

Évaluation du potentiel de séquestration des métaux lourds contenus dans des pulpes de résidus miniers par les polymères superabsorbants (PSA)

Nor el-hoda Addi, Abdelkabir Maqoud, Tikou Belem, Mamert Mbonimpa, Khadija El Mahboub, LotyÉ Élisée Poudama, Cyrille Ngandu Kabamba
Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Rouyn Noranda, Québec, Canada



J.F. Lemay

Centre de transfert de technologie du Collège Shawinigan, Shawinigan, Québec, Canada

RÉSUMÉ

La déposition conventionnelle des rejets miniers engendre d'importante quantité d'eau qu'il faut gérer de façon adéquate afin de minimiser les risques liés à l'instabilité géotechnique des parcs de résidus. L'utilisation des polymères superabsorbants dans le processus d'épaississement des pulpes des résidus présente une alternative prometteuse en raison de leurs importante capacité d'absorption des liquides ainsi que leur possibilité de séquestration des métaux lourds. Cet article traite l'utilisation des PSAs pour l'absorption de l'eau de procédé minier. Trois eaux minières ayant des compositions chimiques différentes et un pH légèrement basique ont été étudiés. L'impact de la qualité de l'eau, du pH, de la température et du temps de résidence ont été évalués. Ainsi que la capacité de séquestration des PSA des cations métalliques et des sulfates. Les résultats de cette investigation confirment le potentiel de séquestration des PSAs et cette capacité pourrait donner d'autre utilité quant à l'utilisation des PSAs dans le traitement des eaux.

ABSTRACT

The conventional method of disposal mine wastes generates significant amounts of water that must be properly managed to minimize the risks associated with geotechnical instability of dams. The use of superabsorbent polymers in the thickening process of pulp tailings is a hopeful alternative due to their high liquid absorption capacity as well as their ability to trap heavy metals. This article discusses the use of PSAs for the absorption of mine water process. Three mine waters with different chemical compositions and a slightly basic pH were studied. Thus, the impact of water quality, pH, temperature and residence time were assessed. As well as the PSAs capacity of metal sequestration and sulphates was evaluated. The results of this investigation confirm the sequestration potential of PSAs and this capacity could provide further benefits from the use of PSAs in water treatment.

1. INTRODUCTION

L'industrie minière représente un secteur important de l'économie québécoise, toutefois, elle génère des quantités importantes de rejets solides et liquides (Aubertin et al., 2002). Ces derniers doivent être entreposés et gérés en respectant les normes environnementales (Deschamps, 2009; Hadimi, 2014; Aubertin et al., 2002). Avec l'augmentation de l'exploitation des gisements à faible teneur en métaux, la gestion des rejets miniers est devenue un enjeu majeur. À cet égard, beaucoup de préoccupations existent pour assurer la gestion optimale des différents rejets. Chaque type de rejets est géré en fonction de ses propriétés, les caractéristiques de l'opération minière et les particularités du site minier (Ouellet et al., 2007; Aubertin et al., 2002). Les stériles sans valeur économique sont caractérisés par une granulométrie hétérogène, produites lors des opérations d'ouverture de la mine et les rejets de concentrateur sont sous forme de pulpe contenant des particules solides en suspension et ayant une granulométrie fine avec un pourcentage solide qui varie entre 25 et 45 % (e.g. Hadimi, 2014; Bussière, 2007). La méthode conventionnelle de

gestion des rejets de concentrateur consiste à les entreposer dans des parcs à résidus (Hadimi, 2014; Ouellet et al., 2007; Aubertin et al., 2002). Ces parcs à résidus sont toujours ceinturés d'importantes digues de rétention qui pourraient éventuellement avoir divers types de problèmes de stabilité physique et chimique. Pour les risques de stabilité physique, on peut citer ceux liés aux ruptures et aux glissements des pentes (Lavallée et al., 2000), aux débordement de crête (Perherin et al., 2008), à la liquéfaction (Lepetit, 2002), à l'érosion des surfaces et à l'érosion interne (Fry et Marot, 2015). En ce qui concerne la stabilité chimique, certains rejets de concentrateur contenant des minéraux sulfureux peuvent s'oxyder en présence d'oxygène et de l'eau, et générer ainsi du drainage minier acide (DMA) (Bussière et al. 2010; Aubertin et al., 2002). Lorsque le DMA ou le drainage neutre contaminé (DNC) ne sont pas traités, ils peuvent avoir des effets néfastes sur l'environnement par la contamination des sols, des lacs et des rivières affectant radicalement la faune et la flore (Dufresne, 2015).

Au cours des dernières années, plusieurs modifications de la méthode d'entreposage des rejets de concentrateur ont été proposées pour remplacer la méthode

traditionnelle. Mais elles sont relativement dispendieuses et parfois difficiles à mettre en place comme la désulfuration environnementales (e.g. Deschamps et al., 2008), l'utilisation des rejets de concentrateur dans les recouvrements et la co-déposition avec les stériles miniers. Toutefois, à méthode de dépôt en surface des résidus densifiés semble désormais une méthode de plus en plus préconisée par les minières (e.g. Bussière, 2007; Martin et al., 2005). Cette technique de gestion des résidus consiste à densifier les résidus en pulpe en réduisant leur teneur en eau par des procédés d'épaississement et de filtration (augmentation significative de la densité de pulpe). Ces rejets densifiés (résidus épaissis, en pâte ou filtrés) sont ensuite déposés en surface sous forme épaissie (pourcentage solide $C_{w\%}$ variant entre 45% et 70%), sous forme de dépôt en pâte ($C_{w\%}$ compris entre 70% et 85%), ou sous forme de résidus filtrés ($C_{w\%}$ compris entre 85% et 90%) (Klohn Crippen Berger, 2017). Cependant, le processus de densification des résidus fins est énergivore et par conséquent, très coûteux. Dans le cas des résidus épaissis il arrive parfois que le pourcentage solide cible ne puisse pas être atteint pendant la mise en œuvre de la technique. Ceci serait dû au fort taux de broyage du minerai (grande production de particules fines) dicté par les contraintes géométallurgiques.

Avec les limites technico-économique et opérationnelle des résidus épaissis, l'utilisation des polymères superabsorbants (PSAs) dans le processus de déshydratation des résidus miniers en pulpe pourrait constituer une alternative prometteuse. En effet, grâce à leur capacité d'absorption élevée, les PSAs pourraient éventuellement séquestrer certains métalloïdes et éléments métalliques, sous certaines conditions de pression et de température (Sahi et al., 2017).

Les polymères superabsorbants sont des chaînes réticulées hydrophiles chargées négativement et qui peuvent absorber et conserver de très grandes quantités de fluide (ex. l'eau) par rapport à leur propre masse initiale (e.g. Shahi et al., 2017). Une étude effectuée sur les résidus fins mature des sables bitumineux a montré que l'utilisation des PSAs permettait d'augmenter largement leur déshydratation et leur densité, en leur conférant une cohésion plus élevée (Farkish et Fall, 2013). D'autres études expérimentales ont été réalisées avec des polymères superabsorbants recyclés (PSAsr) sur des résidus miniers en pulpe, dans le but d'évaluer leur capacité de déshydratation et les résultats ont montré qu'avec un dosage optimal, les PSAs permettraient d'atteindre un pourcentage de solide $C_{w\%}$ compris entre 70 et 90% (Sahi et al., 2017). D'autre part, certaines études sur la chimie des polymères superabsorbants et des hydrogels superabsorbants synthétisés ont montré leurs capacités de séquestration de métaux lourds sous certaines conditions du milieu (Shah et al., 2018; Javed et al., 2018; Ismi et al., 2015; Taouil et al., 2014; Rifi et al., 2005); ce qui leur confère la possibilité de captage des sulfates et des métaux lourds.

Certes, il est évident que les PSAs se comportent différemment selon le milieu et les conditions de pH et de température (Orikiriza et al., 2009). Cependant, leurs comportements dans les différents résidus miniers en pulpe sont peu connus.

L'objectif de cet article est d'évaluer la capacité d'absorption des PSAs ainsi que leur potentiel de séquestration en métaux lourds contenus dans les résidus miniers en pulpe. À cet égard, une étude expérimentale sera réalisée sur trois eaux de procédé provenant de trois compagnies minières et ayant des compositions chimiques différentes. Ainsi, dans cette étude on visera à évaluer l'impact de la chimie de l'eau minière, le pH, la température et le temps de résidence des PSAs sur leur capacité de séquestration des métalloïdes ou de métaux.

2. MATERIEL ET METHODE

Dans les sections suivantes on va décrire dans un premier temps les matériaux utilisés, ensuite les essais réalisés pour atteindre les objectifs de cette étude.

2.1 Matériaux étudiés

2.1.1 Polymères superabsorbants

Les polymères superabsorbants utilisés dans le cadre de cette étude sont des polyacrylates de sodium (PaNa) ayant la formule chimique suivante : $[-CH_2-CH(COONa)-]_n$. Ces PSAs se présentent sous forme de grains de couleur blanchâtre. Ils sont issus de la récupération des produits hygiéniques défectueux. Deux types de PaNa ont été étudiés : type 1 désigné par SAG-A06P ayant des grains plus grossiers et type 2 (SAG-M01P-100) ayant des grains plus fins.

2.1.2 Échantillons de résidus miniers en pulpe

Les résidus miniers en pulpe utilisés dans cette étude ont été échantillonnés dans trois mines différentes désignées par mine A, mine B et mine C et qui sont situées en Abitibi-Témiscamingue (Québec, Canada). Les échantillons ont été collectés puis stockés dans des barils en plastique à l'abri de la lumière. Le pourcentage solide initiale ($C_{wi\%}$) de ces pulpes était de 25% et le pH des eaux du surnageant était de 8,2 ($\pm 0,1$).

Après leur transfert au laboratoire, les surnageants ont été récupérés pour la réalisation des essais. La composition chimique de ces eaux a d'abord été préalablement déterminée à l'aide de l'ICP-AES, modèle Perkin Elmer Optimal 3100 RL.

Ces eaux sont caractérisées par de faibles concentrations en éléments chimiques, et chargées essentiellement par quelques métaux lourds (Cu, Co, Zn) en dilution.

2.2 Essais réalisés

Dans cette étude expérimentale, on vise à évaluer d'une part, le taux d'absorption des PSAs et d'autre part, à évaluer le taux de séquestration des PSAs en métaux.

2.2.1 Évaluation du taux d'absorption

Le taux d'absorption d'un PSA pour un liquide bien déterminé correspond à la quantité maximale absorbée

durant une période de temps bien déterminée. Ainsi, ce taux d'absorption peut être évalué par l'équation suivante :

$$Q_{\text{éq}} = \frac{m_g - m_s}{m_s} \quad [1]$$

où $Q_{\text{éq}}$ = taux d'absorption mesuré en grammes d'eau par gramme d'échantillon de PSAs secs; m_s et m_g correspondent respectivement à la masse de l'échantillon sec et à la masse de l'échantillon ayant absorbé l'eau. Ce taux d'absorption peut être affecté par différents paramètres tels que le pH, la granulométrie, le temps de résidence, etc. Ainsi, l'impact de ces paramètres sera évalué et les essais réalisés sont décrits dans les sections suivantes.

2.2.1.1 Impact de la granulométrie des PSAs

Afin d'évaluer l'impact de la granulométrie sur le taux d'absorption, deux granulométries ont été utilisées : fine et grossière. Ainsi, pour la granulométrie grossière, la taille des particules est comprise entre 0,4 et 0,5 mm alors que pour la granulométrie fine la taille des grains est comprise entre 0,14 et 0,21 mm.

Dans ces essais, une masse de 0,5 g de PSA a été utilisée. Ensuite, les PSAs ont été immergées dans une solution aqueuse à température ambiante jusqu'à ce que le gel atteint son gonflement maximal. Le gel résultant a été filtré sous vide puis pesé. Cette filtration sous vide a été réalisée afin d'éliminer l'eau interstitielle entre les grains.

2.2.1.2 Impact de la quantité de PSAs utilisés

L'effet de la variation du dosage de PSA sur les taux d'absorption maximal a été étudié en utilisant les PSAs de granulométrie grossière. Ainsi, dans ces essais un volume de 250 ml a été utilisé. Trois dosages de PSA correspondant à 0,5, 0,8 et 1,5 g ont été utilisés. Pour chaque dosage, les taux d'absorption ont été mesurés pour trois temps de résidence différents (contact) : 24, 48 et 72 heures.

Dans un premier temps, les essais ont été réalisés avec de l'eau déionisée ensuite avec le surnageant provenant des mines A, B et C.

2.2.1.3 Impact du temps de résidence

Le temps de résidence est un facteur très important qui permet de mieux comprendre la cinétique de l'absorption des PSAs. Dans ces essais, le pas de temps utilisé au début était très serré ensuite la durée a été plus longue. Ainsi les temps utilisés durant ces essais correspondent à 3, 5, 10, 15, 30, 60, 120, 240, 600, 1444, 2880 et 4324 min.

Ces essais permettent d'évaluer le temps requis pour atteindre l'équilibre entre l'eau et les PSAs pour chaque dosage utilisé.

2.2.1.4 Impact du pH sur la capacité d'absorption des PSAs

L'influence de pH sur le pouvoir d'absorption des PSAs a été étudié. La préparation des solutions et l'ajustement de leur pH a été réalisé en utilisant l'acide chlorhydrique (HCl) et l'hydroxyde de sodium (NaOH). Ainsi, dans ces essais les pH utilisés s'échelonnent de 1,3 à 12.

2.2.1.5 Impact de la température sur la capacité d'absorption des PSAs

La température est l'un des facteurs qui influence le comportement des PSAs. Afin d'évaluer l'impact de la température, les essais ont été réalisés à différentes températures : 6, 24, et 35°C. L'augmentation du taux de gonflement a été rapportée en fonction de temps. L'effet du pH a été évalué en utilisant de l'eau déionisée et des surnageants de procédés provenant des mines A, B et C.

2.2.2 Évaluation du potentiel de séquestration de métaux par les PSAs

Les polyacrylates de sodium PANa sont des polyélectrolytes chargés négativement (Figure 1). Ils ont des ligands (COO⁻) sur leur réseau macromoléculaire capable de capter des cations métalliques de valences différentes.

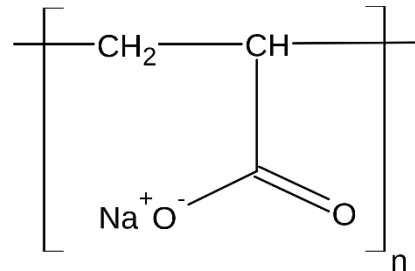


Figure 1. Illustration d'un polyacrylate de sodium PANa

Le potentiel de séquestration de cations par les PSAs a été évalué afin de déterminer la quantité d'ions contenus dans les résidus miniers en pulpe et qui ont été retenus.

En utilisant les concentrations initiales mesurées dans le surnageant, et en prenant en considération le volume utilisé dans chaque essai, une masse initiale (M_0) a été déterminée pour chaque élément. La même procédure a été utilisée pour déterminer la masse finale (M_f) après le test d'absorption. Ensuite, le potentiel de séquestration (P_S) a été calculé à l'aide de l'équation suivante :

$$P_S = \frac{M_0 - M_f}{M_0} \times 100 \% \quad [2]$$

Il est important de mentionner que le volume d'eau retenu par les PSAs a été soustrait du volume initial et c'est ce dernier volume qui a été utilisé pour l'évaluation de la masse finale des éléments chimiques retenus.

3. RESULTATS ET DISCUSSION

Les résultats présentés sont relatifs à l'effet de la granulométrie, du pH, de la température ainsi qu'à la capacité de séquestration des métaux.

3.1 Effet la granulométrie sur la capacité d'absorption

Les résultats expérimentaux réalisées en utilisant de l'eau distillée et deux granulométries différentes sont présentés

à la Figure 2. Cette dernière montre que le taux d'absorption le plus élevé a été mesuré en utilisant des PSAs ayant une granulométrie grossière. Ainsi, pour les deux granulométries on observe, au début de l'essai, une augmentation progressive du taux d'absorption durant les premiers 15 min ensuite ce taux se stabilise. À la fin de ces essais, le taux d'absorption est de 215 et 147 g/g eau respectivement pour les PSAs grossiers et fins.

Ces résultats permettent de conclure que les PSAs ayant un grand diamètre sont capables d'absorber de grandes quantités par rapport au PSAs fins.

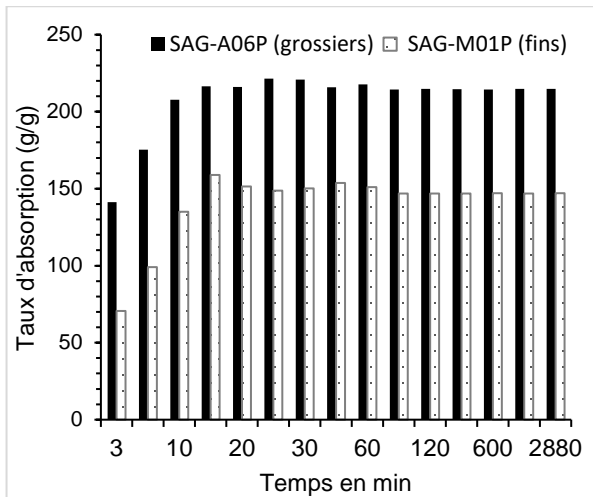


Figure 2. Taux d'absorption des PSAs grossiers et fins dans l'eau distillée en fonction de temps de contact

En utilisant les surnageants provenant des mines A, B et C, les taux d'absorption obtenus sont présentés à la Figure 3. Cette dernière montre que le taux d'absorption le plus élevé a été obtenu avec l'eau provenant de la mine C ; ce taux correspond à 209 g/g. Quant aux autres eaux, le taux d'absorption est de 79 et 61 g/g respectivement pour les eaux provenant de la mine B et A. Ceci est expliqué principalement par la composition chimique différente de chaque eau minière (tab 1). Également, on remarque que la stabilisation du taux d'absorption a été atteinte après les premiers 30 min. Ce temps de stabilisation (équilibre) est plus important que celui qui a été observé dans le cas de l'eau distillée (15 min).

Ces tests ont été réalisés en utilisant un volume de 250 ml d'eau distillée et avec différents dosages (0,5, 0,8 et 1,5 g de PSAs grossiers). Les résultats de ces essais montrent que le taux de gonflement le plus important a été obtenu avec le dosage le plus faible (voir Figure 4). Ces résultats, malgré qu'ils soient surprenant, sont similaires à ceux obtenus par Ismi et al.(2015).

De plus, on peut observer une légère augmentation du taux de gonflement en fonction du temps pour le dosage le plus élevé (200,6 ; 201,7 et 202,7 g/g).

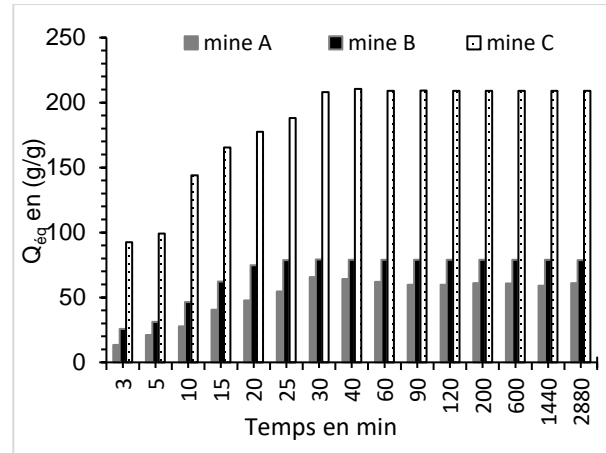


Figure 3. Taux d'absorption des PSAs grossiers dans les eaux minières ayant différentes compositions chimiques

3.2 Influence de la quantité de PSA sur le taux d'absorption

D'autres essais ont été réalisés en utilisant les surnageants provenant des 3 mines et les résultats sont présentés à la Figure 5. Dans ce cas, les mêmes dosages de 0,5; 0,8 et 1,5 g de PSAs grossiers ont été utilisées. La Figure 5 montre que le taux de gonflement obtenu pour les différents dosages utilisés est sensiblement le même (60 ; 59 et 59 g/g pour la mine A). Des résultats similaires ont été obtenus avec les eaux provenant des mines B et C et qui sont en accord avec ceux obtenus en utilisant de l'eau distillée et pour différents dosages.

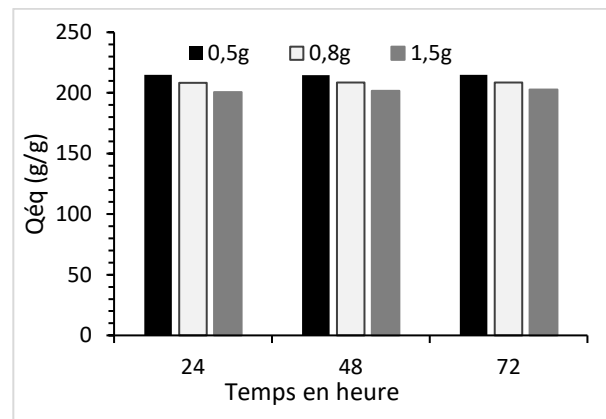


Figure 4. Taux d'absorption dans l'eau distillée en fonction de la quantité des PSAs grossiers

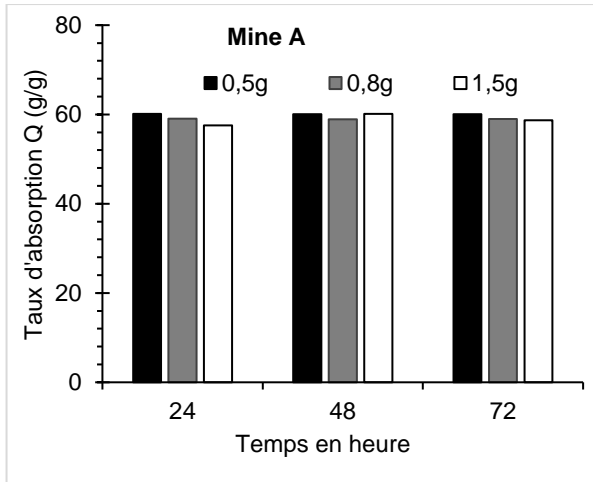


Figure 5. Évolution du taux d'absorption en fonction du dosage des PSAs dans l'eau de la mine A

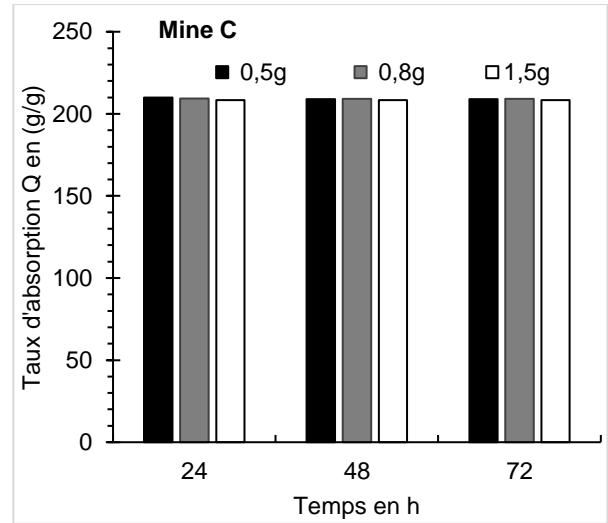


Figure 7. Évaluation de taux d'absorption en fonction du dosage des PSAs dans l'eau de la mine C

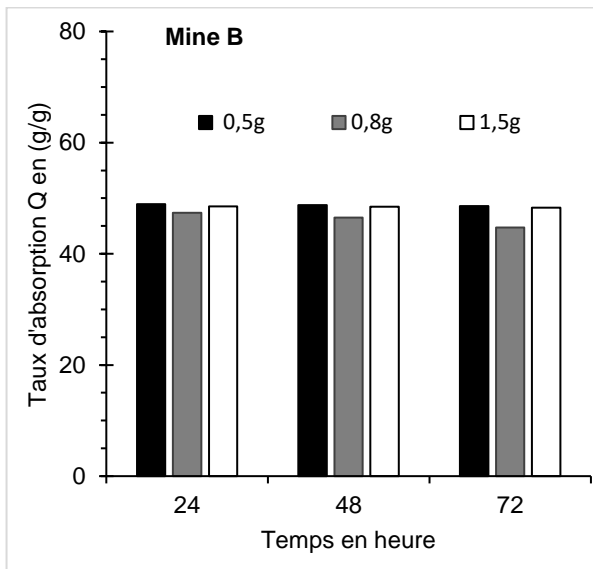


Figure 6. Évolution de taux d'absorption en fonction du dosage des PSAs dans l'eau de la mine B

3.3 Effet du pH sur la capacité d'absorption des PSAs

L'effet du pH sur le taux d'absorption a été analysé en utilisant le dosage de 0,5 g de PSAs grossiers et en utilisant un volume de 250 ml de l'eau distillée. La durée de l'essai était de 15 min. Les résultats sont présentés à la Figure 6 et montrent une augmentation progressive du taux d'absorption pour des pH qui se situent entre 1 et 5. Ainsi, à pH 5, le taux de gonflement correspond à 215 g/g. Par la suite ce taux de gonflement s'est relativement stabilisé autour de 200 g/g pour des pH entre 5 et 10. Finalement, on observe une baisse du taux de gonflement pour des pH qui se situent entre 10 et 14.

Ces résultats confirment que le taux de gonflement le plus élevé se situe à des pH compris en 5 et 10, ce qui est en accord avec les résultats publiés dans la littérature (e.g. Wang et al., 2014).

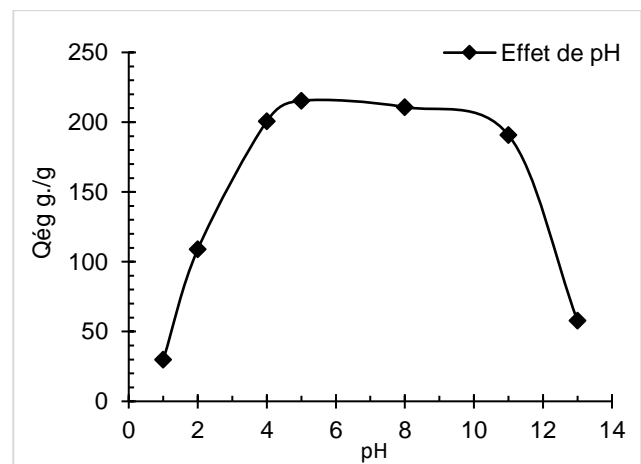


Figure 8. Evolution du taux d'absorption en fonction du pH de l'eau distillée

Il est important de mentionner qu'en raison de la nature des PSAs, leurs ajouts pourraient modifier le pH des solutions. Ainsi, pour confirmer cet aspect, les surnageants minières ayant initialement un pH légèrement basique ($8,2 \pm 0,3$) ont été acidifiés par l'ajout de HCL ou alcalins par l'ajout de NaOH. Ensuite, leur pH a été mesurée après l'ajout de 0,5 g de PSAs. Les résultats sont présentés à Figure 7 pour les eaux de la mine A. Ainsi, cette figure montre une augmentation du pH dans le cas des eaux ayant un pH initial entre 3,12 et 7,02. Quant au pH basique, aucune variation notable n'a été observée.

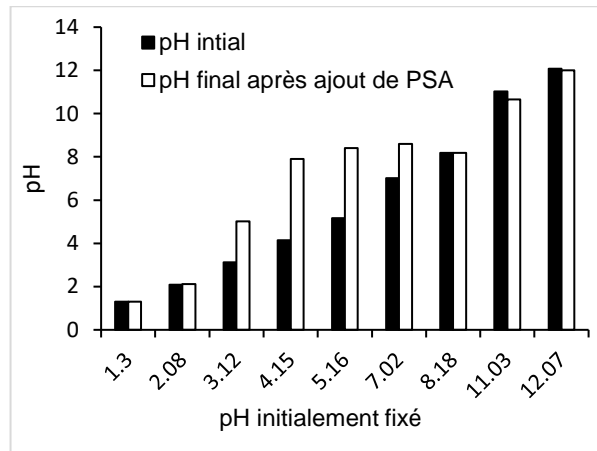


Figure 9. Changement de pH de l'eau minière après l'ajout de PSAs

3.4 Effet de la température sur la capacité d'absorption des PSAs

Les résultats des essais sont présentés à la Figure 10, pour les eaux provenant de la mine C. Cette figure montre que l'augmentation de la température a engendré une augmentation du taux d'absorption. Ainsi, à 35°C le taux de gonflement est de 220g/g. Les mêmes résultats ont été obtenus avec les eaux provenant de la mine A et B et le taux de gonflement obtenu correspond à 68,89 et 65,89 g/g respectivement pour les eaux des mines B et A (résultats non présentés ici). Ces résultats montrent que l'impact de la température est variable en fonction de la nature des eaux minières, toutefois la stabilisation a été atteinte après environ 40 min.

Il faudrait mentionner que la température élevée peut affecter les propriétés élastiques des chaînes moléculaires des PSAs, ceci est expliqué par l'effet de la température sur le réarrangement des ions carboxylates COO^- et l'équilibre de la réaction acido-basique du PSA engendrant ainsi une augmentation du taux d'absorption des solutions (Ismi et al., 2015).

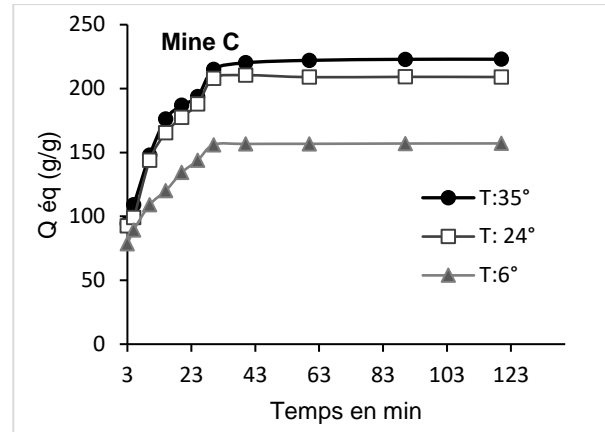


Figure 10. Effet de la température sur la capacité d'absorption des PSAs dans l'eau surnageant de la mine C

3.5 Le potentiel de séquestration en métaux lourds par les PSAs

La séquestration des PSAs en métaux lourds a été évaluée sur trois eaux minières de compositions chimiques différentes. L'étude a été réalisée sur les éléments chimiques suivants : Al, Ba, Ca, Co, Cu, Fe, K, Li, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, Sr, Te et Zn en raison de leur présence dans les eaux minières. À température ambiante, une quantité de 0,5 g a été immergée dans 300 g d'eau. La durée de l'essai était de 60 minutes (ce temps est largement suffisant pour que les PSAs atteignent leur capacité d'absorption maximale). Ainsi, comme il a été mentionné précédemment, les masses initiales et finales ont été calculées en utilisant les concentrations mesurées et le volume d'eau non retenu par les PSAs. Cependant, les éléments dont les concentrations ont été en dessous de la limite de détection de la méthode (LD) n'ont pas été considérés dans ces calculs.

Les calculs des masses sont présentés au Tableau 1. Ainsi, pour les eaux provenant de la mine A on observe que les éléments qui ont connu une importante réduction en terme de masse sont les suivants : Ca (de 122,7 à 35,36 mg), K (de 68,75 à 25,89 mg), Na (153,2 à 145,8 mg) et S (de 239,5 à 78,94 g). D'autres éléments ont connu également des réductions mais dont l'ampleur est moins importante en raison des faibles masses initiales tels que Al, Cu, Co, Kg, Mo, Ni Si et Sr. Il est également important de mentionner qu'une légère augmentation au niveau du Fe a été observée et correspond à 0,04 mg. Pour les eaux provenant de la mine B on observe que les éléments qui ont connu une importante réduction sont les suivants : Ca (de 124,5 à 3,178 mg), K (de 28,75 à 0,21 mg), Na (153,2 à 145,8 mg) et S (de 243,7 à 2,8 g). On observe également une augmentation importante du Na (118,7 à 240,4 g). Quant aux eaux provenant de la mine C, on observe une importante réduction au niveau du Ca (de 184 à 62,48 mg), Na (de 287,5 à 76,03 mg) et S (de 505,5 à 124 mg).

Tableau 1. Masses (en mg) de certains éléments chimiques des eaux minières (A, B, et C) avant (M_0) et après (M_f) l'ajout des PSAs

	Eau mine A		Eau mine B		Eau mine C	
	M_0	M_f	M_0	M_f	M_0	M_f
Al	0,011	LD*	0,010	0,020	0,578	LD
Ba	0,021	LD	0,011	0,000	0,021	0,003
Ca	122,750	35,367	124,500	3,178	184,000	62,484
Co	0,038	0,008	LD	LD	0,019	LD
Cu	0,695	LD	LD	LD	0,208	LD
Fe	0,104	0,146	0,011	0,026	0,047	LD
K	68,750	25,894	28,750	0,217	20,700	20,467
Li	LD	LD	LD	LD	0,005	LD
Mg	1,683	0,562	1,310	0,556	0,650	0,938
Mn	LD	LD	0,014	LD	LD	LD
Mo	0,108	0,032	0,028	LD	0,027	0,012
Na	153,250	145,890	118,750	240,408	287,500	76,038
Ni	0,038	LD	LD	LD	LD	LD
S	239,500	78,945	243,750	2,801	505,000	124,968
Si	1,120	0,229	0,978	0,552	0,210	0,375
Sr	2,600	0,924	0,998	0,010	0,465	0,580
Te	0,001	LD	0,003	LD	0,003	LD
Zn	0,020	LD	0,020	0,138	0,030	LD

*LD = limite de détection de la méthode

Ces résultats montrent une certaine sélectivité au niveau des éléments chimiques. Toutefois, dans le cas des trois eaux minières on observe une réduction importante du Ca et du S. Afin d'illustrer cette séquestration, le potentiel de séquestration a été déterminé en utilisant l'Équation 2 et les résultats sont présentés uniquement pour les éléments métalliques (voir Tableau 2). Ce tableau montre que le potentiel de séquestration se situe entre 55 et 100 % pour la mine C. Toutefois, il est important de mentionner que les séquestrations de 100 % sont généralement associées à des éléments dont les masses initiales sont très faibles. Quant aux eaux minières provenant de la mine A et B, le potentiel de séquestration se situe respectivement entre 67 et 99 %.

Pour les éléments ayant des potentiels négatifs et en raison de l'absence de ces éléments dans la composition chimique des PSAs, on suppose que ces résultats sont en partie attribués à une surestimation du volume d'eau retenue par les polymères du fait que la masse mesurée correspond à l'eau et également aux éléments métalliques séquestrés et dont la densité est supérieure à celle de l'eau.

Tableau 2. Potentiel de séquestration des PSAs en éléments chimiques (eaux des mines A, B et C)

Element	Mine A	Mine B	Mine C
	P_s (%)	P_s (%)	P_s (%)
Al	100	-104	100
Ba	100	99	100
Co	79	SLD	100
Cu	100	SLD	100
Fe	-40	-132	100
Li	SLD	SLD	100
Mn	SLD	100	0
Mo	70	100	55
Ni	100	SLD	0
S	67	99	75
Zn	100	SLD	SLD

4. CONCLUSION

Les résultats expérimentaux ont permis de tirer les conclusions suivantes :

- Les PSAs ayant une taille de grains grossiers permettent une meilleure absorption par rapport à ceux ayant une taille plus fine;
- Les PSAs ont un pouvoir alcalinisant et le pH qui permet une bonne absorption se situe entre 5 et 10;
- La température élevée favorise l'absorption des PSAs grâce à l'étalement des chaînes carboxyliques des PSAs;
- La composition chimique de l'eau influence la capacité d'absorption et de séquestration de métaux par les PSAs ;
- Les PSAs sont capables de capter des métaux lourds contenus dans les résidus miniers en pulpe à un pH légèrement basique. Cette séquestration est sélective et dépend également de la composition chimique de l'eau;

À la suite de ces travaux, on recommande d'effectuer des études plus approfondies sur les métaux lourds, élément par élément, avec des concentrations importantes afin de comprendre la séquestration et les phénomènes liés à la sélectivité des PSAs.

5. REMERCIEMENTS

Les auteurs tiennent à remercier le gouvernement du Québec et du Canada à travers le programme FRQNT (Fond de recherche du Québec- Nature et Technologies) et les partenaires de l'Institut de recherche en mines et en environnement (Agnico Eagle Lté, Goldcorp Inc. Iamgold Corp., Mine Canadian Malartic, Mine Raglan-Glencore, Rio Tinto,) pour leur soutien financier dans ce projet. Ils remercient également notre partenaire Recyc PHP inc. pour l'acquisition des polymères superabsorbants.

6. REFERENCES :

- Aubertin, M., Bussière, B., Bernier, L., Chapuis, R., Julien, M., Belem, T., Mbonimpa, M., Benzaazoua, M., and Li Li. 2002. La gestion des rejets miniers dans un contexte de développement durable et de protection de l'environnement. (may 2014):10.
- Aubertin, M., Mbonimpa, M., Darcy, J., Bussière, B., Chapuis, R., James, M., and Riffon, O. 2002. Stabilité géotechnique des ouvrages de retenue pour les résidus miniers: problèmes persistants et méthodes de contrôle. défis & perspectives: Symposium (March 2014):1-26.
- 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.
- Bussière, B., Potvin, R., A. M. Dagenais, M. Aubertin, A. Maqsood, and J. Cyr. 2010. Restauration du site minier lorraine, latulipe, québec: résultats de 10 ans de suivi. researchgate.net.

- Coulombe, V. 2012. performance de recouvrements isolants partiels pour contrôler l'oxydation de résidus miniers sulfureux.
- Demers, I. 2008. performance d'une barrière à l'oxygène constituée de résidus miniers faiblement sulfureux pour contrôler la production de drainage minier acide.
- Deschamps, T. 2009. "Étude du comportement physique et hydrogéochimique d'un dépôt de résidus miniers en pâte dans des conditions de surface= study of the physical and."
- Deschamps, T., Benzaazoua, T., and Bussiere, B., et al. 2008. "Microstructural and geochemical evolution of paste tailings in surface disposal conditions." 21:341–53.
- Dufresne, K. 2015. Traitement de polissage de drainage minier acide par marais épurateur.
- Farkish, A and Fall, M., 2013. Rapid dewatering of oil sand mature fine tailings using super absorbent polymer (sap).
- Fry, J. J., François D., and Marot, D. 2015. Etude de l'érosion Interne: Apport du Projet Eniroh. 486–507.
- Hadimi, I. 2014. Étude du comportement hydrogéochimique à long terme d'un dépôt de rejets miniers sulfureux et des effets d'amendements cimentaires: simulations expérimentales.
- Ismi, I, H. Elaidi, E., Rifi, A. Lebkiri, and A. Skalli. 2015. Comportement de polyacrylate de sodium au contact des solutions aqueuses (behaviour of sodium polyacrylate in contact with aqueous solutions in the absence and the presence of ions metal (ag^+ , cu^{2+} , cr^{3+})). d(4):1060–67.
- Ismi, I., E. H. Rifi, and A. e. al Lebkiri. 2015. Spectral characterization of pana under two polymeric forms and their complex pa-cu. *journal of materials and environmental science* 6(2):343–48.
- Javed, R., Shah, L., and Sayed, M., et al. 2018. Uptake of heavy metal ions from aqueous media by hydrogels and their conversion to nanoparticles for generation of a catalyst system: two-fold application study. *rsc advances* 8(27):14787–97.
- Klohn Crippen Berger (KCB), 2017. Report 2.50.1, Study of tailings management technologies. Prepared for the Mine Environment Neutral Drainage (MEND) Project, October 31, 164 p.
- Lavallée, D.,I, Marche, C., and Quach, T., 2000. De nouvelles approches pour quantifier le risque de rupture d'une retenue d'eau.
- Lepetit, L., 2002. Etude d'une méthode de diagnostic de digues avec prise en compte du risque de liquéfaction."
- Martin, V., Chouteau, M., Aubertin, M., Fala, O., Bussière, B., Campos, D., Gamache-Rochette, A., and Chapuis, R. 2005. Analyse des écoulements de l'eau en conditions non saturées dans les haldes à stériles.
- Orikiriza, L J. B., Agaba, H., Kabasa, J. D., Tweheyo G.E., and Hüttermann, A. 2009. Amending soils with hydrogels increases the biomass of nine tree species under non-water stress conditions. *clean - soil, air, water* 37(8):615–20.
- Ouellet, S., Bussière, B., and Aubertin, M. et al. 2007. Microstructural evolution of cemented paste backfill: mercury intrusion porosimetry test results. *cement and concrete research* 37(12):1654–65.
- Perherin, C., Azzam, C., and Kergadallan, X., n.d. Révision du guide méthodologique plans de prévention des risques littoraux: une meilleure prise en compte de l'ensemble des phénomènes pour la connaissance de l'aléa submersion marine.
- Rifi, E., Lakkis, D., and Mauric J. F. 2005. Extraction de l'argent par des gels d'acide polyacrylique-polyacrylate de sodium. application à l'élimination des ions chlorures. *Comptes rendus chimie* 8(5):917–21.
- Sahi, A., Belem, T., Maqsoud, A. and Mbonimpa M. 2017. Preliminary assessment of tailings pulp thickening using super absorbent polymers, Canadian Geotechnical Conference, GeoOttawa2017, Ottawa, Canada (paper 832), 8 p.
- Shah, L.A., Khan, M., Javed, R., Sayed, M., Khan, M.S., Khan, A., and Ullah, M.. 2018. Superabsorbent polymer hydrogels with good thermal and mechanical properties for removal of selected heavy metal ions. *journal of cleaner production* 201:78–87.
- Taouil, H., Ibn Ahmed, S., Rifi, E., El Assyry, A., 2014. Extraction du zinc à partir des solutions aqueuses diluées , par d ' hydrogels d ' acide polyacrylique - polyacrylate de sodium (zinc extraction from dilute aqueous solutions , by hydrogels of polyacrylic acid-polyacrylate sodium). 5(4):1069–74.
- Wang, A., Li, A. and Chen, J., 2014. Studies on poly(acrylic acid)/attapulgite superabsorbent composite. i. synthesis and characterization studies on poly(acrylic acid)/attapulgite superabsorbent composite i. synthesis and characterization.