POLYPUBLIE

Étude expérimentale de l'écoulement post-rupture d'une structure intégrale de la co-disposition totale des résidus miniers et roches stériles chimiquement non-réactifs

Lina Hajji

Document en libre accès dans PolyPublie
Open Access document in PolyPublie

Date	2026
Type	Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis Mémoire de maîtrise/Master's thesis
URL de PolyPublie **PolyPublie URL**	https://publications.polymtl.ca/71478/
Conditions d'utilisation **Terms of use**	© Tous droits réservés / All rights reserved
Référence **Citation**	Hajji, L. (2026). Étude expérimentale de l'écoulement post-rupture d'une structure intégrale de la co-disposition totale des résidus miniers et roches stériles chimiquement non-réactifs [Mémoire de maîtrise, Polytechnique Montréal]. PolyPublie. https://publications.polymtl.ca/71478/

Détails de la thèse
Thesis details

Directeurs de recherche **Advisors**	Li Li, & Carlos Ovalle
Programme **Program**	Génie Minéral

Ce fichier a été téléchargé à partir de PolyPublie, le dépôt institutionnel de Polytechnique Montréal
This file has been downloaded from PolyPublie, the institutional repository of Polytechnique Montréal
https://publications.polymtl.ca

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

Étude expérimentale de l'écoulement post-rupture d'une structure intégrale de la co-disposition totale des résidus miniers et roches stériles chimiquement non-réactifs

LINA HAJJI

Département des génies civil, géologique et des mines

Mémoire présenté en vue de l'obtention du diplôme de *Maîtrise ès sciences appliquées*

Génie minéral

Décembre 2025

© Lina Hajji, 2025.

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

Ce mémoire intitulé :

Étude expérimentale de l'écoulement post-rupture d'une structure intégrale de la co-disposition totale des résidus miniers et roches stériles chimiquement non-réactifs

Présentée par **Lina HAJJI**

en vue de l'obtention du diplôme de *Maîtrise ès sciences appliquées*

a été dûment accepté par le jury d'examen constitué de :

Benoît COURCELLES, président

Li LI, membre et directeur de recherche

Carlos OVALLE, membre et codirecteur de recherche

Karine SYLVAIN, membre

DÉDICACE

À la personne que j'étais au début de ce parcours, à celle que je suis devenue, et à celle que je serai demain

REMERCIEMENTS

Tout d'abord, je tiens à exprimer ma profonde gratitude à mon directeur de recherche, Li Li, pour sa contribution, ses conseils précieux et sa disponibilité tout le long de ce projet. Sa vision et sa méthodologie ont été une source d'inspiration constante.

Je souhaite remercier chaleureusement mon co-directeur, Carlos Ovalle, pour son soutien, sa collaboration et ses remarques constructives.

Mes remerciements s'adressent également à Patrick Bernèche, Mathieu Robidas, Dominique Richard, Noura El-Harrak, Éric Turgeon, Samuel Chenier et Monica Monzon, qui ont participé de proche ou de loin à ce projet pour leur savoir-faire et pour leur aide précieuse.

Je remercie le CRSNG, WSP et les partenaires industriels de l'IRME UQAT-Polytechnique pour le support financier à mon projet, sans quoi la réalisation de mon projet est impossible.

Je tiens à exprimer mes sincères gratitudes aux membres du jury, qui m'ont fait l'honneur d'évaluer ce travail.

Je garde ainsi une pensée reconnaissante à Islem, Abu, Hamed, ainsi que les stagiaires Mohamed et Frank, pour leur contribution à mes essais en laboratoire.

Un merci à tous mes amis, collègues et l'ensemble des chercheurs au sein de l'IRME UQAT-Polytechnique pour l'ambiance de travail et l'enrichissement mutuel.

Enfin, mes pensées les plus sincères vont à ma famille. Votre amour et votre soutien ont été le moteur de ce travail. Cette réussite est aussi la vôtre.

RÉSUMÉ

Avec l'augmentation de la production minière, les quantités générées des résidus miniers et des roches stériles ne cessent de croître. Ces rejets doivent stockés en surface pour une durée indéterminée. La stabilité de des sites de stockage de ces rejets miniers consiste un enjeu important, particulièrement en ce qui concerne les digues de retenue des résidus miniers.

Les parcs à résidus miniers conventionnelles présentent des risques de rupture tout au long de leur cycle de vie. En cas de rupture, les conséquences peuvent être catastrophiques, et peuvent entraîner la perte de vies humaines, la contamination du milieu environnant ainsi que des impacts importants en économie. L'exemple de rupture récent le plus connu est celui de Brumadinho (2019) au Brésil, où 12 millions de mètres cubes de résidus ont été relâchés dans l'environnement, causant la mort d'environ 270 personnes.

Les résidus filtrés constituent une alternative récemment adoptée dans plusieurs mines. Bien que cette pratique aide à réduire les possibilités de rupture, le risque de rupture persiste, du fait que les résidus peuvent se re-saturer avec les pluies, la fonte des neiges, ou la remontée des nappes phréatique. L'instabilité des parcs à résidus miniers par liquéfaction n'est pas absolument impossible. L'incident survenu en 2025 à la mine Traumalina au Brésil, où les résidus ont parcouru près de 500 mètres, souligne la nécessité d'employer des solutions alternatives pour garantir la stabilité géotechnique de structures de stockage à court et à long terme.

Les méthodes de gestion intégrée des rejets miniers sont prometteuses. Pour ce, la construction d'une structure intégrale de la co-déposition totale des résidus miniers et des roches stériles non réactifs (CtRS) est particulièrement intéressante. Les roches stériles, reconnues par leur bonne résistance mécanique et leur conductivité hydraulique élevée, peuvent être utilisées pour construire des cellules afin de recevoir les résidus miniers conventionnels. Le drainage (horizontal et vertical)

et la consolidation des résidus peuvent être accélérés. Les résidus miniers des couches inférieures peuvent devenir plus denses avec l'ajout des couches supérieures de roches stériles. La structure intégrale de CtRS est donc plus stable à court et à long terme. En cas de rupture, si la structure intégrale est bien conçue, les roches stériles et les résidus peuvent se mélanger, évitant de s'écouler comme une inondation. Cependant, aucune étude n'a été publiée dans la littérature pour caractériser l'écoulement des matériaux à la suite de la rupture d'une structure intégrale de CtRS.

Pour combler cette lacune et mieux comprendre l'écoulement post-rupture des résidus miniers et des roches stériles, des essais en canal ont été réalisés. Une démarche méthodologique progressive a été adopté pour analyser l'écoulement post-rupture des résidus miniers sans roches stériles d'abord et avec roches stériles après. Les premiers essais ont été réalisés avec de l'argile pour sa stabilité physique (par rapport aux résidus miniers), ensuite avec des résidus miniers seuls, puis avec des mélanges homogènes de résidus miniers et des roches stériles, et enfin avec des résidus miniers confinés dans une cellule de stériles. L'influence de différents paramètres, tels que la densité de pulpe, la hauteur initiale des matériaux, la longueur et la largeur du canal ainsi que le temps de sédimentation, sur la distance d'écoulement des matériaux a été examinée.

Les résultats ont mis en évidence que la distance d'écoulement diminue linéairement avec l'augmentation de la densité de pulpe pour l'argile, mais non-linéairement pour les résidus miniers. Cette distance augmente linéairement avec la hauteur initiale des résidus. Bien qu'elle présente une tendance générale à la hausse avec le volume initial des résidus et elle diminue nettement avec l'élargissement de la largeur de la brèche. L'augmentation du temps de sédimentation réduit significativement cette distance. Les résultats démontrent aussi que l'ajout des stériles aux résidus miniers peut réduire significativement la distance d'écoulement du mélange homogène entre ces deux types de rejets. Plus spécifiquement, la distance d'écoulement d'un mélange homogène

diminue avec l'augmentation du ratio entre stériles et résidus et avec l'augmentation des tailles des grains des stériles. Quand les résidus miniers sont confinés dans une cellule construite de roches stériles, la géométrie de la cellule, la densité de pulpe des résidus et le temps de sédimentation contrôlent directement l'écoulement des matériaux après la rupture. En effet, la distance d'écoulement diminue avec la diminution du diamètre de la cellule, la diminution de l'épaisseur de la couche de stériles sous la cellule, l'augmentation de la densité de pulpe et l'augmentation du temps de sédimentation des résidus dans la cellule.

Ces résultats ont mené à une meilleure connaissance quantitative et qualitative sur l'écoulement post-rupture des résidus miniers et des roches stériles dans le cadre de la co-déposition totale des deux types de rejets miniers. Plus de travaux sont nécessaires pour quantifier l'écoulement des résidus miniers et des roches stériles avec des scénarios plus complets tout en tenant en compte les effets d'échelle tant sur la géométrie que sur la granulométrie des roches stériles.

ABSTRACT

With the increasing mining production, the quantities of tailings and waste rocks generated continue to grow. These wastes must be stored on the surface for an indefinite duration. Ensuring the stability of mine waste storage sites is therefore a major challenge, particularly for tailings storage facilities.

Conventional tailings storage facilities present failure risks throughout their life cycle. In the case of failure, the consequences can be catastrophic, leading to the loss of human life, environmental contamination, and major economic impacts. The most well-known recent example is the Brumadinho (2019) failure in Brazil, where 12 million cubic meters of tailings were released into the environment, causing approximately 270 fatalities.

Filtered tailings represent an alternative solution recently adopted in several mines. Although this practice helps to reduce the possibility of failure, the risk persists because tailings can become re-saturated due to rainfall, snowmelt or a rise in the groundwater level. The instability of tailings storage facilities due to liquefaction is not impossible. The 2025 incident at the Tramalina mine in Brazil, where tailings traveled nearly 500 meters, highlights the necessity of employing alternative solutions to guarantee the short and long-term geotechnical stability of these structures.

Integrated mine waste management methods are promising. In this context, the construction of an integrated structure for the total co-disposal of non-reactive tailings and waste rock (CtRS) is particularly interesting. Waste rock, recognized for its good mechanical strength and high hydraulic conductivity, can be used to construct cells to receive conventional tailings. The horizontal, vertical drainage and the consolidation of tailings can be accelerated. The tailings in the lower layers can become denser with the addition of upper layers of waste rock. The integrated CtRS structure is therefore more stable in the short and long term. In the case of failure, if the integrated structure is

well constructed, the waste rock and tailings can mix and avoiding flowing as a flood. However, no study has been published in the literature to characterize the flow of these materials following the failure of an integrated CtRS structure.

To fill this gap and to better understand the post-failure flow behavior of tailings and waste rock, flume tests were conducted. A progressive methodological approach was adopted to analyze the post-failure flow of tailings without waste rock first, and then with waste rock. Initial tests were carried out with clay for its physical stability (compared to tailings), then with mine tailings alone, followed by homogeneous mixture of tailings and waste rock, and finally with tailings confined in a waste rock cell. The influence of different parameters, such as pulp density, initial height of the materials, length and width of the flume, as well as the settlement time, on the runout distance after failure was examined.

The results highlight that the runout distance decreases linearly with the increase of the pulp density for clay, but non-linearly for tailings. This distance increases linearly with the initial height of the tailings. While it shows a general increasing trend with the initial volume of tailings, it decreases with the increase of the breach width. Furthermore, increasing the settlement time of tailings in the reservoir reduces this distance. The results also demonstrate that adding the waste rock to tailings can reduce the runout distance of the homogenous mixture between these two waste types. More specifically, the runout distance of a homogeneous mixture decreases with an increase in the waste rock to tailings ratio and with an increase in the grain size of the waste rock. When tailings are confined in a cell constructed of waste rock, the cell geometry, the pulp density of tailings, and settlement time directly control the flow of materials of after failure. In fact, the runout distance decreases with a reduction in cell diameter, a reduction in the thickness of the waste rock layer

beneath the cell, an increase in pulp density, and an increase in the settlement time of tailings within the cell.

These results have led to a better quantitative and qualitative understanding of the post-failure flow of tailings and waste rock, in the context of the total co-disposal of the two types of mine waste. Further work is necessary to quantify the flow of tailings and waste rock with more comprehensive scenarios, while considering the scale effect on both the geometry and the grain size distribution of waste rock.

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE III

REMERCIEMENTS IV

RÉSUMÉ V

ABSTRACT VIII

LISTE DES TABLEAUX XIV

LISTE DES FIGURES XV

LISTE DES SYMBOLES ET ABRÉVIATIONS XX

LISTE DES ANNEXES XXII

CHAPITRE 1 INTRODUCTION 1

1.1 Mise en contexte 1

1.2 Objectifs 4

1.3 Hypothèses 4

1.4 Méthodologie 5

1.5 Structure 5

CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE 7

2.1 Roches stériles 7

2.1.1 Propriétés hydrogéotechniques 7

2.1.2 Haldes à stériles 9

2.2 Résidus miniers 13

2.2.1 Propriétés hydrogéotechniques des résidus miniers conventionnels 13

2.2.2 Propriétés rhéologiques des résidus miniers conventionnels 15

2.2.3 Parcs à résidus miniers conventionnels 23

2.2.4 Parcs à résidus miniers filtrés 29

2.3 Les méthodes de co-déposition des résidus miniers avec des roches stériles 30

2.3.1 Le co-placement 31

2.3.2 La co-déposition 32

2.3.3 Le co-mélange 34

2.3.4 Injection des résidus dans le corps d'une halde à stérile 36

2.4 Écoulement post-rupture des résidus miniers 37

CHAPITRE 3 ARTICLE 1: EXPERIMENTAL SUDY ON THE KEY PARAMETERS INFLUENCING THE RUNOUT DISTANCE ASSOCIATED WITHPOT FAILURE OF TAILINGS DAM 41

3.1 Introduction 42

3.2 Experimental flume tests 45

3.2.1 Materials 45

3.2.2 Experimental setup and procedure of testing 47

3.2.3 Testing program 49

3.3 Results 49

3.3.1 Runout distance of clay slurry 49

3.3.2 Runout distance of tailings slurry....50
3.4 Discussion....58
3.5 Conclusion....59
3.6 Acknowledgements....60
References....61
CHAPITRE 4 ARTICLE 2: AN EXPERIMENTAL INVESTIGATION ON THE RUNOUT DISTANCE ASSOCIATED WITH THE POST-FAILURE OF AN INTEGRAL STRUCTURE OF CO-DISPOSAL OF TAILINGS AND WASTE ROCK....66
4.1 Introduction....67
4.2 Laboratory tests....70
4.2.1 Materials....70
4.2.2 Flow tests....71
4.3 Discussion....85
4.4 Conclusion....87
4.5 Acknowledgment....88
References....88
CHAPITRE 5 DISCUSSIONS GÉNÉRALES....92
CHAPITRE 6 CONCLUSION GÉNÉRALE ET RECOMMANDATIONS....94
RÉFÉRENCES....98
ANNEXES....111

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1. Paramètres granulométriques des roches stériles pour différentes mines 7

Tableau 2.2. Modèles rhéologiques et équations des fluides newtoniens et non-newtoniens (Dzuy and Boger, 1992 ; Mezger, 2020)..... 18

Tableau 2.3. Propriétés rhéologiques des échantillons testés en fonction de la granulométrie (pour une densité de pulpe égale à 72%) (Zhang et al., 2023)..... 23

Tableau 2.4. Exemples des cas de ruptures..... 28

Table 3.1. Dimension of the flume apparatus 48

Table 3.2. Testing program of flume tests with a clay and a tailings slurry 49

Table 3.3. Values of A, B and C for the experimental results presented in Figs. 3.5 and 3.8 52

Table 4.1. Testing programme with the small flume to evaluate the influence of WR/T ratio 72

Tableau 4.2. Testing programme with a single waste rock cell of CtRS 80

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1. Concept de co-déposition total des résidus miniers à l'intérieur des roches stériles chimiquement non réactives (CtRS) (Li, 2020) 3

Figure 1.2. Rupture de la CtRS 3

Figure 2.1. Différentes géométries des haldes à stériles (tirée de Martin, 2003 à partir de Herasymuik, 1996). Reproduit avec permission. 10

Figure 2.2. Halde à stérile construite avec la méthode de déversement à la benne avec épandage (Aubertin et al., 2005). Reproduit avec permission. 12

Figure 2.3. Distribution granulométrique des résidus miniers associés à neuf mines en roches dures au Canada (Bussière, 2007). Reproduit avec permission. 14

Figure 2.4. Les types des fluides (Boger, 2013). Reproduit avec permission. 17

Figure 2.5. Illustration de quelques géométries d'un rhéomètre 20

Figure 2.6. Courbes d'écoulement des résidus de bauxites obtenus par des mesures avec différentes géométries (Boger, 2009). Reproduit avec permission. 21

Figure 2.7. Courbes d'écoulement (a) et de viscosité (b) en fonction du taux de cisaillement pour les résidus épaissis de la mine Doyon, Québec, Canada (Ouattara, 2011). Reproduit avec permission. 22

Figure 2.8. Courbes granulométriques de cinq mélanges de résidus, de PT1 à PT5 (Zhang et al., 2023). Licence CC. 23

Figure 2.9. Évolution des évènements de ruptures en fonction du temps (Lyu et al., 2019). Licence CC 25

Figure 2.10. Volume des résidus rejetés dans l'environnement ainsi que les pertes des vies humaines causées par la rupture des digues en fonction du temps (Santamarina et al., 2019). Reproduit avec permission. 27

Figure 2.11. Proportion volumique de résidus et de stériles en fonction du rapport de mélange (Wickland et al., 2006). Reproduit avec permission. 35

Figure 2.12. Variation de la densité sèche, de la teneur en eau initiale et du degré de saturation du mélange en fonction du rapport de mélange (Wickland et al., 2006). Reproduit avec permission. 36

Figure 2.13. Schéma de l'écoulement des résidus avant (a) et après (b) la rupture de la digue (Jeyapalan et al., 1981). Reproduit avec permission. 38

Figure 2.14. Variation de la distance d'écoulement (a) et du temps de stabilisation de l'écoulement (b) en fonction de *R* et *S* pour une pente de 0° (Jeyapalan et al., 1981). Reproduit avec permission. 39

Figure 3.1. Particle size distribution of the clay 46

Figure 3.2. Particle size distribution of the tailings 46

Figure 3.3. a) Geometry configuration, Photographs of the b) small and c) large flumes 47

Figure 3.4. Top view of a flume test a) before and b) after the triggered failure of a tailings slurry, c) experimental setup 48

Figure 3.5. Variation of the runout distance of the clay with the pulp density for different initial heights based on small flume tests 50

Figure 3.6. Variation of the runout distance of tailings as a function of mixing time for two different pulp densities based on large flume tests 51

Figure 3.7. Flow state over measuring time for a pulp density of ~67% 51

Figure 3.8. Variation of the runout distance with the pulp density at different initial heights of tailings, based on small flume tests 52

Figure 3.9. Variation of runout distance as a function of pulp density with different flume dimensions for initial tailing slurry heights of a) h_i = ~5 cm, b) h_i = ~10 cm, and c) h_i = ~15 cm 55

Figure 3.10. Variation of the runout distance with the initial height h_i of tailings slurry with a P = ~67%: *R1* (L = 15cm, l = 15 cm); *R2* (L = 35 cm, l = 15 cm); *R3* (L = 15 cm, l = 45 cm); *R4* (L = 35 cm, l = 45 cm) 56

Figure 3.11. Variation of the runout distance as a function of the tailings slurry volume for a P = ~67%, where the volume for each reservoir geometry was varied by adjusting the initial height h_i: (a) in regular plane; (b) in semi-logarithmic plane. 57

Figure 3.12.Variation of the runout distance as a function of settlement time for different pulp density (large flume with L= 35 cm, l = 45 cm and h_i = ~10 cm) 58

Figure 4.1. Concept of total co-disposal of nonreactive tailings and waste rock, CtRS (taken from Li, 2020) 70

Figure 4.2. Particle size distributions of the tested tailings (T) and waste rock (WR) 71

Figure 4.3. A small flume: a- schematic presentation; b- A photograph 72

Figure 4.4. Runout distance of tailings as a function of the initial height (*hi*) for different pulp densities (*P*) of tailings 73

Figure 4.5. Variation of runout distance as a function of WR/T ratio for different pulp densities for a waste rock grain size between 8 and 12.5 mm 74

Figure 4.6. Variation of the runout distance as a function of WR/T ratio with different waste rock grain size and for a pulp density of ~67% 74

Figure 4.7. Photograph of a large flume made of plexiglass 75

Figure 4.8. Particle size distribution curves of double scalped waste rock samples with d_{max} of 40, 28, and 19 mm and d_{min} = 0.425 mm along with the PSD of the original waste rock 76

Figure 4.9. A waste rock cell: a- before pouring the tailings, b- after pouring the tailings 76

Figure 4.10. Photographs of the tailings flow at an immobile state after instantaneous failure of the cell with a cell diameter (D) of (a, c and e) ~30 cm and (b, d and f) ~38 cm for different dmax of waste rock 77

Figure 4.11. Variation of the runout distance as a function of (a) cell diameter (*D*) of ~38 cm and (b) largest particle size (d_{max}) of waste rock for cell diameter 78

Figure 4.12. a-Schematic presentation of a single waste rock cell with tailings before failure, b-photograph of a waste rock cell 79

Figure 4.13. Failure mode: a) Progressive, b) Instantaneous 81

Figure 4.14: a) Runout distance versus the cell diameter (see more details given in Table 4.2, Case 1) and b) Runout distance versus the base layer height (see more details given in Table 4.2, Case 2) 82

Figure 4.15. Variation of the runout distance as a function of the WR d_{max} (see more details given in Table 4.2, Case 3)..... 83

Figure 4.16. Influence of ts and P on the behavior of material after failure (see more details given in Table 4.2, Case 4)..... 84

Figure 4.17. Variation of the runout distance as a function of (a) the pulp density of tailings for a settlement time of 0 h and (b) settlement time (t_s) for different pulp densities (see more details given in Table 4.2, Case 4)..... 85

Figure 4.18. Migration of tailings through the waste rock particles as a function of the tailings pulp density after a settlement time t_s of 4h 87

LISTE DES SYMBOLES ET ABRÉVIATIONS

A	Coefficient d'ajustement
B	Coefficient d'ajustement
C	Coefficient d'ajustement
C_c	Coefficient de courbure
C_m	Couple de torsion maximal (N.m)
CtRS	Co-disposition totale des roches stériles et des résidus miniers chimiquement non réactifs
C_u	Coefficient d'uniformité
D	Diamètre de la cellule (cm)
D_{10}	Diamètre des grains correspondant à 10 % passant (mm)
D_{30}	Diamètre des grains correspondant à 30 % passant (mm)
D_{60}	Diamètre des grains correspondant à 60 % passant (mm)
D_{ci}	Diamètre intérieur de la cellule (cm)
D_{co}	Diamètre extérieur de la cellule (cm)
DMA	Drainage minier acide
d_{max}	Diamètre maximal des grains de stériles (mm)
d_{min}	Diamètre minimal des grains de stériles (mm)
DNC	Drainage neutre contaminé
D_r	Densité relative
D_v	Diamètre de la géométrie croisillon (m)
e	Indice des vides
F	Longueur du canal (cm)
γ	Poids volumique des résidus (kg/m^3)
G_s	Gravité spécifique
H	Hauteur du réservoir (cm)
H_0	Hauteur initiale des résidus avant l'écoulement (m)
H_a	Hauteur mesurée des roches stériles au point a (cm)
H_b	Hauteur mesurée des roches stériles au point b (cm)
Hc	Hauteur du canal (cm)
H_c	Hauteur mesurée des roches stériles au point c (cm)
H_{ci}	Hauteur des stériles à l'intérieur de la cellule (cm)
H_{co}	Hauteur des stériles à l'extérieur de la cellule (cm)
H_d	Hauteur mesurée des roches stériles au point d (cm)
H_e	Hauteur mesurée des roches stériles au point e (cm)
h_f	Épaisseur des matériaux après l'écoulement (mm)
H_f	Hauteur totale mesuré (cm)
h_i	Hauteur initiale des matériaux (cm)
H_v	Hauteur des pâles de la géométrie croisillon (m)

k_{sat}	Conductivité hydraulique saturée (cm/s)
L	Longueur du réservoir (cm)
l	Largueur du reservoir (cm)
ML	Limons de faible plasticité
M_T	Masse des résidus (g)
M_{WR}	Masse des stériles (g)
n	Porosité
P	Densité de pulpe (%)
R	Paramètre de viscosité
$R_{WR/T}$	Ratio de mélange entre les stériles et les résidus
S	Paramètre de résistance
t_f	Temps de stabilisation de l'écoulement adimensionnel
t_f^*	Temps de stabilisation de l'écoulement (s)
t_m	Temps de malaxage (s)
t_p	Temps de prise des mesures (s)
t_s	Temp de sédimentation (h)
U_f^*	Vitesse d'écoulement des résidus (m/s)
V	Volume (cm^3)
W_l	Limite de liquidité (%)
W_p	Limite de plasticité (%)
X	Distance d'écoulement (cm)
x_f	Distance d'écoulement adimensionnelle
x_f^*	Distance d'écoulement (m)
X_t	Distance totale d'écoulement (cm)
θ	Angle de la pente des résidus après l'écoulement (°)
α	Angle de pente de la cellule de stériles vers l'extérieur (°)
τ	Contrainte de cisaillement (Pa)
τ_{HB}	Seuil de cisaillement de Herschel Bulkley (Pa)
K_{HB}	Consistance du fluide ($Pa.s^{nHB}$)
η_{HB}	Indice de Herschel Bulkley (-)
τ_y	Seuil de cisaillement (Pa)
τ_B	Seuil de cisaillement de Bingham (Pa)
τ_c	Seuil de cisaillement de Casson (Pa)
$\dot{\gamma}$	Taux de cisaillement (s^{-1})
η	Viscosité (Pa. s)
η_c	Viscosité de Casson (Pa. s)
η_p	Viscosité plastique (Pa. s)
η_B	Viscosité plastique de Bingham (Pa. s)

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE A CARACTÉRISATION DES MATÉRIAUX 111

ANNEXE B ESSAIS AVEC L'ARGILE 114

ANNEXE C ESSAIS AVEC LES RÉSIDUS (PETIT CANAL) 115

ANNEXE D ESSAIS AVEC LES RÉSIDUS (GRAND CANAL SÉRIE 1) 117

ANNEXE E ESSAIS AVEC LES RÉSIDUS (GRAND CANAL SÉRIE 1) 122

ANNEXE F ESSAIS AVEC MÉLANGE DE RÉSIDUS ET DE STÉRILES 123

ANNEXE G ESSAIS AVEC DES RÉSIDUS CONFINÉS DANS UNE CELLULE DE STÉRILES (GRAND CANAL) 124

ANNEXE H ESSAIS AVEC DES RÉSIDUS CONFINÉS DANS UNE CELLULE DE STÉRILES) 125

CHAPITRE 1 INTRODUCTION

1.1 Mise en contexte

L'industrie minière constitue un des piliers fondamentaux des développements économiques et technologiques de la société moderne. Elle fournit des apports en matière première, comme les minéraux et les métaux, à un large éventail de secteurs, dont la construction, l'électronique et l'énergie. Toutefois, elle continue de faire face à des défis majeurs, en particulier en termes de gestion des rejets miniers et de réhabilitation des sites miniers malgré les progrès accomplis dans l'optimisation des pratiques d'extraction et la minimisation de son impact environnemental.

En effet, l'exploitation minière génère des quantités importantes de rejets, principalement sous forme de roches stériles et de résidus miniers, qui nécessitent un entreposage adéquat pour assurer une sécurité à court et long terme. Conventionnellement, ces matériaux sont stockés en surface à deux endroits différents sous forme d'une halde à roches stériles et d'un parc à résidus miniers avec des digues de confinement. Cette manière de gestion des rejets miniers implique souvent des enjeux environnementaux, comme le drainage minier acide (DMA), le drainage neutre contaminé (DNC) ou des instabilités géotechniques. La rupture d'un parc à résidus miniers pourrait se transformer en une inondation de boue, menant à des désastres sur l'environnement, les infrastructures, et la perte des vies humaines, tels les cas historiques de Merriespruit en Afrique du Sud en 1994, Linfen en Chine en 2008, Mont Polley au Canada en 2014, et Brumadinho au Brésil en 2019 (WISE, 2025).

Au cours des dernières décennies, de nombreux efforts ont été consacrés en géotechnique, notamment sur les mécanismes de rupture, les constructions, les surveillances et maintenances, et récemment sur la gouvernance avec le GISTM (Global Industry Standard on Tailings Management). Or, des ruptures de parcs à résidus miniers continuent d'avoir lieu à cause de diverses raisons. La situation pourrait devenir encore plus critique en raison de l'augmentation des

activités d'exploitation minière pour satisfaire les besoins croissants des minéraux, ainsi que les effets négatifs des changements climatiques sur la stabilité géotechnique des parcs à résidus miniers. Il n'est donc pas surprenant que les parcs à résidus miniers présentent des risques majeurs (Azam et Li, 2010; Lyu et al., 2019; Santamarina et al., 2019). L'industrie minière et les acteurs du milieu doivent prendre un virage fondamental pour éviter de continuer à construire des parcs à résidus miniers conventionnels.

Certaines mines utilisent des résidus filtrés comme une solution définitive pour éviter l'instabilité géotechnique. Or, la rupture récente d'un parc à résidus filtrés indique clairement que ce n'est pas une solution définitive à long terme, surtout dans les régions où les précipitations sont abondantes, comme le Canada. Une autre piste de solution est nécessaire pour assurer la stabilité géotechnique des installations des rejets miniers, surtout des résidus miniers, à court et à long terme.

Les roches stériles sont reconnues comme de bons matériaux de construction en raison de leur résistance mécanique élevée et de leur conductivité hydraulique élevée. Une seule structure en roches stériles pourrait être construite pour contenir les résidus miniers. À partir de cette idée, et inspiré du concept des inclusions en roches stériles de Aubertin et collaborateurs (James, 2009; Aubertin et al., 2002b; James et al., 2013), est né le concept de la co-disposition totale des roches stériles et des résidus miniers chimiquement non réactifs (CtRS) tel qu'il est montré à la figure 1.1 (Li 2020).

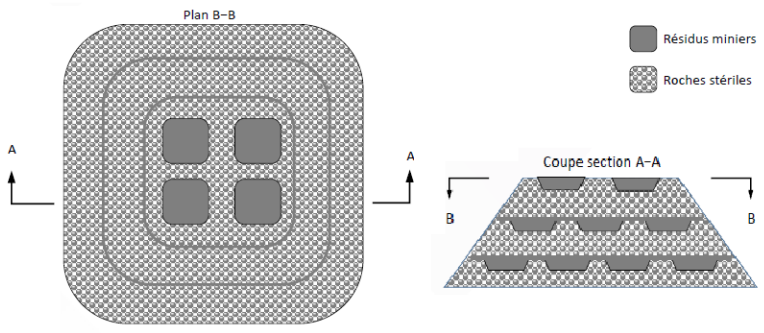


Figure 1.1. Concept de co-déposition total des résidus miniers à l'intérieur des roches stériles chimiquement non réactives (CtRS) (Li, 2020)

Le concept de CtRS consiste à construire une seule structure intégrale avec les roches stériles et les résidus miniers. Les roches stériles sont utilisées pour construire des cellules pour contenir des résidus miniers en pulpe. La méthode permet non seulement d'accélérer le drainage et la consolidation des résidus miniers, mais aussi de renforcer la stabilité géotechnique de la structure. La consolidation supplémentaire associée aux charges des couches de roches stériles supérieures réduit le volume des résidus miniers et diminue l'empreinte au sol nécessaire pour l'entreposage des rejets miniers. En cas de rupture, si la structure intégrale est bien conçue, les roches stériles et les résidus miniers peuvent se mélanger, évitant de se transformer en une inondation de boue tel qu'il est montré à la figure 1.2.

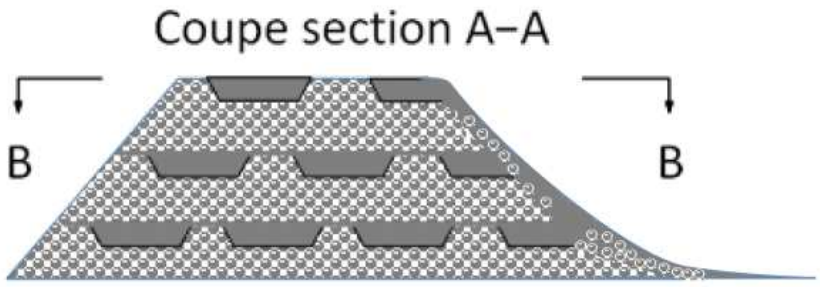


Figure 1.2. Rupture de la CtRS

Malgré les nombreux avantages, le concept de CtRS reste encore peu (ou pas) utilisé. Très peu d'études portent sur les comportements hydrogéotechnique des résidus miniers en interaction avec les roches stériles de confinement. Les études portant sur l'écoulement post-rupture d'une structure intégrale de la CtRS sont totalement absentes dans la littérature. D'ailleurs, la revue de littérature démontre que les la solution analytique de Jeyapalan (1980), largement utilisée en géotechnique pour évaluer l'écoulement des matériaux en pulpe est une solution bidimensionnelle, qui ne prend en compte ni la longueur, ni la largeur d'un parc à résidus miniers. Des travaux expérimentaux et théoriques sont nécessaires pour prendre en compte l'influence des dimensions des parcs à résidus miniers sur la distance d'écoulement des résidus afin de mieux quantifier l'écoulement post-rupture des parcs à résidus miniers conventionnels existants.

1.2 Objectifs

L'objectif principal de cette étude est de mieux comprendre l'écoulement post-rupture de la structure intégrale de CtRS. Cet objectif sera atteint par la réalisation des objectifs spécifiques (OS) suivants, à l'échelle du laboratoire:

OS 1 : Évaluer l'écoulement post-rupture des parcs à résidus miniers conventionnels

OS 2 : Analyser l'écoulement post-rupture des résidus miniers mélangés avec des roches stériles ainsi que le degré de mélange entre les deux matériaux.

OS 3 : Investiguer l'écoulement post-rupture d'une seule structure intégrale de CtRS, en confinant des résidus dans une seule cellule de stériles.

1.3 Hypothèses

- En cas de rupture, les résidus miniers et les roches stériles d'une structure CtRS se mélangent de façon naturelle. Leur écoulement ne se transforme pas en une inondation de boue.

- La distance d'écoulement des résidus miniers seuls dépend de la densité de pulpe des résidus miniers initiale, du temps de sédimentation après le dépôt des résidus miniers, des dimensions du canal (largeur et longueur du parc à résidus miniers dans la direction perpendiculaire à la face en rupture du parc à résidus miniers).
- La distance d'écoulement du mélange des résidus miniers et des roches stériles dépend du rapport entre les stériles et les résidus, et des tailles des grains des stériles.
- La distance d'écoulement d'une structure intégrale de *CtRS* dépend de la manière de rupture (progressive ou instantanée), du diamètre de la cellule, de l'épaisseur de la couche de stériles au-dessous de la cellule, de la densité de pulpe des résidus, du temps de sédimentation des résidus dans la cellule.

1.4 Méthodologie

La méthodologie adoptée dans ce travail se repose sur les étapes suivantes :

- Caractérisation des propriétés physiques des matériaux utilisés pour les essais d'écoulement.
- Réalisation des essais d'écoulement en canal à l'échelle du laboratoire en utilisant des résidus miniers seuls, des mélanges entre des résidus miniers et des roches stériles.
- Réalisation des essais d'écoulement post-rupture d'une seule structure intégrale de CtRS.

1.5 Structure

Le mémoire est composé de six chapitres répartis comme suit :

- Chapitre 1 : Introduction. Dans ce chapitre, la mise en contexte, la problématique, les objectifs, les hypothèses, et la méthodologie du projet sont présentés.
- Chapitre 2 : Revue de littérature approfondie pour la compréhension du sujet.

- Chapitre 3 : Article 1 - Experimental study on the key parameters influencing the runout distance associated with the post-failure of tailings dam. Sous forme d'un article soumis, ce chapitre présente les résultats expérimentaux sur l'influence des paramètres sur l'écoulement des résidus miniers.
- Chapitre 4 : Article 2 - An experimental investigation on the runout distance associated with the post-rupture of a co-disposal of tailings and waste rock. Sous forme d'un autre article soumis, ce chapitre présente les résultats expérimentaux sur l'influence des paramètres sur l'écoulement des résidus miniers avec ou sans roches stériles.
- Chapitre 5 : Discussion générale. Ce chapitre présente les diverses limitations des travaux réalisés lors de ce projet de mémoire.
- Chapitre 6 : Conclusion générale et recommandations. Ce chapitre présente les principales découvertes et contributions du mémoire. Les recommandations à l'issue des limitations identifiées au chapitre 5 sont présentées pour orienter les travaux futurs de recherche.

CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE

2.1 Roches stériles

2.1.1 Propriétés hydrogéotechniques

Les roches stériles sont des rejets miniers solides extraits lors des opérations minières pour accéder au minerai. Ces roches fragmentées, dépourvues de valeur économique, peuvent être utilisés dans la construction des digues de retenues, le remblayage des ouvertures souterraines ou encore entreposées en surface dans des haldes stériles (Aubertin et al., 2002a; Aubertin et al., 2002). Pour pouvoir utiliser ces matériaux, il faut tout d'abord comprendre leurs propriétés physiques, hydrauliques, mécaniques et chimiques.

La distribution granulométrique des stériles dépend de la propriété mécanique de la roche mère et de la méthode d'excavation du minerai (Spitz & Trudinger, 2008). Elles sont caractérisées par une granulométrie grossière (avec des particules allant de la taille de silt à la taille métrique) et étalée ($C_u > 20$) (Aubertin et al., 2002a). Le tableau 2.1 synthétise des paramètres granulométriques pour divers échantillons de stériles provenant de diverses mines, dont certains ont été prélevés après élimination des particules grossières sur le terrain (Martin, 2003), tandis que d'autres ont été tronqués en laboratoire (Azam et al., 2007; Peregoedova, 2012; Essayad, 2021).

Tableau 2.1. Paramètres granulométriques des roches stériles pour différentes mines

Mine	D_{10} (mm)	D_{30} (mm)	D_{60} (mm)	C_u (-)	C_c (-)	Référence
Goldstrike, Nevada, États-Unis	0,0025-0,08	0,0027-1,7	0,0095-8	8,64-540	0,678-9,07	Martin, 2003
Golden Sunlight, Montana, États-Unis	0,2-1	1,1-4,8	5,7-12,6	12,6-53,0	0,6-1,8	Azam et al., 2007
Lac Tio, Québec, Canada	0,05-0,38	0,27-1,91	0,87-6,70	15-30	1,5-2,2	Peregoedova, 2012
Canadian Malartic, Québec, Canada	0,02-3,2	1,2-18	4,3-44	14-217	2,3-16,8	Essayad, 2021

Avec :

D_{10} : diamètre des grains correspondant à 10 % passant

D_{30} : diamètre des grains correspondant à 30 % passant

D_{60} : diamètre des grains correspondant à 60 % passant

C_u : coefficient d'uniformité avec $C_u = {D_{60}}/{D_{10}}$

C_c : coefficient de courbure avec $C_c = {D_{30}^2}/{(D_{10} \times D_{60})}$

De plus, elles se distinguent par une grande variété de formes, allant des formes arrondies à angulaires (Azam et al., 2011). Cette diversité de forme influence leur entreposage, où les particules arrondies ont tendance à se déplacer facilement vers le pied de la halde, tandis que celles qui sont angulaires restent proches du point de dépôt. Cette répartition de forme au sein de la halde possède un effet sur leurs propriétés hydrauliques et mécaniques (Spitz & Trudinger, 2008).

La densité relative des stériles (D_r), appelée aussi gravité spécifique G_s, dépend fortement de la composition minéralogique de la roche mère. Par exemple, les roches stériles de la mine Lac Tio, riches en ilménite, présentent une G_s variant entre 3,9 et 4,2 (Peregoedova, 2012). En revanche, pour les roches stériles de la même mine, riches en anorthoclase et en anorthite, la valeur de G_s se situe entre 2,58 et 2,76 (Lévesque, 2015).

La porosité (n) des stériles au sein d'une halde varie en fonction de la granulométrie, la forme des grains, et du degré de compactage. Elle est faible dans les zones les plus denses (telles qu'en profondeur, entre les couches compactées par les équipements, et à la surface), et est élevée dans les zones les plus lâches (telles que dans les bords ou les pentes). Généralement, elle varie entre 30 et 50%. D'autres facteurs peuvent influencer la porosité, telle que le mode de dépôt des stériles, le

colmatage des pores par les particules fines, l'altération physique et/ou chimique (Aubertin et al., 2002a; Fala et al., 2003; Aubertin et al., 2021).

La variation de la porosité présente un effet direct sur la conductivité hydraulique saturée (k_{sat}) des stériles. En effet, une augmentation de la porosité entraîne également une augmentation de la conductivité hydraulique. La granulométrie influence la valeur de la conductivité hydraulique saturée. Elle augmente avec la taille des particules et est très grande par rapport aux résidus. En effet, pour les stériles de la mine Lac Tio, k_{sat} varie entre 10^{-1} cm/s et 10^{-2} cm/s (Peregoedova, 2012).

Dans une halde à stériles, l'angle de repos correspond approximativement l'angle de frottement interne formé par les stériles à l'état lâche (Aubertin et al., 2021). Pour qu'une halde soit considérée comme stable, l'angle de repos doit être inférieur ou égal à l'angle de frottement interne mesuré en laboratoire (McLemore et al., 2009; Azam et al., 2011; Aubertin et al., 2021). L'angle de frottement interne varie entre de 35° et 45° et dépend de plusieurs facteurs, notamment la taille et la forme des grains, la rugosité de la surface, le degré de compactage (indice des vides et densité), le degré de saturation et de l'état de contrainte appliquée. Pour les matériaux granulaires, l'angle de frottement interne augmente avec le C_u (matériaux avec courbe granulométrique bien étalée), l'augmentation de l'angularité, la rugosité de la surface, la diminution de l'indice des vides, la diminution de la teneur en eau et la diminution de la contrainte normale (Holtz & Kovacs, 1991; Aubertin et al., 2002a; McLemore et al., 2009; Azam et al., 2011; Aubertin et al., 2021).

2.1.2 Haldes à stériles

La grande majorité des roches stériles sont entreposées en surface dans des empilements appelés haldes à stériles, dont certaines peuvent atteindre les centaines de mètres de hauteur et couvrent de

grandes superficies (Aubertin et al., 2002a; Martin, 2003; Blight, 2010). Tel que présenté dans la figure 2.1, ces structures peuvent avoir des configurations différentes et la déposition des stériles peut être faite dans une vallée, à travers une vallée, sur une pente, en crête ou comme un empilement en tas (Herasymuik, 1996; Martin, 2003).

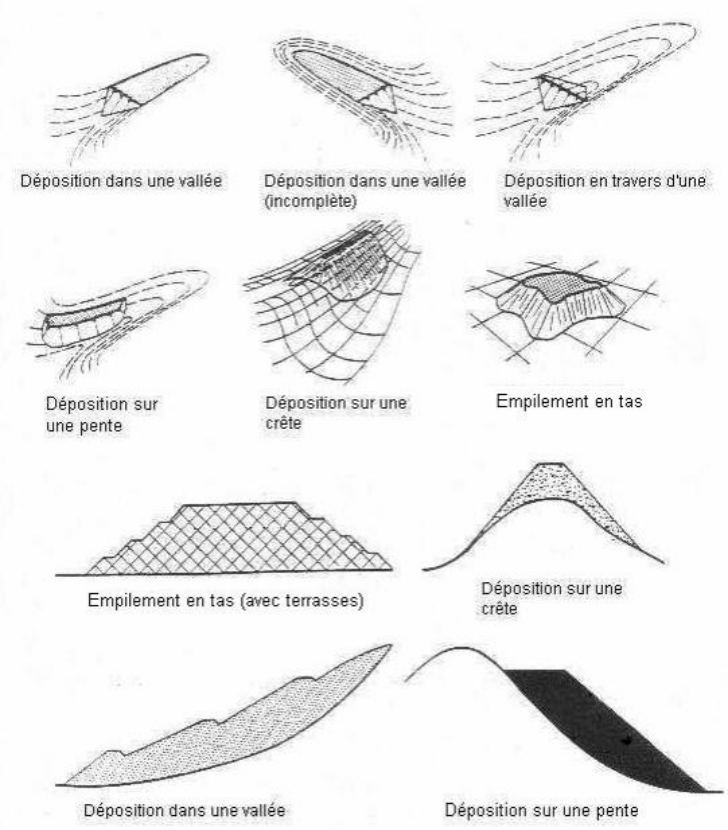


Figure 2.1. Différentes géométries des haldes à stériles (tirée de Martin, 2003 à partir de Herasymuik, 1996). Reproduit avec permission.

La méthode de construction de ces structures varie selon la topographie du site, les équipements disponibles pour la manipulation et le transport, ainsi que les caractéristiques propres des roches stériles (Aubertin et al., 2002a; Hawley and Cunning, 2017). Quatre méthodes de construction des haldes sont couramment utilisées :

- **La méthode I :** le déversement à la benne (*End-dumping*) ;
- **La méthode II :** le déversement avec épandage (*Push-dumping*);

- **La méthode III :** le déversement à la benne avec réglage (*Free-dumping*) ;
- **La méthode IV :** la déposition des stériles avec une pelle à benne trainante (*Dragline*).

La méthode de déversement à la benne consiste à décharger les stériles à l'aide des camions le long de la crête de la halde. Ce mode de dépôt entraîne une ségrégation des particules par la gravité. Comme l'illustre la figure 3 de McLemore et al. (2009), les particules grossières s'accumulent à la base du pied de la halde sous l'effet de la gravité, tandis que les particules fines se concentrent près du point de déversement et sont souvent compactées par la circulation des engins (Aubertin et al., 2002a; Fala et al., 2003; Azam et al., 2007; McLemore et al., 2009; Raymond et al., 2021).

La méthode de déversement avec épandage consiste à déverser les stériles près de la crête à l'aide des camions ou des convoyeurs. Ces particules sont ensuite poussées vers le bas avec des Bulldozers. Ce mode de dépôt favorise la formation des couches subhorizontales au sein de la halde, tout en favorisant le déplacement des particules grossières vers la pente de la halde. Bien que le problème de ségrégation des particules persiste le long des pentes avec cette méthode, il reste moins prononcé par rapport à la méthode I (Aubertin et al., 2002a; Fala et al., 2003; Raymond et al., 2021).

Les méthodes I et II peuvent être combinées ensemble lors de la construction d'une halde. En raison de la ségrégation des particules, la stratification des particules grossières et fines le long de la halde demeure observable, mais il y a moins d'effet que lorsque chaque méthode est utilisée séparément. La combinaison des méthodes I et II permet, d'une part, de minimiser le degré de la ségrégation observé avec la méthode I, et d'autre part, de réduire la consommation de l'énergie utilisée par les engins mécaniques dans la méthode II (figure 2.2) (Aubertin et al., 2002; Aubertin et al., 2005).

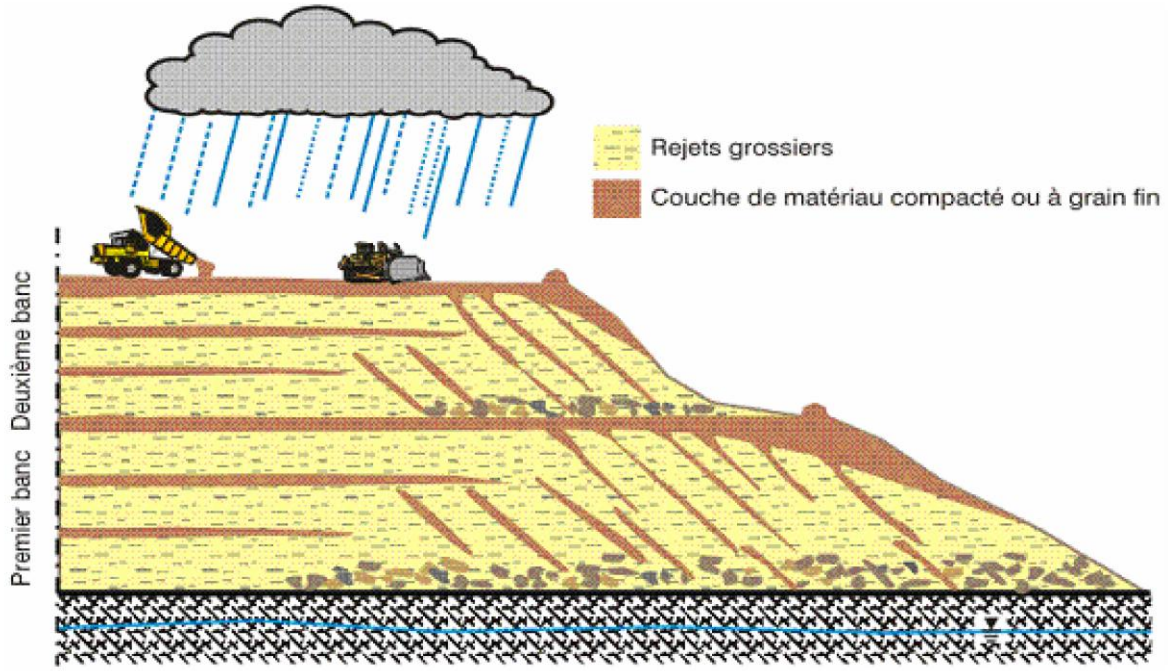


Figure 2.2. Halde à stérile construite avec la méthode de déversement à la benne avec épandage (Aubertin et al., 2005). Reproduit avec permission.

La méthode de déversement à la benne avec réglage (méthode III) consiste à déposer les roches stériles sous forme de petits empilements. Une fois mises en place, elles seront nivelées le long de la surface et compactées avec des équipements mécaniques. Cette dernière est utilisée spécialement au début de construction de la halde, avant d'être remplacée par l'une des deux méthodes précédentes ou les deux à la fois. Le phénomène de ségrégation des particules à l'intérieur de la halde est moins accentué par rapport aux autres méthodes (Aubertin et al., 2002a; Aubertin et al., 2002; Fala et al., 2003).

La méthode IV consiste à déposer les stériles sur des hauteurs importantes dans la halde en utilisant une pelle à benne trainante. Cette méthode tend à réduire la ségrégation des particules, en raison d'une distribution plus homogène des particules de stériles lors du dépôt (Aubertin et al., 2002a; Aubertin et al., 2002; Fala et al., 2003; Hawley and Cunning, 2017).

Le choix de la méthode de construction de la halde peut affecter les hétérogénéités physiques et chimiques de la structure interne de la halde. Les propriétés des stériles, telles que la granulométrie, la porosité et la conductivité hydraulique saturée, influencent le comportement géotechnique des haldes. Si les stériles sont réactifs, des enjeux géochimiques, comme la génération du drainage minier acide (DMA) ou du drainage neutre contaminé (DNC) doivent être considérés ((Lefebvre et al., 2001; Aubertin et al., 2002; Aubertin et al., 2005; Raymond et al., 2021).

2.2 Résidus miniers

Les résidus miniers, issus des rejets du concentrateur, sont des particules fines de roche de minerais broyée après l'extraction des minerais visés. Ils sont déposés sous forme de boue dans des bassins de retenue, appelés des parcs à résidus miniers (Vick, 1990).

Les résidus miniers conventionnels se caractérisent souvent par une faible densité de pulpe (*P*), typiquement inférieure ou égale à 45%. Ils peuvent être densifiés ou épaissis en augmentant la densité de pulpe. L'eau récupérée pourrait être réutilisée dans le procédé ou d'autres opérations minières. Dépendamment du degré de l'épaississement, les résidus miniers en pulpe ou conventionnels peuvent devenir des résidus épaissis (*P* entre 45% et 75%), résidus en pâte (*P* entre 70% et 85%) et résidus filtrés ($P > 85\%$) (Robinsky, 1975; Robinsky, 1999; Bussière, 2007; MEND, 2017).

2.2.1 Propriétés hydrogéotechniques des résidus miniers conventionnels

Les résidus miniers peuvent être caractérisés comme des résidus miniers en roches dures ou en roches tendres selon le type de la roche mère ou des résidus minier fins ou grossiers selon leur granulométrie (Vick, 1990). Les résidus miniers en roches dures sont issus de l'extraction de métaux, tels que le plomb, le zinc, le cuivre, l'or, l'argent, le molybdène et le nickel (Vick, 1990).

Les résidus miniers en roches dures présentent une granulométrie fine allant de la taille des sables à celle des limons, avec plus de 70% des particules ayant une taille inférieure à 80 µm (Aubertin et al., 2002a). Selon une étude menée par Bussière (2007), la distribution granulométrique des résidus miniers de 9 mines en roches dures au Canada (figure 2.3) montre que le diamètre des grains à 10% passant, D_{10}, est compris entre 0,001 et 0,004 mm, tandis que le diamètre des grains à 60 % passant, D_{60}, se situe entre 0,01 et 0,05 mm. Le C_u est donc compris entre 8 et 18, ce qui suggère une distribution granulométrique semi-étalée.

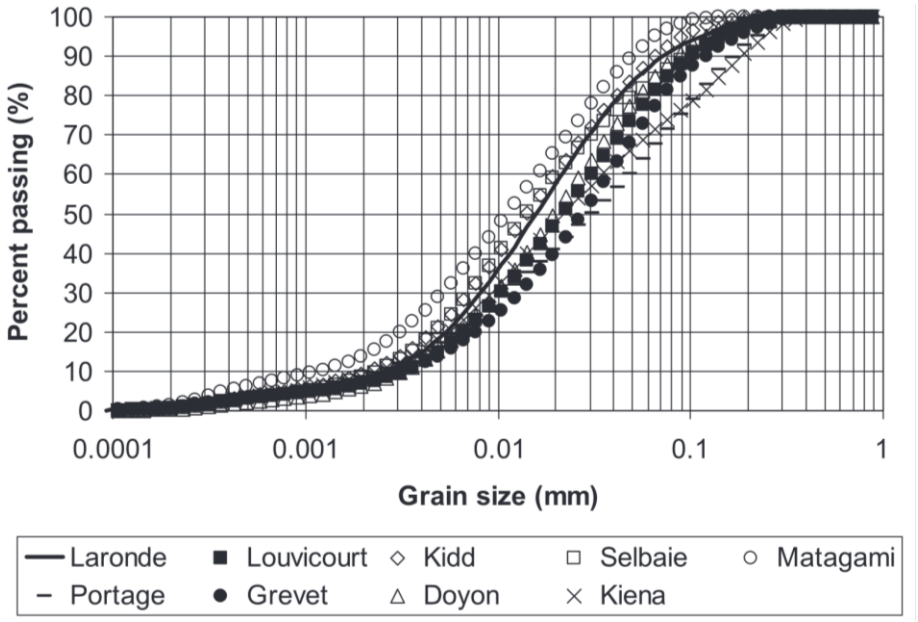


Figure 2.3. Distribution granulométrique des résidus miniers associés à neuf mines en roches dures au Canada (Bussière, 2007). Reproduit avec permission.

Les résidus miniers présentent une faible plasticité, avec une limite de plasticité (W_p) comprise entre 0 et 15% et une limite de liquidité (W_l) inférieure à 40%. D'après le système de classification USCS (Unified Soil Classification System), la plupart des résidus miniers sont classés comme des limons de faible plasticité ou silt sableux (*ML*). Une fois déposés dans un parc à résidus miniers, la ségrégation a lieu et les propriétés physiques et hydrauliques des résidus miniers peuvent varier

entre les points de déversement et les zones éloignées des digues de retenue (Holtz & Kovacs, 1991; Aubertin et al., 1996; Qiu & Sego, 2001; Aubertin et al., 2002a; Bussière, 2007).

La densité relative des grains des résidus dépend de la minéralogie de la roche mère. Elle varie entre 2,6 et 4 pour les résidus miniers en roches dures (Aubertin et al., 2002a).

L'indice des vides (*e*) varie en fonction de la granulométrique des résidus miniers. Il varie typiquement de 0,6 à 1,7 pour les résidus miniers fins et de 0,6 à 0,9 pour les résidus miniers grossiers (Aubertin et al., 2002a).

La conductivité hydraulique saturée est étroitement liée à l'indice des vides. Pour les résidus miniers en roche dure, elle est comprise entre 10^{-4} cm/s et 10^{-6} cm/s pour les résidus miniers fins, et entre 10^{-2} cm/s et 10^{-4} cm/s pour les résidus miniers grossiers (Bussière, 2007).

2.2.2 Propriétés rhéologiques des résidus miniers conventionnels

Notions de base de la rhéologie

En 1922, Bingham a proposé le terme « rhéologie », combinant les mots grecs « *reo* », qui signifie écoulement, et « *logos* », qui signifie étude. Ce terme est défini comme « la science qui étudie la déformation et l'écoulement de matière sous l'effet d'une contrainte appliquée » (Barnes et al., 1989).

Ce comportement se traduit par la courbe d'écoulement, appelée aussi rhéogramme, qui reflète la variation de la contrainte de cisaillement en fonction du taux de cisaillement. La contrainte de cisaillement (*shear stress*), notée τ, est la mesure de la force tangentielle appliquée par unité de surface en unité de Pa. Le taux de cisaillement (*shear rate*), noté $\dot{\gamma}$, est la vitesse de déformation de cisaillement sous l'effet de la force de cisaillement en unité de s^{-1}.

À partir de la courbe d'écoulement, deux paramètres rhéologiques peuvent être déterminés : le seuil de cisaillement et la viscosité. Le seuil de cisaillement (τ_y) est la contrainte minimale nécessaire pour initier l'écoulement en unité de Pa. La viscosité (η), appelée aussi viscosité dynamique, est le rapport entre la variation de contrainte de cisaillement et la variation de taux de cisaillement en unité de Pa.s (Blair, 1933; Barnes and Walters, 1985; Barnes et al., 1989).

En général, les fluides peuvent être divisés en fluides newtoniens et non-newtoniens. Les fluides newtoniens montrent une relation linéaire entre la contrainte de cisaillement et le taux de cisaillement dont la courbe passe à l'origine (figure 2.4, courbe A). La viscosité dynamique est constante quelles que soit les conditions de cisaillement. Le seuil de cisaillement est zéro, ce qui signifie que l'écoulement peut s'initier sans contrainte de cisaillement appliquée (Barnes et al., 1989; Krishnan et al., 2010; Boger, 2013).

Le comportement des fluides non-newtoniens ne suit pas la loi de Newton parce que ces matériaux sont caractérisés par une viscosité variant en fonction du taux de cisaillement, appelée viscosité apparente, ou parce que le seuil de cisaillement est non-nul. Ils sont divisés en deux grandes familles selon leur dépendance au temps de cisaillement. Les fluides non-newtoniens indépendants du temps de cisaillement peuvent être classés comme :

- Fluides plastiques de Bingham (figure 2.4, courbe B). La viscosité est constante, mais avec la présence d'un seuil de cisaillement. Une fois ce seuil est dépassé, la contrainte de cisaillement varie linéairement avec le taux de cisaillement, avec un comportement similaire à celui des fluides newtoniens. La pente de la courbe est appelée la viscosité plastique de Bingham.
- Fluides dilatants (*shear thickening fluids*) avec ou sans seuil de cisaillement (figure 2.4, courbe C). La viscosité augmente avec le taux de cisaillement (Boger, 2013).

- Fluides pseudoplastiques (*shear thinning fluids*) avec ou avec seuil de cisaillement (figure 2.4, courbe D). La viscosité diminue avec le taux de cisaillement (Boger, 2013).

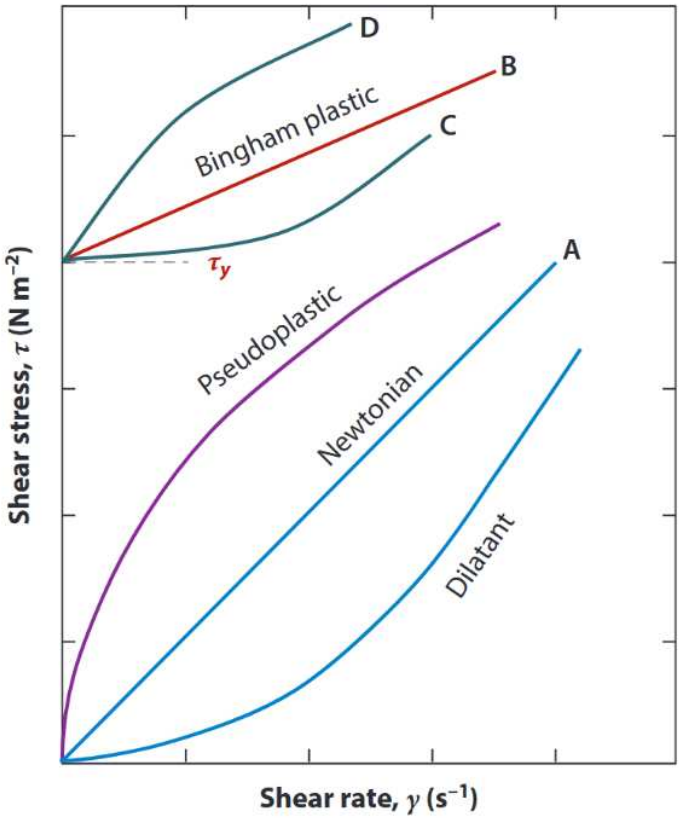


Figure 2.4. Les types des fluides (Boger, 2013). Reproduit avec permission.

Les fluides non-newtoniens qui dépendent du temps de cisaillement peuvent être classés en fluides thixotropes et fluides rhéopexiques. Un fluide thixotrope est caractérisé par la diminution de la viscosité avec le temps, ce qui correspond à une déstructuration de sa microstructure interne. Après un temps de repos, il retrouve sa structure initiale. Alors qu'un fluide rhéopexique est caractérisé par l'augmentation de sa viscosité avec le temps (structuration). Il retourne un état désorganisé après un temps de repos (Barnes et al., 1989; Krishnan et al., 2010).

Des modèles rhéologiques ont été proposés pour décrire les comportements rhéologiques. Le tableau 2.2 présente quelques modèles existants (Dzuy and Boger, 1992; Mezger, 2020).

Tableau 2.2. Modèles rhéologiques et équations des fluides newtoniens et non-newtoniens (Dzuy and Boger, 1992 ; Mezger, 2020).

Fluide	**Modèle**	**Équation**
Newtonien		$\tau = \eta \cdot \dot{\gamma}$ η : viscosité dynamique (Pa. s)
Non-newtoniens	Plastiques de Bingham	$\dot{\gamma} = 0$ quand $\tau < \tau_B$ $\tau = \tau_B + \eta_B \cdot \dot{\gamma}$ quand $\tau \geq \tau_B$ τ_B : seuil de cisaillement de Bingham (Pa) η_B : viscosité plastique de Bingham (Pa. s)
	Herschel Bulkley	$\tau = \tau_{HB} + K_{HB} \cdot \dot{\gamma}^{n_{HB}}$ quand $\tau \geq \tau_B$ τ_{HB} : seuil de cisaillement de Herschel Bulkley (Pa) K_{HB} : consistance du fluide ($Pa\,.\,s^{n_{HB}}$) n_{HB}: indice de Herschel Bulkley (-) : • Si n_{HB}> 1, le fluide est dilatant • Si n_{HB}= 1, le fluide se comporte comme les fluides plastiques de Bingham avec $K_{HB} = \eta_B$ • Si n_{HB}< 1, le fluide est pseudoplastique
	Casson	$\tau^{1/2} = \tau_C^{1/2} + (\eta_c\,\dot{\gamma})^{1/2}$ quand $\tau \geq \tau_B$ τ_c : seuil de cisaillement de Casson (Pa) η_c : viscosité de Casson (Pa. s)

Méthodes de mesures des propriétés rhéologiques

Les propriétés rhéologiques peuvent être mesurées à l'aide d'un rhéomètre. Il est opéré en deux modes distincts : un mode rotatif et l'autre oscillatoire. Le choix de l'un ou de l'autre dépend de la nature du matériau et de l'objectif de l'essai rhéologique (Mezger, 2020).

Le mode rotatif permet d'évaluer l'écoulement du matériau en fonction de la vitesse de rotation et du couple, qui sont corrélés respectivement au taux de cisaillement et à la contrainte de cisaillement. Ce mode est utilisé pour tracer la courbe d'écoulement, déterminer le seuil de cisaillement, la viscosité et identifier le type de fluide (Dzuy and Boger, 1992; Mezger, 2020).

Le mode oscillatoire permet d'évaluer la réponse mécanique des matériaux en fonction de la fréquence d'oscillation en appliquant une déformation ou une contrainte sinusoïdale. La structure interne du matériau peut être analysée sous de faibles amplitudes de sollicitation sans être détruite. La résistance à la déformation peut être évaluée également. En revanche, ce mode ne permet pas de tracer la courbe d'écoulement (Mezger, 2020).

La détermination des propriétés rhéologiques repose sur l'utilisation d'une géométrie appropriée. Chaque géométrie se compose de deux parties (figure 2.5) : une partie fixe formée par une plaque ou un cylindre (*Cup*) où le matériau sera placé, et une partie mobile permettant de cisailler le matériau. La partie mobile peut être composée d'une plaque (figure 2.5-a), d'un cône (figure 2.5-b), d'un cylindre coaxial appelé aussi couette (figure 2.5-c), ou d'un croisillon (*Vane*) (figure 2.5-d).

La géométrie croisillon permet la mesure directe du seuil de cisaillement. Elle est composée de pâles avec une hauteur H_v et d'un diamètre est noté D_v. Le seuil de cisaillement est déterminé en mesurant la variation du couple en fonction du temps sous des vitesses de rotation faibles et constantes. Le couple de torsion maximal C_m enregistré permettra de calculer le seuil de cisaillement à l'aide de l'équation suivante (Dzuy and Boger, 1983; 1992; Barnes & Dzuy, 2001; Boger, 2013) :

$$\tau_y = \frac{2C_m}{\pi D_v^3}\left(\frac{H_v}{D_v} + \frac{1}{3}\right)^{-1} \qquad (2.1)$$

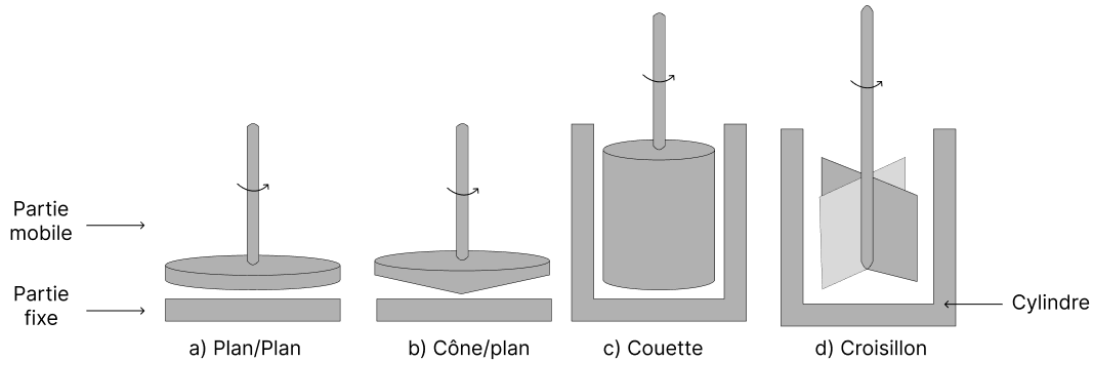


Figure 2.5. Illustration de quelques géométries d'un rhéomètre

La géométrie croisillon permet de mesurer directement le seuil de cisaillement tout en minimisant les problèmes trouvés avec les autres géométries tels que la sédimentation des particules, l'insuffisance de l'espace entre la partie mobile et celle qui est fixe (appelé « *gap* ») et le glissement entre les particules et la parois lisse de la géométrie (Dzuy and Boger, 1983, Barnes and Dzuy, 2001). Le glissement des particules sur la paroi lisse de la géométrie entraîne une sous-estimation de la friction entre les particules, menant à une sous-estimation de la viscosité du matériel en place (Dzuy and Boger, 1983; Barnes & Carnali, 1990; Dzuy, and Boger 1992; Barnes and Dzuy, 2001; Boger, 2009).

Boger (2009) a testé les géométries capillaires, couette et croisillon sur les propriétés rhéologiques des résidus de bauxites. Il a montré que la valeur du seuil de cisaillement mesurée varie avec la géométrie de mesure, tel qu'il est illustré à la figure 2.6. On voit que les valeurs du seuil de cisaillement et celles de la viscosité apparente sont différentes d'une méthode à l'autre. Il semble que la mesure de croisillon donne des mesures plus réalistes parce que la rotation des pales mobilise cause un cisaillent du matériau tandis que les géométries capillaires et cylindres coaxiaux mesurent les frictions entre les parois lisses et le matériau.

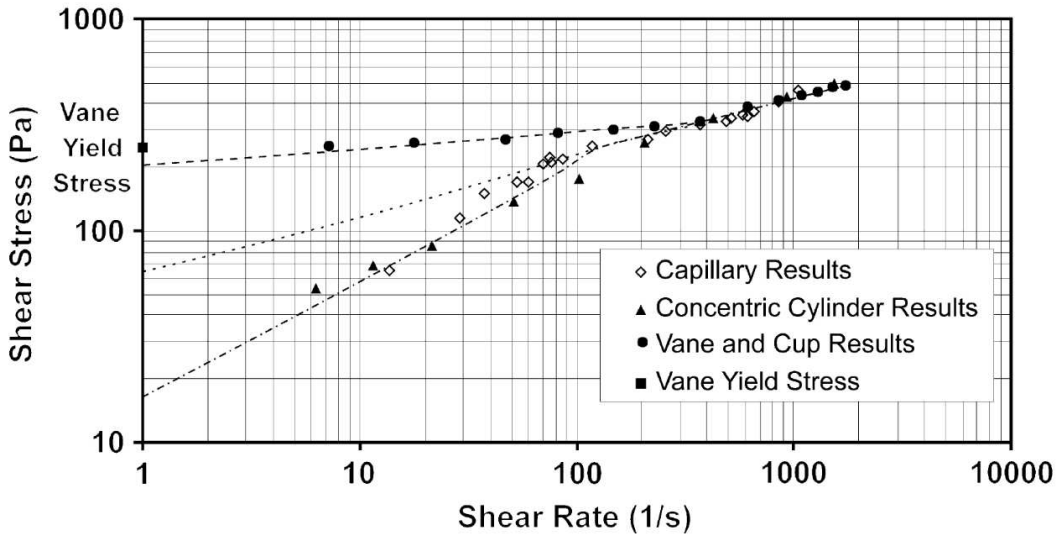


Figure 2.6. Courbes d'écoulement des résidus de bauxites obtenus par des mesures avec différentes géométries (Boger, 2009). Reproduit avec permission.

Propriétés rhéologiques des résidus miniers

Les suspensions solides sont des mélanges de particules solides dispersées dans un liquide, avec des interactions entre les particules. Les résidus miniers font partie des suspensions solides. Les propriétés rhéologiques des résidus miniers dépendent de divers facteurs, tel que le pourcentage en solides, la granulométrie et la forme des particules.

Ouattara (2011) a analysé la variation des propriétés rhéologiques des résidus de la mine Doyon en fonction du pourcentage en solides (figure 2.7). Les rhéogrammes (figure 2.7-a) montrent que la contrainte au cisaillement augmente avec le taux de cisaillement. La viscosité montre une tendance décroissante avec le taux de cisaillement (figure 2.7-b). Plus les résidus sont denses, plus le seuil de cisaillement et la viscosité initiale sont élevés, ce qui rend leur écoulement plus difficile.

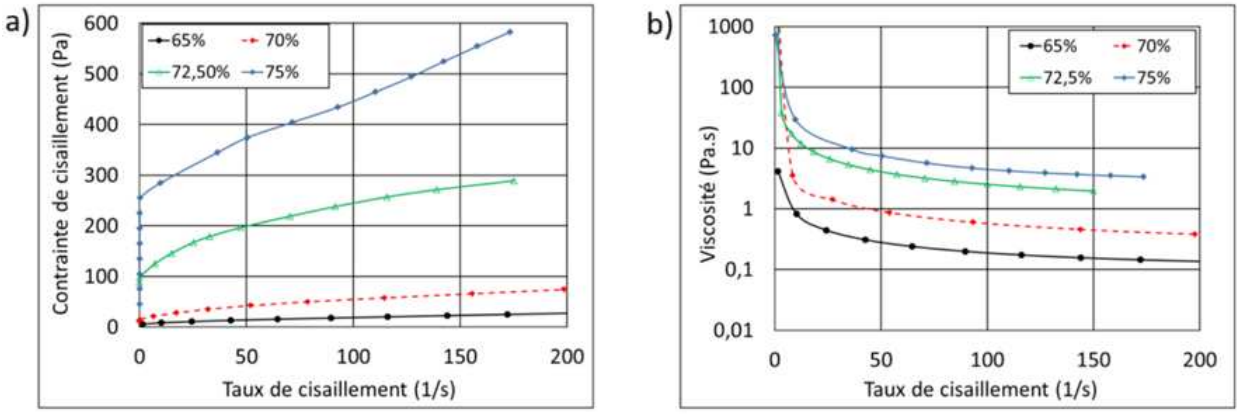


Figure 2.7. Courbes d'écoulement (a) et de viscosité (b) en fonction du taux de cisaillement pour les résidus épaissis de la mine Doyon, Québec, Canada (Ouattara, 2011). Reproduit avec permission.

La taille et la forme des particules de résidus peuvent également influencer les propriétés rhéologiques. Plus la taille des particules est fine, plus la surface spécifique est grande, plus les interactions inter-particulaires sont fortes. Cela rend le mélange plus visqueux, l'initiation de l'écoulement plus difficile, et le seuil de cisaillement plus élevé (Sofrà et al., 2011). Lorsque les particules sont angulaires, elles s'accrochent entre elles et résistent à l'écoulement, ce qui rend l'écoulement plus difficile, menant à un seuil de cisaillement et à une viscosité apparente élevés (Sofrà et al., 2011).

Zhang et al. (2023) ont étudié l'influence de la distribution granulométrique sur les propriétés rhéologiques des résidus issus d'une mine de plomb-zinc en Chine. Cinq distributions granulométriques distinctes ont été analysées. Le pourcentage des fines a été augmenté progressivement de PT1 à PT5, ce qui est traduit par une augmentation du C_u (figure 2.8). Le tableau 2.3 présente les propriétés rhéologiques de chaque granulométrie. Les résultats confirment que plus la fraction fine est abondante, plus le seuil de cisaillement et la viscosité sont élevés.

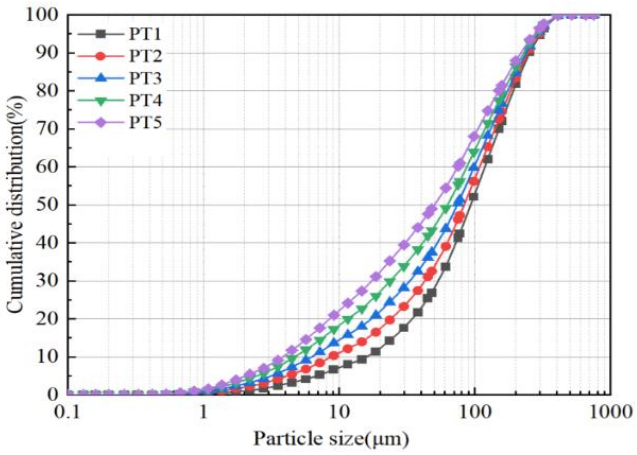


Figure 2.8. Courbes granulométriques de cinq mélanges de résidus, de PT1 à PT5 (Zhang et al., 2023). Licence CC.

Tableau 2.3. Propriétés rhéologiques des échantillons testés en fonction de la granulométrie (pour une densité de pulpe égale à 72%) (Zhang et al., 2023)

Granulométrie	**τ_y (Pa)**	**η (Pa.s)**
PT1	7,240	0,15
PT2	9,89	0,19
PT3	12,42	0,21
PT4	16,62	0,35
PT5	31,49	0,37

Enfin, il convient à souligner que, jusqu'à présent, aucune norme spécifique n'a été établie pour la détermination des propriétés rhéologique des résidus miniers, probablement en raison de la complexité de leur comportement et de la sensibilité des mesures rhéologiques.

2.2.3 Parcs à résidus miniers conventionnels

Méthodes de construction

Conventionnellement, les résidus miniers sont transportés et déposés dans des parcs à résidus qui sont confinés par des digues de retenues. Ces digues sont construites progressivement tout au long de la durée de vie de l'opération minière, en utilisant soit les matériaux d'emprunt naturel du site, soit les roches stériles et la fraction grossière des résidus miniers lorsque leurs propriétés physico-chimiques sont appropriées (Aubertin et al., 2002a; Bussière, 2007).

Il existe trois principales méthodes de construction des digues de retenues : la méthode en amont, la méthode en aval et la méthode en ligne centrale (Vick, 1990; James, 2009).

La méthode en amont consiste à construire une digue de départ, puis à déverser les résidus dans le bassin de retenue pour former une plage qui servira ensuite comme une couche de fondation à la suivante digue, construite ultérieurement vers l'intérieur. La construction de cette méthode est simple et économique. Toutefois, elle présente plusieurs limitations, telles que la faible capacité de stockage, le grand risque d'instabilité et la grande sensibilité au phénomène de liquéfaction (Vick, 1990; Aubertin et al., 2013a).

La méthode en aval repose sur la construction de la digue et les rehaussements vers l'extérieur en parallèle avec l'augmentation de la hauteur des résidus dans le bassin de retenue. Elle est plus sécuritaire et plus stable que la méthode en amont. En revanche, elle est la plus coûteuse et elle nécessite un volume d'emprunt important et une quantité considérable de la fraction grossière des résidus pour construire la digue (Vick, 1990; Aubertin et al., 2013a).

La méthode en ligne centrale consiste à maintenir les crêtes de la digue alignées verticalement au cours des rehaussements. Cette méthode partage de nombreuses caractéristiques avec les méthodes en amont et en aval. Elle est plus stable que la méthode en amont et utilise moins de fractions grossières que la méthode en avale. Néanmoins, elle est limitée par la complexité et les coûts de construction (Vick, 1990; Aubertin et al., 2013a).

La méthode de construction est choisie en fonction des propriétés physico-chimiques des résidus miniers, des caractéristiques du site, ainsi que des exigences économiques et environnementales (Vick, 1990; Aubertin et al., 2002b; Aubertin et al., 2013a).

Ruptures des digues de retenues des résidus miniers

Les ouvrages de retenue des résidus sont parmi les structures les plus difficiles à contrôler et à gérer sur le plan technique (Davies, 2002). L'industrie minière a enregistré de nombreux cas de ruptures des digues de retenues à travers le monde. Ces incidents ont été répertoriés dans plusieurs bases de données, notamment la base de données World Information Service on Energy (WISE, 2025).

La figure 2.9 illustre l'évolution des nombres de ruptures des parcs à résidus au fil du temps. Avant les années 1960, ces accidents étaient assez rares, compte tenu du faible nombre de mines en activité et du fait qu'ils étaient très peu répertoriés. Cependant, à partir des années 1960, ce nombre a connu une augmentation significative, atteignant un premier pic de 56 événements de ruptures en 1960. Cela est principalement dû à l'expansion rapide des activités minières après la Seconde Guerre mondiale (Lyu et al., 2019).

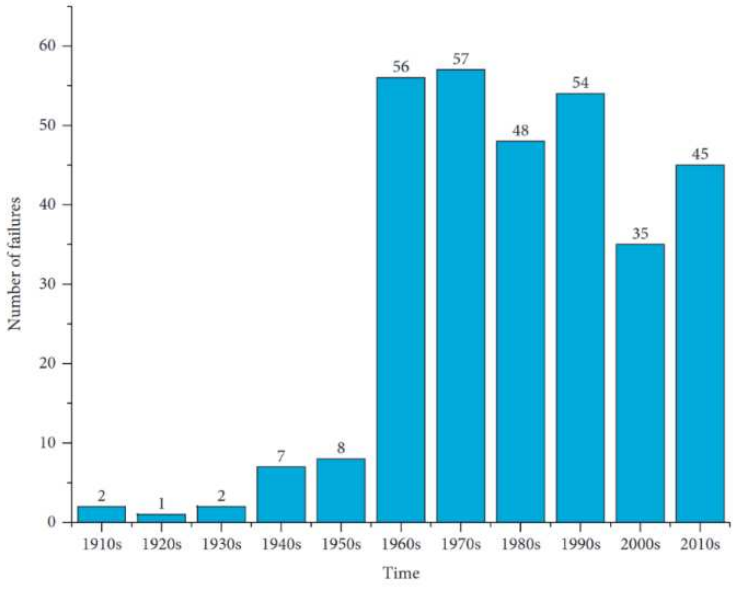


Figure 2.9. Évolution des évènements de ruptures en fonction du temps (Lyu et al., 2019). Licence CC.

Mécanismes de ruptures des digues

Les causes de ces défaillances peuvent être attribuées à divers facteurs (Aubertin et al., 2002b; Azam and Li, 2010; Aubertin et al., 2013b; Lyu et al., 2019), parmi lesquels il y a :

- **Le débordement de crête.** Cela est dû à une mauvaise gestion de l'eau et des tassements au niveau de la crête, conduisant à de fortes inondations de résidu et de l'eau ;
- **Les instabilités dues à l'érosion externe (ou de surface) ou interne**. L'érosion externe est causée par les conditions climatiques, alors que l'érosion interne est due à la migration des particules fines ;
- **Les instabilités de pentes.** Elles sont souvent induites par une augmentation des pressions interstitielles, qui réduisent la résistance au cisaillement des matériaux ;
- **Les instabilités de fondation.** Elles peuvent résulter à des tassements excessifs ou à une charge soudaine dépassant la capacité portante de la fondation ;
- **Les liquéfactions statiques et dynamiques.** La saturation des matériaux et les sollicitations dynamiques provoquées par les séismes ou les dynamitages peuvent causer des liquéfactions et la perte de résistance des résidus miniers.

Conséquences liées aux défaillances des digues

Les ruptures des digues de retenues entraînent des conséquences néfastes sur les vies humaines, les infrastructures et l'environnement.

Santamarina et al. (2019) ont répertorié les ruptures des digues entre 1910 et 2010, et ils ont estimé que près de 3000 vies humaines ont été perdues et plus de 250×10^6 m^3 de rejets ont été libérés dans l'environnement durant cette période. La figure 2.10 illustre l'évolution du volume des résidus

rejetés dans l'environnement ainsi que les pertes des vies humaines cumulées causées par la rupture des digues en fonction du temps.

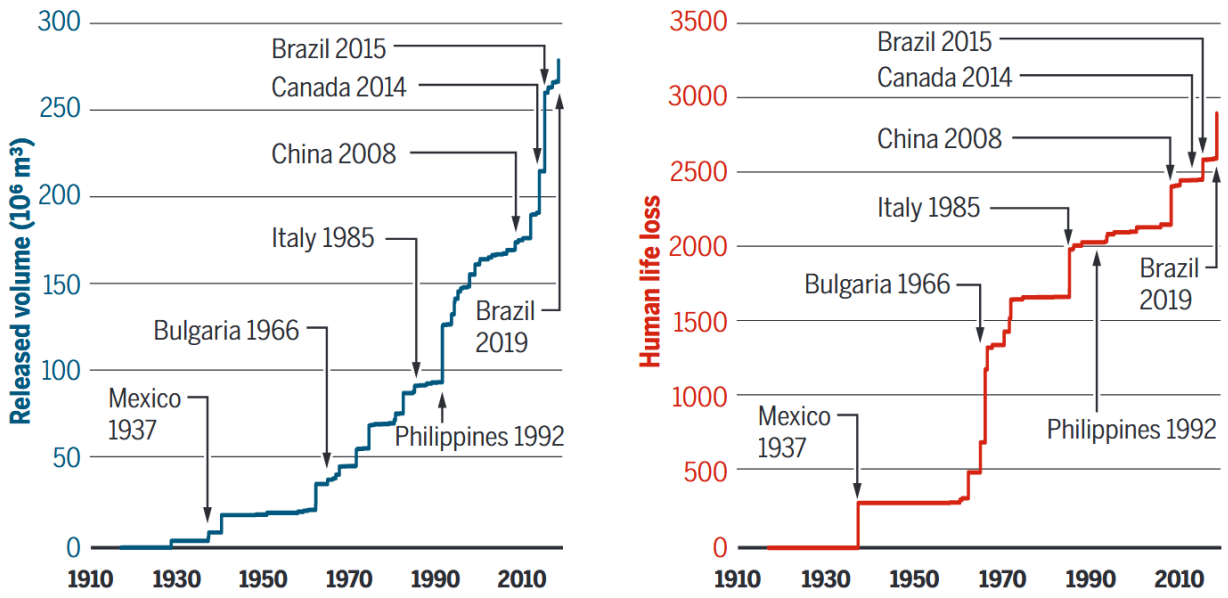


Figure 2.10. Volume des résidus rejetés dans l'environnement ainsi que les pertes des vies humaines causées par la rupture des digues en fonction du temps (Santamarina et al., 2019). Reproduit avec permission.

Le tableau 2.4 synthétise les principales causes, conséquences, volumes des matériaux libérés dans l'espace environnant et distances d'écoulement des rejets pour chaque accident. Ces désastres mettent en évidence l'urgence de mieux comprendre le comportement des résidus lors de leur écoulement et de la mise en place des alternatives de gestion plus sécuritaire et durable.

Tableau 2.4. Exemples des cas de ruptures

Cas de rupture	Causes	Conséquences	Volume lâché	Distance d'écoulement (km)	Référence
Merriespruit, Afrique du Sud (1994)	Débordement de crête et liquéfaction statique des résidus à la suite de précipitations intenses	17 morts, 80 maisons détruites et 200 endommagés	600 000 m^3 de résidus et plus que 90 000 m^3 d'eau	3	Fourie et al., 2001; Davies et al., 2002; Van Niekerk & Viljoen, 2005
Aznalcóllar, Espagne (1998)	Rupture en cisaillement de la fondation (argile)	Contamination des terres fertiles, pollution de la rivière de Guadiamar et des eaux souterraines	Rejets de 2 Mm^3 de boues toxiques et de 4 Mm^3 d'eau acide	> 40	Grimalt et al., 1999; Alonso & Gens, 2006
Mount Polley, Canada (2014)	Instabilité dans la couche de fondation	Contamination de la faune et de la flore, Pollution des lacs dans la région	Rejets de 25 Mm^3 de résidus et d'eau	9	Chambers, 2016; Nikl et al., 2016
Samarco, Brésil (2015)	Liquéfaction statique des résidus	19 morts, destruction du village, pollution de l'environnement et du système hydraulique, dommages économiques	43 Mm^3 de résidus	> 600	Morgenstern et al., 2016; Carmo et al., 2017
Brumadinho, Brésil (2019)	Liquéfaction statique des résidus	270 décès avec des dégâts environnementaux et infrastructurels	12 Mm^3 de résidus	> 7	Robertson et al., 2019

La gestion des résidus miniers a reconnu une évolution réglementaire mondiale, depuis les défaillances des digues de retenues catastrophiques, comme celle de Brumadinho au Brésil en 2019. Plusieurs pays ont révisé leurs cadres normatifs. Par exemple, le Chili a totalement interdit la méthode de construction en amont pour les nouveaux ouvrages, considérant ses risques

géotechniques élevés. Au Québec, la directive 019 sur l'industrie minière a fait l'objet d'une révision majeure en 2025, renforçant les exigences en termes de sécurité, de surveillance et de conception durable. Parmi les autres changements majeurs, la directive indique que la construction avec la méthode en amont n'est pas totalement tolérée et doit être évitée, elle prend en compte des changements climatiques lors de la conception des infrastructures minières, ainsi elle exige une gestion intégrée des rejets (MELCCFP, 2025).

2.2.4 Parcs à résidus miniers filtrés

Par rapport aux résidus miniers conventionnels, épaissis ou en pâte, la production des résidus filtrés nécessite des équipements spéciaux, un investissement plus important, une consommation d'énergie plus grande, et transport par camion ou convoyeur. De plus, la non-saturation des résidus filtrés favorise la diffusion d'air et oxygène et la génération du drainage acide minier ou du drainage neutre contaminé lorsque les résidus miniers sont chimiquement réactifs (Lindsay et al., 2015; Nordstrom et al., 2015; Oldecop et al., 2017). Tout cela explique pourquoi cette technologie a apparu dès 1975, mais peu utilisée dans l'industrie minière jusqu'à maintenant. Par rapport aux parcs à résidus miniers conventionnels, les parcs à résidus filtrés présentent plusieurs avantages (Chai-Onn, 2023) :

- Avec une densité élevée, la résistance au cisaillement est améliorée, ce qui pourra garantir une meilleure stabilité géotechnique ;
- Une maximisation du recyclage de l'eau contenue dans les résidus conventionnels ;
- Une déposition autoportante qui ne nécessite pas la présence des digues de retenues ;
- Une réduction de l'empreinte au sol grâce aux empilements qui peuvent être formés avec de grandes pentes des talus.

Certes, les résidus miniers filtrés permettent de réduire des risques de défaillance, comme les parcs à résidus miniers conventionnels, surtout dans les régions arides ou semi-arides où le bilan hydrique est négatif. Toutefois, dans les régions comme le Canada où le bilan hydrique est positif, les résidus filtrés pourraient redevenir saturés au fil du temps avec les pluies, la refonte des neiges et le rehaussement des nappes d'eau.

Certaines mines utilisent des résidus filtrés comme une solution définitive pour éviter l'instabilité géotechnique. Or, la rupture récente d'un parc à résidus filtrés indique clairement que ce n'est pas une solution définitive à long terme, surtout dans les régions où les précipitations sont abondantes, comme le Canada. Le risque de rupture des parcs à résidus filtrés reste toujours présent.

Même si cette technologie reste encore récente et le nombre des parcs à résidus filtrés reste encore faible dans le monde entier, la défaillance des parcs à résidus filtrés miniers a apparu déjà. La rupture du parc à résidus filtrés à la mine Turmalina au Brésil, produite en décembre 2024, puis en février 2025, a entraîné un écoulement près de 500 m et, affectant une superficie de 10 ha avec 650 000 m^3 de résidus filtrés et de roches stériles (Jaguar Mining Inc., 2024; WISE, 2025).

Une autre piste de solution doit être envisagée pour assurer la stabilité géotechnique des installations des rejets miniers, surtout des résidus miniers, à court et à long terme. Dans ce sens, la co-déposition des résidus miniers et des roches stériles est intéressante.

2.3 Les méthodes de co-déposition des résidus miniers avec des roches stériles

Pour remédier les diverses problématiques rencontrées avec le dépôt séparé des rejets miniers, différentes approches de gestion intégrée de rejets ont été proposées, incluant les méthodes de co-déposition des résidus miniers et des roches stériles.

Contrairement aux résidus miniers qui se distinguent par une granulométrie fine et une faible conductivité hydraulique, les stériles présentent une granulométrie plus grossière, une conductivité hydraulique grande et une résistance mécanique élevée. La co-disposition de ces deux matériaux permet de profiter de leurs propriétés de manière complémentaires. Les stériles participent à améliorer le drainage et la consolidation des résidus et de réduire la probabilité de liquéfaction des résidus miniers. De plus, la co-déposition permet d'optimiser l'utilisation de l'espace de stockage et d'éliminer la nécessité de construire des digues de retenues qui sont exposées toujours au risque de défaillance (Aubertin et al., 2002b; Leduc & Smith, 2003; Bussière, 2007; Wickland et al., 2006; Wickland et al., 2010).

En fonction du degré de mélange entre les stériles et les résidus, il existe trois catégories de co-déposition : le co-placement, la co-déposition et le co-mélange (Leduc & Smith, 2003; Bussière, 2007; Habte & Bocking, 2012; Engels, 2026).

2.3.1 Le co-placement

Cette méthode implique le transport séparé des résidus et des stériles. La déposition des deux rejets miniers est faite séparément également dans la même installation de stockage, sans mélange physique des deux matériaux (Habte & Bocking, 2012; Engels, 2026). Un exemple typique de cette méthode est l'inclusion des roches stériles dans des parcs à résidus (Aubertin et al., 2002b).

L'inclusion des roches stériles dans un parc à résidus miniers consiste d'abord à mettre en place les roches stériles dans le fond et les côtés du parc à résidus miniers, puis à mettre en place des structures internes généralement linéaires pour former des compartiments au sein des résidus (James et al., 2013). Ce processus sera répété à chaque phase de rehaussement de la digue. Le drainage et la consolidation des résidus miniers peuvent être accélérés. Leur résistance à la liquéfaction peut être ainsi améliorée (James, 2009; Pépin, 2010; Boudrias, 2018; Essayad et al.,

2018; Aubertin et al., 2019; Essayad, 2021; Zafarani, 2022). Cependant, cette méthode utilise seulement une petite portion des roches stériles. Les résidus miniers conventionnels restent toujours une source inquiétante par leurs volumes gigantesques et par la possibilité d'analyses des risques ou par des constructions non-conformes.

Un autre exemple du co-placement est le dépôt des résidus miniers en pulpe et des roches stériles dans une ancienne fosse pour réduire l'empreinte au sol des opérations minières (Behlke et al., 2025). Cette méthode nécessite une fosse disponible durant la phase d'exploitation de la mine afin d'éviter les contraintes opérationnelles. Des questions peuvent se poser au niveau de la gestion de l'eau de drainage, surtout lors des périodes pluvieuses. La contamination des eaux souterraines est un autre enjeu important à considérer (Gowan et al., 2010).

2.3.2 La co-déposition

Cette approche est similaire à la méthode de co-placement puisque les résidus miniers et les roches stériles sont également transportés séparément. Mais les flux des rejets sont généralement déposés en couches indépendantes, permettant ainsi aux résidus miniers de s'infiltrer naturellement dans les pores des roches stériles sous-jacentes. Une nouvelle couche de roches stériles peut être ensuite ajoutée.

La mise en place des résidus dans des cellules roches stériles (Sandwich method)

Cette configuration consiste à mettre en place une couche de fondation formée par les stériles comme première étape, puis à construire de petites bermes de stériles de façon à former des cellules où les résidus seront déposés. Les opérations de dépôt doivent évoluer continuellement en fonction de la production des rejets miniers. Pendant que les résidus sont déposés dans une cellule, une autre

cellule doit être construite de façon à avoir toujours une cellule prête pour déposer les résidus (Leduc & Smith, 2003).

Cette structure est généralement considérée comme stable, car elle favorise le drainage (verticale et horizontale) et la consolidation progressive des résidus grâce à la présence des stériles. De plus, elle respecte la Directive 019 sur l'industrie minière qui interdit le mélange entre les résidus et les stériles (MELCCFP, 2025).

Cependant, lors de la construction des rehaussements, il faut assurer que les pressions d'eau interstitielle ont été suffisamment dissipées. La surcharge due à l'ajout des stériles peut entraîner l'augmentation de ces pressions au sein des résidus, ce qui augmente la probabilité d'effondrement de la couche de roches stériles et cela met en danger la stabilité de toute la structure.

Dépôt des couches fines de résidus sur des couches de roches stériles

Cette méthode consiste à alterner, couche par couche, les deux types de rejets miniers. Lors de la mise en place des stériles sur les résidus, il est nécessaire de laisser le temps aux résidus pour s'infiltrer au sein des stériles et à l'eau de suspensions pour s'évaporer, de façon à avoir une couche de résidus pratiquement secs (Leduc & Smith, 2003).

La mise en place peut être réalisée de manière horizontale ou inclinée comme illustrée respectivement à la figure 3 de Habte & Bocking (2012) et à la figure 7 de Leduc & Smith (2003). La méthode horizontale a été utilisée dans le cadre du projet NICO à Yellowknife, au Canada, où les résidus sont épaissis et atteignent une épaisseur de 5 m (Habte & Bocking, 2012). La méthode inclinée consiste à mettre en place une couche fine de résidus sur le talus de stériles, puis à laisser ceux-ci s'infiltrer avant qu'ils ne soient recouvertes pat une nouvelle couche de stériles (Leduc & Smith, 2003).

Cette approche relativement simple, qui ne nécessite qu'une surveillance visuelle et un contrôle fiable, elle présente une préoccupation majeure au niveau de la stabilité de la structure à long terme. Une couche épaisse de résidus pourra augmenter les probabilités de générer des pressions interstitielles excessives lors de la mise en place des stériles, ce qui augmente les risques d'instabilité (Leduc & Smith, 2003). Aussi, lors des périodes pluvieuses, les résidus peuvent être altérés et emportés par le ruissellement, mettant en évidence la nécessité d'une couche de protection tout au long du dépôt, ce qui peut être difficile à réaliser (Leduc & Smith, 2003; Habte & Bocking, 2012).

2.3.3 Le co-mélange

Avec un degré de mélange important, cette approche consiste à déposer un mélange homogène, dense et résistant (à voir la figure 4 de Leduc & Smith, 2003), composé par les deux types de rejets miniers. Ce mélange pourrait être acheminé vers l'installation de stockage par pompage ou avec des équipements mécaniques (Leduc & Smith, 2003; Wickland et al., 2006; Bussière, 2007; Habte & Bocking, 2012).

Cette méthode nécessite une bonne homogénéisation des deux matériaux. Elle est limitée par la taille des roches stériles et elle nécessite des équipements spécialisés. Elle consomme beaucoup d'énergie et donc elle est la plus coûteuse (Leduc & Smith, 2003). En plus de tous ces inconvénients, elle ne respecte pas la Directive 019 sur l'industrie minière.

La distribution granulométrique des stériles, la densité de pulpe initiale des résidus et le rapport de mélange entre les roches stériles et les résidus miniers sont les variables de conception d'une structure formée par le mélange de ces deux matériaux. Le rapport de mélange est défini comme le rapport en masse ou en volume des stériles (particules grossières) et les résidus (particules fines). Ce rapport affecte la structure interne du mélange formée par les stériles et les résidus, en particulier

sa porosité globale. Comme l'explique la figure 2.11, si la proportion volumique des stériles est inférieure à celle des résidus, la matrice sera principalement remplie de particules fines, ce qui réduit la porosité globale du système tout en augmentant le risque d'avoir un mélange saturé en eau. Inversement, si la proportion de stériles est plus grande que celle des résidus, la matrice du mélange sera remplie par des particules grossières où les résidus ne sont pas capables à remplir tous les vides, ce qui augmente la porosité globale du système (Wickland et al., 2006).

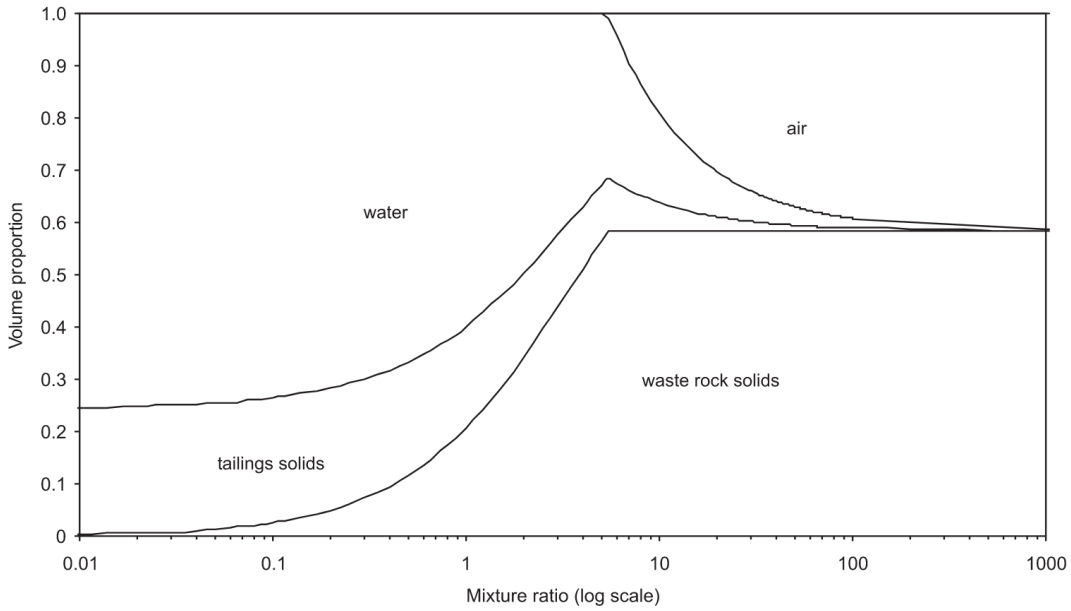


Figure 2.11. Proportion volumique de résidus et de stériles en fonction du rapport de mélange (Wickland et al., 2006). Reproduit avec permission.

La porosité est liée à la densité sèche du mélange, la teneur en eau initiale et le degré de saturation. Les variations de ces trois paramètres en fonction du ratio de mélange sont illustrées à la figure 2.12. La densité sèche augmente avec l'ajout des stériles. Cette augmentation est accompagnée par une diminution de la teneur en eau initiale avec un degré de saturation constant. Au-delà d'un certain seuil, la densité sèche diminue légèrement avant de se stabiliser. Cette diminution est associée à la diminution du degré de saturation, ce qui indique que le mélange est dominé par les roches stériles (Wickland et al., 2006).

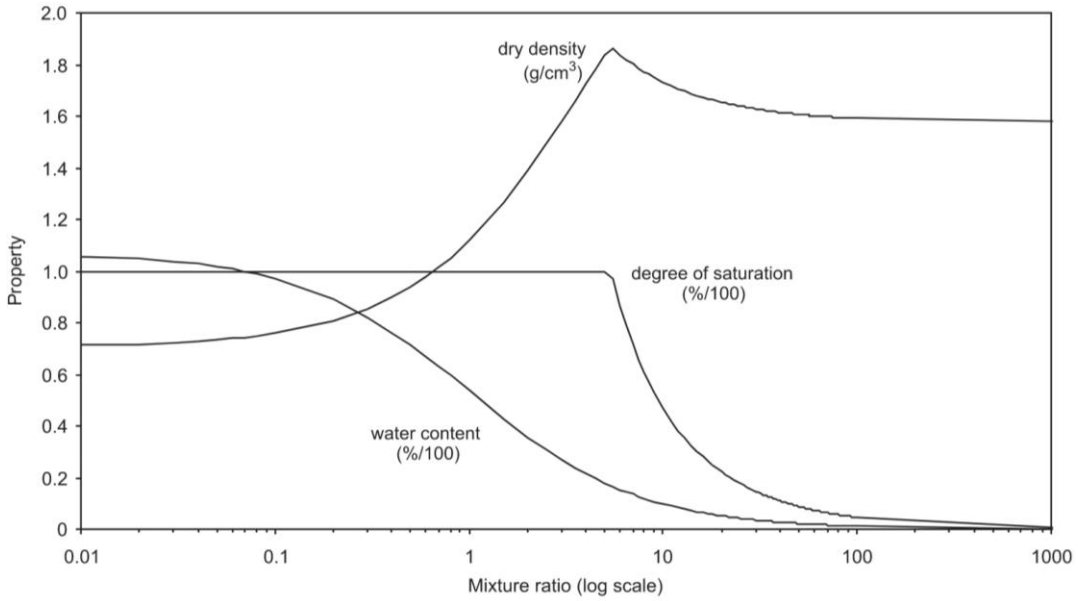


Figure 2.12. Variation de la densité sèche, de la teneur en eau initiale et du degré de saturation du mélange en fonction du rapport de mélange (Wickland et al., 2006). Reproduit avec permission.

Ces résultats soulignent l'importance de déterminer un rapport de mélange optimal pour atteindre une densité élevée et un degré de saturation adéquat, tout en remplissant les vides entre les particules de stériles avec les résidus et en minimisant le volume d'eau et d'air à l'intérieur.

2.3.4 Injection des résidus dans le corps d'une halde à stérile

Lors de la construction de la halde, des conduites perforées sont installées, soit de manière inclinée (à voir la figure 5 de Leduc & Smith, 2003) ou verticale (à voir la figure 6 de Leduc & Smith, 2003), afin de permettre l'injection des résidus miniers. Ces conduites sont reliées aux canaux de décharge des résidus, où le processus d'injection commence lorsque la hauteur des roches stériles est suffisante (Leduc & Smith, 2003).

Bien que cette approche permette de remplir les vides entre les particules de roches stériles et de gagner plus d'espace de stockage, elle possède plusieurs limitations. Tout d'abord, le risque de saturation du dépôt est élevé puisque les résidus doivent être maintenus en pulpes afin d'éviter les problèmes de colmatage des conduites d'injection. Ainsi, pour limiter ce problème, des conduites

à haute pression sont nécessaires. Cependant, l'installation et l'entretien de ces derniers sont trop chers. De plus, sous l'effet de la surcharge exercée par les stériles supérieurs, les conduites sont susceptibles de se briser, ce qui peut compromettre le processus d'injection. Finalement, cette méthode ne respecte pas la Directive 019 sur l'industrie minière parce que les résidus et les stériles vont se mélanger ensemble de façon incontrôlable (Leduc & Smith, 2003).

2.4 Écoulement post-rupture des résidus miniers

Lors d'une rupture, les résidus miniers conventionnels, les résidus filtrés liquéfiés, ou les résidus miniers d'une structure de la co-disposition peuvent écouler comme un fluide visqueux. Des efforts ont été consacrés à la prévention de ces catastrophes, notamment avec l'établissement de la norme industrielle mondiale pour la gestion des résidus miniers. Toutefois, les risques de défaillances persistent. Il est important de quantifier la distance d'écoulement des résidus lors de ces incidents (Rico et al., 2008; West et al., 2018; GISTM, 2020; CDA, 2021).

En 1980, Jeyapalan a mené une étude pour analyser l'écoulement des résidus miniers liquéfiés après la rupture des digues de retenues. Il a développé une solution analytique pour caractériser et prédire le comportement des résidus liquéfiés lors de l'écoulement sur des plans horizontaux, inclinés et sur des vallées prismatiques. La solution a été développée en considérant que les résidus liquéfiés se comportent comme un fluide de Bingham avec un seuil de cisaillement (τ_y) et une viscosité plastique constante (η_p).

La figure 2.13 présente le modèle de Jeyapalan et al. (1981). Sur la figure, H_0 est la hauteur initiale des résidus avant l'écoulement; γ est le poids volumique des résidus; h^* est l'épaisseur des résidus miniers la position X^* à un temps donné.

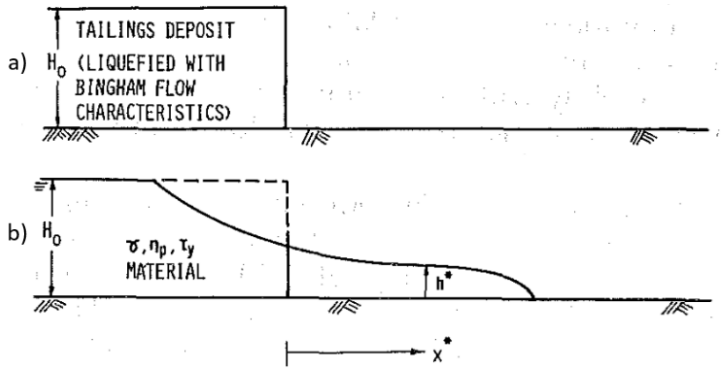


Figure 2.13. Schéma de l'écoulement des résidus avant (a) et après (b) la rupture de la digue (Jeyapalan et al., 1981). Reproduit avec permission.

Figure 2.14 présente la solution graphique de Jeyapalan et al. (1981) pour un angle de pente de 0° seulement. Sur la figure 2.14, x_f est la distance d'écoulement adimensionnelle au temps de stabilisation de l'écoulement adimensionnel t_f, R est le paramètre de viscosité exprimé comme suit :

$$R = \frac{2\eta_p(\frac{g}{H_0})^{1/2}}{\gamma H_0} \tag{2.2}$$

S est et le paramètre de résistance comme suit :

$$S = \frac{\tau_y}{\gamma H_0} \tag{2.3}$$

où g est l'accélération de gravité.

Pour un pair des paramètres R et S, on peut trouver les valeurs de x_f et t_f. La distance d'écoulement x_f^*, le temps de stabilisation t_f^* et la vitesse d'écoulement des résidus U_m^* peuvent être obtenus par les équations suivantes :

$$x_f^* = x_f H_0 \tag{2.4}$$

$$t_f^* = t_f\sqrt{H_0/g} \tag{2.5}$$

$$U_m^* = x_f^*/t_f^* \tag{2.6}$$

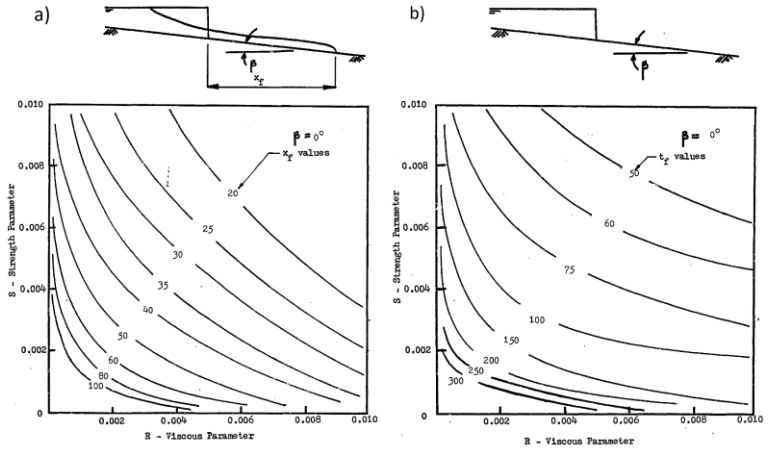


Figure 2.14. Variation de la distance d'écoulement (a) et du temps de stabilisation de l'écoulement (b) en fonction de *R* et *S* pour une pente de 0° (Jeyapalan et al., 1981). Reproduit avec permission.

Le modèle de Jeyapalan et al. (1981) est bidimensionnel, impliquant que la largeur dans la direction horizontale perpendiculaire à la direction d'écoulement est infinie. De plus, le modèle ne considère pas la profondeur dans la direction longitudinale de la direction d'écoulement.

Pour des configurations complexes, telles que les vallées prismatiques, Jeyapalan en 1980 a développé un programme, appelé TFLOW, pour simuler les écoulements post-rupture des digues de retenues. Le programme nécessite les propriétés physiques des matériaux (masse volumique, teneur en eau), les propriétés rhéologiques (seuil de cisaillement et viscosité), les caractéristiques géométriques de la digue et la géométrie de la vallée (rectangulaire, triangulaire ou parabolique) (Jeyapalan, 1980; Jeyapalan et al., 1981; Jeyapalan et al., 1983).

Pour valider leurs solutions, Jeyapalan et collaborateurs (Jeyapalan, 1980; Jeyapalan et al., 1983) ont fait des essais de canal (*Flume tests*) avec des huiles visqueuses. Ils ont montré un pourcentage d'incertitude de 10% entre les résultats théoriques et expérimentaux. Les distances d'écoulement observées ont été toujours plus grandes que les valeurs obtenues par les abaques de Jeyapalan (1980) et celles de TFLOW (Jeyapalan et al., 1983). La raison de cette sous-estimation de la

solution analytique reste encore inconnue. Une chose claire est que la solution analytique de Jeyapalan et al. (1981) ne prend pas en compte l'étalement latéral de l'écoulement (dans la direction perpendiculaire) et la profondeur (dans la direction longitudinale de l'écoulement) d'un parc résidus miniers. Ces limitations majeures de la solution de Jeyapalan et al. (1981) doivent être prises en compte lors de leur application.

De nombreuses études ont visé à modéliser l'écoulement des résidus miniers post-rupture, en s'appuyant sur des solutions analytiques, numériques et données expérimentales. Cependant, elles présentent souvent des limitations méthodologiques communes qui affectent la fiabilité et la transposabilité de leurs résultats (Jeyapalan, 1980; Rico et al., 2008; Ancey & Cochard, 2009; Huiting Liu, 2018). Une limitation centrale est liée à la rigueur des étapes de calibration et de validation des modèles. En effet, la fiabilité de ces modèles dépend des données expérimentales qui doivent être à la fois représentatives et réalistes tout en visant un pourcentage d'erreur minimal (Jeyapalan, 1980; Rico et al., 2008; Ancey & Cochard, 2009; Huiting Liu, 2018).

La majorité des travaux expérimentaux portant sur les écoulements des résidus miniers sont réalisés par l'essai de canal. Il s'agit d'un dispositif formé par un canal horizontal muni d'un réservoir représentant le bassin des résidus miniers et d'une porte permettant de déclencher la rupture de la digue (Sofrà & Boger 2002, Henriquez & Simms, 2008). Une fois que la porte est soulevée, les matériaux s'écoulent rapidement et forment une pente lorsque l'écoulement s'arrête. L'angle de la pente peut s'exprimer comme suit (Sofrà & Boger 2002) :

$$\theta_r = \tan^{-1}\frac{(H_1 - H_2)}{L} \tag{2.4}$$

où H_1 et H_2 représentent les épaisseurs des matériaux à deux positions à un intervalle de L le long du canal.

CHAPITRE 3 Article 1: EXPERIMENTAL SUDY ON THE KEY PARAMETERS INFLUENCING THE RUNOUT DISTANCE ASSOCIATED WITHPOT FAILURE OF TAILINGS DAM

Lina Hajji[1,*], Li Li[2]

[1]Msc. Student

Research Institute of Mines and Environment (RIME) UQAT-Polytechnique

10 Department of Civil, Geological and Mining Engineering, Polytechnique Montréal

11 C.P. 6079, Succursale Centre-Ville, Montréal, Québec, Canada, H3C 3A7

[*]Corresponding author. Email: lina.hajji@polymtl.ca

[2]Full Professor

Research Institute of Mines and Environment (RIME) UQAT-Polytechnique

10 Department of Civil, Geological and Mining Engineering, Polytechnique Montréal

11 C.P. 6079, Succursale Centre-Ville, Montréal, Québec, Canada, H3C 3A7

Email: li.li@polymtl.ca

Article soumis le 26 novembre 2025 à ASCE *International Journal of Geomechanics*

Contributions : Lina Hajji : méthodologie, conception, expérimentation, analyse, validation, visualisation, rédaction - première version, révision; **Li Li :** méthodologie, conception, subvention, investigation, administration du projet, ressource, supervision, rédaction – révision.

ABSTRACT

The failure of tailings storage facilities (TSFs) continues to pose serious human, environmental, and infrastructural risks. This challenge has been intensifying with the negative effects of climate change. Since the disaster of Merriespruit in South Africa (1994), TSFs have been qualified as potential ‘time bombs’. While many studies have tried to understand how tailings dams fail and how far tailings can travel, tailings dam failures continue to occur, raising questions about the reliability of existing approaches. Understanding the flow behavior of tailings and having a reliable prediction of the runout distance is crucial, not only to ensure human safety and the protection of the environment, but also to develop effective risk assessment strategies and to optimize economic

resources for mining companies. However, few studies have directly explored this aspect, nor tried to understand how the runout distance is governed by parameters such as the nature of material types, the pulp density, flume dimensions and settlement time. To fill this gap, two series of tests were carried out with clay and tailings, in a flume setup, to study how tailings can behave after failure. The results show that runout distance decreases linearly with the pulp density for clay, but exponentially for tailings slurry. The results also revealed that the runout distance linearly increases with the initial height of the tailings. While the runout distance shows a general and rough increasing trend with increasing volume, the runout distance clearly decreases as the breach width increases. Finally, the results show that the settlement time of tailings can significantly decrease the runout distance.

KEYWORDS: Tailings dams; Failure; Flow; Runout distance; Influencing parameters; Flume tests

3.1 Introduction

The worldwide ceaselessly increasing demand for minerals and metals requires the mining industry to continue growing. As by-product, mining operations generate also a huge volume of waste material, including tailings and waste rock. To date, the most tailings typically contain high water content, characterized as a fine and a loose material with a high potential for liquefaction. They are stored in tailings storage facilities (TSFs), which are prone to geotechnical and geochemical instabilities. Environmental problems related to acid mine drainage or neutral contaminated drainage and failure of tailings dam remain constantly the main issue and concern. The situation could become more worrying with the climate change and increasing events of extreme weather such as irregularly heavy rainfall and perturbations in the freeze-thaw cycle, making the situation

even worse in the future (Vick, 1990; Aubertin et al., 2002a; Bussière, 2007; Aubertin et al., 2013a; Gandonou, 2019).

The failure of a tailing dam usually results in sudden releases of massive quantities of tailings in slurry form. The flow of the released tailings slurry can be transformed into mud flood, devastating the downstream area and causing tragic loss of life, environmental contamination, damage to infrastructures, and economic issues. Historical disasters at Merriespruit (1994) in South Africa, Mount Polley (2014) in Canada, Fundão (2015) and Brumadinho (2019) in Brazil have shown that TSFs, with their failure risks, can be considered as potential time bombs (Davies, 2002; Azam & Li, 2010; Santamarina et al., 2019; Lyu et al., 2019; WISE, 2025).

Despite all the devoted and ongoing efforts to evaluate the failure potential and to maintain these structures in safe and stable conditions, failures of TSF continue to occur and to cause significant consequences, even after the establishment of the Global Industry Standard on Tailings Management (GISTM, 2020). Efforts are still necessary to forecast the possible consequence due to post-failure of TSF (CDA, 2021).

Upon a tailings dam failure, the tailings flood can run long distance, called runout distance (Rico et al., 2008). The disaster consequence can be closely related to the runout distance. For instance, the flow of tailings after a breach of tailings dam in Yunnan, China in 1962 traveled 4.5 km, destroyed 11 villages, and killed 171 people. The dam failure of El Cobre New Dam, Chile in 1965 resulted in a tailings flood that traveled 12 km, destroyed the town of El Cobre, and killed more than 200 people. In 1966, the breach of a tailings dam in Sgorigrad, Bulgaria resulted in a tailings flood that traveled 8 km and killed 488 people (WISE, 2025). Consequently, mining companies should not only have well-established monitoring programs but also a good prediction of the runout distance when tailings dam failure arises. An underestimation of the runout distance poses

catastrophic social and environmental consequences. Its overestimation leads to unnecessary relocation of communities, use of overly large areas of land, and unnecessary economic losses for the company. Hence, the runout distance should be predicted in a reliable way to guarantee the safety of the people and the integrity of infrastructure, while minimizing negative economical impacts for the company.

Numerous previous studies have evaluated the potential of tailings flow after the failure of a TSF using a combination of numerical modelling, empirical solutions and experimental tests (Jeyapalan, 1980; Rico et al., 2008; Ancey & Cochard, 2009; Huiting Liu, 2018; Adria et al., 2023; Barlow et al., 2025). While these approaches provide valuable information and methodological foundations, they share common and critical limitations that make the reliability of the predictions of runout distances questionable. For example, the numerical models are often based on overly simplified assumptions that do not represent the reality. Furthermore, most numerical models were calibrated by reproducing some events. The predictive capability of the calibrated model remains unknown (Rico et al., 2008; Sun et al., 2012; Llano-Serna et al., 2017; Lumbroso et al., 2021; Ghahramani et al., 2022; Sreekumar et al., 2024). It is thus essential to have sufficient experimental results to calibrate a numerical model and additional experimental results to verify the validity and predictive capability of the calibrated model. Laboratory tests are thus necessary. It is noted, however, that most of laboratory flume tests were conducted without systematically considering the effects of influencing factors on the runout distance such as pulp density, initial height of tailings, flume dimensions and tailings settlement times.

To fill this gap, two series of flume tests were conducted to evaluate the flow behavior of slurries materials, from a simple and idealized case with clay to more complex and more realistic situation.

The tests were started with clay for its physical stability exempting tailings' fast sedimentation and segregation problems.

3.2 Experimental flume tests

3.2.1 Materials

In this study, a clay and a tailings slurry were used for flume tests, following the principle of going from simple to more complex. As tailings slurry is prone to fast sedimentation, flume tests were started with the clay for its physical stability.

Figure 3.1 shows the particle size distribution curves of clay samples (C1, C2 and C3) determined in accordance to the ASTM-D7928-21 (2021). One sees that their curves are very close each to other, with a minimum particle size of 1 μm and a maximum particle size of 75 μm. The specific gravity was measured to be around 2.69 by following ASTM-C127-01 (2017). Regarding the Atterberg limits, the measurements by following the ASTM-D4318 (2017) gave a plastic limit of approximately 21% and a liquid limit of approximately 57.4%.

Prior to testing, the clay, received in blocks, was homogenized with gradual addition of water to reach the targeted liquid limit of ~57.4% (corresponding to a pulp density of ~63.5%). Tests with clay suspension were conducted using a low pulp density between 39 and 46%.

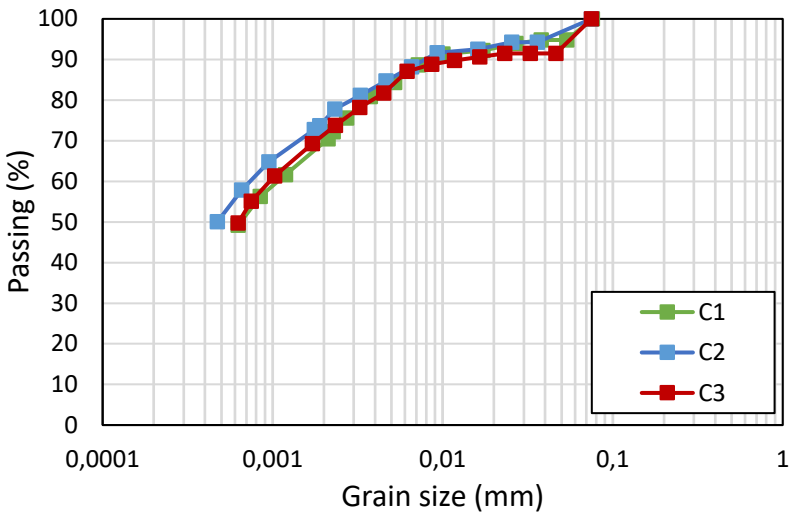


Figure 3.1. Particle size distribution of the clay

After flume tests with clay, a tailings slurry was then used to conduct flume tests. The tailings were collected from a mine located in the northern Quebec, Canada. Upon arrival, tailings were received in large barrels. They were blended to ensure homogeneity. The particle size distribution of the tailings was determined according to ASTM-D7928-21 (2021) and shown in Figure 3.2. One sees that the tailings contain around 80% of fine particles with the largest particle size of 0.45 mm. The specific gravity was measured to be 2.73 by following ASTM-C127-01 (2017).

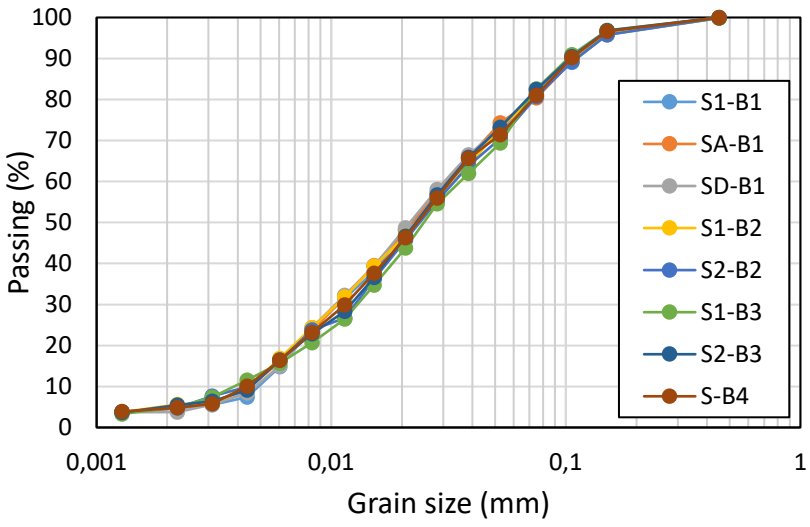


Figure 3.2. Particle size distribution of the tailings

3.2.2 Experimental setup and procedure of testing

Figure 3.3-a schematically presents the experimental setup. Where, *H* is the height of the reservoir, *L* is the length of the reservoir, *l* is the width of the flume, *Hc* and *F* are the height and length of the canal, respectively. The flume apparatuses have a reservoir (to simulate a tailings dam) and a gate to trigger the failure and initiate the flow. Two flumes were used in this study, one small and one large. Figure 3.3 shows photographs of the small flume (Fig. 3.3-b) with fixed dimensions and the large flume (Fig. 3.3-c) with adjustable dimensions.

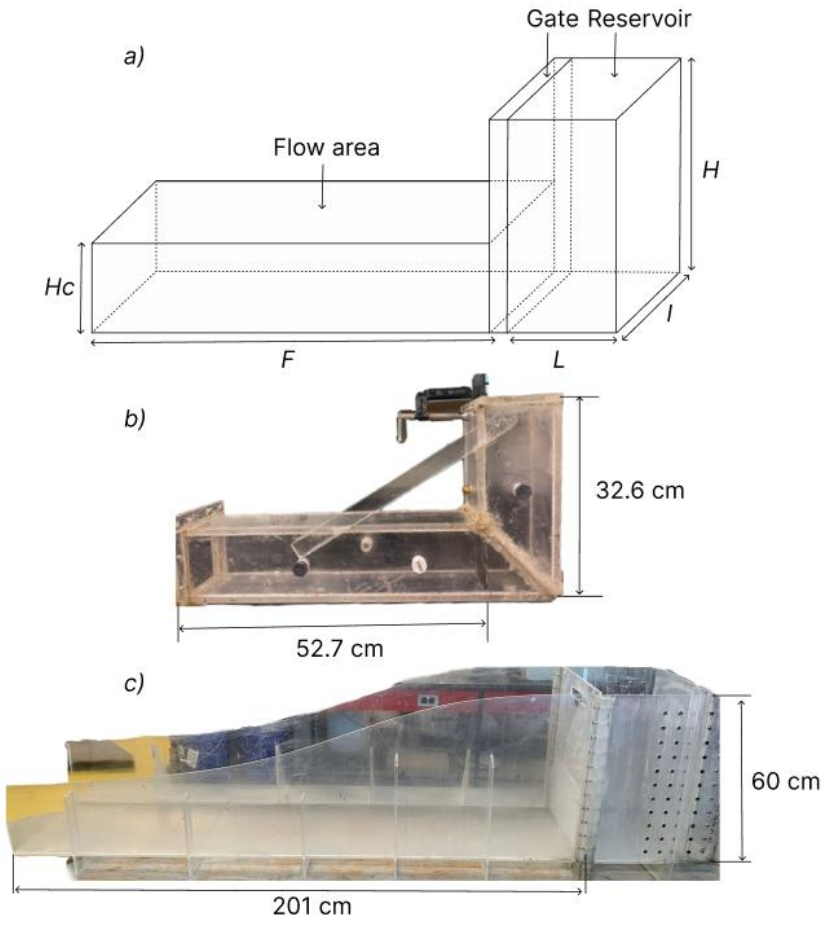


Figure 3.3. a) Geometry configuration, Photographs of the b) small and c) large flumes

Table 3.1 presents the dimensions of each flume apparatus where for the larger flume the dimensions are adjustable.

Table 3.1. Dimension of the flume apparatus

Flume	**Reservoir**				**Canal length**
	L (cm)	*l* (cm)	*H* (cm)	*Hc* (cm)	*F* (cm)
Small	11.1	8.5	32.6	11	52.7
Large	15 to 35	15 to 45	60	60	201

Before each test, the material was stirred to ensure homogeneity and uniformity, consistent deposition, and reproducible initial conditions for all tests. This step was performed manually for the small flume, while a mixer and a pump system were used to transfer the tailings slurry from barrels into the reservoir of the large flume (Fig. 3.4-a and c).

Once the reservoir was filled to a target height, a sample of the mixture was taken to determine the water content and pulp density (*P*). The initial height (h_i) of the material was then measured using a ruler inserted inside the reservoir, as shown in Figure 3.4-a. The failure and flow were triggered by instantaneously lifting the gate. The flow was laterally restricted by the two sidewalls. When the flow stopped, the run-out distance (*X*) was measured from the gate to the farthest point reached by the flow, as shown in Figure 3.4-b.



Figure 3.4. Top view of a flume test a) before and b) after the triggered failure of a tailings slurry, c) experimental setup

3.2.3 Testing program

Clay was used to perform the first series of tests to validate the experimental procedure in the absence of sedimentation and segregation problems typically observed with tailings. The effects of the pulp density and the initial height of the material on the runout distance were assessed. The second series of flume tests were carried out with tailings. The effects of the pulp density (P), initial height (h_i), and settling time (t_s) of tailing slurry as well as the flume dimensions on the runout distances were investigated. Triplicates of each test were performed. Table 3.2 shows the testing program with the clay and tailings with the small and large flumes.

Table 3.2. Testing program of flume tests with a clay and a tailings slurry

	Flume apparatus	Initial height, h_i (cm)	Pulp density, P (%)	Settling time, t_s (h)
Clay	Small flume	2.5, 5, 7.5, 10	40 to 46	0
Tailings	Small flume	2.5, 5, 7.5, 10	65 to 73	0
	Large flume with: *R1* (L = 15cm, l = 15 cm), *R2* (L = 35 cm, l = 15 cm), *R3* (L = 15 cm, l = 45 cm), *R4* (L = 35 cm, l = 45 cm)	5 to 30	65 to 69	0
	Large flume L= 35 cm, l = 45 cm	10	65 to 69	0, 1, 3, 6, 12, 24

To ensure the stability and reliability of the test results for tailings, sensitivity analyses were performed in the large flume with L = 15 cm, l = 15 cm, h_i = ~33 cm to evaluate the influence of the mixing time (t_m) of the tailings in the reservoir before the gate release and the measurement time (t_p) for the runout distance.

3.3 Results

3.3.1 Runout distance of clay slurry

Figure 3.5 shows the variation of the measure runout distance as a function of the pulp density for different initial heights. One sees that the runout distance with a given initial height decreases

linearly with the pulp density, while the runout distance for a given pulp density increases as the initial height increases. These results indicate that the runout distance can be controlled by limiting the initial height or/and increasing the pulp density.

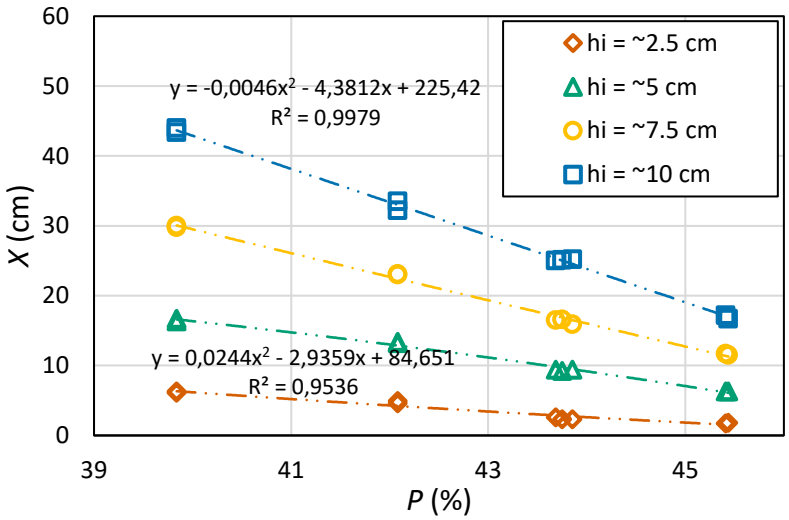


Figure 3.5. Variation of the runout distance of the clay with the pulp density for different initial heights based on small flume tests

3.3.2 Runout distance of tailings slurry

Figure 3.6 illustrates the variation of runout distance as a function of the mixing time for two pulp densities. One sees that the mixing time does not have noticeable influence on the final runout distance when the pulp density is 67%. When the pulp density increases to 69%, a minimum of mixing time of two minutes is necessary to ensure stable and reliable measurement results for the runout distance.

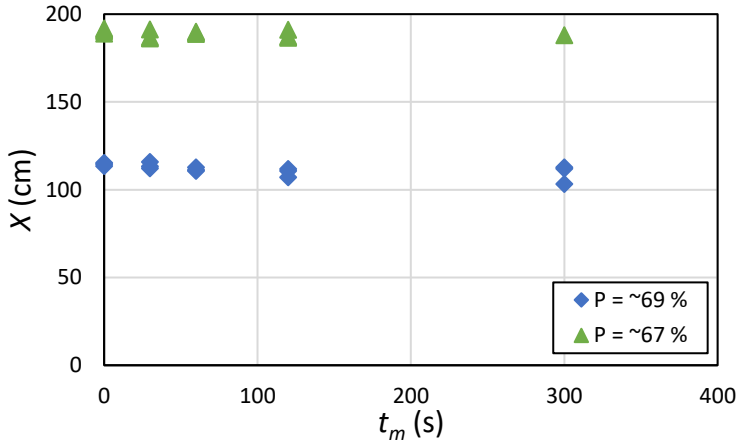


Figure 3.6. Variation of the runout distance of tailings as a function of mixing time for two different pulp densities based on large flume tests

Figure 3.7 presents photographs of the flow states, taken at different observation time for a tailings pulp density of ~67%. Bleeding water appeared after approximately 300s (5 min) in front of the flow, indicating the occurrence of sedimentation. Hence, measurement of the runout distance should be taken within the first 5 minutes to minimize the effects of particle sedimentation and ensure representative results.

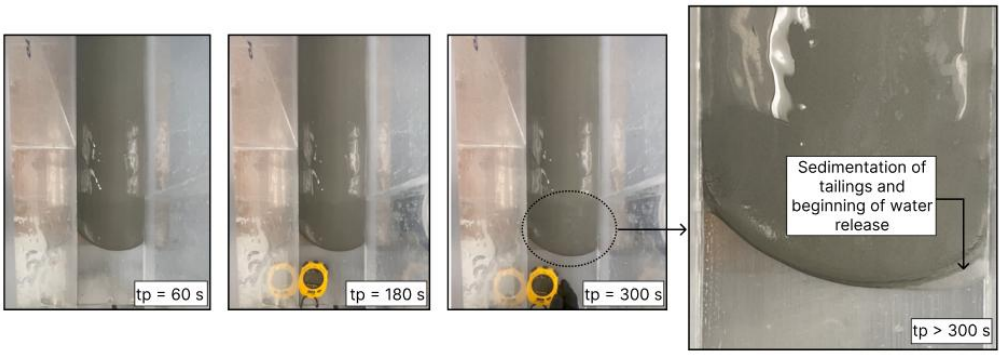


Figure 3.7. Flow state over measuring time for a pulp density of ~67%

Figure 3.8 presents the variation of runout distance of tailings slurry as a function of pulp density for different initial heights. The runout distance of tailings slurry for a given initial height decease

with the increase of the pulp density. For a given pulp density, the runout distance increases as the initial height increases.

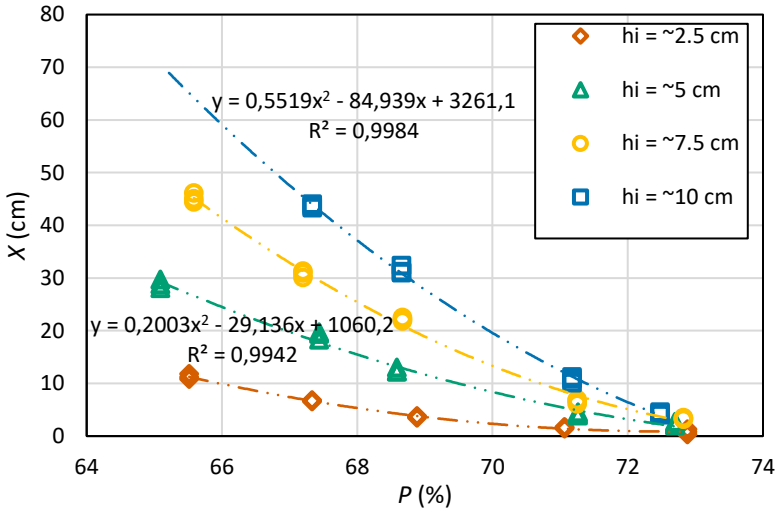


Figure 3.8. Variation of the runout distance with the pulp density at different initial heights of tailings, based on small flume tests

To quantify the relationship between the pulp density and the runout distance for both clay and tailings, following equation was used to describe the experimental results:

$$X = A\,P^2 + B\,P + C \tag{3.1}$$

where A, B and C are fitting coefficients. Their values obtained from the best fitting technique on the experimental data of Figs. 3.5 and 3.8 are presented in Table 3.3.

Table 3.3. Values of A, B and C for the experimental results presented in Figs. 3.5 and 3.8

	h_i = ~2.5 cm		h_i = ~10 cm	
Material type	Clay	Tailings	Clay	Tailings
A	0.0244	0.2003	-0.0046	0.5519
B	- 2.9359	- 29.136	- 4.3812	- 84.939
C	84.651	1060.2	225.42	3261.1

To verify whether Equation (3.1) is reasonable, one considers the case of tailings with an initial height of 10 cm and a pulp density of 0%. Applying Equation (3.1) results in a runout distance equal to 3261.1 cm.

On the other hand, considering the principle of mass conservation would lead to an equation expressed as follows between the initial volume of the material and the final volume once the flow of the fluid stops:

$$h_i.L.l = h_f.(X + L).l \tag{3.2}$$

where h_f is the final thickness of the material after the flow has stopped.

The runout distance can then be expressed as follows:

$$X = \frac{h_i.L}{h_f} - L \tag{3.3}$$

With P = 0%, the material does not contain any tailings. It is pure water. The thickness of water film (h_f) typically varies from 0.01 to 1.0 mm (Hillel 1998; Bird et al. 2002; Incropera et al. 2017). Applying Equation (3.3) along with h_i = 10 cm and L = 11.1 cm gives a runout distance from 100 to 11089 cm. The 3261.1 cm obtained from Equation (3.1) falls in the possible range from 100 to 11089 cm.

The results clearly indicate that flow behaviour depend on the type and nature of the investigated material. For a given material, the runout distance increases and the flow behavior transfers from a fluid flow to a solid block sliding as the pulp density decreases from a small value to a high value. At low pulp densities, tailings slurry behaves as a fluid with little shear strength. When the gate is removed, the potential energy is converted into kinetic energy, allowing the tailings to flow far from the initial position. As the pulp density increases to a certain degree, particle to particle

contacts become close. The flow generates an expansion, which can create a suction and apparent cohesion, slowing down the movement. When pulp density further increases, tailings can become thick enough and possess a certain shear strength. At failure, the tailings block behaves as a sliding.

Figure 3.9 presents the variation of runout distance as a function of pulp density with different flume dimensions for initial tailing slurry heights h_i of ~5 (Fig. 3.9a), ~10 (Fig. 3.9b), and ~15 cm (Fig. 3.9-c). Once again, the runout distance decreases exponentially with the pulp density of tailings slurry. When the initial height is small (Fig. 3.9a), the influence of the flume dimensions is not pronounced. A remarkable increase is observed only when the flume width l and length L are both increased. When the initial height is high, the effect of the flume dimensions on the runout distance becomes clearly significant. In general, lager flume dimensions would result in longer runout distance. It is however interesting to note that a larger volume with a higher value in flume width for the case of L = 15 cm and l = 45 cm results in a shorter runout distance than the smaller volume with a smaller flume width for the case of L = 35 cm and l = 15 cm. These results indicate that the breach width should be enlarged if one wants to limit the runout distance. In practice, however, the breach width upon a tailings dam failure is generally small. This can partly explain the long runout distance commonly seen in tailings dam breach disaster as long as a tailings dam fails (Lyu et al., 2019).

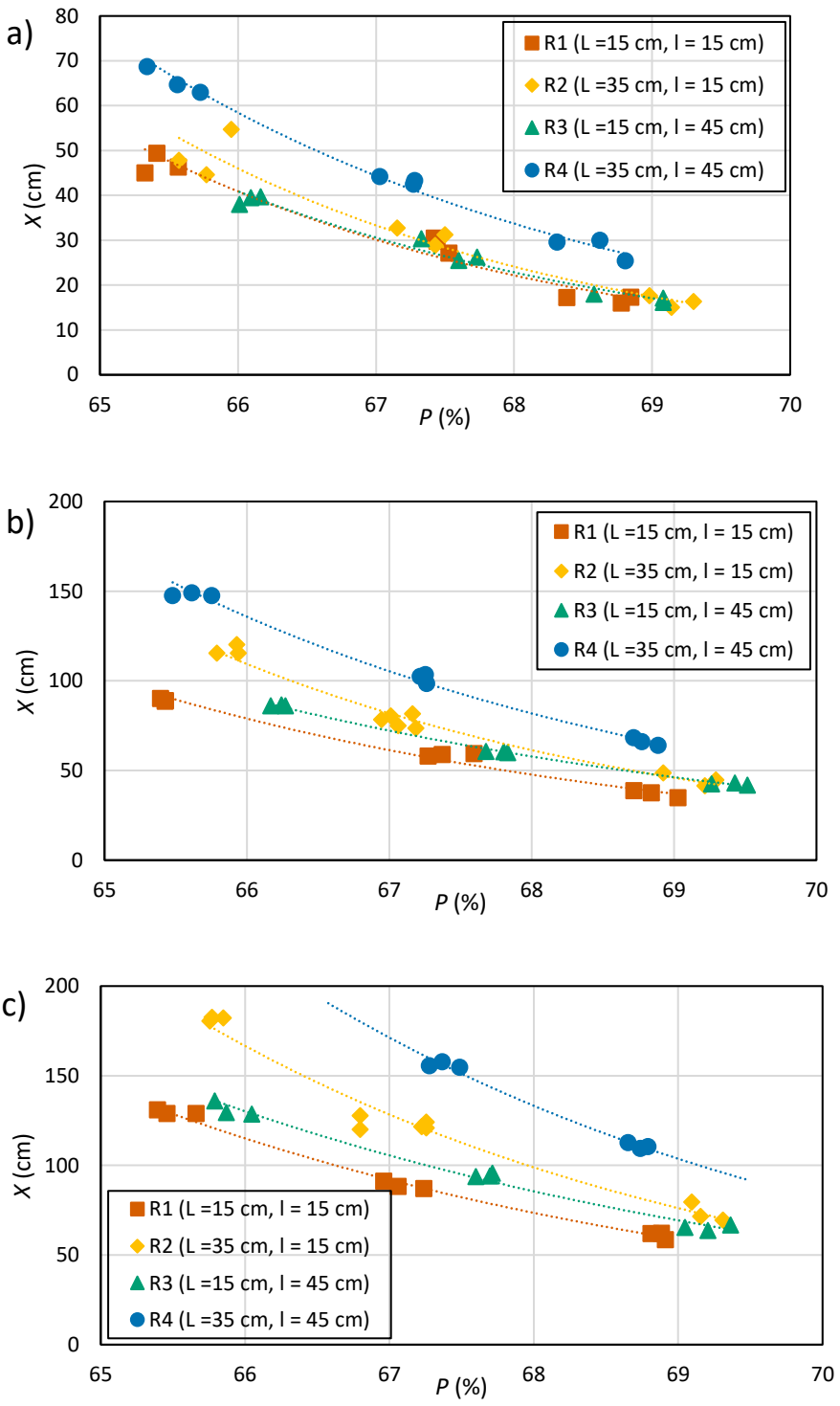


Figure 3.9. Variation of runout distance as a function of pulp density with different flume dimensions for initial tailing slurry heights of a) h_i = ~5 cm, b) h_i = ~10 cm, and c) h_i = ~15 cm

Figure 3.10 demonstrates the variation of runout distance as a function of tailings slurry height with a pulp density of P = ~67% for different flume dimensions. One sees that the runout distance

increases linearly with the initial height of tailing slurry. Such results are quite straightforward. With a higher tailings slurry, both the stored volume and the associated potential energy would be larger, rendering the flow easier and leading to longer runout distance.

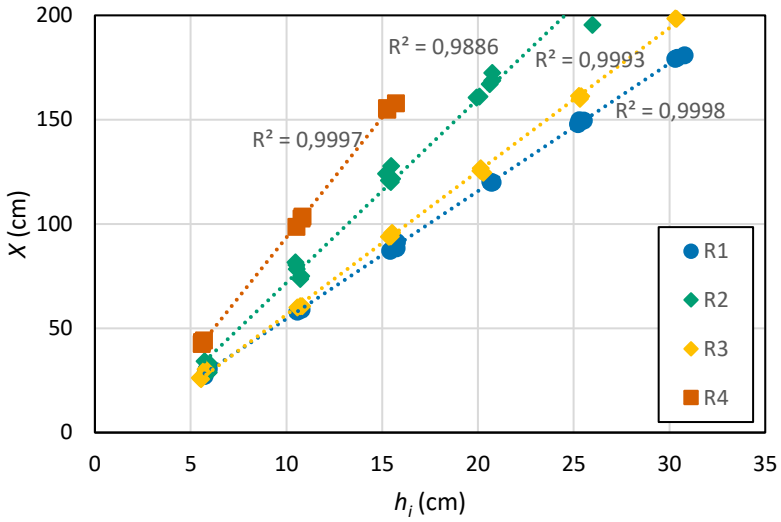


Figure 3.10. Variation of the runout distance with the initial height h_i of tailings slurry with a P = ~67%: *R1* (L = 15cm, l = 15 cm); *R2* (L = 35 cm, l = 15 cm); *R3* (L = 15 cm, l = 45 cm); *R4* (L = 35 cm, l = 45 cm)

Figure 3.11-a demonstrates the variation of runout distance as a function of tailings slurry volume, including all the (small and large) flume tests results for a tailings pulp density of P = ~67%. In contrast to Figure 3.10, the results still show a general increase trend with increasing volume. However, the correlation with becomes less strong than that with initial height. Rather, the runout distance seems to increase non-linearly with the volume, and the power low provides the highest coefficient of determination (R^2), as shown in Figure 3.11-b.

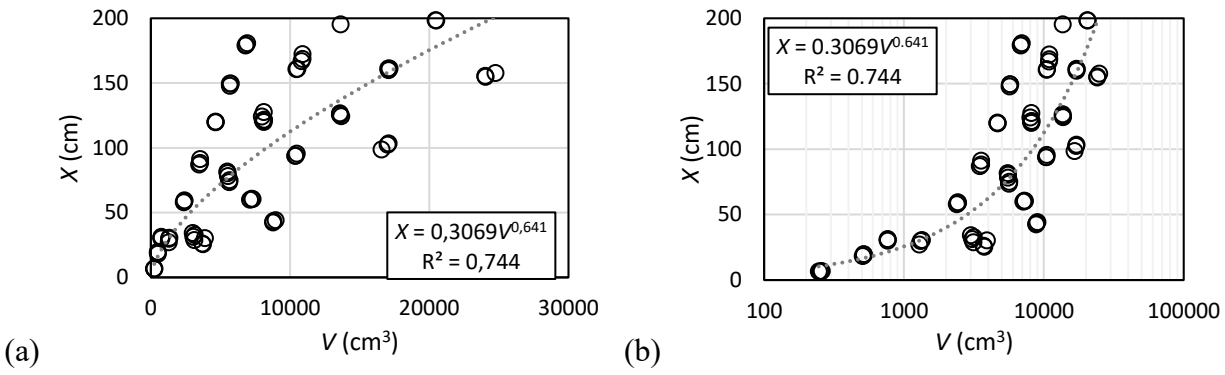


Figure 3.11. Variation of the runout distance as a function of the tailings slurry volume for a P = ~67%, where the volume for each reservoir geometry was varied by adjusting the initial height h_i: (a) in regular plane; (b) in semi-logarithmic plane.

Figure 3.12 shows the variation of runout distance as a function of settlement time (t_s) for different pulp densities performed on the larger flume dimensions and with an initial height of approximately 10 cm. One sees that the runout distance decreases drastically when the settlement time increases from 0 to 6 hours. Beyond 6 hours, the runout distance decreases only slightly and even insignificantly with further prolonged settlement time. This behavior can be explained by the fact that, with longer settling time, more sedimentation occurs. More water flows to the top surface. When the settling time is further prolonged, the tailings can even be submitted to self-weight consolidation (Li et al. 2013; Zheng et al. 2018a, 2018b, 2020a, 2020b; Qin et al. 2021). In the meantime, evaporation acts to further reduce the water of the tailings. All these mechanisms tend to render the tailings thicker and stronger, leading to significant decrease in the flowability and runout distance.

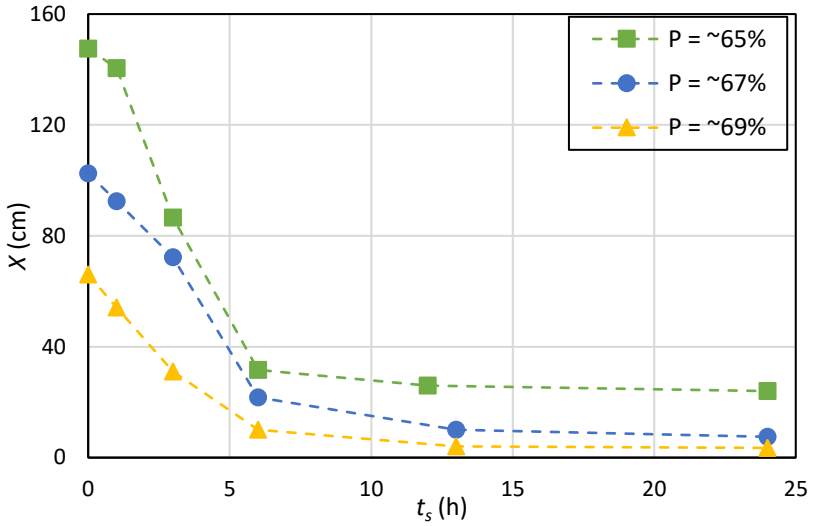


Figure 3.12.Variation of the runout distance as a function of settlement time for different pulp density (large flume with L= 35 cm, l = 45 cm and h_i = ~10 cm)

3.4 Discussion

In this study, a series if flume tests were conducted. The effects of some key parameters on the runout distance of post-failure of a tailings dam were, for the first time, evaluated through experimental investigation. The results obtained helps to understand the flow behavior of the post-rupture of tailings dams. Nevertheless, one must keep in mind that the study involves several limitations.

For example, the gate was opened manually. This could have introduced variation in the release speed from one test to another. A better controlling mechanism can be made so that the flow initiation is more reproducible. Measurement precision could also be enhanced by using advanced sensors or image processing techniques to better capture the runout distance and the flow dynamics.

In this study, the rheological properties of tailings were not measured, mainly due to lack of specialized vane rheometer geometry required for such granular material. In the future, the rheological properties at different pulp densities, at different settlement time should be measured (Kwak et al., 2005).

Another limitation of this study is associated to the lack of large-scale physical flume model. The test results demonstrated that the runout distance is sensitive to the flume dimensions. Both the small and large flumes used in this study are small compared to a real-world tailings dam. Using the experimental results obtained from laboratory tests to predict the flow behaviour of field condition could involves high uncertainty. These experimental results can be useful to validate or calibrate numerical model. Once calibrated and validated, the numerical model can be used to simulate different scenarios and to predict field scale runout distances (Zhou & Li, 2022).

In this study, both the small and large flumes have a canal width identical to that of the reservoir. The flow was thus restricted by the two side-walls of the canal. Additional experiments without lateral restriction could be conducted to evaluate not only the runout distance, but also the lateral runout extension.

The field tailings ponds are usually very large in both transversal (l) and longitudinal (L) directions. When a dam breach occurs, the tailings contained in the tailings dam can sometime partly mobilized as the case of Mont Polley (Llano et al., 2017; Sreekumar et al., 2022; Sreekumar et al., 2024) or entirely mobilized as the case of Brumadinho (de Lima et al., 2020; Lumbroso et al., 2021). More work is necessary to quantify the volume that can be mobilized in case of dam breach.

Additional work is also needed to study the influence of the slope and of the presence of topographic obstacles (e.g., Wang et al. 2021).

3.5 Conclusion

In this study, the influence of several parameters on the runout distance has been investigated through several flume tests. Following conclusions can be drawn:

- For both clay and tailings, the runout distance decreases as the pulp density increase and it increases linearly with the initial height of the material deposited into the reservoir.
- When the initial height is small, the influence of the flume dimensions is not pronounced. A remarkable increase is observed only when the flume width l and length L are both increased. When the initial height is high, the effect of the flume dimensions on the runout distance becomes clearly significant. In general, lager flume dimensions would result in longer runout distance. However, for a given volume, a larger breach width would result in smaller runout distance.
- The runout distance shows a general increase trend with increasing volume. However, the correlation between the runout distance and tailings volume is not as strong as initial height of tailings. Moreover, the runout distance seems to increase as an exponential function of the volume.
- The runout distance can be significantly reduced with longer settlement time of tailings in the reservoir.

3.6 Acknowledgements

The authors acknowledge the financial support from the Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada (RGPIN-2024-06859, ALLRP 566888-21), WSP and industrial partners of the Research Institute on Mines and the Environment (RIME UQAT–Polytechnique; http://rime-irme.ca). Many thanks to Dominique Richard for her reading of the manuscript. Patrick Bernèche, Mathieu Robidas, Noura El-Harrak, Éric Tuergons, and Samuel Chenier are gratefully acknowledged for their lab assistance.

References

Adria, D. A. M., Ghahramani, N., Rana, N. M., Martin, V., McDougall, S., Evans, S. G., & Take, W. A. (2023*). Insights from the Compilation and Critical Assessment of Breach and Runout Characteristics from Historical Tailings Dam Failures: Implications for Numerical Modelling. Mine Water and the Environment*, 42(4), 650-669. https://doi.org/10.1007/s10230-023-00964-0

Ancey, C., & Cochard, S. (2009). *The dam-break problem for Herschel–Bulkley viscoplastic fluids down steep flumes*. Journal of Non-Newtonian Fluid Mechanics, 158(1), 18-35. https://doi.org/10.1016/j.jnnfm.2008.08.008

ASTM-C127-01. (2017). *ASTM C127-01 Standard Test Method for Density, Relative Density (Specific Gravity), and Absorption of Coarse Aggregate*. ASTM International. https://www.astm.org.

ASTM-D4318. (2017). *ASTM D4318-17e1 Standard Test Methods for Liquid Limit, Plastic Limit, and Plasticity Index of Soils*. ASTM International. https://www.astm.org

ASTM-D7928-21. (2021). *ASTM-D7928-21 Particle Size Distribution of Fine-Grained Soils Using the Sedimentation Analysis*. ASTM International. https://www.astm.org

Aubertin, M., Bussière Bruno, & Louis Bernier. (2002a). *Environnement et gestion des rejets miniers*. Presses internationales Polytechnique.

Aubertin, M., Bussière, B., James, M., Mbonimpa, M., & Chapuis, R. P. (2013a). *Revue de divers aspects liés à la stabilité géotechnique des ouvrages de retenue de résidus miniers*. Environnement, Ingénierie & Développement, N°64-Juin 2013, 28-36. https://doi.org/10.4267/dechets-sciences-techniques.2292

Azam, S., & Li, Q. (2010). *Tailings dam failures: a review of the last one hundred years*. Geotechnical news, 28(4), 50-54

Barlow, K., Walsh, A., McKellar, M., Mulligan, R., McDougall, S., Evans, S. G., & Take, W. A. (2025). *Effect of the presence of a tailings dam beach on breach outflow and erosion during overtopping failure*. Engineering Geology, 344, 107805. https://doi.org/10.1016/j.enggeo.2024.107805

Bird, Stewart & Lightfoot (2002) *Transport Phenomena*, 2nd ed., Wiley

Bussière, B. (2007). *Colloquium 2004: Hydrogeotechnical properties of hard rock tailings from metal mines and emerging geoenvironmental disposal approaches*. Canadian Geotechnical Journal, 44(9), 1019-1052. https://doi.org/10.1139/T07-040

CDA. (2021). *Tailings Dam Breach Analysis* (p. 65). Canadian Dam association. https://cda.ca/publications/cda-guidance-documents/tailings-dam-breach-analysis

Davies, M. P. (2002). *Tailings Impoundment Failures: Are Geotechnical Engineers Listening?* Geotechnical News, 31-36.

de Lima, R. E., de Lima Picanço, J., da Silva, A. F., & Acordes, F. A. (2020). *An anthropogenic flow type gravitational mass movement: The Córrego do Feijão tailings dam disaster, Brumadinho, Brazil*. Landslides, 17(12), 2895-2906. https://doi.org/10.1007/s10346-020-01450-2

Gandonou, M. (2019). *Effet des changements climatiques sur la stabilité géotechnique d'un parc à résidus*. École Polytechnique, Montréal (Canada).

Ghahramani, N., Chen, H. J., Clohan, D., Liu, S., Llano-Serna, M., Rana, N. M., McDougall, S., Evans, S. G., & Take, W. A. (2022). *A benchmarking study of four numerical runout models*

for the simulation of tailings flows. Science of The Total Environment, 827, 154245. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154245

GISTM. (2020). *Global Industry Standard on Tailings Management*. Global Tailings Review. https://globaltailingsreview.org/global-industry-standard/

Hillel (1998) *Environmental Soil Physics*, Academic Press

Huiting Liu. (2018). *An experimental and numerical study of runout from a tailings dam failure*. University of Western Australia.

Incropera et al. (2017) *Fundamentals of Heat and Mass Transfer*, Wiley.

Jeyapalan, J. K. (1980). *Analyses of Flow Failures of Mine Tailings Impoundments.* Ph.D. University of California, Berkeley https://www.proquest.com/docview/303000343/abstract/A65D224E914D4793PQ/1

Kwak, M., James, D.F., Klein, K.A. (2005). *Flow behaviour of tailings paste for surface disposal*. International Journal of Mineral Processing 77, 139– 153.

Li, L., Alvarez, I.C., Aubertin, J.D. (2013). *Self-weight consolidation of slurried deposition: tests and interpretation*. International Journal of Geotechnical Engineering, 7(2), 205-213.

Llano-Serna, M., Williams, D. J., & Ruest, M. (2017). *Analysis of tailings dam-break and run-out*. Tailings 2017, 4th International Seminar on Tailings Management, 12-14 July 2017, Santiago, Chile, 53, 54.

Lumbroso, D., Davison, M., Body, R., & Petkovšek, G. (2021*). Modelling the Brumadinho tailings dam failure, the subsequent loss of life and how it could have been reduced*. Natural Hazards and Earth System Sciences, 21(1), 21-37. https://doi.org/10.5194/nhess-21-21-2021

Lyu, Z., Chai, J., Xu, Z., Qin, Y., & Cao, J. (2019). *A Comprehensive Review on Reasons for Tailings Dam Failures Based on Case History*. Advances in Civil Engineering, 2019, e4159306. https://doi.org/10.1155/2019/4159306

Qin, J., Zheng, J., Li, L. (2021). *An analytical solution to estimate the settlement of tailings or backfill slurry by considering the sedimentation and consolidation*. International Journal of Mining Sciences and Technology 31 (3), 463-471.

Rico, M., Benito, G., & Díez-Herrero, A. (2008). *Floods from tailings dam failures*. Journal of Hazardous Materials, 154(1), 79-87. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.09.110

Santamarina, J. C., Torres-Cruz, L. A., & Bachus, R. C. (2019). *Why coal ash and tailings dam disasters occur*. Science, 364(6440), 526-528. https://doi.org/10.1126/science.aax1927

Sreekumar, U., Nistor, I., Rennie, C., & Mohammadian, A. (2024). *Numerical Modeling of Downstream Morphological Evolution during Mount Polley Tailings Dam Failure*. Journal of Hydraulic Engineering, 150(1), 05023003. https://doi.org/10.1061/JHEND8.HYENG-13497

Sreekumar, U., Rennie, C., Mohammadian, A., Nistor, I., Lovitt, J., & Zhang, Y. (2022). *Modelling the transport of tailings after Mount Polley tailings dam failure using multisource geospatial data*. Canadian Journal of Civil Engineering, 49(12), 1870-1884. https://doi.org/10.1139/cjce-2021-0596

Sun, E., Zhang, X., Li, Z., & Wang, Y. (2012*). Tailings Dam Flood Overtopping Failure Evolution Pattern*. Procedia Engineering, 28, 356-362. https://doi.org/10.1016/j.proeng.2012.01.733

Vick, S. G. (1990). *Planning, design, and analysis of tailings dams*. Bitech Publisher.

Wang, S., Mei, G., Xie, X., Guo, L. (2021). *The influence of the instantaneous collapse of tailings pond on downstream facilities*. Advances in Civil Engineering, 2021, Article ID 4253315. https://doi.org/10.1155/2021/4253315

WISE (2025). *Chronology of major tailings dam failures*. World Information Service on Energy Uranium Project. https://www.wise-uranium.org/mdaf.html

Zheng, J., Li, L., Li, Y.C. (2020a). *Solutions to estimate the excess PWP, settlement and volume of draining water after slurry deposition. Part I: impervious base*. Environmental Earth Sciences 79, #124.

Zheng, J., Li, L., Li, Y.C. (2020b). *Solutions to estimate the excess PWP, settlement and volume of draining water after slurry deposition. Part II: pervious base*. Environmental Earth Sciences 79, #275.

Zheng, J., Li, L., Mbonimpa, M., Pabst, T. (2018a). *An analytical solution of Gibson's model for estimating the pore water pressures in accreting deposition of slurried material under one-dimensional self-weight consolidation. Part I: pervious base*. Indian Geotechnical Journal, 48, 72-83.

Zheng, J., Li, L., Mbonimpa, M., Pabst, T. (2018b). *An analytical solution of Gibson's model for estimating the pore water pressures in accreting deposition of slurried material under one-dimensional self-weight consolidation. Part II: impervious base*. Indian Geotechnical Journal, 48, 188-195.

Zhou, S., & Li, L. (2022). *Numerical Investigation on the Impact of Tailings Slurry on Catch Dams Built at the Downstream of a Breached Tailings Pond*. Processes, 10(5), Article 5. https://doi.org/10.3390/pr10050898

CHAPITRE 4 Article 2: AN EXPERIMENTAL INVESTIGATION ON THE RUNOUT DISTANCE ASSOCIATED WITH THE POST-FAILURE OF AN INTEGRAL STRUCTURE OF CO-DISPOSAL OF TAILINGS AND WASTE ROCK

Lina Hajji[1,*], Li Li[2]

[1]Msc. Student

Research Institute of Mines and Environment (RIME) UQAT-Polytechnique

Department of Civil, Geological and Mining Engineering, Polytechnique Montréal

C.P. 6079, Succursale Centre-Ville, Montréal, Québec, Canada, H3C 3A7

[2]Full Professor

Research Institute of Mines and Environment (RIME) UQAT-Polytechnique

Department of Civil, Geological and Mining Engineering, Polytechnique Montréal

C.P. 6079, Succursale Centre-Ville, Montréal, Québec, Canada, H3C 3A7

[*]Corresponding author email: li.li@polymtl.ca

Article soumis le 01 décembre 2025 à *Green and Smart Mining Engineering*

Contributions : Lina Hajji : méthodologie, conception, expérimentation, analyse, validation, visualisation, rédaction - première version, révision; **Li Li :** méthodologie, conception, subvention, investigation, administration du projet, ressource, supervision, rédaction – révision.

ABSTRACT

Mining industry faces escalating challenges in managing the safe disposal of mine waste, especially with tailings storage facilities (TSFs) that are subjected to persistent risks of failure. The failures of these structures could pose significant consequences to humans and the environment. With increasing number of mines and TSFs as well as climate change, the situation can become worse. To avoid the construction of conventional TSF, the total co-disposal of tailings and waste rocks with an integral structure is particularly promising. Waste rocks are well known for their mechanical and hydraulic properties. They can help accelerate the drainage and consolidation of tailings while improving their mechanical properties. The consolidated tailings along with the strong waste rocks enhance the integral structure's stability. If the integral structure is properly designed, tailings and waste rocks could mix upon failure and prevent mud flooding. To realise such a design, a good understanding and quantification of the flow behavior of tailings and waste

rocks is required. However, studies on this aspect is absent in the literature. To fill this gap, a series of laboratory tests have been realised by varying several influencing parameters with different configurations of tailings and waste rocks. The results showed that the waste rocks participate in reducing the flow of tailings. The runout distance specifically decreases with higher waste rock/tailings ratio, higher pulp density and longer settlement time. However, the runout distance increases with the diameter and elevation of waste rock cell. Nevertheless, the runout distance can be entirely controlled or limited to a value of zero either by limiting the size of waste rock cell, increasing the tailings pulp density, or prolonging the settlement time. The results also show that the classic filter or retention criteria need to be improved by considering the pulp density, hydraulic gradient, and other influencing factors for evaluating the migration of tailings slurry through waste rock.

KEY WORDS: Co-disposal, Runout distance, Tailings, Waste rock

4.1 Introduction

Mining operations generate noneconomic mine materials: waste rocks and tailings. Safe and sustainable management of these mine wastes is one of the critical challenges in the mining industry. Waste rocks and tailings have conventionally been stored separately in waste rock piles and tailings impoundments (Vick, 1990; Aubertin et al., 2002a). Despite decades of research and engineering practices, these facilities, and particularly tailings storage facilities (TSFs), continue to pose serious geotechnical and environmental challenges. The geotechnical vulnerability of these structures can lead to the sudden uncontrolled release of large volumes of liquified tailings, which can travel kilometers (Davies, 2002; Azam & Li, 2010; Lyu et al., 2019), leading to catastrophic consequences for the environment, the infrastructure, the economy of the mine, and even to the loss of lives (Santamarina et al., 2019). The most striking case is the recent failure of a tailings storage facility at Brumadinho in Brazil (2019), where 12 million m^3 of tailings were released, killing 270 people and leading to important damage to the environment and infrastructures (Robertson et al., 2019; WISE, 2025).

To address these serious concerns associated with conventional tailings deposition, filtered tailings (usually called “dry stack”) is becoming popular and is being adopted by more mines. It is considered as a safer long-term solution. While this method contributes to reduce the risk of tailings compared to conventional at least in short-term, its long-term stability cannot be guaranteed, particularly in regions where the water balance is positive. In such environments, the filtered tailings may gradually be re-saturated, which can lead to geotechnical stability problems similar to those observed in conventional TSFs (MEND, 2017). Although the use of filtered tailings is still limited in the mining industry, its vulnerability has been demonstrated by the recent failure of a filtered TSF at the Traumalina mine in Brazil (2025). The 0.75 million m^3 of filtered tailings traveled 500 m, affecting an area of 10 ha (Jaguar Mining Inc., 2024; WISE, 2025).

This recent failure with a filtered TSF and the ceaseless failures associated with conventional TSF highlight the urgent need for more resilient alternative solutions to mine waste management strategies. One alternative approach, called integrated mine waste management, consists in the co-disposal of tailings and waste rocks together in the same pond (Aubertin et al., 2002a; Wickland et al., 2006; Bussière, 2007).

Different co-disposal configurations have been proposed, including co-mingling, co-placement, and co-deposition, based on the degree of mixing between tailings and waste rocks (Habte & Bocking, 2012).

The co-mingling consists in mixing the tailings and waste rock to obtain a homogeneous mixture, using mechanical equipment. While this approach provides a consistent and controlled material, it is expensive and require special equipment and energy consumption (Leduc & Smith, 2003; Habte & Bocking, 2012). In addition, it needs a strong justification for being conform with local

regulatory frameworks. For example, in the province of Quebec, Canada, a mixture between the two materials is normally prohibited by the local regulation "Directive 019" (MELCCFP, 2025).

The co-placement consists in transporting tailings and waste rocks separately and depositing the two types of mine waste in the same area with minimal mixing degree. Common examples include waste rock inclusions in tailing impoundments and the co-disposal of tailings and waste rock in an open pit (Gowan et al., 2010; James et al., 2013; Ouellet et al., 2021; Behlke et al., 2025a). While this method respects Quebec's local regulatory framework, it leads to minimal mechanical interactions between tailings and waste rocks and offers minimal control over tailing flows during failure events (MELCCFP, 2025).

The co-deposition consists in transporting tailings and waste rock separately but deposited together without any control on the mixing during the deposition process. The state and degree of mixture between the two types of mine waste are unknown (Leduc & Smith, 2003; Habte & Bocking, 2012).

Figure 4.1 presents a total co-disposal structure for nonreactive tailings and waste rock (*CtRS*). The concept was inspired from the concept of waste rock inclusion (Aubertin et al., 2002a; James et al., 2013; Aubertin et al., 2019). Obviously, it corresponds to the concept the Sandwich co-deposition method of Leduc & Smith (2003). By applying this method, the drainage and consolidation of tailings slurry can be accelerated in both vertical and horizontal direction, enhancing the overall geotechnical stability of the structure because the waste rock is known for its high mechanical strength and high permeability (Li, 2020). When new layers of waste rock and tailings are added, the previously deposited tailings can be further consolidated, rendering it further stronger in mechanical strength and smaller in volume. The environmental footprint can be mitigated. If the integral structure is adequately constructed, waste rock and tailings can mix and the flow can be avoided to be transformed into a disaster flood in the case of failure.

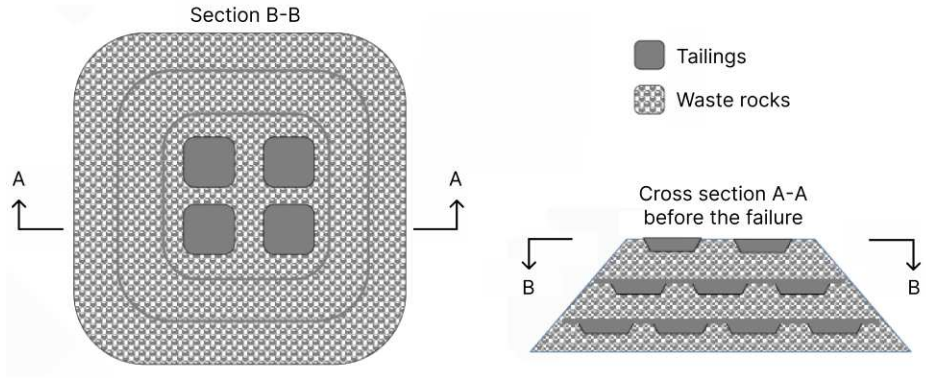


Figure 4.1. Concept of total co-disposal of nonreactive tailings and waste rock, CtRS (taken from Li, 2020)

Despite the several mentioned potential advantages of CtRS, design of the integral structure needs a good understanding of the flow behavior once the integral structure made of tailings and waste rock fails. However, study on this aspect is non-existent in the literature.

To fill this gap, a series of flow tests was conducted with tailings alone, with homogeneous mixture of tailings and waste rocks and with tailings confined in a waste rock cell to better understand the role of waste rock in preventing flood and reducing runout distances. The influencing factors on the runout distance were assessed through experimental work.

4.2 Laboratory tests

4.2.1 Materials

The tailings used in this study were provided by a mine located in the Northern Québec, Canada. The physical characterization of tailings was performed. Figure 4.2 presents the particle size distribution (PSD) of the tailings (T) determined following ASTM-D7928-21 and that of the waste rock (WR) determined following ASTM-D6913-04-21. The key particle diameters of the tailings were identified as D_{10} = 0.0045 mm, D_{30} = 0.01 mm and D_{60} = 0.031 mm (with D_n designating diameter at n% passing), resulting in a coefficient of uniformity (C_u) equal to 6.8. The specific

gravity was measured to be 2.73 following ASTM-C127-01. For the WR, the particle size varies from 0.08 to 50 mm. The key particle diameters D_{10}, D_{30}, and D_{60} are 3.5 mm, 8 mm, and 25 mm, respectively. The coefficient of uniformity is equal to 7.1.

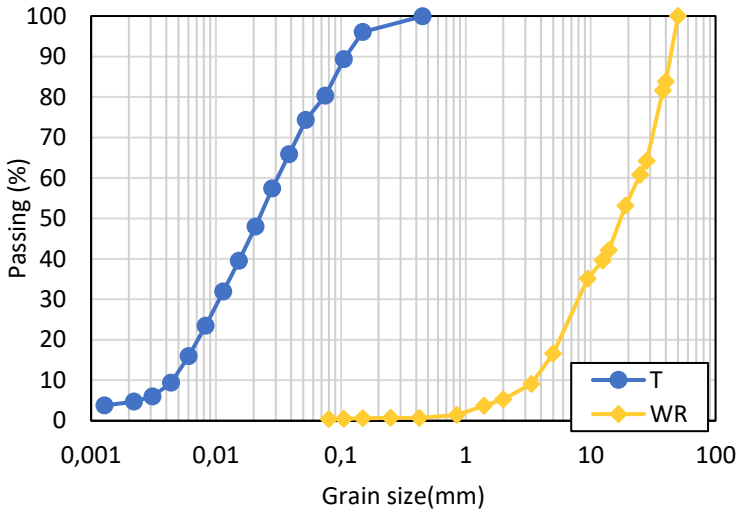


Figure 4.2. Particle size distributions of the tested tailings (T) and waste rock (WR)

4.2.2 Flow tests

In this study, two series of flow tests were conducted. The first one was performed with a small flume to evaluate the influence of mixture ratios between waste rock and tailings. The tests were first executed with tailings only, followed with a mixture of tailings and waste rock. The second one was performed with tailings confined in waste rock cell with or without lateral restriction.

Flow tests with mixture of tailings and waste rock

Figure 4.3-a shows a small flume equipped with a gate to trigger the flow of tailings, used to evaluate the flow behavior of tailings and of homogeneous tailings and waste rock mixtures. The flume had a reservoir of 11.1 cm × 8.5 cm × 32.6 cm and a canal of 52.7 cm long. Figure 4.3-b presents a photograph of the small flume made of plexiglass.

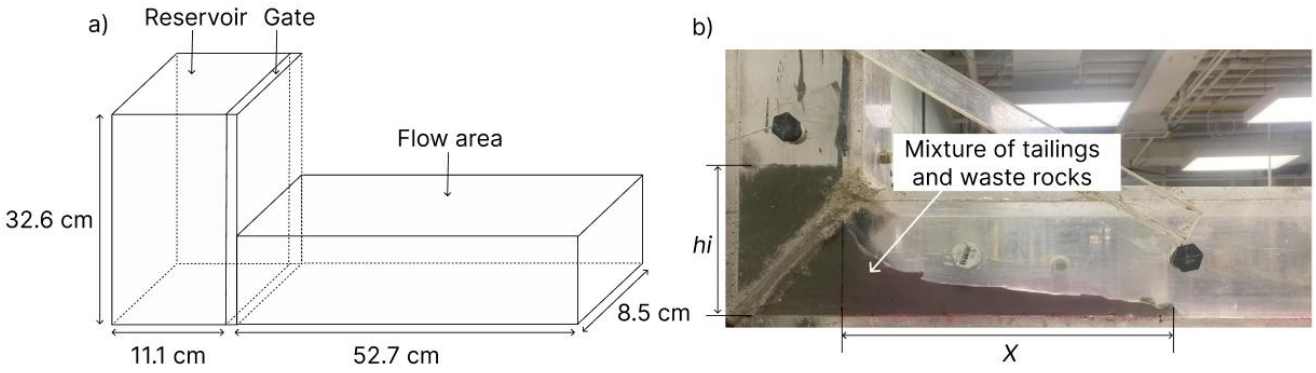


Figure 4.3. A small flume: a- schematic presentation; b- A photograph

The tailings were first well mixed at three different pul p densities (*P*). The waste rock was sieved first. Three waste rock samples were prepared from the sieved waste rock. Their grain sizes are 3.36 to 5 mm, 5 to 8 mm, and 8 to 12.5 mm, respective. The WR/T mixture mass ratio was variated from 0 to 0.8, by increasing the mass of waste rocks, while the mass of tailings was kept constant. The required masses of waste rock (M_{WR}) were weighted with a simple calculation as follows:

$$M_{WR} = M_T \times R_{\frac{WR}{T}} \tag{4.1}$$

Where M_T is the mass of tailings slurry; $R_{WR/T}$ is the ratio between the mass of waste rock and that of tailings slurry.

A sample of the tailings was taken to validate the pulp density immediately prior to their use. The initial height (h_i) of the material inside the reservoir was measured (Figure 4.3-b). After failure due to the lift of the gate, the runout distance (X) was measured between the front of the flow and the gate. Table 4.1 presents the testing programme with the small flume to evaluate the influence of WR/T ratio, $R_{WR/T}$.

Table 4.1. Testing programme with the small flume to evaluate the influence of WR/T ratio

Mixture	h_i (cm)	P (%)	Grain size of WR (mm)	$R_{WR/T}$
Tailings alone	~2.5 to ~10	~67, ~69 and ~71	-	0
Tailings and WR	~12 to ~15		3.36 – 5, 5 – 8, and 8 – 12.5	0.2, 0.4, 0.6 and 0.8

Figure 4.4 shows the variation of the runout distance of tailings alone as a function of the initial height for different pulp densities. One sees that the runout distance increases with the initial height of tailings slurry. For a given initial height, the runout distance decreases as the pulp density increases. These results are quite straightforward. With a greater initial height, the tailings slurry possesses higher potential energy, which can be transformed into larger kinetic energy once the gate is lifted, resulting in longer runout distance. On the other hand, with a larger pulp density, the tailings become thicker and more difficult to flow or move, resulting in shorter runout distance.

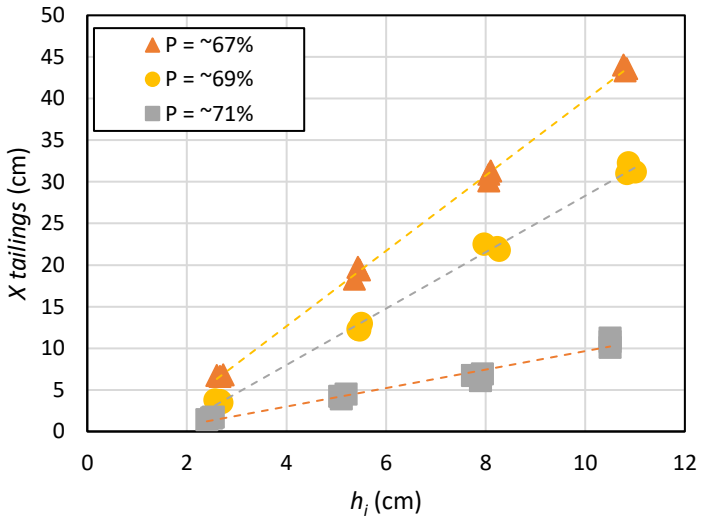


Figure 4.4. Runout distance of tailings as a function of the initial height (*hi*) for different pulp densities (*P*) of tailings

Figure 4.5 demonstrates the variation of runout distance as a function of WR/T ratio for different pulp densities, obtained with waste rock grain size ranging from 8 to 12.5 mm. One sees that the runout distance of the mixture decreases as the WR/T ratio increases for a given pulp density, despite the total volume and initial height of the mixture increase as the WR/T ratio increases due to the addition of more waste rocks to the mixture. These results tend to indicate that adding waste rock particles in tailings can limit the tailings flow. For a given WR/T ratio, the runout distance decreases as the pulp density of tailings increases.

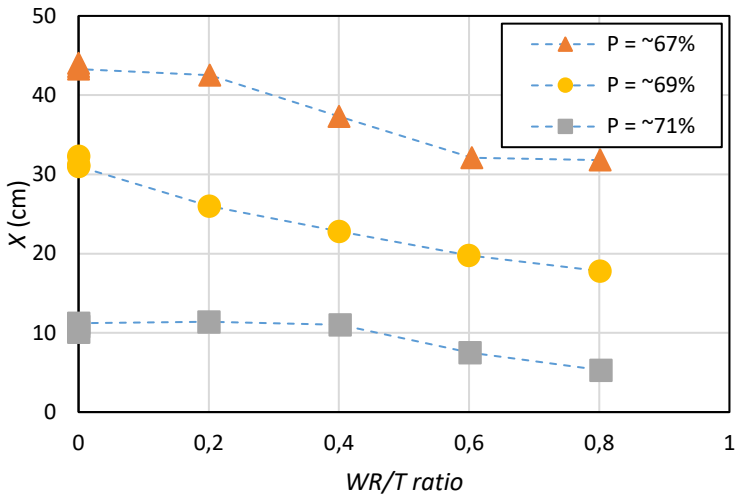


Figure 4.5. Variation of runout distance as a function of WR/T ratio for different pulp densities for a waste rock grain size between 8 and 12.5 mm

Figure 4.6 shows the variation of the runout distance as a function of WR/T ratio, obtained with different waste rock sizes. The tailings pulp density was P = ~67%. One sees again that the runout distance decreases as the WR/T ratio increases. For a given WR/T ratio (0.2, for example), the runout distance decreases as the waste rock become coarser.

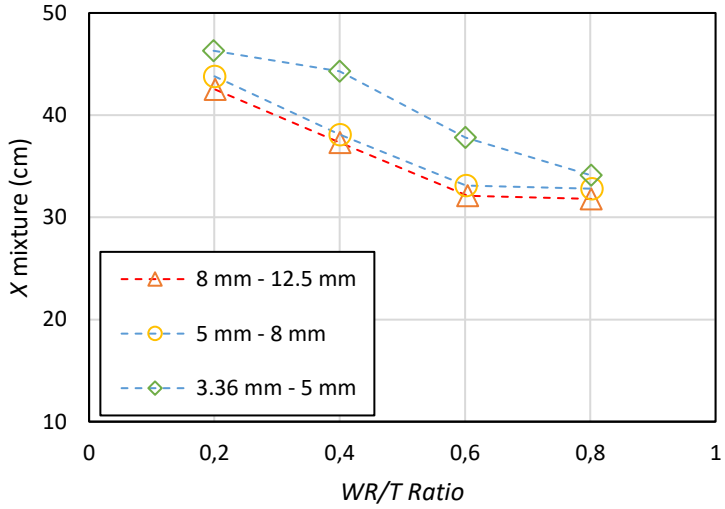


Figure 4.6. Variation of the runout distance as a function of WR/T ratio with different waste rock grain size and for a pulp density of ~67%

2.2.2 Flow tests with tailings confined in a waste rock cell

A large-scale flume was used to evaluate the post-failure flow of tailings confined in a waste rock cell with lateral restriction. Waste rock here will play the role of obstacle and surface roughness to dissipate the energy of tailings during the flow. The flume is composed of a reservoir (35 cm in length, 45 cm in width and 60 cm in height), a gate and canal of 201 cm in length, all made of plexiglass as shown in Figure 4.7.

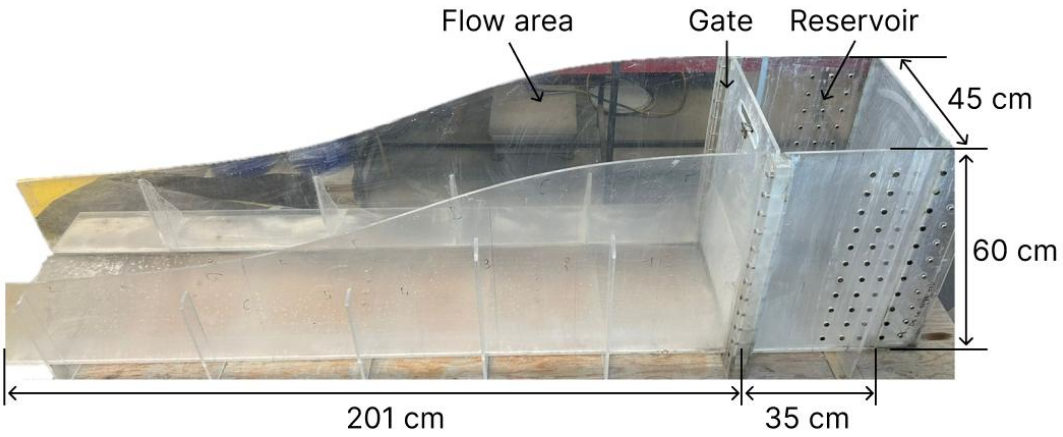


Figure 4.7. Photograph of a large flume made of plexiglass

Different from the waste rock sample preparation in Section 2.2.1, the waste rock samples for each test were prepared by applying the double scalping-down technique (Deiminiat and Li, 2022) with the largest particle size (d_{max}) of 40, 28 and 19 mm, respectively. The smallest particle size (d_{min}) of the waste samples was thus kept at 0.425 mm. The PSD curves of the scalped waste rock samples along with that of the original waste rock are shown in Figure 4.8. The percentages of fine particles of scalped samples are increased by applying the scalping-down technique.

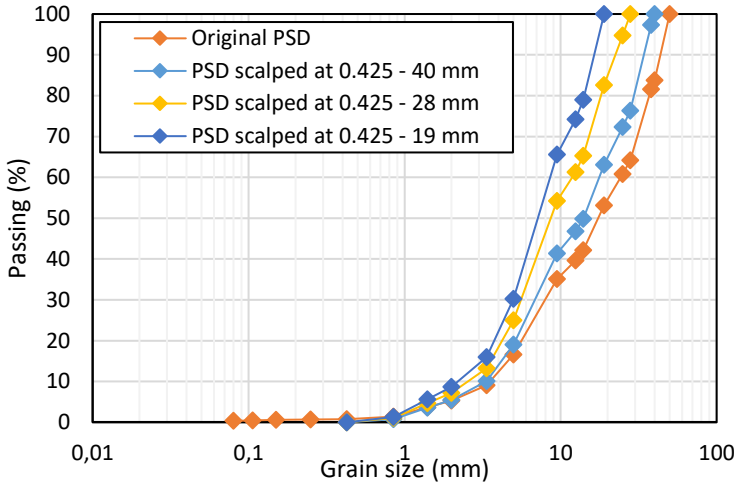


Figure 4.8. Particle size distribution curves of double scalped waste rock samples with d_{max} of 40, 28, and 19 mm and d_{min} = 0.425 mm along with the PSD of the original waste rock

The waste rock was homogenized and placed into the flume's reservoir to form a cell with a diameter (D) of ~30 cm and ~38 cm, respectively. The initial height of the waste rocks was measured using a laser sensor at 5 points a, b, c, d, and e, as shown in Figure 4.9-a. The measured heights H_a, H_b, H_c, H_d are around 12 cm, while H_e is around 2 cm. Tailings with a pulp density (P) of approximately 66 % were mixed to ensure its homogeneity, and then poured into the cell. The thickness of the tailings slurry is ~8 cm, determined by removing the H_e from the total height measured (H_f), using the same laser instrument (Fig. 4.9-b). The gate was instantaneously removed to trigger tailings flow. The final distance traveled by the two types of mine waste was measured. The flow pattern was recorded photographically.

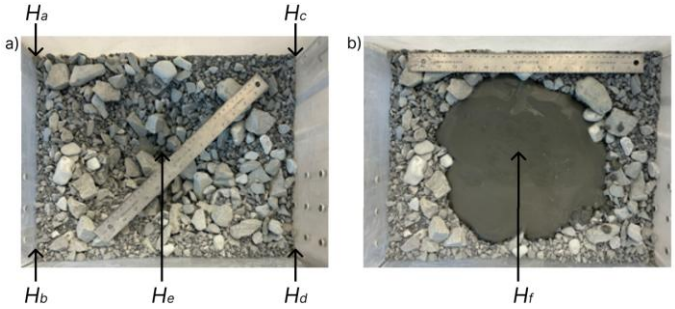


Figure 4.9. A waste rock cell: a- before pouring the tailings, b- after pouring the tailings

Figure 4.10 presents photographs of the tailings flow at an immobile state after instantaneous failure of the cell with a cell diameter (D) of ~30 cm (Fig. 4.10-a, c and e) and ~38 cm (Fig 4.10-b, d and f) for different d_{max} of waste rock. One sees that the runout distance does not change significantly as the $d_{\max}$ of the waste rock particles decreases from 40 to 19 mm, as shown in Figure 4.10-a or Figure 4.10-b. These results tend to indicate that the runout distance of the tailings is not sensitive to the change of d_{max} of scalped samples of waste rock. More tests (both in geometry and waste rock particles) are necessary to verify the validity of this conclusion. If it is proven to be valid with larger scale test results, one can predict the runout distance of tailings confined by waste rock in field conditions based on small scale tests with scalped waste rock sample.

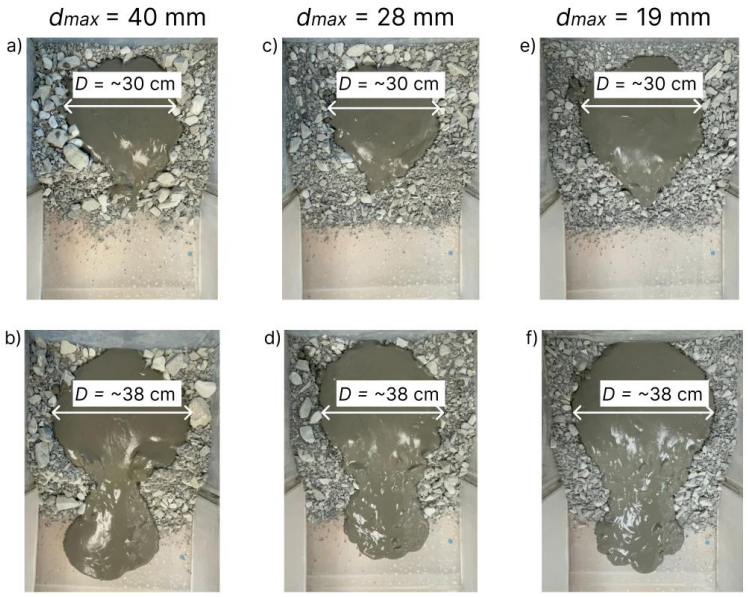


Figure 4.10. Photographs of the tailings flow at an immobile state after instantaneous failure of the cell with a cell diameter (D) of (a, c and e) ~30 cm and (b, d and f) ~38 cm for different dmax of waste rock

Figure 4.11 presents the variation of the runout distance as a function of the cell diameter, D (Fig. 4.11-a) and the largest particle size of waste rock, $d_{\max}$ (Fig. 4.11-b). Once again, one sees that the runout distance increases as the cell diameter (D) increases (Fig. 4.1-1a), while the runout distance

does not change significantly with the change of largest particle size (d_{max}) of waste rock (Fig. 4.11-b).

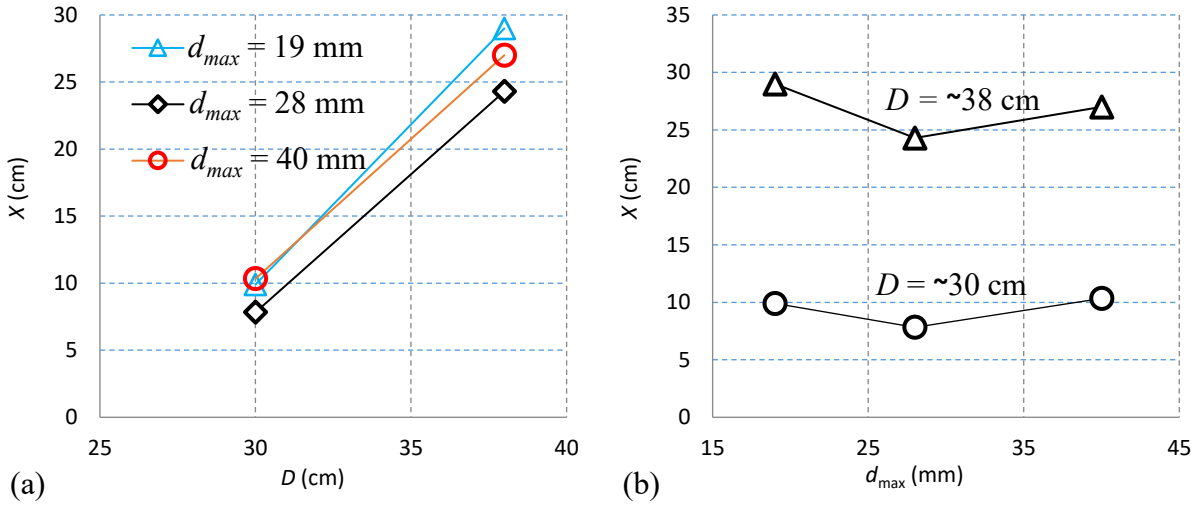


Figure 4.11. Variation of the runout distance as a function of (a) cell diameter (D) of ~38 cm and (b) largest particle size (d_{max}) of waste rock for cell diameter

After the tailings flow, one observed that only a small proportion of waste rock particles located closely aside the flow path was mobilized by the flow. The fine particles driven by the flow settled down to the base and increased the surface roughness for the flow, while the coarse particles driven by the flow formed an obstacle for the flow. Both contribute to dissipating the kinetic energy of tailings flow and reducing the runout distance.

Tailings confined in one waste rock cell of CtRS without lateral restrictions

While the flume tests provide valuable insights on the flow of tailings with or without waste rock, the lateral restriction imposed by the canal walls does not correspond to field condition with a wide plateau ground. In addition, the volume of tested material is limited by the reservoir dimensions. Tests on an unconfined platform without lateral restrictions are necessary to understand and evaluate the flow of tailings without lateral restriction.

Figure 4.12 shows a schematic presentation (Fig. 4.12-a) and a photograph (Fig. 4.12-b) of a single waste rock cell of CtRS constructed in laboratory. On the Figure 4.12-a, D_{ci} and D_{co} are the diameters of the cell on top and at base, respectively; Hc_i and Hc_o are the inside and outside thicknesses of the waste rock cell, respectively; α is the slope angle (equal to the repose angle of the waste rock).

The double scalping-down technique was applied to obtain three scalped samples of waste rock (Deiminiat & Li, 2022). The resulting waste rock samples had maximum particle sizes (d_{max}) of 40 mm, 28 mm and 19 mm, respectively, while the smallest particle size (d_{min}) is 0.425 mm. The PSD curves of the scalped waste rock samples were presented in Figure 4.8.

Well mixed tailings slurry was poured in the waste rock cell, as shown in Figure 4.12-b. The failure of the structure and tailings flow were triggered by removing progressively or instantaneously the waste rock at a chosen position.

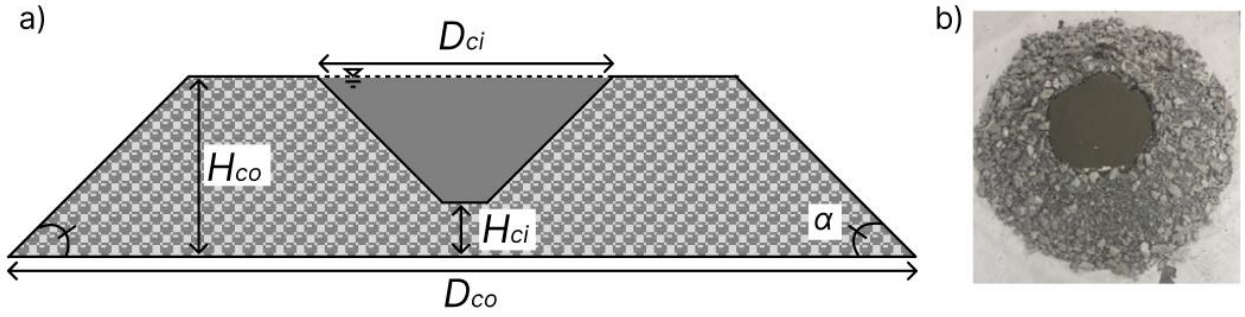


Figure 4.12. a-Schematic presentation of a single waste rock cell with tailings before failure, b-photograph of a waste rock cell

Table 4.2 presents the testing program to evaluate the influence of the cell's internal diameter (D_{ci}), the thickness of the base layer (H_{ci}), the PSD of the waste rock, the pulp density (P) and the tailing's settlement time (t_s) on the runout distance of tailings. For the tests with varying cell diameter, the required mass of WR was increased by 50 % for constructing the 45 cm cell and doubled for the

50 cm cell, compared to the reference case of 30 cm cell. For the tests with varying thickness of the base layer, the WR mass was increases in the base, while the mass of tailings slurry was kept constant with the same cell volume. For the tests with the variation in the d_{max} of WR prepared by applying the scalping down technique, the cell geometry and waste rock mass were fixed, while the mass of tailings poured was variated. When the waste rock particles are coarser, one observed that more tailings can migrate through the waste rock pores and one has to add more tailings to fully fill the waste rock cell.

Tableau 4.2. Testing programme with a single waste rock cell of CtRS

Case	D_{ci} (cm)	D_{co} (cm)	H_{ci} (cm)	H_{co} (cm)	α (°)	WR d_{max} (mm)	P (%)	t_s (h)	Mode of failure
1	~30, ~45 and ~55	~72, ~80 and ~90	~2	~12	30 - 35	28	~67	0	Progressive
2	~30	~80	~1, ~4 and ~8	~11		28	~66	0	Instantaneous
3	~30	~70	~2	~11		40, 28 and 19	~67	0	Instantaneous
4	~30	~70	~2	~11		28	~47, ~53 and ~55	0 and 4	Instantaneous

Two type of tests were conducted at the front of the cell with progressive (case 1) and instantaneous (case 2, 3 and 4) removal of the waste rock particles to induce failure and tailings flow. Figure 4.13 shows photographs of the final flow state of tailings after a progressive failure (Fig. 4.13-a) and instantaneous failure (Fig. 4.13-b). The two tests were conducted with the same initial conditions, including the same waste rock fraction (0.424-28 mm), same tailings pulp density (~67%), and the same initial cell geometry. The progressive failure was induced by manually detaching the waste rock particles from the front of the cell using a spoon. This method resulted in a gradual and controlled release of the confined tailings with minimal integration of the waste rock particles in the flow (Fig. 4.13-a). The instantaneous failure was triggered by a rapid removal of the frontal waste rock using a shovel in a single motion. This method produced a sudden, uncontrolled massive

release of both tailings and waste rock (Fig. 4.13-b). Since this study focusses on the simulation of an uncontrolled sudden failure event, the instantaneous failure mode was applied in the remaining tests.

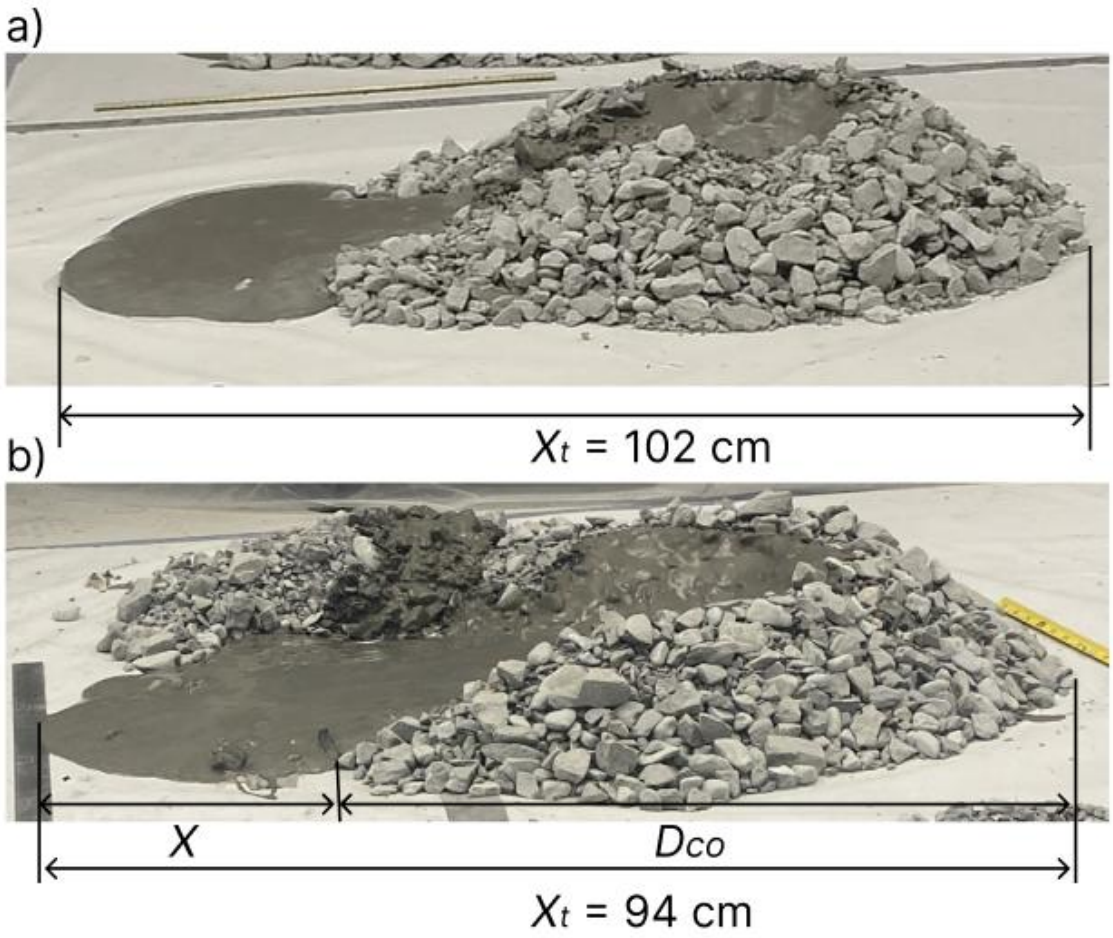


Figure 4.13. Failure mode: a) Progressive, b) Instantaneous

Following the failure events, the total distance (X_t) between the front of the flow and the farthest position of the structure was measured. The final runout distance (X) was then calculated by subtracting the outside cell diameter (D_{co}) from the total measured distance (X_t) as:

$$X = X_t - D_{co} \tag{4.2}$$

Figure 14 illustrates the variation of runout distance as a function of cell diameter (D_{ci}) (Fig. 4.14-a) and the waste rock thickness (H_{ci}) below the waste rock cell (Fig. 4.14-b). The runout distance increases almost linearly with the increase of the cell diameter (D_{ci}). A similar trend was observed between the runout distance and the waste rock thickness (H_{ci}). With a larger cell diameter (D_{ci}), the quantity of tailings slurry is bigger, runout distance is longer. When the rock thickness (H_{ci}) below the waste rock cell is bigger, the potential energy of stored tailings is higher. Upon on failure, the stored tailings slurry possesses higher greater energy to flow, leading to a longer runout distance. These results indicate that the waste rock cell diameter (D_{ci}) and the rock thickness (H_{ci}) below the waste rock cell must be limited to prevent their flow from being transformed into a flood. Of course, these results were obtained without considering the drainage and consolidation of the tailings. When the rock thickness (H_{ci}) below the waste rock cell is too small, the downward drainage of the tailings slurry can be limited. Optimisation is necessary to determine the optimal thickness (H_{ci}).

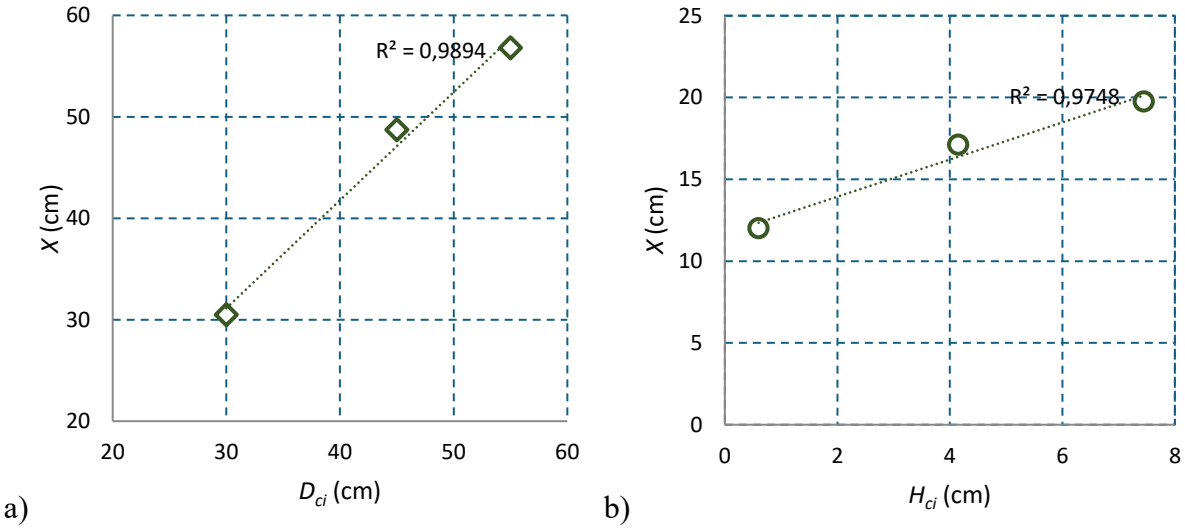


Figure 4.14: a) Runout distance versus the cell diameter (see more details given in Table 4.2, Case 1) and b) Runout distance versus the base layer height (see more details given in Table 4.2, Case 2)

Figure 4.15 presents the variation of runout distance of tailings flow as a function of waste rock d_{max}. No clear correlation can be drawn between the runout distance and the waste rock d_{max}. However, one cannot draw a conclusion stating that the runout distance is not significantly sensitive to the change of largest particle size (d_{max}) of waste rock, as the large flume test results shown in Figure 4.10-b.

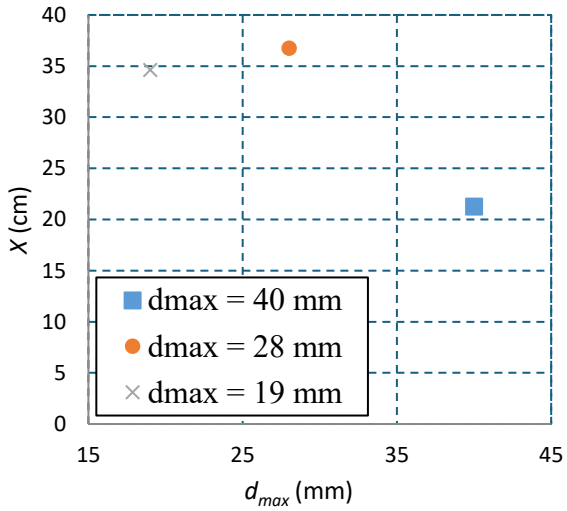


Figure 4.15. Variation of the runout distance as a function of the WR d_{max} (see more details given in Table 4.2, Case 3)

Figure 4.16 present the runout distance with different pulp densities of tailings and different settlement time. As expected, the extent of the flow decreases with the increase in the pulp density. As the pulp density of the tailings is higher, the material becomes more viscous. The flow becomes more difficult, resulting in a shorter runout distance (MEND, 2017). For a given pulp density, a longer settlement time allows the tailings to drain and consolidate. Upon failure of the confining structure, the tailings slurry becomes thicker, resulting in smaller runout distance.

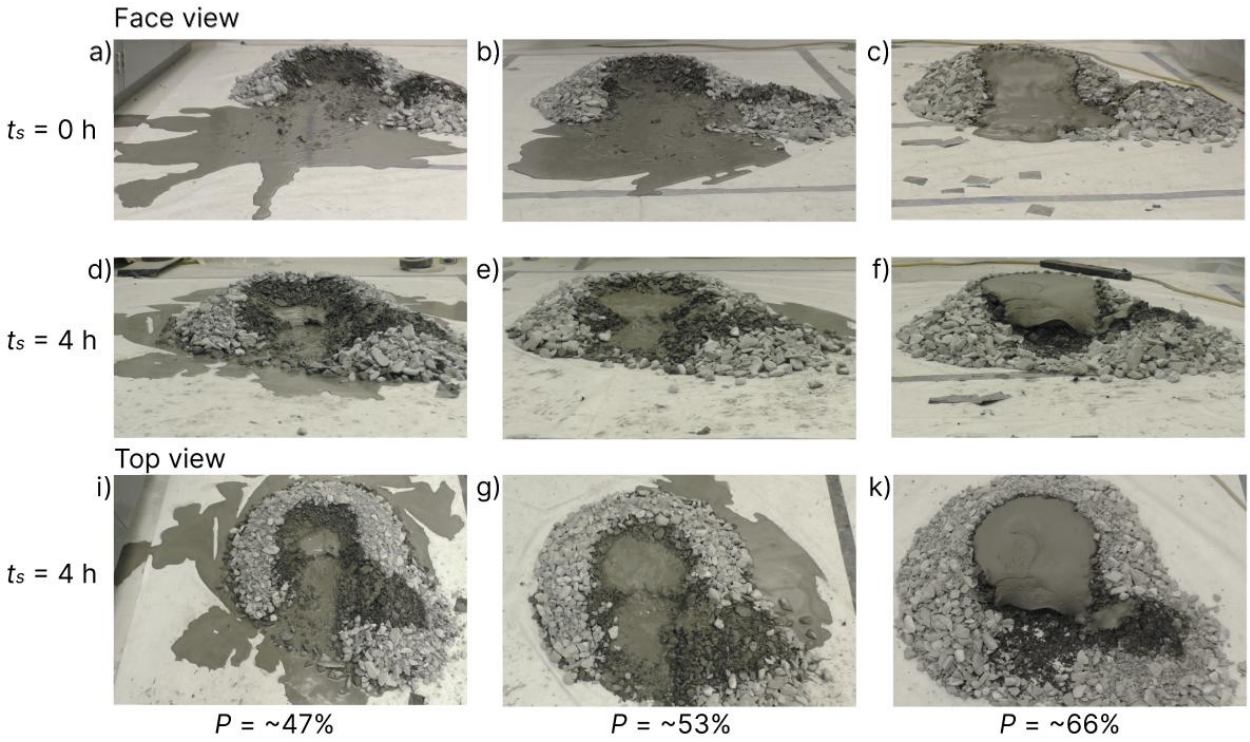


Figure 4.16. Influence of ts and P on the behavior of material after failure (see more details given in Table 4.2, Case 4)

Figure 4.17 shows the variation of runout distance as a function of the pulp density (*P*) for different settlement time (Fig. 4.17-a) as well as the variation of runout distance as a function of the settlement time for different pulp densities (Fig. 4.17-b). One sees that the runout distance decreases almost linearly with the increase of pulp density (Fig. 4.17-a). For a given pulp density, Figure 4.17-b shows that the runout distance decreases significantly as the settlement time increases from 0 to only 4 hours, indicating the high efficiency of drainage of the tailings slurry through the high permeable waste rock. However, more experimental work is necessary to describe the variation of X as a function of the t_f in a more realistic manner.

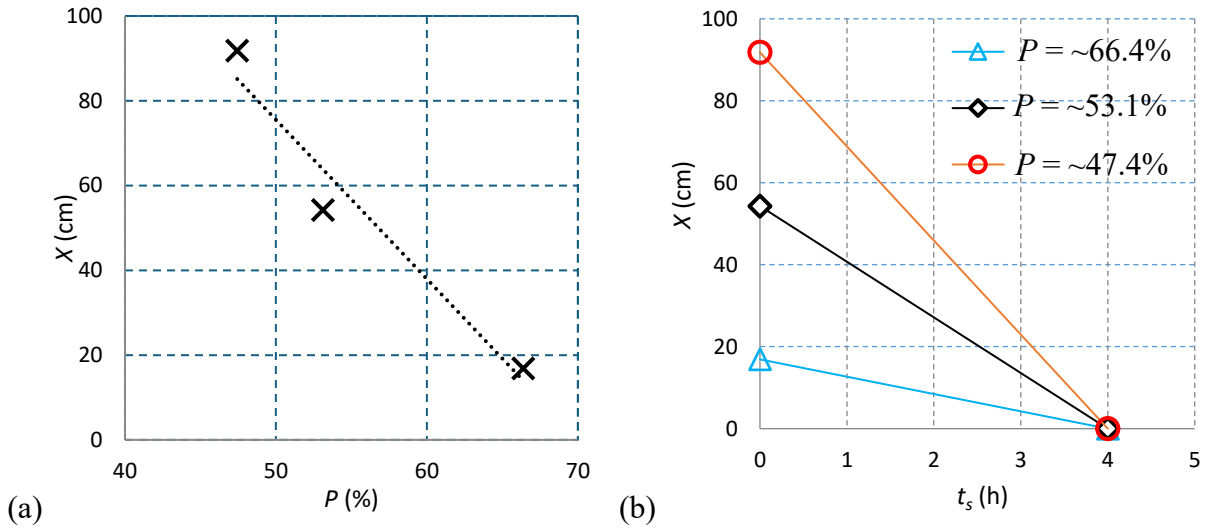


Figure 4.17. Variation of the runout distance as a function of (a) the pulp density of tailings for a settlement time of 0 h and (b) settlement time (t_s) for different pulp densities (see more details given in Table 4.2, Case 4)

4.3 Discussion

The results of this study indicate that waste rock plays a critical role in reducing the runout distance of tailings. The study contributes to a better understanding and even a qualitative evaluation on the different influencing parameters to the runout distance. The test results are thus useful for the optimization design of integral structure of the CtRS. Nevertheless, some limitations involved in this study should be mentioned.

The experiments were conducted at a laboratory scale under idealized conditions, which cannot fully capture the field-scale conditions, either in terms of geometry and waste particle size. An integral structure of CtRS contains several layers and several cells on each layer. Replicating physical model in laboratory is practically impossible due to limitation in space and building structure capacity. Field tests combined with numerical modeling are necessary. Future research work can be performed on:

- developing reliable numerical models to simulate the failure and flow of an integral structure of the CtRS,
- Determining the influence of the d_{max} of the waste rock on the runout, as it would allow the prediction of this distance in field condition based on laboratory scale tests,
- optimizing construction parameters, particularly the WR/T ratio and the cell's geometry to ensure both the safety and an economic efficiency,
- investigating the long-term geotechnical stability of the CtRS structure, specifically by determining the effect of the migration phenomena,
- evaluating of the performance of the CtRS structure under climate change conditions.

A significant migration of tailings particles through the waste rock was observed after a settlement time with a tailings pulp density *P* of 47%, while migration of tailings particles through the waste rock cell was almost absent with a tailings pulp density *P* of 66%, as shown in Figure 4.18. These results indicates that the migration of tailings particles through the waste rock can be controlled or minimized by increasing the tailings pulp density to a critical value. The results also indicate that the filter or retention criteria considering solely some specific particles are not sufficient to design the migration of tailings slurry through waste rock. An improvement to the classical filter or retention criteria is necessary by taking into account the pulp density, hydraulic gradient, and other influencing factors (e.g., Behlke et al. 2025b).

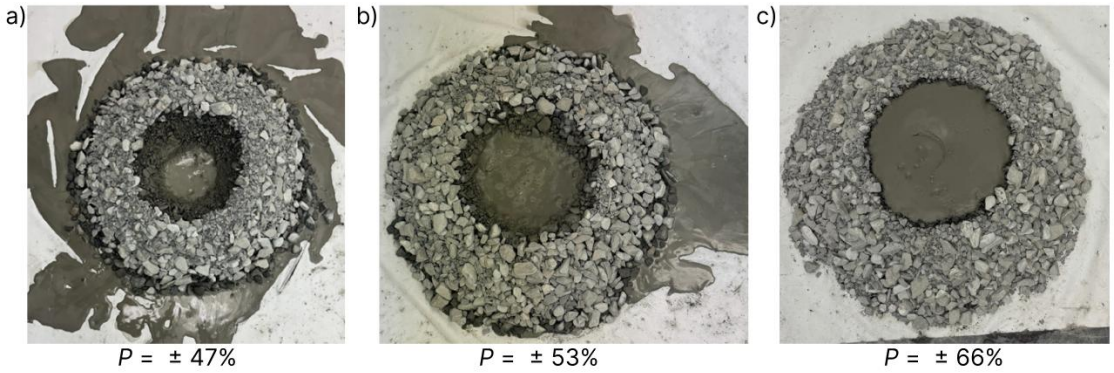


Figure 4.18. Migration of tailings through the waste rock particles as a function of the tailings pulp density after a settlement time t_s of 4h

4.4 Conclusion

The total co-disposal of nonreactive tailings and waste rock (CtRS) represent a promising approach to control the tailings flow and to prevent catastrophic runout in case of a failure. This research experimentally determined the influence of several factors on the runout distance of tailings with or without addition of waste rock. The following conclusions can be drawn:

- In homogenous mixture, the waste rocks participate to reduce the runout distance by reinforcing the mixture internal structure, particularly with higher pulp density and mixture ratio.
- In waste rock cell configuration, the presence of waste rocks participates in dissipating the tailings flow energy by acting as obstacle and surface roughness at the time of failure.
- The runout distance increases with the waste rock cell diameter and the base thickness of waste rock. The former indicates that one should limit the volume of tailings contained in each cell of the integral structure of CtRS, while the latter must be optimized by considering the increase in the potential energy of tailings with increasing waste rock base thickness and the decrease in drainage capacity with decreasing waste rock base thickness.
- The runout distance decreases significantly with increasing pulp density of tailings slurry.

- Due to the high permeability and high draining capacity of waste rock, the runout distance of tailings slurry can be significantly reduced with even a short settlement time.
- The runout distance can be controlled or limited by limiting the size of waste rock cell, increasing the tailings pulp density, or prolonging the settlement time.
- The filter or retention criteria considering solely some specific particles for the filter and base materials are inadequate for evaluating the migration of tailings slurry through waste rock. An improvement to the classical filter or retention criteria is necessary by considering the pulp density, hydraulic gradient, and other influencing factors.

4.5 Acknowledgment

The authors acknowledge the financial support from the Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada (NSERC RGPIN-2024-06859), Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada (NSERC ALLRP 566888-21), WSP and industrial partners of the Research Institute on Mines and the Environment (RIME UQAT–Polytechnique; http://rime-irme.ca). Patrick Bernèche, Mathieu Robidas, Noura El-Harrak, Éric Tuergons, and Samuel Chenier, Abu Hamad, Hamed Bahmani, and Ble Franck Liatche are gratefully acknowledged for their lab assistance. are gratefully acknowledged for their lab assistance.

References

Aubertin, M., Bussière Bruno, & Louis Bernier. (2002a). *Environnement et gestion des rejets miniers*. Presses internationales Polytechnique.

Aubertin, M., Jahanbakhshzadeh, A., & Yniesta, S. (2019). *The effect of waste rock inclusions on the seismic stability of a tailings impoundment*. In Earthquake Geotechnical Engineering for Protection and Development of Environment and Constructions. CRC Press.

Azam, S., & Li, Q. (2010). *Tailings dam failures: a review of the last one hundred years*. Geotechnical news, 28(4), 50-54.

Behlke, F., Ovalle, C., Ouellet, S., & Li, L. (2025). *Évaluation de la migration des résidus et du comportement hydrogéologique du remblayage par co-déposition dans la fosse de la mine Canadian Malartic*. Mines and Environment Symposium 2025, Rouyn-Noranda, Québec. https://publications.polymtl.ca/67542/

Behlke, F., Ovalle, C., Ouellet, S., & Li, L. (2025b). *Experimental investigation of mine tailings migration through waste rock in co-disposal structures*. Proceedings of Tailings and Mine Waste, November 2-5, 2025, Banff, AB, Canada.

Bussière, B. (2007). *Colloquium 2004: Hydrogeotechnical properties of hard rock tailings from metal mines and emerging geoenvironmental disposal approaches*. Canadian Geotechnical Journal, 44(9), 1019-1052. https://doi.org/10.1139/T07-040.

Davies, M. P. (2002). *Tailings Impoundment Failures: Are Geotechnical Engineers Listening?* Geotechnical News, 31-36.

Deiminiat, A., & Li, L. (2022). *Experimental Study on the Reliability of Scaling Down Techniques Used in Direct Shear Tests to Determine the Shear Strength of Rockfill and Waste Rocks*. CivilEng, 3(1), 35-50. https://doi.org/10.3390/civileng3010003.

Gowan, M., Lee, M., Williams, D. J., Jewell, R., & Fourie, A. B. (2010*). Co-disposal techniques that may mitigate risks associated with storage and management of potentially acid generating wastes*. Mine Waste 2010: Proceedings of the First International Seminar on the Reduction of Risk in the Management of Tailings and Mine Waste, R. Jewell and A. Fourie,

Eds. Australian Centre for Geomechanics, https://doi.org/10.36487/ACG_rep/1008_33_Gowan.

Habte, K., & Bocking, K. (2012). *Co-disposal practices in mine waste management*, Golder Associates Ltd., 67000 Century Avenue, Mississauga, Ontario, Canada L5N 6A4, Tech. Rep.

Jaguar Mining Inc. (2024). *Technical Report on the Turmalina Mining Complex, Minas Gerais, Brazil*. SLR Consulting (Canada) Ltd., 55 University Ave., Suite 501 Toronto, ON M5J 2H7.

James, M., Aubertin, M., & Bussière, B. (2013). *On the use of waste rock inclusions to improve the performance of tailings impoundments*. Proceedings of the 18th International Conference Soil Mechanics and Geotechnical Engineering, Paris, France (p. 2-6).

Leduc, M., & Smith, M. (2003). *Tailings Co-DisposalTM Innovations for Cost Savings and Liability Reduction*. The Latin America Mining Record, 15.

Li, L., (2020*) Études du comportement hydrogéotechnique des structures intégrales de la co-disposition totale des résidus miniers et des roches stériles (CtRS) chimiquement non-réactifs*. Subvention CRSNG Alliance, ALLRP 566888-21.

Lyu, Z., Chai, J., Xu, Z., Qin, Y., & Cao, J. (2019). *A Comprehensive Review on Reasons for Tailings Dam Failures Based on Case History*. Advances in Civil Engineering, e4159306. https://doi.org/10.1155/2019/4159306.

MELCCFP. (2025). *Directive 019 sur l'industrie minière*. https://www.environnement.gouv.qc.ca/milieu_ind/directive019/index.htm

MEND. (2017). *Study of tailings management technologies*: MEND Report 2.50.1 (24th Annual BC MEND Metal Leaching /Acid Rock Drainage Workshop). MEND (Mine Environment Neutral Drainage); MAC (Mineralogical Association Of Canada). http://mend-nedem.org/mend-report/study-of-tailings-management-technologies-2017.

Ouellet, S., Chapuis, S., & Ovalle, C. (2021). *Le projet de co-deposition dans la fosse Canadian Malartic*. Symposium Rouyn-Noranda 2021 sur l'environnement et les mines. https://publications.polymtl.ca/48109.

Robertson, P. K., de Melo, L., Williams, D. J., & Wilson, G. W. (2019). *Report of the expert panel on the technical causes of the failure of Feijão Dam* I. http://www.b1technicalinvestigation.com.

Santamarina, J. C., Torres-Cruz, L. A., & Bachus, R. C. (2019). *Why coal ash and tailings dam disasters occur*. Science, 364(6440), 526-528. https://doi.org/10.1126/science.aax1927

Vick, S. G. (1990). *Planning, design, and analysis of tailings dams*. Bitech Publisher.

Wickland, B. E., Wilson, G. W., Wijewickreme, D., & Klein, B. (2006). *Design and evaluation of mixtures of mine waste rock and tailings*. Canadian Geotechnical Journal, 43(9), 928-945. https://doi.org/10.1139/t06-058

WISE (2025). *Chronology of major tailings dam failures*. World Information Service on Energy Uranium Project. https://www.wise-uranium.org/mdaf.html

CHAPITRE 5 DISCUSSIONS GÉNÉRALES

Dans le but d'obtenir une meilleure compréhension sur l'écoulement post-rupture d'une structure intégrale de la CtRS, plusieurs essais ont été réalisés avec une méthodologie progressive commençant avec une argile, un matériau physiquement plus stable, et avec moins d'incertitude. Les résultats montrent que la distance d'écoulement diminue avec l'augmentation de la densité de pulpe pour une hauteur initiale donnée et augmente avec l'augmentation de la hauteur initiale pour une densité de pulpe donnée.

Pour les résidus miniers, une analyse de sensibilité du temps de malaxage a été faite pour assurer la stabilité et la fiabilité des résultats expérimentaux. Les résultats montrent qu'une durée minimum de 2 minutes est nécessaire. Pour une hauteur initiale donnée, la distance d'écoulement diminue avec l'augmentation de la densité de pulpe. Elle augmente linéairement avec la hauteur initiale pour une densité de pulpe donnée. La distance d'écoulement présente une tendance générale à la hausse avec le volume initial des résidus, mais elle montre une nette diminution avec l'augmentation de la largeur de la brèche. L'augmentation du temps de repos des résidus miniers réduit significativement la distance d'écoulement des résidus miniers.

L'ajout des roches stériles aux résidus participe à changer le comportement d'écoulement des résidus miniers, en réduisent leur distance d'écoulement. Elles agissent comme des agents de dissipation de l'énergie des résidus miniers lors de l'écoulement, qu'elles soient dans un mélange homogène avec des résidus miniers ou utilisées pour la construction d'une cellule de confinement pour les résidus miniers.

Ces résultats sont utiles pour atteindre une compréhension qualitative de l'écoulement des résidus miniers avec ou sans roches stériles. Elles s'agissent d'une étape essentielle vers la conception d'une structure intégrale de la co-déposition totale des deux types de rejets miniers chimiquement

non-réactifs. Cependant, il faut être conscient que les travaux réalisés sont loin d'être complets et parfaits. Il reste plusieurs limitations qui méritent d'être soulignées:

- Des défis techniques concernant le mécanisme de rupture, particulièrement le décrochement manuel de la porte pour simuler la rupture, qui est susceptible d'influencer la vitesse d'écoulement des résidus et par conséquent les résultats finaux.
- Les parois latérales du canal d'essai limitent l'observation de l'écoulement latéral des résidus.
- La détermination de la pente formée par les résidus s'est avérée difficile en raison des contraintes liés aux équipements de mesures disponibles.
- L'influence de la pente du terrain et des obstacles topographiques n'a pas été évaluée sous cette étude expérimentale.
- Des défis de mesures des propriétés rhéologiques des résidus en raison de l'absence de la géométrie croisillon requise pour les matériaux comme les résidus. Celle-ci limite la caractérisation complète des résidus par la suite la compréhension en détails de leur comportement lors de l'écoulement.
- La construction de la structure de CtRS à l'échelle du laboratoire a été limitée par la disponibilité de l'espace et des matériaux.

Malgré ces limitations, les résultats obtenus dans cette étude fournissent une base pour la compréhension du comportement d'écoulement de ces deux types de rejets miniers, pour la conception et l'optimisation d'une structure intégrale de la co-déposition totale des résidus miniers et des roches stériles chimiquement non réactifs (CtRS).

CHAPITRE 6 CONCLUSION GÉNÉRALE ET RECOMMANDATIONS

Mise en contexte de la problématique et des principaux résultats

Les problématiques persistantes dues à la rupture des digues de retenues entraînent des conséquences catastrophiques, incluant des pertes des vies humaines, des destructions de l'infrastructure, la contamination environnementale et des problèmes économiques au niveau de la mine concernée. La co-déposition des résidus miniers avec les roches stériles est une solution alternative permettant de tirer parti des deux matériaux pour construire une structure stable, sécuritaire et durable. Une solution prometteuse étudiée dans le cadre de ce travail est la structure de CtRS, qui consiste à construire des cellules en roches stériles pour confiner les résidus. L'objectif principal de notre étude consiste à comprendre le comportement de l'écoulement post-rupture des matériaux de la CtRS à travers 3 objectifs spécifiques, dont l'analyse de l'écoulement des résidus, l'étude du comportement des mélanges de résidus et de roches stériles et la détermination du comportement lors de l'écoulement d'une seule structure intégrale.

Les investigations menées sur les différentes configurations ont mis en évidence des mécanismes physiques distincts gouvernent l'écoulement de ces matériaux. Les résultats avec les résidus ont montré que l'écoulement est régi par les énergies potentielles et cinétiques. L'ajout des roches stériles permet la dissipation de l'énergie lors de l'écoulement, qui peut agir comme des obstacles et des rugosités au niveau de la base. L'analyse de l'influence des paramètres sur la distance d'écoulement a mis en lumière les conclusions pertinentes suivantes :

- La distance d'écoulement des résidus diminue avec la diminution de la densité de pulpe, l'augmentation de la hauteur initiale et l'augmentation de la durée de sédimentation des résidus.

- La distance d'écoulement du mélange diminue avec l'augmentation du ratio de mélange entre les stériles/résidus, avec l'augmentation du diamètre des grains des stériles et avec l'augmentation de la densité de pulpe des résidus.
- Pour les résidus confinés dans une cellule de stériles, la distance d'écoulement dépend principalement de la géométrie de la cellule (diamètre de la cellule et hauteur de la couche de base des stériles). Elle augmente linéairement avec l'augmentation du diamètre de la cellule et de la hauteur de la couche de base. Ce résultat permet de conclure qu'il faut limiter le volume des résidus contenu dans les cellules de la structure intégrale. Par ailleurs, cette distance est aussi sensible à la densité de pulpe et au temps de sédimentation des résidus dans la cellule. Elle diminue avec l'augmentation de ces deux paramètres.
- La distance d'écoulement pourra être limitée en limitant la taille de la cellule, en augmentant la densité de pulpe et/ou en augmentant le temps de sédimentation des résidus.
- Les critères des filtres nécessitent une amélioration tout en tenant compte de la densité de pulpe, du gradient hydraulique et d'autres facteurs influents.

Contribution de la recherche

Cette étude apporte plusieurs contributions originales au niveau de la gestion des rejets miniers. D'un point de vue méthodologique, il s'agit de la première étude expérimentale dédiée à l'analyse de l'écoulement post-rupture de la CtRS, en utilisant un protocole expérimental innovant et bien structuré. Sur le plan de conception, cette étude met en évidence le rôle des stériles et identifie des paramètres clés critiques (tels que la densité de pulpe et le temps de sédimentations) qui influencent le comportement des résidus. D'un point de vue pratique, cette étude valide l'approche de la CtRS comme une solution efficace qui, en considérant une bonne conception, participe à atténuer les conséquences des ruptures rencontrées avec les digues de retenues. En fin, cette étude qualitative

participe à l'optimisation des stratégies de dépôts et à la mise en place des plans d'évaluation des risques.

Recommandations

À l'issue de cette étude, les recommandations suivantes sont formulées :

- Étudier l'écoulement des résidus sans restreintes latérales pour analyser son influence sur la distance d'écoulement.
- Déterminer la pente formée par les résidus afin de permettre une analyse adimensionnelle des résultats expérimentaux.
- Effectuer d'autres essais en ajoutant des obstacles topographiques pour déterminer leurs influences sur la distance d'écoulement des matériaux.
- Réaliser une caractérisation des rhéologiques des résidus pour comprendre plus le comportement de ces matériaux.
- Réaliser des essais d'écoulement de canal avec les résidus miniers et prélever des échantillons de différentes places dans la zone d'écoulement, puis déterminer leurs propriétés rhéologiques pour déterminer la variabilité spatiale des propriétés des résidus.
- Optimiser les paramètres de construction de la cellule, notamment en déterminant le ratio optimal entre les résidus et les stériles, afin d'éviter les écoulements post-ruptures de la structure intégrale et d'assurer l'intégrité de la structure. Des essais expérimentaux sur la géométrie de la cellule sont également nécessaires pour garantir une conception à la fois sécuritaire et économiquement efficace.
- Établir une équation qui réunit la distance d'écoulement et les différents paramètres testés.

- Modéliser numériquement la CtRS et simuler divers scénarios de rupture afin de mettre en application la CtRS sur le terrain et pour pouvoir quantifier la distance d'écoulement des matériaux dans le cas de rupture.
- Évaluer l'influence du d_{max} des roches stériles sur la distance d'écoulement. Ce paramètre pourra aider à extrapoler, à partir des données de laboratoire, les prédictions de la distance d'écoulement à une échelle plus large.
- Déterminer l'influence de la migration des particules fines de résidus dans les pores des stériles sur la stabilité de la structure.
- Générer des critères de filtres applicables pour les résidus, tout en intégrant l'influence des paramètres, tels que la densité de pulpe, le gradient hydraulique et d'autres facteurs.
- Étudier l'influence des changements climatiques sur la stabilité de la CtRS, tout en évaluant l'impact des cycles gel-dégel sur l'intégrité de la structure.

RÉFÉRENCES

Alonso, E. E., & Gens, A. (2006). Aznalcóllar dam failure. Part 1: Field observations and material properties. Géotechnique, 56(3), 165-183. https://doi.org/10.1680/geot.2006.56.3.165

Ancey, C., & Cochard, S. (2009). *The dam-break problem for Herschel–Bulkley viscoplastic fluids down steep flumes*. Journal of Non-Newtonian Fluid Mechanics, 158(1), 18-35. https://doi.org/10.1016/j.jnnfm.2008.08.008

Aubertin, M., Bussière Bruno, & Louis Bernier. (2002a). *Environnement et gestion des rejets miniers*. Presses internationales Polytechnique.

Aubertin, M., Bussiere, B., & Chapuis, R. P. (1996*). Hydraulic conductivity of homogenized tailings from hard rock mines*. Canadian Geotechnical Journal, 33(3), 470-482. https://doi.org/10.1139/t96-068

Aubertin, M., Bussière, B., James, M., Mbonimpa, M., & Chapuis, R. P. (2013a). *Revue de divers aspects liés à la stabilité géotechnique des ouvrages de retenue de résidus miniers*. Environnement, Ingénierie & Développement, N°64-Juin 2013, 28-36. https://doi.org/10.4267/dechets-sciences-techniques.2292

Aubertin, M., Bussière, B., Pabst, T., James, M., & Mbonimpa, M. (2016). *Review of the Reclamation Techniques for Acid-Generating Mine Wastes upon Closure of Disposal Sites*. Geo-Chicago 2016, Chicago, Illinois. https://doi.org/10.1061/9780784480137.034

Aubertin, M., Fala, O., Bussière, B., Martin, V., Campos, D., Gamache-Rochette, A., Chouteau, M., Chapuis, R.P., (2002). *Analyse des écoulements de l'eau en conditions non saturées dans les haldes à stériles*. In Proceedings of: Symposium 2002 Rouyn-Noranda, Canadian Institute of Mining, Metallurgy and Petroleum, on CD-ROM.

Aubertin, M., Fala, O., Molson, J., Gamache-Rochette, A., Lahmira, B., Martin, V., Lefebvre, R., Bussière, B., Chapuis, R. P., & Chouteau, M. (2005). *Évaluation du comportement hydrogéologique et géochimique des haldes à stériles*. Symposium Rouyn-Noranda: L'Environnement et les Mines (p. 15-18).

Aubertin, M., Jahanbakhshzadeh, A., & Yniesta, S. (2019). *The effect of waste rock inclusions on the seismic stability of a tailings*. 7th international conference on earthquake geotechnical engineering (ICEGE), Roma (p. 17-20).

Aubertin, M., James, M., Mbonimpa, M., Bussière, B., & Chapuis, R. P. (2013b). *Revue de divers aspects liés à la stabilité géotechnique des ouvrages de retenue de résidus miniers : Partie II – Analyse et conception*. Environnement, Ingénierie & Développement, N°64-Juin 2013, 7840. https://doi.org/10.4267/dechets-sciences-techniques.2314

Aubertin, M., Maknoon, M., & Ovalle, C. (2021). *Waste rock pile design considerations to promote geotechnical and geochemical stability.* Canadian Geotechnique, *2*, 44-47.

Aubertin, M., Mbonimpa, M., Jolette, D., Bussière, B., Chapuis, R.P., James, M., and Riffon, O. 2002b. *Stabilité géotechnique des ouvrages de retenue pour les résidus miniers : Problèmes persistants et méthodes de contrôle*. In Symposium 2002 on Mining and the Environment: Challenges and Prospects, Rouyn-Noranda, Que., 3–5 November 2002. Canadian Institute of Mining, Metallurgy, and Petroleum, Paper s32a1019p526.

Azam, S., & Li, Q. (2010). *Tailings dam failures: a review of the last one hundred years*. Geotechnical news, 28(4), 50-54.

Azam, S., Wilson, G. W., Fredlund, D. G., & Van Zyl, D. (2011). *Geotechnical characterization of mine waste rock*. 17th International Conference on Soil Mechanics and Geotechnical Engineering, 5, 3421-3425. https://doi.org/10.3233/978-1-60750-031-5-3421

Azam, S., Wilson, G. W., Herasymuik, G., Nichol, C., & Barbour, L. S. (2007). *Hydrogeological behaviour of an unsaturated waste rock pile: A case study at the Golden Sunlight Mine, Montana, USA*. Bulletin of Engineering Geology and the Environment, 66(3), 259-268. https://doi.org/10.1007/s10064-006-0077-7

Barnes, H. A., & Dzuy N. Q. (2001). *Rotating vane rheometry—A review*. Journal of Non-Newtonian Fluid Mechanics, 98(1), 1-14. https://doi.org/10.1016/S0377-0257(01)00095-7

Barnes, H. A., & Walters, K. (1985). *The yield stress myth?* Rheologica Acta, 24(4), 323-326. https://doi.org/10.1007/BF01333960

Barnes, H. A., Hutton, J. F., & Walters, K. (1989). *An Introduction to Rheology*. Elsevier.

Behlke, F., Ovalle, C., Ouellet, S., & Li, L. (2025). *Évaluation de la migration des résidus et du comportement hydrogéologique du remblayage par co-déposition dans la fosse de la mine Canadian Malartic*. Mines and Environment Symposium 2025, Rouyn-Noranda, Québec. https://publications.polymtl.ca/67542/

Bird, Stewart & Lightfoot (2002) *Transport Phenomena*. 2nd ed., Wiley

Blair, G. W. S. (1933). *On the Nature of "Yield-Value"*. Physics, 4(3), 113-118. https://doi.org/10.1063/1.1745163

Blight, G. (2010). *Geotechnical Engineering for Mine Waste Storage Facilities*. CRC Press. https://doi.org/10.1201/9780203859407

Boger, D. V. (2009). *Rheology and the resource industries*. Chemical Engineering Science, 64(22), 4525-4536. https://doi.org/10.1016/j.ces.2009.03.007

Boger, D. V. (2013). *Rheology of Slurries and Environmental Impacts in the Mining Industry*. Annual Review of Chemical and Biomolecular Engineering, 4(1), 239-257. https://doi.org/10.1146/annurev-chembioeng-061312-103347

Boudrias, G. (2018). *Évaluation numérique et expérimentale du drainage et de la consolidation de résidus miniers à proximité d'une inclusion de roches stériles* [Masters, École Polytechnique de Montréal]. https://publications.polymtl.ca/3098/

Brazil James, M. (2009). The use of waste rock inclusions to control the effects of liquefaction in tailings impoundments [Phd, École Polytechnique de Montréal]. https://publications.polymtl.ca/8284/

Bussière, B. (2007). *Colloquium 2004: Hydrogeotechnical properties of hard rock tailings from metal mines and emerging geoenvironmental disposal approaches*. Canadian Geotechnical Journal, 44(9), 1019-1052. https://doi.org/10.1139/T07-040.

Carmo, F. F. do, Kamino, L. H. Y., Junior, R. T., Campos, I. C. de, Carmo, F. F. do, Silvino, G., Castro, K. J. da S. X. de, Mauro, M. L., Rodrigues, N. U. A., Miranda, M. P. de S., & Pinto, C. E. F. (2017). *Fundão tailings dam failures: The environment tragedy of the largest technological disaster of Brazilian mining in global context*. Perspectives in Ecology and Conservation, 15(3), 145-151. https://doi.org/10.1016/j.pecon.2017.06.002

CDA. (2021). *Tailings Dam Breach Analysis* (p. 65). Canadian Dam association. https://cda.ca/publications/cda-guidance-documents/tailings-dam-breach-analysis

Chai-Onn, M. (2023). *Effets des conditions climatiques sur le comportement hydrogéologique d'un parc à résidus filtrés* [Masters, Polytechnique Montréal]. https://publications.polymtl.ca/57097/

Chambers, D.M. (2016). *Post-Mount Polley tailings dam safety in transboundary British Columbia* https://policycommons.net/artifacts/1192491/post-mount-polley-tailings-dam-safety-in-transboundary-british-columbia/1745613/

Davies, M. P. (2002). *Tailings Impoundment Failures: Are Geotechnical Engineers Listening?* Geotechnical News, 31-36.

Davies, M. P., McRoberts, E., & Martin, T. (2002). *Static liquefaction of tailings–fundamentals and case histories*. Proceedings Tailings Dams ASDSO/USCOLD, 233-255.

Dzuy N. Q., & Boger, D. V. (1983*). Yield Stress Measurement for Concentrated Suspensions*. Journal of Rheology, 27(4), 321-349. https://doi.org/10.1122/1.549709

Dzuy N. Q., & Boger, D. V. (1992). *Measuring the Flow Properties of Yield Stress Fluids*. Annual Review of Fluid Mechanics, 24(1), 47-88. https://doi.org/10.1146/annurev.fl.24.010192.000403

Engels J. (2026*). Co-disposal of Tailings*. https://www.tailings.info/disposal/codisposal.

Essayad, K. (2021). *Évaluation multi-échelle de l'instabilité interne et de la migration des résidus à travers les inclusions de roches stériles* [Phd, Polytechnique Montréal]. https://publications.polymtl.ca/9168/

Essayad, K., Pabst, T., Aubertin, M., & Chapuis, R. (2018). *An experimental study of the movement of tailings through waste rock inclusions*. in Proceedings of the 71st Canadian Geotechnical

Conference and the 13th Joint CGS/IAH-CNC Groundwater Conference. CGS, Edmonton, Alta, 2018.

Fala, O., Aubertin, M., Molson, J., Bussière, B., Wilson, G., Chapuis, R., & Martin, V. (2003). *Numerical modelling of unsaturated flow in uniform and heterogeneous waste rock piles*. Proceedings, Sixth International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD).

Fourie, A., Blight, G., & Papageorgiou, G. (2001). *Static liquefaction as a possible explanation for the Merriespruit tailings dam failure*. Canadian Geotechnical Journal, 38(4), 707-719. https://doi.org/10.1139/t00-112

Ghahramani, N., Chen, H. J., Clohan, D., Liu, S., Llano-Serna, M., Rana, N. M., McDougall, S., Evans, S. G., & Take, W. A. (2022). *A benchmarking study of four numerical runout models for the simulation of tailings flows*. Science of The Total Environment, 827, 154245. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154245

GISTM. (2020). *Global Industry Standard on Tailings Management*. Global Tailings Review. https://globaltailingsreview.org/global-industry-standard/

Gowan, M., Lee, M., Williams, D. J., Jewell, R., & Fourie, A. B. (2010*). Co-disposal techniques that may mitigate risks associated with storage and management of potentially acid generating wastes*. Mine Waste 2010: Proceedings of the First International Seminar on the Reduction of Risk in the Management of Tailings and Mine Waste, R. Jewell and A. Fourie, Eds. Australian Centre for Geomechanics, https://doi.org/10.36487/ACG_rep/1008_33_Gowan.

Grimalt, J. O., Ferrer, M., & Macpherson, E. (1999). *The mine tailing accident in Aznalcollar*. Science of The Total Environment, 242(1), 3-11. https://doi.org/10.1016/S0048-9697(99)00372-1

Habte, K., & Bocking, K. (2012). *Co-disposal practices in mine waste management*, Golder Associates Ltd., 67000 Century Avenue, Mississauga, Ontario, Canada L5N 6A4, Tech. Rep.

Hawley, M., & Cunning, J. (2017). *Guidelines for Mine Waste Dump and Stockpile Design*. CSIRO Publishing.

Henriquez, J., & Simms, P. (2008). *Visualization and modelling of dynamic paste tailings flows*. GeoEdmonton, Ottawa, Ontario, Canada.

Herasymuik, G. M. (1996). *Hydrogeology of a sulphide waste rock dump*. University of Saskatchewan.

Hillel (1998) *Environmental Soil Physics*, Academic Press

Holtz, R. D., & Kovacs, W. D. (1991). *Introduction à la géotechnique*. Presses inter Polytechnique.

Huiting Liu. (2018). *An experimental and numerical study of runout from a tailings dam failure*. University of Western Australia.

Incropera et al. (2017*) Fundamentals of Heat and Mass Transfer*, Wiley.

James, M. (2009). *The use of waste rock inclusions to control the effects of liquefaction in tailings impoundments* [Phd, École Polytechnique de Montréal]. https://publications.polymtl.ca/8284/

James, M., Aubertin, M., & Bussière, B. (2013). *On the use of waste rock inclusions to improve the performance of tailings impoundments*. Proceedings of the 18th International Conference Soil Mechanics and Geotechnical Engineering, Paris, France (p. 2-6).

James, M., Aubertin, M., Bussière, B., Pednault, C., Pépin, N., & Limoges, M. (2017). *A research project on the use of waste rock inclusions to improve the performance of tailings impoundments*. Geo-Ottawa, Ottawa, Ontario, Canada.

Jeyapalan, J. K. (1980). *Analyses of Flow Failures of Mine Tailings Impoundments.* Ph.D. University of California, Berkeley https://www.proquest.com/docview/303000343/abstract/A65D224E914D4793PQ/1

Jeyapalan, J. K., Duncan, J. M., & Seed, H. B. (1981). *Analyses of Flow Failures of Mine Tailings Dams*. Journal of Geotechnical Engineering, 109(2), 150-171. https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9410(1983)109:2(150)

Jeyapalan, J. K., Duncan, J. M., & Seed, H. B. (1983*). Investigation of Flow Failures of Tailings Dams*. Journal of Geotechnical Engineering, 109(2), 172-189. https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9410(1983)109:2(172)

Krishnan, J. M., Deshpande, A. P., & Kumar, P. B. S. (Éds.). (2010). *Rheology of Complex Fluids*. Springer. https://doi.org/10.1007/978-1-4419-6494-6

Leduc, M., & Smith, M. (2003). *Tailings Co-DisposalTM Innovations for Cost Savings and Liability Reduction*. The Latin America Mining Record, 15.

Lefebvre, R., Hockley, D., Smolensky, J., & Gélinas, P. (2001). *Multiphase transfer processes in waste rock piles producing acid mine drainage: Conceptual model and system*

characterization. Journal of Contaminant Hydrology, 52(1), 137-164. https://doi.org/10.1016/S0169-7722(01)00156-5

Lévesque, I. (2015). *Caractérisation hydrogéotechnique des roches stériles tamisées et compactées à l'aide d'essais de laboratoire à une échelle intermédiaire* [Masters, École Polytechnique de Montréal]. https://publications.polymtl.ca/2052/

Li, L., (2020) *Études du comportement hydrogéotechnique des structures intégrales de la co-disposition totale des résidus miniers et des roches stériles (CtRS) chimiquement non-réactifs*. Subvention CRSNG Alliance, ALLRP 566888-21.

Lindsay, M. B. J., Moncur, M. C., Bain, J. G., Jambor, J. L., Ptacek, C. J., & Blowes, D. W. (2015). *Geochemical and mineralogical aspects of sulfide mine tailings*. Applied Geochemistry, 57, 157-177. https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2015.01.009

Llano, M., Williams, D., & Ruest, M. (2017). *Analysis of Tailings Dam-Break and Run-Out*. Tailings 2017, 4th International Seminar on Tailings Management, 12-14 July 2017, Santiago, Chile.

Lyu, Z., Chai, J., Xu, Z., Qin, Y., & Cao, J. (2019). *A Comprehensive Review on Reasons for Tailings Dam Failures Based on Case History*. Advances in Civil Engineering, 2019, e4159306. https://doi.org/10.1155/2019/4159306

Martin, V. (2003). *Étude des propriétés non saturées des stériles miniers* [Masters, École Polytechnique de Montréal]. https://publications.polymtl.ca/7289/

McLemore, V. T., Fakhimi, A., van Zyl, D., Ayakwah, G. F., Anim, K., Boakye, K., Ennin, F., Felli, P., Fredlund, D., & Gutierrez, L. A. (2009). *Literature review of other rock piles:*

Characterization, weathering, and stability. Questa Rock Pile Weathering Stability Project. New Mexico Bureau of Geology and Mineral Resources. New Mexico Tech, USA.

MELCCFP. (2025). *Directive 019 sur l'industrie minière*. https://www.environnement.gouv.qc.ca/milieu_ind/directive019/index.htm

MEND. (2017). *Study of tailings management technologies*: MEND Report 2.50.1 (24th Annual BC MEND Metal Leaching /Acid Rock Drainage Workshop). MEND (Mine Environment Neutral Drainage); MAC (Mineralogical Association Of Canada). http://mend-nedem.org/mend-report/study-of-tailings-management-technologies-2017.

Mezger, T. (2020). *The Rheology Handbook: For users of rotational and oscillatory rheometers*. Coatings Compendia.

Morgenstern, N. R., Vick, S. G., Viotti, C. B., & Watts, B. D. (2016). *Fundão tailings dam review panel report on the immediate causes of the failure of the Fundão dam*. Cleary Gottlieb Steen & Hamilton LLP, New York.

Nikl, L., Wernick, B., Van Geest, J., Hughes, C., McMahen, K., & Anglin, L. (2016*). Mount Polley Mine embankment breach: Overview of aquatic impacts and rehabilitation*. Proceedings Tailings and Mine Waste, 2-5.

Nordstrom, D. K., Blowes, D. W., & Ptacek, C. J. (2015). *Hydrogeochemistry and microbiology of mine drainage: An update*. Applied Geochemistry, 57, 3-16. https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2015.02.008

Oldecop, L., Rodari, G., & Muñoz, J. (2017). *Atmosphere Interaction and Capillary Barrier in Filtered Tailings*. Geotechnical and Geological Engineering, 35, 1-15. https://doi.org/10.1007/s10706-017-0210-3

Ouattara, D. (2011). *Étude des propriétés rhéologiques de résidus miniers densifiés* [Masters, École Polytechnique de Montréal]. https://publications.polymtl.ca/560/

Pépin, N. (2010). *Étude du comportement cyclique de résidus miniers avec inclusions drainantes par des essais sur table sismique*. [Masters, École Polytechnique de Montréal]. https://publications.polymtl.ca/257/

Peregoedova, A. (2012). *Étude expérimentale des propriétés hydrogéologiques des roches stériles à une échelle intermédiaire de laboratoire*. [Phd, Polytechnique Montréal].

Qiu, Y., & Sego, D. C. (2001). *Laboratory properties of mine tailings*. Canadian Geotechnical Journal, 38(1), 183-190. https://doi.org/10.1139/t00-082

Raymond, K. E., Seigneur, N., Su, D., & Mayer, K. U. (2021). *Investigating the Influence of Structure and Heterogeneity in Waste Rock Piles on Mass Loading Rates—A Reactive Transport Modeling Study*. Frontiers in Water, 3. https://doi.org/10.3389/frwa.2021.618418

Rico, M., Benito, G., Salgueiro, A. R., Díez-Herrero, A., & Pereira, H. G. (2008). *Reported tailings dam failures : A review of the European incidents in the worldwide context*. Journal of Hazardous Materials, 152(2), 846-852. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.07.050

Robertson, P. K., de Melo, L., Williams, D. J., & Wilson, G. W. (2019). *Report of the expert panel on the technical causes of the failure of Feijão Dam* I. http://www.b1technicalinvestigation.com.

Robinsky, E. I. (1975). *Thickened discharge. A new approach to tailings disposal*.

Robinsky, E. I. (1999). *Thickened tailings disposal in the mining industry*. EI Robinsky Associates.

Santamarina, J. C., Torres-Cruz, L. A., & Bachus, R. C. (2019). *Why coal ash and tailings dam disasters occur*. Science, 364(6440), 526-528. https://doi.org/10.1126/science.aax1927

Sofrà, F., & Boger, D. V. (2002). *Environmental rheology for waste minimisation in the minerals industry*. Chemical Engineering Journal, 86(3), 319-330. https://doi.org/10.1016/S1385-8947(01)00225-X

Sofrà, F., Boger, D. V., Jewell, R., & Fourie, A. B. (2011). *Rheology for thickened tailings and paste—History, state-of-the-art and future directions*. Paste 2011: 14th International Seminar on Paste and Thickened Tailings, 2011 5-7 April, Perth. Australian Centre for Geomechanics. https://doi.org/10.36487/ACG_rep/1104_12_Sofra

Spitz, K., & Trudinger, J. (2008). *Mining and the Environment: From Ore to Metal*. CRC Press. https://doi.org/10.1201/9780429294532

Sun, E., Zhang, X., Li, Z., & Wang, Y. (2012). *Tailings Dam Flood Overtopping Failure Evolution Pattern*. Procedia Engineering, 28, 356-362. https://doi.org/10.1016/j.proeng.2012.01.733

Van Niekerk, H. J., & Viljoen, M. J. (2005). *Causes and consequences of the Merriespruit and other tailings-dam failures*. Land Degradation & Development, 16(2), 201-212. https://doi.org/10.1002/ldr.681

Vick, S. G. (1990). *Planning, design, and analysis of tailings dams*. Bitech Publisher.

West, M., Morris, M., & Hassan, M. (2018). *A Guide to Breach Prediction*. Dams and Reservoirs, 28(4), 150-152. https://doi.org/10.1680/jdare.18.00031

Wickland, B. E., Wilson, G. W., & Wijewickreme, D. (2010). *Hydraulic conductivity and consolidation response of mixtures of mine waste rock and tailings*. Canadian Geotechnical Journal, 47(4), 472-485. https://doi.org/10.1139/T09-115

Wickland, B. E., Wilson, G. W., Wijewickreme, D., & Klein, B. (2006). *Design and evaluation of mixtures of mine waste rock and tailings*. Canadian Geotechnical Journal, 43(9), 928-945. https://doi.org/10.1139/t06-058

WISE (2025). *Chronology of major tailings dam failures*. World Information Service on Energy Uranium Project. https://www.wise-uranium.org/mdaf.html

Zafarani, A. R. (2022). *Development of a Seismic Design Procedure of Tailings Impoundments Reinforced With Waste Rock Inclusions* [Phd, Polytechnique Montréal]. https://publications.polymtl.ca/10452/

Zhang, X., Wang, H., & Wu, A. (2023). *Study on Correlations between Tailings Particle Size Distribution and Rheological Properties of Filling Slurries*. Minerals, 13(9), Article 9. https://doi.org/10.3390/min13091134

ANNEXE A CARACTÉRISATION DES MATÉRIAUX

Caractérisation de l'argile :

Tableau A.1. Courbe granulométrique

Échantillon C1		Échantillon C2		Échantillon C3	
Diamètre des grains (mm)	Pourcentage des passant (%)	Diamètre des grains (mm)	Pourcentage des passant (%)	Diamètre des grains (mm)	Pourcentage des passant (%)
0,076	94,80				
0,054	94,80			0,046	91,51
0,038	94,80	0,036	94,26	0,033	91,51
0,027	93,92	0,025	94,26	0,023	91,51
0,017	92,18	0,016	92,54	0,016	90,62
0,010	91,31	0,009	91,68	0,012	89,73
0,007	88,69	0,007	88,18	0,009	88,84
0,005	84,33	0,005	84,75	0,006	87,07
0,004	80,84	0,003	81,19	0,005	81,74
0,003	75,54	0,002	77,75	0,003	78,18
0,002	72,18	0,002	73,65	0,002	73,74
0,002	70,43	0,002	72,73	0,002	69,30
0,001	61,64	0,001	64,81	0,001	61,30
0,001	56,28	0,001	57,82	0,001	55,08
0,001	49,17	0,0005	50,09	0,001	49,75

Tableau A.2. Gravité spécifique :

Ech	G_S
E1-1	2,63
E1-2	2,66
E2-1	2,70
E2-2	2,70
E3-1	2,68
E3-2	2,68
E3-3	2,76
Gs moyenne	2,69

Tableau A.3. Limites d'Atterberg :

Échantillon	1	2	Moyenne
w (%)	31,48	62,55	
wL (%)	56,02	58,87	57,4
wP (%)	20,82	21,12	21,0
IP	35	38	36,5

Caractérisation des résidus :

Tableau A.4. Courbe granulométrique

Échantillon	S1-B1	SA-B1	SD-B1	S1-B2	S2-B2	S1-B3	S2-B3	S-B4
Diamètre des grains (mm)	Pourcentage des passant (%)							
1,00	99,98	100,00	99,98					
0,85	99,94	99,96	99,96	99,92	99,92			
0,45	99,90	99,94	99,92	99,85	99,88	99,97	100,00	100,00
0,15	95,81	96,02	96,17	95,82	95,75	96,86	96,75	96,63
0,11	89,04	89,34	89,84	89,37	89,20	90,89	90,44	90,21
0,08	81,83	80,36	81,32	80,99	80,66	82,54	82,40	81,05
0,05	72,37	74,29	73,06	73,09	70,48	69,40	73,18	71,40
0,04	64,95	65,82	66,51	63,72	63,82	61,96	65,86	65,61
0,03	56,60	57,36	58,08	56,22	55,24	54,52	56,71	55,96
0,02	48,25	47,96	48,71	46,85	45,72	43,78	46,65	46,31
0,02	38,04	39,49	39,34	39,36	36,19	34,70	36,59	37,63
0,01	31,55	31,97	32,22	31,86	26,67	26,44	28,36	29,91
0,01	24,12	23,51	24,35	24,36	23,81	20,65	22,87	23,16
0,01	14,84	15,99	14,99	16,87	16,19	15,70	16,47	16,40
0,00	7,42	9,40	8,43	9,37	9,91	11,57	9,15	10,03
0,00	5,57	6,02	5,62	6,00	7,62	7,44	6,40	5,79
0,00	4,64	4,70	3,75	5,62	4,76	4,96	5,49	4,82
0,00	3,71	3,76	3,75	3,75	3,81	3,30	3,66	3,86

Tableau A.5. Gravité spécifique :

Échantillon	Gs
S1-B1	2,78
SA-B1	2,72
SD-B1	2,75
S1-B2	2,72
S2-B2	2,73
S1-B3	2,74
S2-B3	2,71
S-B4	2,71
Moyenne	2,73

Caractérisation roches stériles :

Tableau A.6. Courbe granulométrique originale et traquées

	Originale	Taquage 40 mm et 0,425 mm	Taquage 28 mm et 0,425 mm	Taquage 19 mm et 0,425 mm
Diamètre des grains (mm)	Pourcentage des passant (%)			
50	100,0			
40	83,8	100,0		
38	81,6	97,3		
28	64,2	76,3	100,0	
25	60,8	72,3	94,7	
19	53,1	63,1	82,6	100,0
14	42,1	49,8	65,3	79,0
12,5	39,6	46,8	61,3	74,2
9,5	35,1	41,4	54,2	65,6
5	16,6	19,1	25,0	30,2
3,36	9,1	10,1	13,2	16,0
2	5,3	5,5	7,2	8,7
1,4	3,7	3,6	4,7	5,6
0,85	1,4	0,8	1,1	1,3
0,425	0,7	0,0	0,0	0,0
0,25	0,7			
0,15	0,6			
0,106	0,5			
0,08	0,4			

ANNEXE B ESSAIS AVEC L'ARGILE

Tableau B.1. Distance d'écoulement de l'argile en fonction de la densité de pulpe et de la hauteur initiale dans le réservoir

Essai	w mesurée (%)	P mesurée (%)	Masse mesurée (g)	h_i mesurée (cm)	X Front (cm)
1	120,1	45,4	332,3	2,5	1,8
2	120,1	45,4	664,8	5,1	6,3
3	120,1	45,4	997,1	7,8	11,5
4	120,1	45,4	1329,2	10,0	16,7
5	120,2	45,4	332,6	2,6	1,7
6	120,2	45,4	663,9	5,2	6,3
7	120,2	45,4	996,6	7,8	11,7
8	120,2	45,4	1327,9	10,1	17,2
9	128,9	43,7	326,6	2,6	2,6
10	128,9	43,7	652,7	5,3	9,4
11	128,9	43,7	653,0	7,9	16,5
12	128,9	43,7	980,0	10,4	25,0
13	128,6	43,8	326,8	2,7	2,3
14	128,6	43,8	652,9	5,1	9,2
15	128,6	43,8	979,8	7,6	16,6
16	128,6	43,8	1306,4	10,1	25,1
17	128,0	43,9	326,4	2,6	2,3
18	128,0	43,9	653,0	5,2	9,4
19	128,0	43,9	980,5	7,8	15,9
20	128,0	43,9	1307,3	10,2	25,2
22	137,6	42,1	321,2	2,6	4,9
23	137,6	42,1	643,8	5,3	13,4
24	137,6	42,1	965,3	7,6	23,0
25	137,6	42,1	1286,8	10,3	33,5
26	137,6	42,1	321,2	2,5	4,6
27	137,6	42,1	643,8	5,3	13,2
28	137,6	42,1	965,3	7,7	23,1
29	137,6	42,1	1286,8	10,1	32,2
30	151,0	39,8	315,5	2,5	6,1
31	151,0	39,8	632,5	5,1	16,7
32	151,0	39,8	949,4	7,6	30,0
33	151,0	39,8	1267,4	9,9	44,0
34	151,0	39,8	315,5		6,3
35	151,0	39,8	632,5	5,2	16,3
36	151,0	39,8	949,4	7,8	29,8
37	151,0	39,8	1267,4	10,2	43,4

ANNEXE C ESSAIS AVEC LES RÉSIDUS (PETIT CANAL)

Tableau C.1. Variation de la distance d'écoulement avec la densité de pulpe et la hauteur initiale

Essai	w mesurée (%)	P mesurée (%)	Masse mesurée (g)	h_i (cm)	X Front (cm)
1	37,2	72,9	447,4	2,3	1,3
2	37,2	72,9	447,4	2,2	0,3
3	37,2	72,9	447,4	2,3	0,8
4	37,6	72,7	894,1	5,1	2,7
5	37,6	72,7	894,1	5,0	2,3
6	37,6	72,7	894,1	5,1	2
7	37,3	72,8	1341,4	7,7	3,5
8	37,3	72,8	1341,4	7,6	3,3
9	37,3	72,8	1341,4	7,5	3,2
10	38,0	72,5	1787,8	10,2	4,5
11	38,0	72,5	1787,8	10,4	4
12	38,0	72,5	1787,8	10,2	4,2
13	40,7	71,1	437	2,5	1,6
14	40,7	71,1	437	2,5	1,7
15	40,7	71,1	437	2,4	1,4
16	40,3	71,3	873,4	5,2	4,5
17	40,3	71,3	873,4	5,1	4,2
18	40,3	71,3	873,4	5,1	3,9
19	40,3	71,3	1309,4	7,7	6,7
20	40,3	71,3	1309,4	7,9	6,9
21	40,3	71,3	1309,4	7,9	6,1
22	40,5	71,2	1745,9	10,5	10,8
23	40,5	71,2	1745,9	10,5	10,1
24	40,5	71,2	1745,9	10,5	11,2
25	45,2	68,9	427,2	2,7	3,7
26	45,2	68,9	427,2	2,7	3,5
27	45,2	68,9	427,2	2,6	3,8
28	45,8	68,6	853,3	5,5	13
29	45,8	68,6	853,3	5,5	12,2
30	45,8	68,6	853,3	5,4	12,3
31	45,6	68,7	1279,9	8,0	22,5
32	45,6	68,7	1279,9	8,2	22,1
33	45,6	68,7	1279,9	8,3	21,8
34	45,7	68,7	1705,8	10,9	32,3
35	45,7	68,7	1705,8	11,0	31,2
36	45,7	68,7	1705,8	10,8	31
37	48,5	67,3	453,5	2,6	6,7
38	48,5	67,3	453,5	2,7	6,8

Tableau C.1. Variation de la distance d'écoulement avec la densité de pulpe et la hauteur initiale (suite)

Essai	w mesurée (%)	P mesurée (%)	Masse mesurée (g)	hi (cm)	X Front (cm)
39	48,5	67,3	453,5	2,7	6,6
40	48,3	67,4	833,9	5,4	19,7
41	48,3	67,4	833,9	5,4	18,3
42	48,3	67,4	833,9	5,5	19,4
43	48,8	67,2	1250,9	8,1	31,3
44	48,8	67,2	1250,9	8,1	30,9
45	48,8	67,2	1250,9	8,1	30,1
46	48,5	67,3	1667,7	10,8	44
47	48,5	67,3	1667,7	10,8	43,6
48	48,5	67,3	1667,7	10,8	43,3
49	52,6	65,5	407,5	2,7	11,8
50	52,6	65,5	407,5	2,8	11,2
51	52,6	65,5	407,5	2,7	10,8
52	53,6	65,1	815,9	5,5	29,7
53	53,6	65,1	815,9	5,4	28,8
54	53,6	65,1	815,9	5,5	28,1
55	52,5	65,6	1224,4	8,2	46,1
56	52,5	65,6	1224,4	8,2	45
57	52,5	65,6	1224,4	8,1	44,4

ANNEXE D ESSAIS AVEC LES RÉSIDUS (GRAND CANAL SÉRIE 1)

Tableau D.1. Variation de la distance d'écoulement avec la densité de pulpe et les dimensions du canal

Essai	P (%)	L (cm)	l (cm)	h_i (cm)	Volume (cm^3)	X (cm)
1	65,3	15,0	15,0	5,5	1231,9	45,0
2	65,4	15,0	15,0	5,8	1293,8	49,4
3	65,6	15,0	15,0	5,9	1316,3	46,3
4	65,4	15,0	15,0	10,9	2441,3	89,0
5	65,4	15,0	15,0	10,8	2430,0	88,7
6	65,4	15,0	15,0	10,9	2446,9	90,1
7	65,5	15,0	15,0	15,8	3560,6	129,0
8	65,4	15,0	15,0	15,8	3543,8	131,0
9	65,7	15,0	15,0	15,8	3543,8	129,0
10	65,6	15,0	15,0	20,7	4651,9	169,0
11	65,7	15,0	15,0	20,9	4696,9	168,1
12	65,6	15,0	15,0	20,8	4685,6	168,4
13	67,4	15,0	15,0	5,8	1310,6	29,8
14	67,4	15,0	15,0	6,0	1338,8	30,5
15	67,5	15,0	15,0	5,7	1288,1	27,1
16	67,6	15,0	15,0	10,7	2413,1	59,4
17	67,3	15,0	15,0	10,6	2379,4	58,0
18	67,4	15,0	15,0	10,8	2430,0	58,9
19	67,0	15,0	15,0	15,8	3549,4	91,2
20	67,1	15,0	15,0	15,8	3543,8	88,3
21	67,2	15,0	15,0	15,4	3470,6	87,1
22	67,4	15,0	15,0	20,7	4657,5	119,7
23	67,3	15,0	15,0	20,8	4674,4	119,9
24	67,2	15,0	15,0	20,7	4646,3	120,2
25	66,5	15,0	15,0	25,5	5743,1	149,5
26	67,1	15,0	15,0	25,3	5692,5	149,6
27	67,0	15,0	15,0	25,2	5675,6	147,8
28	66,9	15,0	15,0	30,8	6930,0	180,8
29	67,1	15,0	15,0	30,3	6817,5	179,1
30	67,3	15,0	15,0	30,4	6840,0	179,6
31	68,4	15,0	15,0	5,1	1141,9	17,2
32	68,8	15,0	15,0	5,1	1147,5	16,0
33	68,8	15,0	15,0	5,4	1209,4	17,3
34	68,8	15,0	15,0	10,4	2340,0	37,5
35	69,0	15,0	15,0	10,0	2250,0	34,8
36	68,7	15,0	15,0	10,5	2362,5	38,8
37	68,9	15,0	15,0	15,0	3380,6	62,1
38	68,9	15,0	15,0	15,4	3470,6	58,5

Tableau D.1. Variation de la distance d'écoulement avec la densité de pulpe et les dimensions du canal (suite)

Essai	P (%)	L (cm)	l (cm)	hi (cm)	Volume (cm3)	X (cm)
39	68,8	15,0	15,0	15,1	3397,5	62,0
40	69,0	15,0	15,0	20,3	4573,1	83,3
41	68,9	15,0	15,0	20,7	4663,1	84,5
42	69,0	15,0	15,0	20,6	4629,4	81,4
43	69,0	15,0	15,0	25,6	5748,8	110,7
44	69,1	15,0	15,0	25,6	5754,4	110,9
45	69,2	15,0	15,0	25,6	5748,8	108,5
46	68,8	15,0	15,0	30,3	6817,5	124,5
47	68,7	15,0	15,0	30,0	6750,0	123,3
48	68,8	15,0	15,0	30,4	6834,4	123,7
49	68,7	15,0	15,0	35,4	7959,4	147,3
50	68,9	15,0	15,0	35,4	7970,6	148,2
51	68,9	15,0	15,0	35,5	7987,5	147,0
52	68,9	15,0	15,0	40,0	9005,6	165,9
53	69,0	15,0	15,0	40,5	9101,3	166,3
54	68,9	15,0	15,0	40,6	9135,0	165,5
55	69,0	15,0	15,0	45,0	10119,4	180,8
56	65,8	35,0	15,0	5,3	2756,3	44,6
57	65,6	35,0	15,0	5,3	2795,6	47,8
58	66,0	35,0	15,0	5,7	2992,5	54,7
59	65,8	35,0	15,0	10,3	5407,5	115,5
60	65,9	35,0	15,0	10,3	5407,5	115,4
61	65,9	35,0	15,0	10,7	5630,6	120,3
62	65,8	35,0	15,0	15,6	8163,8	182,2
63	65,8	35,0	15,0	15,3	8045,6	180,6
64	65,8	35,0	15,0	15,8	8281,9	182,5
65	67,4	35,0	15,0	6,0	3123,8	28,8
66	67,2	35,0	15,0	6,0	3150,0	32,7
67	67,5	35,0	15,0	5,9	3071,3	31,2
68	67,0	35,0	15,0	5,7	3005,6	34,2
69	67,0	35,0	15,0	10,5	5525,6	80,4
70	67,1	35,0	15,0	10,8	5656,9	75,0
71	67,2	35,0	15,0	10,7	5630,6	73,6
72	67,2	35,0	15,0	10,5	5499,4	81,6
73	66,9	35,0	15,0	10,6	5538,8	78,3
74	66,8	35,0	15,0	15,5	8124,4	127,7
75	67,2	35,0	15,0	15,5	8150,6	121,6
76	66,8	35,0	15,0	15,5	8111,3	120,0
77	67,3	35,0	15,0	15,2	7980,0	124,1

Tableau D.1. Variation de la distance d'écoulement avec la densité de pulpe et les dimensions du canal (suite)

Essai	P (%)	L (cm)	l (cm)	hi (cm)	Volume (cm3)	X (cm)
78	67,3	35,0	15,0	15,4	8058,8	120,9
79	66,9	35,0	15,0	20,6	10828,1	167,0
80	67,0	35,0	15,0	20,8	10893,8	168,7
81	66,9	35,0	15,0	20,8	10893,8	172,4
82	67,1	35,0	15,0	20,1	10539,4	161,0
83	67,1	35,0	15,0	19,9	10460,6	160,6
84	67,1	35,0	15,0	26,0	13636,9	195,4
85	69,3	35,0	15,0	5,5	2874,4	16,3
86	69,0	35,0	15,0	5,7	3005,6	17,6
87	69,1	35,0	15,0	5,5	2887,5	15,0
88	69,2	35,0	15,0	10,4	5446,9	41,5
89	69,3	35,0	15,0	10,3	5407,5	44,7
90	68,9	35,0	15,0	10,6	5565,0	48,7
91	69,3	35,0	15,0	15,3	8045,6	69,5
92	69,2	35,0	15,0	15,4	8085,0	71,5
93	69,1	35,0	15,0	15,5	8150,6	79,5
94	69,1	35,0	15,0	19,9	10447,5	88,5
95	69,0	35,0	15,0	20,2	10578,8	96,8
96	69,1	35,0	15,0	20,4	10723,1	99,2
97	69,3	35,0	15,0	20,1	10539,4	103,9
98	69,5	35,0	15,0	25,0	13138,1	116,4
99	69,3	35,0	15,0	25,1	13151,3	126,0
100	69,0	35,0	15,0	25,0	13125,0	129,0
101	69,3	35,0	15,0	30,0	15723,8	145,2
102	69,2	35,0	15,0	29,9	15684,4	143,9
103	69,2	35,0	15,0	30,4	15946,9	150,5
104	69,3	35,0	15,0	35,5	18611,3	165,0
105	69,2	35,0	15,0	35,1	18414,4	167,3
106	69,1	35,0	15,0	35,3	18545,6	164,6
107	69,2	35,0	15,0	40,0	21013,1	191,8
108	69,2	35,0	15,0	40,5	21262,5	193,8
109	68,9	35,0	15,0	40,1	21052,5	191,7
110	66,0	15,0	45,0	5,5	3695,6	38,0
111	66,2	15,0	45,0	5,6	3746,3	39,7
112	66,1	15,0	45,0	5,4	3645,0	39,5
113	66,2	15,0	45,0	10,7	7239,4	86,5
114	66,3	15,0	45,0	10,8	7273,1	86,1
115	66,2	15,0	45,0	10,6	7155,0	86,0
116	65,8	15,0	45,0	15,8	10631,3	136,0

Tableau D.1. Variation de la distance d'écoulement avec la densité de pulpe et les dimensions du canal (suite)

Essai	P (%)	L (cm)	l (cm)	hi (cm)	Volume (cm3)	X (cm)
117	65,9	15,0	45,0	15,4	10395,0	129,5
118	66,0	15,0	45,0	15,5	10462,5	128,5
119	65,8	15,0	45,0	20,4	13786,9	170,5
120	66,0	15,0	45,0	20,4	13770,0	170,8
121	65,9	15,0	45,0	20,6	13921,9	170,5
122	67,3	15,0	45,0	5,8	3898,1	30,3
123	67,7	15,0	45,0	5,5	3695,6	26,2
124	67,6	15,0	45,0	5,6	3746,3	25,5
125	67,8	15,0	45,0	10,6	7138,1	60,0
126	67,8	15,0	45,0	10,8	7306,9	60,5
127	67,7	15,0	45,0	10,7	7239,4	60,6
128	67,6	15,0	45,0	15,4	10361,3	93,8
129	67,7	15,0	45,0	15,5	10479,4	95,6
130	67,7	15,0	45,0	15,5	10428,8	94,0
131	67,4	15,0	45,0	20,2	13601,3	126,6
132	67,5	15,0	45,0	20,1	13584,4	125,4
133	67,5	15,0	45,0	20,3	13685,6	124,5
134	67,5	15,0	45,0	25,3	17094,4	160,0
135	67,8	15,0	45,0	25,4	17145,0	161,1
136	67,5	15,0	45,0	25,3	17060,6	161,3
137	67,4	15,0	45,0	30,3	20452,5	198,5
138	67,6	15,0	45,0	30,4	20503,1	198,3
139	68,6	15,0	45,0	5,2	3526,9	18,0
140	69,1	15,0	45,0	5,5	3678,8	16,1
141	69,1	15,0	45,0	5,4	3611,3	17,1
142	69,5	15,0	45,0	10,4	7036,9	41,8
143	69,3	15,0	45,0	10,8	7256,3	42,5
144	69,4	15,0	45,0	10,8	7256,3	43,0
145	69,4	15,0	45,0	15,6	10530,0	66,7
146	69,0	15,0	45,0	15,1	10192,5	65,3
147	69,2	15,0	45,0	15,3	10327,5	63,7
148	68,9	15,0	45,0	20,3	13685,6	86,8
149	69,1	15,0	45,0	20,1	13567,5	88,8
150	69,2	15,0	45,0	20,4	13736,3	86,7
151	69,1	15,0	45,0	25,4	17128,1	113,8
152	69,3	15,0	45,0	25,3	17043,8	107,9
153	69,3	15,0	45,0	25,1	16959,4	110,0
154	69,0	15,0	45,0	30,4	20536,9	139,8
155	69,3	15,0	45,0	30,3	20469,4	138,2

Tableau D.1. Variation de la distance d'écoulement avec la densité de pulpe et les dimensions du canal (suite)

Essai	P (%)	L (cm)	l (cm)	hi (cm)	Volume (cm3)	X (cm)
156	69,0	15,0	45,0	30,3	20469,4	145,7
157	69,1	15,0	45,0	35,2	23743,1	168,2
158	69,0	15,0	45,0	35,4	23911,9	170,0
159	68,9	15,0	45,0	35,5	23962,5	169,0
160	69,1	15,0	45,0	40,4	27270,0	199,1
161	68,9	15,0	45,0	40,1	27050,6	192,5
162	68,8	15,0	45,0	40,6	27421,9	198,4
163	65,3	35,0	45,0	5,6	8780,6	68,7
164	65,6	35,0	45,0	5,5	8662,5	64,7
165	65,7	35,0	45,0	5,6	8741,3	63,0
166	65,5	35,0	45,0	10,6	16734,4	147,5
167	65,6	35,0	45,0	10,8	17049,4	149,0
168	65,8	35,0	45,0	10,6	16616,3	147,5
169	67,0	35,0	45,0	5,7	8977,5	44,2
170	67,3	35,0	45,0	5,6	8780,6	42,5
171	67,3	35,0	45,0	5,6	8820,0	43,3
172	67,2	35,0	45,0	10,8	17010,0	102,5
173	67,3	35,0	45,0	10,9	17088,8	103,5
174	67,3	35,0	45,0	10,5	16576,9	98,6
175	67,3	35,0	45,0	15,3	24018,8	155,5
176	67,5	35,0	45,0	15,3	24058,1	154,8
177	67,4	35,0	45,0	15,7	24766,9	157,8
178	68,3	35,0	45,0	5,5	8583,8	29,6
179	68,6	35,0	45,0	5,7	9016,9	30,0
180	68,8	35,0	45,0	5,4	8465,6	25,4
181	68,7	35,0	45,0	10,7	16813,1	68,3
182	68,9	35,0	45,0	10,4	16419,4	64,0
183	68,8	35,0	45,0	10,6	16734,4	66,0
184	68,7	35,0	45,0	15,4	24255,0	112,7
185	68,7	35,0	45,0	15,4	24294,4	109,4
186	68,8	35,0	45,0	15,8	24806,3	110,5
187	68,6	35,0	45,0	20,3	31972,5	147,4
188	68,9	35,0	45,0	20,5	32326,9	150,0
189	69,0	35,0	45,0	20,5	32326,9	147,3
190	68,8	35,0	45,0	25,3	39808,1	188,0
191	68,9	35,0	45,0	25,2	39729,4	183,0
192	68,7	35,0	45,0	25,2	39729,4	180,2

ANNEXE E ESSAIS AVEC LES RÉSIDUS (GRAND CANAL SÉRIE 1)

Tableau E.1. Variation de la distance d'écoulement avec le temps de sédimentation des résidus dans le canal

Essai	w mesurée (%)	P mesurée (%)	h_i (cm)	t_s (h)	X Front (cm)
1	52,1	65,8	10,6	0	147,5
2	52,2	65,7	10,8	1	140,5
3	52,5	65,6	10,6	3	86,6
4	53,1	65,3	10,8	6	31,6
5	52,8	65,5	10,8	12	26,0
6	53,5	65,1	10,6	24	24,0
7	48,8	67,2	10,8	0	102,5
8	48,3	67,5	10,6	1	92,5
9	49,2	67,0	10,5	3	72,3
10	50,3	66,5	10,7	6	21,7
11	47,6	67,8	10,5	13	10,0
12	47,7	67,7	10,5	24	7,5
13	45,4	68,8	10,6	0	66,0
14	43,3	69,8	10,5	1	54,2
15	44,0	69,5	10,6	3	31,0
16	44,6	69,1	10,8	6	10,1
17	42,7	70,1	10,3	13	4,0
18	45,7	68,6	10,6	24	3,5

ANNEXE F ESSAIS AVEC MÉLANGE DE RÉSIDUS ET DE STÉRILES

Tableau F.1. Variation de la distance d'écoulement en fonction de du diamètre de grains de stériles, de la densité de pulpe des résidus et du ratio massique entre les stériles et les résidus

Essai	Diamètre minimal des RS (mm)	P mesurée (%)	Masse des RM (g)	Masse des RS (g)	Masse totale mesurée (g)	Ratio RS/RM	hi (cm)	X Front (cm)
1	8-12,5 mm	67,1	1652,5	333,0	1985,5	0,2	12,0	42,5
2	8-12,5 mm	67,2	1665,4	666,7	2332,1	0,4	12,5	37,3
3	8-12,5 mm	67,2	1654,7	999,9	2654,6	0,6	13,8	32,1
4	8-12,5 mm	67,1	1663,3	1333,4	2996,7	0,8	15,2	31,8
5	8-5 mm	67,0	1664,9	333,3	1998,2	0,2	12,0	43,8
6	8-5 mm	67,0	1664,8	666,7	2331,5	0,4	13,6	38,1
7	8-5 mm	67,0	1662,4	1000,3	2662,7	0,6	14,4	33,1
8	8-5 mm	66,9	1661,8	1333,6	2995,4	0,8	15,5	32,8
9	5-3,36 mm	67,0	1678,8	333,5	2012,3	0,2	12,0	46,3
10	5-3,36 mm	67,2	1666,6	666,5	2333,1	0,4	13,2	44,3
11	5-3,36 mm	67,0	1665,3	1000,4	2665,7	0,6	15,0	37,8
12	5-3,36 mm	66,7	1663,4	1333,6	2997,0	0,8	15,9	34,1
13	8-12,5 mm	69,1	1698,1	341,1	2039,2	0,2	25,2	24,5
14	8-12,5 mm	69,3	1704,2	682,2	2386,4	0,4	19,5	20,0
15	8-12,5 mm	69,3	1707,0	1023,5	2730,5	0,6	18,0	18,4
16	8-12,5 mm	69,0	1703,2	1364,6	3067,8	0,8	16,0	16,3
17	8-5 mm	69,3	1704,8	341,1	2045,9	0,2	25,7	25,8
18	8-5 mm	69,2	1701,8	682,4	2384,2	0,4	23,0	22,5
19	8-5 mm	69,4	1703,8	1023,1	2726,9	0,6	18,5	18,5
20	8-5 mm	69,0	1702,4	1364,2	3066,6	0,8	17,7	17,8
21	5-3,36 mm	69,1	1702,7	341,1	2043,8	0,2	26,5	26,7
22	5-3,36 mm	69,4	1710,0	682,0	2392,0	0,4	23,0	22,8
23	5-3,36 mm	69,5	1702,3	1023,2	2725,5	0,6	19,8	19,8
24	5-3,36 mm	69,3	1702,2	1364,2	3066,4	0,8	19,6	19,0
25	8-12,5 mm	71,0	1743,8	349,2	2093,0	0,2	9,4	9,6
26	8-12,5 mm	71,1	1737,4	698,4	2435,8	0,4	8,7	8,9
27	8-12,5 mm	71,4	1741,6	1047,5	2789,1	0,6	6,5	5,5
28	8-12,5 mm	71,3	1740,4	1396,6	3137,0	0,8	4,0	3,8
29	8-5 mm	71,1	1743,3	349,3	2092,6	0,2	10,5	11,0
30	8-5 mm	71,2	1740,1	698,4	2438,5	0,4	10,1	10,5
31	8-5 mm	71,3	1746,7	1047,3	2794,0	0,6	7,2	7,5
32	8-5 mm	71,5	1744,6	1396,3	3140,9	0,8	3,9	3,8
33	5-3,36 mm	71,2	1745,9	349,1	2095,0	0,2	10,7	11,0
34	5-3,36 mm	71,2	1742,8	698,2	2441,0	0,4	10,0	10,5
35	5-3,36 mm	71,2	1742,0	1047,4	2789,4	0,6	7,5	7,7
36	5-3,36 mm	71,4	1741,7	1396,5	3138,2	0,8	4,0	4,5

ANNEXE G ESSAIS AVEC DES RÉSIDUS CONFINÉS DANS UNE CELLULE DE STÉRILES (GRAND CANAL)

Tableau G.1. Distance d'écoulement en fonction du diamètre de la cellule et de la granulométrie des stériles

Essai	Granulométrie des RS	Diamètre de la cellule (cm)	P (%)	X Front (cm)
1	0,425 - 40 mm	31	66,2	8
2	0,425 - 40 mm	36	66,3	27
3	0,425 - 28 mm	30	66,2	
4	0,425 - 28 mm	36	66,3	24,3
5	0,425 - 19 mm	31	66,4	
6	0,425 - 19 mm	38	66,6	29

ANNEXE H ESSAIS AVEC DES RÉSIDUS CONFINÉS DANS UNE CELLULE DE STÉRILES)

Tableau H.1. Mode de rupture

Test	Granulométrie des RS	P des RM (%)	α (°)	H_{ci} (cm)	H_{co} (cm)	D_{ci} (cm)	D_{co} (cm)	X (cm)
1	0,425-28 mm	~67	33,3	1,9	12,3	30,0	71,5	30,5
2	0,425-28 mm		34,0	0,6	9,7	33,3	82,0	12,0

Tableau H.2. Diamètre de la cellule

Test	Granulométrie des RS	P des RM (%)	Ratio RS/RM	α (°)	H_{ci} (cm)	H_{co} (cm)	D_{ci} (cm)	D_{co} (cm)	X (cm)
1	0.425-28 mm	~67	8,6	33,3	1,9	12,3	30,0	71,5	30,5
2			4,2	36,7	1,8	13,6	45,0	79,8	48,7
3			3,4	34,4	1,8	13,3	55,0	89,2	56,8

Tableau H.3. Hauteur de la couche de base des stériles

Test	Granulométrie des RS	P des RM (%)	Ratio RS/RM	α (°)	H_{ci} (cm)	H_{co} (cm)	D_{ci} (cm)	D_{co} (cm)	X (cm)
1	0.425-28 mm	~67	6,1	34,0	0,6	9,7	33,3	82,0	12,0
2			9,5	33,9	4,2	15,3	35,0	84,9	17,1
3			11,6	35,8	7,5	18,0	34,0	87,7	19,8

Tableau H.4. Influence de dmax des stériles

Test	Granulométrie des RS	P des RM (%)	Masse des RS (g)	Masse des RM (g)	Ratio RS/RM	α (°)	H_{ci} (cm)	H_{co} (cm)	D_{ci} (cm)	D_{co} (cm)	X (cm)
1	0.425-40 mm	~67	42499	7064	6,0	33.3	1.6	11.5	30.0	69.8	21,3
2	0.425-28 mm		42512	8050	5,3	35.7	2.1	11.6	30.0	70.3	36,8
3	0.425-19 mm		42509	7798	5,5	35.7	1.7	11.8	30.0	70.0	34,6

Tableau H.5. Influence de la densité de pulpe de du temps de sédimentation des résidus

Test	Granulométrie des RS	P of T (%)	WR/T Ratio	α (°)	H_{ci} (cm)	H_{co} (cm)	D_{ci} (cm)	D_{co} (cm)	ts (h)	X (cm)
1	0.425-28 mm	66.4	5.9	35.1	2.0	11.2	30.0	69.8	0	16,9
2		53.1	5.5	32.2	2.4	11.2	30.0	70.3		54,3
3		47.4	5.4	35.4	1.9	11.5	30.0	70.0		91,8
4		66.6	5.8	34.7	2.0	12.1	30.0	70.3	4	
5		53.5	4.9	33.3	1.6	10.5	30.0	70.6		
6		46.9	5.1	34.2	2.3	11.7	30.0	70.3		