

Mise à jour janvier 2009
PU-2008-03-367

*Osisko - Canadian Malartic :
caractérisation environnementale
d'échantillons post-essais
minéralurgiques*

Pour :

Monsieur Denis Cimon
Monsieur Jean Châteauneuf
Osisko Exploration Itée - projet Canadian Malartic
301, rue Norrie
Malartic (Québec) J0Y 1Z0

Par :

Mathieu Villeneuve, chimiste, M.Sc.A.
Bruno Bussière, ing., Ph.D.

URSTM

Unité de recherche et de service en technologie minérale

445, bout. de l'Université, Rouyn-Noranda (Québec) J9X 5E4
Téléphone : (819) 762-0971, poste 2558 Télécopieur : (819) 797-4727/6672

JANVIER 2009

Table des matières

	Page
1. Introduction.....	1
2. Échantillons	1
3. Méthodes.....	5
4. Résultats	7
4.1 Notes sur la présentation des résultats.....	7
4.2 Évolution des paramètres physico-chimiques	8
4.3 Évolution des métaux	12
4.4 Évolution des ions reliés à la prédiction du PGA à long terme.....	15
4.5 Épuisements élémentaires.....	21
5. Conclusions	25
5.1 Potentiel polluant à court terme.....	25
5.2 Potentiel polluant à long terme	25
6. Recommandations	26
7. Références	28

Liste des tableaux

Tableau 1 : Informations sur les échantillons placés en cellules d'humidité.....	2
Tableau 2 : Caractérisation chimique et bilan des essais statique des 9 matériaux placés en cellule d'humidité.....	3
Tableau 3 : Caractérisations minéralogiques des 9 matériaux placés dans les essais en cellules	4
Tableau 4 : Temps nécessaires aux épuisements complets du S_{total} et du Ca dans les conditions des essais en cellules d'humidité	24

Liste des figures

Figure 1 : Cellule d'humidité type pour les échantillons représentant les stériles miniers.....	5
Figure 2 : Cellule d'humidité type pour les échantillons représentant les rejets de concentrateur	6
Figure 3 : Vue d'ensemble des 9 cellules d'humidité réalisées.....	7
Figure 4 : Évolution du pH dans les eaux de rinçage des cellules d'humidité	8
Figure 5 : Évolution du potentiel d'oxydoréduction dans les eaux de rinçage des essais en cellule d'humidité	9

Figure 6 : Évolution de la conductivité dans les eaux de rinçage des cellules d'humidité	10
Figure 7 : Évolution de l'acidité dans les eaux de rinçage des cellules d'humidité	11
Figure 8 : Évolution de l'alcalinité dans les eaux de rinçage des cellules d'humidité	11
Figure 9 : Évolution de l'As dans les eaux de rinçage des cellules d'humidité	12
Figure 10 : Évolution du Cu dans les eaux de rinçage des cellules d'humidité.....	13
Figure 11 : Évolution du Fe dans les eaux de rinçage des cellules d'humidité.....	13
Figure 12 : Évolution du Ni dans les eaux de rinçage des cellules d'humidité	14
Figure 13 : Évolution du Pb dans les eaux de rinçage des cellules d'humidité	14
Figure 14 : Évolution du Zn dans les eaux de rinçage des cellules d'humidité.....	15
Figure 15 : Évolution des sulfates dans les eaux de rinçage des cellules d'humidité : A) graphe global, B) rapprochement pour la zone 0 à 100 mg/L	16
Figure 16 : Évolution des charges cumulatives en sulfates dans les eaux de rinçage des cellules d'humidité réalisées sur les matériaux fins	17
Figure 17 : Évolution des charges cumulatives en sulfates dans les eaux de rinçage des cellules d'humidité réalisées sur les matériaux grossiers.....	17
Figure 18 : Évolution des concentrations en Ca dans les eaux de rinçage des essais en cellule d'humidité	18
Figure 19 : Évolution des charges cumulées en Ca dans les essais en cellule d'humidité	19
Figure 20 : Courbes oxydation-neutralisation pour les cellules réalisées sur les matériaux fins.....	20
Figure 21 : Courbes oxydation-neutralisation pour les cellules réalisées sur les matériaux grossiers	21
Figure 22 : Épuisement élémentaire du soufre total dans chacune des cellules d'humidité	22
Figure 23 : Épuisement élémentaire du Ca dans chacune des cellules d'humidité.....	22
Figure 24 : Obtention de la droite de déplétion du S_{total} pour l'essai CH-HSO 200	23
Figure 25 : Obtention de la droite de déplétion du Ca pour l'essai CH-HSO 200.....	24

Sommaire exécutif

Ce rapport fait le point sur les résultats des essais en cellules d'humidité après 40 semaines de rinçages, en ce qui a trait au comportement environnemental des échantillons à court et à long terme. Il a été décidé de soumettre certains échantillons à des essais cinétiques de détermination du PGA, compte tenu que les essais statiques de détermination du potentiel de génération d'acide (PGA) réalisés sur des échantillons représentatifs des futures zones exploitables par la Corporation minière Osisko à son projet Canadian Malartic ont mené à des résultats dans la zone d'incertitude de ces essais. Les essais cinétiques réalisés sont ceux de la norme ASTM D 5744 - 07 (Standard Test Method for Laboratory Weathering of Solid Materials Using a Humidity Cell).

Globalement, dans les conditions des essais réalisés, les échantillons testés ne démontrent pas de potentiel de production d'acidité à court terme. En effet, après 40 semaines d'essais, le pH est demeuré légèrement alcalin, l'acidité est faible et une alcalinité est présente dans les eaux de rinçage. Aussi, les eaux de rinçage des cellules d'humidité sont peu concentrées en métaux de la directive 019 (As, Cu, Fe, Ni, Pb, Zn) ou autres métaux lourds. Il est donc conclu que, dans les conditions des essais utilisés, les échantillons testés ne présentent pas un potentiel polluant significatif à court terme.

Également, il est démontré que les conditions de l'essai en cellule d'humidité (ASTM D 5744-07) ont provoqué un débalancement dans les rapports des taux de production d'acidité par l'oxydation des sulfures (représentés par les sulfates) sur les taux de neutralisation par les carbonates (représentés par les taux de largage de Ca). Par conséquent, les résultats des méthodes usuelles d'extrapolation des résultats des essais des cellules d'humidité pour fins de prédiction PGA à long terme classent tous les échantillons testés (résultats possiblement faussés par le débalancement des conditions de rapport liquide/solide plus élevées [1L/1kg] que les conditions réelles de terrain, ce qui accélère la dissolution des carbonates) comme acidogènes à long terme. Donc, compte tenu de la faible réactivité des sulfures et de l'importante dissolution naturelle des carbonates provoquée par l'eau ajoutée lors des rinçages, il est difficile de statuer sur le potentiel à long terme de génération de drainage minier acide et de largage de métaux lourds des échantillons testés sans procéder à des essais supplémentaires.

L'utilisation d'essais cinétiques instrumentés, avec un rapport liquide/solide plus faible que l'essai en cellule d'humidité et une configuration plus près d'une éventuelle aire d'entreposage de rejets, tels les essais en colonne ou les parcelles d'essais in situ couplés, au besoin, à la modélisation mathématique, permettrait de statuer sur le potentiel polluant réel des matériaux d'Osisko à long terme. Aussi, une caractérisation du potentiel de sorption des matériaux testés pourrait quantifier la capacité des matériaux d'Osisko à retenir les métaux et, ainsi, estimer si un relargage sera possible ou non à long terme suite à la saturation des sites actifs de sorption. Une investigation minéralogique plus poussée, notamment par microscopie optique, pourrait révéler des indices quant à la faible réactivité des sulfures présents dans les échantillons.

1. Introduction

Ce rapport fait suite aux deux précédents rapports pour le projet PU-2007-09-367 - Osisko - Canadian Malartic : caractérisation environnementale d'échantillons post-essais minéralurgiques, soit le « rapport d'étape » (Villeneuve, 2008a) et le rapport « mise à jour novembre 2008 » (Villeneuve, 2008b) et, tel que demandé par le client, fait le point sur les résultats des essais en cellules d'humidité après 40 semaines de rinçages, en ce qui a trait au comportement environnemental des échantillons à court et à long terme.

2. Échantillons

Les échantillons post-essais minéralurgiques qui ont été placés dans les essais en cellule d'humidité sont présentés au *tableau 1*. Ces échantillons sont arrivés aux laboratoires de l'Unité de recherche et de service en technologie minérale (URSTM) déjà préparés par SGS Lakefield. Une simple homogénéisation a été réalisée avant de prélever à la cuillère (*scooping*) les échantillons nécessaires à la mise en cellule. Globalement, les échantillons portant la mention « 200 » ou « GT » ont été pulvérisés à une distribution granulométrique se rapprochant des rejets de concentrateurs (passant 200 mesh) et les échantillons portant la mention « ¼ » ont été concassés à une granulométrie se rapprochant de la fraction fine de stériles ou minerais (passant ¼ pouce; c'est la granulométrie la plus grossière utilisable en cellule d'humidité selon la norme ASTM D 5744-07).

Le *tableau 2* présente les résultats des caractérisations chimiques ainsi que des moyennes des trois répliques des bilans des essais statiques de déterminations du potentiel de génération d'acidité (PGA) réalisés sur les échantillons pulvérisés représentatifs. On observe au *tableau 2* que les matériaux sont principalement constitués d'aluminium, de calcium, de fer, de magnésium, de potassium et de sulfures. Les concentrations en sulfates sont faibles, puisque les échantillons proviennent de carottes d'éventuel minerai frais, non oxydé. Au point de vue des métaux normés par la *Directive 019* pour les effluents finaux, on observe que seuls le Ni (entre 34,6 et 95,3 mg/kg) et le Zn (entre 52,2 et 293 mg/kg) sont présents dans les matériaux à des niveaux significatifs. Le suivi de ces métaux durant les essais cinétiques sera important. Les autres métaux de la *Directive 019* (autre que le fer, soit : As, Cu et Pb) sont présents sous forme de traces seulement dans les neuf matériaux solides placés en cellule.

Pour des matériaux faiblement sulfureux, les critères d'interprétation des essais statiques basés sur le PNN (Miller *et al.*, 1991) sont mieux adaptés. Dans le *tableau 2*, les critères PN/PA (Price *et al.*, 1997) sont présentés à titre indicatif seulement. On observe au *tableau 2* que les matériaux placés dans les cellules CH-AGO 200 et CH-LGO 200 sont considérés « Non-acidogènes », car le PNN > 20 kg CaCO₃/t. Tous les autres matériaux ont un potentiel de génération d'acidité « Incertain », car le PNN est entre -20 et

20 kg CaCO₃/t. Tous les matériaux placés en cellules d'humidité ont retourné des résultats nuls pour les essais *Net Acid Generation* (NAG), car le pH n'est pas devenu acide lors de l'oxydation par peroxyde.

Tableau 1 : Informations sur les échantillons placés en cellules d'humidité

#URSTM	Nom	Nom de la cellule	Échantillon pulvérisé représentatif
5884	Average Grade Ore Overall Comp -¼ inch B (CH)	CH-AGO ¼-	5866
5885	Average Grade Ore Overall Comp -200m B (CH)	CH-AGO 200-	5867
5886	Low Grade Ore Overall Comp -¼ inch B (CH)	CH-LGO ¼-	5871
5887	Low Grade Ore Overall Comp -200m B (CH)	CH-LGO 200-	5872
5888	High Sulphide Ore Overall Comp -¼ inch B (CH)	CH-HSO ¼-	5875
5889	High Sulphide Ore Overall Comp -200m B (CH)	CH-HSO 200-	5876
5890	Average Waste Overall Comp -¼ inch B (CH)	CH-AWO ¼-	5879
5891	High Sulphide Waste Overall Comp -¼ inch (CH)	CH-HSW ¼-	5882
5892	GT Residue B (CH)	CH-GTR-	5883

Le *tableau 3* présente les compositions minéralogiques déterminées par diffraction des rayons X (DRX) des 9 échantillons placés en cellules d'humidité. On observe que les matériaux sont principalement composés de silicates (36,1 à 47,1 % d'albite; 15,8 à 27,8 % de quartz; 13,6 à 22,2 % de microcline et autres silicates, dont muscovite, chlorite, biotite, épidote et traces de talc). Le seul sulfure métallique identifiable et quantifiable en DRX est la pyrite (entre 0,7 et 2,1 %). La pyrite serait donc le principal sulfure qui, si oxydé, produira de l'acidité. Le principal minéral neutralisant trouvé en DRX est la calcite (entre 3,3 et 6,2 %). Notons cependant que certains silicates (ex. : Biotite, Chlorite, Plagioclases) peuvent aussi participer à la neutralisation, ce qui aurait un impact positif sur le PN. Il est généralement documenté que leur cinétique de réaction est beaucoup plus lente que les carbonates (Sverdrup, 1990; Kwong, 1993; Plumlee, 1999; Jambor *et al.*, 2000; Jambor *et al.*, 2007). Aussi, certains des minéraux silicatés identifiés, principalement les micas (muscovite, chlorite, biotite) sont connus pour avoir une bonne capacité de rétention de métaux par adsorption (e.g. : Atanossova, 1999; Sposito *et al.*, 1999; Gupta et Bhattacharyya, 2006), ce qui pourrait affecter le comportement géochimique des cellules humides, à tout le moins à court terme (le temps que les phénomènes de sorption s'estompent).

Tableau 2 : Caractérisation chimique et bilan des essais statique des 9 matériaux placés en cellule d'humidité

Paramètre	Unités	CH-AGO 1/4	CH-AGO 200	CH-LGO 1/4	CH-LGO 200	CH-HSO 1/4	CH-HSO 200	CH-AWO 1/4	CH-HSW 1/4	CH-GTR
		U5866	U5867	U5871	U5872	U5875	U5876	U5879	U5882	U5883
Aluminium (Al)	(mg/kg)	8665	10369	7727	11243	3790	9854	8255	7243	7071
Argent (Ag)	(mg/kg)	1,6	1,6	1,1	1,7	1,1	2,7	0,95	1,3	0,17
Arsenic (As)	(mg/kg)	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Baryum (Ba)	(mg/kg)	165	212	144	212	45,3	102	119	96,3	75,2
Cadmium (Cd)	(mg/kg)	5,101	6,32	0,035	0,129	0,037	4,575	<0,005	3,445	<0,005
Calcium (Ca)	(mg/kg)	17015	22100	10441	18441	10545	24154	11168	15009	10855
Chrome (Cr)	(mg/kg)	78,1	112	106	145	42,5	133	101	94,9	82,1
Cuivre (Cu)	(mg/kg)	35,6	48,1	21,1	33,2	22	54,4	40,2	50,7	16,3
Fer (Fe)	(mg/kg)	22349	24033	16979	22908	13230	24603	19685	21915	19391
Magnésium (Mg)	(mg/kg)	8495	10370	6804	10553	4638	13018	9101	9372	7553
Manganèse (Mn)	(mg/kg)	402	547	281	430	242	587	261	291	292
Mercure (Hg)	(mg/kg)	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Nickel (Ni)	(mg/kg)	68,6	95,3	55,6	87,2	34,6	66,1	65,3	63	51,8
Plomb (Pb)	(mg/kg)	6,5	10	14,8	28,9	8	19,5	11,3	10,8	6,9
Potassium (K)	(mg/kg)	6888	8371	6679	9572	3892	9218	7282	6949	5710
Sélénium (Se)	(mg/kg)	0,32	0,17	0,35	0,44	<0,05	<0,05	0,36	<0,05	<0,05
Sodium (Na)	(mg/kg)	166	59	91	406	15	<1	122	122	102
Zinc (Zn)	(mg/kg)	105	105	52,2	293	63,3	95,3	114	82,8	92
<hr/>										
pH de pâte ¹	(-)	9,58	9,39	9,55	9,14	9,63	9,43	9,44	8,84	8,61
S _{total} ¹	(% p/p)	1,60	1,40	1,44	1,14	2,27	1,86	1,60	2,48	1,55
S _{sulfates} ¹	(% p/p)	0,009	0,011	0,005	0,005	0,006	0,007	0,010	0,010	0,013
S _{sulfures} ¹	(% p/p)	1,59	1,39	1,44	1,14	2,26	1,85	1,59	2,47	1,54
PAM ¹	(kg CaCO ₃ /t)	49,9	43,6	45,1	35,7	70,9	58,1	50,1	77,4	48,5
PN brut ¹	(kg CaCO ₃ /t)	55,5	68,4	48,8	61,4	59,1	76,0	48,7	64,2	49,9
PNN ¹	(kg CaCO ₃ /t)	5,6	24,7	3,7	25,6	-11,9	17,9	-1,4	-13,2	1,3
PN/PA ¹	(-)	1,11	1,57	1,08	1,77	0,833	1,31	0,972	0,830	1,03
<hr/>										
Acidogène	(-)	Incertain	Non	Incertain	Non	Incertain	Incertain	Incertain	Incertain	Incertain
<hr/>										
NAG _{pH} ¹	(-)	10,35	10,83	10,15	10,50	9,07	11,01	10,11	9,42	9,97
NAG ¹	(kg H ₂ SO ₄ /t)	0	0	0	0	0	0	0	0	0

PAM : Potentiel d'acidité maximal = %S_{total}*31,25 (kg CaCO₃/t)
 PN : Potentiel de neutralisation déterminé par la méthode MA.110 - PGA 1.0 (kg CaCO₃/t)
 PNN : Potentiel net de neutralisation = PN - PAM (kg CaCO₃/t)
 NAG_{pH} : pH à la fin de l'essai NAG
 NAG : Génération nette d'acidité au cours de l'essai NAG (kg H₂SO₄/t)
¹ : La moyenne des 3 réplicas est utilisée

L'interprétation des résultats est conforme avec le contenu de la méthode MA.110 - PGA 1.0 et la Directive 019

Critères d'interprétation, on vérifie dans l'ordre :

%S _{sulfure} < 0,3 %	Non-acidogène
%S _{sulfure} > 0,3 %	Poursuivre plus bas

Critères pour le PNN (Miller et al., 1991)

PNN < -20 kg CaCO ₃ /t	Non-acidogène
-20 < PNN < 20 kg CaCO ₃ /t	Incertain - poursuivre avec PN/PA
PNN ≥ 20kg CaCO ₃ /t	Non-acidogène

Tableau 3 : Caractérisations minéralogiques des 9 matériaux placés dans les essais en cellules

Minéral	Formule	CH-AGO 1/4	CH-AGO 200	CH-LGO 1/4	CH-LGO 200	CH-HSO 1/4	CH-HSO 200	CH-AWO 1/4	CH-HSW 1/4	CH-GTR
		U6886	U6867	U6871	U6872	U6875	U6876	U6879	U6882	U6883
Albite	NaAlSi ₃ O ₈	43,0	37,8	38,3	36,1	41,0	36,2	47,1	46,9	44,3
Quartz	SiO ₂	20,6	20,0	27,8	23,2	19,8	18,0	20,3	15,8	16,5
Microcline	KAlSi ₃ O ₈	14,7	13,9	13,6	14,9	20,6	22,2	13,6	17,0	18,2
Muscovite	KAl ₂ (Si ₂ Al)O ₁₀ (OH,F) ₂	5,4	7,0	5,0	5,9	2,9	2,9	3,9	3,8	6,0
Chlorite	Na _{0,5} (Al,Mg) ₆ (Si,Al) ₈ O ₁₈ (OH) ₁₂ ·5(H ₂ O)	5,0	5,1	3,1	3,8	1,7	2,4	3,4	1,6	4,2
Biotite	K(Mg,Fe ²⁺) ₃ [AlSi ₃ O ₁₀ (OH,F) ₂	3,7	7,3	6,1	8,3	5,4	8,8	6,3	6,5	4,7
Epidote	Ca ₂ (Fe,Al)Al ₂ (SiO ₄)(Si ₂ O ₇)O(OH)	1,0	0,9	0,8	0,7	1,3	1,5	0,1	0,9	1,1
Talc	Mg ₃ Si ₄ O ₁₀ (OH) ₂	0,5	0,4	0,3	0,4	0,3	0,0	0,2	0,4	0,5
Hematite	Fe ₂ O ₃	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2	0,3	0,2	0,3	0,2
Pyrite	FeS ₂	1,4	1,0	0,8	0,7	2,1	1,5	1,6	2,6	1,0
Calcite	CaCO ₃	4,7	6,5	4,1	5,9	4,8	6,2	3,3	4,3	3,5
Total		100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0

3. Méthodes

Pour les méthodes de caractérisation des matériaux, prière de se référer au rapport d'étape (Villeneuve, 2008a); nous reprenons ici la description des essais en cellules d'humidité.

Les essais cinétiques utilisés sont conformes à la norme ASTM D 5744-07. Dans cet essai, 1 kg de matériel (au maximum passant ¼ po) est exposé à des cycles de 3 jours d'air sec, 3 jours d'air saturé en humidité et, au 7^e jour, un rinçage avec 1 000 mL d'eau déminéralisée. Les eaux de rinçages sont récupérées après 1 heure de contact par une légère surpression. Les analyses du pH, du Eh et de la conductivité sont alors réalisées sur les échantillons dans les laboratoires de l'URSTM. Les échantillons sont ensuite filtrés et transférés dans des bouteilles fournies par Multilab Direct, contenant les préservatifs nécessaires aux analyses suivantes : Acidité, Alcalinité, sulfates, métaux par ICP-MS (Ag, Al, As, Ba, Ca, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, K, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, Pb, Se, Zn).

Il existe deux configurations de cellules d'humidité. La première est conçue pour les essais réalisés sur les stériles miniers (cellules nommées « CH-XYZ ¼- » dans la présente étude, puisque ces matériaux ont une distribution granulométrique représentant la fraction fine de stériles ou minerais). Ces cellules, larges de 4 po et hautes de 8 po, forcent l'aération des stériles du bas vers le haut, une circulation d'air se rapprochant des mouvements d'air dans les empilements de roches stériles. La *figure 1* montre une photo d'une cellule type utilisée dans ce projet pour les échantillons représentant les stériles.

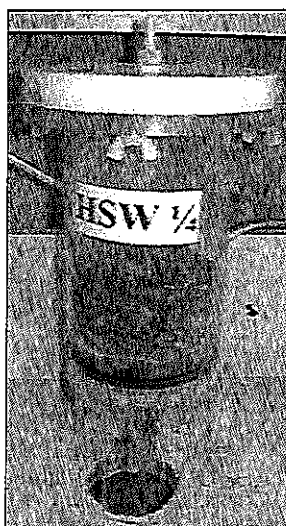


Figure 1 : Cellule d'humidité type pour les échantillons représentant les stériles miniers

La seconde est utilisée pour les cellules d'humidité réalisées sur les échantillons dont la distribution granulométrique se rapproche des rejets de concentrateur (nommées « CH-XYZ 200- » et « GT » dans ce projet) ont une configuration différente. Ces cellules larges de 8 po et hautes de 4 po, préconisent une aération au haut de la cellule de même qu'une couche plus mince et plus étalée de matériel. Cette configuration est encore une fois inspirée des caractéristiques des parcs à rejets de concentrateur, et elle permet aussi un meilleur écoulement de l'eau au travers du matériel fin. La *figure 2* montre une photo d'une cellule type utilisée dans ce projet pour les échantillons représentant les rejets de concentrateur.

Initialement, la durée de l'essai était prévue pour 30 cycles de rinçages. Suite à l'obtention des résultats complets des 30 premiers rinçages, il fut jugé nécessaire (voir dans la section «résultats» du rapport Villeneuve [2008b]) de poursuivre les essais. Les résultats présentés dans ce rapport comprennent les résultats complets de 40 rinçages (jusqu'au rinçage du 15 janvier 2009). Lorsque les essais seront démantelés, les échantillons solides post-démantèlements seront envoyés au laboratoire Multilab pour l'analyse des éléments suivants : Ag, Al, As, Ba, Ca, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, K, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, Pb, Se, Zn. Les solides post-démantèlements seront aussi ré-analysés pour leur bilan acide-base. Pour l'instant, aucune décision n'a été prise par le client quant à l'arrêt des essais en cellules d'humidité, et elles sont toujours en cours.

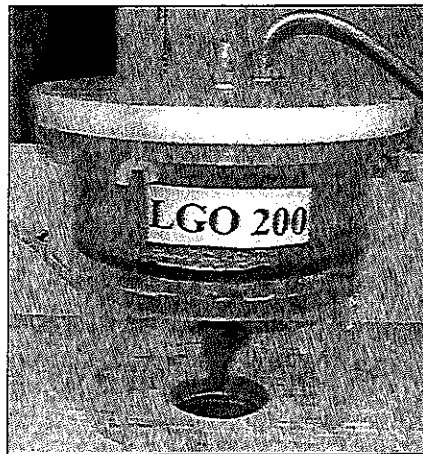


Figure 2 : Cellule d'humidité type pour les échantillons représentant les rejets de concentrateur

La *figure 3* présente une photo du montage complet des 9 cellules d'humidité réalisées au cours du projet.

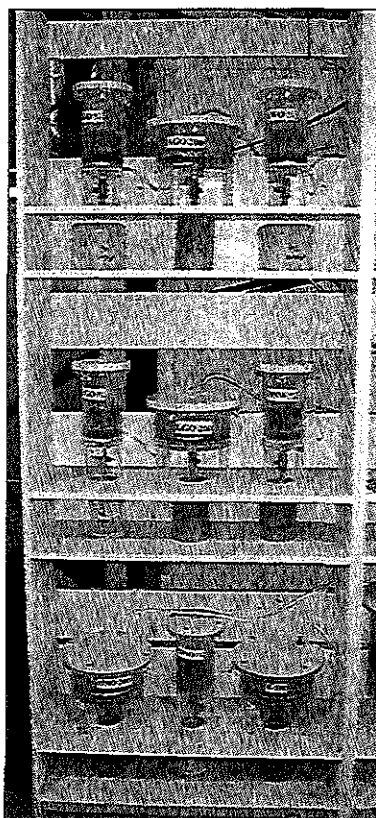


Figure 3 : Vue d'ensemble des 9 cellules d'humidité réalisées

4. Résultats

Cette section présente les principaux résultats des 9 essais en cellules d'humidité. Les résultats complets peuvent être trouvés sur le fichier Excel « PU-2008-03-367 - CH-Osisko.xls » sur le CD-ROM annexe.

4.1 Notes sur la présentation des résultats

Lorsque les concentrations lues sont sous les limites de détection des méthodes analytiques, la demie de la limite de détection est utilisée pour les calculs et les graphes. Il s'agit là d'une approche conservatrice, mais qui peut créer des faux-positifs lors de l'évaluation des taux de réaction ou des charges cumulées. La limite de détection (lorsqu'applicable) est représentée sur les graphes en tant que ligne pointillée grise.

Lorsqu'applicables, les concentrations ponctuelles dans les eaux de rinçage sont comparées aux concentrations moyennes acceptables à l'effluent final trouvées dans le Tableau 1 de la *Directive 019* (lignes pointillées rouges ou vertes). Il est à noter que cette comparaison est conservatrice.

4.2 Évolution des paramètres physico-chimiques

Les figures 4 à 8 présentent, dans l'ordre, les évolutions du pH, du potentiel d'oxydoréduction (Eh), de la conductivité électrique, de l'acidité et de l'alcalinité dans les essais en cellules d'humidité.

Le pH (figure 4) demeure élevé et relativement stable dans le temps. Quelques épisodes de dépassement de la limite supérieure de la directive 019 (pH 9,5) ont eu lieu. La plupart des cellules se stabilisent à un pH entre 8 et 9. La cellule CH-AGO ¼ produit 3 eaux de rinçage dont le pH est entre 6 et 7. Le pH de la cellule CH-AGO ¼ semble se stabiliser à des niveaux de pH légèrement inférieurs à celui des autres cellules de l'étude. À partir du pH, on constate qu'aucun drainage acide n'a été observé dans les cellules d'humidité.

Les mesures du potentiel d'oxydoréduction (Eh, figure 5) se maintiennent généralement entre 250 et 500 mV vs ENH. Ceci dénote un milieu légèrement oxydant, mais c'est largement inférieur aux Eh mesurés dans les cas de drainage minier où les mesures atteignent des valeurs supérieures à 650 mV vs ENH (MEND 1.16.1b, 1991).

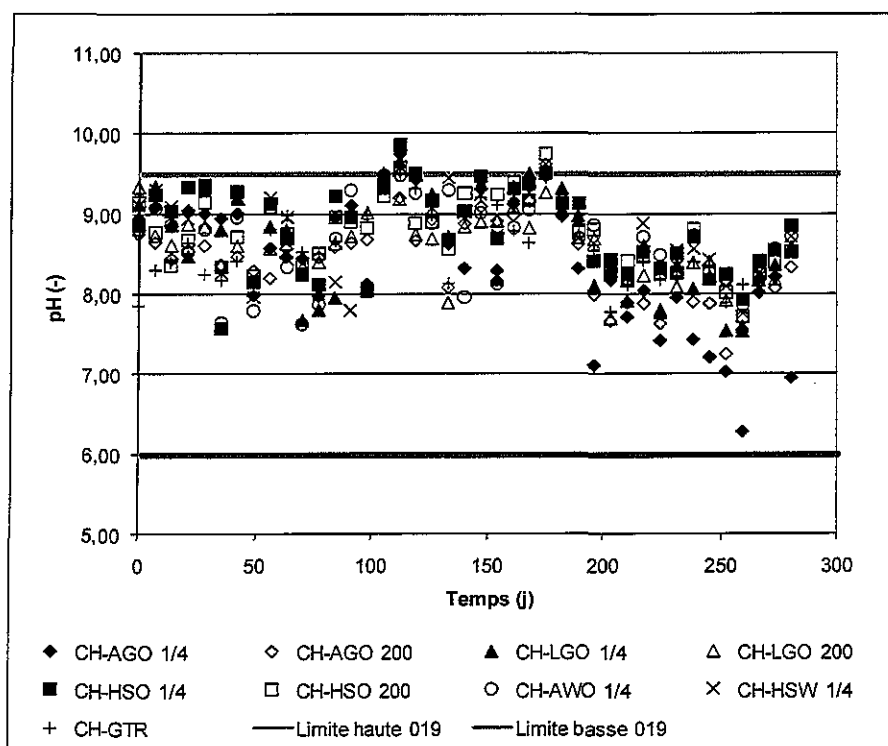


Figure 4 : Évolution du pH dans les eaux de rinçage des cellules d'humidité

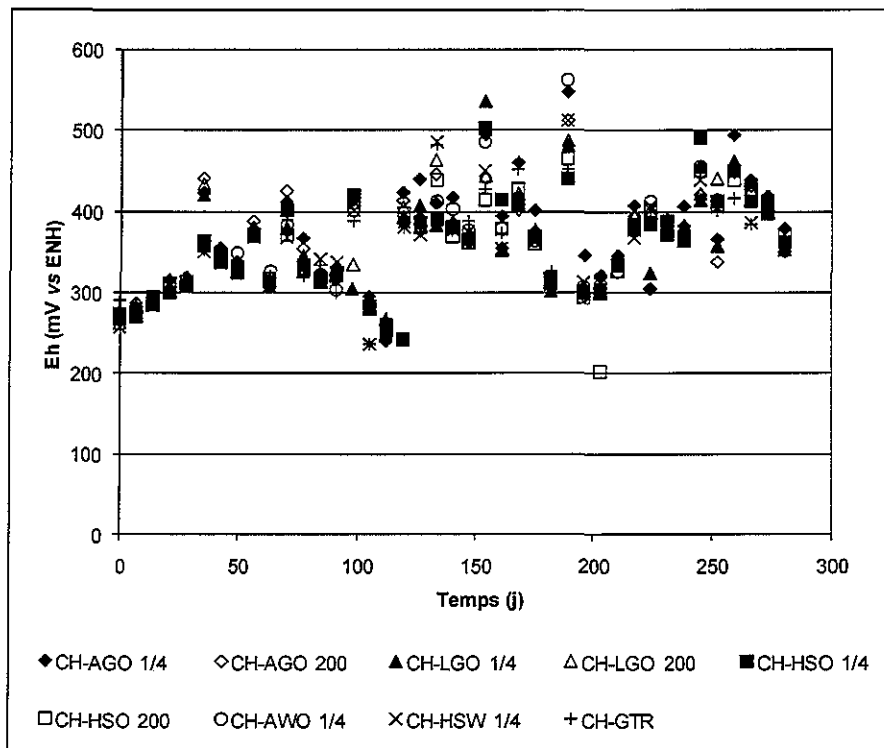


Figure 5 : Évolution du potentiel d'oxydoréduction dans les eaux de rinçage des essais en cellule d'humidité

La conductivité (figure 6), reliée au contenu total en ions dissous dans les eaux de rinçage, montre que les taux de réaction ou lixiviation se sont stabilisés dans les cellules. De façon générale, les conductivités se stabilisent entre 50 et 120 μS , pour les matériaux « 200 », et entre 30 et 85 μS , pour les matériaux « 1/4 ». Les évolutions des conductivités montrent le profil largement documenté, dénotant la lixiviation dans les premiers rinçages des minéraux les plus solubles, suivie d'une stabilisation des tendances, alors que les processus géochimiques se stabilisent dans la cellule (e.g. SRK, 1989; Aubertin *et al.*, 1995; Morin et Hutt, 1997; Villeneuve *et al.*, 2003; Bussière *et al.*, 2004; Villeneuve, 2004).

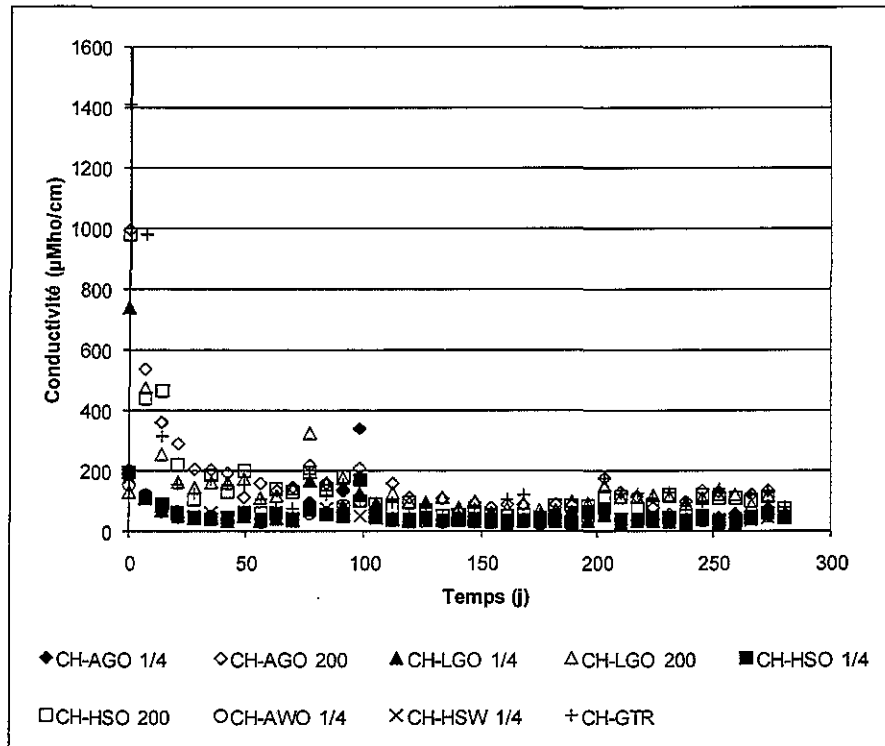


Figure 6 : Évolution de la conductivité dans les eaux de rinçage des cellules d'humidité

L'acidité (figure 7) est demeurée faible dans tous les rinçages pour toutes les cellules. Seuls quelques rinçages sporadiques ont retourné des acidités au-dessus de la limite de détection (1 mg CaCO₃/t) au cours de l'étude.

L'alcalinité (figure 8) s'est stabilisée entre 10 et 20 mg CaCO₃/L dans les cellules sur les matériaux « 1/4 » et entre 10 et 60 mg CaCO₃/L dans les cellules des matériaux « 200 ». En général, l'alcalinité est supérieure dans les rinçages des cellules « 200 » à celle des rinçages des cellules « 1/4 ».

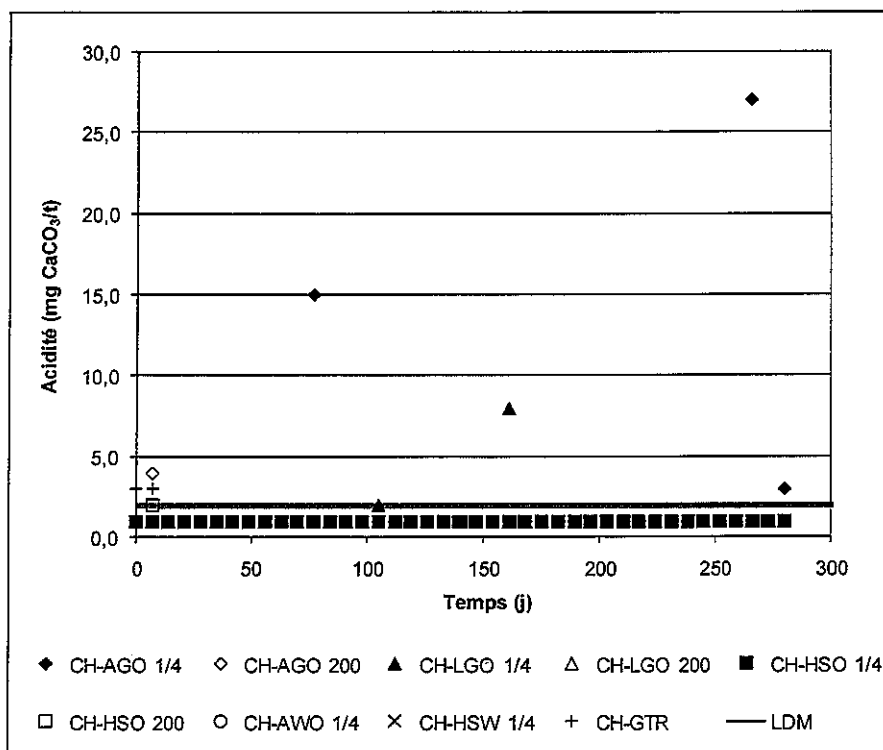


Figure 7 : Évolution de l'acidité dans les eaux de rinçage des cellules d'humidité

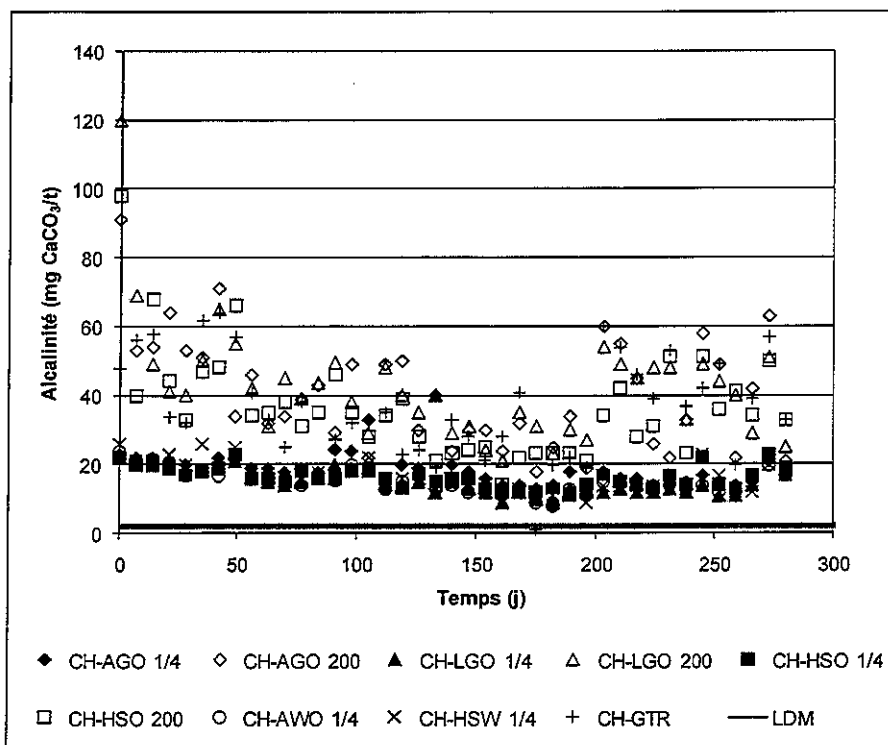


Figure 8 : Évolution de l'alcalinité dans les eaux de rinçage des cellules d'humidité

4.3 Évolution des métaux

Les figures 9 à 14 présentent les évolutions des concentrations des métaux du tableau 1 de la directive 019. En observant ces figures, on constate que les métaux sont généralement en concentrations faibles, voire même sous la limite de détection de l'ICP-MS. En général, on ne constate aucun dépassement des concentrations moyennes acceptables à l'effluent final de la directive 019. Un seul cas d'exception est obtenu dans le rinçage de la 13^e semaine de la cellule CH-HSO 200 où le Ni atteint 0,6899 mg Ni/L, contre une exigence de 0,5 mg Ni/L. Il s'agit par contre d'un incident isolé qui ne marque aucune tendance, car les rinçages subséquents ont démontré des concentrations faibles en Ni.

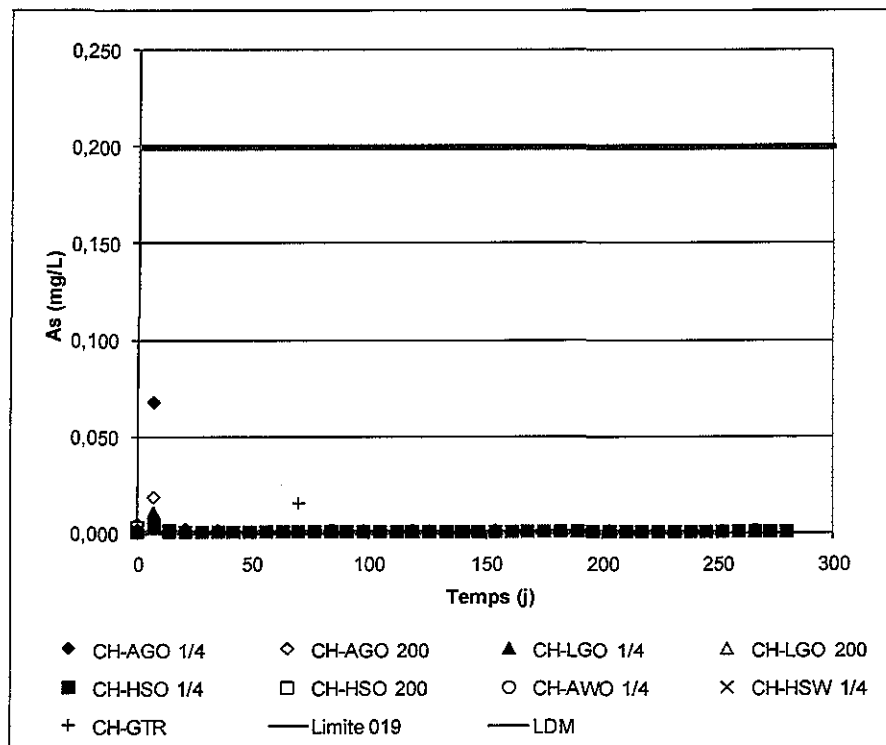


Figure 9 : Évolution de l'As dans les eaux de rinçage des cellules d'humidité

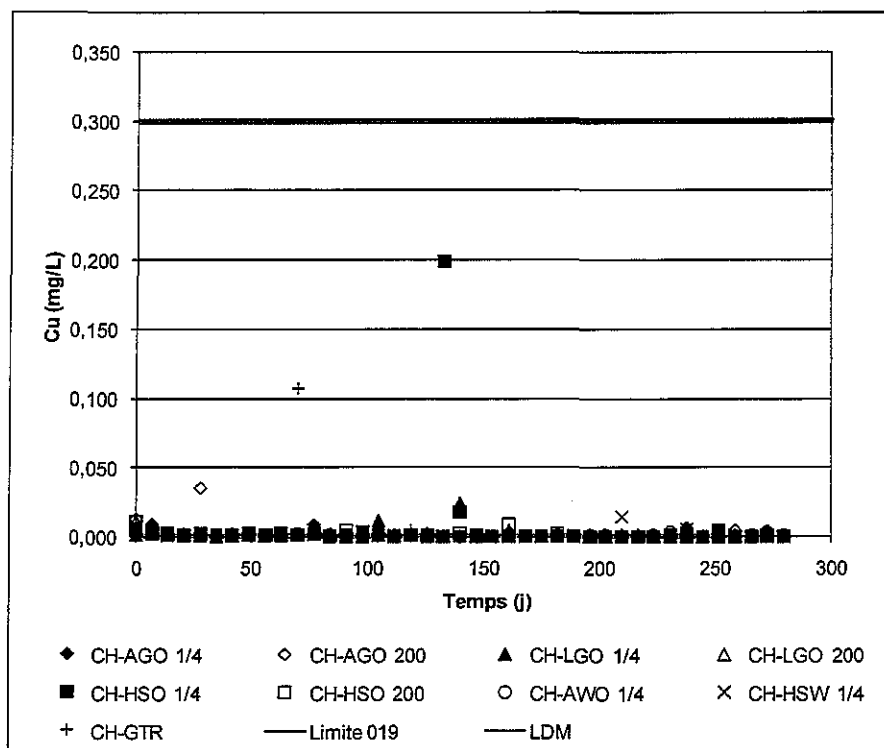


Figure 10 : Évolution du Cu dans les eaux de rinçage des cellules d'humidité

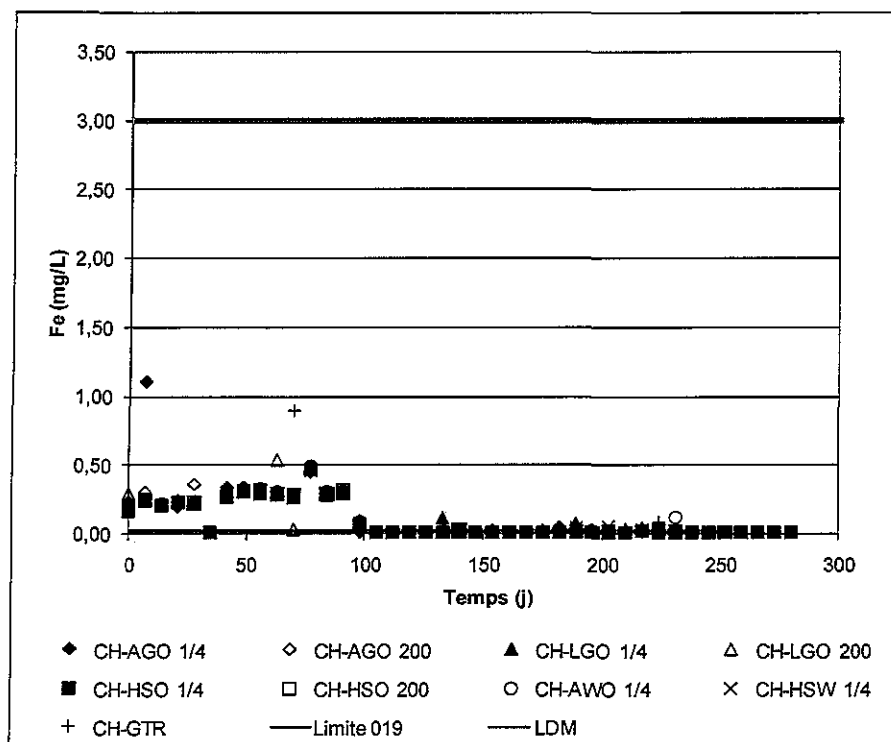


Figure 11 : Évolution du Fe dans les eaux de rinçage des cellules d'humidité

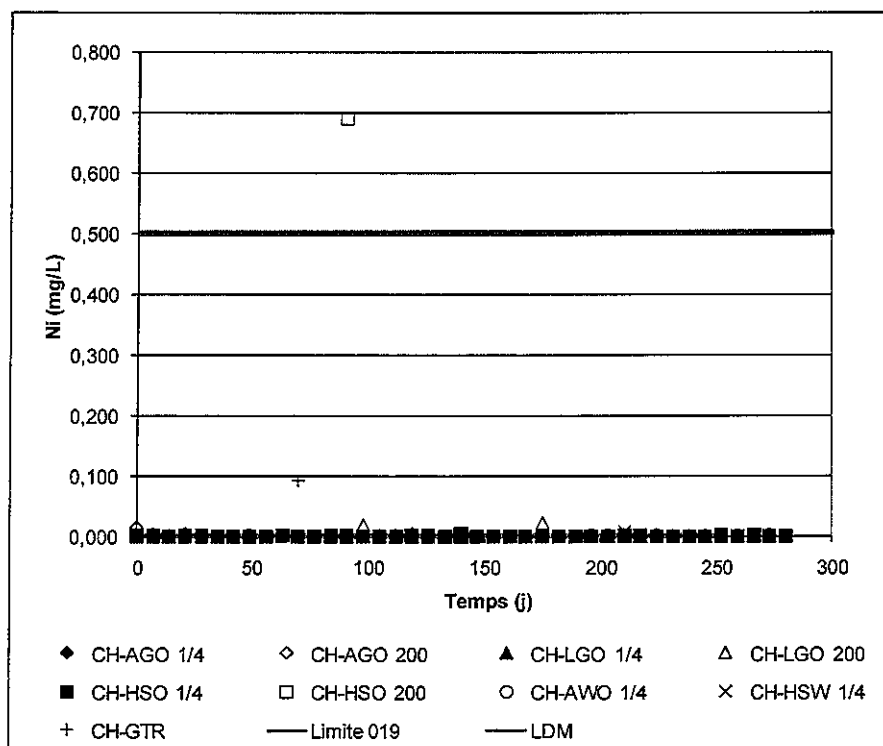


Figure 12 : Évolution du Ni dans les eaux de rinçage des cellules d'humidité

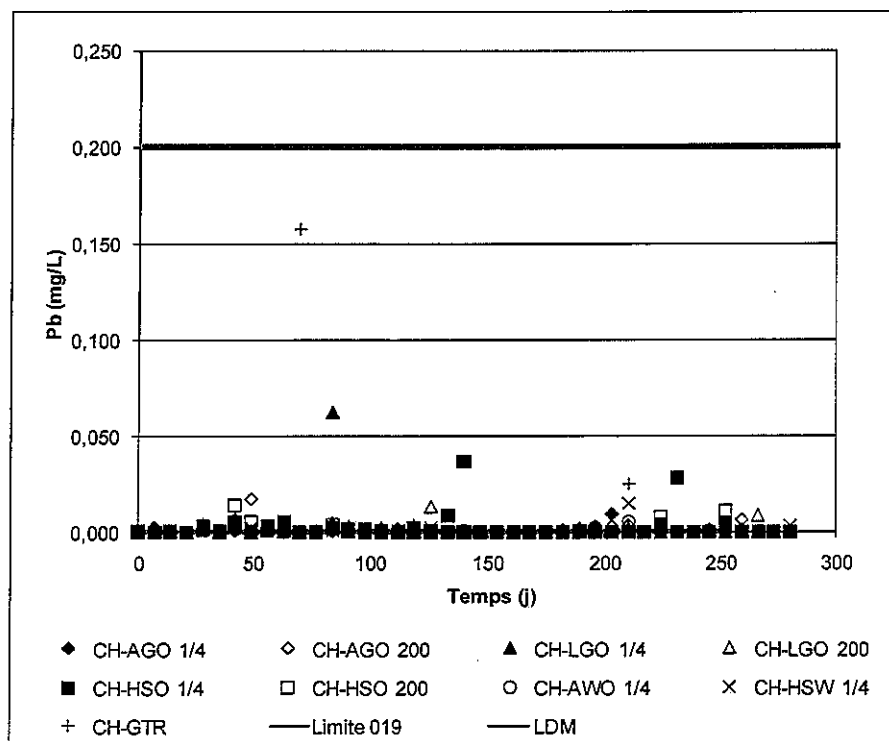


Figure 13 : Évolution du Pb dans les eaux de rinçage des cellules d'humidité

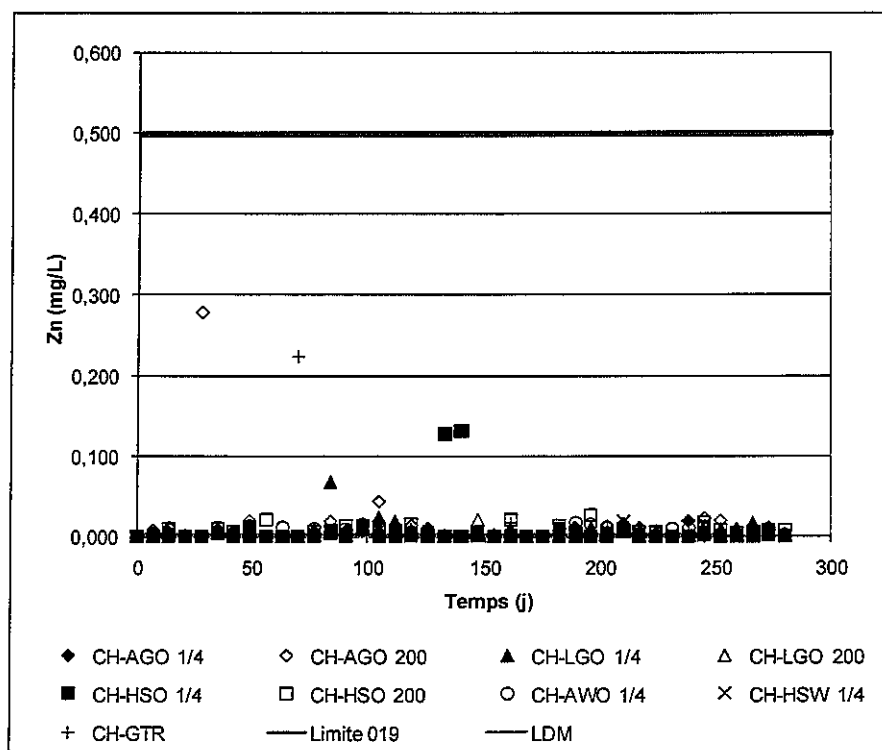


Figure 14 : Évolution du Zn dans les eaux de rinçage des cellules d'humidité

4.4 Évolution des ions reliés à la prédiction du PGA à long terme

La plupart des méthodes d'interprétation des résultats des essais cinétiques, en ce qui a trait à la prédiction du potentiel de génération d'acidité (PGA) à long terme, se concentrent sur l'évolution des sulfates (produits lors de l'oxydation des minéraux sulfureux) et des éléments libérés (principalement Ca et Mg) par la neutralisation *in-situ* de l'acidité par les minéraux neutralisants du matériel. Par exemple, la méthode ASTM propose la méthode de prédiction de White et Jeffers (1994), qui utilise les taux de production de sulfates pour évaluer le temps nécessaire à l'épuisement du PA et les taux de production de Ca et Mg pour évaluer le temps nécessaire à l'épuisement du PN.

La *figure 15* montre l'évolution des concentrations en sulfates dans les eaux de rinçages. Les sulfates suivent le même profil que précédemment observé pour la conductivité, alors que les formes les plus solubles sont lixiviées en début d'essai. Ce n'est que suite à cette période que les concentrations en sulfates mesurées dans les eaux de rinçages représentent les produits de l'oxydation des sulfures. On remarque à la *figure 15* que les concentrations en sulfates se stabilisent à de très faibles concentrations, soit entre 2 et 10 mg SO₄²⁻/L pour les cellules « 200 » et entre la limite de détection (1 mg SO₄²⁻/L) et 4 mg SO₄²⁻/L pour les cellules sur les matériaux « 1/4 ». Comme nous le verrons plus loin dans le rapport, de si faibles concentrations en sulfates rendent difficile l'utilisation des données pour fins d'extrapolations à long terme.

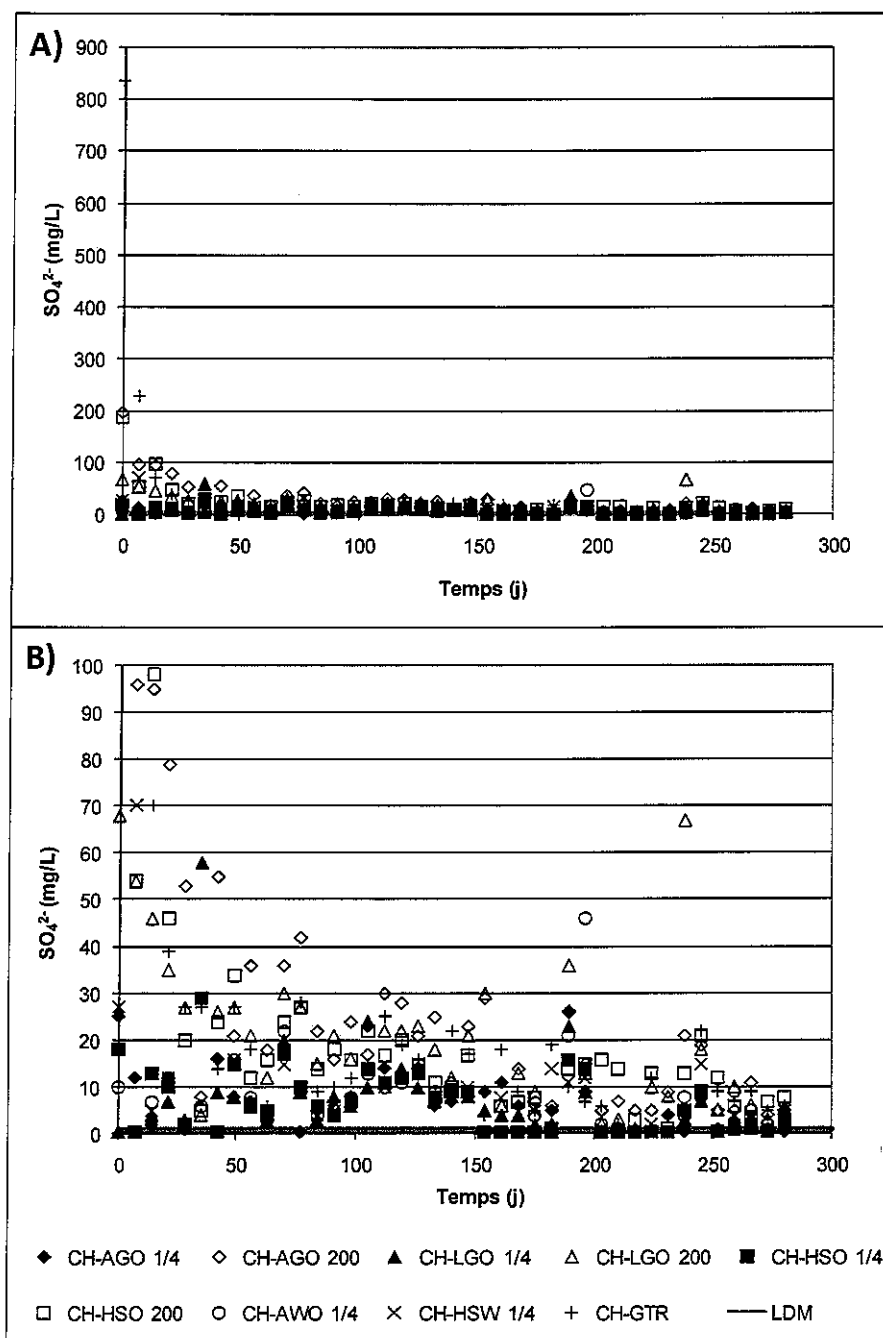


Figure 15 : Évolution des sulfates dans les eaux de rinçage des cellules d'humidité : A) graphe global, B) rapprochement pour la zone 0 à 100 mg/L

Les figures 16 et 17 présentent l'évolution des charges cumulées en sulfates au cours des essais en cellules sur les matériaux fins (« 200 ») et les matériaux grossiers (« 1/4 »), respectivement. On observe qu'après une période de stabilisation, les taux de production de sulfates (pente des sections de courbes après stabilisation) deviennent très

faibles, voire même quasi-nuls, avec des paliers apparents dans le cas des matériaux grossiers.

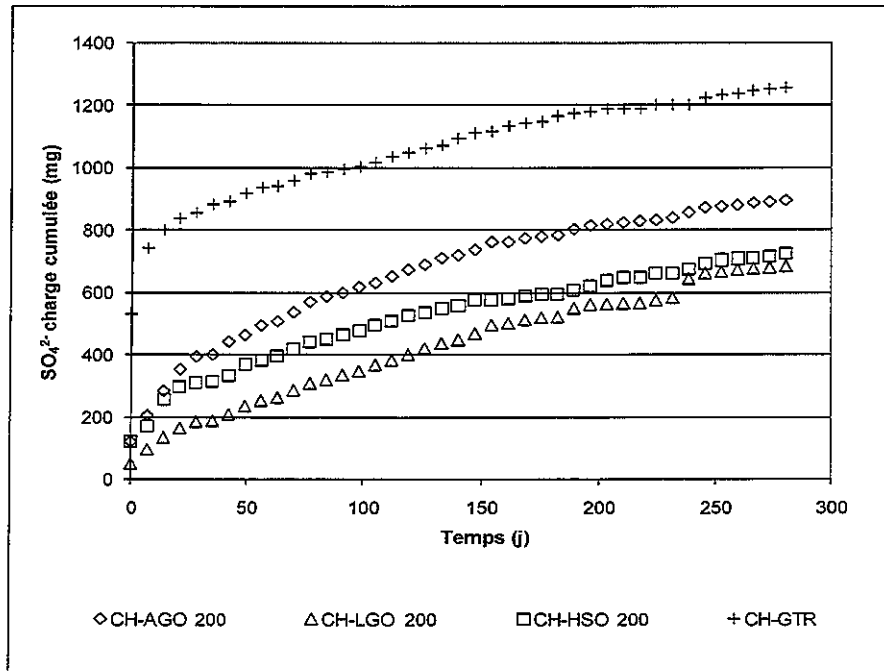


Figure 16 : Évolution des charges cumulatives en sulfates dans les eaux de rinçage des cellules d'humidité réalisées sur les matériaux fins

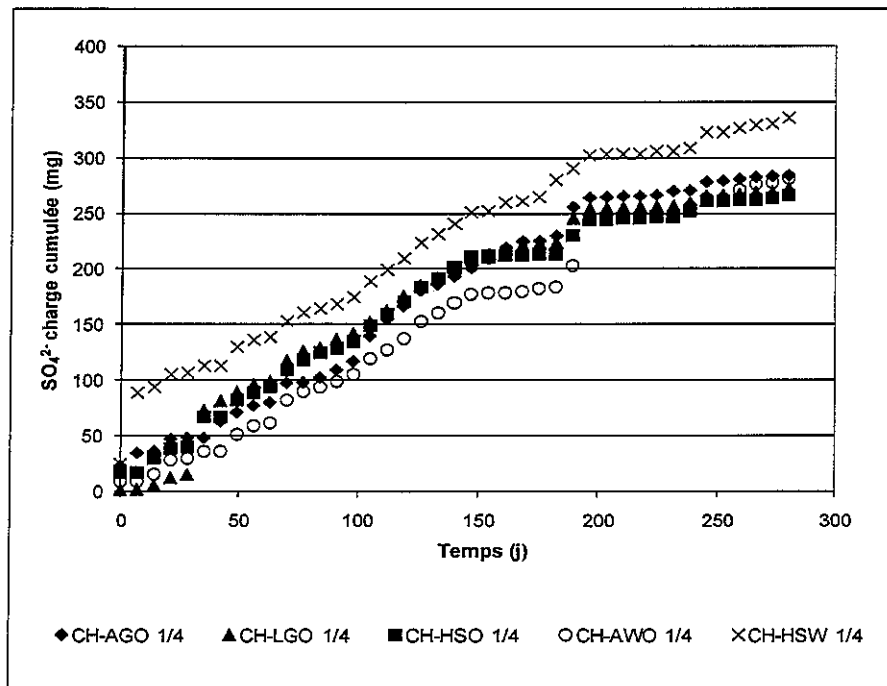


Figure 17 : Évolution des charges cumulatives en sulfates dans les eaux de rinçage des cellules d'humidité réalisées sur les matériaux grossiers

Il est important de vérifier le comportement des éléments libérés par les réactions de neutralisation. Il a été déterminé par DRX (*tableau 3*) que le principal minéral neutralisant était la calcite (CaCO_3), alors les interprétations se concentreront sur le comportement du Ca en solution.

La *figure 18* présente l'évolution des concentrations en Ca dans les eaux de rinçage des 9 essais en cellule d'humidité. On observe que, en général, les concentrations en Ca sont stables pour un essai donné et après le largage initial plus important. Les rinçages des essais réalisés sur les matériaux grossiers produisent des concentrations en Ca toutes semblables entre elles et entre 3 et 8 mg Ca/L. Les concentrations pour les matériaux fins oscillent plutôt entre 6 et 20 mg Ca/L. On n'observe pas ici de concentrations inférieures à la limite de détection (voire même inférieures à 1 mg Ca/L), tel qu'observé pour les sulfates.

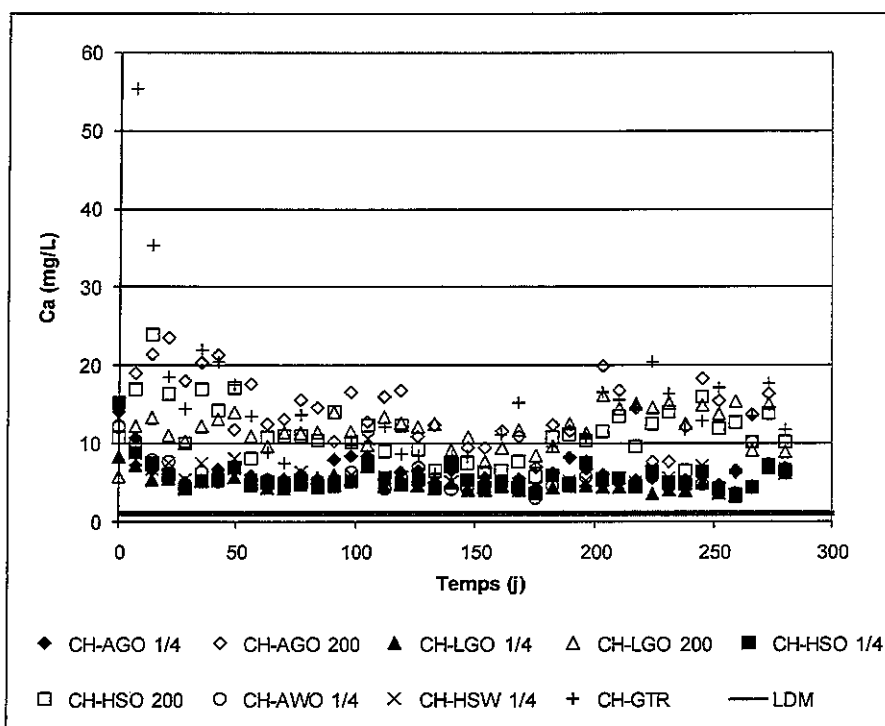


Figure 18 : Évolution des concentrations en Ca dans les eaux de rinçage des essais en cellule d'humidité

La *figure 19* présente les évolutions des charges cumulées en Ca dans les essais en cellule d'humidité. On observe que les taux de lixiviation du Ca sont plus stables que les taux de production des sulfates. Le ralentissement ou les effets de plateau observés pour l'évolution des charges cumulées en sulfates ne se répercute pas dans l'évolution du Ca. Cette observation est initialement surprenante, puisque la libération du Ca par neutralisation est censée se faire en réponse à l'acidité produite par oxydation des sulfures (production de sulfates). Si le largage de Ca avait été effectivement lié à la

production d'acidité, nous aurions eu des courbes relativement similaires à celles obtenues pour les sulfates cumulés.

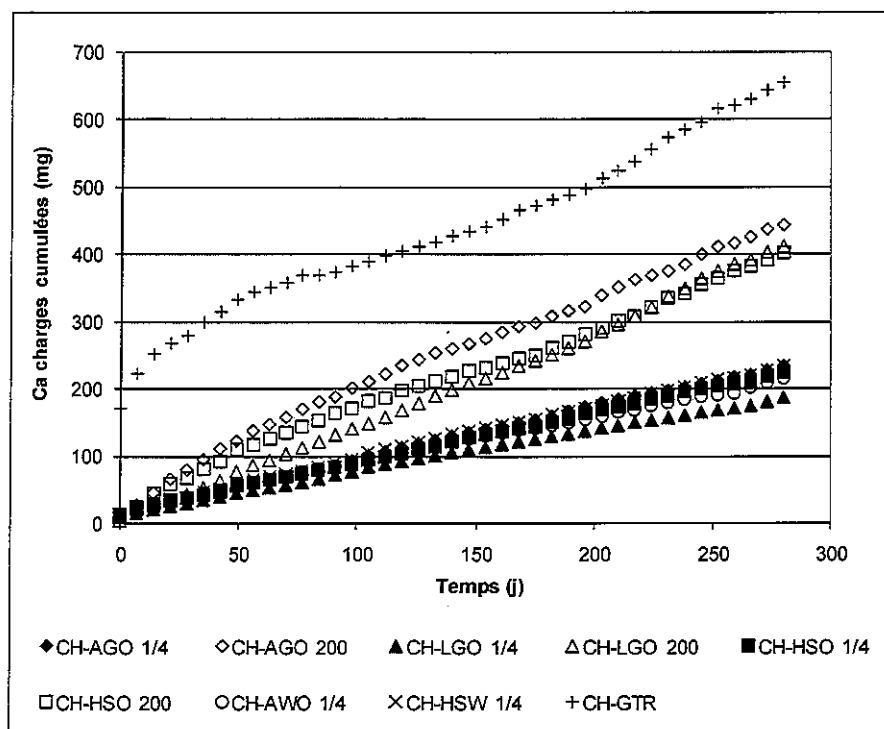


Figure 19 : Évolution des charges cumulées en Ca dans les essais en cellule d'humidité

Pour vérifier si la libération du Ca est liée à la production d'acidité, il est possible de tracer un graphique en plaçant, en abscisse, les charges cumulées en sulfates et, en ordonnée, les charges cumulées en Ca. De tels graphes sont utilisés dans la littérature (Benzaazoua *et al.*, 2001, 2004; Villeneuve, 2004; Villeneuve *et al.*, 2009) et sont nommés « courbes d'oxydation-neutralisation ». Si la dissolution du calcium provient bien de la neutralisation de l'acidité par les minéraux neutralisants contenant le Ca, nous obtenons sur ces graphes une droite.

Les courbes d'oxydation-neutralisation sont présentées aux figures 20 et 21 pour les matériaux fins et grossiers, respectivement. On peut voir sur ces deux figures qu'en début d'essai, les courbes se comportent plutôt linéairement, ce qui montre que la dissolution des carbonates se fait en réponse de la production d'acidité. Par contre, vers la fin des essais, on observe une déviation des courbes vers l'axe du Ca, c'est-à-dire que la dissolution des carbonates n'est plus nécessairement reliée à la neutralisation de l'acidité produite. En d'autres termes, le Ca est lixivié en plus grande quantité que nécessaire pour neutraliser l'acidité. Ce débalancement est principalement causé par la faible production d'acidité par les matériaux étudiés ainsi que par la solubilité naturelle

des carbonates dans l'eau. En effet, les carbonates sont des minéraux qui possèdent une certaine solubilité naturelle dans l'eau, et les essais cinétiques ayant un grand rapport liquide/solide exagèrent la dissolution naturelle de ces derniers. Ce phénomène a été observé par Villeneuve (2004) pour des essais à grand rapport liquide/solide, tels les extracteurs de Soxhlet et les essais en flacons agités.

Selon ces observations, pour les matériaux étudiés ici et dans les conditions des essais en cellule d'humidité (norme ASTM 2007), la dissolution des carbonates est exagérée par rapport à ce qui est nécessaire pour neutraliser l'acidité produite par l'oxydation des sulfures. L'utilisation des taux de production du Ca et leur extrapolation aurait pour effet de surévaluer le PGA à long terme, en prenant pour acquis que le phénomène de dissolution naturelle serait moins prononcé sur le terrain, en raison d'un rapport liquide/solide inférieur (hypothèse réaliste à confirmer). Autrement dit, ces méthodes par extrapolation pourraient nous faire croire que les carbonates vont s'épuiser plus rapidement que les sulfures, alors qu'ils ne font qu'être lessivés par l'abondant apport en eau durant l'essai.

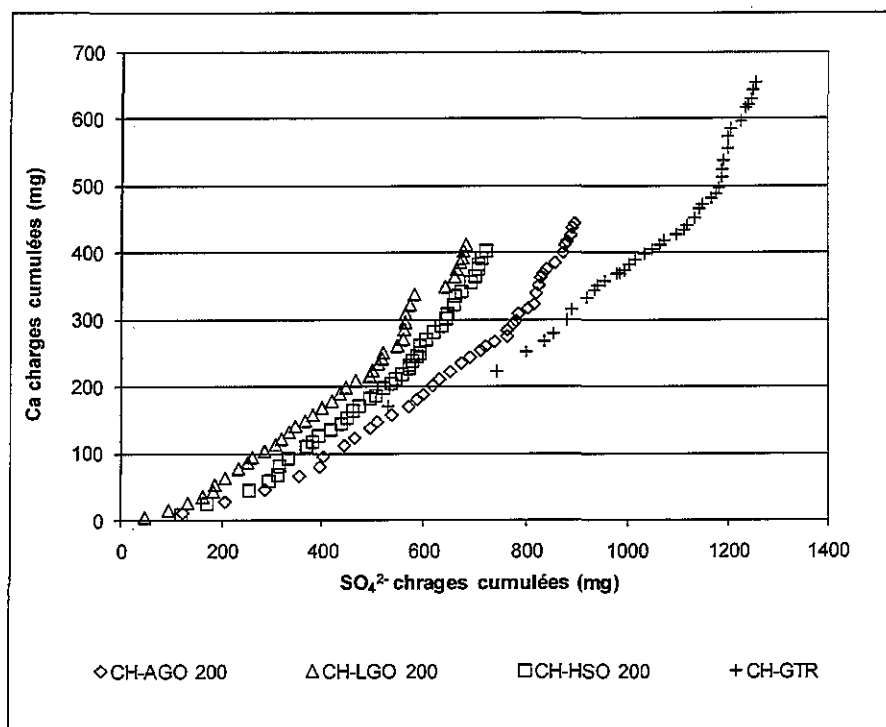


Figure 20 : Courbes oxydation-neutralisation pour les cellules réalisées sur les matériaux fins

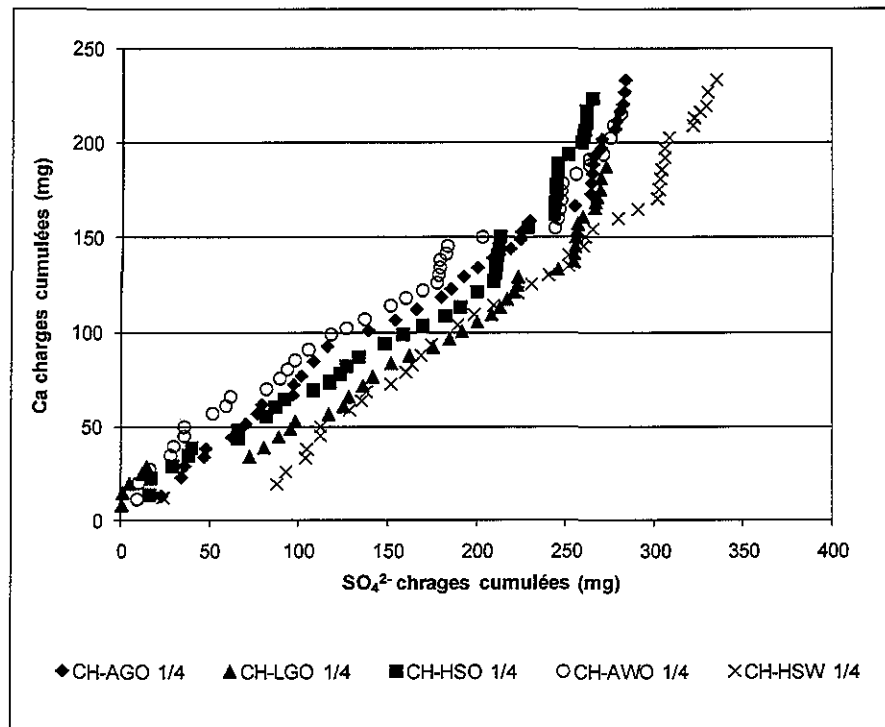


Figure 21 : Courbes oxydation-neutralisation pour les cellules réalisées sur les matériaux grossiers

4.5 Épuisements élémentaires

Les épuisements élémentaires sont calculés à partir de la charge initiale en élément dans le matériel placé en cellule et la charge totale cumulée en cet élément extrait dans les eaux de rinçage; ils sont exprimés en termes de « % restant », soit la proportion d'élément qui demeure dans la cellule par rapport à la quantité initiale. La détermination des épuisements élémentaires permet de statuer si certains minéraux sont épuisés.

Les figures 22 et 23 présentent les courbes d'épuisement élémentaires du soufre et du calcium, respectivement, pour tous les essais en cellules réalisés. On observe sur ces graphes que les épuisements élémentaires sont faibles, même après 40 semaines en cellules d'humidité. Les matériaux testés sont très peu réactifs. Les plus grands épuisements calculés sont pour l'essai CH-GTR, alors que le soufre en est à 97 % restant et le calcium à 94 % restant. Il faut être prudent encore une fois, car la dissolution naturelle des carbonates cause un plus grand taux d'épuisement du calcium et à des taux quasi-constants, alors que l'épuisement du soufre est pratiquement à l'arrêt.

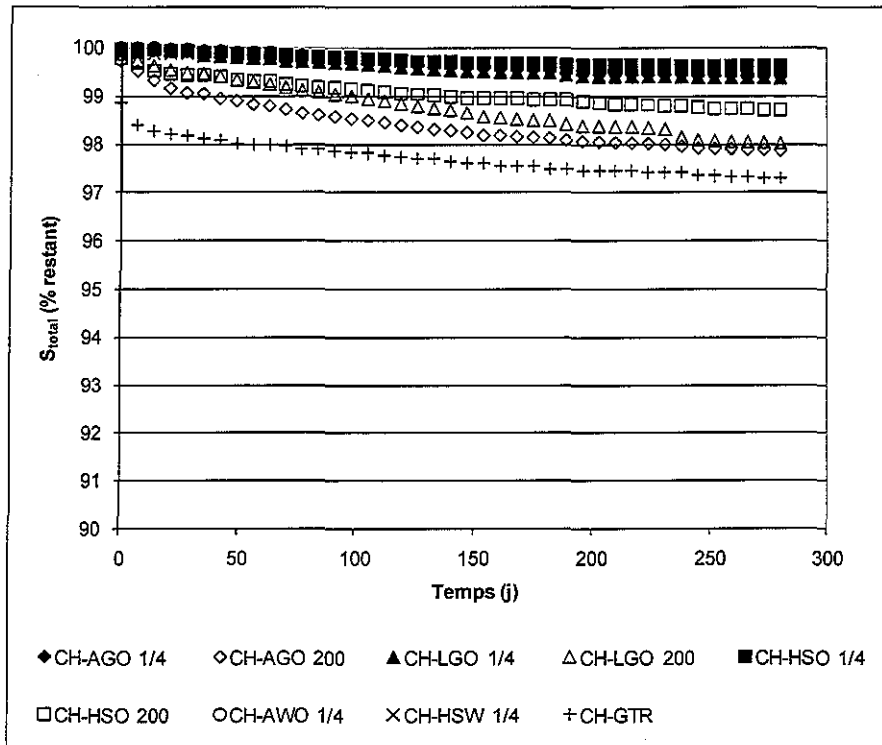


Figure 22 : Épuisement élémentaire du soufre total dans chacune des cellules d'humidité

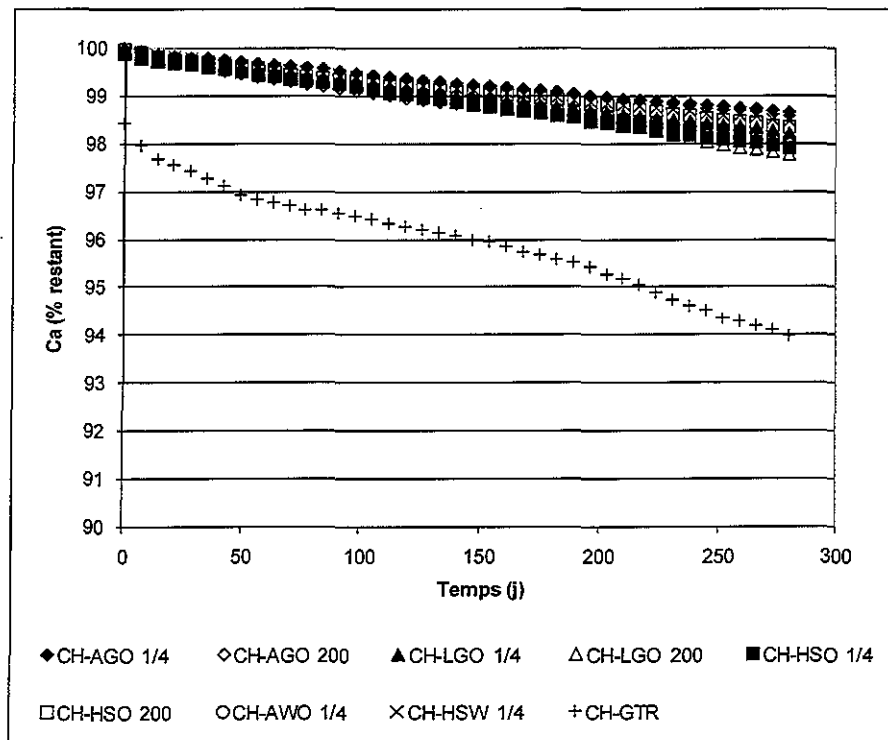


Figure 23 : Épuisement élémentaire du Ca dans chacune des cellules d'humidité

En raison de la minéralogie simple de l'échantillon, il est possible d'utiliser une variante inspirée des travaux de White et Jeffers (1994) afin d'évaluer le potentiel de génération d'acidité à long terme, qui utilise les taux d'épuisements élémentaires du S_{total} et Ca. Dans cette approche, l'équation obtenue de la régression linéaire de la section finale (lorsque le régime permanent est atteint) des courbes de déplétion sera utilisée pour calculer les temps nécessaires à l'épuisement total du soufre total (noté t_{total}) et les temps nécessaires à l'épuisement total du Ca (noté t_{Ca}). Un matériel sera considéré générateur d'acidité à long terme si $t_{\text{total}} > t_{\text{Ca}}$, c'est-à-dire que le Ca (représentant les minéraux neutralisants) s'épuise avant le S_{total} (représentant les sulfures).

Les principales hypothèses de ce type de prédiction sont les suivantes :

- L'environnement géochimique des essais demeure constant dans le temps;
- Le rapport entre les taux de production des produits d'oxydation et de neutralisation demeure constant dans le temps;
- La minéralogie n'affectera pas la linéarité de la courbe d'oxydation-neutralisation à long terme, c'est-à-dire que l'épuisement ou la précipitation de minéraux n'est pas prise en compte;
- Les extrapolations utilisées sont basées sur des régressions linéaires simples.

Les figures 24 et 25 présentent deux exemples d'obtention des équations des régressions linéaires des sections de courbes de déplétion qui représentent le régime permanent final pour le S_{total} et le Ca, respectivement.

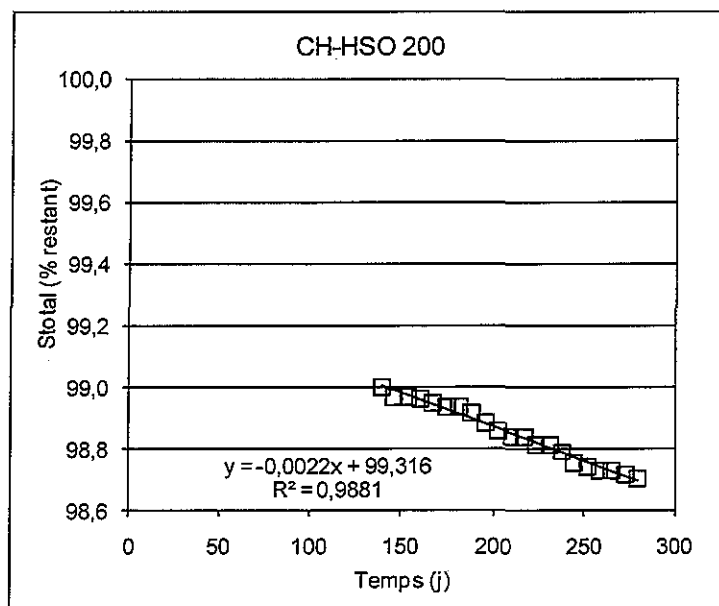


Figure 24 : Obtention de la droite de déplétion du S_{total} pour l'essai CH-HSO 200

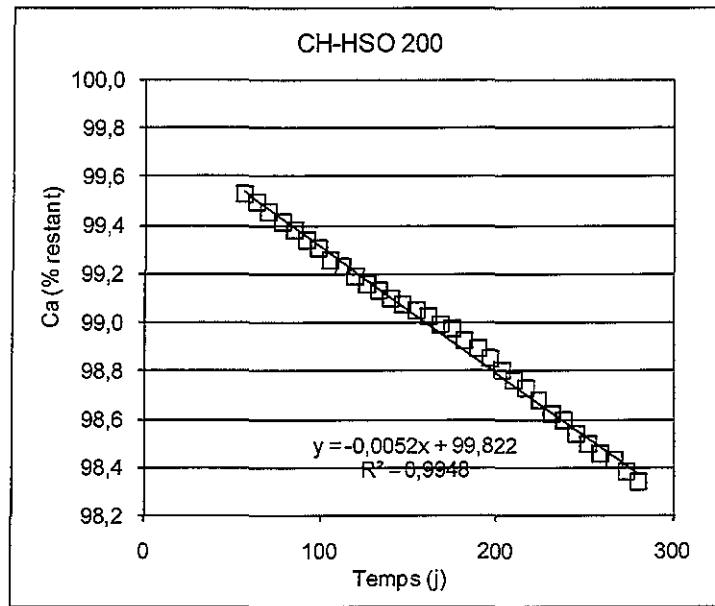


Figure 25 : Obtention de la droite de déplétion du Ca pour l'essai CH-HSO 200

Les temps de déplétion calculés sont présentés au *tableau 4*. On observe que, dans les conditions de l'essai en cellule d'humidité, qui provoque une dissolution exagérée des carbonates (voir section 4.4), le temps nécessaire à l'épuisement total du calcium se situe entre 35,1 et 52,6 années pour les matériaux « 200 », entre 39,1 et 59,5 années pour les matériaux « 1/4 » et à 17,2 années pour le matériel GTR. Tel que mentionné précédemment, les faibles taux de production des sulfates en fin d'essai ont produit des temps nécessaires à l'épuisement du soufre total plus longs que le t_{Ca} dans tous les matériaux. Dans les conditions de l'essai en cellule d'humidité, tous les échantillons sont considérés générateurs d'acidité à long terme, même AGO 200 et LGO 200, qui avaient été identifiés non-acidogène selon les essais statiques (ce qui vient supporter davantage l'hypothèse que le rapport liquide/solide élevé utilisé dans l'essai en cellule d'humidité semble favoriser la dissolution naturelle de la calcite). On constate cependant que, même dans les conditions de l'essai en cellule d'humidité, l'épuisement des neutralisants, donc le début potentiel de génération d'acidité nécessiterait entre 17,2 et 59,5 années.

Tableau 4 : Temps nécessaires aux épuisements complets du S_{total} et du Ca dans les conditions des essais en cellules d'humidité

		AGO 1/4	AGO 200	LGO 1/4	LGO 200	HSO 1/4	HSO 200	AWO 1/4	HSW 1/4	GTR
t_{Stotal}	(années)	454,7	103,9	454,5	150,0	1365,4	123,7	227,8	455,3	116,6
t_{Ca}	(années)	59,5	44,8	45,6	35,1	39,1	52,6	45,6	52,6	17,2
PGA à long terme		OUI	OUI	OUI	OUI	OUI	OUI	OUI	OUI	OUI

5. Conclusions

Les conclusions de ce rapport ne se rapportent qu'aux matériaux soumis pour l'étude et qu'aux conditions des essais en cellules d'humidité.

Les conclusions sont séparées en deux parties : le potentiel polluant à court terme et le potentiel polluant à long terme. L'expression « potentiel polluant » réfère aussi bien au potentiel de génération d'acidité (PGA) qu'au potentiel de largage de métaux lourds. Sachant que l'essai en cellule d'humidité accélère les processus géochimiques, le « potentiel polluant à court terme » est celui qui est observable durant la vie de l'essai en cellule (ici 40 semaines). Le « potentiel polluant à long terme » serait celui non observé au cours de l'essai, mais extrapolé à partir des résultats de ces derniers en utilisant diverses techniques d'interprétations.

5.1 Potentiel polluant à court terme

Dans les conditions des essais en cellule d'humidité, les conclusions suivantes peuvent être formulées quant au potentiel polluant à court terme des échantillons soumis pour analyses :

- ✓ Aucun échantillon n'a produit de drainage acide au cours des 40 semaines des essais en cellule d'humidité (pH élevés, acidités faibles, alcalinités résiduelles présentes).
- ✓ Les concentrations en métaux sont faibles dans les eaux de rinçage de tous les essais en cellule, voire même sous la limite de détection de l'ICP-AES
- ✓ Les concentrations des métaux As, Cu, Fe, Ni, Pb, Zn respectent les exigences de la directive 019 (un seul rinçage de la cellule CH-HSO 200 a produit un rinçage à 0,6899 mg Ni/L, donc supérieur à l'exigence).
- ✓ Dans tous les essais en cellules d'humidité, les principaux éléments représentatifs du PA (le soufre) et du PN (le calcium) ont été très faiblement lessivés durant les 40 semaines de l'essai, car les sulfures sont très peu réactifs, et les échantillons possèdent une bonne réserve de PN (PN brut entre 48,7 et 76 kg CaCO₃/t).
- ✓ Dans les conditions des essais en cellules d'humidité, les échantillons testés ont un très faible potentiel polluant à court terme.

5.2 Potentiel polluant à long terme

Dans les conditions des essais en cellule d'humidité et pour les échantillons soumis aux analyses, les conclusions suivantes peuvent être formulées :

- ✓ Les conditions des essais en cellule d'humidité ont provoqué un débalancement dans les rapports des taux de production d'acidité (représentés par les sulfates) par l'oxydation des sulfures sur les taux de neutralisation par les carbonates (représentés par les taux de largage de Ca).

- ✓ L'extrapolation des résultats des essais en cellule d'humidité identifie tous les échantillons testés comme étant générateurs d'acidité à long terme (même AGO 200 et LGO 200, identifiés non-acidogènes par les essais statiques), ce qui pourrait toutefois être différent sur le terrain (i.e. les cellules d'humidité ne représenteraient pas fidèlement la réalité; voir recommandations).
- ✓ Compte tenu de la faible réactivité des sulfures et de l'importante dissolution naturelle des carbonates, il est difficile de statuer avec certitude sur le potentiel à long terme de génération de drainage minier acide et de largage de métaux lourds sans procéder à des essais supplémentaires (voir recommandations).
- ✓ Des minéraux de la famille des micas (muscovite, chlorite, biotite) ont été observés dans les analyses minéralogiques. Ces micas sont connus pour stocker les métaux lourds par adsorption.
- ✓ Les faibles concentrations en métaux obtenues dans les rinçages proviennent peut-être (cela reste à être confirmé) de leur adsorption par les micas. Une telle adsorption est bénéfique, mais peut résulter en une période de latence avant le largage de métaux lourds et la production de drainage neutre contaminé, si les sites d'adsorptions deviennent saturés.

6. Recommandations

À la lumière des résultats, des interprétations et des conclusions présentées, il est recommandé de procéder à des essais supplémentaires pour statuer sur le comportement géochimique à long terme ou élucider certains phénomènes observés au cours des essais en cellules d'humidité.

En effet, le rapport liquide/solide élevé (1 L/1 kg) utilisé dans l'essai en cellule d'humidité semble favoriser la dissolution naturelle des carbonates par les eaux de rinçages sans qu'il y ait de neutralisation d'impliquée. Il est probable que cette surdissolution des carbonates par rapport à la production d'acidité par oxydation des sulfures ne serait pas rencontrée dans un ouvrage d'entreposage de rejets miniers épaissis ou les empilements de roches stériles, car les conditions (teneurs en eau, niveau de la nappe phréatique, granulométrie, conductivité hydraulique, perméabilité à l'air, gradients thermiques, etc.) sont très différentes des conditions de la cellule d'humidité. Cette dissolution naturelle des carbonates surévalue probablement le potentiel de génération d'acidité (PGA) à long terme, car les taux de dissolution des carbonates obtenus en cellule sont artificiellement augmentés. Les projections des résultats des cellules d'humidité ont démontré (possiblement à tort) que les carbonates s'épuiseront avant les sulfures dans tous les matériaux, donc que tous les échantillons seraient considérés générateurs d'acidité à long terme.

L'utilisation d'essais cinétiques instrumentés, avec un rapport liquide/solide plus faible et une configuration plus près d'une éventuelle aire d'entreposage de rejets, tels les

essais en colonne ou les parcelles d'essais *in situ* couplés à la modélisation mathématique, permettrait de statuer sur le potentiel polluant réel du scénario d'entreposage choisi. De tels modèles mathématiques, validés par les mesures des essais en colonne ou de parcelles *in situ*, permettent de modéliser les processus physiques et chimiques se produisant dans les rejets miniers à court, moyen et long termes. Cette technique a notamment été utilisée par Molson *et al.* (2008).

Une caractérisation du potentiel de sorption des matériaux testés pourrait quantifier la capacité des matériaux d'Osisko à retenir les métaux et, ainsi, estimer si un relargage est possible à long terme suite à la saturation des sites actifs de sorption.

Il serait aussi intéressant d'investiguer les matériaux par une caractérisation minéralogique plus poussée (microscopie optique et microscopie électronique couplée à la microanalyse EDS). Il est surprenant que des matériaux possédant jusqu'à 2,47 % de soufre sulfure ne produisent que de si faibles concentrations en sulfates dans les essais en cellule d'humidité. Cette faible réactivité des sulfures mériterait d'être investiguée.

7. Références

- ATANASSOVA, I. (1999). *Competitive effect of copper, zinc, cadmium and nickel on ion adsorption and desorption by soil clays*. *Water, Air, and Soil Pollution*, 113: 115-125
- AUBERTIN, M., CHAPUIS, R.P., AACHIB, M., BUSSIÈRE, B., RICHARD, J-F. et TREMBLAY, L. (1995). Évaluation en laboratoire de barrières sèches construites à partir de résidus miniers, *Rapport MEND/NEDEM 2.22.2a*.
- BENZA AZOUA, M., BUSSIÈRE, B., AND DAGENAIS, A. M. (2001). Comparison of kinetic tests for sulphide mine tailings. *Tailings and Mine Waste '01*, Balkema, Rotterdam.
- BENZA AZOUA, M., BUSSIÈRE, B., DAGENAIS, A.-M. AND ARCHAMBAULT, M. (2004). Kinetic tests comparison and interpretation for prediction of the Joutel tailings acid generation potential. *Environmental Geology*, 46:1086-1101.
- BUSSIÈRE, B., BENZA AZOUA, M., AUBERTIN, M. et MBONIMPA, M. (2004) A laboratory study of covers made of low-sulphide tailings to prevent acid mine drainage. *Environmental Geology*, 45(5): 609-622
- BUSSIÈRE, B. (2007). Colloquium 2004: Hydrogeotechnical properties of hard rock tailings from metal mines and emerging geoenvironmental disposal approaches. *Canadian Geotechnical Journal*. 44:1019-1052
- Directive 019 sur l'industrie minière*, Gouvernement du Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction des politiques de l'eau, Service des eaux industrielles, Envirodoq : ENV/2005/0120.
- GUPTA, S. S. et BHATTACHARYYA, K. G. (2006). *Adsorption of Ni(II) on clays*. *Journal of Colloid and Interface Science* 295:21-32.
- JAMBOR, J.L., DUTRIZAC, J.E. et CHEN, T.T. (2000). *Contribution of specific minerals to the neutralization potential in static tests*. Proc. 5th ICARD, Denver, USA. 1, 551-565.
- JAMBOR, J.L., DUTRIZAC, J.E., RAUDSEPP, M. (2007). *Measured and computed neutralization potentials from static tests of diverse rock types*. *Environmental Geology*, 52:1019-1031.
- KWONG, Y.T.J. (1993). Prediction and prevention of acid rock drainage from a geological and mineralogical perspective. (MEND Report 1.32.1 CANMET, Ottawa), 47p.
- MEND. (1991). Acid Rock Drainage Prediction Manual. MEND report 1.16.1b.
- MOLSON, J., AUBERTIN, M., BUSSIÈRE, B., BENZA AZOUA, M. (2008). *Geochemical transport modelling of drainage from experimental mine tailings cells covered by capillary barriers*. *Applied Geochemistry* 23:1-24.
- MORIN, K.A. et HUTT, N.M. (1997). *Environmental Geochemistry of Minesite Drainage : Practical Theory and Case Studies*. MDAG Publishing, Vancouver.

- PLUMLEE, G.S. (1999). The environmental geology of mineral deposits. *Reviews in economic geology, volume 6: The environmental Geochemistry of mineral deposits, Part A: Processes, Techniques, and Health Issues*. Plumlee, Geoffrey S. and Logsdon, Mark J., Society of Economic Geologists. 6A, 71-116.
- SPOSITO, G., SKIPPER, N.T., SUTTON, R., PARK, S-H., SOPER, A.K. and GREATHOUSE, J.A. (1999). *Surface geochemistry of the clay minerals*. Proc. Natl. Acad. Sci. USA 96:3358-3364
- SRK (Steffen, Robertson and Kristen), (1989). Guide technique préliminaire sur le drainage rocheux acide. BCAMD Task Force, Vol.1.
- SVERDRUP, H. (1990). *The kinetics of base cation release due to chemical weathering*. Lund University Press, Lund.
- VILLENEUVE, M. (2004). *Évaluation du comportement géochimique à long terme de rejets miniers à faible potentiel de génération d'acide à l'aide d'essais cinétiques*. Mémoire de maîtrise en génie minéral, École Polytechnique de Montréal.
- VILLENEUVE, M. (2008a). Rapport d'étape, PU-2007-09-367, Osisko - Canadian Malartic : caractérisation environnementale d'échantillons post-essais minéralurgiques. Rapport de service remis au client en juillet 2008.
- VILLENEUVE, M. (2008b). Mise à jour novembre, PU-2007-09-367, Osisko - Canadian Malartic : caractérisation environnementale d'échantillons post-essais minéralurgiques. Rapport de service remis au client en novembre 2008.
- VILLENEUVE, M., BUSSIÈRE, B., BENZAAZOUA, M., AUBERTIN, M. (2009). Assessment of interpretation methods for kinetic tests performed on low acid generating potential tailings. Paper presented at Securing the Future and 8th ICARD, June 23-26, 2009, Skellefteå, Sweden.
- WHITE, W.W., III et JEFFERS, T.H. (1994). Chemical predictive modeling of acid mine drainage from metallic sulfide-bearing rock. Dans : *The Environmental Geochemistry of Sulfide Oxidation*, C.N. Alpers and D. Blowes, eds., *Proceedings of the American Chemical Society Symposium Series 550*, American Chemical Society, Washington, DC, 1994, pp. 608-630.

