Figure 2.1 Courbe granulométrique de ciment GU utilisé

2.1.2 Sédiments

Des échantillons de matériaux de dragage ont été prélevés au port de Contrecoeur, qui est situé sur la rive sud du fleuve Saint-Laurent à environ 60 kilomètres au nord-est de Montréal. Le port est géré par l'Administration portuaire de Montréal et est l'un des plus importants du Canada, spécialisé dans le transport de marchandises en vrac tel que les céréales, les minerais

et les produits pétroliers. Le port dispose de plusieurs terminaux et installations portuaires modernes pour le chargement et le déchargement des navires. En raison de son importance dans l'économie locale et internationale, des projets d'agrandissement des terminaux sont en cours. La Figure 2.2 indique le site de prélèvements des échantillons.

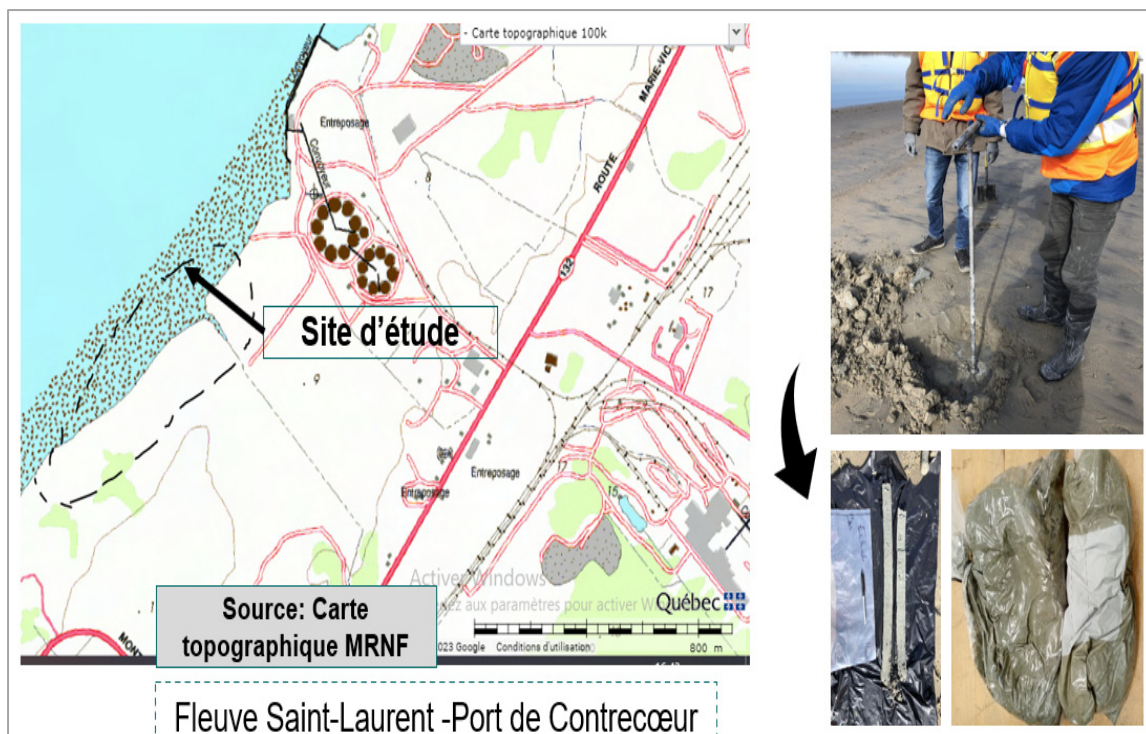


Figure 2.2 Le site de prélèvement au site de l'extension du port du Contrecoeur

Quatorze kilogrammes (14 kg) d'échantillons ont été prélevés selon le Guide d'échantillonnage des sédiments du Saint-Laurent pour les projets de dragage et de génie maritime Volume 1 (Environnement Canada, 2002). Les échantillons sont ensuite conservés dans 2 chaudières Figure 2.3 hermétiques et placées au laboratoire à température contrôlée jusqu'au prétraitement. Après avoir déterminé la teneur en eau initiale, les sédiments ont été séchés puis broyés finement. La granulométrie est présentée à la Figure 2.4.



Figure 2.3 Chaudières hermétiques contenant les sédiments de Contrecoeur

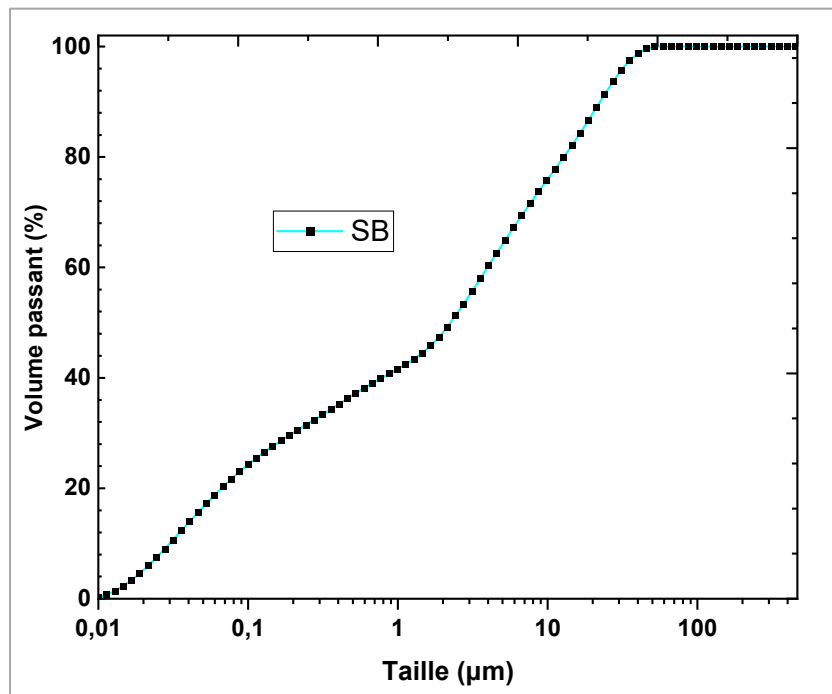


Figure 2.4 Granulométrie des sédiments bruts

2.1.3 Autres ajouts cimentaires

Dans le cadre de ce mémoire, d'autres ajouts cimentaires tels que le métakaolin et le quartz ont été utilisés. Le métakaolin étant considéré comme un réactif de référence, tandis que le quartz est considéré comme référence inerte. Le sable utilisé dans ce mémoire est un sable naturel, local. Il a été fourni par Bomix. Les proportions des tailles sont fournies sur le Tableau 2.3 selon la fiche technique reçue.

Tableau 2.3 Analyse granulométrique de sable Bomix

Tamis	% passant
2,50	99 — 100
1,25	85 — 100
0,63	60 — 95
0,31	15 — 80
0,16	0 — 35
0,08	0

2.2 Méthodes

Il existe actuellement plusieurs méthodes hautement développées pour comprendre la chimie des matériaux cimentaires. Dans cette section, nous allons présenter les méthodes utilisées dans les laboratoires de l'ÉTS et adoptées dans ce mémoire.

1) Méthodologies globales adoptées

Ce mémoire se focalise sur l'évaluation de la faisabilité de valoriser les sédiments de dragage portuaire en tant qu'addition cimentaire. Pour atteindre cet objectif, différentes analyses et tests ont été réalisés. La méthodologie globale est présentée en premier lieu, suivie de la

méthodologie spécifique à chaque objectif spécifique. Toutes les méthodes de caractérisation pouzzolanique et mécanique utilisées pour caractériser les sédiments bruts sont reprises dans l'objectif C. La Figure 2.5 illustre la méthodologie globale adoptée.

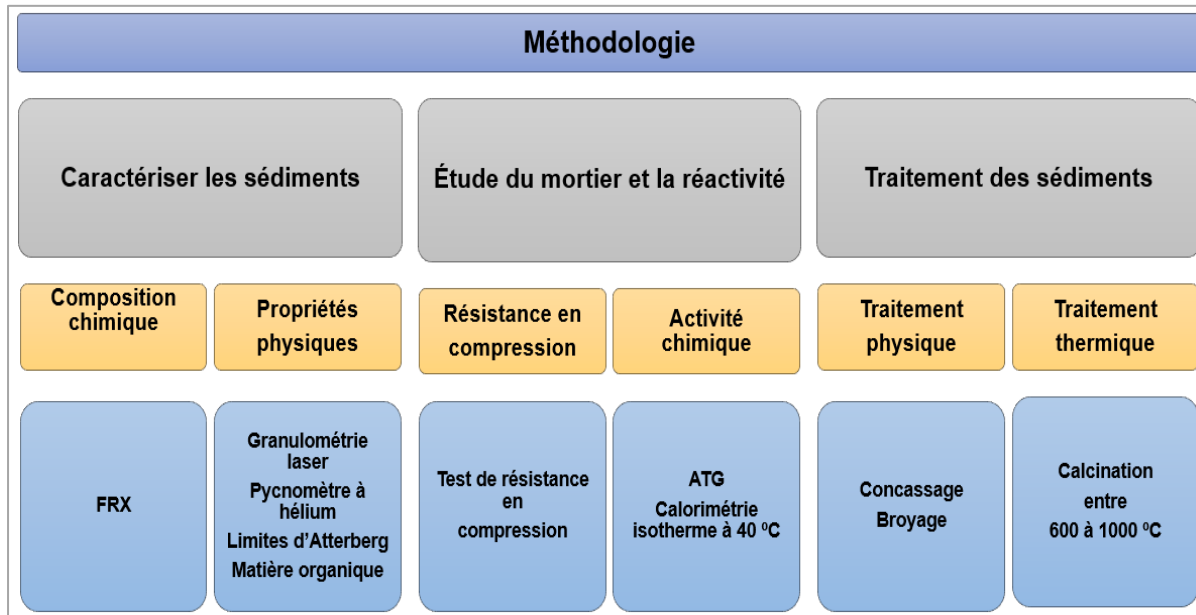


Figure 2.5 Méthodologies globale adoptée

1) Méthodologie spécifique A et B : caractériser les sédiments dans le ciment et étudier la réactivité

Afin d'étudier l'impact des sédiments bruts dans le ciment, visant à atteindre l'objectif spécifique A et évaluer la réactivité des sédiments bruts pour répondre à l'objectif B, il était nécessaire de réaliser des essais de caractérisation des sédiments bruts dans un premier temps. L'essai des limites d'Atterberg a permis de déterminer les teneurs en eau, la fluorescence des rayons X a permis de déterminer la composition chimique, l'analyse granulométrique par diffraction laser a été effectuée pour connaître la distribution granulométrique, l'analyse par pycnomètre à hélium a permis d'identifier les masses volumiques et l'analyse thermogravimétrique a été utilisée pour évaluer la quantité de matières organiques dans les sédiments bruts. Dans un second temps, les performances mécaniques et l'activité

pouzzolanique ont été évaluées en termes de résistance en compression, de flux de chaleur généré et de quantité de portlandite ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) consommée. La Figure 2.6 résume la méthodologie spécifique attachée à l'objectif spécifique A et B.

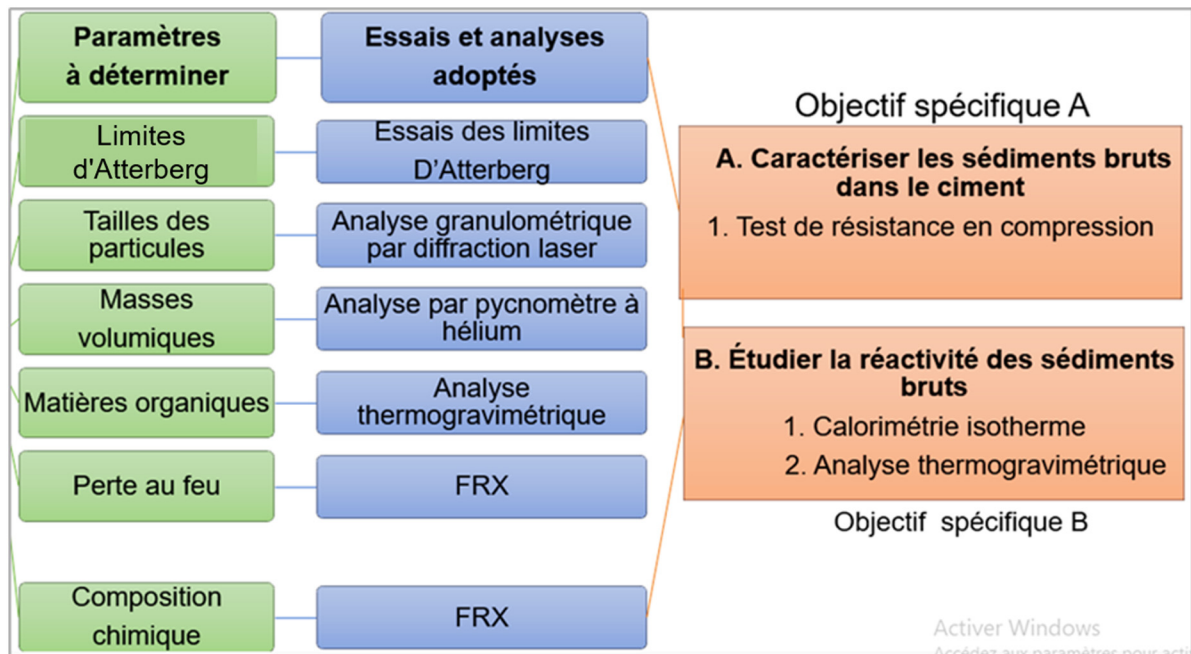


Figure 2.6 Méthodologie globale adoptée pour répondre à l'objectif A

2) Méthodologie spécifique C : optimiser la réactivité des sédiments

Afin de répondre à l'objectif C, qui consistait à améliorer la réactivité des sédiments, nous avons employé la technique de traitement par calcination. Ensuite, nous avons caractérisé les sédiments calcinés dans le ciment en effectuant des tests de résistance en compression. Nous avons également réalisé une analyse thermogravimétrique (ATG) et une calorimétrie isotherme de la pâte R^3 pour évaluer la réactivité des sédiments traités en termes de flux de chaleur et de consommation de la portlandite. La Figure 2.7 résume la méthodologie spécifique de l'objectif C.

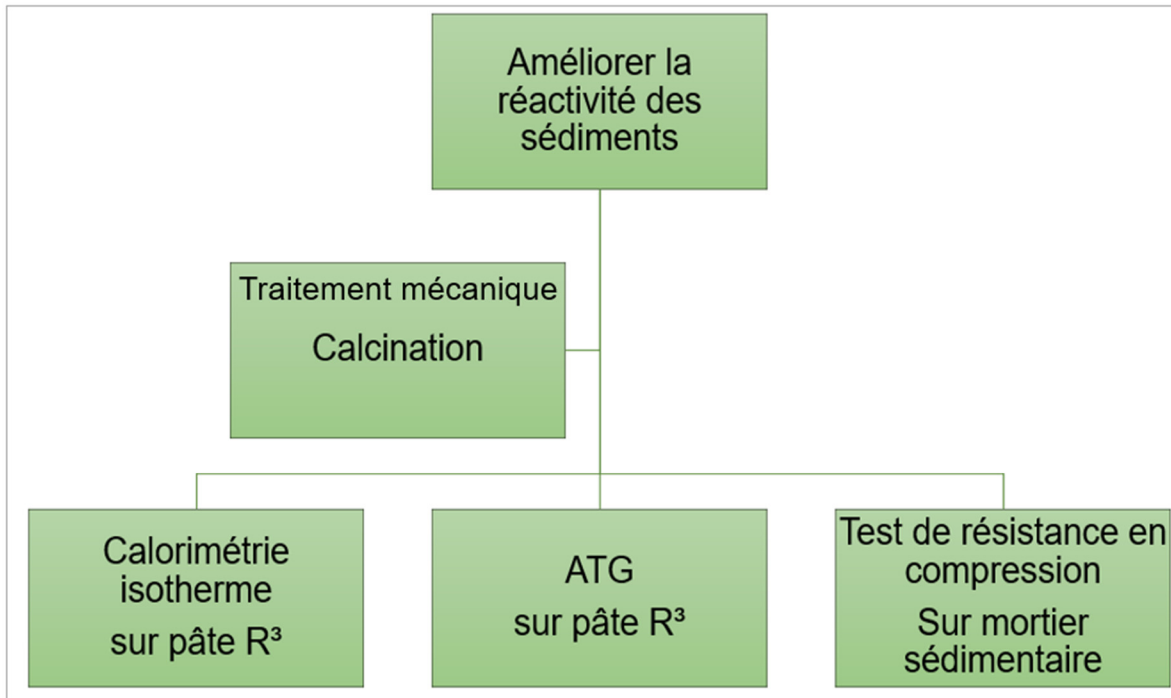


Figure 2.7 Méthodologie pour répondre à l'objectif spécifique C

2.2.1 Limites d'Atterberg

Le but de l'essai est d'identifier l'argilosité du sol (plasticité, rétention d'eau) et son indice de consistance.

Les paramètres déterminés sont la limite de liquidité (WL), la limite de plasticité (WP), l'indice de plasticité (I_p) et la teneur en eau initiale.

2.3.1.1 Limite de liquidité

La limite de liquidité (WL) est la teneur en humidité au-dessus duquel, le mélange eau/sol passe d'un état plastique à liquide. À cet état, le sol se comporte comme un fluide visqueux et s'écoule sous son propre poids et perd ainsi sa capacité de reprendre les contraintes de cisaillement (Spagnoli, 2012). Cette propriété est propre aux particules fines comme les argiles. Plusieurs méthodes permettent de trouver WL. Le test du cône de chute et la technique de

coupe de Casagrande sont courants. La technique de coupe de Casagrande est présentée sur la figure (2.8). Elle est déterminée au moyen de l'appareil Casagrande (Figure 2.8). Les spécifications sont décrites dans la BNQ2501-090 (BNQ, 2019).

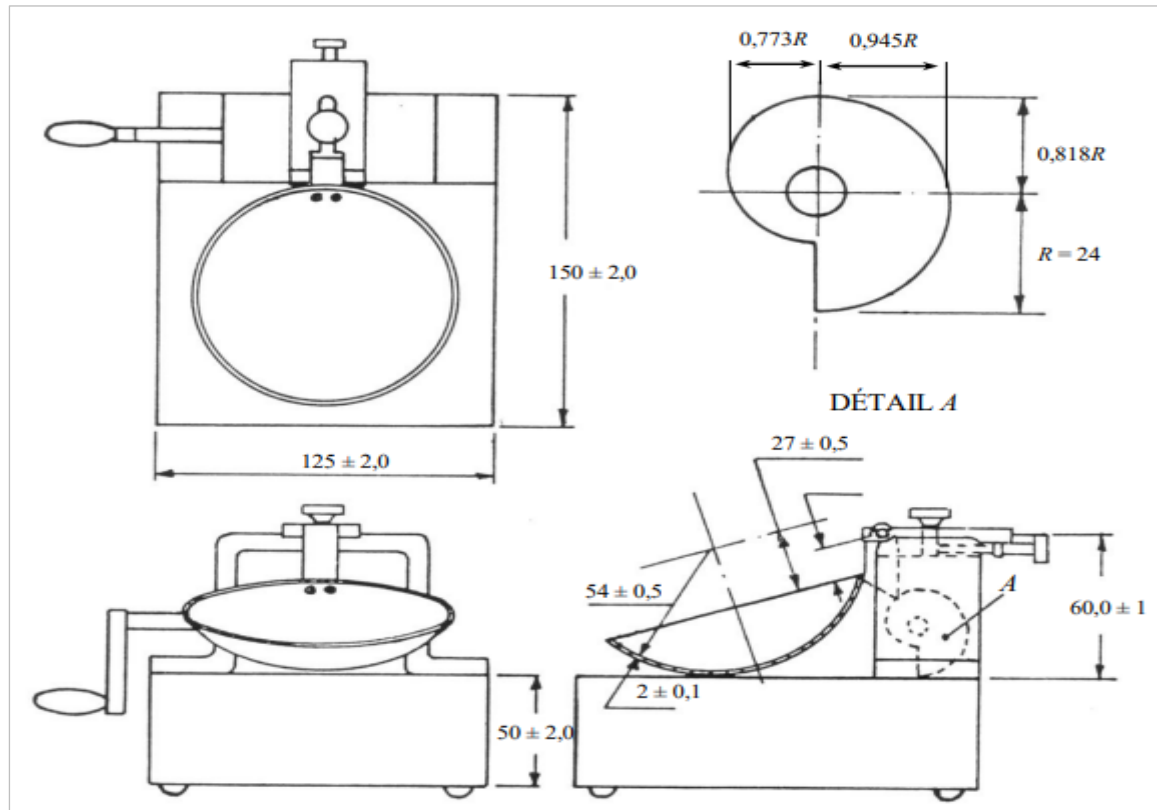


Figure 2.8 Dispositifs de Casagrande
Tirée de BNQ (2019)

2.3.1.2 Limite de plasticité

La limite de plasticité (WP) correspond à la teneur en humidité de rouleau de sol (préparé à cet effet) qui se fissure au moment où le diamètre atteint 3 mm. L'échantillon de 30 g est prélevé à partir de sol qui a servi pour la limite de liquidité. L'échantillon est ensuite asséché ou humidifié jusqu'à ce qu'on puisse former une boule qui ne colle pas au doigt lorsqu'on le presse. La boule est ensuite divisée en deux parties égales. Des rouleaux qui se frittent à 3 mm sont ensuite préparés avec chacune des parties. Les rouleaux frittés à 3 mm (seulement) sont

conservés et placés à l'étuve et portés à 60 °C jusqu'à la masse constante. À la sortie de l'étuve, les masses des échantillons secs sont pesées et les teneurs en eau sont alors déterminées selon la méthode décrite dans la norme BNQ2501-170 (BNQ, 2014). La limite de plasticité correspond à la moyenne de deux teneurs en eau.

2.3.1.3 Indice de plasticité.

L'indice de plasticité est calculé en utilisant la limite de liquidité et la limite de plasticité, comme indiqué dans l'Équation (2.10). Il représente la variation entre la limite de liquidité et la limite de plasticité d'un sol. L'indice de plasticité fournit une indication de la plage de teneur en eau dans laquelle un matériau argileux conserve sa plasticité. Les sols avec un indice de plasticité plus élevé ont tendance à être plus plastiques et cohésifs. De plus. Un indice de plasticité plus élevé peut indiquer des caractéristiques plus complexes du matériau, nécessitant souvent des traitements spécifiques.

$$I_p(\%) = w_L - w_p \quad (2.1)$$

IP = Indice de plasticité, exprimé en pourcentage

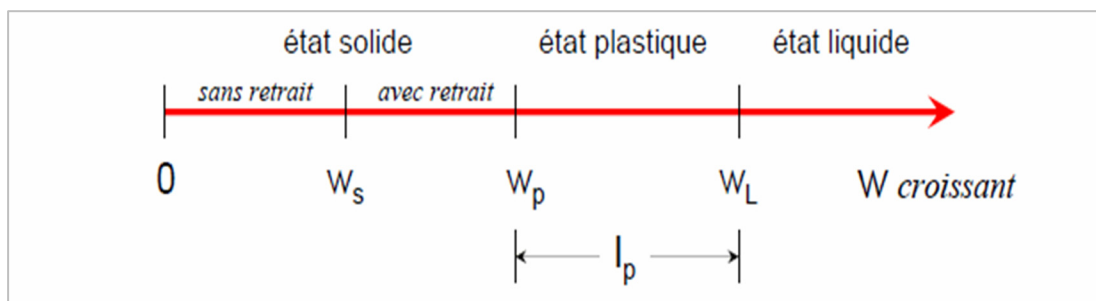


Figure 2.9 Représentations des limites d'Atterberg
Tirée de Walker (1997)

Lorsque la limite de liquidité et l'indice de plasticité sont connus, le diagramme de Casagrande illustré sur la Figure 2.10 permet aisément d'identifier le sol et son indice de consistance.

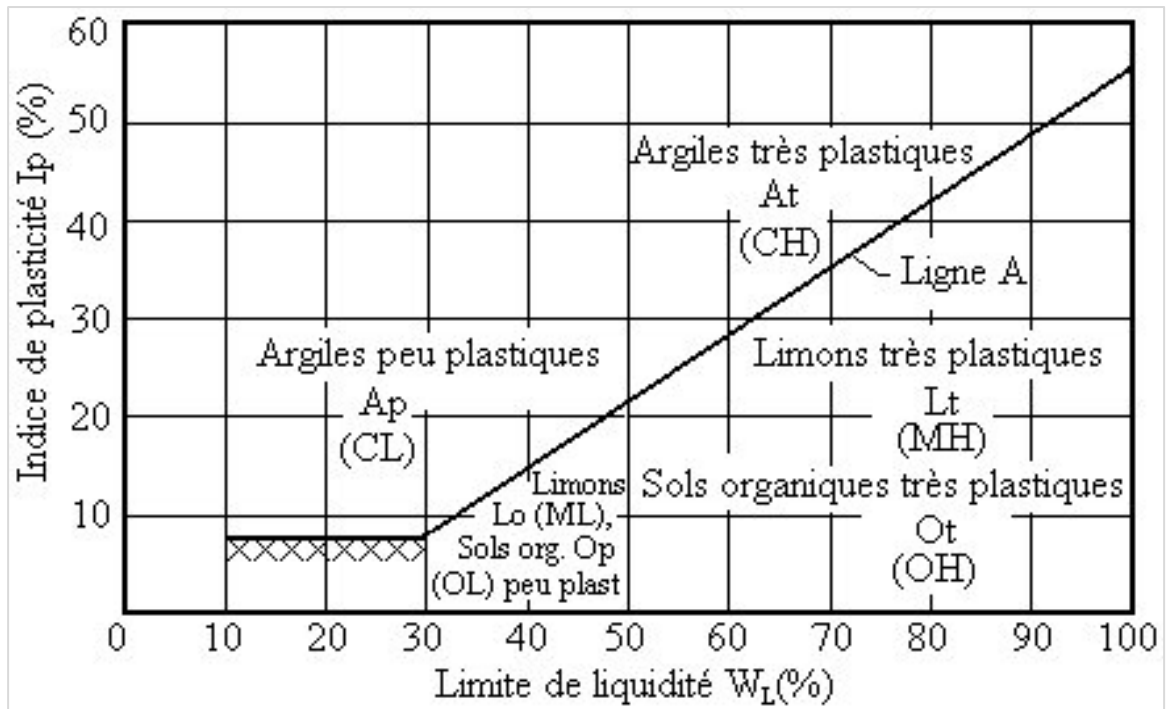


Figure 2.10 Diagrammes de Casagrande
Tirée de Dakshanamrurthy et al. (1973)

2.3.1.4 Teneur en eau initiale

Le principe pour déterminer la teneur en eau initiale \$W\$ (%) des sols fins est décrit dans BNQ2501-170 (BNQ, 2014).

1) Protocole et appareillage

Une quantité d'au moins de 10 g de sol sont pesés et placés dans un bol taré pour des sols fins. Le tout est pesé et placé à l'étuve, puis porté à 60 °C jusqu'à la masse constante. Si le sol ne contient pas les matières organiques, la température sera portée à 110 °C. Après 24 h à l'étuve, les échantillons sont sortis et pesés. \$W\$ (%) est alors déterminé selon l'Équation (2.2).

$$w(\%) = \frac{m_1 - m_2}{m_2 - m_r} \times 10 \quad (2.2)$$

\$W\$ (%) = teneur en eau naturelle, exprimée en pourcentage (%),

m_1 =masse du récipient et du sol humide, en grammes,

m_2 =masse du récipient et du sol sec, en grammes,

m_r =masse du récipient.

2.2.2 Optimisation de la finesse

Les sédiments ont été séchés à l'étuve à une température de 110 °C jusqu'à masse constante. À la sortie de l'étuve, les sédiments sont formés des blocs compacts. Par la suite, un concasseur à mâchoires Pulverisette 1 a été utilisé pour désagglomérer les blocs. La largeur de fente est fixée à 1, sur une échelle de 3, nécessaire pour le broyage. Afin de rendre conformes les sédiments au standard ASTM C618 (ASTM International, 2019 a), le broyage en particules fines a été effectué à l'aide de broyeur à godets vibrant de laboratoire Pulverisette 9. Le broyage est effectué par fraction de 100 g. Une vitesse de 1000 tr/min a été fixée pour une durée de 3 minutes. La Figure 2.11 illustre les machines utilisées et les différents changements visuels après traitement physique des sédiments.

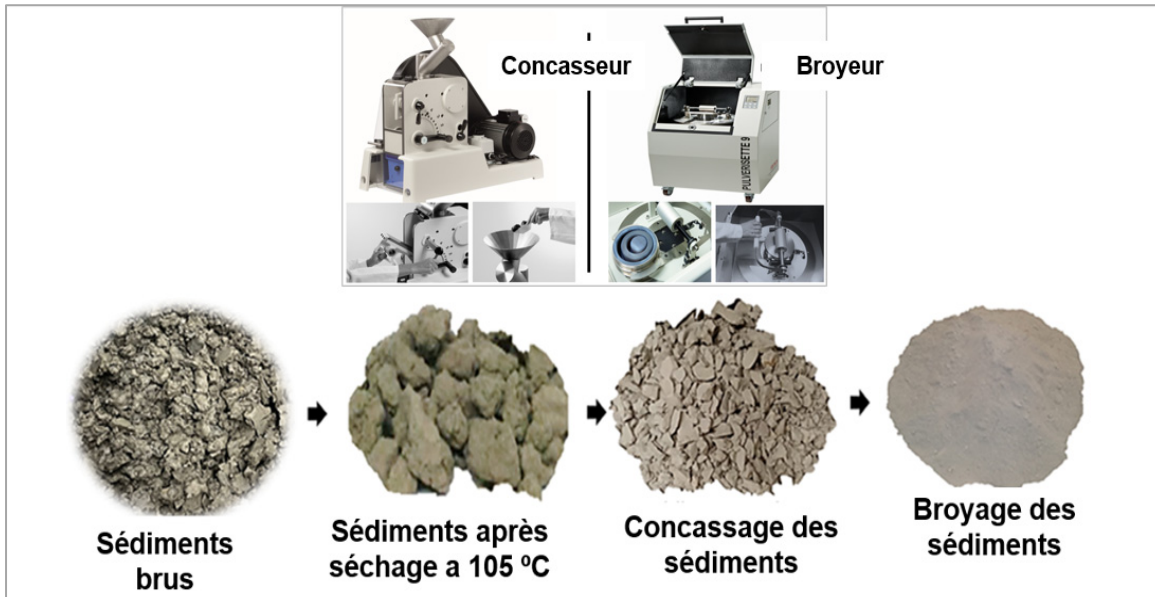


Figure 2.11 Traitement physique des sédiments

2.2.3 Calcination

La calcination est un traitement thermique couramment utilisé pour activer ou améliorer la réactivité des potentiels ajouts cimentaires (Benzerzour *et al.*, 2017 ; Snellings *et al.*, 2016 Ambroise *et al.*, 1985). Elle consiste à soumettre les matériaux à des températures contrôlées, pour une meilleure amorphisation. Par exemple, le traitement thermique de l'argile kaolinique permet de rompre la liaison d'hydrogène entre les couches dioctaédriques. Initialement, la température optimale de calcination permettant d'obtenir l'activation pouzzolanique est inconnue. La littérature rapporte une plage de température allant de 500 à 1000 °C (Tableau 1.7) selon le type d'argile. Pour couvrir toute la plage de température (la température optimale y existe), nous avons fixé cinq températures de calcination : 600 °C à 1000 °C par pas de 100 °C. La Figure (2.12) présente le programme expérimental de la calcination.

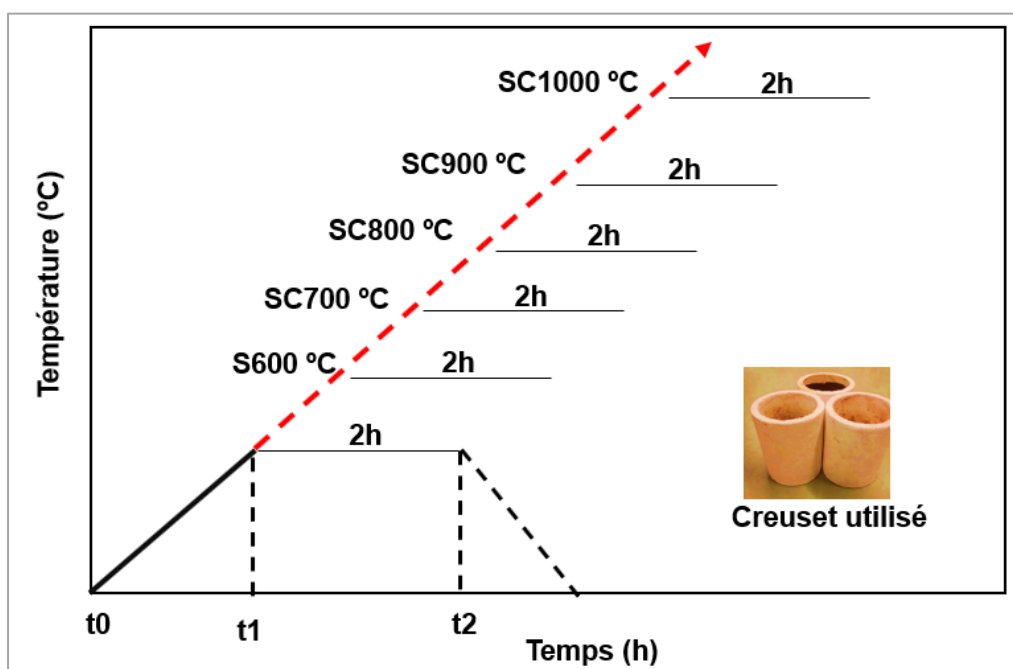


Figure 2.12 Programme expérimental de la calcination

Le four électrique moufle, type Nabertherm N11/H a été utilisé. Le creuset de 700 g des sédiments broyés est calciné à chaque température. Un palier de 2 h a été fixé. Plusieurs auteurs recommandent cette valeur dans la littérature (Semcha, 2006). À la sortie du four, les sédiments calcinés sont refroidis à température ambiante sur une plaque métallique. La Figure 2.13 présente le four électrique moufle qui a servi de calcination des sédiments.



Figure 2.13 Fours moufle utilisés pour la calcination à l'ÉTS

2.2.4 Analyse granulométrique par diffraction laser

La granulométrie des matériaux a été étudiée à l'aide de la technique de granulométrie laser, en utilisant Mastersizer 3000, qui permet la mesure précise de la taille des particules allant de 0,01 à 3000 μm .

2.3.4.1 Principe

La diffraction laser fonctionne en diffusant la lumière laser sous de petits angles. L'appareil mesure la lumière diffusée, diffractée et absorbée par des poudres dispersées dans un solvant. Le faisceau laser incident traverse la suspension diluée et est collecté sous un petit angle par rapport au faisceau incident. L'équation 2.3 donne l'évolution de l'intensité lumineuse (I) en

fonction de l'angle (θ) entre la direction du rayon incident et la direction de la lumière diffusée diffractée. (Sivitsky et Boudreau, 1991).

$$I(\theta) = I_0 \int_0^{\infty} f(r) \left(\frac{r J_1 \alpha \theta}{\theta} \right)^2 \cdot dr \quad (2.3)$$

I_0 : l'intensité du rayon incident,

R : rayon de la particule

J_1 : fonction de Bessel

$$\alpha = \frac{2\pi\gamma}{R} \text{ ou } \gamma \text{ représente la longueur d'onde.} \quad (2.4)$$

Des particules en suspension dans un solvant diffractent la lumière du faisceau laser. La taille des particules modifie la répartition spatiale de la lumière enregistrée par la photodiode. Le modèle optique (Mie pour le granulomètre Mastersizer 300) permet ensuite d'analyser les faisceaux réfléchis et fournit ainsi les tailles et la distribution des particules. Les granulomètres couramment utilisés sont : Beckman Coulter LS-13320, Cilas 1090/1190, Malvern Mastersizer, Shimadzu SALD et IG-1000. Nous avons utilisé Mastersizer 3000 de Malvern pour ce mémoire. La fiabilité de cette méthode dépend principalement de trois facteurs : un échantillon représentatif, un état de dispersion stable, les conditions de mesure appropriée (Malvern Panalytical, 2013). En fonction de la nature de l'échantillon, le dispersant est choisi. Les acides organiques, les alcools, les alcanes simples, les alcanes et alcynes à longues chaînes sont des dispersants courants (Malvern Panalytical, 2013). Pour les argiles, nous avons utilisé l'alcool comme dispersant : propan-2-ol ($\text{CH}_3\text{-CH}_2\text{OH-CH}_3$), aussi appelé isopropanol. Trois étapes sont essentielles pour assurer une bonne dispersion de la poudre de l'échantillon : mouiller la poudre, utiliser l'énergie pour disperser l'échantillon et stabiliser la dispersion. La Figure 2.14 illustre le schéma de principe de fonctionnement de cette technique.

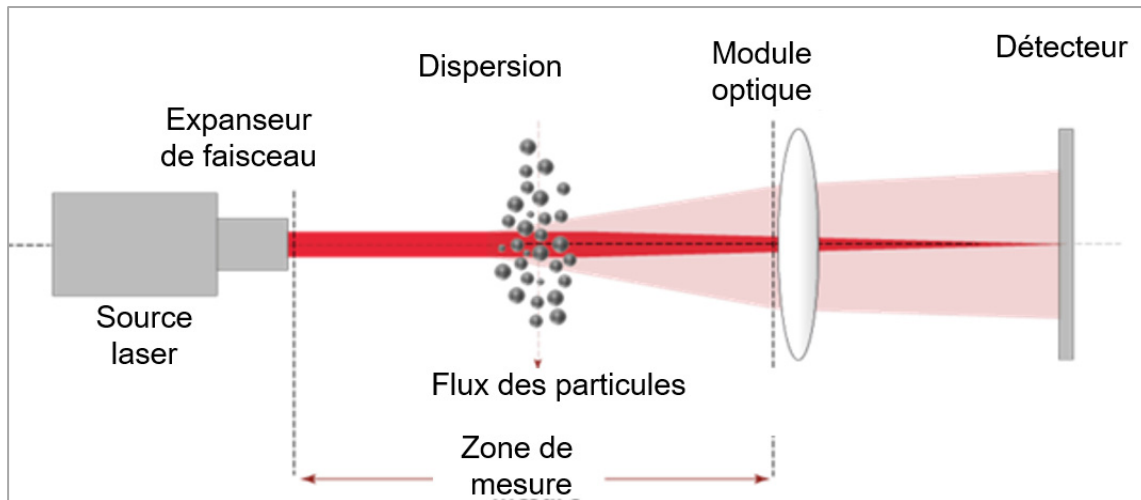


Figure 2.14 Principe de l'analyse granulométrique par diffraction laser
Tirée de Yori *et al.* (2007)

L'application de la méthode nécessite certaines données initiales qui dépendent de matériau à caractériser. Les paramètres d'entrées pour l'exécution pour les sédiments sont résumés dans le Tableau 2.4, où SB et SC représentent respectivement les sédiments bruts et calcinés.

Tableau 2.4 Paramètre des mesures utilisées pour le PSD.

Matériaux	Indice réfraction	Indice Absorption	Masse volumique (g/cm ³)	Dispersant	Obturation (%)
SB	1,56	0,01	2,755	Isopropanol	9,16
SC600	1,56	0,01	2,771	Isopropanol	9,02
SC700	1,56	0,01	2,800	Isopropanol	7,82
SC800	1,56	0,01	2,823	Isopropanol	8,29
SC900	1,56	0,01	2,83	Isopropanol	7,32
SC1000	1,56	0,01	2,818	Isopropanol	9,30
Quartz	1,543	0,01		Isopropanol	8,24

2.2.5 Pycnomètre à l'hélium

La connaissance de la masse volumique des matériaux est très importante. Pour déterminer la masse volumique des matières solides (poudres, métaux), l'utilisation de pycnomètre à gaz est

courante. La technique est basée sur le principe d'Archimède. Elle consiste à prélever un échantillon de matière solide à étudier et le peser avec une précision au centième (1/100). L'échantillon de masse (m) connue est ensuite introduit dans le pycnomètre (chambre de volume V_b). Le gaz est injecté par la suite. La pression (P_b) qui s'y trouve est stabilisée. La chambre de volume V_a et de pression P_a est ensuite stabilisée en comprimant l'hélium. Une fois que P_a est stable, la vanne v (Figure 2.15) s'ouvre, permettant ainsi de libérer le gaz dans la chambre de l'échantillon (V_b). Finalement, en condition d'équilibre thermodynamique, la pression finale, notée P_f , est relevée. Le volume (V_m) de l'échantillon est aisément calculé l'Équation (2.5).

Connaissant V_m , la masse volumique est alors déterminée par l'Équation (2.6).

$$V_m = \frac{V_b(P_b - P_f) + V_a(P_a - P_f)}{P_a - P_f} \quad (2.5)$$

$$\rho = \frac{m}{V_m} \quad (2.6)$$

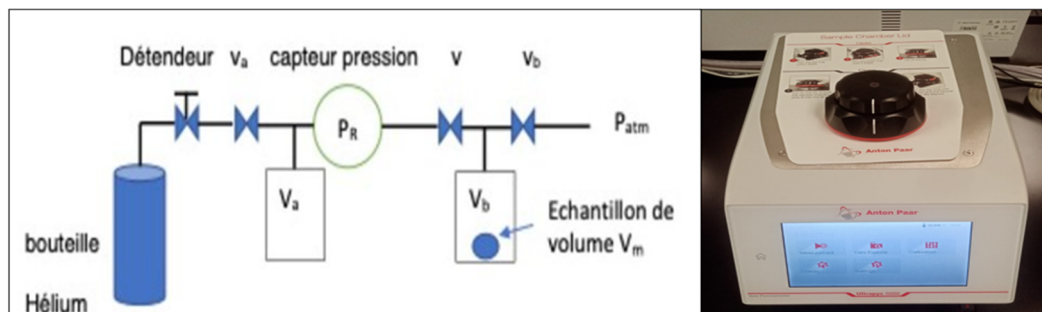


Figure 2.15 Schémas de principe du pycnomètre à hélium

2.2.6 Mortier

La caractérisation des sédiments dans les ciments nécessite la confection des mortiers. Dans ce cas, les mortiers ont été préparés selon les spécifications de ASTM C109 (ASTM International, 2016). Les différents mortiers confectionnés sont présentés dans le Tableau 2.5. Pour chaque échantillon, 12 cubes de 50 mm de côté ont été confectionnés tels que spécifiés dans la norme ASTM C305-14 (ASTM International, 2015a). Le mortier de référence a été

confectionné avec 100 % de ciment GU. Les mortiers d'échantillons sont confectionnés avec 20 % de substitution de ciment GU par les sédiments bruts et calcinés. Un rapport e/c égal à 0,485 a été utilisé pour la référence. Pour garder un étalement égal à 110 ± 5 (ASTM International, 2010), le rapport e/c a été fixé à 0,5 et les superplastifiants polycarboxylates a été ajouté ASTM C109 (ASTM International, 2015b). Après 24 heures d'hydratation, les mortiers ont été placés dans une chambre de cure à une température de $23 \text{ °C} \pm 2$. Les essais de résistance à la compression ont ensuite été effectués à des échéances de 1, 7, 28 et 112 jours. Pour chaque échéance, les valeurs moyennes et l'écart-type des 3 cubes sont enregistrés. Le Tableau 2.5 résume la conception des mortiers pour tous les échantillons

Tableau 2.5 Conception de mortier.

Mortiers	Ciment GU	MCS	Sable Bomix	Superplastifiant	Étalement (mm)
Ref.	1060	0	2915	4	110 ± 5
SB	842	212	2915	18	110 ± 5
SC600	842	212	2915	18	110 ± 5
SC700	842	212	2915	18	110 ± 5
SC800	842	212	2915	18	110 ± 5
SC900	842	212	2915	18	110 ± 5
SC1000	842	212	2915	18	110 ± 5

2.2.7 Arrêt d'hydratation

La caractérisation des hydrates après un certain degré de l'hydratation nécessite l'évacuation de l'eau non liée chimiquement. Certains mélanges utilisés dans ce mémoire ont nécessité l'arrêt d'hydratation. Deux méthodes ont nécessité l'arrêt d'hydratation : l'analyse thermogravimétrique (ATG) et la calorimétrie isotherme.

Il existe plusieurs techniques pour arrêter d'hydratation : échange de solvant et la lyophilisation. Dans ce cas, l'échange des solvants a été employé où l'isopropanol a été utilisé comme solvant. Environ 4 g des poudres d'échantillons sont mélangés à 100 ml de solvant

durant 15 minutes. Ensuite, le filtrage des échantillons a été effectué à l'aide d'un papier-filtre No. 50 et d'un Büchner. Les échantillons ont été rincés au diéthyéther. Les échantillons filtrés sont placés dans une étuve pendant 10 minutes à 40 °C. Enfin, les échantillons ont été stockés dans un dessiccateur sous vide jusqu'à leurs analyses ultérieures.

2.2.8 Calorimétrie isotherme

La calorimétrie isotherme est une technique courante pour évaluer la réactivité des pouzzolanes. Le principe consiste à mesurer la chaleur dégagée sur une pâte de ciment contenant 20 % de la pouzzolane à tester après 7 jours d'hydratation dans un environnement contrôlé. Le schéma de principe est présenté à la Figure 2.16.

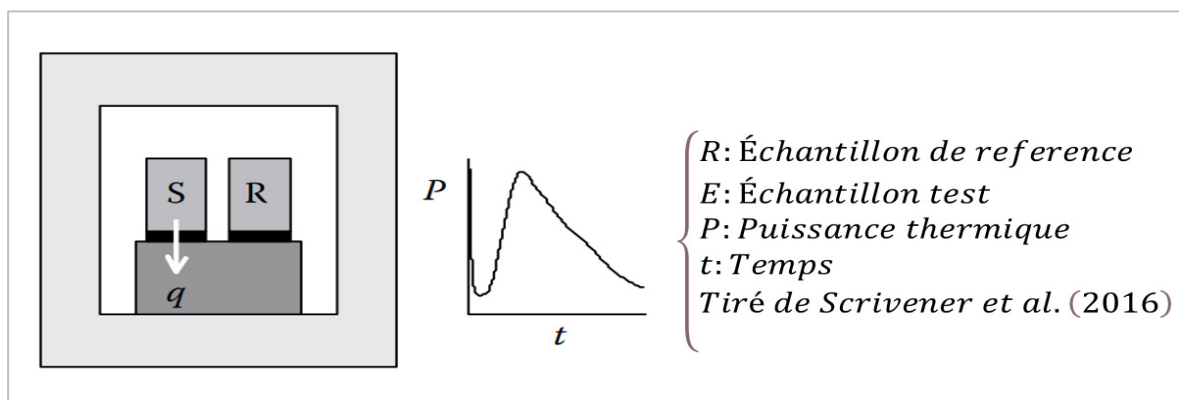


Figure 2.16 Fonctionnements d'un calorimètre isotherme
Tirée de Scrivener *et al.* (2016)

Une nouvelle méthode, notée R³ a été récemment développée par le groupe RILEM et la procédure est encadrée par la norme ASTM C1897 (ASTM International, 2020). Ce modèle est développé principalement pour étudier la réactivité de l'argile calcinée (Avet *et al.*, 2016). La pâte R³ est composée de 33,33 g de portlandite Ca(OH)₂, 11,11 g de matériau cimentaire supplémentaires et 5,56 g de calcite (CaCO₃) dans une solution de 60 ml d'eau désionisée avec 0,24 g de KSO₄ et 1,20 g de KOH (Li *et al.*, 2018). Ce mélange présente l'avantage de recréer le comportement chimique similaire à l'environnement du ciment calcaire, sans les particules

de ciment. Cela a permis d'étudier la réactivité des matériaux cimentaires supplémentaires seuls, sans interférence de l'activité chimique des particules de ciment tel que les brasques traitées (Brial *et al.*, 2021) ; évaluer la réactivité pouzzolanique des pouzzolanes naturelles et non conventionnelles (Yoon *et al.*, 2022) ; réactivité des scories et boues métallurgiques non ferreuses (Snellings *et al.*, 2019).

Dans ce mémoire, la mesure du système R^3 se concentre sur la chaleur dégagée après 7 jours, mesurée par la calorimétrie isotherme et la consommation de portlandite par analyse thermogravimétrique. Ces deux tests ont été sélectionnés pour tracer la consommation d'hydroxyde de calcium par rapport à la chaleur dégagée et déterminer le type de réactivité des matériaux testés selon la méthode proposée par (Suraneni *et al.*, 2019). La calorimétrie isotherme à 40 °C a été réalisée pour mesurer la libération de chaleur des systèmes R^3 pendant 7 jours. Pour chaque test de calorimétrie, des lignes de base initiales et finales ont été enregistrées pendant 180 minutes. La Figure 2.17 et le Tableau 2.6 illustrent respectivement le mélange modèle de la R^3 et les étapes de fabrication de la pâte R^3 .

Après 7 jours d'hydratation, le suivi de chaleur a été arrêté et les échantillons dans les ampoules ont été sortis de l'appareil de Tam Air et ensuite nous avons procédé à l'arrêt de l'hydratation par échange de solvant comme décrit par Snellings *et al.* (2018) et Scrivener, Snellings et Lothenbach (2016).

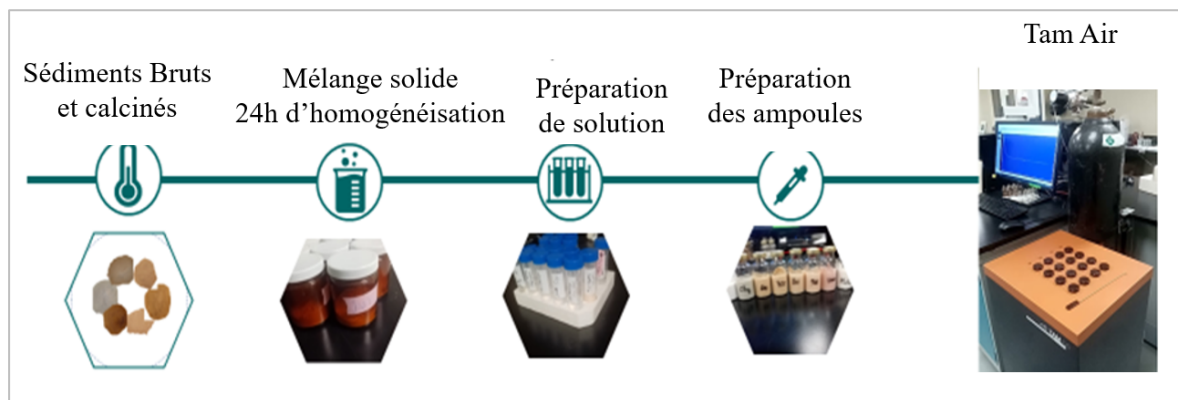


Figure 2.17 Préparations de la pâte R³Tableau 2.6 Conception du mélange modèle R³

Masses des éléments (g)					
MCS	Portlandite	Eau déminéralisée	KOH	K₂SO₄	CaCO₃
11,11	33,33	60,00	0,24	1,20	5,56

2.2.9 Analyse thermogravimétrique

L'analyse thermogravimétrique (ATG) est une méthode d'analyse permettant de mesurer les variations de masse d'un échantillon en fonction de la température. Pour les matériaux cimentaires, l'ATG peut être utilisée pour déterminer la composition chimique des échantillons et évaluer leur réaction thermique.

2.3.9.1 Principe de l'analyse thermogravimétrique

Le principe de base de l'ATG pour les matériaux cimentaires est de mesurer la perte de masse des échantillons lorsqu'ils sont soumis à une augmentation de température (Scrivener *et al.*, 2016). Cette perte de masse est due à l'évaporation de l'eau, la cristallisation, la décarbonatation, la déshydratation ou la combustion de certains composants, tels que les matières organiques ou les sulfates, qui sont présents dans les échantillons. En mesurant la courbe de perte de masse en fonction de la température, il est possible d'identifier les différentes réactions thermiques qui se produisent dans les échantillons et de déterminer leur composition chimique. L'ATG peut ainsi indiquer la quantité de portlandite qui a été consommée dans la pâte R³. La consommation de portlandite est une indicatrice couramment utilisée pour évaluer la réactivité des matériaux cimentaires supplémentaires. C'est une méthode simple et rapide à exécuter. Elle est utilisée dans ce mémoire pour évaluer la réactivité

des sédiments et déterminer la quantité de matières organiques dans les sédiments. Les résultats de ATG montrent l'évolution de la perte de masse de l'échantillon en fonction de la température. Pour analyser les résultats, la courbe ATG montre la perte de masse en fonction de la température et la dérivée, note ATD, fournit des précisions sur les plages des changements de réactions qui se produisent. Un exemple de la courbe ATG des sédiments bruts est présenté sur la Figure 2.18.

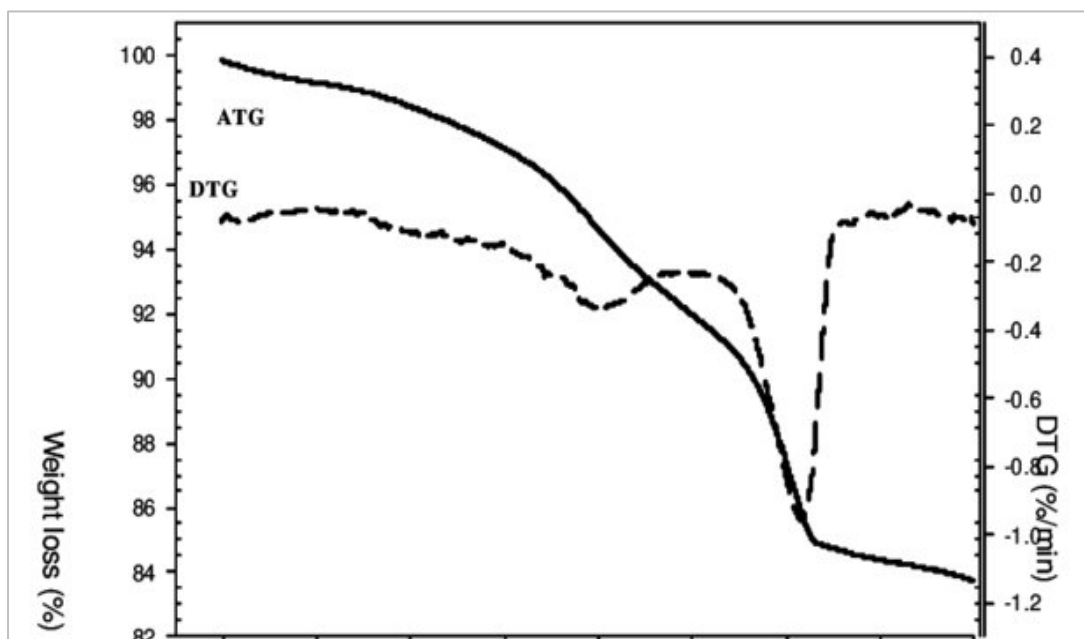


Figure 2.18 Courbe ATG/ATD de sédiment
Tirée de Fatiha *et al.* (2014)

2.3.9.2 Préparation d'échantillon

Pour exécuter une analyse thermogravimétrique sur des sédiments, il est important de prendre en compte les paramètres tels que la quantité d'échantillons, la plage de température, la vitesse de chauffage, le gaz porteur, l'environnement de l'analyse et la calibration de l'instrument. Le Tableau 2.7 présente les paramètres utilisés pour l'ATG. La consommation de portlandite a été mesurée par des analyses ATG. Des échantillons ont été prélevés à partir des ampoules de

calorimétrie R³, ont été soigneusement enroulés dans du ruban adhésif pour minimiser la contamination par le verre et ont été cassés pour collecter la pâte à l'intérieur.

Tableau 2.7 Paramètres de l'essai ATG pour les sédiments.

Température (°C)	Vitesse (°C/min)	Gaz porteur	Creuset	Masse (mg)
30 °C à 950°C	10	Azote	Platine	min. 10

En plus des paramètres mentionnés dans le Tableau 2.7, l'environnement de l'analyse peut avoir un impact sur les résultats de l'analyse. Il est important de contrôler l'humidité et la pureté du gaz porteur pour éviter les effets de contamination. Il est important de calibrer l'instrument avant l'analyse en utilisant des matériaux de référence appropriés pour garantir la précision et la fiabilité des résultats de l'analyse.

2.2.10 Fluorescence des rayons X

La fluorescence des rayons X (FRX) est une technique d'analyse qui permet de déterminer la composition chimique des matériaux cimentaires. Elle est couramment utilisée pour déterminer la composition chimique du ciment, y compris les ajouts cimentaires. Elle détermine les teneurs en éléments majeurs et mineurs dans les matériaux cimentaires, importants pour prédire les comportements de ces derniers. La procédure est décrite dans la norme ASTM C114 (ASTM International, 2018).

2.3.10.1 Principe

Le principe de FRX consiste à exciter les atomes d'un échantillon de matériau par des rayons X à haute énergie, ce qui provoque l'émission des rayons X. Ces rayons sont ensuite détectés

pour identifier la composition chimique de l'échantillon. Cette technique est utilisée à la cimenterie pour connaître la composition chimique des sédiments.

En effet, le processus d'analyse implique la collimation du rayonnement de fluorescence X émis par les atomes de l'échantillon à travers des fentes de collimateur pour former un faisceau de rayons parallèles. Ce faisceau est ensuite dirigé vers un cristal analyseur placé sur un goniomètre, qui peut être ajusté pour varier l'angle par rapport aux rayonnements de fluorescence X. Pour qu'un rayonnement caractéristique d'un atome soit détecté pour une position donnée du cristal, sa longueur d'onde doit répondre au critère de Bragg. Ainsi, une seule raie caractéristique de longueurs d'onde λ sera diffractée pour une position donnée du cristal, ce qui permet une analyse séquentielle. La Figure 2.19 illustre ce processus.

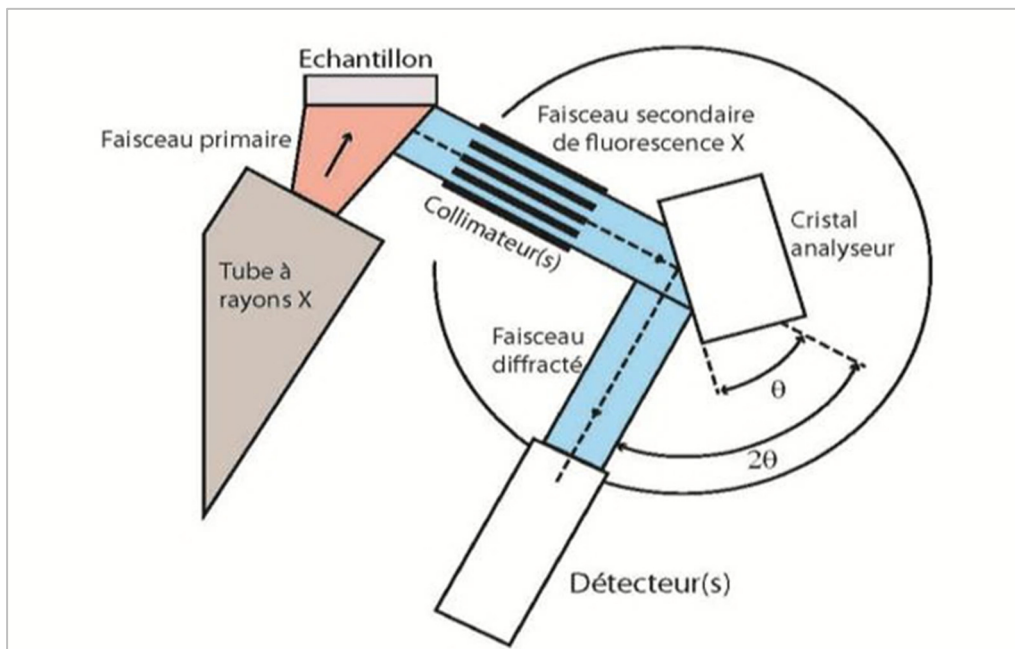


Figure 2.19 Schéma de principe de FRX à dispersion de longueur d'onde
Tirée de Thirion-Merle (2014)

2.3 Conclusion du chapitre 2

Ce chapitre méthodologique a permis de décrire toutes méthodes et techniques adoptées dans ce mémoire. Les essais et méthodes d'analyses ont été entièrement réalisés au sein du laboratoire de l'ÉTS. Compte tenu de temps imparti pour le programme de maîtrise, la plupart des méthodes ont été sélectionnées pour leur rapidité, efficacité et facilité d'implémentation.

CHAPITRE 3

ANLLYSE PRÉLIMINAIRE DE L'IMPACT D'UTILISATION DES SÉDIMENTS BRUTS DANS LE CIMENT

Le présent chapitre expose les résultats de la première phase de l'étude, qui avait pour but de caractériser l'impact des sédiments bruts sur le ciment Portland (objectif spécifique A) et d'évaluer la réactivité des sédiments bruts (objectif spécifique B) dans le cadre de ce mémoire. Dans un premier temps, les sédiments bruts ont été analysés en termes de limites d'Atterberg, de composition chimique, de quantité de matières organiques, de masse volumique et de la distribution granulométrique, conformément aux méthodes décrites dans le chapitre 2. La connaissance de ces paramètres permet de déterminer si les sédiments bruts sont conformes à la norme ASTM C618 (ASTM International, 2016) pour une utilisation comme matériaux cimentaires supplémentaires dans le ciment. Dans un deuxième temps, les résultats des performances mécaniques (pour répondre à l'objectif A) et la réactivité des sédiments bruts (pour répondre à l'objectif B) sont exposés.

3.1 Paramètres caractéristiques de sédiments

Les paramètres mentionnés dans la section (§2.2) sont identifiés dans les paragraphes suivants. Nous commençons par présenter les différentes formes de teneurs en eau, puis nous exposons la distribution granulométrique. Ensuite, nous fournissons les masses volumiques, suivies des informations sur les matières organiques, la perte au feu et la composition chimique.

3.1.1 Teneur en eau initiale et limites d'Atterberg

Pour déterminer la plasticité des sédiments, nous avons d'abord évalué la teneur en eau initiale, ensuite, nous avons mesuré les limites d'Atterberg en termes de la limite de liquidité, la limite de plasticité et de l'indice de plasticité. La teneur en eau initiale des sédiments bruts correspond

à la quantité d'eau présente dans les échantillons immédiatement après leur prélèvement, sans aucun traitement préalable. Toutefois, pour évaluer les limites d'Atterberg des échantillons, il est nécessaire d'ajouter ou de retirer de l'eau selon la procédure décrite dans la norme BNQ2501-090 (BNQ, 2019).

3.1.1.1 Teneur en eau initiale

La méthode décrite au paragraphe (§ 2.3.1.4) selon la norme BNQ2501-170 (BNQ, 2014) a été utilisée. Les résultats sont présentés dans le Tableau 3.1 et la teneur en eau obtenue était de 35,86 %.

Tableau 3.1 Teneur en eau initiale des sédiments

Date de prélèvement de l'échantillon :	2022-10-18
Date de l'essai :	2022-11-28
W (%) =Teneur en eau initiale (valeurs moyennes des 3 essais et écart-type =0,49)	35,86
T°C de séchage : 60 °C, car les échantillons contiennent les matières organiques	
Numéro de la norme utilisée : CAN/BNQ2501-170/2014	

3.1.1.2 Limite de liquidité

La technique de la coupelle de Casagrande a été utilisée pour déterminer la limite de liquidité, conformément à la procédure décrite dans le paragraphe § 2.2.1.1 de la norme BNQ2501-090 (BNQ, 2019). La limite de liquidité correspond à la teneur en eau pour laquelle le nombre de coups est égal à 25 ou à partir de laquelle l'échantillon commence à s'écouler. Les résultats, qui présentent les teneurs en eau en ordonnée et le nombre de coups en abscisse, sont présentés dans la Figure 3.1. Il est observé que pour 25 coups, la teneur en eau correspondante est de 68,30 %.

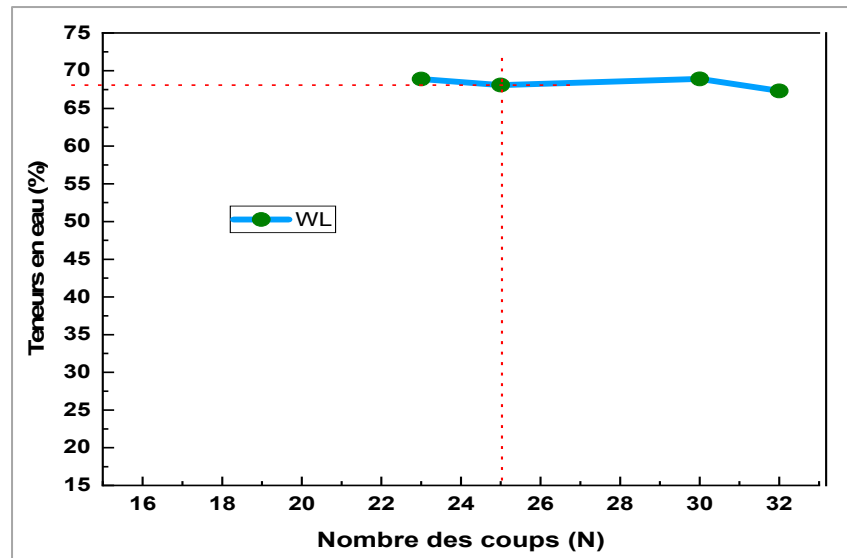


Figure 3.1 Mesure de la limite de liquidité

3.1.1.3 Limite de plasticité

Pour déterminer WP, la procédure décrite au paragraphe (§ 2.2.1.3) de la norme BNQ2501-090 (BNQ, 2019) a été employée. Un échantillon de 30 g a été prélevé à partir de sol qui a servi pour la limite de liquidité. L'échantillon est humidifié jusqu'à ce qu'on puisse former une boule qui ne colle pas au doigt lorsqu'on le presse. La boule est ensuite divisée en deux parties égales. Des rouleaux qui se frittent à 3 mm sont ensuite préparés avec chacune des parties. Les rouleaux frittés à 3 mm sont placés à l'étuve et portés à 60 °C jusqu'à la masse constante (48 h). À la sortie de l'étuve, les masses des échantillons secs sont pesées et les teneurs en eau sont alors déterminées selon la méthode décrite dans la BNQ2501-170 (BNQ, 2014). La limite de plasticité correspond à la moyenne de deux teneurs en eau. Le Tableau 3.2 présente les résultats des teneurs en eau.

Tableau 3.2 Limites d'Atterberg

Teneurs en eau	Valeurs (%)	Écart-type	Normes utilisées
Limite de plasticité (W_p)	25,16	0,49	CSA2501-090/2019

Limite de liquidité (W _L)	68,30	0,69	CSA2501-090/2019
Indice de plasticité (I _p)	43,16	0,49	CSA2501-090/2019

3.1.2 Distribution granulométrique des sédiments bruts

La distribution granulométrique des sédiments bruts a été analysée par la technique de diffraction laser selon la méthode décrite au paragraphe (§2.2.4). Les résultats l'analyse granulométrique des sédiments bruts sont présentés sur la Figure 3.2. Nous observons que les sédiments bruts sont constitués de plus de 90 % des particules fines (argile et limons). Le diamètre moyen (d_{50}) était de 2,6 microns. Cette valeur est largement inférieure au sédiment de Dunkerque en France (Kamali *et al.*, 2008), port de Jersey en New York (Dalton *et al.*, 2014) qui a révélé un diamètre moyen de 25 μm , et 10 μm (Dang *et al.*, 2013). On peut aussi observer que la distribution des tailles des particules à une tendance linéaire. Ce sont des caractéristiques propres aux argiles minérales plastiques comme a révélées les résultats de limites d'Atterberg.

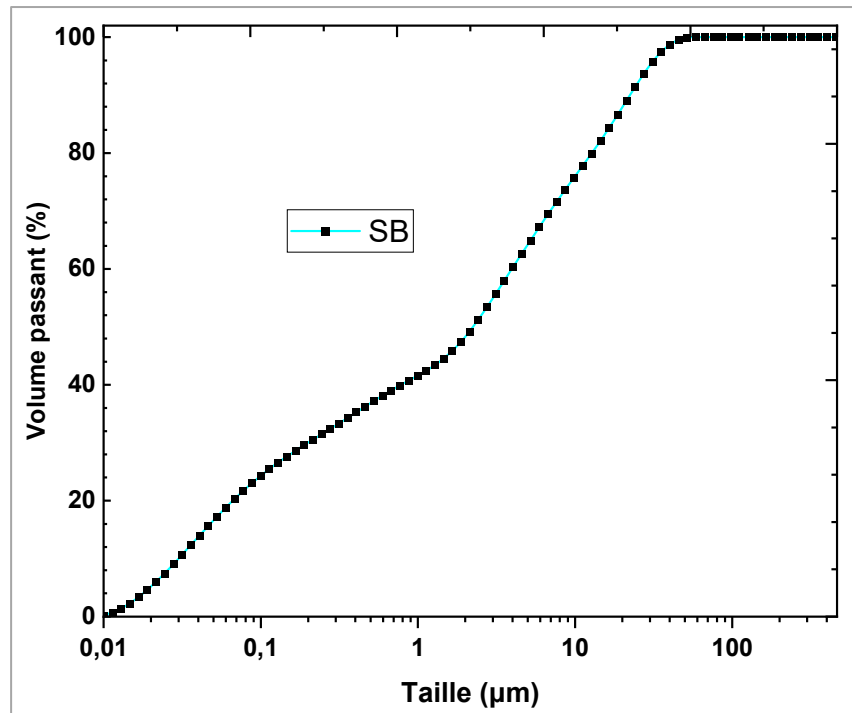


Figure 3.2 Distributions granulométriques des sédiments bruts

3.1.3 Masses volumiques

La masse volumique des sédiments bruts a été analysée à l'aide d'un pycnomètre à hélium. Les résultats sont présentés dans le Tableau 3.3. Nous observons que la masse volumique s'est avérée être de $2,75 \text{ g/cm}^3$. Cette masse volumique se situe dans la gamme des matériaux cimentaires complémentaires et est proche de celle du ciment Portland à usage général (GU), qui est de 3 g/cm^3 .

Tableau 3.3 Masses volumes des sédiments bruts et de ciment de référence

Paramètres	Matériaux	
	Sédiments bruts (SB)	Ciment Portland (GU)
Masse volumique (ρ) g/cm^3	2,75	3,00

3.1.4 Matières organiques dans les sédiments

La matrice sédimentaire est constituée de matières organiques, minérales et d'eau et éventuellement des polluants organiques et inorganiques. Pour déterminer la quantité de matières organiques dans les échantillons, l'ATG a été utilisée. Les résultats obtenus sont présentés sur la Figure 3.3, où l'on peut observer trois plages de variation des masses. La première plage observée entre 0 et 150 °C correspond à une perte de masse due à la déshydratation des particules (Dang *et al.*, 2013). Une légère variation est également observée entre 300 et 550 °C, pouvant indiquer la combustion des matières organiques ainsi que la présence de polluants organiques tels que les HAP, PCB et TBT dans les sédiments. Des observations similaires ont été rapportées sur les études antérieures des sédiments (Dia *et al.*, 2014; Amar *et al.*, 2017). Enfin, un pic prononcé est observé entre 600 et 800 °C, correspondant à la température de décarbonatation de la calcite (Scrivener *et al.*, 2016). Une décomposition similaire a été observée (Romero *et al.*, 2008 ; Xu *et al.*, 2014). En utilisant les résultats de calcination, il était possible de calculer la teneur en carbone total (Mustin, 1987) en utilisant l'Équation 3.1 et la quantité des matières organiques était de 2,60 %. Cette valeur est sous-estimée, car les sédiments bruts ont été précédemment séchés à 105 °C. Or à cette température, les matières organiquement commencent à être détruites.

$$\text{Matière organique (\%)} = 1,72 \times \text{Carbone organique (\%)} \quad (3.1)$$

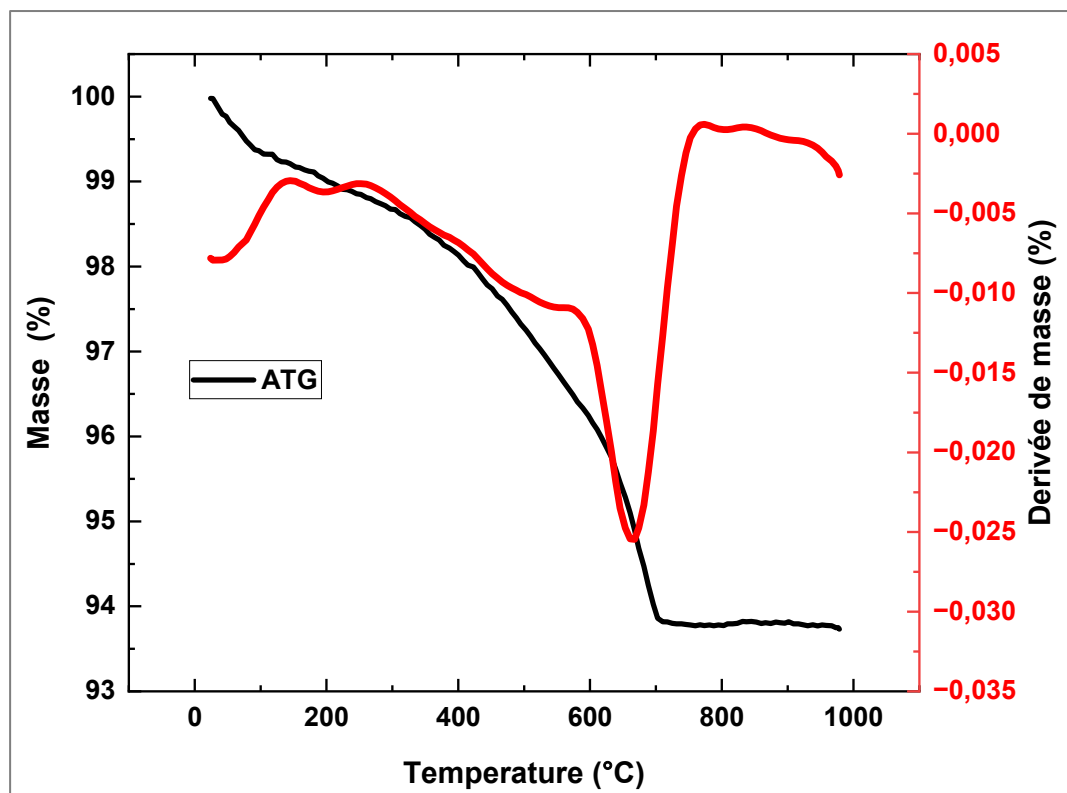


Figure 3.3 Calcul des matières organiques dans le SB

3.1.5 Composition chimique par fluorescence des rayons X ou FRX et perte au feu

La composition chimique des sédiments a été analysée par FRX selon la norme ASTM C114 (ASTM International, 2018) à la cimenterie. Les sédiments contiennent principalement de l'oxyde de silice et d'aluminium, ainsi que de l'oxyde de magnésium et de fer. Cette composition présente les caractéristiques habituelles des argiles et des cendres volantes de catégorie N, comme décrit par (Brial, 2022). La perte en poids lors de la calcination est principalement attribuable à la présence de substances organiques, mais elle demeure inférieure à la valeur maximale permise par la norme ASTM C618 pour les cendres volantes de type N, fixée à 10 % selon ladite norme. Bien que la composition en termes respecte l'exigence de la norme ASTM C618, Il est important de noter que seule la silice amorphe contribue à la réactivité des pouzzolanes. (Bouchikhi *et al.*, 2019). À ce stade, la quantité de

silice amorphe n'est pas connue. La composition chimique en oxyde est présentée dans le Tableau 3.4.

Tableau 3.4 Composition chimique des sédiments bruts par FRX

SiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	CaO	MgO	K ₂ O	Na ₂ O	TiO ₂	P ₂ O ₅	Mn ₃ O ₄	PAF
56,24	16,06	7,81	5,36	4,69	3,19	2,94	0,71	0,13	0,12	6.05

3.2 Caractérisation des sédiments bruts dans le mortier

L'Impact de l'incorporation des sédiments bruts dans le ciment a été analysé. À cet effet, un taux de remplacement de 20 % a servi de conception des mortiers sédimentaires comme décrite dans la norme ASTM C109.

Une deuxième série d'essais sur les mortiers a été réalisée pour évaluer la tendance du taux de substitution du ciment par les sédiments bruts. Des taux de remplacement de 10 %, 30 %, 40 % et 50 % ont été utilisés. Les mesures de résistance en compression ont été effectuées à 1, 7, 28 et 112 jours. Les résultats présentés sur la Figure 3.4 représentent les valeurs moyennes ainsi que l'écart-type obtenu à partir de trois cubes pour chaque échéance.

À partir de ces résultats, nous pouvons observer une diminution de la résistance en compression à mesure que le taux de substitution des sédiments augmente. Cependant, l'incorporation de 10 % et 20 % de sédiments conduit à une résistance en compression similaire à la référence à 7, 28, 112 jours. Parallèlement, l'effet retardateur augmente à mesure que le taux de substitution des sédiments augmente.

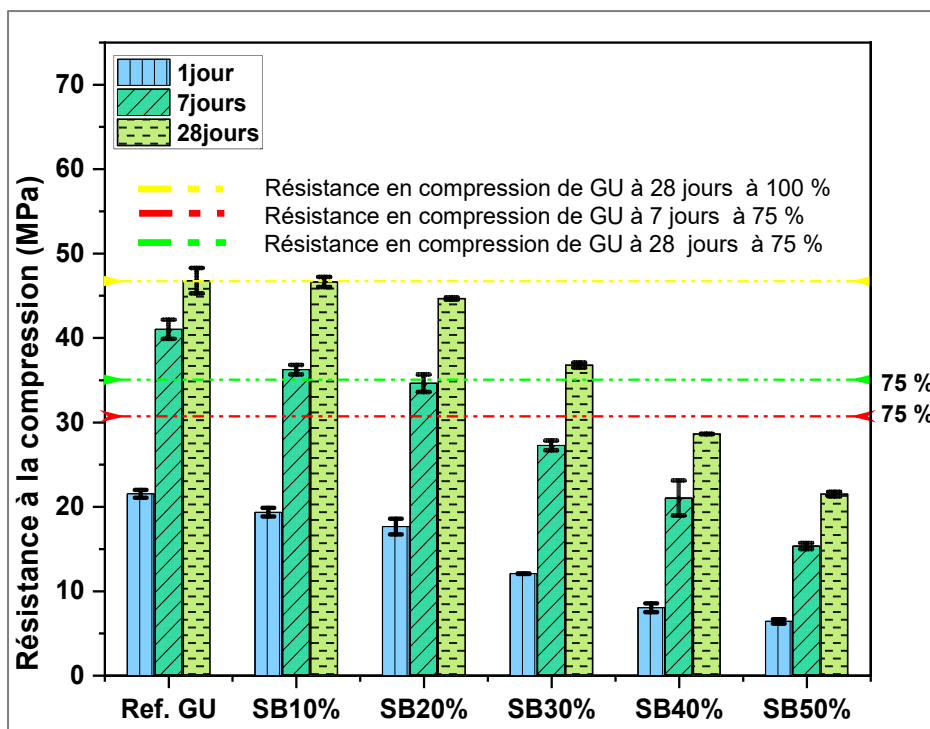


Figure 3.4 Résistances en compression des sédiments bruts

3.3 Résultats de la réactivité des sédiments

Les sections suivantes présentent les résultats de la caractérisation pouzzolaniques des sédiments. L'analyse par calorimétrie isotherme présente le flux de chaleur généré par la pâte R³ contenant les sédiments bruts et l'analyse thermogravimétrique renseigne sur la consommation de la portlandite.

3.3.1 Calorimétrie isotherme

Les résultats de la libération de chaleur sont présentés sur la Figure 3.5. On observe que le métakaolin a généré une quantité significative de chaleur, atteignant une valeur de 1200 J/g après 7 jours d'hydratation. On peut également noter que le quartz a produit une faible quantité de chaleur après 7 jours d'hydratation (23 J/g). Tous ces résultats étaient attendus, étant donné que le MK et le Q sont respectivement reconnus comme très réactifs et inertes. Il est également

observé que les sédiments bruts ont généré plus de chaleur que le quartz (78 J/g), mais cette quantité est très faible comparée à celle du MK. Ce résultat est inattendu étant donné les meilleures performances mécaniques obtenues sur le mortier incorporant les sédiments bruts.

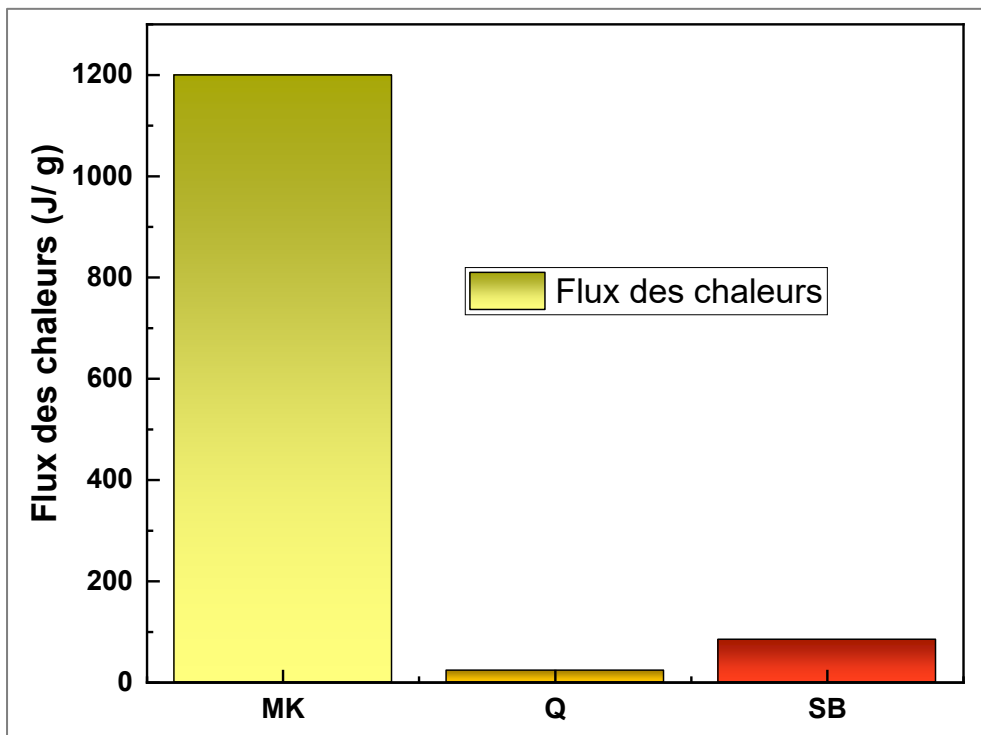


Figure 3.5 Flux de chaleur générés après 7 jours de la pâte R³

3.3.2 Résultats de l'analyse thermogravimétrique

L'Analyse thermogravimétrique (ATG) a été utilisée pour évaluer le degré de réaction chimique dans la pâte R³. Ce test est décrit dans le paragraphe (§ 2.2.9). Les résultats sont présentés sur la Figure 3.7, et la quantité de portlandite consommée a été calculée (Figure 3.6). En se basant sur ces résultats, deux pics étaient observés et une légère perte de masse est également observée entre 0 et 200 °C, correspondant à l'évaporation de l'eau non liée chimiquement (Teklay *et al.*, 2015). Entre 350 °C et 550 °C, une perte de masse significative est observée, correspondant à la décomposition de la Portlandite (Scrivener *et al.*, 2016). Enfin,

entre 600 °C et 800 °C, un pic modéré est également observé, correspondant à la décomposition du carbonate (Scrivener *et al.*, 2016).

En utilisant la méthode de la tangente (Scrivener *et al.*, 2004), la quantité de portlandite consommée a été mesurée à 12,65 mg d'eau de portlandite, ce qui représente 52 % de la Portlandite qui a été mesurée dans la pâte R³ contenant les sédiments bruts.

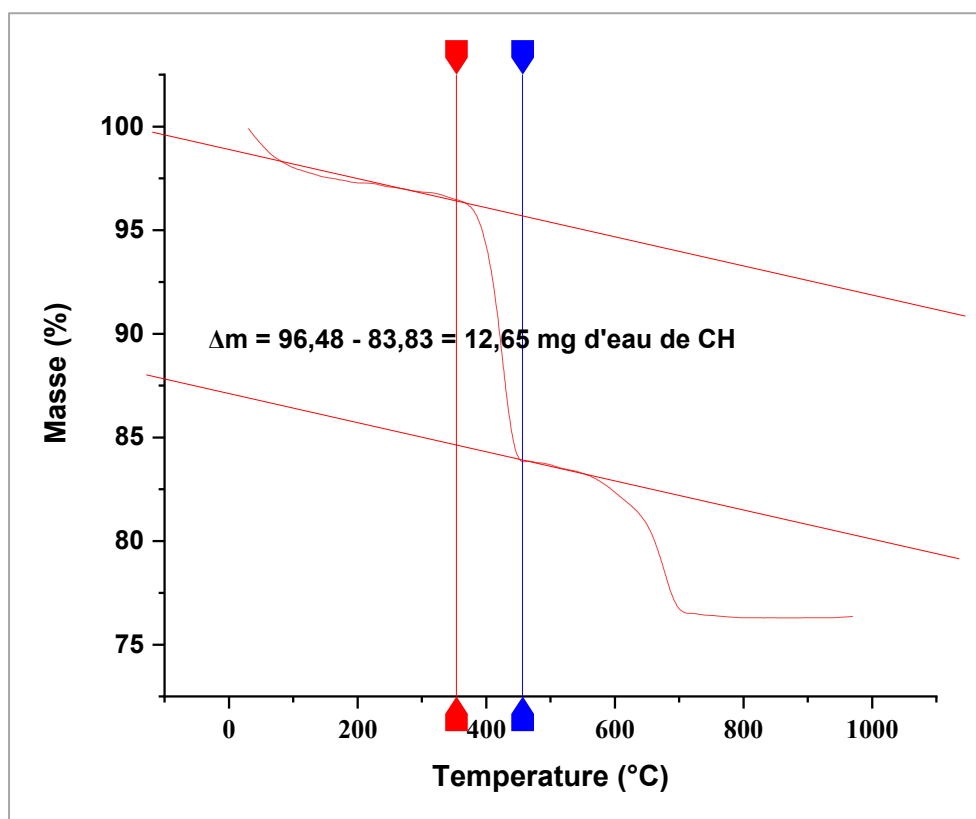


Figure 3.6 Calculs de portlandite consommée dans la pâte R³ SB méthode tangente

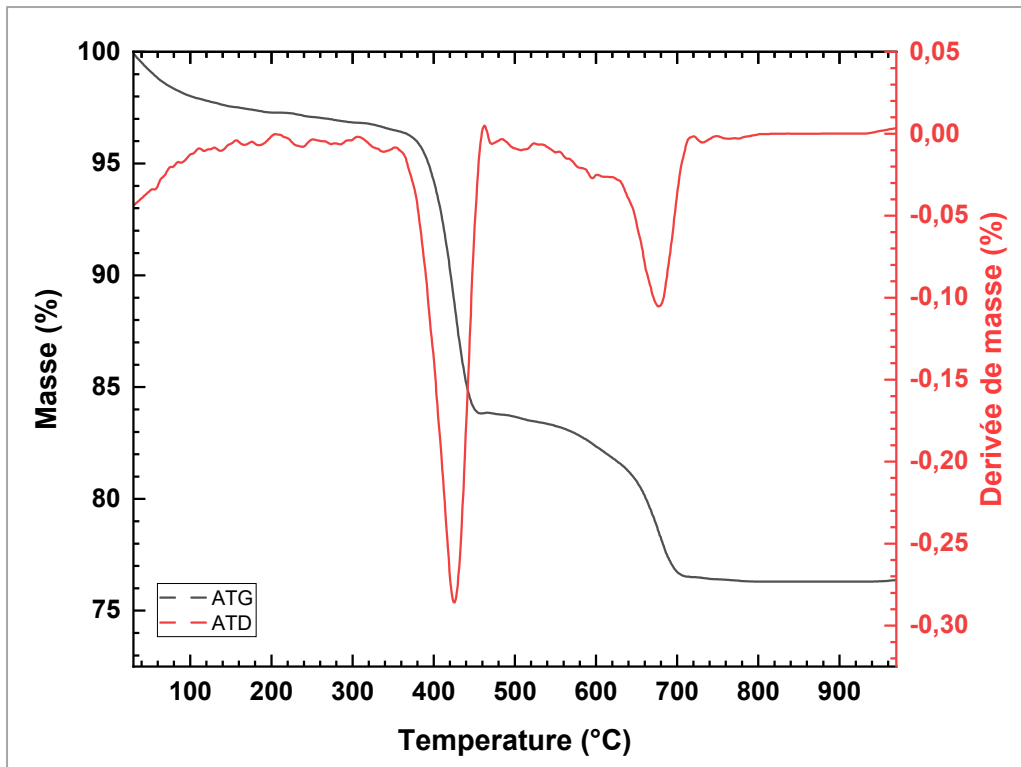


Figure 3.7 Courbe dérivée de la consommation de portlandite de pâte R³ avec SB méthode dérivée

3.4 Conclusion du chapitre 3

Ce chapitre a permis de comprendre les caractéristiques des sédiments étudiés. Les propriétés physiques ont révélé que les échantillons étudiés étaient des argiles minérales présentant une plasticité élevée. L'impact de la substitution du ciment par les sédiments bruts a indiqué des performances mécaniques similaires au mélange de référence. En revanche, une faible corrélation a été relevée entre les performances mécaniques et l'activité pouzzolanique évaluée en termes de flux de chaleur généré par l'analyse calorimétrique. Néanmoins, la consommation de portlandite mesurée par l'analyse thermogravimétrique reste en parfaite corrélation avec les résultats de test de résistance en compression qui justifie la contribution des sédiments aux réactions supplémentaires. Cependant le faible flux de chaleur observé pour les sédiments bruts pourrait provenir de l'interaction des matières organiques, des polluants organiques (Alujas *et al.*, 2015). La conclusion essentielle à retenir de ce chapitre est que les sédiments bruts

respectent la norme ASTM C618 en termes de composition physique et chimique et des performances mécaniques, et que leur activité pouzzolanique peut être considérée comme modérée. Le chapitre 4 consistant à optimiser la réactivité des sédiments bruts est présenté à la section suivante.

CHAPITRE 4

OPTIMISATION DE LA RÉACTIVITÉ DES SÉDIMENTS BRUTS PAR TRAITEMENT THERMIQUE

Dans ce chapitre, nous avons étudié une méthode pour améliorer la réactivité des sédiments bruts afin de répondre à l'objectif spécifique C. Cette méthode consiste à calciner les sédiments à différentes températures allant de 600 °C à 1000 °C. Nous avons ensuite évalué les performances mécaniques et pouzzolaniques des sédiments.

4.1 Résultats de la calcination

La technique de calcination a été utilisée pour traiter les sédiments, et les résultats de l'aspect physique du traitement thermique sont présentés sur la figure 4.1. Il est observé que la couleur des sédiments est passée de gris orange à un rouge vif après la calcination. Bien qu'il soit difficile de remarquer visuellement des différences de taille des particules après le processus de calcination, le frittage a été observé sur les sédiments calcinés à 1000 °C.

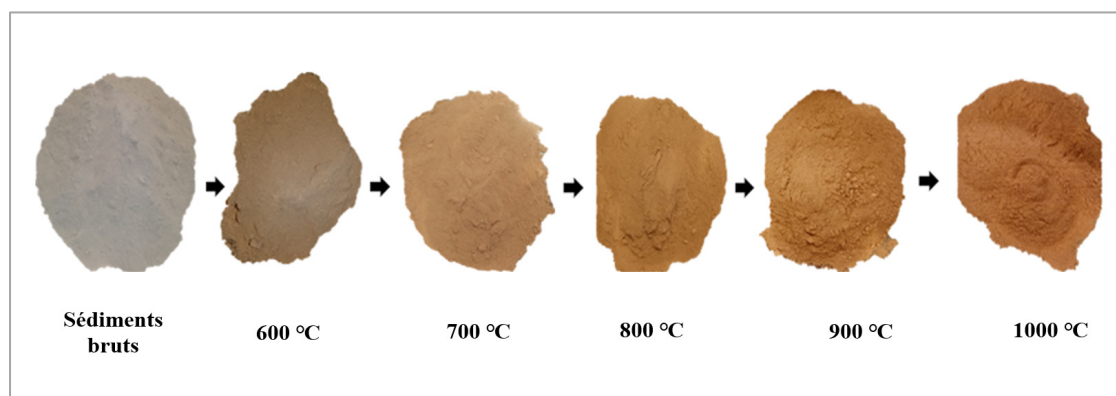


Figure 4.1 Évolution visuelle du sédiment soumis à différentes températures de calcination

À la suite du prétraitement des sédiments, ceux-ci ont été soumis à une calcination, et leurs propriétés physiques, chimiques ont été étudiées. Les paragraphes suivants mettent en évidence les caractéristiques des sédiments avant et après le processus de calcination.

4.2 Distribution granulométrique des sédiments calcinés

La distribution granulométrique des sédiments calcinés a été analysée par le diffractomètre laser Malvern, selon la méthode décrite au paragraphe (§2.2.4). Les résultats de l'analyse granulométrique sont présentés à la Figure 4.2. Afin de compléter les courbes granulométriques, les déciles d10, d50 et d90 des échantillons sont représentés dans le Tableau 4.1. Les échantillons SC600, SC700, SC800, SC900 et SC1000 représentent respectivement les sédiments calcinés à 600 °C, 700 °C, 800 °C, 900 °C, 1000 °C. L'analyse des tailles des particules indique que la calcination a modifié la distribution granulométrique des sédiments. Nous observons que le diamètre moyen des sédiments bruts initialement à 2,6 µm est passé à 3,87 µm, 4,59 µm, 4,58 µm, 4,90 µm, 4,4 µm respectivement pour les sédiments SC600, SC700, SC800, SC900, SC1000. Cela permet de confirmer le phénomène de frittage observé visuellement sur les sédiments sur l'échantillon SC1000. Le frittage se produit sous l'effet de température haute (Ramaroson, 2008 ; Bernache-Assollant *et al.*, 2005). À l'exception de SC1000, les autres échantillons gardent la même concentration en teneur d'argile (diamètre inférieur à 2 microns). Le Tableau 4.1 résume les caractéristiques des sédiments bruts et calcinés.

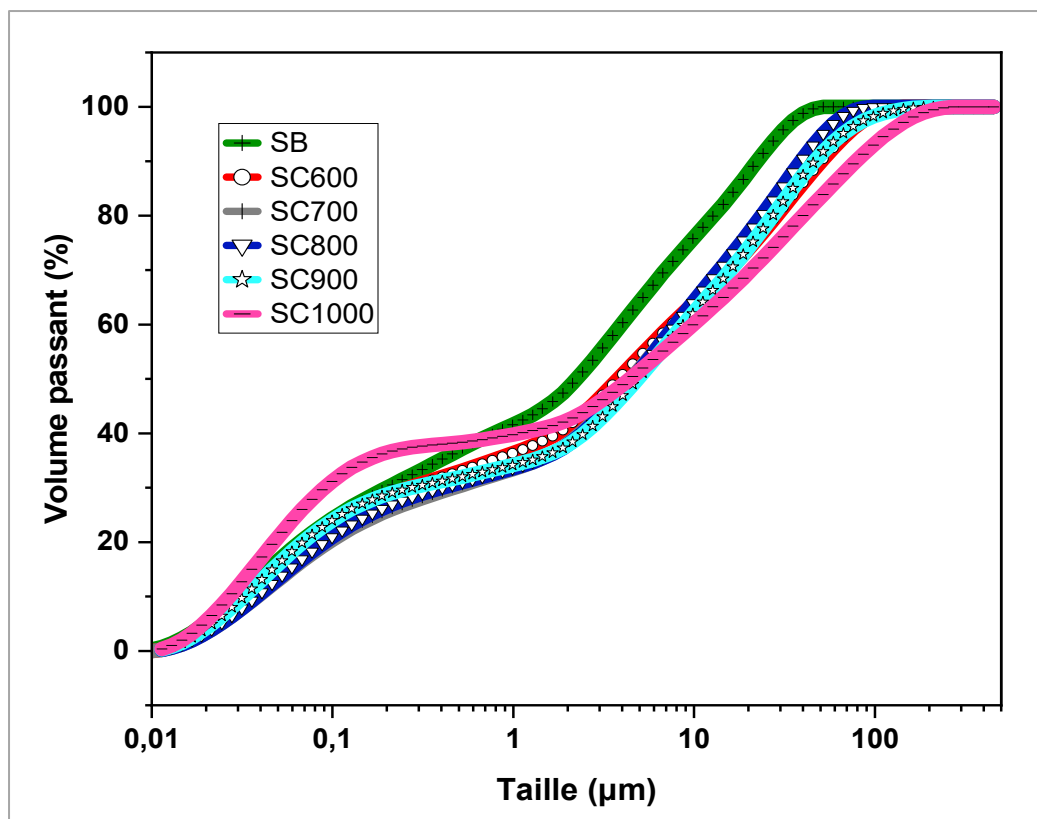


Figure 4.2 Distributions granulométriques des sédiments bruts et calcinés

Tableau 4.1 Distribution granulométrique (complément)

MCS	SB	SC600	SC700	SC800	SC900	SC1000
d10 (µm)	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,02
d50 (µm)	2,60	3,87	4,59	4,58	4,90	4,40
d90 (µm)	25,80	52,00	47,000	38,80	47,30	76,50
Argile (%)	47,39	40,61	37,30	37,30	37,30	42,05
Ø < 2 µm						
Limons (%)	48,61	55,88	54,7	59,61	56,27	43,76
80 µm < ø < 2 µm						
Sable fin (%)	<10	<10	<10	<10	<10	<10
80 µm < ø < 5 mm						

4.3 Masse volumique des sédiments calcinés

La masse volumique illustrée sur la Figure 4.3 a été mesurée selon la méthode de pycnomètre à hélium décrite à la section (§2.2.5). Les résultats révèlent que la masse volumique varie entre 2,75 g/cm³ (SB) et 2,83 g/cm³ (SC900). On peut également observer que la masse volumique croît avec l'augmentation de la température, mais ne pas linéaire, car à 1000 °C, la masse volumique a diminuée à 2,81 g/cm³, en raison de la recristallisation des phases minérales, comme rapportées dans la littérature (Amar *et al.*, 2017). Le sédiment SC900 a donné la masse volumique la plus importante, avec une valeur de 2,83 g/cm³, proche du ciment. L'explication qu'on pourrait donner à cette augmentation est la densification intensive par suite de l'élimination des matières organiques.

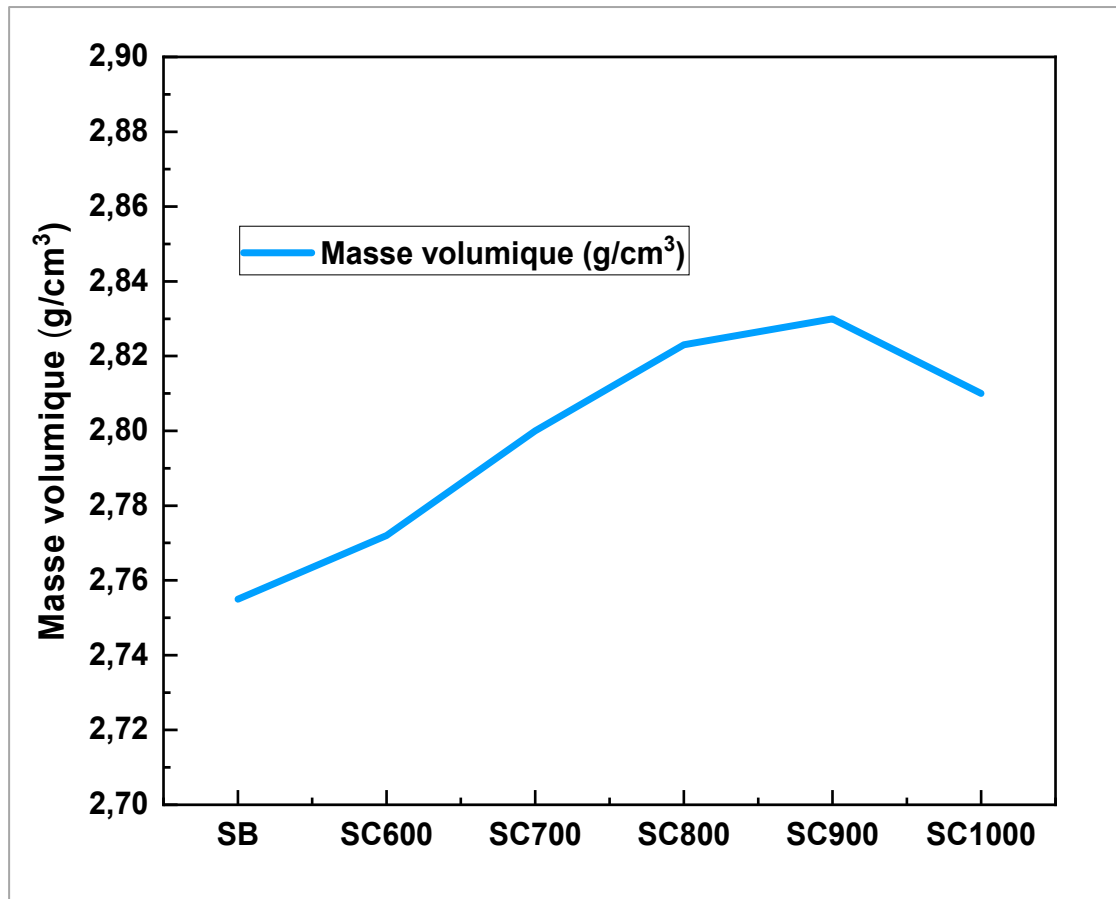


Figure 4.3 Masse volumique des sédiments calcinés

4.4 Caractérisation des sédiments bruts et calcinés dans le mortier

Pour caractériser les sédiments calcinés dans le ciment, une première étape consistait à remplacer 20 % en masse de ciment par les sédiments calcinés. Les procédures pour préparer le mortier ont été décrites dans ASTM C109 (ASTM International, 2016). Ensuite, des taux de remplacement de 10 %, 30 %, 40 % et 50 % en masse de ciment par les sédiments ont été effectués pour analyser l'influence du taux de substitution des sédiments. Les essais de compression sur les mortiers sédimentaires ont été effectués aux échéances de 1, 7, 28 et 112 jours, conformément à la norme ASTM C305-14 (ASTM International, 2015a). Les résultats de la résistance en compression sont présentés sur la Figure 4.4, qui montre les valeurs

moyennes ainsi que l'écart-type obtenu à partir de trois cubes pour chaque échantillon et échéance. Les mortiers contenant les sédiments présentent des résistances en compression plus faibles que le mortier de référence GU au stade précoce (24 heures), à l'exception du mortier incorporant les sédiments SC800. Cependant, à 7, 28 et 112 jours de durcissement, les mortiers contenant les sédiments SB, SC600, SC700 et SC800 ont développé des résistances en compression similaires à la référence. Les résultats obtenus sur les échantillons ont satisfait aux critères de la norme ASTM C618 à 7, 28 et 112 jours, démontrant ainsi la capacité des matériaux à répondre aux exigences de réactivité pouzzolanique définies par cette norme.

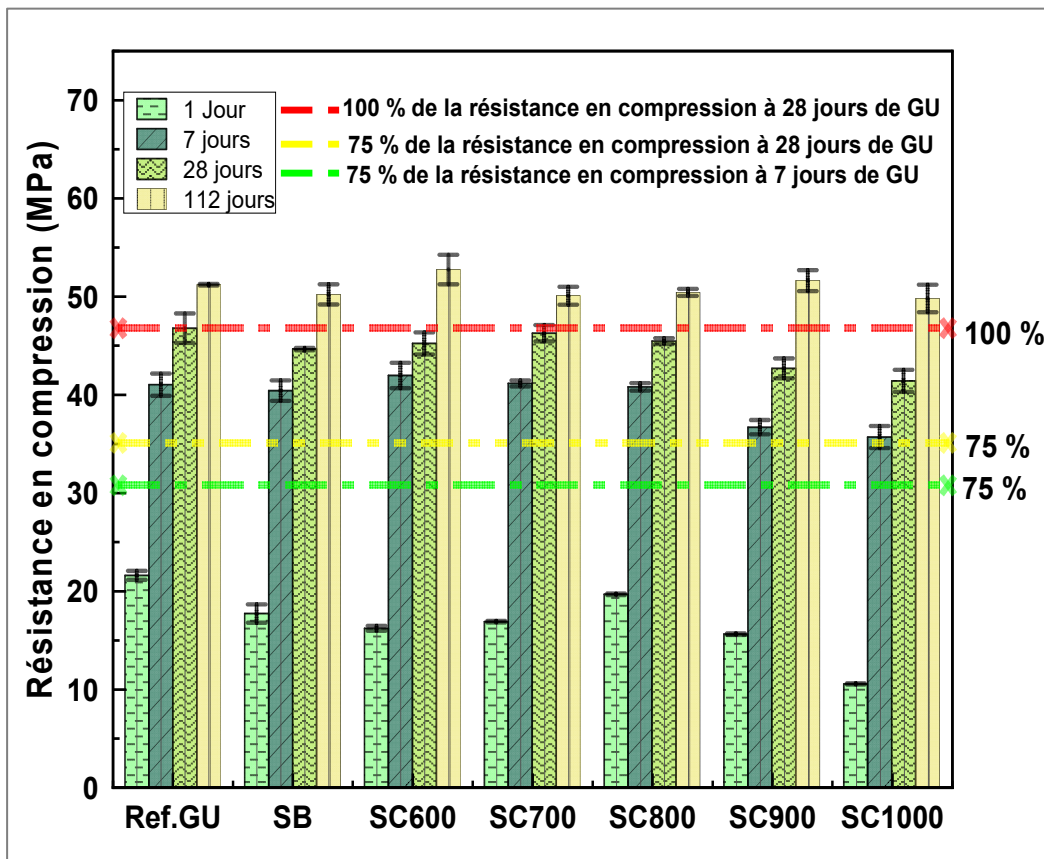


Figure 4.4 Résistances en compression des mortiers incorporant 20 %

4.5 Résultats de la caractérisation pouzzolanique

4.5.1 Calorimétrie isotherme : R³

Pour étudier la réactivité des sédiments, des analyses par calorimétrie isotherme ont été réalisées sur la pâte R³ en premier lieu. La méthode utilisée est décrite dans le paragraphe (§ 2.2.8). Les résultats présentés dans la Figure 4.5 démontrent que le métakaolin a généré une chaleur significative, atteignant une valeur de 1200 J/g après 7 jours d'hydratation. On peut également observer que le quartz a généré une faible quantité de chaleur après 7 jours d'hydratation (23 J/g). De plus, les sédiments calcinés ont produit presque la même quantité de chaleur. En revanche, la quantité de chaleur produite par les sédiments bruts se rapproche de celle du quartz. Cela indique qu'il y a eu des réactions chimiques induites par la présence des sédiments. Toutefois, il convient de considérer avec prudence cette observation pour les sédiments calcinés à 700 °C, 800 °C, 900 °C et 1000 °C. En effet, entre 600 °C et 800 °C, on observe une décomposition de la calcite. En présence d'eau, l'oxyde de calcium (CaO) réagit avec celle-ci pour former de la portlandite et générer de la chaleur. En revanche, à 600 °C, la calcite n'a pas encore subi de décomposition, et donc ce dégagement de chaleur de l'échantillon pourrait être associé à des réactions supplémentaires induites par les sédiments à cette température.

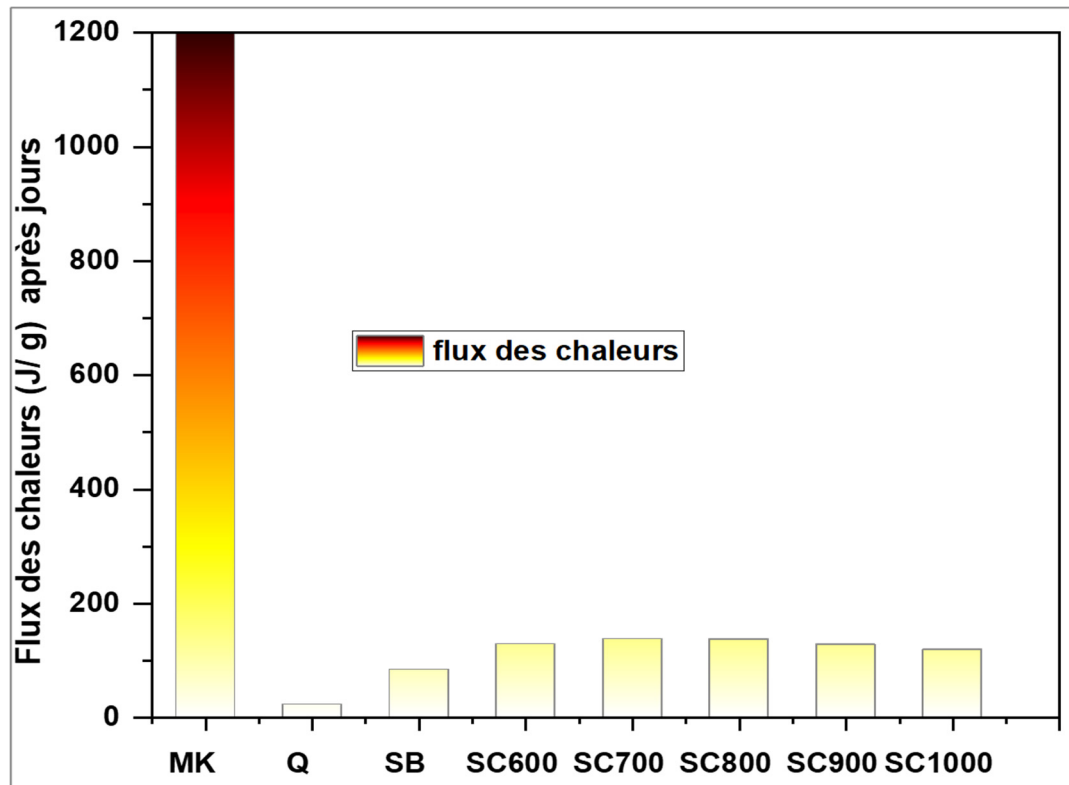


Figure 4.5 Chaleurs dégagées pendant 7 jours de la pâte R³

4.5.2 Résultats de l'analyse thermogravimétrique des sédiments calcinés

L'Analyse thermogravimétrique (ATG) a été employée pour évaluer le degré de réaction chimique dans la pâte R³ des sédiments calcinés. Les résultats de l'échantillon SC600 sont détaillés sur la Figure 4.6 et la quantité de portlandite consommée a été calculée. Les résultats de l'ATG des échantillons SC700, SC800, SC900, SC1000 sont présentés à l'annexe (*voir annexe II, p.121*). La première observation est que la courbe d'ATG/ATD présente une grande similitude avec la courbe ATG/ATD pour les sédiments bruts. En se basant sur ces résultats de la Figure 4.7, deux pics importants sont observés et une légère perte de masse est également observée entre 0 et 200 °C, correspondant à l'évaporation de l'eau non liée chimiquement (Teklay *et al.*, 2015). Entre 350 °C et 550 °C, une perte de masse significative est observée, correspondant à la décomposition de la Portlandite (Scrivener *et al.*, 2016). Enfin, entre 600 °C

et 800 °C, un pic modéré est également observé, correspondant à la décomposition du carbonate (Scrivener *et al.*, 2016). En utilisant la méthode de la tangente (Scrivener *et al.*, 2004), la quantité de portlandite consommée a été mesurée. Les résultats indiquent que 53 % de la Portlandite a été consommée dans la pâte R³ contenant les sédiments SC600.c'est un résultat plutôt similaire aux autres échantillons en observant les pics. Ces résultats sont en parfaite corrélation au flux de chaleur généré par calorimétrie isotherme. Notamment, la perte de masse entre les six échantillons de pâte R³ était très similaire à toutes les étapes, notamment pour les sédiments calcinés et bruts, qui présentaient des tendances presque identiques à l'exception observée au flux généré par les sédiments bruts. Ces résultats fournissent une preuve supplémentaire que les sédiments bruts et calcinés contenaient des produits d'hydratation comparables au

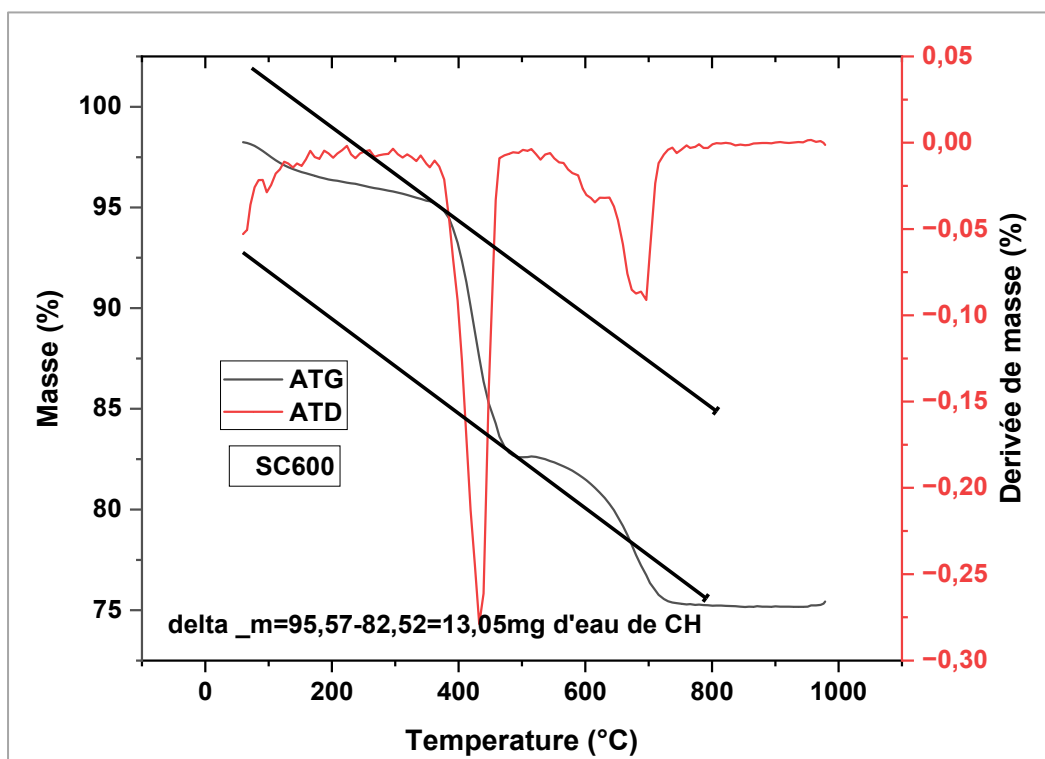


Figure 4.6 Calcul de portlandite consommée dans la pâte R³ SC600 méthode tangente et dérivée

4.6 Conclusion du chapitre 4

Le chapitre 4 était consacré à l'optimisation de la réactivité des sédiments bruts. Pour cela, les sédiments étaient traités thermiquement, ensuite les performances mécaniques et l'activité pouzzolanique ont été évaluées sur la pâte R³. Le flux de chaleur supplémentaire généré était enregistré, nous avons constaté que la présence de sédiments calcinés dans la pâte R³ a engendré des réactions chimiques supplémentaires. Les sédiments calcinés ont généré un flux de chaleur modéré (compris entre 100 J/g-200 J/g) comparativement aux sédiments bruts qui ont généré un flux de chaleur plus proche des matériaux inertes (inférieur de 100 J/g). Il est important de noter que le flux de chaleur spécifique généré par les sédiments bruts est faible comparativement aux résistances en compression que les sédiments bruts ont développées. Néanmoins, l'analyse thermogravimétrique a permis de quantifier cette activité et ainsi d'écartier les doutes concernant ces résultats. Au vu des résultats de l'ATG et IAR, les sédiments bruts et calcinés présentent des activités pouzzolaniques similaires. Plusieurs commentaires présentés au chapitre 5 pourraient expliquer la faible corrélation entre le flux de chaleur généré par les sédiments bruts, les résistances en compression obtenues et la quantité de la portlandite consommée.

CHAPITRE 5

INTERPRÉTATIONS ET DISCUSSIONS DES RÉSULTATS

5.1 Caractérisation des sédiments

L'étude des caractéristiques des sédiments joue un rôle crucial dans la recherche d'une voie de valorisation efficace des sédiments en tant qu'ajout cimentaire. Ces caractéristiques détaillées étaient déterminées, il devient impératif d'analyser et d'interpréter les résultats obtenus. Cette démarche permettra de parvenir à une conclusion éclairée, qui ouvrira la voie à une potentielle préqualification des sédiments pour leur utilisation optimale dans l'industrie cimentière. Dans cette introduction, nous aborderons donc l'importance de propriété physique et ses implications dans la valorisation des sédiments en tant qu'ajout cimentaire.

5.1.1 Caractéristiques physiques

Les analyses des caractéristiques physiques se concentrent principalement sur les caractéristiques telles que la distribution granulométrique, la résistance au feu, la teneur en eau et la masse volumique. Les sections suivantes abordent en détail ces caractéristiques.

5.1.1.1 Distribution granulométrique

Plusieurs études ont examiné l'impact de la taille des particules du ciment sur les propriétés du béton (Scrivener *et al.*, 2008 ; Sidky *et al.*, 1982). Les particules plus fines présentent une plus grande surface spécifique, ce qui améliore la réactivité et la résistance mécanique du béton. Cependant, des particules plus grossières peuvent réduire la quantité de pouzzolane nécessaire. Les résultats de distribution des tailles de particules présentées sur la Figure (4.2) montrent que tous les sédiments étudiés (bruts et calcinés) sont essentiellement plus fins que le ciment GU. En effet, le ciment GU utilisé comme référence présente un diamètre moyen de 15 microns,

tandis que les sédiments bruts ont une taille médiane de 2,6 microns. Après calcination, on observe de légères augmentations de la taille des particules des sédiments. La calcination n'a pas eu d'effet notable sur la finesse des sédiments, mais à 1000 °C, des particules sont plus grossières. Pour les sédiments calcinés en de ça de 1000 °C, de légères augmentations des tailles sont observées par rapport aux sédiments bruts. Ces résultats pourraient indiquer qu'il y a eu une agglomération des particules pendant la calcination, soit par frittage ou fusion (Snellings *et al.*, 2016). Des effets similaires ont été observés (Amar *et al.*, 2017 ; Claverie *et al.*, 2015 ; San Nicolas *et al.*, 2013).

En ce qui concerne l'argilosité des sédiments, l'analyse de particules des tailles révèle que plus de 80 % des particules des échantillons SB ont un diamètre inférieur ou égal à 15 microns. En effet, les sédiments étudiés sont principalement composés d'argiles et limons, avec une proportion élevée de 47 % d'argiles. Cette nature plus fine favorise leur réactivité. Ces résultats sont en accord vis-à-vis des critères de la norme ASTM C618 pour les pouzzolanes.

Cette concentration élevée d'argile peut être bénéfique pour une utilisation dans un contexte de ciment ternaire, cela pourrait améliorer la durabilité du béton. En effet, les sédiments étudiés présentent des caractéristiques similaires au smectite en raison de leur forte plasticité et de leurs particules très fines. Le smectite possède une grande cohésion de par sa forte plasticité et de ses particules fines, ce qui favorise la compacité et permet de remplir les vides entre le ciment et le laitier de haut fourneau. Par exemple, la combinaison de laitier de haut fourneau, du ciment Portland et des sédiments pourraient entraîner le scénario illustré sur la Figure 5.1. La phase cimentaire, principalement composée de ciment ordinaire, contribue à la résistance mécanique initiale du béton. La présence de laitier de haut fourneau favorise la formation de phases supplémentaires telles que l'ettringite et le gehlénite, qui peuvent améliorer les propriétés mécaniques à long terme du béton.

Les sédiments fins ont la capacité de remplir les vides entre les grains de ciment et de laitier, ce qui peut augmenter la masse volumique globale du béton. Leur granulométrie fine améliore également la résistance à la perméabilité du béton.

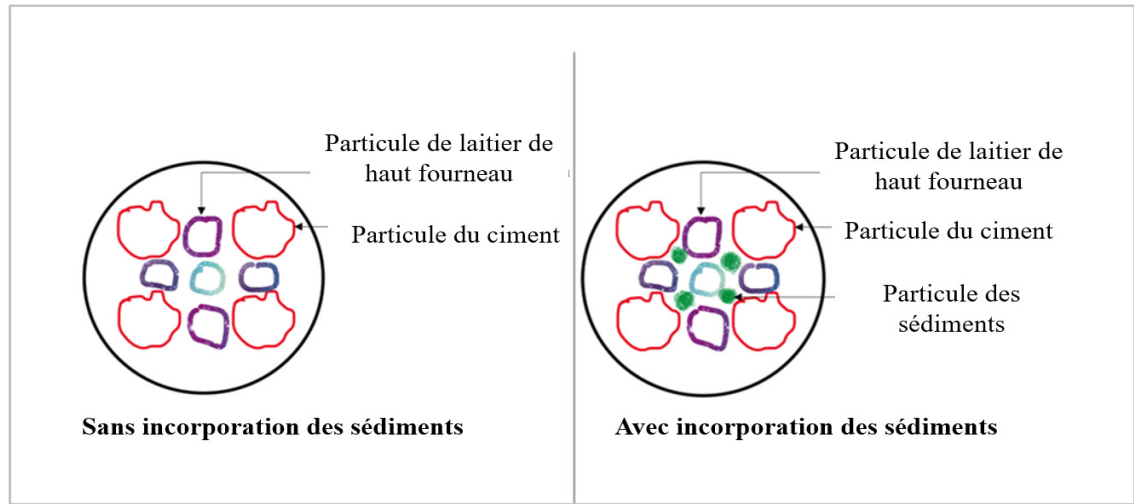


Figure 5.1 Scénarios de ciment ternaire avec le laitier de haut fourneau et les sédiments

Plus loin encore, cette caractéristique importante de l'argile peut être bénéfique pour les bétons fibrés ultra haute performance (BFUP). Dans le béton BFUP, des matériaux micrométriques (<75 microns) et des matériaux microfins sont utilisés pour remplir la zone de transition agrégat-pâte et augmenter la résistance (Reda *et al.*, 1999). Le même système élaboré pour le BFUP peut être employé pour le béton ordinaire (Reda *et al.*, 1999).

5.1.1.2 Masse volumique

Les résultats des mesures de masse volumique sont exposés dans la section (§ 3.1.6 et 4.3). Nous avons observé que le traitement thermique modifie la masse volumique des sédiments. En effet, la masse volumique variait de $2,75 \text{ g/cm}^3$ (pour les sédiments bruts) à $2,83 \text{ g/cm}^3$ pour les sédiments calcinés à $900 \text{ }^\circ\text{C}$. La masse volumique des sédiments augmente avec l'augmentation de la température de calcination, mais ne pas linéaire. En effet une légère diminution de la masse volumique est constatée pour les sédiments calcinés à $1000 \text{ }^\circ\text{C}$ par rapport à l'échantillon calciné à $900 \text{ }^\circ\text{C}$. Ce phénomène a été observé sur les sédiments de Grand Port maritime de Dunkerque, qui avait subi une calcination expérimentale entre $650 \text{ }^\circ\text{C}$ et $850 \text{ }^\circ\text{C}$ (Benzerzour *et al.*, 2017). L'augmentation de la masse volumique pourrait s'expliquer par l'élimination de la matière organique et la densification. Ce résultat témoigne

du l'effet bénéfique du traitement thermique sur l'augmentation de la masse volumique en éliminant les constituants organiques et volatils (Benzerzour *et al.*, 2017). Globalement, les masses volumiques mesurées se situent dans la plage des valeurs habituellement rencontrées pour les matériaux cimentaires courants.

Les valeurs rapportées dans la littérature varient de 1,8 à 2,2 g/cm³ pour les cendres volantes (Metha *et al.*, 2006), de 2,8 à 3 g/cm³ pour les laitiers de haut fourneau (Al-Sakkari *et al.*, 2022), et de 1 à 1,2 g/cm³ pour les pouzzolanes naturelles (Mindess *et al.*, 2003). Il convient de souligner que les sédiments sont des matériaux hétérogènes contenant des matières organiques. L'augmentation de masse volumique peut s'expliquer par la destruction des matières organiques lors de la calcination des sédiments.

5.1.1.3 Teneurs en eau

En rappel, la limite de liquidité (WL) est la teneur en eau à laquelle l'argile commence à se comporter comme un liquide et la limite de plasticité (WP) est la teneur en eau à laquelle l'argile commence à se comporter comme un solide plastique. Ces valeurs ont été mesurées et présentées dans les sections § 3.1.1 à §0. Pour une utilisation comme ajout cimentaire, il est important que l'argile ait WL et WP élevées, ce qui signifie qu'elle peut retenir plus d'eau et avoir une meilleure plasticité. Cela permettra à l'argile d'être mélangée avec le ciment pour former une pâte homogène. Sur la base des résultats obtenus, selon le diagramme de Casagrande (*voir* annexe IV, p.129), les sédiments étudiés dans ce mémoire s'identifient comme de l'argile minérale gonflable très plastique. Les argiles très plastiques sont sensibles à l'eau. Ces propriétés ont influencé le rapport eau/liant (e/l) lors de la confection de mortier. Le rapport e/l a été ajusté à 0,5 (normalement à 0,485) et les superplastifiants polycarboxylates ont été ajoutés pour garder un étalement similaire à celui de référence (110±5) (ASTM International, 2010). La quantité de superplastifiant augmentait lorsque le taux de remplacement des sédiments augmentait. Ce besoin remarquable des sédiments en eau pourrait affecter :

- 1) La limitation du taux de substitution du ciment par les sédiments ;

- 2) L'augmentation du temps de prise, puisque les polycarboxylates agissent sur le temps de prise, ce qui a été observé sur le mortier après 24 h
- 3) L'augmentation du rapport e/l , qui affecte naturellement la résistance en compression et la durabilité.

En comparant les résultats obtenus à ceux de l'étude géotechnique menée par SNC-Lavalin (2017) sur le même site, présentés dans le Tableau 5.1, nous constatons que les valeurs sont semblables. Cela permet de situer les valeurs obtenues par rapport à la littérature.

Tableau 5.1 Valeurs de la littérature sur le même site
Tiré de SNC-Lavalin (2017, p.60)

	W (%)	WL (%)	WP (%)	IP (%)	Description
Sédiments	46	59	25	34	Argile limoneuse de plasticité élevée

5.1.2 Caractéristiques chimiques

La norme ASTM C618 a toujours été la norme mondiale qui fournit les exigences chimiques et physiques pour les pouzzolanes à être utilisé dans le béton (ASTM International, 2019b). Des spécifications nationales similaires existent dans les pays tels qu'en Europe (British Standards Institution, 2012), le Canada (The cementitious Material Compendium, 2018), la Chine (Standards Press of China: Beijing, China 2017), l'Inde (Bureau of Indian Standards New Delhi, India 1991). Afin d'être acceptés comme adjuvants cimentaires, les sédiments étudiés doivent satisfaire à des critères chimiques spécifiques qui sont décrits dans la norme ASTM C618 (ASTM, 2019b). Ces critères sont résumés dans le Tableau 5.2.

Tableau 5.2 Critères chimique de la norme ASTM C618

	SiO₂+ Al₂O₃+ Fe₂O₃	SO₃	MgO	SiO₂	PAF
Critères					

ASTMC618	75 % min	4,0 % max	4,0 % max	25 % min	10 % max
----------	----------	--------------	-----------	----------	----------

Se tenant aux résultats des caractéristiques chimiques présentés dans le Tableau 3.4, les principaux oxydes trouvés dans les échantillons de sédiments sont : SiO₂ (56,2 %), Fe₂O₃ (7,8 %), Al₂O₃ (16,1 %), CaO (5,4 %), MgO (4,7 %), ce qui représente 80,11 %, satisfaisant les critères de la norme ASTM C618 (ASTM International, 2019b).

Les résultats de l'analyse chimique des oxydes révèlent que les sédiments présentent une composition chimique intéressante en vue d'une substitution du ciment. La teneur en silice (SiO₂) est élevée, ce qui est bénéfique puisque la silice est un composant clé du ciment Portland. La teneur en alumine (Al₂O₃) est également modérée, ce qui peut contribuer à la résistance du ciment. En revanche, la teneur en oxyde de fer (Fe₂O₃) est relativement faible. Bien que le fer ne soit pas un composant clé du ciment, il peut influencer la couleur du ciment et sa résistance à la corrosion (Mehta *et al.*, 2014).

Les sédiments étudiés contiennent également 4,69 % de MgO, ce qui peut avoir un impact négatif sur les réactions chimiques. La norme ASTM C618 (ASTM International, 2019 b) limite la concentration de MgO à 4 %. En effet, la présence de MgO, de K₂O et de Na₂O dans une pouzzolane peut influencer sa réactivité avec le ciment (Scrivener *et al.*, 2018). Le MgO en excès peut réduire la réactivité des pouzzolanes avec le ciment en formant des phases non réactives tel que la brucite Mg (OH)₂. D'autre part, des concentrations élevées de K₂O et Na₂O peuvent augmenter la réactivité de la pouzzolane en activant certaines réactions (Scrivener *et al.*, 2018). D'autre part, la concentration élevée de MgO pourrait affecter l'hydratation incorporant les sédiments bruts.

Tableau 5.3 Vérification des exigences chimiques selon ASTM C618 des sédiments

	SiO ₂ + Al ₂ O ₃ + Fe ₂ O ₃	SO ₃	MgO	PAF
--	--	-----------------	-----	-----

Sédiments étudiés	80.11 %	0,04 %	4,69 %	6,05 %
Critères ASTMC618	75 % min	4,0 % max	4,0	10 % max
Critère satisfait	Oui	Oui	non	Oui

5.1.3 Caractéristiques mécaniques

Le béton est principalement utilisé pour supporter des charges en compression. Par conséquent, la résistance en compression est un paramètre essentiel à connaître pour évaluer tout béton. Dans cette étude, les résistances en compression ont été mesurées sur des mortiers avec des taux de substitution de ciment de 10 %, 20 %, 30 %, 40 % et 50 % par des sédiments, et les résultats ont été comparés aux critères de la norme ASTM C618 (ASTM, International, 2019b). Les valeurs de résistance à la compression obtenues respectent les critères établis par la norme ASTM C618 pour les périodes de 7, 28 et 112 jours. Selon cette norme, il est requis que la résistance à la compression soit égale ou supérieure à 75 % de la résistance à la compression de la référence. L'analyse des résultats démontre une diminution linéaire de la résistance en compression à mesure que le remplacement de ciment croît. Cependant, à un taux de remplacement de 10 % et 20 %, on observe des performances mécaniques similaires à celles du mélange de référence, pour les sédiments bruts et calcinés à des températures de 600 °C, 700 °C et 800 °C, 900 et 1000 après 7 et 28, 112 jours. Cependant, quel que soit le taux de remplacement, la résistance en compression au jeune âge était inférieure au mortier de référence. Cet effet de retard est un phénomène courant chez les pouzzolanes. Ces faibles résistances du mortier pouzzolanique par rapport au mortier de référence étaient principalement dues à l'activité lente de la pouzzolane (Dang et al., 2013 ; Amar *et al.*, 2021). Ce phénomène s'explique par l'interaction entre la silice réactive présente dans la fraction vitreuse de la pouzzolane et le $\text{Ca}(\text{OH})_2$ libérés par l'hydratation du ciment Portland. Aussi, ce phénomène pouvant être expliqué par une granulométrie plus fine et l'ajout de superplastifiants important d'une part et la réduction des ions Ca^{2+} , qui a affecté la cinétique d'hydratation,

retardé la nucléation de $\text{Ca}(\text{OH})_2$ et généré un gel C–S–H instable avec un faible rapport Ca/Si, ce qui se transforme lentement en un gel C–S–H stable (Han *et al.*, 2014). Une troisième cause possible pourrait être l’agglomération des sédiments, qui a emprisonné une partie de l’eau de mélange entre les floccs et réduit l’eau disponible pour l’hydratation (Oey *et al.*, 2013). Ce retard est plus prononcé pour les sédiments non traités. La présence d’une proportion excessive de MgO et des polluants organique et inorganique pourrait expliquer ces résultats. Les variations de résistance en compression entre les sédiments bruts et calcinés sont négligeables, indiquant que la calcination a peu d’effet notable sur l’activité chimique.

5.2 Réactivités des sédiments

L’hydratation des matériaux cimentaires implique une série de réactions chimiques complexes. Il est insuffisant de se baser uniquement sur le test de résistance en compression pour qualifier un matériau en tant qu’additif cimentaire (Kalina *et al.*, 2019). Par conséquent, il était nécessaire de réaliser des tests de réactivité pouzzolanique afin de valider les résultats des tests de résistance en compression. À cet égard, la calorimétrie isotherme et l’analyse thermogravimétrique ont été effectuées sur la pâte R³.

5.2.1 Réactivité des sédiments bruts et calcinés

Les résultats de la calorimétrie isotherme sont présentés dans la section § 4.5.1. Cette méthode a été utilisée sur la pâte R³ incorporant les sédiments bruts puis calcinés afin de mesurer la quantité de chaleur générée lors de la réaction d’hydratation. En effet, la réaction d’hydratation des matériaux cimentaires se caractérise principalement par la libération de chaleur (exothermique), ce qui en fait un excellent indicateur pour mesurer la capacité pouzzolanique des matériaux cimentaires. D’après les résultats obtenus, on observe que le métakaolin (MK) a généré la plus grande quantité de chaleur (1200 J/g). Cette observation s’explique par la forte consommation de $\text{Ca}(\text{OH})_2$ et les réactions entre les aluminates et l’hydroxyde de calcium qui ont lieu lors de l’hydratation du MK (Williams *et al.*, 2023). Ces résultats étaient attendus, car

le MK est connu pour sa grande réactivité et son activité pouzzolanique a été largement établie (Antoni *et al.*, 2012 ; Avet *et al.*, 2016 ; Schulze *et al.*, 2019 ; Weise *et al.*, 2023). Les sédiments bruts ont généré une chaleur de 78 J/g, tandis que le quartz a produit une chaleur de 23 J/g, ce qui est considéré comme inerte (Williams *et al.*, 2023). La faible chaleur générée par les sédiments bruts n'était pas attendue, car les résultats de résistance en compression des sédiments bruts ont démontré de bonnes performances mécaniques, similaires au mortier de référence à 28 jours. Contrairement aux sédiments bruts, les sédiments calcinés, à l'exception de l'échantillon SC1000 (119 J/g), ont généré de chaleur presque identique, variant entre 127,12 J/g et 137,45 J/g. La singularité des résultats des sédiments bruts indique la présence de plusieurs phénomènes chimiques qui se produisent pendant l'hydratation. Une explication plausible réside dans la présence de polluants organiques et inorganiques (Agostini *et al.*, 2007 ; Benzerzour *et al.*, 2016). En effet, une étude menée par SNC-Lavalin (2017) sur le même site a révélé la présence de certains polluants tels que le chrome, le zinc, les sulfures et les chlorures, dépassant les critères établis par le CCME (Conseil canadien des ministres de l'Environnement) pour la qualité du sol. Cependant, le zinc a un impact négatif sur les propriétés chimiques de la matrice cimentaire en formant un film amorphe imperméable autour des grains anhydres, comme illustré dans l'équation (Minocha *et al.*, 2003 ; Amar *et al.*, 2021 ; Benzerzour *et al.*, 2017).



D'autre part, la quantité de MgO (4,69 %) élevée, au-delà de la limite normative, pourrait avoir un impact négatif sur les réactions chimiques. Pour obtenir une meilleure compréhension de ce faible dégagement de chaleur de sédiments bruts, une analyse thermogravimétrique était réalisée sur la pâte R³. La quantité de portlandite consommée a été mesurée. Dans la littérature, plusieurs méthodes de suivi de l'activité pouzzolanique ont été utilisées, la consommation de la portlandite est un indicateur majeur couramment utilisé pour quantifier l'activité pouzzolanique des matériaux cimentaires et a été rapportée comme une méthode de quantification fiable (Lu *et al.*, 2018 ; Chu *et al.*, 2021, 2022 ; Scrivener *et al.*, 2008 ; Rashad,

2016). Les résultats obtenus lors de l'analyse thermogravimétrique des sédiments bruts sont présentés dans la Figure 3.7. Le thermogramme correspondant aux sédiments bruts montre la perte de poids des composés chimiques détectés dans la pâte. La portlandite (CH) se décompose autour de 460 °C (Dang *et al.*, 2013 ; Scrivener *et al.*, 2016). Le Tableau d'identification des composés en fonction de la température pour l'analyse thermogravimétrique est inclus en annexe (*voir* annexe IV, P.129). Le thermogramme associé à la pâte R³ incorporant les sédiments bruts montre un pic à 450 °C, ce qui correspond à la température de décomposition de la portlandite. La mesure de la portlandite consommée était réalisée à l'aide de la méthode tangente (Figure 3.6) et la méthode par dérivée (Kocaba, 2009). Les résultats des calculs détaillés pour les échantillons SC700, SC800, SC900, SC1000 sont joints à l'annexe (*voir* annexe II, p.121). La mesure de portlandite rapporte qu'environ 50 % de la portlandite était consommée dans la pâte R³ incorporant les sédiments bruts, cela confirme d'une part les résultats de test de résistance en compression obtenu sur les mortiers incorporant les sédiments bruts et la présence des réactions complexes.

Par ailleurs, les sédiments calcinés ont généré des quantités de chaleur presque similaire, variant entre 137,12 J/g et 137,45 J/g pour les échantillons SC800 et SC700 respectivement. Ces échantillons présentent l'activité pouzzolanique la plus importante. D'autre part, l'échantillon SC600 a généré 128 J/g, l'échantillon SC900 a généré 127,12 J/g et finalement, la faible activité pouzzolanique est observée pour l'échantillon SC1000. La présence des sédiments dans le ciment a donc contribué à la réaction chimique. Sur la base de ces résultats, toutes les températures de calcinations ont donné lieu à l'activité pouzzolanique similaire. Ces résultats sont cohérents avec les résultats de test en compression et de la consommation de la portlandite jointe à l'annexe (*voir* annexe II, p.121). Il résulte d'une réactivité plutôt stationnaire. En effet, de tels résultats similaires ont été rapportés sur le smectite (Hollanders *et al.*, 2016 ; Garg *et al.*, 2014).

En effet, Hollanders *et al.* (2016) ont étudié l'argile smectique et ont observé que l'augmentation de la température de calcination entraîne une augmentation de la teneur en silice amorphe, ce qui favorise une augmentation de l'activité pouzzolanique. Parallèlement,

cette augmentation de température conduit à la formation de nouvelles phases cristallines. La formation de phases cristallines à son tour diminue la réactivité, ce qui est courant dans les argiles smectiques (Garg *et al.*, 2014). Ces résultats corroborent les hypothèses selon lesquelles les sédiments étudiés se comportent comme de l'argile smectite en raison de leurs propriétés physiques telles que leur grande plasticité, leur capacité à gonfler et leur composition en K_2O et Na_2O (Snellings *et al.*, 2016). Selon la classification de Kalina *et al.* (2019), les sédiments bruts et calcinés présentent une réactivité modérée (compris entre 100 et 200 J/g). Eu regard de faible amélioration pouzzolanique qu'apporte le traitement thermique, les sédiments bruts sont plus favorables à l'incorporation dans le ciment pour des raisons suivantes :

- 1) Les sédiments bruts demandent moins d'Énergie de traitement. En effet (Zhou *et al.*, 2022) ont rapporté plusieurs avantages environnemental et économique en utilisant les sédiments bruts dans le ciment :
 - a) Économie de 1204,1 MJ/t de consommation d'Énergie (filère de matériau cimentaire).
 - b) 326,1 kg CO_{2eq} /t de PRG (Zhou *et al.*, 2021)
 - c) L'utilisation des sédiments bruts dans le ciment réduit de 17 % le CO_2 (Hadj *et al.*, 2021) ; réduction de 18 % (Hadj *et al.*, 2022) avec 25 % de remplacement des sédiments.
- 2) La mise en place de procédé de calcination coute cher.

5.3 Contribution du mémoire

Ce mémoire a contribué à l'évaluation de la valorisation des sédiments de dragage en tant que matériaux cimentaires supplémentaires pour substituer partiellement le ciment dans le béton. Ces travaux ont permis de caractériser les sédiments de dragage et de formuler le mortier à base de ces sédiments, soulignant ainsi l'importance de ces matériaux considérés comme des déchets, dans le contexte d'une sensibilisation croissante à la préservation de l'environnement. Le mémoire a également identifié la limite de la technique de calcination pour activer les propriétés pouzzolaniques des sédiments de dragage étudiés. À partir des résultats

expérimentaux obtenus, des pistes de recherche ont été proposées pour améliorer le développement de ce nouveau matériau novateur à base de sédiments de dragage.

Enfin, ce travail exploratoire constitue une ressource pour les gestionnaires portuaires confrontés à la gestion des sédiments, en offrant une méthodologie qui peut être adoptée pour tout sédiment d'un autre site.

5.4 Limites de la recherche

Les sédiments de dragage de Contrecœur (étudiés dans ce mémoire) présentent un fort potentiel en tant que substitut partiel au ciment Portland. Cependant, il convient de noter que la validité de cette recherche est limitée pour les raisons suivantes :

- 1) Limite géographique : Les propriétés des sédiments peuvent varier d'une zone géographique à une autre. Par conséquent, les résultats expérimentaux obtenus sont spécifiques aux sédiments de dragage étudiés dans la zone de Contrecœur (eau douce uniquement).
- 2) Limite technique : Cette étude s'est focalisée sur l'utilisation des sédiments en tant que liant pouzzolanique. Les résultats ne peuvent donc pas être généralisés à d'autres utilisations potentielles des sédiments de dragage dans la construction. De plus, cette étude n'a pas pris en compte les éléments traces qui pourraient être présents dans les sédiments ni la durabilité des mortiers incorporant ces sédiments. Enfin, les aspects économiques et environnementaux n'ont pas été abordés dans cette étude.

Il est donc important de prendre en considération ces limitations lors de l'interprétation des résultats et de les envisager comme une base pour des recherches futures plus approfondies et plus étendues.

5.5 Conclusion du chapitre 5

L'objectif de l'étude était d'analyser, discuter et interpréter les résultats expérimentaux obtenus précédemment. Pour cela, les sédiments ont été séchés, broyés puis calcinés. Les propriétés physiques et chimiques des sédiments bruts et calcinés ont été identifiées, et leurs propriétés mécaniques et pouzzolaniques ont été évaluées en remplaçant 20 % du ciment par les sédiments. Les sédiments sont principalement composés d'oxydes de silice, d'alumine et de fer, et sont identifiés comme des argiles minérales très plastiques. Les résultats ont montré un effet significatif de la calcination sur les propriétés physiques, mais un impact limité sur l'activité pouzzolanique. La conclusion est que la pâte R³ génère une libération de chaleur supplémentaire, ce qui signifie que la présence des sédiments avait généré des réactions chimiques supplémentaires. La faible libération de chaleur des sédiments bruts pourrait s'expliquer par la présence possible de polluants. Néanmoins, les résultats des tests de résistance à la compression confirment davantage la contribution chimique des sédiments dans la matrice cimentaire.

CONCLUSIONS

La gestion des sédiments portuaires représente un défi majeur pour les gestionnaires de ports, notamment au Québec, où 450 000 m³ de sédiments sont produits chaque année. Ce mémoire s'inscrit dans le contexte de cette gestion des sédiments portuaires, en mettant l'accent sur la préservation environnementale.

L'objectif principal de ce mémoire était d'évaluer la faisabilité de la valorisation des sédiments portuaires en tant qu'ajouts cimentaires. Les conclusions de cette recherche indiquent que les sédiments bruts et calcinés du port de Contrecoeur peuvent être utilisés en tant que pouzzolane dans la fabrication du béton standard. Par conséquent, les objectifs sont atteints.

Les résultats expérimentaux montrent que la substitution de 20 % de sédiments bruts et calcinés dans le mortier conduit à des performances mécaniques comparables à celles observées sur le mortier contenant 100 % de ciment Portland et une réactivité modérée. En conséquence, il est possible d'envisager l'utilisation par les sédiments du port de Contrecoeur comme ajout cimentaire pouzzolanique.

En effet, lorsque l'on compare la faible amélioration de l'activité pouzzolanique apportée par les sédiments calcinés, il devient plus avantageux d'employer les sédiments bruts en tant qu'additif. La mise en œuvre d'un processus de calcination engendre des coûts élevés en termes d'énergie, sans pour autant entraîner de gains significatifs en raison de l'amélioration limitée de la pouzzolanité après la calcination. Ainsi, il est envisageable de substituer jusqu'à 20 % des sédiments bruts.

Les conclusions essentielles des résultats expérimentaux sont présentées comme : les caractéristiques des sédiments identifiées se conforment à la norme ASTM C618. À cet effet, les sédiments sont admissibles comme pouzzolanes.

- 1) La caractérisation de 20 % des sédiments bruts et calcinés dans le ciment a donné des résultats similaires à la référence à 7, 28 et 112 jours. Néanmoins, les résistances en compression diminuent de manière linéaire lorsque le taux de substitution des sédiments augmente.

- 2) Les résultats obtenus par l'analyse thermogravimétrique et calorimétrie ont montré que les sédiments étudiés sont modérément pouzzolaniques.
- 3) Finalement, du fait de faible amélioration de l'activité chimique, la calcination a eu peu d'effet bénéfique sur l'activité pouzzolanique.

En définitive, il serait possible de remplacer partiellement le ciment Portland par les sédiments bruts, ce qui pourrait contribuer à la réduction des émissions de CO₂ et favoriser la valorisation des sédiments. Cette approche s'inscrit dans la politique de l'économie circulaire du Québec et d'une gestion durable des sédiments portuaires.

RECOMMANDATIONS

Les recherches effectuées dans le cadre de ce mémoire se sont concentrées sur des expérimentations en laboratoire marquant une première étape vers la valorisation des sédiments portuaires. Les résultats de cette étude de faisabilité sont concluants et justifient la poursuite de l'objectif. Dans la littérature, quel que soit le domaine de valorisation des sédiments, il est généralement considéré comme essentiel de les transporter et de les sécher. Le transport et le taux d'humidité initial sont des paramètres importants à prendre en compte pour des raisons économiques, car toute valorisation nécessiterait leur transport pour le processus de séchage. La calcination a été choisie comme technique de traitement pour tenter d'activer les propriétés pouzzolaniques. Cependant, il s'est avéré que la calcination avait peu d'effets bénéfiques significatifs sur l'activité pouzzolanique. Cette constatation est encourageante, car la mise en œuvre de la calcination à grande échelle dans l'industrie est complexe. Le béton est reconnu pour sa résistance élevée à la compression, sa polyvalence et sa durabilité. Cependant, ce mémoire se focalise principalement sur les performances mécaniques et pouzzolaniques. En conséquence, les recommandations suivantes sont formulées.

- 1) Explorer d'autres méthodes de traitement des sédiments décrites à la section (§1.11.2), notamment l'activation chimique ou combinée par les trois méthodes d'activation (activation mécanique, activation thermique, activation chimique).
- 2) Étudier la durabilité de béton incorporant les sédiments en termes de :
 - a) Résistance aux sulfates et chlorures,
 - b) Résistance aux cycles gel/dégel,
 - c) Résistance à la carbonatation,
 - d) L'analyse économique et cycle de vie des sédiments.

Compte tenu de la teneur en argile et limon élevée, des tailles des particules des laitiers de haut fourneau et du ciment, le ciment composite renfermant le laitier de haut fourneau et le sédiment pourrait contribuer à améliorer la durabilité de béton ordinaire basé sur le système du béton ultra haute performance.

ANNEXE I

MODE DE GESTION DES SÉDIMENTS AU QUÉBEC

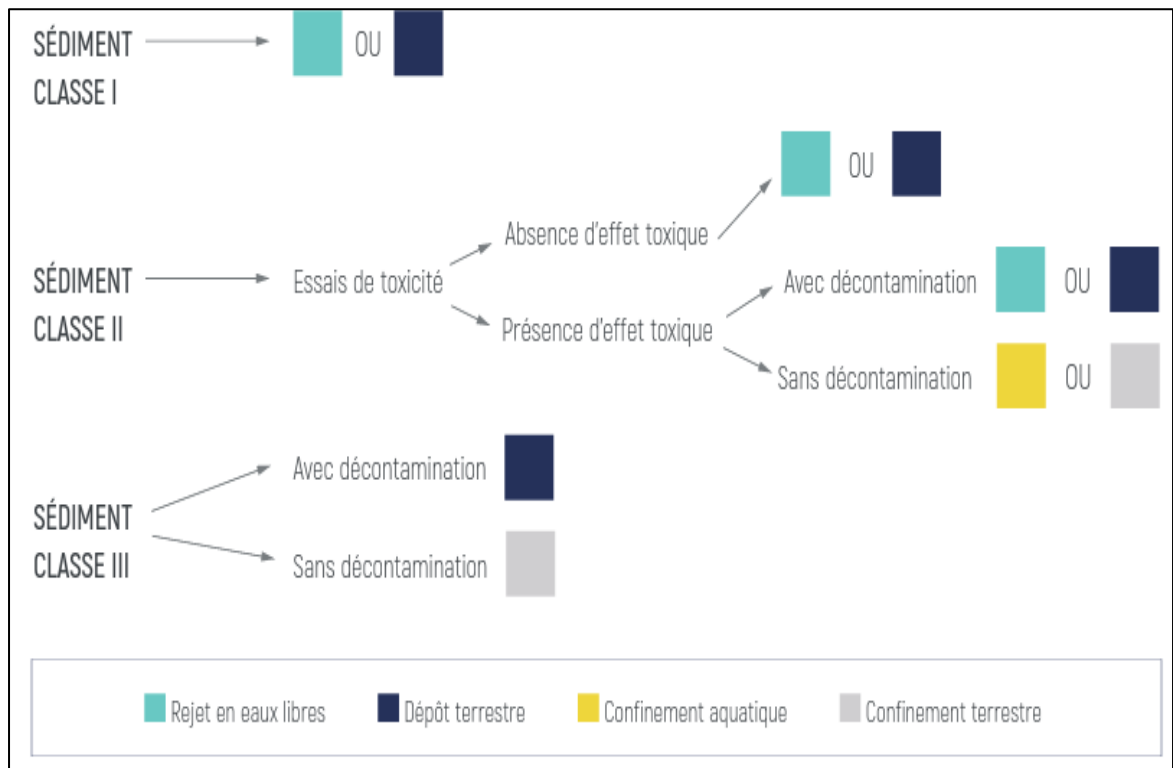


Figure — AI-1 Mode de gestion des sédiments

Tirée d'Environnement Canada et ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (2007)

ANNEXE II

LES RÉSULTATS ATG COMPLETS POUR LES SÉDIMENTS CALCINÉS

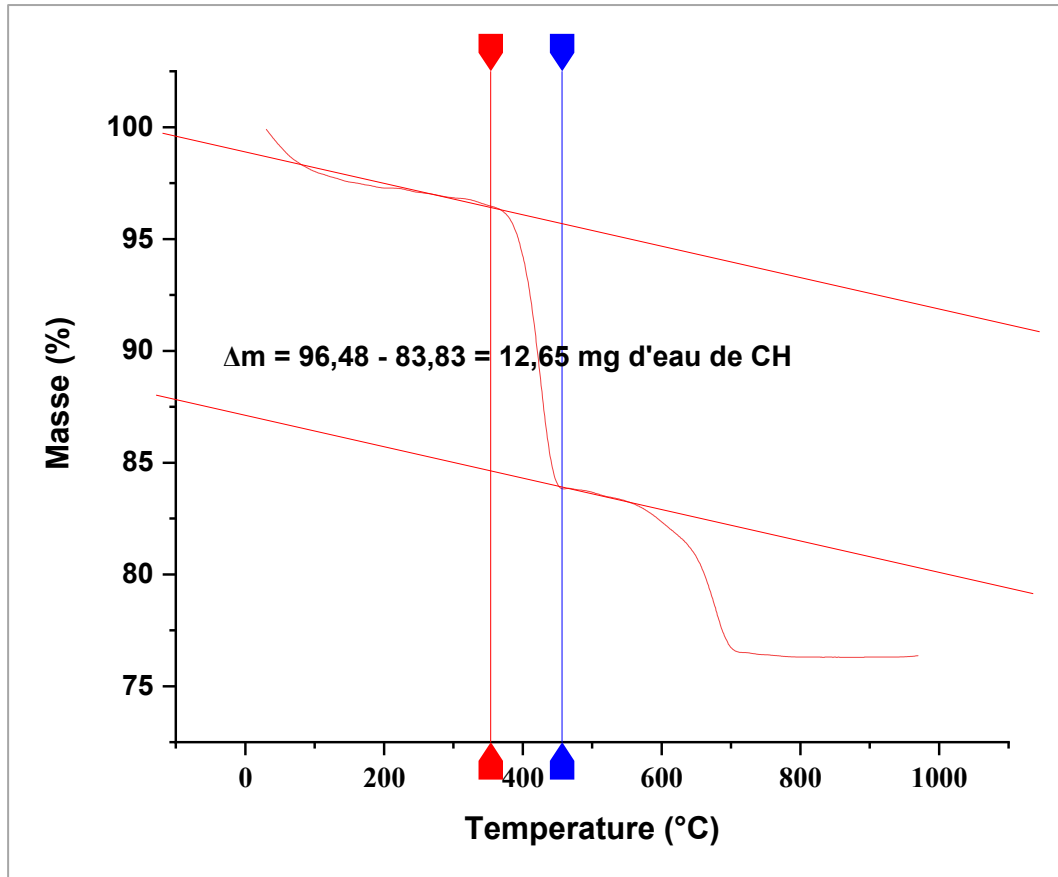


Figure-AII-1 Calcul de la teneur en portlandite consommée par méthode tangente (SB), pâte R³ par ATG

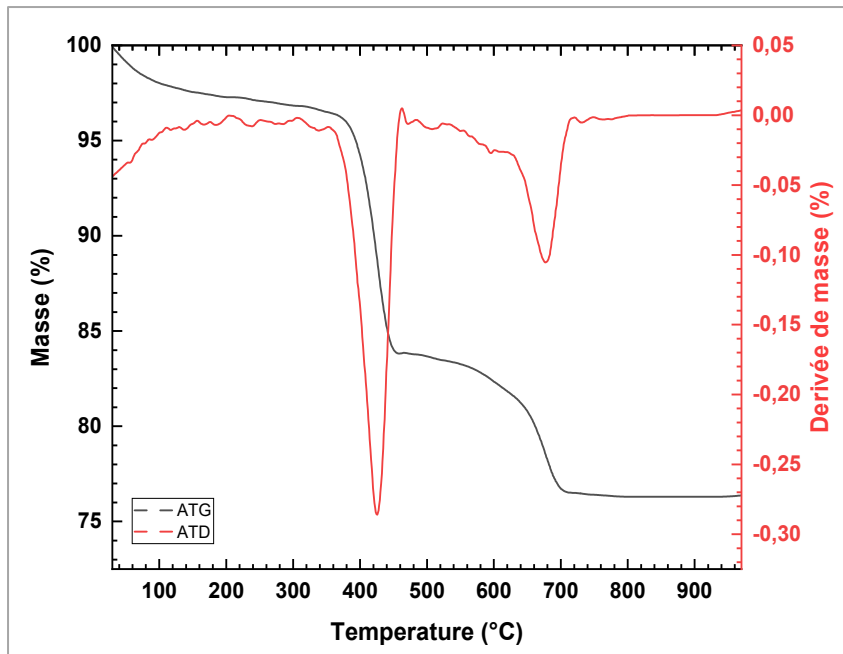


Figure-AII-2 Calcul de la teneur en portlandite consommée par méthode dérivée (SB), pâte R³ par ATG

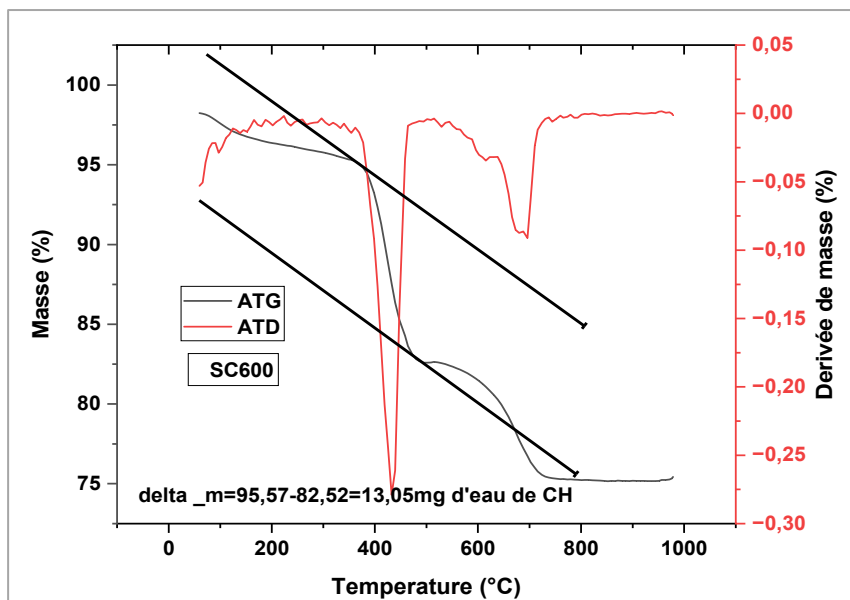


Figure-AII-3 Teneur en portlandite consommée par ATG sur la pâte R³ incorporant SC600, méthode dérivée et tangente

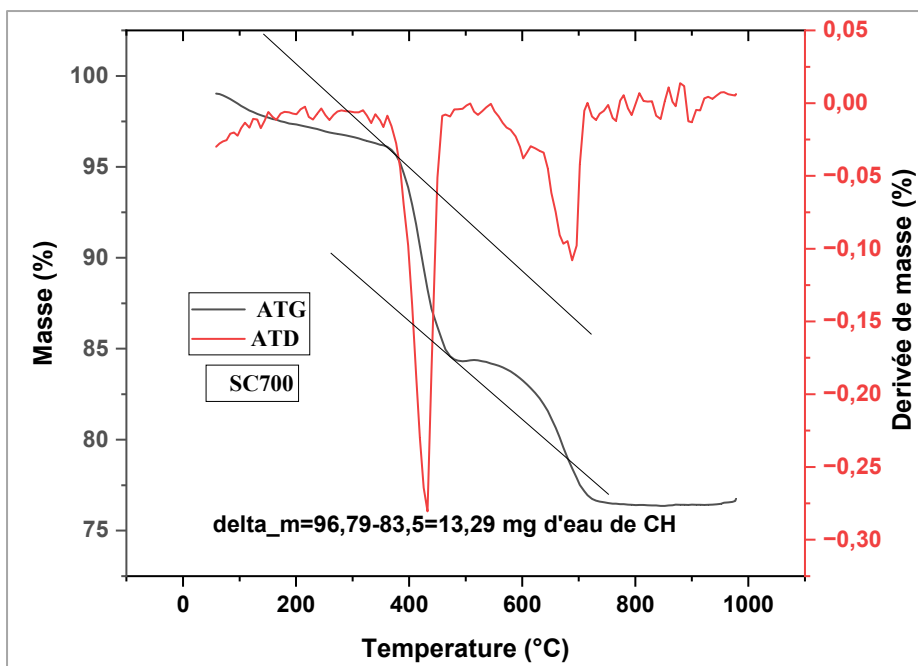


Figure-AII-4 Teneur en portlandite consommée par ATG sur la pâte R³ incorporant SC700, méthode dérivée et tangente

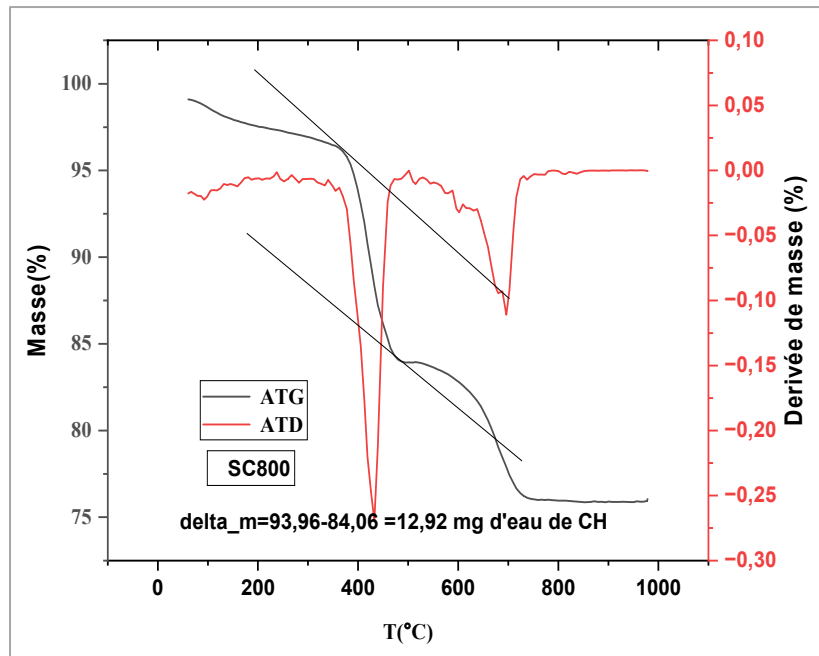


Figure-AII-5 ATG Teneur en portlandite consommée par ATG sur la pâte R³ incorporant SC800, méthode dérivée et tangente

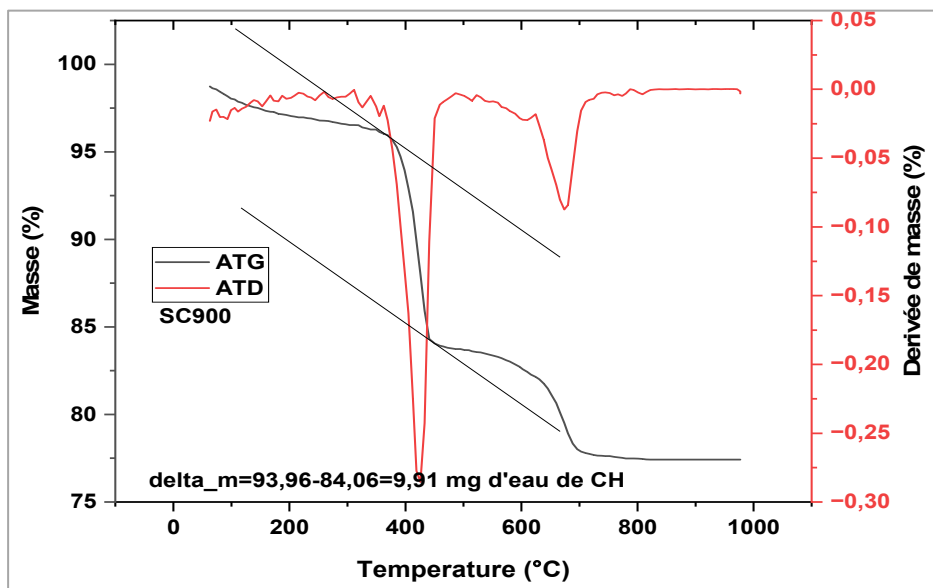


Figure — AII-6 Teneur en portlandite consommée par ATG sur la pâte R³ incorporant SC900, méthode dérivée et tangente

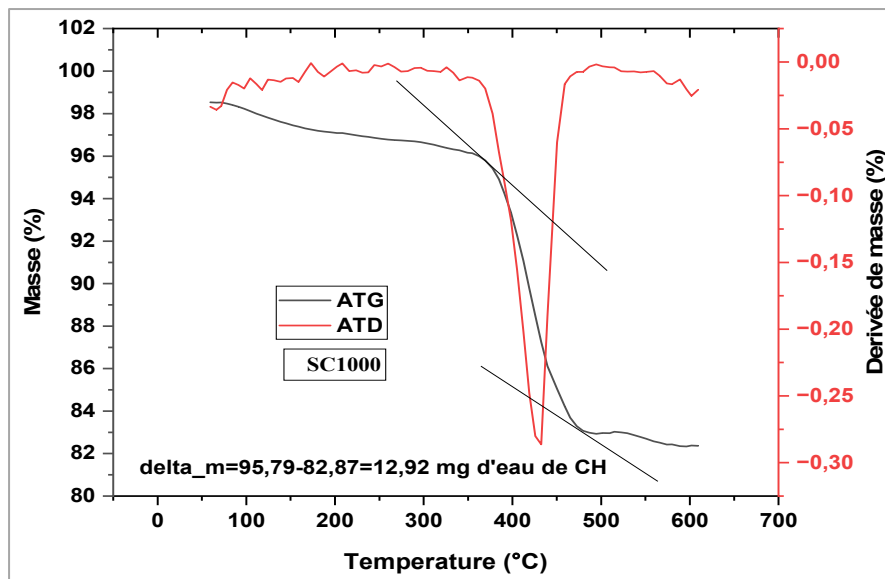


Figure AII-7 Teneur en portlandite consommée par ATG sur la pâte R³ incorporant SC1000, méthode dérivée et tangente

ANNEXE III

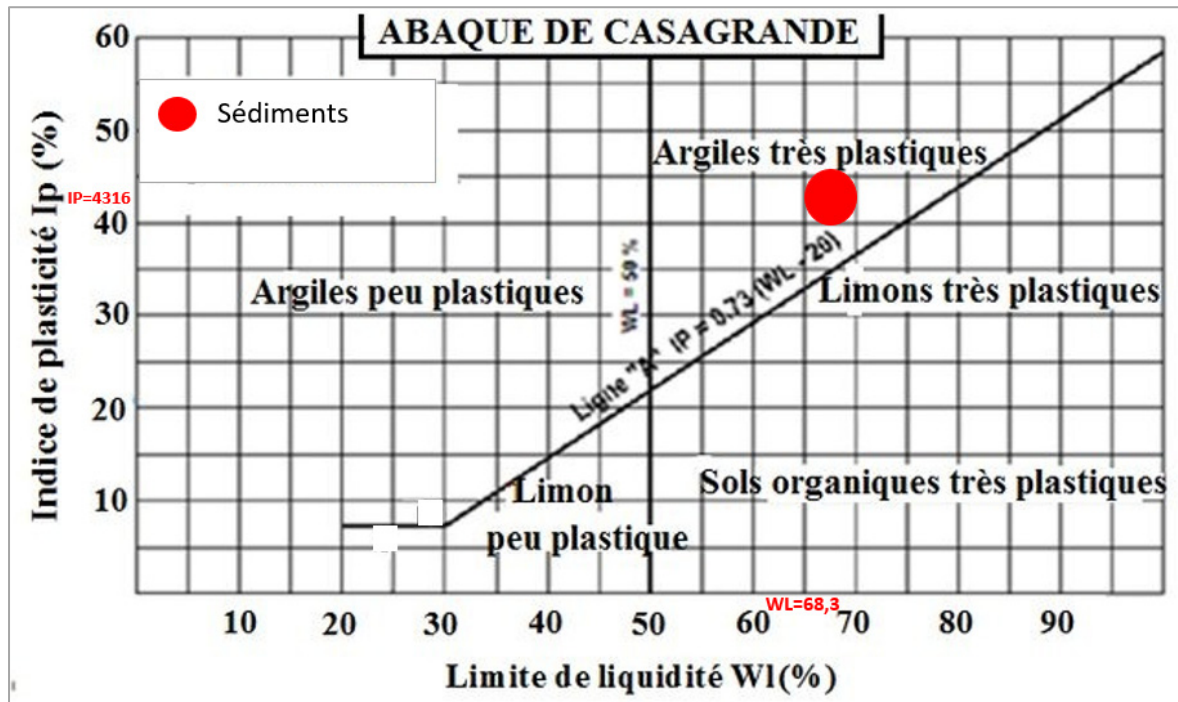
IDENTIFICATIONS DES COMPOSÉS EN FONCTION DE TEMPÉRATURE DE DÉCOMPOSITION LORS DES MESURES D'ANALYSE THERMOGRAVIMÉTRIQUE

Tableau AIII-1 Tableau de décomposition pour ATG
Tiré de Scrivener *et al.* (2016)

Nom	Formule	Température
Gypsum	CaSO ₄ ·2H ₂ O	100-140°C
Hemihydrate	CaSO ₄ ·0.5H ₂ O	140-150°C
Portlandite CH	Ca(OH) ₂	460°C
Brucite	Mg(OH) ₂	420°C
Magnésite	MgCO ₃	500-600°C
Calcite	CaCO ₃	600-800°C
C-S-H	(CaO) _x (SiO ₂) _x (H ₂ O) _z	50-600°C
C-S-H --> Wollastonite	CaSiO ₃	800°C
Ettringite	Ca ₆ Al ₂ (SO ₄) ₃ (OH) ₁₂ ·26H ₂ O	100 °C
Hydroxyle d'aluminium	AH ₃	200-400°C
Thaumasite	CaSiO ₃ ·CaCO ₃ ·CaSO ₄ ·15H ₂ O	130-400 / 600-750 °C
Monocarbonate	4CaO·Al ₂ O ₃ ·CO ₂ ·11H ₂ O	60-200 / 200-300 / 650°C
Sel de Friedel	3CaO·CaCl ₂ ·Al ₂ O ₃ ·10H ₂ O	140 / 250-400°C
Strätlingite	Ca ₂ Al ₂ SiO ₂ (OH) ₁₀ ·3H ₂ O	200°C
M-S-H	(MgO) _x (SiO ₂) _x (H ₂ O) _z	50-270 / 270-700°C
Hydrotalcite	Mg ₂ Al(OH) ₆ (CO ₃) _{0.5} (H ₂ O) _{1.5}	270 / 400°C
CAH ₁₀	(CaO)(Al ₂ O ₃)(H ₂ O) ₁₀	120°C
Katoite C ₃ AH ₆	(CaO) ₃ (Al ₂ O ₃)(H ₂ O) ₆	320°C
C ₃ ASH	(CaO) ₃ (Al ₂ O ₃)(SiO ₂)(H ₂ O)	340 °C

ANNEXE IV

DIAGRAMME DE CASAGRANDE



T AIV-1 Abaques de Casagrande
Tirée de Dakshanamrurthy *et al.* (1973)

LISTE DE RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Achour, R. (2013). Valorisation et caractérisation de la durabilité d'un matériau routier et d'un béton à base de sédiments
<https://savoirs.usherbrooke.ca/bitstream/handle/11143/6111/NS00422.pdf?sequence=1&isAllowed=y> . consulté le 5 mars 2023
- Achour, R., Zentar, R., Abriak, N.-E., Rivard, P., & Gregoire, P. (2019). Durability study of concrete incorporating dredged sediments. *Case Studies in Construction Materials*, 11, e00244. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.cscm.2019.e00244>
- Agostini, F., Skoczylas, F., & Lafhaj, Z. (2007). About a possible valorization in cementitious materials of polluted sediments after treatment. *Cement and Concrete Composites*, 29(4), 270–278.
<https://doi.org/10.1016/j.cemconcomp.2006.11.012>
- Alloul, A., Amar, M., Benzerzour, M., & Abriak, N.-E. (2023). Developing mortar using limestone flash-calcined dredged sediment/millstone-clay cement binder (LFC). *Journal of Building Engineering*, 76, 107346.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jobbe.2023.107346>
- Ambade, B., Sethi, S. S., Kurwadkar, S., Kumar, A., & Sankar, T. K. (2021). Toxicity and health risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in surface water, sediments, and groundwater vulnerability in Damodar River Basin. *Groundwater for Sustainable Development*, 13, 100553.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.gsd.2021.100553>
- Antoni, M., Rossen, J., Martirena, F., & Scrivener, K. (2012). Cement substitution by a combination of metakaolin and limestone. *Cement and Concrete Research*, 42(12), 1579–1589.
<https://doi.org/10.1016/j.cemconres.2012.09.006>
- Aizel, L. (2015). Variabilité temporelle de la qualité organoleptique de l'eau potable issue du fleuve Saint-Laurent : contribution du manganèse et du COT (École de technologie supérieure).
<https://espace.etsmtl.ca/id/eprint/1585> . consulté le 6 janvier 2023
- Al-Karaghoul, A., Al-Yousfi, B., & Zitzewitz, E. (2007). Current status of renewable energies in the Middle East—North African Region. UNEP/ROWA. Consulté le 6 mars 2023
- Al-Rawas, A. A., & Hago, A. W. (2006). Evaluation of field and laboratory produced burnt clay pozzolans. *Applied Clay Science*, 31(1), 29-35.

<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.clay.2005.07.009>

- Alujas, A., Fernández, R., Quintana, R., Scrivener, K. L., & Martirena, F. (2015). Pozzolanic reactivity of low-grade kaolinitic clays: Influence of calcination temperature and impact of calcination products on OPC hydration. *Applied Clay Science*, 108, 94–101. <https://doi.org/10.1016/j.clay.2015.01.028>
- Al-Sakkari G. Eslam, O. Abdelmigeed, mai, M. Naeem, Marwa, & H. Dhawane, Sumit. (2022). Chapter 8—Inorganic wastes as heterogeneous catalysts for biodiesel production. In Bhaskar Singh & Abhishek Guldhe (Eds.), *Waste and Biodiesel* (pp. 137–163): Elsevier.
- Amar, M., Benzerzour, M., Abriak, N.-E., & Mamindy-Pajany, Y. (2017). Study of the pozzolanic activity of a dredged sediment from Dunkirk harbour. *Powder Technology*, 320, 748–764. <https://doi.org/10.1016/j.powtec.2017.07.055>
- Amar, M., Benzerzour, M., Kleib, J., & Abriak, N.-E. (2021). From dredged sediment to supplementary cementitious material: characterization, treatment, and reuse. *International Journal of Sediment Research*, 36(1), 92–109. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ijsrc.2020.06.002>
- Ambroise, J., Murat, M., & Péra, J. (1985). Hydration reaction and hardening of calcined clays and related minerals V. Extension of the research and general conclusions. *Cement and Concrete Research*, 15(2), 261–268. doi:10.1016/0008-8846(85)90037-7
- ASTM, international. (2014). ASTM C1679. Standard practice for measuring hydration kinetics of hydraulic cementitious mixtures using isothermal calorimetry. International: ASTM Standards West Conshohocken, USA.
- ASTM, International. (2015). C305-06 Standard Practice for Mechanical Mixing of Hydraulic Cement Pastes and Mortars of Plastic Consistency, ASTM Int. West Conshohocken, USA.
- ASTM, International. (2018). ASTM C618-19 Standard Specification for Coal Fly Ash and Raw or Calcined Natural Pozzolan for Use in Concrete. ASTM International, West Conshohocken, USA.
- ASTM, International. (2017). C1679-17: Standard Practices for Measuring Hydration Kinetics of Hydraulic Cementitious Mixtures Using Isothermal Calorimetry. ASTM International, West Conshohocken, USA.

- ASTM, International. ASTM C109/C109M-16a, A. (2016). Standard test method for compressive strength of hydraulic cement mortars (using 2-in. or [50-mm] cube specimens). West Conshohocken, USA.
- ASTM, International. (2019). ASTM C618- standard specification for coal fly ash and raw or calcined natural pozzolans for use in concrete. West Conshohocken, USA.
- ASTM, International. (2018). ASTM C618-19 Standard Specification for Coal Fly Ash and Raw or Calcined Natural Pozzolan for Use in Concrete. ASTM International, West Conshohocken, USA.
- Avet, François & Scrivener, Karen. (2018). Investigation of the calcined kaolinite content on the hydration of Limestone Calcined Clay Cement (LC3). *Cement and Concrete Research*, 107, 124–135.
<https://doi.org/10.1016/j.cemconres.2018.02.016>
- Avet, F., Snellings, R., Alujas Diaz, A., Ben Haha, M., & Scrivener, K. (2016). Development of a new rapid, relevant, and reliable (R3) test method to evaluate the pozzolanic reactivity of calcined kaolinitic clays. *Cement and Concrete Research*, 85, 1-11.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.cemconres.2016.02.015>
- Azrar, H. (2014). Contribution à la valorisation des sédiments de dragage portuaire : technique routière, béton et granulats artificiels.
<http://www.theses.fr/2014LIL10171/document>. Consulté le 19 mars 2023
- Barcelo, L., Kline, J., Walenta, G., & Gartner, E. (2014). Cement and carbon emissions. *Materials and Structures*, 47(6), 1055-1065.
<https://doi.org/10.1617/s11527-013-0114-5>
- BarkerChris, PhearAlan, CôtéFrançois, & García, C. (2015). Nouvelle Autoroute 30: a Champlain clay crust earthworks case study. *Canadian Geotechnical Journal*, 52, 295–304. <https://doi.org/10.1139/cgj-2013-0388>
- Bellavance, D., T. LI ET F. Poisson. (2019). Le cadre écologique de référence des Basse-Terre du Saint-Laurent : Cartographie et classification des districts écologiques — Notice explicative. Québec, ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction de la connaissance écologique, 59 p.
<https://www.environnement.gouv.qc.ca/biodiversite/cadre-ecologique/rapports/cadre-eco-ref-btsl-carto-classif.pdf>
- Benhelal, E., Shamsaei, E., & Rashid, M. I. (2021). Challenges against CO2 abatement strategies in cement industry: A review. *Journal of Environmental Sciences (China)*, 104, 84–101. doi: 10.1016/j.jes.2020.11.020

- Benslafa, F. K. A., Kerdal, D., Ameer, M., Mekerta, B., & Semcha, A. (2015). Durability of Mortars Made with Dredged Sediments. *Procedia Engineering*, 118, 240-250. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.proeng.2015.08.423>
- Benzerzour, M., Amar, M., & Abriak, N.-E. (2017). New experimental approach of the reuse of dredged sediments in a cement matrix by physical and heat treatment. *Construction and Building Materials*, 140, 432-444. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2017.02.142>
- Bergesen, Helge Ole, Parmann, Georg, & Thommessen, Øystein B. (2018). Convention on the Prevention of Marine Pollution by Dumping of Wastes and Other Matter (London Convention 1972). In *Yearbook of International Co-operation on Environment and Development* (pp. 98–100): Routledge.
- Bigus, P., Tobiszewski, M., & Namieśnik, J. (2014). Historical records of organic pollutants in sediment cores. *Marine Pollution Bulletin*, 78(1), 26-42. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.11.008>
- Brial, V., Tran, H., Sorelli, L., Conciatori, D., & Ouellet-Plamondon, C. M. (2021). Evaluation of the reactivity of treated spent pot lining from primary aluminum production as cementitious materials. *Resources, Conservation and Recycling*, 170, 105584. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2021.105584>
- BS EN 450-1. (2012). Fly ash for concrete. Definition, specifications, and conformity criteria. Turkish Standard Institution.
- Bureau de normalisation du Québec. (2019). Sols-Détermination de la limite de liquidité à l'aide de l'appareil de Casagrande et de la limite de plasticité. CAN/BNQ2501-090. Montréal, Qc: Bureau de normalisation du Québec.
- Bureau de normalisation du Québec. (2014). Sols-Détermination de la teneur en eau. CAN/BNQ2501-170. Montréal, Qc : Bureau de normalisation du Québec.
- Capilla, X., Schwartz, C., Bedell, J.-P., Sterckeman, T., Perrodin, Y., & Morel, J.-L. (2006). Physicochemical and biological characterisation of different dredged sediment deposit sites in France. *Environmental Pollution*, 143(1), 106-116. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.11.007>
- Cappuyns, V., Deweirt, V., & Rousseau, S. (2015). Dredged sediments as a resource for brick production: Possibilities and barriers from a consumers' perspective. *Waste Management*, 38, 372-380. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.12.025>

- Chen, J.-S., & Chiu, C.-Y. (2003). Characterization of soil organic matter in different particle-size fractions in humid subalpine soils by CP/MAS ¹³C NMR. *Geoderma*, 117(1), 129-141. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(03\)00160-5](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0016-7061(03)00160-5)
- Chen, X. Li, Y. Zhang, W. Liu, H. Liang, Y. (2020). Influence de la teneur en silice et en alumine sur l'activité pouzzolanique des cendres volantes de lignite. *Fuel Processing Technology*, 206, 10 646.
- CEMBUREAU, BAT. (2014). Best Available Techniques for the Cement Industry. The European Cement Association
https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/25281/eco_efficient_cements.pdf. Consulté le 3 juillet 2023
- Chikouche, M. A., Ghorbel, E., & Bibi, M. (2016). The possibility of using dredging sludge in manufacturing cements: Optimization of heat treatment cycle and ratio replacement. *Construction and Building Materials*, 106, 330-341.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2015.12.128>
- Chu, D. C., Kleib, J., Amar, M., Benzerzour, M., & Abriak, N.-E. (2021). Determination of the degree of hydration of Portland cement using three different approaches: Scanning electron microscopy (SEM-BSE) and Thermogravimetric analysis (TGA). *Case Studies in Construction Materials*, 15, e00754
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.cscm.2021.e00754>
- Chu, D. C., Kleib, J., Amar, M., Benzerzour, M., & Abriak, N.-E. (2022). Recycling of dredged sediment as a raw material for the manufacture of Portland cement – Numerical modeling of the hydration of synthesized cement using the CEMHYD3D code. *Journal of Building Engineering*, 48,103871
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jobbe.2021.103871>
- CNRC-NRC. (2002). Le système canadien de classification des sols.
https://sis.agr.gc.ca/siscan/publications/manuals/1998-cssc-ed3/cssc3_manual.pdf
Consulté le 23 aout 2023
- Dakshanamurthy, V., & Raman, V. (1973). A Simple Method of Identifying an Expansive Soil. *Soils and Foundations*, 13(1), 97-104.
<https://doi.org/https://doi.org/10.3208/sandf1972.13.97>
- Dalton, J. L., Gardner, K. H., Seager, T. P., Weimer, M. L., Spear, J. C. M., & Magee, B. J. (2004). Properties of Portland cement made from contaminated sediments. *Resources, Conservation and Recycling*, 41(3), 227-241.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2003.10.003>

- Damineli, B. L. & John, V. M. (2012). Developing Low CO₂ Concretes: Is Clinker Replacement Sufficient? The Need for Cement Use Efficiency Improvement. *Key Engineering Materials*, 517, 342–351.
<http://dx.doi.org/10.4028/www.scientific.net/KEM.517.342>
- Dang, T. A., Kamali-Bernard, S., & Prince, W. A. (2013). Design of new blended cement based on marine dredged sediment. *Construction and Building Materials*, 41, 602-611.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2012.11.088>
- Dia, M., Ramarosan, J., Nzihou, A., Zentar, R., Abriak, N. E., Depelsenaire, G., & Germeau, A. (2014). Effect of Chemical and Thermal Treatment on the Geotechnical Properties of Dredged Sediment. *Procedia Engineering*, 83, 159-169.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.proeng.2014.09.034>
- Do, T. M., Kang, G., Vu, N., & Kim, Y.-s. (2018). Development of a new cementless binder for marine dredged soil stabilization: Strength behavior, hydraulic resistance capacity, microstructural analysis, and environmental impact. *Construction and Building Materials*, 186, 263-275.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2018.07.130>
- Donatello, S., Tyrer, M., & Cheeseman, C. R. (2010). Comparison of test methods to assess pozzolanic activity. *Cement and Concrete Composites*, 32(2), 121-127.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.cemconcomp.2009.10.008>
- Dongxing Wang (1) (2) (3), R. Z., Nor Edine Abriak (1) (2), Weiya XU (3), 1 Université Lille Nord de France, F. —., Lille, France, 2 Écoles des Mines de Douai, M.-G., F-59500 Douai, France, & 3 Hohai University, I. o C. E., 210098 Nanjing, china. (2010). Détermination des caractéristiques physiques de sédiments fins de dragage
<https://www.cfmr-roches.org/sites/default/files/jngg/JNGG%202010%20pp%20345-352%20Wang.pdf>. Consulté le 11 avril 2023
- DDH Environnement limité. (2003). Portrait des activités de dragage sur le Saint-Laurent. Les aspects administratifs, économiques et sociaux. Rapport préparé pour Transports Québec, 113 p.
- Dubois, V., Abriak, N. E., Zentar, R., & Ballivy, G. (2009). The use of marine sediments as a pavement base material. *Waste Management*, 29(2), 774-782
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.05.004>
- Dubois, Vincent. (2006). Étude du comportement physicomécanique et caractérisation environnementale des sédiments marins – Valorisation en technique routière. École Nationale Supérieure des Mines de Douai.

<https://www.theses.fr/2006ARTO0201>. Consulté le 23 aout 2023

Environnement Canada et ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs. (2007). Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments au Québec et cadres d'application : prévention, dragage et restauration. Environnement Canada et ministère de Développement durable, de l'Environnement et des parcs du Québec, 39 pages.

Environnement Canada et ministère du développement durable, de la faune et des parcs du Québec et Environnement Canada. (2013). L'évaluation du risque écotoxicologique (ERE) du rejet en eau libre des sédiments, en soutien à la gestion des projets de dragage en eau douce. 35 pages+ annexes.

Environnement Canada et changement climatique et Changement climatique. (2018). Plan de gestion de la réserve nationale de faune des Îles-de-Contrecoeur. Environnement et Changement climatique Canada, Service canadien de la faune, Québec, 59 p.

Environnement Canada et changement climatique. (2022). Recueil des engagements du Canada aux accords et instruments internationaux en matière d'environnement : convention des Nations unies sur le droit de la mer (unclos). <https://www.canada.ca/content/dam/eccc/documents/pdf/international-affairs/compendium/2022/b-12/droit-mer-convention-nations-unies.pdf>. Consulté le 12 juillet 2023

Englobe. (2016). Étude d'impact environnemental : terminal multifonctionnel en eau profonde Beauport 2020. <https://www.vigilanceportdequebec.com/documents/etudes-dimpact-environnemental/>. Consulté le 13 juin 2023

Frar Ikram*, Laïla Ben Allal, Mohammed Ammari, Amina Azmani (2014). Utilisation des sédiments de dragage portuaire comme matière première dans la fabrication des briques en terre cuite (Utilization of dredged port sediments as raw material in production of fired brick). 390-399. https://www.jmaterenvironsci.com/Document/vol5/vol5_N2/46-JMES-506-2013-Frar.pdf. Consulté le 11 février 2023

Friedlingstein, M. O. S., Matthew W. Jones, Robbie M. Andrew, Judith Hauck, Are Olsen, Glen P. Peters, Wouter Peters, Julia Pongratz, Stephen Sitch, Corinne Le Quéré, Josep G. Canadell, Philippe Ciais, Robert B. Jackson, Simone Alin, Luiz E.O.C. Aragão, Almut Arneth, Vivek Arora, Nicholas R. Bates, Meike Becker, Alice Benoit-Cattin, Henry C. Bitting, Laurent Bopp, Selma Bultan, Naveen Chandra, Frédéric Chevallier, Louise P. Chini, Wiley Evans, Liesbeth Florentie, Piers M. Forster, Thomas Gasser, Marion Gehlen, Dennis Gilfillan, Thanos Gkritzalis, ti.

<https://doi.org/10.5194/essd-14-4811-2022>

Gamsonré, C. (2014). Gestion terrestre des sédiments de dragage et processus biophysicochimiques impliqués (Université du Québec à Montréal).
<https://archipel.uqam.ca/6547/1/D2662.pdf>. Consulté le 11 février 2023

Garg, Nishant, & Skibsted, Jørgen. (2014). Thermal activation of a pure montmorillonite clay and its reactivity in cementitious systems. *The Journal of Physical Chemistry C*, 118 (21), 11464–11477.
<http://dx.doi.org/10.1021/jp502529d>

Gastaldini, A. L. G., Hengen, M. F., Gastaldini, M. C. C., do Amaral, F. D., Antolini, M. B., & Coletto, T. (2015). The use of water treatment plant sludge ash as a mineral addition. *Construction and Building Materials*, 94, 513-520.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2015.07.038>

Geode. (2014). Guide pour la rédaction des études d'impact d'opérations de dragage et d'immersion en milieu estuarien et marin annexe technique « Effets et impacts ». https://www.cerema.fr/system/files/documents/2018/02/Guide_GEODE_EI_Annexe_Effets&Impacts.pdf. Consulté le 13 février 2023

Gupta, S., & Chaudhary, S. (2022). State-of-the-art review on supplementary cementitious materials in India – II: Characteristics of SCMs, effect on concrete and environmental impact. *Journal of Cleaner Production*, 357, 131945.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.131945>

Habert, G., & Ouellet-Plamondon, C. (2016). Recent update on the environmental impact of geopolymers. *RILEM Technical Letters*, 1, 17.
<https://doi.org/10.21809/rilemtechlett.2016.6>

Habert, G., & Roussel, N. (2009). Study of two concrete mix-design strategies to reach carbon mitigation objectives. *Cement and Concrete Composites*, 31(6), 397-402.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.cemconcomp.2009.04.001>

Hadj Sadok, Rachid, Belas, Nadia, Tahlaiti, Mahfoud, & Mazouzi, Ridha. (2021). Reusing calcined sediments from Chorfa II dam as partial replacement of cement for sustainable mortar production. *Journal of Building Engineering*, 40, 102273.
doi: <https://doi.org/10.1016/j.jobe.2021.102273>

Hadj Sadok, Rachid, Belas Belaribi, Nadia, Mazouzi, Ridha, & Hadj Sadok, Fouad. (2022). Life cycle assessment of cementitious materials based on calcined sediments from Chorfa II dam for low carbon binders as sustainable building materials. *Science of The Total Environment*, 826, 154077.

doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154077>

- Hassan, A. M. S., Shoukry, H., Perumal, P., Abd El-razik, M. M., Aly, R. M. H., & Alzahrani, A. M. Y. (2023). Evaluation of the thermo-physical, mechanical, and fire resistance performances of limestone calcined clay cement (LC3)-based lightweight rendering mortars. *Journal of Building Engineering*, 71, 106495.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jobbe.2023.106495>
- He, C., Osbaeck, B., & Makovicky, E. (1995). Pozzolanic reactions of six principal clay minerals: Activation, reactivity assessments and technological effects. *Cement and Concrete Research*, 25(8), 1691-1702.
[https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0008-8846\(95\)00165-4](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0008-8846(95)00165-4)
- He, C., Makovicky, E., & Osbaeck, B. (1996). Thermal treatment and pozzolanic activity of Na- and Ca-montmorillonite. *Applied Clay Science*, 10(5), 351-368.
[https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0169-1317\(95\)00037-2](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0169-1317(95)00037-2)
- Hébert, S. (2005). Le Saint-Laurent-La qualité des eaux du fleuve 1990-2003.
https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/fleuve/qualite90-03/st-laurent.htm#:~:text=Le%20Saint%2DLaurent%20est%20l,au%20d%C3%A9but%20des%20ann%C3%A9es%201970. Consulté le 14 février 2023
- Hollanders, S., Adriaens, R., Skibsted, J., Cizer, Ö., & Elsen, J. (2016). Pozzolanic reactivity of pure calcined clays. *Applied Clay Science*, 132-133, 552-560.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.clay.2016.08.003>
- Huyen, D. T., Tabelin, C. B., Thuan, H. M., Dang, D. H., Truong, P. T., Vongphuthone, B., Igarashi, T. (2019). Geological and geochemical characterizations of sediments in six borehole cores from the arsenic-contaminated aquifer of the Mekong Delta, Vietnam. *Data in Brief*, 25, 104,230.
doi: <https://doi.org/10.1016/j.dib.2019.104230>.
- IEA, WBCSD. (2009). *Cement Technology Roadmap 2009—Carbon emissions reductions up to 2050*. Paris, France, 1– 2.
https://awsassets.panda.org/downloads/englishsummary_lr_pdf.pdf. Consulté le 22 mars 2023
- IEA. (2015). *Energy Technology Perspectives 2015—mobiliser l’innovation pour accélérer l’action climatique*, Energy Technol. Perspective.
<https://www.iea.org/reports/energy-technology-perspectives-2015>. Consulté le 23 mars 2023

- Ilić, B., Radonjanin, V., Malešev, M., Zdujić, M., & Mitrović, A. (2016). Effects of mechanical and thermal activation on pozzolanic activity of kaolin containing mica. *Applied Clay Science*, 123, 173-181.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.clay.2016.01.029>
- Inspec-Sol. (2012). Caractérisation des sédiments et complément géotechnique. Terminaux de transbordement de conteneurs au site de Contrecœur. Contrecœur, Québec.
<https://iaac-aeic.gc.ca/050/documents/p80116/121439F.pdf>. Consulté le 23 juillet 2023
- Jiang, X., Xiao, R., Bai, Y., Huang, B., & Ma, Y. (2022). Influence of waste glass powder as a supplementary cementitious material (SCM) on physical and mechanical properties of cement paste under high temperatures. *Journal of Cleaner Production*, 340, 130778
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.130778>
- Johanna, L. & Felix, P. (2018). Making Concrete Change: Innovation in Low-carbon Cement and Concrete Chatham House.
<https://www.semanticscholar.org/paper/Making-Concrete-Change-Innovation-in-LowcarbonandPrestonLehne/3519068f8c2613b9f9ce82d27d3e88ad6e0790c1d#citing-papers>. consulté le 27 juin 2023
- Juenger, M. C. G., Snellings, R., & Bernal, S. A. (2019). Supplementary cementitious materials: new sources, characterization, and performance insights. *Cement and Concrete Research*, 122, 257-273.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.cemconres.2019.05.008>
- Julian, M. (2000). MARPOL 73/78: the International Convention for the Prevention of Pollution from Ships. *Maritime Studies*, 2000 (113), 16–23.
<https://www.imo.org/en/KnowledgeCentre/ConferencesMeetings/pages/Marpol.aspx>
- Kajaste, R., & Hurme, M. (2016). Cement industry greenhouse gas emissions – management options and abatement cost. *Journal of Cleaner Production*, 112, 4041-4052.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.07.055>
- Kalina, R. D., Al-Shmaisani, S., Ferron, R. D., & Juenger, M. C. (2019). False positives in ASTM C618 specifications for natural pozzolans. *ACI Materials Journal*, 116 (1), 165–172.
- Siham, K., Fabrice, B., Edine, A. N., & Patrick, D. (2008). Marine dredged sediments as new materials resource for road construction. *Waste Management*, 28(5), 919-928.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.wasman.2007.03.027>
- Keller A. (1992). Les argiles, propriétés, structures, utilisations. Editions Technip.

- Kocaba, V. Development and evaluation of methods to follow microstructural development of cementitious systems including slags EPFL. École Polytechnique Lausanne https://infoscience.epfl.ch/record/140998/files/EPFL_TH4523.pdf. Consulté le 23 aout 2023
- Kocaba, V., Gallucci, E., & Scrivener, K. L. (2012). Methods for determination of degree of reaction of slag in blended cement pastes. *Cement and Concrete Research*, 42(3), 511-525. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.cemconres.2011.11.010>
- Krieger Young, D. L., & Barber, R. T. (1973). Effects of waste dumping in New York bight on the growth of natural populations of phytoplankton. *Environmental Pollution* (1970), 5(4), 237-252. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0013-9327\(73\)90001-3](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0013-9327(73)90001-3)
- Lang, L., Liu, N., & Chen, B. (2020). Strength development of solidified dredged sludge containing humic acid with cement, lime and nano-SiO₂. *Construction and Building Materials*, 230, 116971. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2019.116971>
- Laure Arjaliès, D., Goubet, C., & Ponsard, J.-P. (2011). Approches stratégiques des émissions de CO₂ : Les cas de l'industrie cimentière et de l'industrie chimique. *Revue française de gestion* (6), 123-146. <https://ir.lib.uwo.ca/cgi/viewcontent.cgi?article=1005&context=iveypub> . Consulté le 23 aout 2023
- Leblanc, Y., Légaré, G., Lacasse, K., parent, M., et Campeau, S. (2013). Caractérisation hydrogéologique du sud-ouest de la Mauricie. Rapport déposé au ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs dans le cadre du Programme d'acquisition de connaissances sur les eaux souterraines du Québec. Département des sciences de l'environnement, Université du Québec à Trois-Rivières, 134 p., 15 annexes et 30 documents cartographiques (1:100 000). doi: <http://www.uqtr.ca/geographie/hydro>
- Le Guern, Malo, Dang, Tuan Anh, & Boutouil, Mohamed. (2017). Implementation and experimental monitoring of a subgrade road layer based on treated marine sediments. *Journal of Soils and Sediments*, 17(6), 1815–1822. doi:10.1007/s11368-017-1652-1
- Le Quéré, C., Moriarty, R., Andrew, R. M., Peters, G. P., Ciais, P., Friedlingstein, P., Zeng, N. (2015). Global carbon budget 2014. *Earth System Science Data*, 7(1), 47–85. doi: 10.5194/essd-7-47-2015. <https://dx.doi.org/10.5194/essd-7-47-2015>

- Liang, Y. (2012). Covalorisation de sédiments et de sols fins par apport de liants et de fibres (Université de CAE).
<https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00731611/document>. Consulté le 23 aout 2023
- Likes, L., Markandeya, A., Haider, M. M., Bollinger, D., McCloy, J. S., & Nassiri, S. (2022). Recycled concrete and brick powders as supplements to Portland cement for more sustainable concrete. *Journal of Cleaner Production*, 364, 132651.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.132651>
- Li, X., Snellings, R., Antoni, M., Alderete, N. M., Ben Haha, M., Bishnoi, S., Cizer, Ö., Cyr, M., De Weerd, K., Dhandapani, Y., Duchesne, J., Haufe, J., Hooton, D., Juenger, M., Kamali-Bernard, S., Kramar, S., Marroccoli, M., Joseph, A. M., Parashar, A., . . . Scrivener, K. L. (2018). Reactivity tests for supplementary cementitious materials: RILEM TC 267-TRM phase 1. *Materials and Structures*, 51(6), 151.
<https://doi.org/10.1617/s11527-018-1269-x>
- Li, Yu, & Li, Hong-guan. (2017). Historical records of trace metals in core sediments from the Lianyungang coastal sea, Jiangsu, China. *Marine Pollution Bulletin*, 116 (1), 56–63.
doi: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.12.063>
- Li, Shuihan, & Kirstein, Andries. (2016). Experimental investigation of cement mixing to improve Champlain Sea clay.
<https://members.cgs.ca/conferences/GeoEdmonton/papers/geo2018Paper266.pdf>.
Consulté le 23 aout 2023
- Limeira, J., Etxeberria, M., Agulló, L., & Molina, D. (2011). Mechanical and durability properties of concrete made with dredged marine sand. *Construction and Building Materials*, 25(11), 4165-4174.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2011.04.053>
- Liu, J., Afroz, M. M., & Ahmad, A. (2020). Experimental investigation of the impact of salinity on Champlain Sea clay. *Marine Georesources & Geotechnology*, 39, 494 - 504.
<https://doi.org/10.1080/1064119X.2020.1718811>
- Liu, Jinyuan, Yang, Kun, & Gursersaud, Naresh. (2021). Tensile Strength of Cement-Treated Champlain Sea Clay. *Geotechnical and Geological Engineering*, 40, 5,467–5,480.
- Lothenbach, B., Le Saout, G., Gallucci, E., & Scrivener, K. (2008). Influence of limestone on the hydration of Portland cements. *Cement and Concrete Research*, 38(6), 848–860.
doi: <https://doi.org/10.1016/j.cemconres.2008.01.002>.

- Lu, Xiaolei, Ye, Zhengmao, Wang, Shuxian, Du, Peng, Li, Chuanhai, & Cheng, Xin. (2018). Study on the preparation and properties of belite-ye'elime-alite cement. *Construction and Building Materials*, 182, 399–405.
doi: <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2018.06.143>
- Lynn, Ciarán J., Dhir, Ravindra K., Ghataora, Gurmel S., & West, Roger P. (2015). Sewage sludge ash characteristics and potential for use in concrete. *Construction and Building Materials*, 98, 767–779.
doi: <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2015.08.122>
- Marot, Franck. (1997). *Caractérisation et traitement de sédiments de dragage contenant des polluants métalliques*.
<http://www.theses.fr/1997LEHA0009>. Consulté le 23 aout 2023
- Mehta, A., & Ashish, D. K. (2020). Silica fume and waste glass in cement concrete production: A review. *Journal of Building Engineering*, 29, 100888
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jobbe.2019.100888>
- Mindess, S. (2003). High performance concrete: recent developments in material design. *Materialy International Advanced Course “Design and Application of High Performance Cement Based Materials,”* IPPT, Warszawa.
- Ministère du Développement durable, de l’Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques & Environnement et Changement climatique Canada. (2016). *Recommandations pour la gestion des matières en suspension (MES) lors des activités de dragage*.
https://www.planstlaurent.qc.ca/fileadmin/publications/diverses/Registre_de_dragage/Recommandations_dragage.pdf. Consulté le 23 aout 2023
- Ministère du Développement durable, de l’Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques et Environnement et Changement climatique Canada. (2017). *Environnement et Changement climatiques, Canada, 2017. Évaluation de la toxicité des sédiments dans l’estuaire moyen du Saint-Laurent*. 8 pages.
- Ministère du Développement durable, de l’Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques et Environnement et Changement climatique Canada. (2016). *Guide de caractérisation physicochimique et toxicologique des sédiments*. 62 pages + annexes.
- Millrath K. S. Kozlova, S.Shimanovich,C.Meyer. (2001). *Beneficial use of dredge material progress report prepared for echo environmental*.
<http://www.columbia.edu/cu/civileng/meyer/publications/publications/97%20Recycled%20Materials%20in%20Concrete.pdf> . Consulté le 23 aout 2023

- Minocha, A. K., Jain, N., & Verma, C. L. (2003). Effect of inorganic materials on the solidification of heavy metal sludge. *Cement and Concrete Research*, 33(10), 1695-1701.
[https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0008-8846\(03\)00146-7](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0008-8846(03)00146-7) . Consulté le 23 aout 2023
- Mitchell, J. K., & Soga, K. (2005). *Fundamentals of Soil Behaviour*. Wiley. Repéré à [https : doi : //books.google.ca/books?id=b_dRAAAAMAAJ](https://doi://books.google.ca/books?id=b_dRAAAAMAAJ) . Consulté le 23 aout 2023
- Monsif, Moulay Youssef, Liu, Jinyuan, & Gurpersaud, Naresh. (2020). Impact of salinity on strength and microstructure of cement-treated Champlain Sea clay. *Marine Georesources & Geotechnology*, 39, 1360–1372.
- Mori, Y., Yoshida, H. & Masuda, H. (2007). Characterization of reference particles of transparent glass by laser diffraction method. *Particle & Particle Systems Characterization*, 24(2), 91–96.
- Müller, Nicolas, & Harnisch, Jochen. (2008). A blueprint for a climate-friendly cement industry. Gland: WWF Lafarge conservation partnership.
http://assets.panda.org/downloads/english_report_lr_pdf.pdf. Consulté le 23 aout 2023
- M., Mustin. (1987). *Le compost* », Édition François Dubusc, ISBN 2 864 72 008 6, 954 p.
- Muy, Yeakleang. (2021). Sédiment activé par calcination flash comme ajout minéral en substitution du ciment portland.
<https://doi.org/10.26168/ajce.39.1.41>
- Navia, R., Rivela, B., Lorber, K. E., & Méndez, R. (2006). Recycling contaminated soil as alternative raw material in cement facilities: Life cycle assessment. *Resources, Conservation, and Recycling*, 48(4), 339-356.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2006.01.007>
- Norvell, J., Stewart, J., Juenger, M., & Fowler, D. (2007). Influence of Clays and Clay-Sized Particles on Concrete Performance. *Journal of Materials in Civil Engineering - J Mater Civil Eng*, 19.
[https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0899-1561\(2007\)19:12\(1053\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0899-1561(2007)19:12(1053))
- Oey Tandr , Aditya Kumar, Jeffrey W. Bullard, Narayanan Neithalath, Gaurav Sant. (2013). *The Filler Effect: The Influence of Filler Content and Surface Area on Cementitious Reaction Rates*. 1970-1990.

<http://dx.doi.org/10.1111/jace.12264>

- Omer, A. (2014). Energy Efficiency Improvement Utilizing High Technology: An Assessment of Energy Use in Industry, Building's Development and Environment. SSRN Electronic Journal.
doi: 10.2139/ssrn.2403145
- Organisation maritime internationale. (2021). MARPOL: Convention internationale pour la prévention de la pollution par les navires, 1973, telle que modifiée.
[https://www.imo.org/en/About/Conventions/ListOfConventions/Pages/International-Convention-for-the-Prevention-of-Pollution-from-Ships-\(MARPOL\).aspx](https://www.imo.org/en/About/Conventions/ListOfConventions/Pages/International-Convention-for-the-Prevention-of-Pollution-from-Ships-(MARPOL).aspx).
Consulté le 23 aout 2023
- Oudghiri, F., Allali, N., Quiroga, J. M., & Rodríguez-Barroso, M. R. (2016). TG—FTIR analysis on pyrolysis and combustion of marine sediment. *Infrared Physics & Technology*, 78, 268–274.
doi: <https://doi.org/10.1016/j.infrared.2016.08.015>.
- Ouédraogo, N. P., Becquart, F., Benzerzour, M., & Abriak, N.-E. (2021). Influence of fine sediments on rheology properties of self-compacting concretes. *Powder Technology*, 392, 544-557. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.powtec.2021.07.035>
- Ozer-Erdogan, P., Basar, H. M., Erden, I., & Tolun, L. (2016). Beneficial use of marine dredged materials as a fine aggregate in ready-mixed concrete: Turkey example. *Construction and Building Materials*, 124, 690-704.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2016.07.144>
- Patel, A. B., Shaikh, S., Jain, K. R., Desai, C. & Madamwar, D. (2020). Polycyclic Aromatic Hydrocarbons: Sources, Toxicity, and Remediation Approaches. *Frontiers in microbiology*, 11.
<https://doi.org/10.3389/fmicb.2020.562813>
- Perez, Marion. (2013). Interprétation et modélisation numérique d'essais œdométriques et de perméabilité à niveau variable réalisés sur des argiles Champlain. École polytechnique de Montréal.
https://publications.polymtl.ca/1075/1/2013_MarionPerez.pdf. Consulté le 23 aout 2023
- Peyne, J., Gautron, J., Doudeau, J., Joussein, E., & Rossignol, S. (2017). Influence of calcium addition on calcined brick clay based geopolymers: A thermal and FTIR spectroscopy study. *Construction and Building Materials*, 152, 794-803.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2017.07.047>

- Power, M. E., Kleinhuizen, A. A. & Kuehl, S. A. (1992). The effects of Hurricane Hugo in sediment chemistry and diatom assemblages in a southeastern United States salt marsh. *Estuaries*, 15(3), 345–358.
- Ramaroson, J. (2008). *Calcination des sédiments de dragage contaminés : études des propriétés physicochimiques* (Lyon, INSA).
- Rafai, Nourredine. (2008). Les composants de la matrice cimentaire
doi: <http://doc.lerm.fr/wp-content/uploads/2013/08/matrice-cimentaire-rafai.pdf>.
Consulté le 23 aout 2023
- Ramaroson, Jocelyn. (2008). *Calcination des sédiments de dragage contaminés : études des propriétés physicochimiques*. Lyon, INSA.
- Rashad, A. M. (2013). Metakaolin as cementitious material: History, scours, production and composition – A comprehensive overview. *Construction and Building Materials*, 41, 303-318.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2012.12.001>
- Règlement sur l'enfouissement de sols contaminés, R.R.Q., c. Q -2, r.6.01.
- Règlement sur le stockage et les centres de transfert de sols contaminés, R.R.Q., c. Q -2, r.23.01.
- Rica, H. C., Saussaye, L., Boutouil, M., Leleyter, L., & Baraud, F. (2016). Stabilization of a silty soil: Effects of disruptive salts. *Engineering Geology*, 208, 191-197.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.enggeo.2016.04.032>
- Richardson, I. G., Girão, A. V., Taylor, R., & Jia, S. (2016). Hydration of water- and alkali-activated white Portland cement pastes and blends with low-calcium pulverized fuel ash. *Cement and Concrete Research*, 83, 1-18.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.cemconres.2016.01.008>
- Romero, M., Andrés, A., Alonso, R., Viguri, J. & Rincón, J. Ma. (2008). Sintering behaviour of ceramic bodies from contaminated marine sediments. *Ceramics International*, 34(8), 1917–1924
doi: <https://doi.org/10.1016/j.ceramint.2007.07.002>
- Rosenberg, R. (1977). Effects of dredging operations on estuarine benthic macrofauna. *Marine Pollution Bulletin*, 8(5), 102-104. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0025-326X\(77\)90131-X](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0025-326X(77)90131-X)
[https://doi.org/10.1016/0025-326X\(77\)90,131-X](https://doi.org/10.1016/0025-326X(77)90,131-X)

- Safhi, A. e. M. (2020). Valorisation des sédiments de dragage dans le béton autoplacant : optimisation de formulation et étude de durabilité (université de Lille, Université de Sherbrooke)
<https://www.theses.fr/2020MTLD0005.pdf>
- Saint-Laurent, centre. (1996). Rapport synthèse sur l'état de Saint-Laurent. Volume 2. L'état du Saint-Laurent. Environnement Canada-Région du Québec, Conservation de l'environnement et Éditions Multi Mondes, Montréal.
<https://www.gci.ulaval.ca/fileadmin/gci/documents/rgalvez/Bilan%20Envir/%C3%89tatSL.PDF>. Consulté le 23 aout 2023
- Samara, M., Lafhaj, Z., & Chapiseau, C. (2009). Valorization of stabilized river sediments in fired clay bricks: Factory scale experiment. *Journal of Hazardous Materials*, 163(2), 701-710.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.07.153>
- Sánchez Berriel, S., Favier, A., Rosa Domínguez, E., Sánchez Machado, I. R., Heierli, U., Scrivener, K., Martirena Hernández, F., & Habert, G. (2016). Assessing the environmental and economic potential of Limestone Calcined Clay Cement in Cuba. *Journal of Cleaner Production*, 124, 361-369.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.02.125>
- Sanz-Aparicio, C. (1997). La convention OSPAR de 1992. *Neptunus*, 3 (4), 1-43.
- Saussaye, L., Hamdoun, H., Boutouil, M., Baraud, F., Leleyter, L., & LeGoff, P.-A. (2012). Évaluation de la réutilisation de sédiments de dragage en tant que matériau alternatif.
- Schulze, S. E., & Rickert, J. (2019). Suitability of natural calcined clays as supplementary cementitious material. *Cement and Concrete Composites*, 95, 92-97
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.cemconcomp.2018.07.006>
- Scordia, P.-Y. (2008). Caractérisation et valorisation de sédiments fluviaux pollués et traités dans les matériaux (École Centrale de Lille).
<https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00339371v2/document>. Consulté le 23 aout 2023
- Scrivener, K., Snellings, R. & Lothenbach, B. (2016). A practical guide to microstructural analysis of cementitious materials (Vol. 540). CRC Press Boca Raton, FL, USA.
- Scrivener, K. L., John, V. M., & Gartner, E. M. (2018). Eco-efficient cements: Potential economically viable solutions for a low-CO₂ cement-based materials industry. *Cement and Concrete Research*, 114, 2-26.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.cemconres.2018.03.015>

- Scrivener, K. L., Füllmann, T., Gallucci, E., Walenta, G., & Bermejo, E. (2004). Quantitative study of Portland cement hydration by X-ray diffraction/Rietveld analysis and independent methods. *Cement and Concrete Research*, 34(9), 1541-1547.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.cemconres.2004.04.014>
- Semcha, A., & Troalen, J. P. (2006). Valorisation des sédiments de dragage : Applications dans le BTP, cas du barrage de Fergoug.
<https://books.google.ca/books?id=48TQXwAACAAJ>. Consulté le 23 aout 2023
- Sha, W. (2002). —Differential scanning calorimetry study of the hydration products in Portland cement pastes with metakaolin replacement. In M. Anson, J. M. Ko & E. S. S. Lam (Eds.), *Advances in Building Technology* (pp. 881–888). Oxford: Elsevier.
- Shanks, W., Dunant, C. F., Drewniok, M. P., Lupton, R. C., Serrenho, A. & Allwood, J. M. (2019). How much cement can we do without? Lessons from cement material flows in the UK. *Resources, Conservation and Recycling*, 141, 441–454.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.11.002>
- Singh, M., Upadhyay, S. N., & Prasad, P. M. (1996). Preparation of special cements from red mud. *Waste Management*, 16(8), 665-670.
[https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0956-053X\(97\)00004-4](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0956-053X(97)00004-4)
- Slama, A. B., Feki, N., Levacher, D. & Zairi, M. (2021). Valorizations of harbour dredged sediment activated with a blast furnace slag in road layers. *International Journal of Sediment Research*, 36(1), 127–135.
doi: <https://doi.org/10.1016/j.ijsrc.2020.08.001>
- Schneider G. (2001). Boues de curage des cours d'eau. *Le Courrier de l'Environnement de l'INRA*, 43, 146-147.
- Skibsted, J., & Snellings, R. (2019). Reactivity of supplementary cementitious materials (SCMs) in cement blends. *Cement and Concrete Research*, 124, 105799.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.cemconres.2019.105799>
- SNC—Lavalin inc. (2017). Agrandissement du terminal portuaire de Contrecoeur. Administration portuaire de Montréal., 578.
doi : <https://iaac-aeic.gc.ca/050/documents/p80116/121439F.pdf> . Consulté le 23 aout 2023
- Snellings, R., & Scrivener, K. L. (2016). Rapid screening tests for supplementary cementitious materials: past and future. *Materials and Structures*, 49(8), 3265-3279.
<https://doi.org/10.1617/s11527-015-0718-z>

- Snellings, Ruben, Cizer, Özlem, Horckmans, Liesbeth, Durdziński, Paweł T., Dierckx, Philippe, Nielsen, Peter, Vandewalle, Lucie. (2016). Properties and pozzolanic reactivity of flash calcined dredging sediments. *Applied Clay Science*, 129, 35–39. doi: <https://doi.org/10.1016/j.clay.2016.04.019>
- SNC—Lavalin Inc. (2017). Agrandissement du terminal portuaire de Contrecoeur. Administration portuaire de Montréal., 578. <https://iaac-aeic.gc.ca/050/documents/p80116/121439F.pdf>
- Snellings, R., Cizer, Ö., Horckmans, L., Durdziński, P. T., Dierckx, P., Nielsen, P., Van Balen, K., & Vandewalle, L. (2016). Properties and pozzolanic reactivity of flash calcined dredging sediments. *Applied Clay Science*, 129, 35-39. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.clay.2016.04.019>
- Song, Y. (2016). Traitement électrocinétique des sédiments de dragage et valorisation par solidification/stabilisation (Normandie, Université). doi: <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-01304709/document> . Consulté le 23 aout 2023
- Souri, Alireza, Kazemi-Kamyab, Hadi, Snellings, Ruben, Naghizadeh, Rahim, Golestan i-Fard, Farhad & Scrivener, Karen. (2015). Pozzolanic activity of mechanochemically and thermally activated kaolins in cement. *Cement and Concrete Research*, 77, 47–59. doi: <https://doi.org/10.1016/j.cemconres.2015.04.017>
- Spagnoli, G. (2012). Comparison between Casagrande and drop-cone methods to calculate the liquid limit for pure clay. *Canadian Journal of Soil Science*, 92(6), 859–864. doi: 10.4141/cjss2012-011. Repéré à <https://doi.org/10.4141/cjss2012-011>
- Stemmermann, Peter, Schweike, Uwe, Garbev, Krassimir, Beuchle, Günter, & Möller, H. (2010). Celitement—a sustainable prospect for the cement industry. *Cement International*, 8(5), 52–66.
- Suraneni, P., Burris, L., Shearer, C. R., & Hooton, R. D. (2021). ASTM C618 fly ash specification: Comparison with other specifications, shortcomings, and solutions. *ACI Mater. J*, 118, 157–167.
- Syvitski, J. P. (1991). Principles, methods, and application of particle size analysis (Vol. 388). Cambridge University Press Cambridge.
- Szabó, László, Hidalgo, Ignacio, Císcar, Juan Carlos, Soria, Antonio, & Russ, Peter. (2003). Energy consumption and CO2 emissions from the world cement industry. European Commission Joint Research Centre, Report EUR, 20,769.

- Quinn, Peter E. (2009). Large Landslides in Sensitive Clay in Eastern Canada and the Associated Hazard and Risk to Linear Infrastructure.
- Tapinos, G., Blanchet, D. & Horlacher, E. (1991). Conséquences de la croissance démographique rapide dans les pays en développement. Paris : Institut National d'Études démographiques, Division de la Population des Nations Unies.
- Teklay, A., Yin, C., Rosendahl, L., & Køhler, L. L. (2015). Experimental and modelling study of flash calcination of kaolinite rich clay particles in a gas suspension calciner. *Applied Clay Science*, 103, 10–19.
- Thanh, T. N. (2009). Valorisation de sédiments marins et fluviaux en technique routière (Université d'Artois).
doi: <https://cdoc.ensm-douai.fr/theses/TRAN%20NGOC%20THANH.pdf>
- Thanh, T. N. & Phi, H. N. (2020). Study on reusing spent fluid catalytic cracking (sFCC) catalyst from the Dung Quat Refinery as an active additive to Portland cement *Vietnam Journal of Catalysis and Adsorption*, 9(2), 23–27.
- Thirion-Merle, V., V. (2014). Spectrométrie de fluorescence X. Dans *Circulation et provenance des matériaux dans les sociétés anciennes*. Paris : Éditions des archives contemporaines.
doi: <https://hal.science/hal-01393984>
- Tironi, A., Cravero, F., Scian, A. N., & Irassar, E. F. (2017). Pozzolanic activity of calcined halloysite-rich kaolinitic clays. *Applied Clay Science*, 147, 11–18
doi: <https://doi.org/10.1016/j.clay.2017.07.018>.

- Tironi, A., Trezza, M. A., Scian, A. N., & Irassar, E. F. (2013). Assessment of pozzolanic activity of different calcined clays. *Cement and Concrete Composites*, 37, 319–327. doi: <https://doi.org/10.1016/j.cemconcomp.2013.01.002>.
- Tremblay, D. (1983). *Béton de ciment*, modulo éditeur. Mont Réal, Québec, Canada.
- Tremblay, D., & Robitaille, V. (2014). *Mécanique des sols : théorie et pratique* (2e édition. éd.). Montréal, Québec : Modulo.
- Ukalska-Jaruga, A., Smreczak, B., & Klimkowicz-UNP, Division. (2019) World Population Prospects: 2019 Revision. In: United Nations New York, NY.
- UN environnement programme. (2020). *Convention pour la protection de la mer Méditerranée contre la pollution*. <https://www.unep.org/unepmap/fr/who-we-are/contracting-parties/barcelona-convention-and-amendments>. Consulté le 23 aout 2023
- Xu, Y., Yan, C., Xu, B., Ruan, X., & Wei, Z. (2014). The use of urban river sediments as a primary raw material in the production of highly insulating brick. *Ceramics International*, 40(6), 8833-8840. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ceramint.2014.01.105>
- Wade, Kevin M. (2016). 4— The Use of Technologies for Sufficient and Quality Animal-Food Production. In Chandra Madramootoo (Ed.), *Emerging Technologies for Promoting Food Security* (pp. 67–92). Oxford: Woodhead Publishing.
- Walker, P. (1997). Characteristics of pressed earth blocks in compression. Dans *Proceedings of the 11th International Brick and Block Masonry Conference*.
- Walker, R., & Pavia, S. (2011). Physical properties and reactivity of pozzolans, and their influence on the properties of lime–pozzolan pastes. *Materials and Structures*, 44(6), 1139-1150. <https://doi.org/10.1617/s11527-010-9689-2>
- Wang, J., Wang, C., Huang, Q., Ding, F. & He, X. (2015). Adsorption of PAHs on the Sediments from the Yellow River Delta as a Function of Particle Size and Salinity. *Soil and Sediment Contamination*, 24(2), 103–115. <http://dx.doi.org/10.1080/15320383.2014.920292>
- Wang Y., X. Li, Y. Zhang, W. Liu, H. Liang, Y. Chen. (2021). Évaluation de l'activité pouzzolanique des cendres volantes de charbon : effet de la teneur en silice et en alumine. *Journal of Cleaner Production*, 312, 127,727.

- Weise, Kira, Ukrainczyk, Neven, & Koenders, Eduardus. (2023). Pozzolanic Reactions of Metakaolin with Calcium Hydroxide: Review on Hydrate Phase Formations and Effect of Alkali Hydroxides, Carbonates and Sulfates. *Materials & Design*, 231, 112,062. doi: <https://doi.org/10.1016/j.matdes.2023.112062>
- Wild, S. & Khatib, J. M. (1997). Portlandite consumption in metakaolin cement pastes and mortars. *Cement and Concrete Research*, 27(1), 137–146.
doi: [https://doi.org/10.1016/S0008-8846\(96\)00187-1](https://doi.org/10.1016/S0008-8846(96)00187-1)
- Williams, S. L., Beatty, D. N., & Srubar, W. V. (2023). A small-scale thermogravimetric method to measure the chemical reactivity of supplementary cementitious materials. *CEMENT*, 12, 100071. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.cement.2023.100071>
- Yao, J. J. & Chu, S. H. (2023). Durability of sustainable marine sediment concrete. *Developments in the Built Environment*, 13,100,118.
doi: <https://doi.org/10.1016/j.dibe.2022.100118>
- Yoon, J., Jafari, K., Tokpatayeva, R., Peethamparan, S., Olek, J., & Rajabipour, F. (2022). Characterization and quantification of the pozzolanic reactivity of natural and non-conventional pozzolans. *Cement and Concrete Composites*, 133, 104,708.
doi: <https://doi.org/10.1016/j.cemconcomp.2022.104708>.
- Yusuff, Adeyinka S. (2023). Grease Biomass Characterization and Exploitation. In Reference Module on Earth Systems and Environmental Sciences: Elsevier.
- Yvon. (2010). La matrice sédimentaire : caractérisation et implications pour l'étude des environnements de dépôt. *Revue de géologie*. 68(3), 127-144.
- Zhang, T., Gao, P., Gao, P., Wei, J. & Yu, Q. (2013). Effectiveness of novel and traditional methods to incorporate industrial wastes in cementitious materials—An overview. *Resources, Conservation and Recycling*, 74, 134–143
doi: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2013.03.003>.
- Zhou, Y., Gong, G., Xi, B., Guo, M., Xing, F., & Chen, C. (2022). Sustainable lightweight engineered cementitious composites using limestone calcined clay cement (LC3). *Composites Part B: Engineering*, 243, 110183
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.compositesb.2022.110183>
- World Business Council for Sustainable Development . (2014). Cement Sustainability Initiative, obtenir les bons chiffres, Rapport sur les émissions du projet 2014. <https://www.wbcSD.org/Sector-Projects/Cement-Sustainability-Initiative/Resources/Cement-Industry-Energy-and-CO2-Performance>. Consulté le 23 aout 2023

- Zhao, Z., Benzerzour, M., Abriak, N.-É. & Damidot, D. (2015). Valorisation des sédiments marins dragués en substitution partielle du ciment dans la fabrication de mortiers et de bétons.
- Zhao, Z., Benzerzour, M., Abriak, N.-E., Damidot, D., Courard, L., & Wang, D. (2018). Use of uncontaminated marine sediments in mortar and concrete by partial substitution of cement. *Cement and Concrete Composites*, 93, 155-162.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.cemconcomp.2018.07.010>
- Zhou, Yingwu, Gong, Guoqiang, Xi, Bin, Guo, Menghuan, Xing, Feng, & Chen, Cheng. (2022). Sustainable lightweight engineered cementitious composites using limestone calcined clay cement (LC3). *Composites Part B: Engineering*, 243, 110,183.
doi: <https://doi.org/10.1016/j.compositesb.2022.110183>
- Zhang, P., Song, J., Fang, J., Liu, Z., Li, X., & Yuan, H. (2009). One century record of contamination by polycyclic aromatic hydrocarbons and polychlorinated biphenyls in core sediments from the southern Yellow Sea. *Journal of Environmental Sciences*, 21(8), 1080-1088.
[https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(08\)](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S1001-0742(08))
- Zhuang, S., & Wang, Q. (2021). Inhibition mechanisms of steel slag on the early-age hydration of cement. *Cement and Concrete Research*, 140, 106283.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.cemconres.2020.106283>