

# MINE CANADIAN MALARTIC

PROJET N° 131-14654-00

## EXTENSION DE LA MINE AURIFÈRE CANADIAN MALARTIC ET DÉVIATION DE LA ROUTE 117 À L'ENTRÉE EST DE LA VILLE DE MALARTIC

### ADDENDA À L'ÉTUDE D'IMPACT SUR L'ENVIRONNEMENT



AVRIL 2016

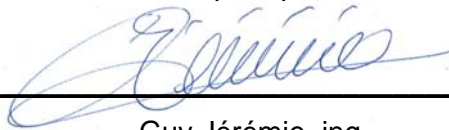


---

# **Extension de la mine aurifère Canadian Malartic et déviation de la route 117 à l'entrée est de la ville de Malartic**

## **Addenda à l'étude d'impact sur l'environnement**

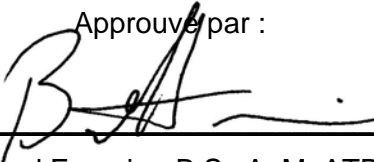
Préparé par :



---

Guy Jérémie, ing.  
Chargé de projet

Approuvé par :



---

Bernard Fournier, B.Sc.A, M. ATDR  
Directeur Environnement



# ÉQUIPE DE RÉALISATION

## Canadian Malartic GP

Directrice Environnement et Permis	Christine Baribeau, B.Sc., M.Sc.
Directeur Environnement et Développement durable	Pascal Lavoie
Surintendant Environnement, parc à résidus	Carl Pednault, ing.
Chargée de projet Environnement	Sandra Pouliot, ing.

## WSP Canada Inc.

Directeur Environnement	Bernard Fournier, B.Sc.A, M.ATDR
Directeur de projet	Guy Jérémie, ing., B.Sc.A.
Rédaction	Vanessa Millette, M.Sc. Env.
Biologie (ressources principales)	Jean Carreau, biol., M.Sc. Mathieu St-Germain, biol., M.Sc.

## Golder Associés

Directeur de projet	Pierre Groleau, ing., M.Sc.
Hydrogéologie	Michel Mailloux, ing., M.Sc.
Spécialiste ressources en eau	Aytaç Göksu, ing.

## EcoMetrix Incorporated

Environmental Scientist	Sarah Barabash, ph.D
Principal, Senior Environmental Scientist	Ron Nicholson

### ***Référence à citer :***

WSP 2016. *Extension de la mine aurifère Canadian Malartic et déviation de la route 117 à l'entrée est de la ville de Malartic - Addenda à l'étude d'impact sur l'environnement.* Document réalisé pour CMGP. 9 pages et annexes.



# TABLE DES MATIÈRES

INTRODUCTION .....	1
<b>1 Précisions et engagements .....</b>	<b>1</b>
1.1 Ambiance sonore .....	1
1.2 Conception du prolongement de la halde à stériles.....	1
1.3 Caractérisation géochimique des résidus, des stériles et du minéral .....	2
1.4 Suivi des vibrations et surpressions d'air.....	2
1.5 Programme de compensation des milieux humides .....	3
1.6 Faune.....	9

## LISTE DES CARTES

Carte Ad-1	Milieux humides et littoral des cours d'eau – Zone d'inventaires 1 .....	5
Carte Ad-2	Milieux humides et littoral des cours d'eau – Zone d'inventaires 2 .....	7

## LISTE DES FIGURES

Figure Ad-1	Évolution des niveaux sonores consignés aux points récepteurs dans la ville de Malartic (figure S2QC-16 modifiée).....	1
-------------	--	---

## LISTE DES TABLEAUX

Tableau Ad-1	Sommaire des empiètements dans l'habitat du poisson, dans les milieux humides et dans le littoral des cours d'eau .....	9
Tableau Ad-2	Densité de récolte pour l'orignal et l'ours noir (tableau S2QC-64 modifié).....	9

## **ANNEXES**

- ANNEXE AD-1 Modélisation hydrogéologique de la fosse Jeffrey et estimation de la durée du temps d'enneigement
- ANNEXE AD-2 Metal Leaching Characteristics of Waste Rock and Tailings from Canadian Malartic / Caractéristiques de lixiviation en métaux des stériles et des résidus de la Mine Canadian Malartic (17 mars 2016)
- ANNEXE AD-3 Rapport d'audit de forage et sautage – 4 au 8 mai 2015
- ANNEXE AD-4 Contrôle de qualité des explosifs produits sur le site de Canadian Malartic



## INTRODUCTION

Le présent document constitue un addenda à l'étude d'impact sur l'environnement (« **ÉIE** ») du projet « Extension de la mine aurifère Canadian Malartic et déviation de la route 117 à l'entrée est de la ville de Malartic ». Il inclut des précisions et des engagements de Canadian Malartic GP (« **CMGP** ») pour le document suivant :

- Réponses à la deuxième série de questions et commentaires du MDDELCC datée du 14 décembre 2015.

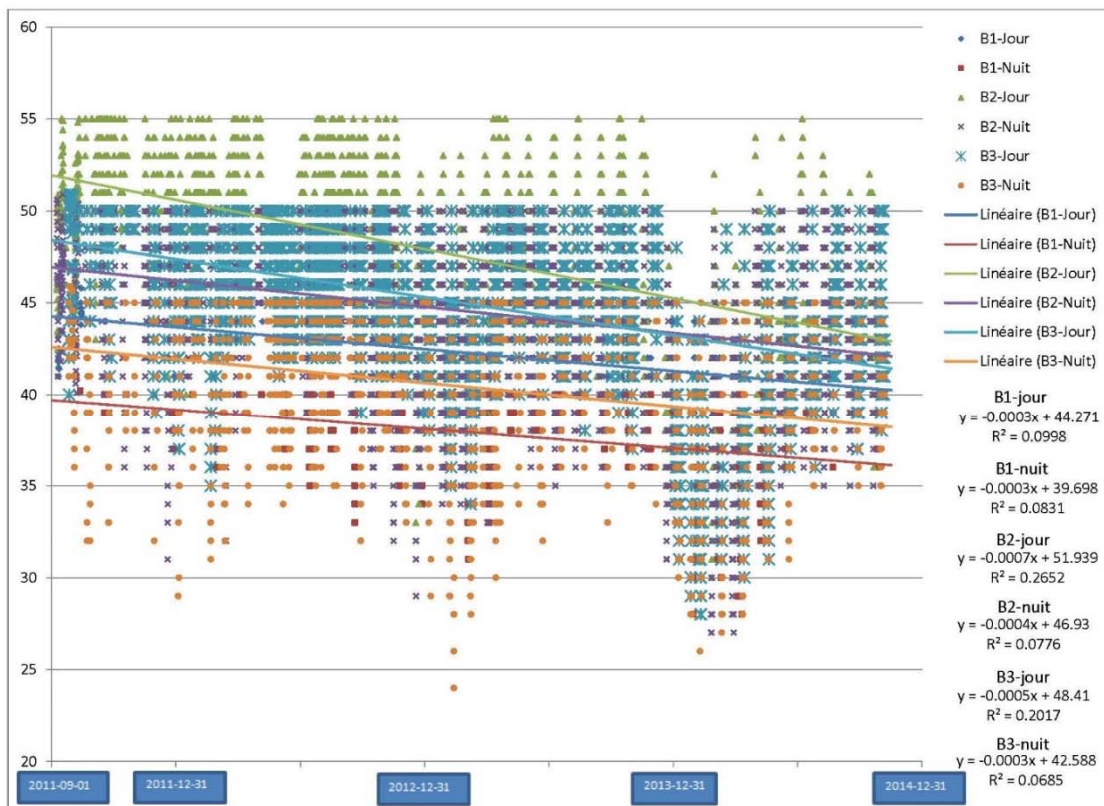


# 1 PRÉCISIONS ET ENGAGEMENTS

## 1.1 Ambiance sonore

La figure S2QC-16 du document de réponses à la deuxième série de questions et commentaires présentait les résultats des analyses statistiques effectuées sur l'ensemble des données conformes. Cette figure a été modifiée afin d'y ajouter les équations ainsi que les  $R^2$  des courbes (voir figure Ad-1).

**Figure Ad-1 Évolution des niveaux sonores consignés aux points récepteurs dans la ville de Malartic (figure S2QC-16 modifiée)**



## 1.2 Conception du prolongement de la halde à stériles

Tel que mentionné à la réponse S2R.30 du document de réponses, la durée du temps d'envoi de la fosse Jeffrey et l'évaluation des impacts potentiels sur l'eau souterraine provenant de cette fosse ont été évaluées (voir mémo à l'annexe AD-1).

### 1.3 Caractérisation géochimique des résidus, des stériles et du minéral

Le mémo d'ÉcoMetrix présenté à l'Annexe S2QC-36 du document de réponses a été mis à jour. Le mémo révisé, présenté à l'annexe AD-2, inclut les précisions suivantes :

- La référence pour les équations de calcul de la qualité des lixiviats (Kirchner and Mattson, 2015) a été ajoutée. Cette référence décrit les connaissances de base pour le calcul du taux de charge et le calcul des concentrations, et fournit la justification pour le facteur d'ajustement de la taille des particules utilisé pour l'ajustement d'échelle du taux de charge obtenu en laboratoire en cellules d'humidité aux conditions du terrain. Les équations présentées dans le mémo sont dérivées des principes premiers pour l'eau et le bilan de masse. Le texte et les équations présentés dans le mémo ont été modifiés pour mettre en évidence le fait que les concentrations des constituants dans le lixiviat sont liées à la masse totale des stériles dans la halde et au taux d'infiltration.
- Les limites de détection analytiques ont été ajoutées aux tableaux 2 et 4 tels que présentés à l'annexe AD-2.
- Le texte et les équations présentés dans le mémo ont été modifiés pour expliquer la relation entre la hauteur de la halde et la masse totale des stériles dans la halde lorsque le taux d'infiltration est utilisé pour calculer le débit d'eau à travers la halde. Il est important de noter que les mêmes concentrations sont calculées si la masse totale des stériles (750 Mt) est utilisée dans le calcul du taux de charge total qui se mélange dans le débit total de l'infiltration annuelle ( $1,88 \text{ Mm}^3$ ) à travers la surface totale de la halde ( $3,76 \text{ Mm}^2$ ) que si la hauteur de la halde (100 m) et le taux d'infiltration ( $0,5 \text{ mm/a}$  ou  $\text{m}^3/\text{m}^2/\text{a}$ ) par surface unitaire ( $1 \text{ m}^2$ ) sont utilisés. Ces deux méthodes donnent le même résultat pour l'estimation des concentrations dans le lixiviat à la base de la halde. La méthode de calcul présentée dans le mémo donne une estimation très conservatrice des concentrations dans le lixiviat qui ne tient pas compte des effets potentiels des limites de solubilité et de l'atténuation chimique des constituants qui auront pour effet la diminution des concentrations mesurées sur le terrain par rapport aux estimations présentées dans le mémo.

### 1.4 Suivi des vibrations et surpressions d'air

Tel que mentionné à la réponse S2R.53 du document de réponses, CMGP utilise à chacune des étapes du processus de forage-sautage des listes de vérifications pour les différents points à valider. Ces listes constituent le programme d'assurance qualité qui est présentement appliqué sur le site.

De plus, à la demande de CMGP, SNC-Lavalin a réalisé un audit du processus de forage et sautage en mai 2015. Ce rapport est présenté à l'annexe AD-3. CMGP a également demandé à Orica de préciser le contrôle qualité des explosifs qui est fait sur leur site. La lettre d'Orica est présentée à l'annexe AD-4.

## 1.5 Programme de compensation des milieux humides

Tel que mentionné dans l'ÉIE, considérant la grande superficie du projet, la ligne des hautes eaux (LHE) n'a pas été relevée précisément sur l'ensemble des zones d'inventaires lors des visites de terrain. L'évaluation de la LHE se basait donc sur plusieurs sources de données, soit la photo-interprétation, les observations de terrain et l'étude hydraulique disponible pour la rivière Malartic.

L'utilisation des données de l'étude hydraulique pour la rivière Malartic respectait les recommandations de la *Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables* (PPRLPI) qui souligne la pertinence de recourir à la limite d'inondation de récurrence de 2 ans lorsqu'il est difficile ou impossible de déterminer la LHE par les critères botaniques, notamment en terrain plat et mal drainé comme c'est le cas sur le territoire à l'étude. Toutefois, considérant la marge d'erreur du modèle hydraulique utilisé pour établir la cote d'inondation 0-2 ans dans certaines sections de la rivière Malartic, le MDDELCC a préféré qu'une nouvelle méthodologie soit utilisée pour délimiter le littoral dans la zone d'étude.

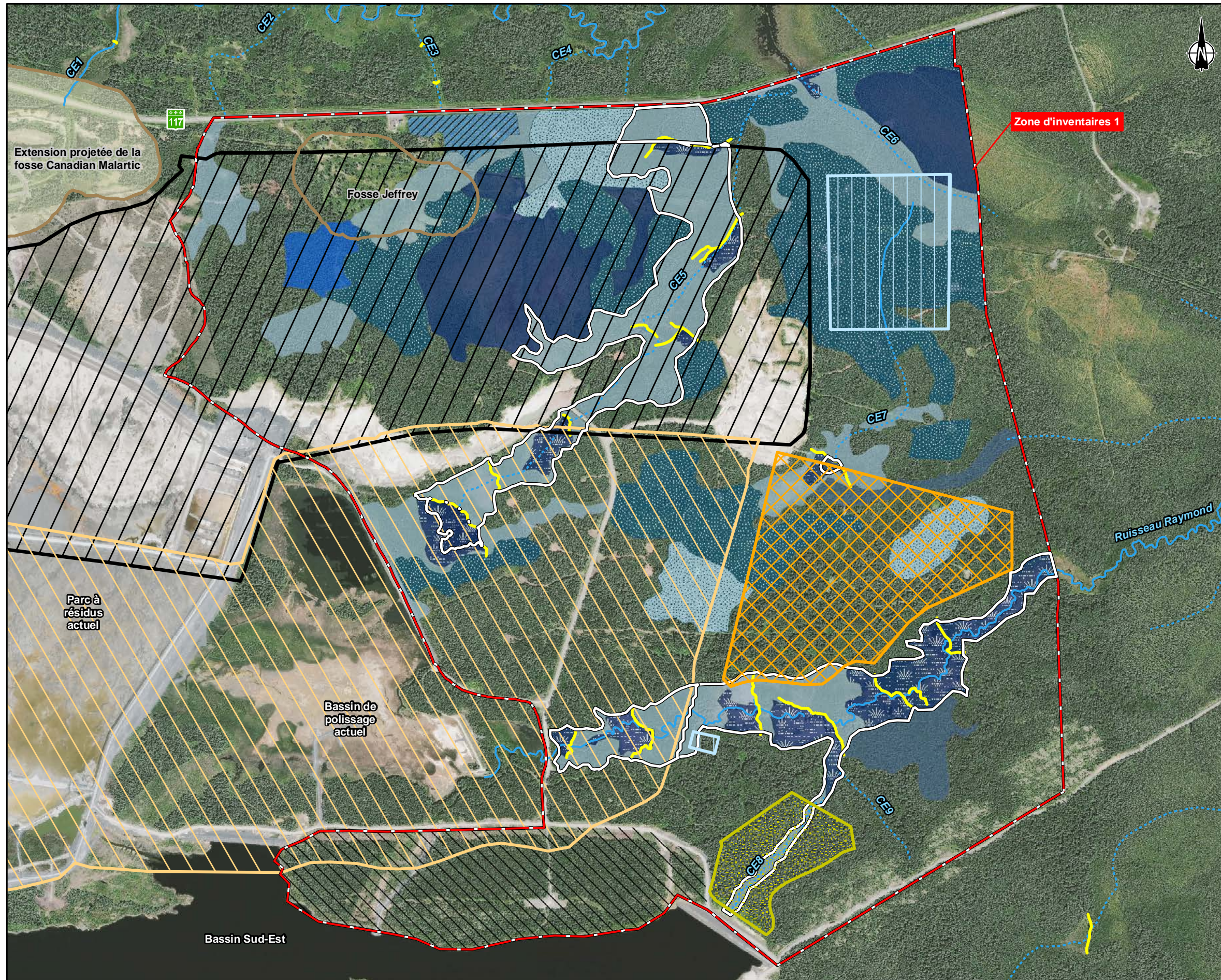
Ainsi, après discussion avec le MDDELCC, et par souci d'uniformité, le littoral a donc été redéfini pour certains cours d'eau. Sur la base de l'interprétation du MDDELCC, le littoral de la rivière Malartic a été modifié pour correspondre à la limite supérieure du groupement marécage arbustif et prairie humide. L'inclusion de ce milieu humide riverain suit la même interprétation qui avait été appliquée aux cours d'eau CE1 à CE3. Ainsi, selon ce raisonnement, le groupement marécage arbustif et prairie humide entourant la rivière et les CE1 à CE3 est considéré comme faisant partie intégrante du littoral de ces cours d'eau.

De la même manière, pour les trois principaux cours d'eau dans la zone d'inventaire 1, soit les CE5, CE8 et le ruisseau Raymond, la même méthode a été appliquée. Ainsi, pour ces cours d'eau considérablement influencés par les barrages de castor, la limite supérieure des marais et aulnaies adjacents a été considérée comme étant la limite de la LHE des cours d'eau.

L'application de cette méthode de détermination de la LHE suit les exigences spécifiques du MDDELCC et il est probable que cette méthode surestime l'étendue du littoral et conséquemment de l'habitat du poisson. En effet, conformément à ce qui est indiqué dans la PPRLPI, dans certains cas, le milieu humide adjacent à un cours d'eau peut s'étendre au-delà de la LHE de celui-ci.

Les cartes Ad-1 et Ad-2 présentent les milieux humides isolés, le littoral des cours d'eau et localisent la LHE.





-  Zone d'inventaires 1
- Hydrologie**
-  Ligne des hautes eaux (Littoral)
-  Cours d'eau
-  Cours d'eau intermittent
-  Barrage à castor (par photo-interprétation)
- Éléments miniers**
-  Bassin de pompage
-  Fosse projetée
-  Halde à mort-terrain est
-  Halde à stérile
-  Nouveau bassin de polissage
-  Parc à résidus final (2027)
- Groupements végétaux humides**
-  Aulnaie
-  Marais à quenouilles
-  Mélézaie sur tourbe
-  Pessière noire humide
-  Pessière noire humide sur tourbe
-  Peupleraie baumier
-  Résineux humide
-  Tourbière ouverte

**MINE CANADIAN MALARTIC**

ÉTUDE D'IMPACT SUR L'ENVIRONNEMENT - Addenda


Extension de la mine aurifère Canadian Malartic et déviation de la route 117 à l'entrée Est de la ville de Malartic

**Carte Ad-1**

**Milieux humides et littoral des cours d'eau - Zone d'inventaires 1**

Sources :  
 Orthophoto : Digital Globe, WorldView-2 (29-07-2012), 60 cm/pixel  
 Fichier WSP : 151\_14654\_01\_210\_EIC\_143\_S3QC\_XX\_160318  
 06 avril 2016

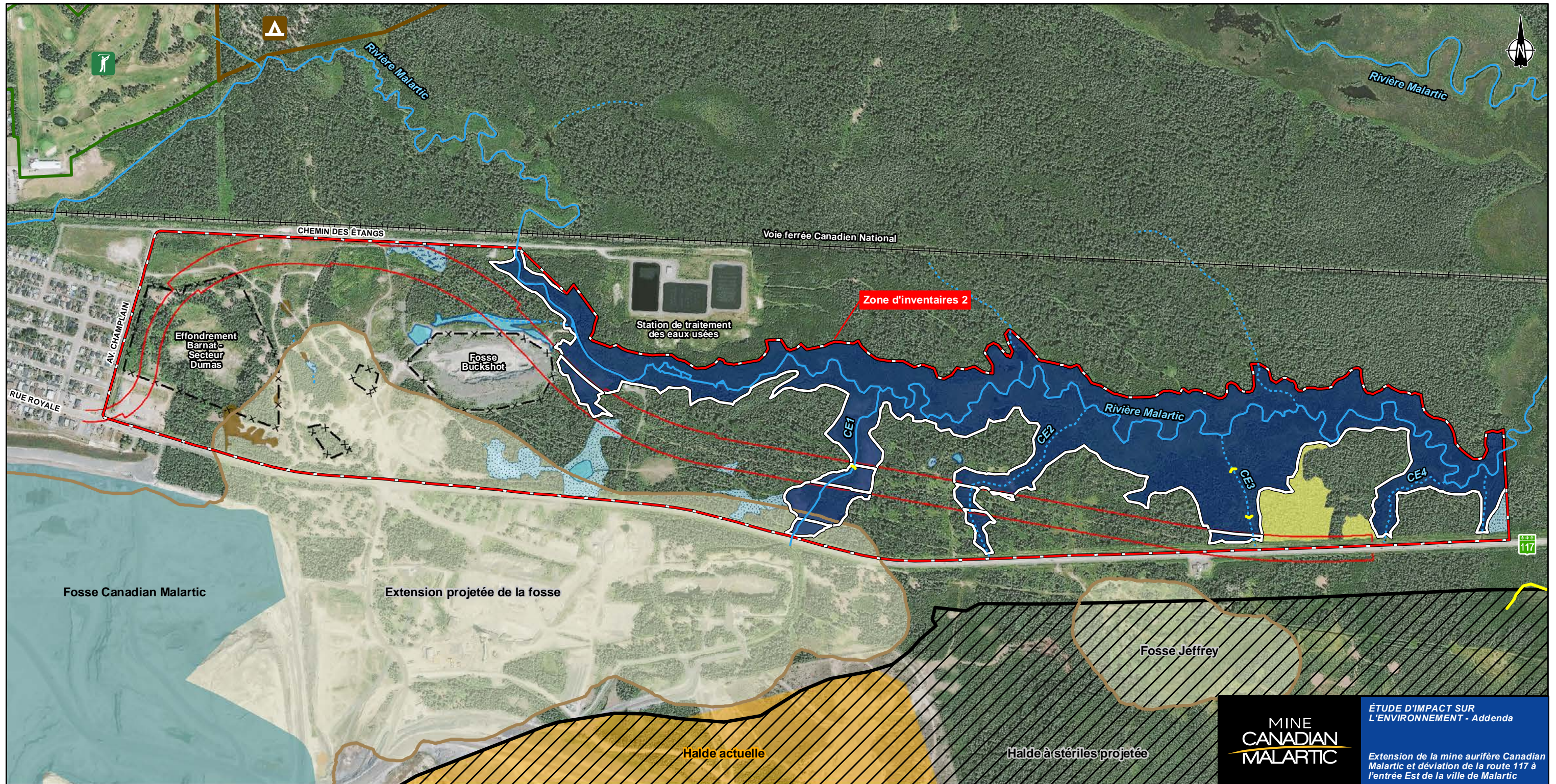
0 125 250 m  
 NAD83, UTM, zone 17



151-14654-01







**MINE CANADIAN MALARTIC**

ÉTUDE D'IMPACT SUR L'ENVIRONNEMENT - Addenda

Extension de la mine aurifère Canadian Malartic et déviation de la route 117 à l'entrée Est de la ville de Malartic

**Carte Ad-2**

**Milieus humides et littoral des cours d'eau - Zone d'inventaires 2**

- |                      |   |                                  |                                     |
|----------------------|---|----------------------------------|-------------------------------------|
| +++++ Voie ferrée    | Ligne des hautes eaux (Littoral)              | ==== Déviation de la route 117   | Aulnaie                             |
| Zone clôturée        | Barrage à castor (Observation sur le terrain) | ==== Emprise                     | Marais                              |
| Zone d'inventaires 2 | Cours d'eau                                   | Fosse actuelle Canadian Malartic | Marécage arbustif et prairie humide |
|                      | Cours d'eau intermittent                      | Fosse projetée                   | Marécage arbustif                   |
|                      |   | Halde à stérile actuelle         | Peupleraie à aulne                  |
|                      |   | Halde à stériles projetée        | Prairie humide                      |

Sources :  
 Orthophoto : Digital Globe, WorldView-2 (29-07-2012), 60 cm/pixel  
 Emprise du tracé : WSP 2015-05-25

Fichier WSP : 151\_14654\_01\_210\_EIC2\_144\_S3QC\_XX\_160318.mxd

06 avril 2016 151-14654-01

0 100 200 m  
 NAD83, UTM, zone 17



Le tableau Ad-1 présente le sommaire des empiètements dans l'habitat du poisson, dans les milieux humides et dans le littoral des cours d'eau sans habitat du poisson.

**Tableau Ad-1 Sommaire des empiètements dans l'habitat du poisson, dans les milieux humides et dans le littoral des cours d'eau**

Élément du projet	Pertes dans l'habitat du poisson (ha) <sup>a</sup>	Pertes de milieux humides (ha) <sup>b</sup>	Pertes dans le littoral sans habitat du poisson (ha) <sup>c</sup>	Pertes totales (ha)
Première phase du projet	-	17,03	-	17,03
Déviations	1,93	1,10	-	3,03
Extension Canadian Malartic	40,65	150,89	0,27	191,81
<b>Pertes totales</b>	<b>42,58</b>	<b>169,02</b>	<b>0,27</b>	<b>211,87</b>

<sup>a</sup> Inclut les pertes de lit d'écoulement, de milieux humides riverains, de littoral/habitat du poisson situées en milieu terrestre et d'étangs de castors situés en tête des CE5 et CE7.

<sup>b</sup> Milieux humides non influencés par le débordement des cours d'eau, donc isolés de ceux-ci.

<sup>c</sup> Concerne les pertes de littoral des cours d'eau CE6 et CE7 qui ne sont pas considérés comme un habitat du poisson.

## 1.6 Faune

Le tableau à la réponse S2QC-64 du document de réponses a été modifié afin de préciser que la densité de récolte pour l'orignal et l'ours noir est calculée pour une superficie de territoire et non d'habitat, tel que généralement reconnu pour cet indicateur (voir tableau Ad-2).

**Tableau Ad-2 Densité de récolte pour l'orignal et l'ours noir (tableau S2QC-64 modifié)**

Année	Densité de récolte (capture/10km <sup>2</sup> ) <sup>a</sup>			
	Orignal		Ours noir	
	Zone 13	Rayon de 5 km de Malartic	Zone 13	Rayon de 5 km de Malartic
2007	0,48	0,64	0,14	0,25
2008	0,27	0,13	0,12	0,38
2009	0,47	0,51	0,13	0,64
2010	0,32	0,38	0,13	0,64
2011	0,49	0,76	0,12	0,25
2012	0,27	0,25	0,14	0,25
2013	0,44	1,02	0,12	0,51
2014	0,27	0,64	0,13	0,51

<sup>a</sup> La densité de récolte est calculée pour une superficie de territoire et non d'habitat.



**ANNEXE AD-1**

**Modélisation hydrogéologique de la fosse Jeffrey et  
estimation de la durée du temps d'ennoiement**

---



**Date :** 4 avril 2016  
CONFIDENTIEL

**N° de référence :** 016-1527286-MTF-Rev0

**À :** Christine Baribeau - Directrice, Environnement et permis  
Mine Canadian Malartic GP

**c.c :** Carl Pednault, ing. - Surintendant environnement, parc à résidus

**De :** Michel Mailloux

**Adresse courriel :** mmailloux@golder.com

## OBJET : MODÉLISATION HYDROGÉOLOGIQUE DE LA FOSSE JEFFREY ET ESTIMATION DE LA DURÉE DU TEMPS D'ENNOIEMENT

### 1.0 MISE EN CONTEXTE

Dans le cadre du projet d'extension de la Mine Canadian Malartic (la Mine), le Partenariat Canadian Malartic (CMGP) s'est engagé auprès du ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC<sup>1</sup>) à évaluer la durée d'ennoiement complet de la fosse Jeffrey et les impacts potentiels à l'eau souterraine provenant de l'accumulation de stériles dans cette fosse. Ce document présente la méthodologie et les résultats de cette évaluation effectuée par Golder Associés Ltée (Golder) en vue de respecter ces engagements.

### 2.0 MODÉLISATION HYDROGÉOLOGIQUE DE LA FOSSE JEFFREY

Dans le cadre du projet d'extension de la Mine, CMGP prévoit accumuler des stériles dans la fosse Jeffrey. L'utilisation d'une fosse comme aire d'accumulation de stériles a de nombreux avantages, notamment :

- les dimensions des aires d'accumulation de surface pour l'entreposage des stériles s'en trouvent réduites, ce qui minimise l'occupation de milieux naturels et limite l'impact visuel de ces aménagements;
- les risques d'impacts à la qualité des eaux de surface et de l'eau souterraine sont mieux contrôlés, particulièrement lorsque les stériles sont potentiellement générateurs d'acide, car les stériles accumulés dans une fosse sont ennoyés, ce qui est une méthode reconnue de gestion de cette problématique; et
- la restauration du site minier à la fin des opérations s'en trouve facilitée, notamment par l'élimination d'une fosse qui draine les eaux de surface et l'eau souterraine dans son pourtour pendant de nombreuses années avant de s'envoyer.

---

<sup>1</sup> MDDELCC : ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec, anciennement connu comme le ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs du Québec (MDDEFP), le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec (MDDEP), le ministère de l'Environnement du Québec (MENV) ou le ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec (MEF).



Selon la Directive 019 sur l'industrie minière du MDDELCC (MDDEP, 2012), la gestion de stériles qui ne sont pas à « faibles risques » doit être effectuée de manière à respecter les objectifs de protection de l'eau souterraine. Ainsi, une aire d'accumulation de stériles dans une fosse doit être aménagée et exploitée de manière à éviter toute dégradation significative de la qualité de l'eau souterraine qui pourrait avoir un impact sur les récepteurs pendant et après son exploitation. Les sections suivantes présentent la méthodologie et les résultats d'une modélisation hydrogéologique visant à évaluer les effets sur la qualité de l'eau souterraine du remblaiement de la fosse Jeffrey avec des stériles.

## 2.1 Modèle conceptuel

### 2.1.1 Concept d'aménagement d'une aire d'accumulation de stériles dans la fosse Jeffrey

La fosse Jeffrey est située à environ 250 m à l'est de l'extension de la fosse Canadian Malartic et à environ 400 m au sud de la rivière Malartic. Les dimensions de son empreinte sont de 550 m par 300 m et sa profondeur maximale est de 120 m environ (figures 1 et 2).

Le concept d'aménagement prévoit le remplissage de la fosse Jeffrey avec des stériles. Selon les estimations présentées dans cette étude, le temps d'ennoiement de la fosse Jeffrey varie de 5 à 7 ans (voir Section 3.0).

### 2.1.2 Géologie et conductivités hydrauliques des matériaux en place

La géologie du secteur de la fosse Jeffrey a été observée lors des forages BH08-40, BH-11-12, BH-11-13, BH-11-14 et BH-13-03 (figure 1).

De façon générale, la stratigraphie dans le secteur de la fosse consiste en une unité d'argile silteuse à silt argileux qui recouvre une unité de silt à silt sableux. Ces deux types de dépôts meubles possèdent une origine glaciolacustre et ont une épaisseur combinée variant entre 5 et 15 m. Sous-jacente au silt, une unité de till d'origine glaciaire superpose le roc.

Lors d'études de caractérisation précédentes, des essais hydrauliques ont été réalisés *in situ* (en puits ou en sondage) ou encore au laboratoire sur des échantillons de dépôts meubles, afin de déterminer la conductivité hydraulique des matériaux constituant les différentes unités hydrostratigraphiques en place au site. Une synthèse des valeurs de conductivité hydraulique obtenues est présentée au tableau 1.

**Tableau 1 : Conductivité hydraulique des principaux matériaux en place**

Matériaux	Conductivité hydraulique horizontale - Kh (m/s)	Conductivité hydraulique verticale - Kv (m/s)
Argile / argile silteuse à silt argileux	$5,7 \times 10^{-10}$ à $1,4 \times 10^{-8}$	$5,0 \times 10^{-11}$ à $1,0 \times 10^{-8}$
Silt / silt sableux	$2,4 \times 10^{-9}$ à $7,4 \times 10^{-7}$	$6,0 \times 10^{-11}$ à $3,9 \times 10^{-9}$
Till	$1,4 \times 10^{-7}$ à $8,9 \times 10^{-7}$	-
Roc	$5,0 \times 10^{-9}$ à $1,0 \times 10^{-5}$	-

### 2.1.3 Écoulement de l'eau souterraine

La carte piézométrique effectuée à partir des données de niveau d'eau d'octobre 2015 montre que la direction d'écoulement de l'eau souterraine dans le secteur de la fosse Jeffrey est généralement vers le nord (figure 3).

## 2.2 Modèle numérique

Les travaux de modélisation ont été réalisés à partir d'un modèle bidimensionnel en coupe. Le modèle a été construit avec le logiciel FEFLOW – Finite Element Subsurface Flow System (Version 6.2) développé par la firme



WASY Ltée (Diersch, 2014). Celui-ci utilise la méthode des éléments finis pour résoudre les équations d'écoulement de l'eau souterraine et de transport des contaminants. Les sections suivantes présentent les détails de l'élaboration du modèle bidimensionnel en coupe.

## 2.2.1 Paramètres hydrogéologiques

Le modèle hydrogéologique est une coupe bidimensionnelle discrétisée en 23 776 éléments finis triangulaires. Le modèle a une longueur de 1 450 m, orientée selon l'axe nord-sud, qui s'étend de la limite sud de la halde à stériles en amont de la fosse Jeffrey jusqu'à la rivière Malartic au nord. La figure 4 présente le maillage du modèle en coupe.

Les propriétés hydrauliques assignées au modèle bidimensionnel en coupe sont présentées au tableau 2. Une conductivité hydraulique de  $5 \times 10^{-5}$  m/s a été supposée pour l'empilement de stériles (Golder, 2015). Les conductivités hydrauliques de l'argile silteuse, du silt et du till représentent des valeurs intermédiaires, sur la base des plages de variation présentées au tableau 1 et compilées à l'échelle du site. Elles sont jugées représentatives des différentes unités en place le long de la coupe modélisée.

L'unité de roc a été subdivisée en trois zones à perméabilité distincte, de façon à reproduire la décroissance de la conductivité hydraulique avec la profondeur. Les conductivités hydrauliques attribuées représentent la moyenne des valeurs obtenues par essais de perméabilité de type « packers » en forage à l'intérieur de chacun des intervalles de profondeur correspondant, et ce, dans des lithologies similaires, en différents points de la propriété (Golder, 2008; 2012). La même subdivision de l'aquifère de roc, avec les mêmes valeurs, était utilisée dans Golder (2015).

**Tableau 2 : Propriétés hydrauliques des unités du modèle**

Unités hydrostratigraphiques	Conductivité hydraulique	Anisotropie	Emmagasinement spécifique	Porosité totale	Porosité effective	van Genuchten ( $\alpha$ )	van Genuchten ( $n$ )
	(m/s)	(-)	(1/m)	(-)	(-)	(1/m)	(-)
Roc de surface (0-15 m)	2,0E-06	1	1,0E-05	0,01	0,01	12,5	2,4
Roc intermédiaire (15-100 m)	4,0E-07	1	1,0E-05	0,01	0,01	12,5	2,4
Roc profond (100-200 m)	5,0E-08	1	1,0E-05	0,01	0,01	12,5	2,4
Till	4,8E-07	1	1,0E-05	0,3	0,2	5,9	1,5
Silt	6,4E-08	0,1	1,0E-05	0,4	0,2	1,6	1,4
Argile silteuse	5,0E-09	0,1	1,0E-05	0,5	0,1	0,85	1,2
Stériles	5,0E-05	1	1,0E-05	0,385 <sup>1</sup>	0,35	7,6	3,6

<sup>(1)</sup> : Les données d'opérations minières indiquent que la porosité totale de la halde à stériles serait approximativement de 0,28. Par souci de cohérence avec les études de modélisation précédentes, la porosité totale utilisée a été de 0,385. Une analyse de sensibilité du modèle à cette valeur de porosité indique que cette hypothèse est prudente (les impacts à la qualité de l'eau souterraine simulés sont plus importants lorsque cette porosité est plus élevée).

Les conditions limites suivantes ont été assignées au modèle :

- Une charge hydraulique a été imposée au roc à une élévation de 320 m à la limite sud (amont) de la coupe. Cette valeur de charge provient de la profondeur de l'eau souterraine observée localement;

- Un taux de recharge de 5 mm/an a été assigné aux endroits sur le terrain naturel (argile silteuse) à l'aval de la halde à stériles;
- Un taux de recharge de 170 mm/an a été assigné en surface de la halde à stériles, pour la phase d'exploitation (prérestauration). Cette valeur correspond aux estimations d'infiltration profonde à travers la halde à stériles du modèle numérique de bilan d'eau développé pour le site de la Mine (Golder, 2014a); et
- En phase postrestauration, un taux de recharge de 75 mm/an a été appliqué en surface de la halde à stériles, afin de rendre compte de la diminution de l'infiltration à travers cette surface, en raison de la mise en place d'un recouvrement.

## 2.2.2 Identification des contaminants d'intérêts et définition de la source

L'identification des contaminants d'intérêt a considéré les résultats de l'analyse des métaux extractibles et des essais de lixiviation (SPLP et TCLP) réalisés sur 245 échantillons de stériles (Golder, 2014b). Des statistiques ont été calculées sur les résultats des essais SPLP et TCLP pour chaque paramètre analysé, pour l'ensemble des échantillons. Lorsque la concentration d'un paramètre était sous la limite de détection, une valeur égale à la moitié de la limite de détection a été attribuée pour le calcul des statistiques. Pour chacun des paramètres, le ratio entre la moyenne des concentrations ( $M_C$ ) et le critère le plus restrictif ( $C_R$ ) a été calculé ( $M_C/C_R$ ). Les contaminants d'intérêt sont ceux qui présentent un ratio  $M_C/C_R$  supérieur à 1 et qui excédait le critère A de la Politique lors de l'analyse des métaux extractibles. Le tableau 3 présente les contaminants d'intérêt et leurs statistiques.

Les essais SPLP donnent généralement des résultats plus représentatifs des processus hydrochimiques susceptibles de se produire dans un empilement tel que la halde à stériles projetée, par rapport aux résultats des essais TCLP. En effet, l'essai TCLP est réalisé en milieu acétique, ce qui n'est pas représentatif des conditions qui prévalent dans un empilement de stériles. Dans une optique d'utiliser une approche de modélisation prudente, les résultats des essais TCLP ont néanmoins été analysés et interprétés.

L'analyse des essais SPLP a révélé qu'aucun paramètre ne présente une moyenne des concentrations excédant le critère (un ratio  $M_C/C_R$  supérieur à 1). Le ratio  $M_C/C_R$  maximal évalué est de 0,95, et il correspond au zinc. À titre indicatif, les données propres au nickel, au cuivre et au plomb sont également rapportées au tableau 3. Sur la base des résultats des essais SPLP, il apparaît que le lixiviat qui pourra percoler de la halde à stériles vers les formations géologiques sous-jacentes respectera d'office les critères de qualité de l'eau souterraine.

Les ratios calculés à partir des résultats des essais TCLP montrent que pour les stériles, trois métaux présentent des ratios  $M_C/C_R$  supérieurs à 1, en l'occurrence le cuivre, le nickel et le plomb. Considérant que le nickel présente le ratio  $M_C/C_R$  le plus élevé des deux types de matériaux testés, ce contaminant a été retenu pour l'exercice de modélisation. En raison de sa mobilité généralement élevée, et significativement plus grande que celle du plomb, le cuivre a également été retenu. Deux variantes du modèle numérique ont donc été développées : une pour la simulation de la migration du nickel, et une autre pour le cuivre.

Une concentration source égale à la concentration moyenne des essais TCLP pour le cuivre et le nickel a été imposée dans l'ensemble de la masse de stériles de la halde à stériles et de la fosse Jeffrey, à leur stade ultime de développement. Pour le nickel, en considérant l'écart significatif entre la concentration moyenne et la concentration médiane, une concentration source égale à la concentration médiane a également été simulée. Ces concentrations sources représentent ainsi une masse finie de contaminants disponible à la migration. Une concentration initiale égale à zéro a été définie pour le reste des unités du modèle. Les concentrations simulées n'incluent donc pas les teneurs de fond, soit celles pouvant déjà être présentes dans l'environnement. Ainsi, la concentration « réelle » correspondrait à la somme de la valeur simulée et de la teneur de fond. Toutefois, les

teneurs de fond pour les contaminants d'intérêts sont généralement sous les limites de détection du laboratoire et leur contribution n'est donc pas jugée significative.

**Tableau 3 : Contaminants d'intérêt, par type d'essai**

Essai	Paramètre	Concentration Médiane <sup>(1)</sup> (mg/L)	Concentration Moyenne (mg/L)	Critère <sup>(2)</sup> RESIE <sup>(3)</sup> (mg/L)	Critère <sup>(2)</sup> FC <sup>(4)</sup> (mg/L)	Ratio $M_C/C_R$ <sup>(5)</sup>
SPLP	Zn	<i>0,003</i>	0,063	0,067	5	0,95
	Ni	<i>0,001</i>	0,0032	0,26	0,02	0,16
	Cu	<i>0,001</i>	0,0018	0,0073	1	0,24
	Pb	<i>0,001</i>	0,0020	0,034	0,01	0,20
TCLP	<b>Ni</b>	0,021	0,058	0,26	0,02	<b>2,9</b>
	<b>Cu</b>	0,0015	0,011	0,0073	1	<b>1,5</b>
	<b>Pb</b>	0,015	0,025	0,034	0,01	<b>2,5</b>

<sup>(1)</sup> : les valeurs en italique correspondent à la limite de détection du paramètre. Ceci signifie que le paramètre était non détecté dans plus de la moitié des échantillons analysés

<sup>(2)</sup> : critères de la Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés, MENV (1999)

<sup>(3)</sup> : résurgence dans les eaux de surface ou infiltration dans les égouts

<sup>(4)</sup> : fin de consommation

<sup>(5)</sup> : moyenne des concentrations / critère le plus restrictif

### 2.2.3 Coefficient d'adsorption, de dispersion et de dégradation

Le tableau 4 présente un sommaire des paramètres d'entrée spécifiques de la simulation du transport des contaminants. La plupart des valeurs des propriétés de transport retenues sont les mêmes que celles employées dans le modèle pour l'évaluation des effets potentiels du parc à résidus de la Mine sur la qualité de l'eau souterraine (Golder, 2015).

Le coefficient de dispersivité longitudinale a été calculé à partir de la formule de Xu et Eckstein (1995) pour une distance de migration de 350 m. Les coefficients d'adsorption de l'argile silteuse ont été obtenus à partir d'essais d'adsorption réalisés sur un échantillon prélevé au site de la Mine dans le cadre d'investigations géotechniques (Golder, 2015). Les coefficients d'adsorption attribués au till correspondent à des valeurs représentatives de dépôts grossiers tirées de la littérature (Batelle, 1989). Il s'agit donc de valeurs considérées comme étant prudentes. L'adsorption a été négligée pour le roc.

Comme le modèle est en coupe (2-D), il n'intègre pas de dispersion latérale, ce qui contribue à rendre l'approche prudente. De plus, aucune perte de masse par biodégradation n'a été considérée dans le modèle.

**Tableau 4 : Sommaire des propriétés de transport des contaminants**

Paramètre de transport	Argile silteuse et silt	Till	Roc
Dispersivité longitudinale ( $\alpha_L$ )	0,1 m	7,9	7,9 m
Dispersivité transversale ( $\alpha_T$ )	0,1x $\alpha_L$	0,1x $\alpha_L$	0,1x $\alpha_L$
Coefficient d'adsorption ( $K_d$ )	Ni : 4140 ml/g Cu : 485 ml/g	Ni : 1,22 ml/g Cu : 4,19 ml/g	-
Diffusion moléculaire	1,0x10 <sup>-9</sup> m <sup>2</sup> /s	1,0x10 <sup>-9</sup> m <sup>2</sup> /s	1,0x10 <sup>-9</sup> m <sup>2</sup> /s
Constante de dégradation	0	0	0

## 2.3 Simulations et résultats obtenus

L'approche préconisée a consisté à effectuer la simulation de la migration du cuivre et du nickel à travers les unités géologiques avoisinant la halde à stériles et la fosse Jeffrey, selon les paramètres présentés dans les sections précédentes. Ceci représente le cas de base du modèle numérique. Il est à noter que pour le cas de base, trois sources de contaminants ont été simulées, soit la moyenne des essais TCLP pour le cuivre ainsi que la moyenne et à la médiane des essais TCLP pour le nickel.

Par la suite, à partir du cas de base de la migration du nickel où la source est définie par la moyenne des concentrations des essais TCLP, une analyse de sensibilité a été effectuée sur les valeurs d'infiltration (recharge) sur la halde à stériles, étant donné qu'il s'agit d'un paramètre dont la valeur présente un certain degré d'incertitude. Une analyse de sensibilité a également été conduite sur la conductivité hydraulique du roc et la concentration source en nickel.

Le sommaire des cinq scénarios simulés est le suivant (la source des contaminants est décrite entre parenthèses) :

- **Scénario n° 1 :** Cas de base (cuivre=moyenne TCLP et nickel=moyenne et médiane TCLP);
- **Scénario n° 2 :** Augmentation de 50 % de la recharge par infiltration en surface de la halde (nickel=moyenne TCLP);
- **Scénario n° 3 :** Diminution de 50 % de la recharge par infiltration en surface de la halde (nickel=moyenne TCLP);
- **Scénario n° 4 :** Conductivité hydraulique de chacune des trois unités du roc multipliée par 2 (nickel=moyenne TCLP); et
- **Scénario n° 5 :** Conductivité hydraulique de chacune des trois unités du roc divisée par 2 (nickel=moyenne TCLP).

Les simulations ont été effectuées sur une période de 200 ans.

Les résultats présentés ci-dessous sont exprimés sous la forme de graphiques présentant l'évolution des concentrations dans l'eau souterraine à l'aval de la fosse Jeffrey.

Pour le cas de base, l'illustration 1 montre l'évolution des concentrations en cuivre simulée dans l'eau souterraine en fonction du temps, à l'aval de la fosse Jeffrey. Les observations suivantes ont été effectuées à partir de l'illustration 1 :

- La concentration maximale en cuivre atteinte dans l'eau souterraine à 75 m à l'aval de la fosse Jeffrey est de 0,0087 mg/L. Cette valeur est légèrement supérieure au critère RESIE pour cet élément. Les concentrations en cuivre dans l'eau souterraine n'excèdent pas le critère RESIE au-delà de 150 m à l'aval de la fosse Jeffrey. À titre indicatif, la rivière Malartic, qui est le récepteur potentiel d'eau souterraine le plus près, est située à environ 400 m au nord de la fosse Jeffrey. À noter également que les concentrations sources en cuivre sont inférieures au critère à des fins de consommation.
- Tel que mentionné à la section 2.2.2, les simulations ont été effectuées en utilisant des données de lixiviation obtenues d'essais TCLP. En considérant des données de lixiviation obtenues par l'entremise d'essais SPLP,

jugés plus représentatifs des conditions hydrochimiques attendues dans la halde à stériles que les essais TCLP, les concentrations à la source respectent d'office les critères de protection de l'eau souterraine.

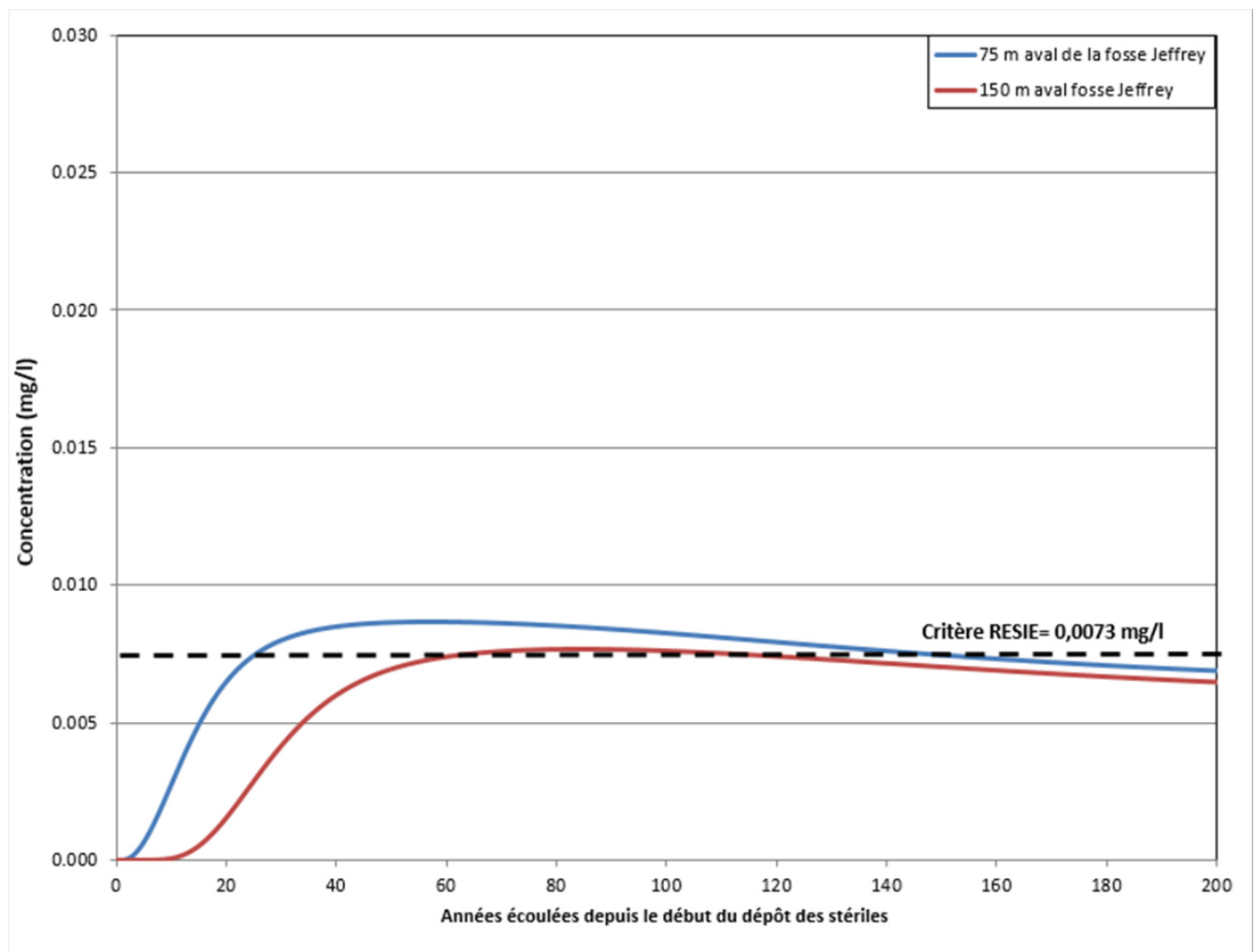


Illustration 1 : Variation temporelle de la concentration en cuivre dans l'eau souterraine à 75 et 150 m à l'aval de la fosse Jeffrey – Cas de base

L'illustration 2 montre l'évolution des concentrations en nickel simulées dans l'eau souterraine en fonction du temps, à l'aval de la fosse Jeffrey pour les situations où la concentration source en nickel dans les stériles est égale à la médiane (0,021 mg/L) et la moyenne (0,058 mg/L) des essais TCLP. Ces concentrations sont inférieures au critère RESIE, ce qui signifie que le nickel ne pose pas de risque pour les récepteurs d'eau de surface, mais excèdent le critère aux fins de consommation. Les observations suivantes ont été effectuées à partir de l'illustration 2 :

- La concentration maximale en nickel atteinte dans l'eau souterraine à 150 m à l'aval de la fosse Jeffrey est de 0,042 mg/L s'il est supposé que la concentration source est égale à la moyenne des valeurs obtenues lors des essais TCLP. Cette valeur est supérieure au critère à des fins de consommation pour cet élément (0,020 mg/L).

- Cependant, s'il est supposé que la concentration source en nickel est égale à la médiane des résultats obtenus lors des essais TCLP, la concentration maximale en nickel atteinte dans l'eau souterraine à 150 m à l'aval de la fosse Jeffrey est de 0,015 mg/L, ce qui est inférieur au critère à des fins de consommation.

Tel que mentionné à la section 2.2.2, les simulations ont été effectuées en utilisant des données de lixiviation obtenues d'essais TCLP. En considérant des données de lixiviation obtenues par l'entremise d'essais SPLP, jugés plus représentatifs des conditions hydrochimiques attendues dans la halde à stériles que les essais TCLP, les concentrations à la source respecteraient d'office les critères de protection de l'eau souterraine. En somme, la lixiviation du nickel à partir des stériles déposés dans la fosse Jeffrey ne devrait pas causer de dégradation significative de la qualité de l'eau souterraine.

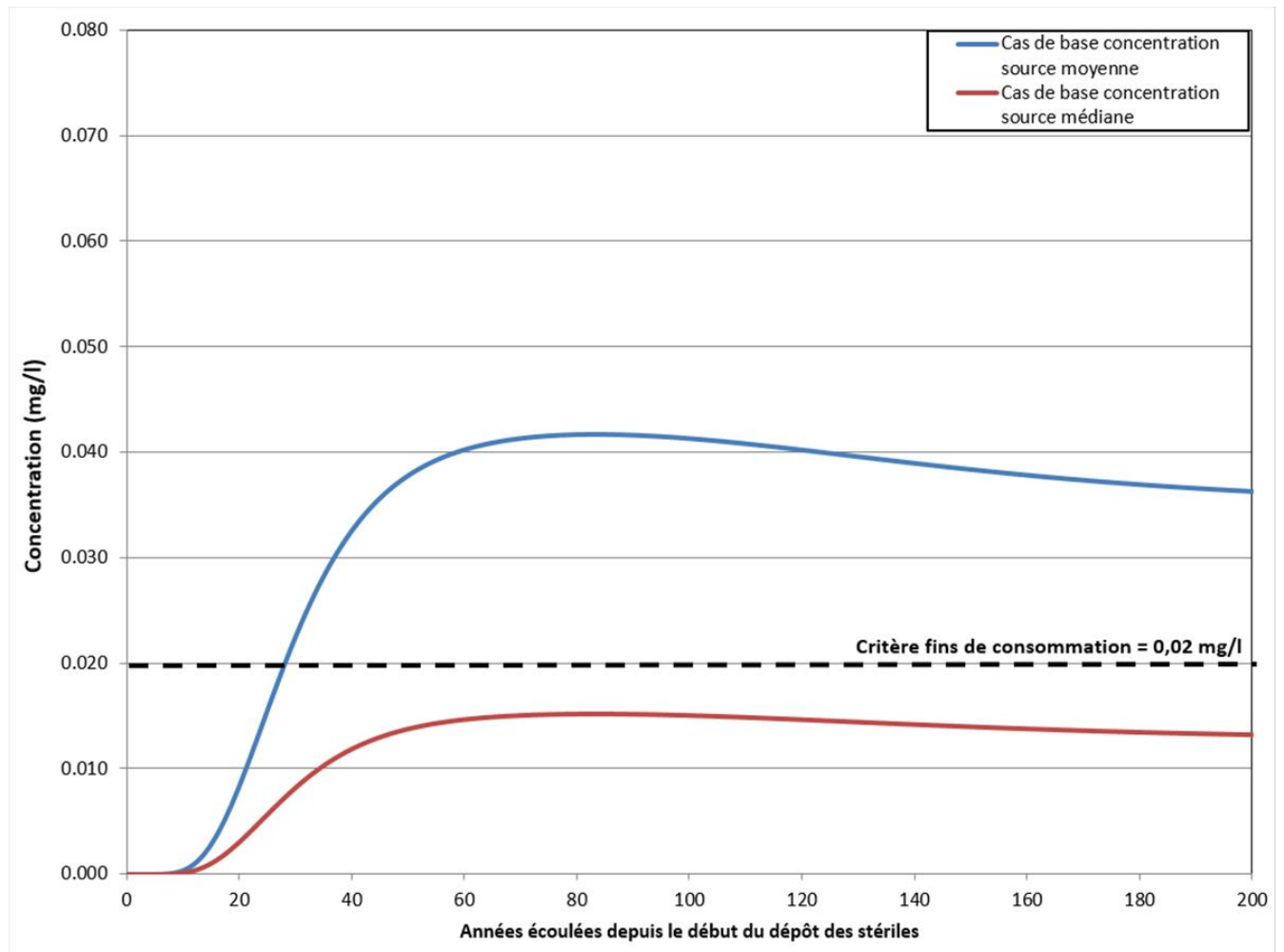


Illustration 2 : Variation temporelle de la concentration en nickel dans l'eau souterraine à 150 m à l'aval de la fosse Jeffrey – cas de base

Les résultats obtenus des quatre scénarios alternatifs simulés pour l'analyse de sensibilité (Scénarios n° 2 à n° 5) sont présentés à l'illustration 3, sous forme de courbes de variation temporelle de la concentration en nickel simulée dans l'eau souterraine à 150 m à l'aval de la fosse Jeffrey. La courbe correspondant au cas de base (Scénario n° 1 – source de contaminant égale à la moyenne des concentrations en nickel) y est également superposée, à titre comparatif. À partir des résultats présentés sur cette illustration, il apparaît que :

- Lorsque le taux de recharge (infiltration) en surface de la halde à stériles est augmenté de 50 % (Scénarios n° 2 et 3), la concentration maximale simulée dans l'eau souterraine à 150 m à l'aval de la fosse Jeffrey diminue légèrement par rapport au cas de base. À l'inverse, une diminution de 50 % du taux de recharge en surface de la halde à stériles (Scénario n° 3) cause une légère augmentation de la concentration en nickel par rapport au cas de base.
- L'augmentation par un facteur de 2 de la conductivité hydraulique du roc a pour effet d'augmenter légèrement la concentration maximale observée dans l'eau souterraine à 150 m à l'aval de la fosse Jeffrey. De plus, la présence de concentration en nickel dans les eaux souterraines à l'aval de la fosse Jeffrey survient environ deux fois plus tôt lorsque la conductivité hydraulique du roc est augmentée du même ordre.
- La diminution par un facteur de 2 de la conductivité hydraulique du roc a pour effet de réduire légèrement la concentration maximale observée dans l'eau souterraine à 150 m à l'aval de la fosse Jeffrey, et de retarder par un facteur du même ordre l'apparition du contaminant.

L'analyse de sensibilité a permis d'évaluer l'impact de la variation des paramètres présentant un certain degré d'incertitude et de démontrer la robustesse du modèle numérique.

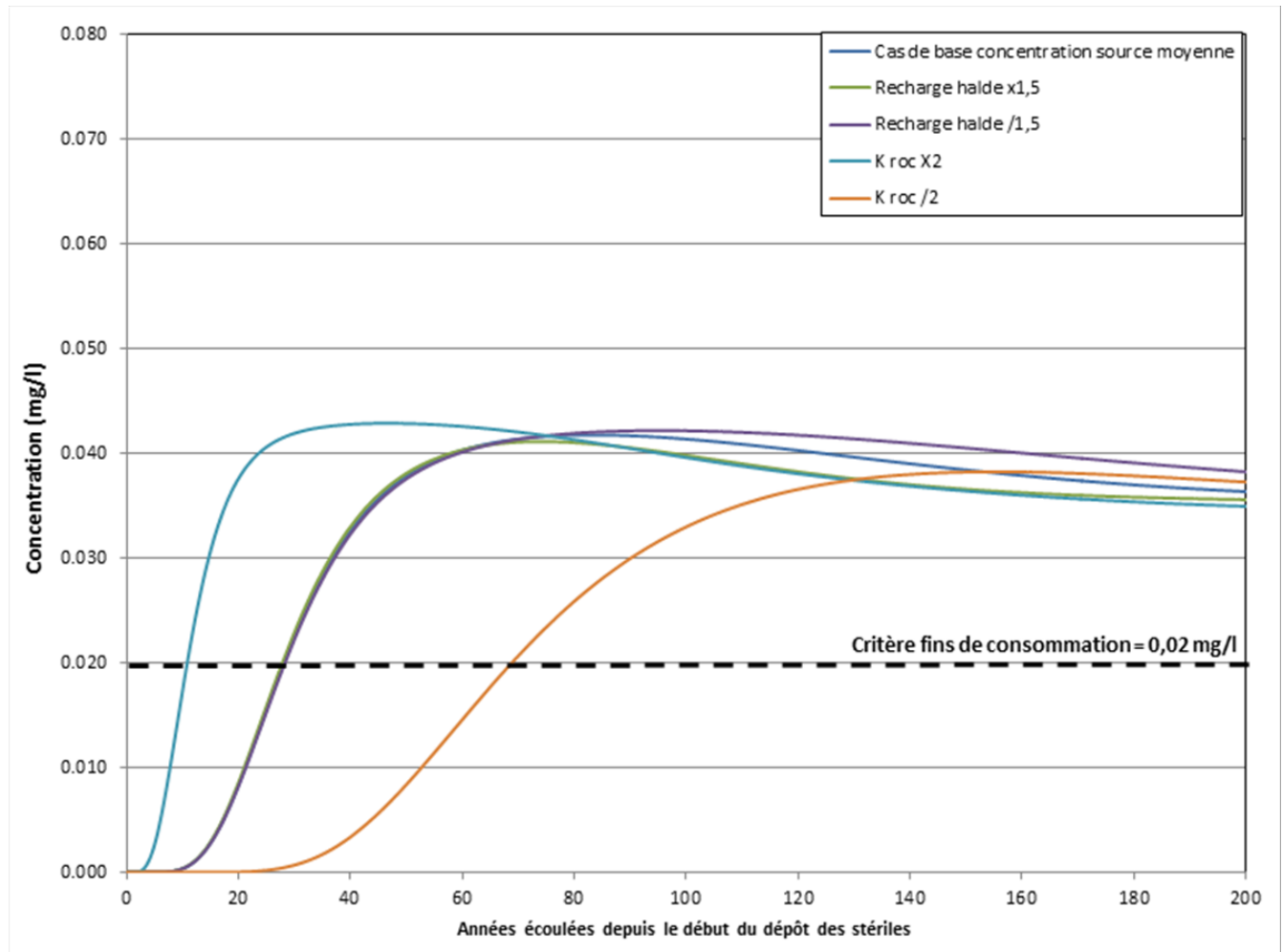


Illustration 3 : Courbes de variation temporelle de la concentration en nickel à 150 m à l'aval de la fosse Jeffrey obtenues de l'analyse de sensibilité

## 2.4 Conclusions

Pour le cuivre, les résultats des simulations effectuées, en considérant les données des essais TCLP comme concentration source, montrent que les concentrations en cuivres simulées dans l'eau souterraine n'excèdent pas le critère RESIE au-delà de 150 m à l'aval de la fosse Jeffrey. À titre indicatif, la rivière Malartic, qui est le récepteur potentiel d'eau souterraine le plus près, est située à environ 400 m au nord de la fosse Jeffrey. À noter que les concentrations sources en cuivre sont inférieures au critère à des fins de consommation.

Pour le nickel, les résultats de la modélisation montrent que la concentration maximale en nickel atteinte dans l'eau souterraine à 150 m à l'aval de la fosse Jeffrey est supérieure au critère à des fins de consommation s'il est supposé que la concentration source est égale à la moyenne des valeurs obtenues lors des essais TCLP. Cependant, s'il est supposé que la concentration source en nickel est égale à la médiane des résultats obtenus lors des essais TCLP, la concentration maximale en nickel atteinte dans l'eau souterraine à 150 m est inférieure au critère à des fins de consommation. À noter que les concentrations sources en nickel sont inférieures au critère RESIE.

En considérant des données de lixiviation obtenues par l'entremise d'essais SPLP, jugés plus représentatifs des conditions hydrochimiques attendues dans la halde à stériles que les essais TCLP, les concentrations à la source



respectent d'office les critères de protection de l'eau souterraine. En se basant sur les résultats des essais SPLP et sur ceux de la modélisation numérique, la lixiviation du cuivre et du nickel à partir des stériles déposés dans la fosse Jeffrey ne devrait pas causer de dégradation significative de l'eau souterraine. Le suivi de la qualité de l'eau souterraine à l'aval de la halde à stériles et de la fosse Jeffrey permettra de valider les hypothèses du modèle numérique et de prévenir les impacts aux récepteurs.

### **3.0 TEMPS D'ENNOIEMENT DE LA FOSSE JEFFREY**

Sur la base de calculs théoriques décrits dans ce qui suit, Golder a estimé le temps d'enneiement de la fosse Jeffrey, après son exploitation, entre 5 et 7 ans pour des conditions climatiques moyennes.

#### **3.1 Méthodologie et hypothèses de calculs**

Une analyse par l'entremise d'un bilan d'eau annuel simulé en conditions climatiques moyennes a permis d'estimer la contribution des apports en eau de précipitation vers la fosse afin d'estimer sa durée d'enneiement. Il est à noter que la durée d'enneiement calculée est à considérer comme une estimation d'ordre de grandeur avant tout.

##### **3.1.1 Courbe de capacité de la fosse Jeffrey**

Les données d'opérations minières indiquent que la porosité totale de la halde à stériles serait approximativement de 0,28. Dans le cadre de l'estimation du temps d'enneiement de la fosse Jeffrey, il a toutefois été supposé que la porosité totale était de 0,3, de façon à obtenir une valeur prudente, maximisant le temps d'enneiement.

La courbe de capacité de la fosse Jeffrey vide et remplie de stériles à une porosité de 0,3 est fournie à l'annexe B.

##### **3.1.2 Hypothèses**

- L'apport en eaux souterraines provenant des unités hydrostratigraphiques environnantes a été négligé dans le calcul, en considérant la faible perméabilité de ces unités et afin de maximiser l'estimation;
- L'évaporation a été négligée, car la fosse sera recouverte de stériles;
- La totalité du bassin versant contribuant vers la fosse Jeffrey est occupée par la halde à stériles;
- L'infiltration profonde (atteignant la fosse Jeffrey) a été supposée comprise entre 40% et 60% de la précipitation totale annuelle s'abattant sur la superficie des stériles ;
- L'élévation 308 m a été considérée comme l'élévation associée à une fosse complètement ennoyée (soit l'élévation maximale associée au temps d'enneiement).

##### **3.1.3 Bassin versant**

Le bassin versant «naturel» de la fosse Jeffrey a été délimité à partir de données topographiques existantes (MERN, 2016). Il a été supposé que la limite ouest du bassin était la limite actuelle de la halde à stériles existante.

##### **3.1.4 Climat**

Les données de la station climatique d'Environnement Canada (2015) à Val-d'Or ont été utilisées pour cette analyse. Essentiellement, 67 années ont été considérées pour obtenir une année climatique typiquement moyenne de précipitations. La précipitation totale annuelle pour une telle année est estimée à 903 mm.

### 3.2 Résultats d'estimation du temps d'ennoiement de la fosse Jeffrey et conclusions

L'estimation de la durée moyenne d'ennoiement varie de 5 à 7 ans selon le ratio volumétrique d'infiltration de la pluie annuelle considéré dans le calcul (soit 40% ou 60%). L'annexe C présente le détail des hypothèses et du calcul réalisé.

L'utilisation d'une année climatique typiquement moyenne de précipitations est justifiée, car le temps d'ennoiement est supérieur à un an, sans considérer d'autres apports d'eau que les précipitations. Toutefois, la variabilité climatique (années plus humides et années plus sèches) et les incertitudes sur les hypothèses de calculs ont une influence significative sur cette estimation.

L'oxydation des stériles et l'enclenchement du processus de génération d'acide nécessitent typiquement de nombreuses années. Il est important de rappeler que les stériles sont potentiellement générateurs d'acide et que leur potentiel de lixiviation est faible. L'ennoiement des stériles dans une fosse est une méthode reconnue pour la gestion de ces problématiques. Étant donné l'estimation du temps d'ennoiement de la fosse Jeffrey (moins de 10 ans) et le temps prédit pour l'épuisement des carbonates dans les stériles, qui est de plus de 20 ans et généralement supérieur à 100 ans selon les lithologies qui sont exploitées (EcoMetrix, 2014), le délai d'ennoiement de la fosse ne permettra pas le déclenchement du processus de génération d'acide des stériles accumulés dans celle-ci.

## 4.0 SIGNATURES

### GOLDER ASSOCIÉS LTÉE



Aytaç Göksu, ing.  
Spécialiste ressources en eau



Michel Mailloux, ing., M.Sc.  
Hydrogéologue, associé



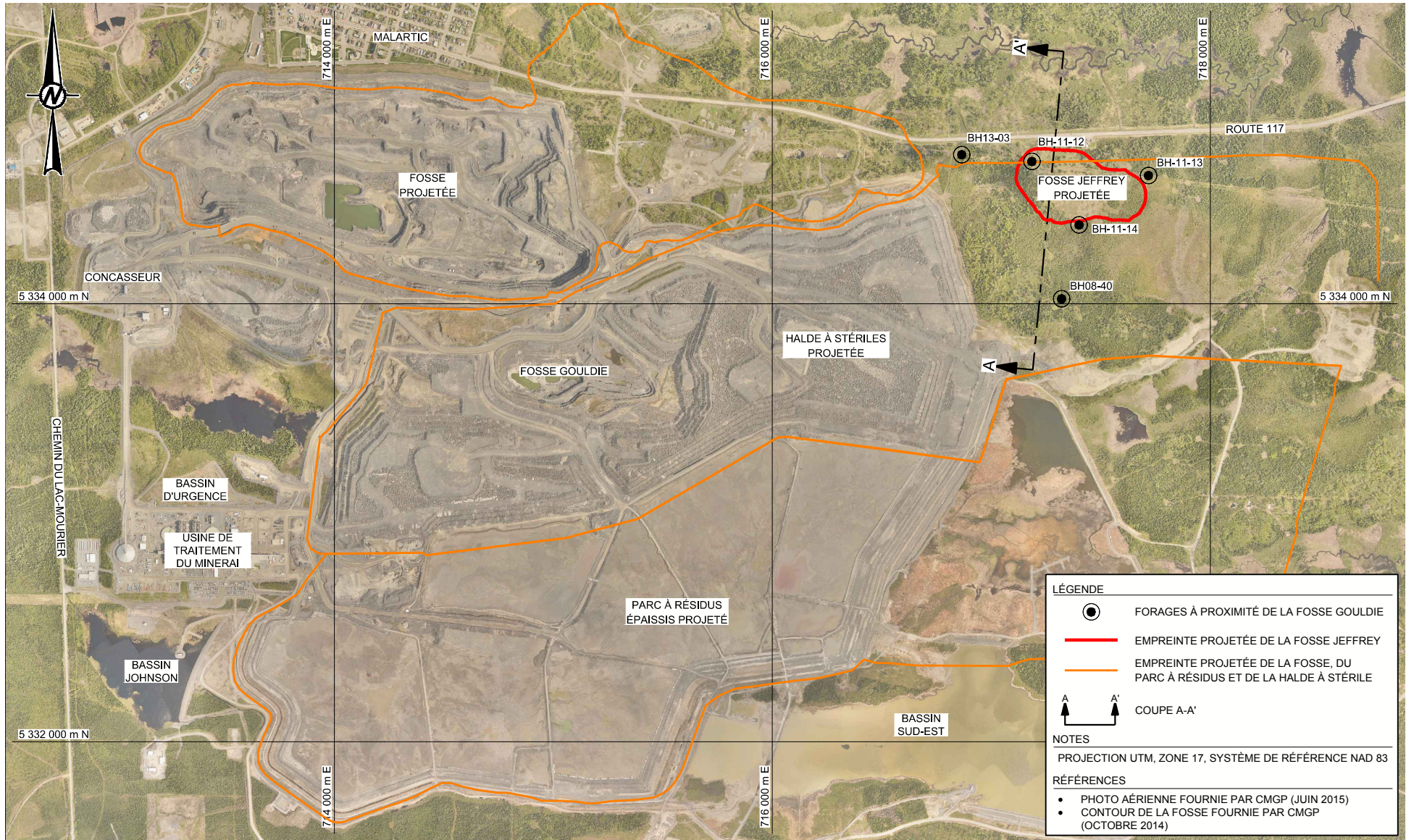
Pierre Groleau, ing., M.Sc.  
Hydrogéologue, associé principal

AG/MM/PG/II

- Pièces jointes :
- Figure 1 - Localisation de la fosse Jeffrey
  - Figure 2 - Coupe A-A'
  - Figure 3 - Piézométrie de la portion supérieure du roc (octobre 2015)
  - Figure 4 - Maillage d'éléments finis utilisés pour le modèle bidimensionnel en coupe
  - Annexe A - Conditions générales et limitations – Modélisation numérique
  - Annexe B - Capacité de la fosse Jeffrey vide et remplie de stériles (porosité de 0,3)
  - Annexe C - Détail des hypothèses et du calcul de la durée d'ennoiement de la fosse Jeffrey

## Références

- Battelle Memorial Institute. 1989. Chemical Databases for the Multimedia Environmental Pollutant Assessment System (MEPAS). Version 1. December 1989.
- Diersch, H.-J. G., 2014. *FEFLOW – Finite element modeling of flow, mass and heat transport in porous and fractured media*. Springer, Berlin Heidelberg, 996p.
- EC, 2015 Environment Canada, 2015. *Canadian Climate Normals 1971-2000 for Val-d'Or*. [http://climate.weather.gc.ca/climate\\_normals/index\\_e.html](http://climate.weather.gc.ca/climate_normals/index_e.html). Données extraites le 23/02/2015.
- EcoMetrix, 2014. Preliminary Review of the Canadian Malartic ABA Geochemistry and Mine Waste Management Plans. 17 November 2014.
- MERN, 2016 Données topographiques Canvec 1/50 000, ©MERN, Gouvernement du Québec: données extraites en janvier 2016.
- Golder Associés Ltée, 2008. *Évaluation du débit d'exhaure et des impacts potentiels sur les niveaux des eaux souterraines, Osisko Exploration Malartic, Québec, Canada*. N° Réf. 07-1221-0028-2400.
- Golder Associés Ltée, 2012. *Investigation des piliers de surface de la mine Barnat-Sladen*. N° réf. 017-10-1221-0123.
- Golder Associés Ltée, 2014a. Plan conceptuel de gestion des eaux et bilan d'eau – Conditions ultimes d'opération. Novembre 2014. Réf. 048-13-1221-0020-4020-RF-Rev2.
- Golder Associés Ltée. 2014b. Programme de caractérisation géochimique 2012-2013, Mine Canadian Malartic, Malartic, Québec. No réf. 046-13-1221-0020-5010.
- Golder Associés Ltée, 2015. Mise à jour - Étude de modélisation hydrogéologique des impacts potentiels sur la qualité de l'eau souterraine du prolongement de la halde à stériles et du parc à résidus, Mine Canadian Malartic, Québec. Août 2015. Réf. 062-13-1221-0020-2020-RF-Rev2.
- Ministère de l'Environnement du Québec (MENV), 1999. Politique de protection et de réhabilitation des sols et des terrains contaminés. Direction des politiques du secteur industriel, Service des lieux contaminés, 124 pages. Dernière mise à jour : novembre 2001.
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP), 2012. *Directive 019 sur l'industrie minière*. Direction des politiques de l'eau, Services des eaux industrielles. Mars 2012.



**LÉGENDE**

- FORAGES À PROXIMITÉ DE LA FOSSE GOULDIE
- EMPREINTE PROJÉTÉE DE LA FOSSE JEFFREY
- EMPREINTE PROJÉTÉE DE LA FOSSE, DU PARC À RÉSIDUS ET DE LA HALDE À STÉRILE
- COUPE A-A'

**NOTES**

PROJECTION UTM, ZONE 17, SYSTÈME DE RÉFÉRENCE NAD 83

**RÉFÉRENCES**

- PHOTO AÉRIENNE FOURNIE PAR CMGP (JUN 2015)
- CONTOUR DE LA FOSSE FOURNIE PAR CMGP (OCTOBRE 2014)

CLIENT  
CANADIAN MALARTIC GP

PROJET  
MODÉLISATION HYDROGÉOLOGIQUE  
DE LA FOSSE JEFFREY

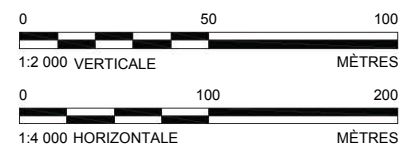
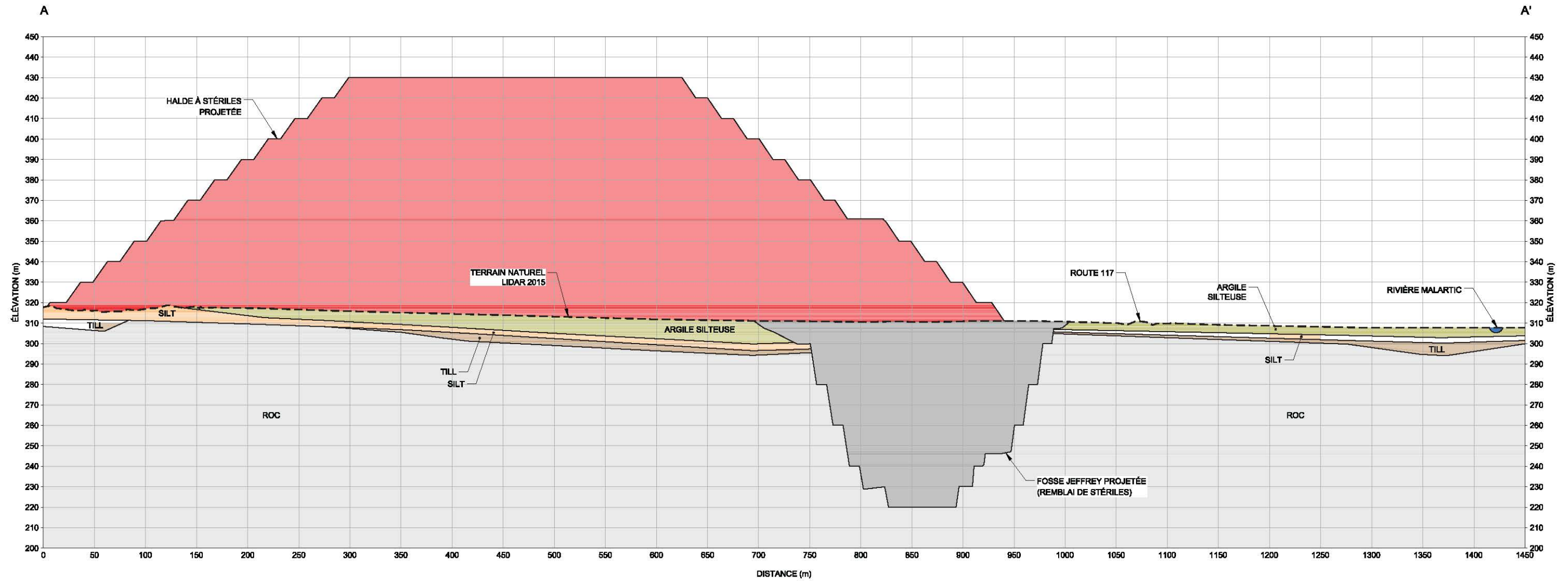
CONSULTANT

AAAA-MM-JJ 2016-03-28  
PROJÉTÉ M. Mailloux  
DESSINÉ S. Betnesky  
RÉVISÉ M. Mailloux  
APPROUVÉ P. Groleau

TITRE  
**LOCALISATION DES LA FOSSE JEFFREY**

N° PROJET 1527286 PHASE 10400 Rév. 0 FIGURE 1





CLIENT  
CANADIAN MALARTIC GP

CONSULTANT



AAAA-MM-JJ 2016-03-28  
DESSINÉ S. Betnesky  
PROJETÉ M. Mailloux  
RÉVISÉ M. Mailloux  
APPROUVÉ P. Groleau

PROJET  
MODÉLISATION HYDROGÉOLOGIQUE  
DE LA FOSSE JEFFREY

TITRE  
**COUPE A-A'**

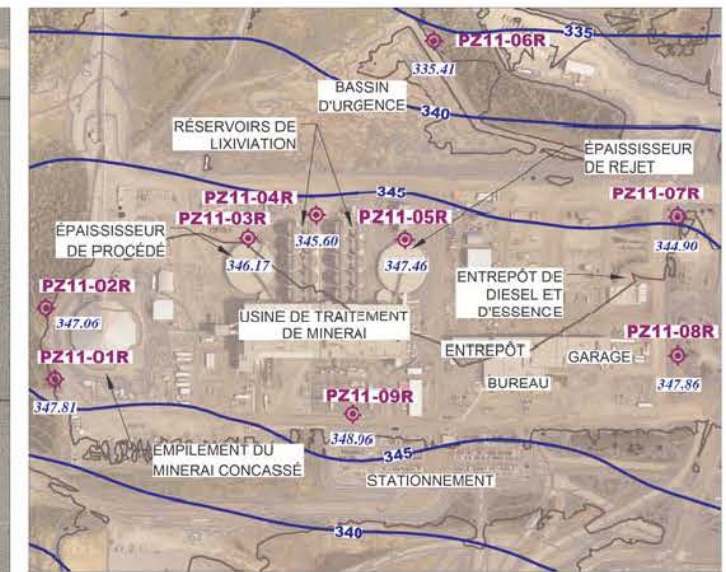
N° PROJET  
1527286

PHASE  
10400

RÉV.  
0

FIGURE  
**2**

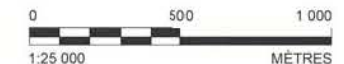




**AGRANDISSEMENT**  
ÉCHELLE 1 : 10 000

- LÉGENDE**
- PUIITS D'OBSERVATION INCLUS AU PROGRAMME DE SUIVI DES EAUX SOUTERRAINES
  - OUVERTURES MINIÈRES SOUTERRAINES HISTORIQUES
  - TOPOGRAPHIE DE LA SURFACE
  - COURBE ISOPIÈZE INFÉRÉE (m)
  - ÉLÉVATION DU NIVEAU D'EAU SOUTERRAIN (m)
  - DIRECTION D'ÉCOULEMENT DE L'EAU SOUTERRAIN INFÉRÉE

- RÉFÉRENCES**
- PHOTO AÉRIENNE PROVENANT DE CMGP (JUIN 2015)



CLIENT  
CANADIAN MALARTIC GP

PROJET  
MODÉLISATION HYDROGÉOLOGIQUE DE LA FOSSE JEFFREY

TITRE  
**PIÉZOMÉTRIE DE LA PORTION SUPÉRIEURE DU ROC (OCTOBRE 2015)**

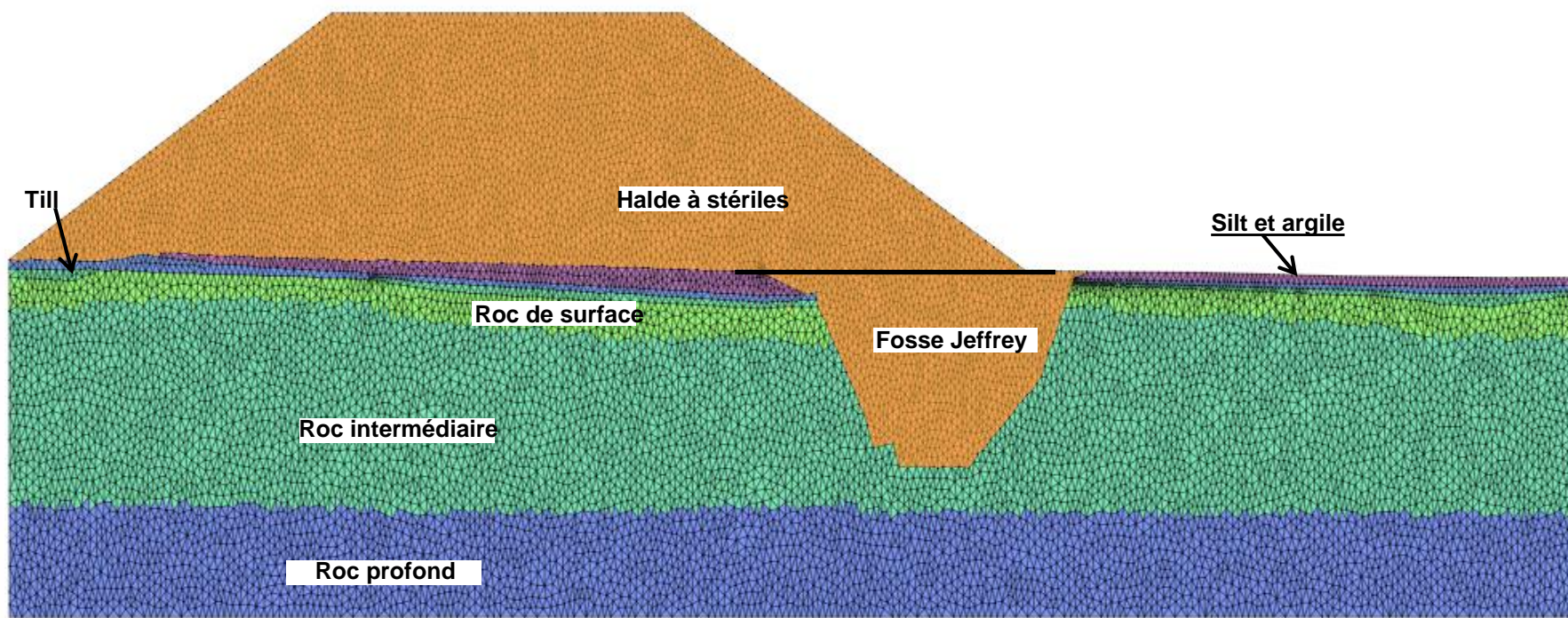
CONSULTANT	AAAA-MM-JJ	2016-03-28
	PROJETÉ	M. Mailloux
	DESSINÉ	S. Belnesky
	REVISÉ	M. Mailloux
	APPROUVÉ	P. Groleau

Chemini: H:\CAD\PROJETS\GIS\PRODUCTION\1527286\10400\_1\_Nom de fichier: 1527286\_10400\_03.dwg

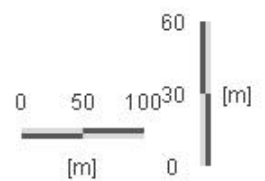
SI LA MESURE NE CORRESPOND PAS À L'ÉCHELLE, LA TAILLE DE LA FEUILLE A ÉTÉ MODIFIÉE. ANS/B








FEFLOW (R)



<b>CMGP – Modélisation hydrogéologique de la fosse Jeffrey</b>				
	CONÇU	MM	TITRE	<b>Maillage d'éléments finis utilisés pour le modèle bidimensionnel en coupe</b>
	VERIFIÉ	MM	DATE	
	APPROUVÉ	PG	Mars 2016 PROJET NO. 14-1527286/1040	
				<b>FIGURE 4</b>



# ANNEXE A

## Conditions générales et limitations – Modélisation numérique



### UTILISATION DU RAPPORT ET DE SON CONTENU

Ce rapport a été préparé pour l'usage exclusif du Client ou de ses agents. Les données factuelles, les interprétations, les commentaires, les recommandations et les fichiers électroniques qu'il contient sont spécifiques à l'étude qu'il couvre et ne s'appliquent à aucun autre projet ou autre site. Ces informations ne doivent en aucun cas être utilisées à d'autres fins que celles spécifiées aux objectifs du mandat à moins que cela ne soit clairement indiqué dans le texte de ce rapport ou formellement autorisé par Golder. Ce rapport doit être lu dans son ensemble, puisque des sections pourraient être faussement interprétées lorsque prises individuellement ou hors contexte. Par ailleurs, le texte de la version finale de ce rapport prévaut sur tout autre texte, opinion ou version préliminaire émis par Golder.

Golder ne pourra être tenue responsable de dommages résultant de conditions souterraines imprévisibles, de conditions qui lui seraient inconnues, de l'inexactitude de données provenant d'autres sources que Golder et de changements ultérieurs aux conditions du site à moins d'avoir été prévenue par le Client de tout événement, activité, information, découverte passée ou future susceptible de modifier les conditions souterraines décrites dans ce rapport et d'avoir eu la possibilité de réviser les interprétations, commentaires et recommandations formulés dans ce rapport. De plus, Golder ne pourra être tenue responsable de dommages résultant de toutes modifications futures aux règlements, normes ou critères applicables, de toute utilisation faite du présent rapport par un tiers et/ou à des fins autres que celles pour lesquelles il a été rédigé, de perte de valeur réelle ou perçue du site ou de la propriété, ni de l'échec d'une quelconque transaction en raison des informations factuelles contenues dans ce rapport.

Les références aux lois et règlements contenues dans ce rapport sont fournies à titre indicatif, sur une base technique. Comme les lois et règlements sont sujets à interprétation, Golder recommande au Client de consulter ses conseillers juridiques afin d'obtenir les avis appropriés.

### MODÉLISATION HYDROGÉOLOGIQUE

Un modèle numérique utilise des lois scientifiques et des hypothèses dictées par le jugement professionnel pour intégrer les données disponibles à l'intérieur d'une représentation mathématique conceptualisant les caractéristiques essentielles d'un système hydrogéologique existant. Bien qu'un modèle numérique ne puisse représenter toute la réalité détaillée d'un système hydrogéologique existant, un modèle numérique valide est un outil capable d'en simuler de façon raisonnable le comportement sous diverses contraintes et conditions. La validité du modèle ainsi que sa précision dépendent de la quantité, de la qualité et de la distribution des données disponibles de même que de la complexité du contexte géologique, la géochimie du milieu et la nature des composés dissous. Ainsi, chaque modélisation hydrogéologique est une simplification d'un système réel et les résultats obtenus doivent donc être interprétés et utilisés avec précaution et discernement. Le modèle décrit dans ce rapport ne fait pas exception.

Les travaux de modélisation hydrogéologique effectués par Golder et décrits dans ce rapport furent réalisés conformément aux règles et pratiques professionnelles reconnues et acceptées au moment de leur réalisation. À moins d'avis contraire, les résultats de travaux antérieurs ou simultanés, provenant d'autres sources que Golder, cités et/ou utilisés dans ce rapport furent considérés comme ayant été obtenus en respectant les règles et pratiques professionnelles reconnues et acceptées et, conséquemment, comme étant valides. Ce modèle constitue un outil scientifique de prédiction permettant d'évaluer les impacts de modifications imposées à un système hydrogéologique existant et/ou permettant de comparer divers scénarios dans le cadre d'un processus décisionnel. Cependant, la précision du modèle demeure liée à l'incertitude normale inhérente aux travaux de modélisation hydrogéologique et, même si une attention professionnelle a été apportée lors de sa construction et des simulations, aucune garantie directe ou indirecte n'est donnée.



# ANNEXE B

**Capacité de la fosse Gouldie vide et remplie de stériles (porosité de 0,3)**





## ANNEXE B : CAPACITÉ DE LA FOSSE JEFFREY VIDE ET REMPLIE DE STÉRILES (POROSITÉ DE 0,3)

Élévation (m)	Volume total fosse (m <sup>3</sup> )	Volume des vides (m <sup>3</sup> ) à porosité 0,3
191	3,165	949
192	6,416	1,925
193	9,732	2,920
194	13,118	3,935
195	16,565	4,969
200	34,839	10,452
210	145,665	43,699
220	267,787	80,336
230	487,061	146,118
240	760,897	228,269
250	1,163,105	348,932
260	1,619,710	485,913
270	2,221,851	666,555
280	2,878,943	863,683
290	3,686,361	1,105,908
300	4,607,563	1,382,269
305	5,186,153	1,555,846
306	5,311,883	1,593,565
307	5,441,226	1,632,368
<b>308</b>	<b>5,574,857</b>	<b>1,672,457</b>



# ANNEXE C

## Détail des hypothèses et du calcul de la durée d'enneigement de la fosse Gouldie



ANNEXE C : DÉTAIL DES HYPOTHÈSES ET DU CALCUL DE LA DURÉE D'ENNOIEMENT  
DE LA FOSSE JEFFREY

HYPOTHÈSES		Valeur	Unité	Commentaire
Ratio volumétrique d'infiltration de la pluie annuelle	Valeur minimale estimée	40	%	
	Valeur maximale estimée	60	%	
Porosité (pour calcul du temps ennoiement)		0,3		Valeur prudente
Apports annuels eau souterraine		0	m <sup>3</sup>	
Pluie moyenne annuelle		903	mm	Stations Env. Canada Val-d'Or. Moyenne sur 67 ans.
Volume total fosse Jeffrey (élévation 308 m)		1672000	m <sup>3</sup>	308 m est le niveau de débordement considéré
CALCULS		Valeur	Unité	Commentaire
Aire		648050	m <sup>2</sup>	Considérant que le bassin versant naturel s'arrête à l'ouest à la limite actuelle de la halde à stériles.
Pluie moyenne annuelle		0,903	m	
Volume annuel d'apport vers la fosse (40% d'infiltration)		234000	m <sup>3</sup>	
Volume annuel d'apport vers la fosse (60% d'infiltration)		351000	m <sup>3</sup>	
Borne supérieure du temps d'enneiement		7,1	ans	
Borne inférieure du temps d'enneiement		4,8	ans	



**ANNEXE AD-2**

**Metal Leaching Characteristics of Waste Rock and  
Tailings from Canadian Malartic / Caractéristiques de lixiviation en métaux des  
stériles et des résidus de la Mine Canadian Malartic (17 mars 2016)**

---





## MEMO

---

To: Sandra Pouliot, Canadian Malartic  
From: Sarah Barabash  
Ron Nicholson

Ref: **Metal Leaching Characteristics of  
Waste Rock and Tailings from  
Mine Canadian Malartic**  
Date: 17 March 2016

---

The objective of this memo is to provide a summary of the metal leaching characteristics of waste materials from the Mine Canadian Malartic operation with a focus on the constituents of potential concern (COPC) that represent a potential risk to water quality. A review of the comprehensive database of acid base accounting (ABA) characteristics for the waste rock, ore and tailings samples as well as the kinetic test results was completed in order to evaluate the potential risk of acid generation and to identify waste management strategies that would mitigate the acid generation and metal leaching risks.

Results from the investigations were compared to Directive 019 criteria and it was concluded that a large portion of the waste rock and the tailings were characterized as potentially acid generating. Although the rock is expected to produce acid in the long term, large lag times to the onset of acidification are expected. Carbonate depletion times for waste rock were estimated to be on the order of 20 to 200 years, while those for tailings were on the order of 100 years. Therefore, there is a long lag time expected before the potential onset of acid conditions in the absence of mitigation and this provides time and opportunity to plan and implement management strategies, during operations, for the waste rock and tailings to prevent acid generation and metal leaching in the long term.

The potential for acid generation in waste rock and tailings has been discussed and presented in detail in other documents. This memo focuses on the potential risk of metal leaching from waste rock and tailings from the Mine Canadian Malartic.

### Metal Leaching Characteristics of Waste Rock

Kinetic studies, including humidity cell and column tests, were performed on samples of ore, tailings and waste rock (**Table 1**). The SGS (2014) testing included 3 samples of tailings, 2 samples of low grade ore and 5 samples of waste rock that were in operation for almost 5 years with weekly leaching cycles starting in 2008. A kinetic test program was also performed by URSTM (2013) and included humidity cell tests on 5 ore samples, 6 tailings (metallurgical test) samples, 4 waste rock samples and column tests

**Reference: Metal Leaching Characteristics of Waste Rock and Tailings from Mine Canadian Malartic**

on 7 samples consisting of 2 ores, 2 waste rock and 3 tailings samples. All of these data were reviewed and considered for estimation of drainage water quality from waste rock and tailings. The results from the five year tests on various rock types and tailings were assessed in detail to estimate loading rates and water quality associated with the active and future waste rock stockpiles and tailings storage facility at Canadian Malartic.

Table 1: Summary of kinetic tests performed on mine materials from Canadian Malartic

Material Evaluated	SGS	URSTM	
	Humidity Cell	Humidity Cell	Column
Waste Rock	5	4	2
Ore	2	5	2
Tailings	3	6	3

Leachate collected from the humidity cells, containing waste rock, exhibited neutral pH values throughout the test periods. The leachate samples from all waste rock humidity cells had measureable concentrations of sulphate and alkalinity that are consistent with results for sulphide bearing waste rock containing carbonate minerals as illustrated by the average concentrations shown under the “Humidity Cell” column in **Table 2**. The concentrations of many constituents were less than the reporting (detection) limits and the reporting limits for most constituents were as good (low) as, or better than, typical industry standards as shown in **Table 2**. Leachate samples associated with values of less than the reporting limit values were considered in the interpretation of risk as discussed below. For the purposes of this assessment, the average concentrations in all humidity cell leachate samples containing waste rock and low grade ore from 2013 were used to calculate the loading rates.



**Reference: Metal Leaching Characteristics of Waste Rock and Tailings from Mine Canadian Malartic**

**Table 2: Summary of Humidity Cell and Field Loading Rates with Calculated Concentrations of COPCs in Contact Water for Waste Rock Contained Within the Stockpile at the End of Operations.**

	Detection Limit	Humidity Cell	Estimated Field Rate	Estimated Concentration in Contact Water	Dir 019 (Effluent)	MMER	Leachate Samples Less than Detection Limit	Comments
Constituent	mg/L	mg/L	g/t/a	mg/L	mg/L	mg/L	%	
Sulphate (SO4)	NA	0.53	1.8	698				
Alkalinity (as CaCO3)	NA	9.0	30	11855				Solubility Controlled
Calcium (Ca)	NA	2.8	9	3669				Solubility Controlled
Aluminum (Al)	0.05	0.022	0.07	29		-/TBD	0%	Solubility Controlled
Antimony (Sb)	0.0002	0.00068	0.002	0.90			27%	
Arsenic (As)	0.0002	0.00037	0.001	0.5	0.2	0.5/0.1	49%	Detection Limits
Cadmium (Cd)	0.000003	0.00001	0.00003	0.01			70%	Detection Limits
Chromium (Cr)	0.0005	0.0005	0.002	0.7			99%	Detection Limits
Cobalt (Co)	0.000002	0.00007	0.0002	0.09			16%	
Copper (Cu)	0.0005	0.0006	0.002	0.8	0.3	0.3/0.05	89%	Detection Limits
Iron (Fe)	0.003	0.003	0.01	4.0	3	-/TBD	96%	Solubility Controlled
Lead (Pb)	0.00002	0.00003	0.0001	0.03	0.2	0.2/0.05	35%	Solubility Controlled
Manganese (Mn)	0.001	0.009	0.03	12			0%	
Mercury (Hg)	0.00001	0.00001	0.00004	0.01			96%	Detection Limits
Molybdenum (Mo)	0.00001	0.0003	0.001	0.4			2%	
Nickel (Ni)	0.0001	0.0001	0.0005	0.2	0.5	0.5/0.25	49%	
Selenium (Se)	0.001	0.001	0.003	1.3		-/TBD	100%	Detection Limits
Vanadium (V)	0.00003	0.0001	0.0004	0.2			0%	
Zinc (Zn)	0.002	0.002	0.006	3	0.5	0.5/0.25	88%	Detection Limits

Notes:

low risk at neutral pH

Moderate risk

MMER shown as current value/proposed value (0.5/0.25)

TBD - to be determined - Values are being considered for revised MMER

NA - Not Applicable

As a screening method to assess risk of metal leaching and water quality effects, it is useful to calculate the potential concentrations in contact water or drainage from a waste rock pile. As a first step, this was completed by assuming a configuration of the waste rock stock pile as it will be at closure, containing up to 750 Mt of rock with a height of approximately 100 m. From **first principles**, the concentration in drainage from a rock stockpile can be calculated as;

$$\text{Concentration (g/m}^3 \text{ or mg/L)} = \text{Loading Rate (g/a)} / \text{Flow Rate (m}^3\text{/a)}$$

In the case of a rock stockpile, the Flow Rate represents the Infiltration Rate (mm/a or m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>/a) multiplied by the area of the stockpile (m<sup>2</sup>). The Total Loading Rate (g/a) represents the unit loading rate (g/t/a) in the field multiplied by the total mass of the rock (t) in the stockpile. However, the total mass of rock in the stockpile can be calculated as the area of the stockpile (m<sup>2</sup>) multiplied by the height of the stockpile (m) multiplied by the dry bulk density (t/m<sup>3</sup>) of the rock. This means that the loading rate per unit area of the stockpile surface is a function of the height of the pile. And, both the flow rate and the mass of the rock in the stockpile are functions of the stockpile's area (m<sup>2</sup>). For this

**Reference: Metal Leaching Characteristics of Waste Rock and Tailings from Mine Canadian Malartic**

reason, the concentration in the infiltrating drainage from the pile can be calculated on a unit area basis with the mass of rock in a unit area of  $1 \text{ m}^2$  represented by the height of the stockpile (m). In this case, the concentrations in the contact water becomes a function of the height of the stockpile because the area terms cancel from the loading rate per unit area and the infiltration flow per unit area. The Total Loading Rates (g/a) for constituents are then estimated from the laboratory loading rates as measured from the humidity cell tests.

The leaching results from the five SGS waste rock humidity cells were used to include the loading rates from all rock types that that will be present in the rock stockpile. The weighted averages of humidity cell leachate concentrations (mg/L) for each COPC were then calculated and are listed in **Table 2**. The unit loading rates from the humidity cell tests in the laboratory were converted to unit loading rates in the field (g/t/a). Then the loading rates were converted to concentrations (mg/L) in the contact water from the stockpile containing 750 Mt of rock.

The contact water concentration estimates represent the maximum potential loading conditions for the complete rock stockpile and therefore are conservative for assessing the risk of metal leaching. The chemistry of the drainage was calculated from the loadings or leaching rates from the humidity cell, adjusted for field conditions, and an estimated infiltration rate based on precipitation that is adjusted for evaporation and runoff. An annual average precipitation rate of 1000 mm/a and an infiltration factor 0.5 of precipitation were assumed for these calculations.

Adjustments in the loading rates for field conditions include an adjustment factor of 0.3 for the expected temperature differences ( $T_f$ ) from about 20 °C in the laboratory to near 0 °C, on average in waste rock and tailings in the field which is consistent with values reported in MEND (2006). A further adjustment factor of 0.2 was applied to the loadings values to account for differences in grain size ( $GS_f$ ), and therefore particle surface area, between samples in the laboratory that are fine-grained and those in the field. Scaling factors between measured loading rates in laboratory humidity cells and those in a field setting have been shown to be factors of 100 or more (Kirchner and Mattson, 2015), representing adjustment factors of 0.01 or less. An adjustment factor of 0.2 assumes that 20% of the waste rock is less than 10 mm in diameter. Measurements made in late 2015 indicate that only 8% of run-of-mine waste rock at Mine Canadian Malartic is less than 10 mm in diameter and that this size fraction represents 99.5% of the rock surface area. This means that the adjustment factor of 0.2 conservatively over estimates the field loading rates.



**Reference: Metal Leaching Characteristics of Waste Rock and Tailings from Mine Canadian Malartic**

The loading calculation was completed as follows:

$$MLR_{SP} = MLR_{HC} \times GS_f \times T_f \times \text{Appropriate Unit Conversions}$$

- In which:  $MLR_{SP}$  = the unit mass loading rate per unit mass of the stockpile (g/t/a)  
 $MLR_{HC}$  = the unit mass loading rate for the humidity cell (mg/kg/wk)  
 $T_f$  = is the temperature adjustment factor (unitless)  
 $GS_f$  = grain size adjustment factor (unitless)

The Total Loading Rate is calculated as follows:

$$TMLR_{SP} = MLR_{SP} \times H_{SP} \times \rho \times A \times \text{Appropriate Unit Conversions}$$

- In which:  $TMLR_{SP}$  = the Total Loading Rate of the stockpile (g/a)  
 $H_{SP}$  = the height of rock in the stockpile (m)  
 $\rho$  = dry bulk density (t/m<sup>3</sup>)  
 $A$  = unit area (1 m<sup>2</sup>)

The concentrations in the contact water ( $C_{cw}$ ) were calculated as;

$$C_{cw} = \frac{TMLR_{SP}}{I \times A} \times \text{Appropriate Unit Conversions}$$

- In which:  $I$  = the infiltration rate (mm/a or m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>/a)  
 $C_{cw}$  = the concentration in the contact water (g/m<sup>3</sup> or mg/L)

This approach assumes that the loadings of constituents mix with the infiltrating water with no other chemical processes controlling concentrations. This approach is extremely conservative but provides a preliminary basis for assessing risks to water quality. In this case, the very small concentrations in the humidity cell leachate samples translate to potentially larger concentrations in the drainage or contact water as a result of the large mass of waste rock (750 Mt) in the stockpile (**Table 2**) at the end of operation.

**Table 2** summarizes the humidity cell results and adjusted field rates together with the calculated concentrations in the contact water for the final stockpile configuration. The table also includes a reference to the number of leachate samples with concentrations reported as less than the detection limit, along with comments on probable solubility controls that may override the calculated concentrations. The Directive 019 and Metal Mining Effluent Regulation (MMER) effluent limits are also included for reference. The MMER limits include the current values on the left and proposed updated values on the right. New constituents that are being considered for effluent limits but have not yet had

**Reference: Metal Leaching Characteristics of Waste Rock and Tailings from Mine Canadian Malartic**

values proposed are noted as to-be-determined (TBD). Solubility controlled constituents are considered to represent a low risk to the receiving environment, provided the contact water remains at neutral pH.

There is some uncertainty associated with the constituent concentrations that are represented by detection limit values. For example, copper had almost 90% of the analyses reported at less than the detection limit of 0.0005 mg/L. When this value is used as the leachate concentration, the resulting calculated concentration in contact water is 0.85 mg/L. If the actual copper concentrations in the leachate samples were equal to one-tenth ( $1/10^{\text{th}}$ ) of the detection limit or 0.00005 mg/L, the calculated concentration in the contact water would be 0.08 mg/L, a value that is less than the Directive 019 and current MMER value of 0.3 mg/L, and therefore could be considered as a low risk for water quality at the site. The COPCs with a large majority of values reported as less than the detection limits were considered as lower risk than those with the majority of concentrations from humidity cells reported as greater than the detection limits.

The calculated contact water concentrations suggest that there may be several constituents that represent a moderate risk to water quality after closure, as represented by the highlighted values in **Table 2**. The COPCs that are considered to represent moderate risks for metal leaching at the end of operations, with no mitigation, include;

- Antimony (Sb)
- Manganese (Mn)
- Molybdenum (Mo)

Some of the constituents that were dominated by detection limit values in the humidity cell leachate samples, such as arsenic (As), copper (Cu) and selenium (Se) may also represent some risks but it is difficult to define this risk based on the available data. These risks relate to closure conditions with the complete inventory of 750 Mt of waste rock in stockpiles and not necessarily to operating conditions during the development of the rock piles when the amounts of rock will be less than the 750 Mt total.

The loadings from the waste rock that are transported by infiltration and drainage through the rock will be somewhat proportional to the mass of rock in the stockpile for those constituents that do not have solubility controls or that will not be chemically attenuated within the rock pile or along the drainage pathway. The calculated concentrations in the contact water can be prorated to the inventory of rock during the operation. During operations, the mine will be producing waste rock at a rate of approximately 50 Mt per year (**Table 3**). Therefore, the calculated concentrations can be compared to the effluent limits over time to assess potential risks as the waste rock

**Reference: Metal Leaching Characteristics of Waste Rock and Tailings from Mine Canadian Malartic**

accumulates within the stockpile during operations. The calculated concentrations in the waste rock contact water over time are summarized in **Table 3**.

**Table 3: Calculated Concentrations in Waste Rock Contact Water During Operations**

Year	2011	2013	2016	2020	2024	2028
Waste Rock (Mtonnes)	50	150	304	489	663	750
Constituent	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
Sulphate (SO <sub>4</sub> )	47	140	283	455	617	698
Alkalinity (as CaCO <sub>3</sub> )	790	2371	4809	7733	10486	11855
Calcium (Ca)	245	734	1488	2393	3245	3669
Aluminum (Al)	2	6	12	19	26	29
Antimony (Sb)	0.1	0.2	0.4	0.6	0.8	0.9
Arsenic (As)	0.03	0.1	0.2	0.3	0.4	0.5
Cadmium (Cd)	0.001	0.002	0.004	0.007	0.01	0.01
Chromium (Cr)	0.04	0.1	0.3	0.4	0.6	0.7
Cobalt (Co)	0.01	0.02	0.04	0.1	0.1	0.1
Copper (Cu)	0.1	0.2	0.3	0.5	0.7	0.8
Iron (Fe)	0.3	0.8	1.6	2.6	3.5	4.0
Lead (Pb)	0.002	0.007	0.01	0.02	0.03	0.03
Manganese (Mn)	0.8	2	5	8	11	12
Mercury (Hg)	0.001	0.003	0.01	0.01	0.01	0.01
Molybdenum (Mo)	0.03	0.1	0.2	0.3	0.4	0.4
Nickel (Ni)	0.01	0.04	0.1	0.1	0.2	0.2
Selenium (Se)	0.1	0.3	0.5	0.9	1	1
Vanadium (V)	0.01	0.03	0.1	0.1	0.1	0.2
Zinc (Zn)	0.2	0.5	1	2	2	3

Notes: Loadings were pro-rated to rock mass at specific years and concentrations were calculated assuming a water balance for the full footprint of the final stockpile.

If arsenic and copper are considered as water quality risks at the end of operations, for example, the results in **Table 3** suggest that concentrations may approach the Directive 019/MMER values near year 6 of the operation when about 300 Mt of rock stockpiled. In reality, the stockpile will require time to wet up to field capacity and there is typically a delay in flow as water drains from waste rock stockpiles. Therefore, the actual effects on the site runoff may be delayed beyond that time to more than 10 years into the operation. Nonetheless, these conservative estimates suggest that there may be requirements to manage water from the stockpile during the operation. Monitoring of on-site water quality will assist with water management requirements during operation. The existing water management system that captures drainage from the waste rock stockpile and routes the water to the water management pond (Bassin Sud-est) will provide adequate warning and time to implement strategies to prevent potential off-site effects.

**Reference: Metal Leaching Characteristics of Waste Rock and Tailings from Mine Canadian Malartic**
**Metal Leaching from Tailings**

The results from the humidity cell tests on tailings were similar to those for the waste rock tests. Except for a few constituents, the concentrations in the leachate samples were within a factor of 2 for tailings and waste rock. The concentrations of sulphate, calcium, alkalinity and aluminum were 3 to 13 times higher in the tailings leachate samples than those observed in the waste rock leachate. Higher concentrations of sulphate, alkalinity and calcium are consistent with the higher expected rates of sulphide oxidation and neutralization for the fine grained tailings compared to the coarser grained waste rock samples tested in the humidity cells (**Table 4**).

Table 4: Summary Humidity Cell Concentrations, Field Loading Rates and Calculated Concentrations in Tailings Runoff

	Detection Limit	Humidity Cell	Field Rate	Final Contact Water	Dir 019 (Effluent)	MMER	Leachate Samples Less than Detection Limit	Comments
Constituent	mg/L	mg/L	g/t/a	mg/L	mg/L	mg/L	%	
Sulphate (SO <sub>4</sub> )	NA	6.74	110.9	119				
Alkalinity (as CaCO <sub>3</sub> )	NA	25.0	411	440				Solubility Controlled
Calcium (Ca)	NA	8.3	136.5	146				Solubility Controlled
Aluminum (Al)	0.05	0.094	1.5	2		-/TBD	0%	Solubility Controlled
Antimony (Sb)	0.0002	0.00021	0.003	0.004			38%	
Arsenic (As)	0.0002	0.00063	0.01	0.01	0.2	0.5/0.1	31%	
Cadmium (Cd)	0.000003	0.00001	0.0002	0.0002			69%	Detection Limits
Chromium (Cr)	0.0005	0.0005	0.01	0.01			98%	Detection Limits
Cobalt (Co)	0.000002	0.0001	0.001	0.001			0%	
Copper (Cu)	0.0005	0.0006	0.01	0.01	0.3	0.3/0.05	78%	Detection Limits
Iron (Fe)	0.003	0.003	0.05	0.1	3	-/TBD	81%	Solubility Controlled
Lead (Pb)	0.00002	0.00002	0.0004	0.0004	0.2	0.2/0.05	37%	Solubility Controlled
Manganese (Mn)	0.001	0.012	0.2	0.2			0%	
Mercury (Hg)	0.00001	0.00001	0.0002	0.0002			96%	Detection Limits
Molybdenum (Mo)	0.00001	0.0003	0.005	0.01			0%	
Nickel (Ni)	0.0001	0.0002	0.003	0.004	0.5	0.5/0.25	41%	
Selenium (Se)	0.001	0.001	0.02	0.02		-/TBD	93%	Detection Limits
Vanadium (V)	0.00003	0.0003	0.005	0.005			5%	
Zinc (Zn)	0.002	0.003	0.04	0.05	0.5	0.5/0.25	78%	Detection Limits

Notes:

low risk at netral pH

Moderate risk

MMER shown as current value/proposed value (0.5/0.25)

TBD - to be determined - Values are being considered for revised MMER

NA - Not Applicable

The concentrations of the constituents were estimated in tailings contact runoff water (**Table 4**). The loading rates were adjusted for field conditions by considering only the difference in temperature between the laboratory and field using a temperature adjustment factor of 0.3. The grain sizes for tailings in the field will be the same as those in the laboratory and therefore no grain size adjustments were made for tailings.





**Reference: Metal Leaching Characteristics of Waste Rock and Tailings from Mine Canadian Malartic**

Because the tailings runoff only interacts with the uppermost 0.5 m of the tailings, the loading rates for tailings to runoff will be controlled by the oxidation and leaching reactions in that zone.

The loading rates and concentrations in the contact water were calculated as follows;

$$MLR_{tails} = MLR_{HC} \times T_f \times \text{Appropriate Unit Conversions}$$

In which:  $MLR_{tails}$  = the mass loading rate per unit mass of tailings (g/t/a)  
 $MLR_{HC}$  = the unit mass loading rate for the humidity cell (mg/kg/wk)  
 $T_f$  = is the temperature adjustment factor (unitless)

The Total Loading Rate is calculated as follows:

$$TMLR_{tails} = MLR_{tails} \times d_{leaching} \times \rho \times A \times \text{Appropriate Unit Conversions}$$

In which:  $TMLR_{tails}$  = the total Loading Rate of the tailings (g/a)  
 $d_{leaching}$  = the depth of leaching in the tailings (m)  
 $\rho$  = tailings dry bulk density (t/m<sup>3</sup>)  
 $A$  = unit area (1 m<sup>2</sup>)

The concentrations in the contact water ( $C_{cw}$ ) were calculated as;

$$C_{cw} = \frac{TMLR_{tails}}{R \times A} \times \text{Appropriate Unit Conversions}$$

In which:  $C_{cw}$  = the concentration in the contact water (mg/L)  
 $R$  = the runoff rate (mm/a or m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>/a)

The results show that, in general, the concentrations of constituents in the contact runoff water from the tailings will not likely represent a risk at neutral pH. Leaching below the zone of oxidation in the tailings is not anticipated and therefore the seepage water quality is expected to be similar or better than that of the runoff contact water. This will be verified by testing and monitoring during operation.

**Summary**

Much of the waste rock and tailings at Mine Canadian Malartic are classified as potentially acid generating. However, the calculated lag times to the onset of acid generation are more than 20 years into the future as a result of the substantial quantities of carbonate minerals in the mine materials that will consume the acid produced by

**Reference: Metal Leaching Characteristics of Waste Rock and Tailings from Mine Canadian Malartic**

---

sulphide oxidation. Acid generation can only occur after the carbonate minerals have been depleted and are no longer available for neutralization. With the long lag times to the onset of acid generation, there will be adequate time to plan and implement mitigation strategies to prevent acid generation in waste rock and tailings.

The potential risk to water quality from metal leaching at neutral pH was also considered. A conservative loadings assessment based on the results of humidity cell tests on all rock types and on tailings was completed. The results of the assessment suggested that metal leaching from tailings at neutral pH represented a very low to negligible risk. Metal leaching results from waste rock in the complete 750 Mt stockpile suggested that there are potential risks for exceeding Directive 019 and/or MMER discharge criteria for some constituents without mitigation in place. However, the metal leaching effects, if they occur, will likely be delayed from 6 to perhaps more than 10 years into the operation. Monitoring of trends in on-site water quality will provide advance notice of metal leaching effects during the operation. The water management system on site includes capturing of waste rock drainage and routing to the water management pond (Bassin Sud-est). Monitoring results will provide adequate time to respond to metal leaching effects from the waste rock stockpile and to plan and implement water management strategies to prevent off-site effects.

**References**

- Kirchner, T and B. Mattson 2015. Scaling Geochemical Loads in Mine Drainage Chemistry Modelling: An Empirical Derivation of Bulk Scaling Factors., IN 10<sup>th</sup> ICARD/IMWA2015, Santiago, 9 p.
- MEND (Mine Environment Neutral Drainage) 2006. Update on Cold Temperature Effects on Geochemical Weathering, Report 1.61.6, October.
- SGS 2014. Excel File "FIGS\_Osisko\_2014-07-03.xlsx"
- URSTM 2013. Essais cinétiques sur matériaux de la Mine Canadian Malartic –Rapport intégrateur des contrats PU-2008-03-367 PU-2009-03-429 PU-2012-01-690. Rapport pour Corporation minière Osisko, Décembre.

## MÉMO

---

À: Sandra Pouliot, Canadian Malartic                      De: Sarah Barabash  
Ron Nicholson

Réf: **Caractéristiques de Lixiviation en Métaux des Stériles et des Résidus de la Mine Canadian Malartic**                      Date: 17 mars 2016

---

L'objectif de ce mémo est de présenter un sommaire des caractéristiques de lixiviation en métaux des rejets miniers produits pendant l'opération de la Mine Canadian Malartic, en mettant l'emphase sur les constituants potentiellement préoccupants (CPP) qui pourraient représenter un risque potentiel pour la qualité de l'eau et ainsi être délétères pour l'environnement. Une revue détaillée des résultats d'essais statiques (titrage acide base, ABA) et cinétiques obtenus pour des échantillons de stériles, de minerai, et de résidus, fut complétée afin d'évaluer le risque potentiel de drainage minier acide et d'identifier des stratégies de gestion des rejets miniers en favorisant la mitigation des risques liés à la génération d'acidité et à la lixiviation de métaux.

Les résultats de ces travaux ont été comparés aux critères de la Directive 019, et il fut conclu qu'une large proportion des stériles et des résidus sont caractérisés comme étant potentiellement générateur d'acidité. Bien qu'il soit attendu que la roche produise de l'acidité éventuellement, des délais importants sont prédits avant que le début de l'acidification ne se produise. Le temps estimé avant l'épuisement complet des carbonates dans les stériles varie entre 20 à 200 ans, alors que pour les résidus, il est de l'ordre de 100 années. Ainsi, il y a un long délai prévu avant le début potentiel des conditions acides en l'absence de mitigation. Ceci procure donc le temps et l'opportunité de planifier et de mettre en place des stratégies de gestion des stériles et des résidus pendant l'opération de la mine de façon à prévenir à long terme la génération d'acidité et la lixiviation des métaux.

Le potentiel de génération d'acidité dans les stériles et les résidus a été discuté et présenté en détail dans plusieurs autres documents. Ce mémo met l'emphase sur le risque potentiel de lixiviation en métaux des stériles et des résidus de la Mine Canadian Malartic.

### **Caractéristiques de Lixiviation en Métaux des Stériles**

Des essais cinétiques, comprenant des essais en cellules humides et en colonnes, furent réalisés sur des échantillons de minerai, de résidus, et de stériles (Tableau 1).

---

**Référence: Caractéristiques de Lixiviation des Métaux dans les Stériles et les Résidus de la Mine Canadian Malartic**

Les essais de SGS (2014) furent réalisés sur 3 échantillons de résidus, 2 échantillons de minerai de faible teneur et 5 échantillons de stériles, pendant près de 5 années, avec des cycles hebdomadaires de lixiviation ayant débutés en 2008. Un programme d'essais cinétiques fut également réalisés par l'URSTM (2013) et incluait: des essais en cellules humides sur 5 échantillons de minerai, sur 6 échantillons de résidus (essais métallurgiques), sur 4 échantillons de stériles; et des essais en colonnes réalisés sur 7 échantillons dont 2 de minerai, 2 de stériles, et 3 de résidus. Toutes ces données furent révisées et considérées pour la prévision de la qualité des eaux de drainage des stériles et des résidus. Les résultats de ces 5 années d'essais sur divers types de roches et résidus ont été évalués en détail pour estimer les taux de charge (largage) et la qualité de l'eau associée dans les sites d'accumulation des haldes de stériles et d'entreposage des résidus au site Canadian Malartic.

Tableau 1: Sommaire des essais cinétiques réalisés sur des matériaux miniers de Canadian Malartic.

Matériel Testé	SGS	URSTM	
	Cellules d'humidité	Cellules d'humidité	Colonnes
Stériles	5	4	2
Minerais	2	5	2
Résidus	3	6	3

Les lixiviats échantillonnés des cellules humides qui contenaient des stériles ont démontrés des valeurs de pH neutres pour toute la durée des essais cinétiques. Tous les échantillons de lixiviat des cellules humides contenant des stériles avaient des concentrations mesurables en sulfates et en alcalinité qui sont consistantes avec des résultats pour des stériles contenant des sulfures et des minéraux carbonatés tel qu'illustré par les concentrations moyennes montrées dans la colonne "cellules d'humidité" du **Tableau 2**. Les concentrations de plusieurs constituants étaient inférieures aux seuils de détection rapportés, et ces seuils de détection étaient pour la majorité des constituants, aussi bon (bas), ou mieux, que les standards typiques de l'industrie, tel qu'indiqué dans le **Tableau 2**. Les échantillons de lixiviat associés à des valeurs inférieures aux limites rapportées furent considérés dans l'interprétation des risques tel que discuté ci-dessous. Pour les besoins de ce travail, les concentrations moyennes des lixiviats pour toutes les cellules d'humidité contenant des stériles et du minerai de faible teneur de 2013 furent utilisées dans le calcul des taux de charge (largage).



**Référence: Caractéristiques de Lixiviation des Métaux dans les Stériles et les Résidus de la Mine Canadian Malartic**

Tableau 2: Sommaire des taux de charge mesurés en cellules humides et estimés sur le terrain avec les concentrations calculées des CPP dans l'eau de contact des stériles contenus dans la halde à la fin des opérations.

Constituants	Limites de détection mg/L	Cellules d'humidité mg/L	Taux ajustés pour le terrain g/t/a	Concentrations estimées dans l'eau de contact mg/L	Dir 019 (Effluent) mg/L	REMM mg/L	Concentration inférieure à la limite de détection %	Commentaires
Sulfates (SO4)	NA	0.53	1.8	698				
Alcalinité (en CaCO3)	NA	9.0	30	11855				Contrôlés par la solubilité
Calcium (Ca)	NA	2.8	9	3669				Contrôlés par la solubilité
Aluminium (Al)	0.05	0.022	0.07	29		-/À déterminer	0%	Contrôlés par la solubilité
Antimoine (Sb)	0.0002	0.00068	0.002	0.90			27%	
Arsenic (As)	0.0002	0.00037	0.001	0.5	0.2	0.5/0.1	49%	La limite de détection
Cadmium (Cd)	3E-06	0.00001	0.00003	0.01			70%	La limite de détection
Chrome (Cr)	0.0005	0.0005	0.002	0.7			99%	La limite de détection
Cobalt (Co)	2E-06	0.00007	0.0002	0.09			16%	
Cuivre (Cu)	0.0005	0.0006	0.002	0.8	0.3	0.3/0.05	89%	La limite de détection
Fer (Fe)	0.003	0.003	0.01	4.0	3	-/À déterminer	96%	Contrôlés par la solubilité
Plomb (Pb)	0.00002	0.00003	0.0001	0.03	0.2	0.2/0.05	35%	Contrôlés par la solubilité
Manganèse (Mn)	0.001	0.009	0.03	12			0%	
Mercuré (Hg)	0.00001	0.00001	0.00004	0.01			96%	La limite de détection
Molybdène (Mo)	0.00001	0.0003	0.001	0.4			2%	
Nickel (Ni)	0.0001	0.0001	0.0005	0.2	0.5	0.5/0.25	49%	
Sélénium (Se)	0.001	0.001	0.003	1.3		-/À déterminer	100%	La limite de détection
Vanadium (V)	0.00003	0.0001	0.0004	0.2			0%	
Zinc (Zn)	0.002	0.002	0.006	3	0.5	0.5/0.25	88%	La limite de détection

Notes:

Faible risque à pH neutre

Risque modéré

REMM - les valeurs actuellement en vigueur du côté gauche et les valeurs proposées à droite (0.5/0.25)

À déterminer: Valeurs considérées pour les futures limites. Ne sont pas assujettis dans le règlement actuel.

Il est utile de calculer les concentrations potentielles dans l'eau de contact ou de drainage d'une halde de stériles comme méthode de dépistage, afin d'évaluer le risque que peut représenter la lixiviation des métaux sur la qualité de l'eau. Cette approche fut complétée dans une première étape, en assumant comme configuration à la fermeture du site, une halde de stériles ayant un tonnage de 750 Mt de roches avec une hauteur de 100m. Selon les premiers principes, la concentration de constituants dans le lixiviat d'une halde de stériles se calcule de la manière suivante:

$$\text{Concentration (g/m}^3 \text{ ou mg/L)} = \text{taux de charge (g/a)} / \text{débit (m}^3\text{/a)}$$

Dans le cas d'une halde de stériles, le taux de charge est égal au taux d'infiltration (mm/a ou m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>/a) multiplié par la surface de la halde (m<sup>2</sup>). Le taux de charge total (g/a) représente le taux unitaire de charge (g/t/a) observé multiplié par la masse totale des stériles (t) contenues dans la halde. Cependant, la masse totale des stériles dans la halde est calculée en multipliant la surface de la halde (m<sup>2</sup>) par la hauteur de la halde (m) et par la masse volumique apparente sèche (t/m<sup>3</sup>) des stériles. C'est-à-dire, le taux de charge unitaire est fonction de la hauteur de la halde de stériles. En contraste, le débit et la masse des stériles dans la halde sont fonctions de la surface de la halde (m<sup>2</sup>).

**Référence: Caractéristiques de Lixiviation des Métaux dans les Stériles et les Résidus de la Mine Canadian Malartic**

Ainsi, les concentrations de constituants dans le lixiviat peuvent être calculées sur une base de surface unitaire en considérant la masse des stériles par unité de surface ( $1 \text{ m}^2$ ) et la hauteur de la halde (m). Dans ce cas, les concentrations de constituants dans le lixiviat sont fonction de la hauteur de la halde parce que les termes associées à la surface de la halde, le taux de charge unitaire et le débit unitaire, s'annulent dans le calcul. Alors le taux de charge total (g/a) pour chaque constituant est estimé à partir du taux de charge mesuré en laboratoire en cellule d'humidité.

Les résultats SGS de lixiviation des 5 cellules d'humidité avec des stériles furent utilisés pour inclure les taux de charge de tous les types de roches qui seront présents dans la halde de stériles. Les moyennes pondérées des concentrations (mg/L) de chacun des CPP des lixiviats des cellules d'humidité ont été calculées et sont listées au tableau 2. Les taux de charge unitaire obtenus lors des essais en laboratoire des cellules d'humidité furent convertis en taux de charge unitaire sur le terrain (g/t/a). Par la suite, ces taux de charges furent convertis en concentration (mg/L) dans l'eau de contact d'une halde de stériles contenant 750 Mt de roches.

Les estimés des concentrations des CPP dans l'eau de contact représentent les conditions maximales du potentiel de largage pour la halde de stériles dans son ensemble et sont, par conséquent, conservateurs pour estimer le risque de lixiviation en métaux. La chimie du drainage a été calculée à partir des charges ou des taux de charge des cellules d'humidité, ajustés pour les conditions de terrain, et un taux d'infiltration estimé sur la base des précipitations ajustées pour l'évaporation et le ruissellement. Un taux de précipitation annuel moyen de 1000 mm/an avec un facteur d'infiltration de 0.5 des précipitations furent assumés pour ces calculs.

Les ajustements des taux de charge pour les conditions de terrain incluent un facteur de 0.3 pour la différence de température attendue ( $T_f$ ) d'environ  $20^\circ \text{C}$  dans le laboratoire à près de  $0^\circ \text{C}$ , dans les stériles et les résidus sur le terrain, ce qui est consistant avec les valeurs rapportées dans NEDEM (2006). Finalement un facteur d'ajustement de 0.2 fut appliqué aux valeurs de charge pour tenir compte de la différence de granulométrie ( $GS_f$ ) des stériles fins, et par conséquent la surface des particules, utilisés dans les cellules au laboratoire avec ceux sur le terrain. Les facteurs d'échelle entre les taux de charge mesurés en laboratoire en cellules d'humidité et ceux mesurés sur le terrain sont de l'ordre de 100 ou plus (Kirchner et Mattson, 2015), ce qui représente un facteur d'ajustement de 0.01 ou moins. Un facteur d'ajustement de 0.2 suppose que 20% des stériles ont un diamètre inférieure à 10 mm. Des essais complétés sur le terrain en 2015 ont indiqué que seulement 8% des particules de stériles de la Mine Canadian Malartic ont un diamètre inférieure à 10 mm, et que cette fraction des stériles représente 99.5%

**Référence: Caractéristiques de Lixiviation des Métaux dans les Stériles et les Résidus de la Mine Canadian Malartic**

de la surface totale des particules des stériles. Alors, le facteur d'ajustement de 0.2 utilisé ici contribue à une surestimation des taux de charge pour le site.

Le calcul de la charge a été réalisé avec l'équation suivante:

$$MLR_{SP} = MLR_{HC} \times GS_f \times T_f \times \text{unité de conversion appropriée}$$

- où :
- $MLR_{SP}$  = le taux de charge unitaire massique par unité de masse dans la halde (g/t/a)
  - $MLR_{HC}$  = le taux de charge unitaire massique (largage) de la cellule humide (mg/kg/sem)
  - $T_f$  = facteur de température (sans unité)
  - $GS_f$  = facteur granulométrique (sans unité)

Le calcul du taux de charge total a été réalisé avec l'équation suivante:

$$TMLR_{SP} = MLR_{SP} \times H_{SP} \times \rho \times A \times \text{unité de conversion appropriée}$$

- où:
- $TMLR_{SP}$  = le taux de charge total de la halde (g/a)
  - $H_{SP}$  = la hauteur des stériles dans la halde (m)
  - $\rho$  = masse volumétrique (t/m<sup>3</sup>)
  - $A$  = unité de surface (1 m<sup>2</sup>)

Les concentrations dans l'eau de contact ( $C_{cw}$ ) sont calculées selon;

$$C_{cw} = (TMLR_{SP} / I \times A) \times \text{unité de conversion appropriée}$$

- où:
- $I$  = le taux d'infiltration (mm/a ou m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>/a)
  - $C_{cw}$  = la concentration dans l'eau de contact (mg/L)

Cette approche assume que les charges des divers constituants vont se mélanger avec l'eau d'infiltration sans aucun autre processus chimique contrôlant les concentrations. Cette approche est extrêmement conservatrice mais procure une base préliminaire pour établir les risques pouvant affecter la qualité de l'eau. Dans ce cas, les très faibles concentrations dans les lixiviats des cellules d'humidité se traduisent par des concentrations plus élevées dans le drainage ou l'eau de contact ce qui est attribuable à la grande masse de roches dans la halde (750 Mt) (**Tableau 2**) à la fin des opérations.

Le **Tableau 2** présente un sommaire des résultats des essais en cellules d'humidité et des taux ajustés pour le terrain avec les concentrations dans l'eau de contact pour la configuration finale de la halde. Ce tableau inclut également une référence au nombre



**Référence: Caractéristiques de Lixiviation des Métaux dans les Stériles et les Résidus de la Mine Canadian Malartic**

---

d'échantillons de lixiviats ayant des concentrations rapportées comme inférieures à la limite de détection, accompagné de commentaires sur les contrôles probables de la solubilité qui peuvent influencer les concentrations calculées. Les limites des effluents de la Directive 019 et du Règlement sur les effluents des mines de métaux (REMM) sont également présentées à titre de référence. Les limites du REMM incluent les valeurs actuellement en vigueur du côté gauche et les valeurs proposées dans la nouvelle version du REMM à droite. Les nouveaux constituants qui sont considérés pour les futures limites d'effluents mais qui ne sont pas assujettis dans le règlement actuel sont indiqués comme devant être déterminés (to-be-determined, TBD). Les constituants contrôlés par la solubilité sont considérés comme représentant un faible risque pour l'environnement récepteur, à la condition que l'eau de contact demeure à pH neutre.

Il y a toutefois une incertitude associée aux concentrations des constituants qui sont représentés par les valeurs des limites de détection. Par exemple, près de 90% des analyses rapportées pour le cuivre avaient une concentration inférieure à la limite de détection de 0.0005 mg/L. Lorsque cette valeur est utilisée comme concentration du lixiviât, la concentration calculée résultante dans l'eau de contact est de 0.85 mg/L. Si les concentrations en cuivre étaient égales au un-dixième (1/10e) de la valeur de la limite de détection ou 0.00005 mg/L, la concentration calculée dans l'eau de contact serait alors de 0.08 mg/L, une valeur en deçà de la valeur limite de 0.3 mg/L dans la Directive 019 et REMM, qui pourrait donc être considérée à faible risque pour la qualité de l'eau sur le site. Les CPP ayant une large majorité de valeurs rapportées comme étant inférieures aux limites de détection sont considérés un moindre risque que ceux pour lesquelles la majorité des concentrations rapportées dans les résultats des cellules d'humidité sont supérieures aux valeurs de détection.

Les concentrations calculées dans l'eau de contact suggèrent qu'il pourrait y avoir plusieurs constituants qui représentent un risque modéré pour la qualité de l'eau après la fermeture du site, tel que représenté par les valeurs surlignées dans le **Tableau 2**. Les CPP qui sont considérés représenter des risques modérés pour la lixiviation de métaux à la fin des opérations, s'il n'y a pas de mitigation, incluent ;

- Antimoine (Sb)
- Manganèse (Mn)
- Molybdène (Mo)

Certains des constituants qui étaient dominés par des valeurs près de la limite de détection dans les lixiviats des cellules d'humidité, comme l'arsenic (As), le cuivre (Cu) et le sélénium (Se) pourraient également représenter des risques, mais ils sont difficiles à définir sur la base des données disponibles. Ces risques se rapportent aux conditions



**Référence: Caractéristiques de Lixiviation des Métaux dans les Stériles et les Résidus de la Mine Canadian Malartic**

---

de fermeture pour l'inventaire complet de 750 Mt de roches dans de la halde et pas nécessairement aux conditions d'opérations durant le développement de la halde de stériles alors que les quantités de roches seront moindre que le total de 750 Mt.

Les charges qui seront issues des stériles et qui seront transportées par infiltration et drainage au travers la roche seront en quelque sorte proportionnelles à la masse de la roche dans la halde pour les constituants qui n'ont pas de contrôles de solubilité ou qui ne seront pas atténués chimiquement dans la pile de roche ou lors du cheminement du drainage. Les concentrations dans l'eau de contact peuvent être calculées au prorata de la production de l'inventaire des stériles durant l'opération. Lors de l'opération, la mine va produire des stériles à un taux approximatif de 50 Mt par année (**Tableau 3**). Conséquemment, les concentrations calculées peuvent être comparées aux limites de l'effluent dans le temps afin d'établir le risque potentiel au fur et à mesure que les stériles s'accumulent dans la halde durant l'opération. Les concentrations calculées dans l'eau de contact à travers le temps sont résumées dans le **Tableau 3**.

**Référence: Caractéristiques de Lixiviation des Métaux dans les Stériles et les Résidus de la Mine Canadian Malartic**

Tableau 3: Concentrations Calculées dans l'eau de Contact des Stériles Pendant l'Opération.

Année	2011	2013	2016	2020	2024	2028
Stériles (Mtonnes)	50	150	304	489	663	750
Constituants	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
Sulfates (SO <sub>4</sub> )	47	140	283	455	617	698
Alcalinité (en CaCO <sub>3</sub> )	790	2371	4809	7733	10486	11855
Calcium (Ca)	245	734	1488	2393	3245	3669
Aluminium (Al)	2	6	12	19	26	29
Antimoine (Sb)	0,1	0,2	0,4	0,6	0,8	0,9
Arsenic (As)	0,03	0,1	0,2	0,3	0,4	0,5
Cadmium (Cd)	0,001	0,002	0,004	0,007	0,01	0,01
Chrome (Cr)	0,04	0,1	0,3	0,4	0,6	0,7
Cobalt (Co)	0,01	0,02	0,04	0,1	0,1	0,1
Cuivre (Cu)	0,1	0,2	0,3	0,5	0,7	0,8
Fer (Fe)	0,3	0,8	1,6	2,6	3,5	4,0
Plomb (Pb)	0,002	0,007	0,01	0,02	0,03	0,03
Manganèse (Mn)	0,8	2	5	8	11	12
Mercure (Hg)	0,001	0,003	0,01	0,01	0,01	0,01
Molybdène (Mo)	0,03	0,1	0,2	0,3	0,4	0,4
Nickel (Ni)	0,01	0,04	0,1	0,1	0,2	0,2
Sélénium (Se)	0,1	0,3	0,5	0,9	1	1
Vanadium (V)	0,01	0,03	0,1	0,1	0,1	0,2
Zinc (Zn)	0,2	0,5	1	2	2	3

Note: Les charges ont été ajustées au prorata de la masse de roche pour des années spécifiques et les concentrations ont été calculées en estimant un bilan d'eau pour l'empreinte totale de la halde finale.

Si l'arsenic et le cuivre sont considérés comme étant à risque pour la qualité de l'eau à la fin des opérations par exemple, les résultats dans le **Tableau 3** suggèrent que les concentrations pourraient s'approcher des valeurs limites de la Directive 019 et/ou du REMM vers l'an 6 de l'opération lorsque 300 Mt de roches auront été empilées. Dans la réalité, un certain temps va être requis avant que les haldes ne se gorgent d'eau selon les capacités du terrain et typiquement, un délai sera observé avant le début de l'écoulement alors que l'eau se drainera des haldes de stériles. En conséquence, les effets réels sur le ruissellement du site peuvent être retardés au-delà de ce délai jusqu'à 10 ans après le début des opérations. Néanmoins, ces estimations conservatrices

**Référence: Caractéristiques de Lixiviation des Métaux dans les Stériles et les Résidus de la Mine Canadian Malartic**

---

suggèrent qu'il pourrait être requis de gérer l'écoulement de la halde durant les opérations. Le suivi de la qualité des eaux sur le site permettra d'identifier la meilleure approche à suivre pour la gestion des eaux durant les opérations. Le système actuel de gestion des eaux qui capture le drainage de la halde de stériles en le dirigeant vers le bassin de gestion des eaux (Bassin Sud-est) va permettre un temps d'intervention adéquat pour implanter des stratégies afin de prévenir les effets potentiels hors site.

**Caractéristiques de Lixiviation en Métaux des Résidus**

Les résultats des essais en cellules d'humidité sur les résidus étaient semblables à ceux des stériles. À l'exception de quelques constituants, les concentrations dans les échantillons de lixiviats étaient à l'intérieur d'un facteur de 2 pour les résidus et les stériles. Les concentrations en sulfate, calcium, alcalinité et aluminium était entre 3 et 13 fois plus élevées dans les lixiviats des résidus que celles observées dans les lixiviats issus des stériles. Les concentrations plus élevées en sulfate, en alcalinité et en calcium, sont consistantes avec des taux d'oxydation des sulfures et de neutralisation plus élevés pour les résidus fins, comparés à ceux des échantillons des stériles à grains plus grossiers testés en cellules d'humidité (**Tableau 4**).



**Référence: Caractéristiques de Lixiviation des Métaux dans les Stériles et les Résidus de la Mine Canadian Malartic**

**Tableau 4: Sommaire des Concentrations des Lixiviats des Cellules Humides, des Taux de Charge sur le Terrain et des Concentrations Calculées des Eaux de Ruissellement des Résidus.**

	Limites de détection	Cellules d'humidité	Taux ajustés pour le terrain	Concentrations estimées dans l'eau de contact	Dir 019 (Effluent)	REMM	Concentration inférieure à la limite de détection	Commentaires
Constituants	mg/L	mg/L	g/t/a	mg/L	mg/L	mg/L	%	
Sulfates (SO4)	NA	6.74	110.9	119				
Alcalinité (en CaCO3)	NA	25.0	411	440				Contrôlés par la solubilité
Calcium (Ca)	NA	8.3	137	146				Contrôlés par la solubilité
Aluminium (Al)	0.05	0.094	1.5	2		-/À déterminer	0%	Contrôlés par la solubilité
Antimoine (Sb)	0.0002	0.00021	0.003	0.004			38%	
Arsenic (As)	0.0002	0.00063	0.01	0.01	0.2	0.5/0.1	31%	
Cadmium (Cd)	3E-06	0.00001	0.0002	0.0002			69%	La limite de détection
Chrome (Cr)	0.0005	0.0005	0.008	0.01			98%	La limite de détection
Cobalt (Co)	2E-06	0.0001	0.001	0.001			0%	
Cuivre (Cu)	0.0005	0.0006	0.01	0.01	0.3	0.3/0.05	78%	La limite de détection
Fer (Fe)	0.003	0.003	0.05	0.1	3	-/À déterminer	81%	Contrôlés par la solubilité
Plomb (Pb)	0.00002	0.00002	0.0004	0.0004	0.2	0.2/0.05	37%	Contrôlés par la solubilité
Manganèse (Mn)	0.001	0.012	0.2	0.2			0%	
Mercuré (Hg)	0.00001	0.00001	0.0002	0.0002			96%	La limite de détection
Molybdène (Mo)	0.00001	0.0003	0.005	0.01			0%	
Nickel (Ni)	0.0001	0.0002	0.003	0.004	0.5	0.5/0.25	41%	
Sélénium (Se)	0.001	0.001	0.02	0.02		-/À déterminer	93%	La limite de détection
Vanadium (V)	0.00003	0.0003	0.005	0.005			5%	
Zinc (Zn)	0.002	0.003	0.04	0.05	0.5	0.5/0.25	78%	La limite de détection

Notes:

Faible risque à pH neutre

Risque modéré

REMM - les valeurs actuellement en vigueur du côté gauche et les valeurs proposées à droite (0.5/0.25)

À déterminer: Valeurs considérées pour les futures limites. Ne sont pas assujettis dans le règlement actuel.

Les concentrations des constituants furent estimées dans l'eau de ruissellement en contact avec les résidus (**Tableau 4**). Les taux de charge ont été ajustés aux conditions du terrain en considérant seulement la différence de température entre le laboratoire et le terrain en utilisant un facteur d'ajustement de 0.3. La granulométrie des résidus sur le terrain sera la même que celle utilisée dans les essais en laboratoire, ainsi, il n'est pas nécessaire de faire un ajustement pour la granulométrie des résidus. Parce que le ruissellement va interagir seulement avec le premier 0.5 m de profondeur à partir de la surface des résidus, les taux de charge du ruissellement seront contrôlés par les réactions d'oxydation et de lixiviation dans cette zone.

**Référence: Caractéristiques de Lixiviation des Métaux dans les Stériles et les Résidus de la Mine Canadian Malartic**

Les taux de charge et les concentrations dans l'eau de contact furent calculés comme suit:

$$MLR_{tails} = MLR_{HC} \times T_f \times \text{unité de conversion appropriée}$$

- où:
- $MLR_{tails}$  = le taux de charge massique par unité de surface de résidus (g/t/a)
  - $MLR_{HC}$  = le taux de charge massique (largage) de la cellule humide (mg/kg/sem)
  - $T_f$  = facteur d'ajustement de la température (sans unité)

Les taux de charge total furent calculés comme suit:

$$TMLR_{tails} = MLR_{tails} \times d_{leaching} \times \rho \times A \times \text{unité de conversion appropriée}$$

- où :
- $TMLR_{tails}$  = le taux de charge massique total de résidus (g/t/a)
  - $d_{leaching}$  = la profondeur de lixiviation dans les résidus (m)
  - $\rho$  = masse volumique apparente des résidus (t/m<sup>3</sup>)
  - $A$  = surface unitaire (1 m<sup>2</sup>)

et, les concentrations dans le lixiviat ( $C_{cw}$ ) furent calculées comme suit:

$$C_{cw} = (TMLR_{tails} / R \times A) \times \text{unité de conversion appropriée}$$

- où:
- $C_{cw}$  = la concentration dans l'eau de contact (mg/L)
  - $R$  = le taux de ruissellement (mm/a ou m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>/a)

Les résultats démontrent, que vraisemblablement, les concentrations des constituants dans l'eau de ruissèlement en contact avec les résidus ne présenteront pas de risques à pH neutre. Il est anticipé qu'il n'y aura pas de lixiviation sous la zone d'oxydation dans les résidus et par conséquent, la qualité de l'eau d'exfiltration sera semblable ou meilleure que celle de l'eau de ruissèlement de contact.

**Sommaire**

La majorité des stériles et les résidus à la Mine Canadian Malartic sont classifiés comme potentiellement générateurs d'acidité. Néanmoins, le délai calculé avant le début de la génération d'acide est de plus de 20 ans dans le futur ce qui est attribuable à la présence de quantités substantielles de minéraux carbonatés dans les matériaux miniers, lesquels consommeront l'acidité qui sera produite lors de l'oxydation des sulfures. La génération d'acidité ne pourra débuter qu'après l'épuisement complet des

**Référence: Caractéristiques de Lixiviation des Métaux dans les Stériles et les Résidus de la Mine Canadian Malartic**

carbonates qui ne seront plus disponibles pour la neutralisation. Avec le long délai prévu avant le début de la génération d'acidité, il y aura une période de temps adéquate pour planifier et mettre en place des stratégies de mitigation afin de prévenir la génération d'acidité dans les stériles et les résidus.

Le risque potentiel pour la qualité de l'eau lié à la lixiviation de métaux à pH neutre fut également considéré. Une estimation conservatrice des charges basées sur les résultats des essais en cellules d'humidité sur tous les types de roches et les résidus a été complétée. Les résultats de cette évaluation suggèrent que la lixiviation de métaux des résidus à pH neutre représente un risque négligeable à très faible. Les résultats de lixiviation en métaux des stériles dans la totalité de la halde de 750 Mt suggérèrent qu'il y a un risque potentiel de dépassement des critères de décharge de la Directive 019 et/ou du REMM pour certains constituants, si aucune mitigation n'est mise en place. Néanmoins, les effets liés à la lixiviation de métaux, s'ils se produisent, seront retardés de 6 ans à peut-être plus de 10 ans durant l'opération. Le suivi des tendances de la qualité de l'eau sur le site va permettre d'identifier suffisamment rapidement les effets de la lixiviation durant l'opération. Le système actuel de gestion des eaux capture le drainage de la halde de stériles en le dirigeant vers le bassin de gestion des eaux (Bassin Sud-est). Le suivi des résultats de la qualité des eaux sur le site va permettre un temps d'intervention adéquat pour identifier les effets de la lixiviation des métaux afin de planifier et mettre en place des stratégies de gestion pour prévenir les effets potentiels hors site.

**Références**

Kirchner, T and B. Mattson 2015. Scaling Geochemical Loads in Mine Drainage Chemistry Modelling: An Empirical Derivation of Bulk Scaling Factors., IN 10<sup>th</sup> ICARD/IMWA2015, Santiago, 9 p.

MEND (Mine Environment Neutral Drainage) 2006. Update on Cold Temperature Effects on Geochemical Weathering, Report 1.61.6, October.

SGS 2014. Excel File "FIGS\_Osisko\_2014-07-03.xlsx"

URSTM 2013. Essais cinétiques sur matériaux de la Mine Canadian Malartic –Rapport intégrateur des contrats PU-2008-03-367 PU-2009-03-429 PU-2012-01-690. Rapport pour Corporation minière Osisko, Décembre.

## **ANNEXES**





# Scaling Geochemical Loads in Mine Drainage Chemistry Modeling: An Empirical Derivation of Bulk Scaling Factors

**Timo Kirchner and Bruce Mattson**

*Lorax Environmental Services Ltd., Canada*

## ABSTRACT

The development of water quality predictions for seepage from mine waste facilities is an integral component of the environmental assessment of minesites. Direct scaling of geochemical loads measured by laboratory kinetic tests such as humidity cells relative to the mass of a full-scale mine waste facility will lead to concentration predictions for mine drainage that are unrealistically high for many dissolved constituents. As a result, “scaling factors” are applied to account for discrepancies in parameters such as grain size, temperature and water/rock ratio between the laboratory experiments and the field scale waste rock facilities.

In this study, waste dump seepage chemistry data from two minesites are compared to upscaled, representative laboratory test cell leachate data in an attempt to better constrain bulk scaling factors. Additionally, larger scale field experimental data (field bins) were considered as an intermediate scaling step.

It was observed that geochemical loads for major ions from the sites are commonly more than two orders of magnitude lower than those predicted by direct scaling of laboratory kinetic test loads, yielding bulk scaling factors of <1%. In these models, many dissolved trace ions that may be of concern in mine drainage (*e.g.*, As, Cu, Cd, Se, *etc.*) may still be significantly overpredicted if the model is calibrated to major ions, likely as a result of solubility limits and other attenuation mechanisms. Unlike loading rates, concentrations in field bin and waste dump drainage were commonly found to be on the same order of magnitude for both neutral and acidic sites suggesting that geochemical equilibrium may be attained at relatively small scales in waste piles, highlighting the importance of intermediate-scale field experiments.

## INTRODUCTION

One of the biggest environmental concerns related to modern mining is the release of acidity and metals into the surrounding environment in response to water-rock interaction occurring in sulfidic waste rock storage facilities. Drainage quality predictions conducted as part of geochemical studies incorporate small- to intermediate-scale kinetic experiments that are carried out on mine rock and tailings. These tests provide insight into the reaction mechanisms, lag time for onset of acid rock drainage (ARD), and metal leaching (ML) behavior. A major challenge associated with the application of kinetic test results is the extrapolation of leachate chemistry to predict full-scale minesite drainage chemistry even when waste rock compositions, tonnages and site water balance are constrained. A common approach is to convert laboratory kinetic test leachate concentrations into a geochemical loading rate (*e.g.*, mg/kgrock/week) which is then upscaled to the tonnage of the waste dump to predict drainage quality:

$$\text{Predicted Concentration} = \frac{\text{HC Load} \times \text{Time} \times \text{Mass of Rock in Dump}}{\text{Volume of Infiltrating Water}} \quad (1)$$

It has long been recognized that the resulting loads commonly strongly overestimate actual geochemical loads seen in drainage from waste dumps (Morin & Hutt, 1994; Malmström *et al.*, 2000). This is largely attributed to discrepancies in geochemical and physical conditions between laboratory kinetic reactors and full-scale waste dumps, including but not limited to:

- water-rock interaction (contact);
- gas transport and oxygen content;
- reactive grain size distribution (and associated occlusion of reactive minerals);
- temperature (both sulfide and carbonate dissolution reactions are temperature-dependent).

In an attempt to account for the variable geochemical regimes, many authors have begun introducing scaling factors based on theoretical assumptions and field observations (Malmström *et al.*, 2000; Neuner *et al.*, 2009; Kempton, 2012). In theory, a scaling factor (generally <100%) is assigned to each of the lab-to-field discrepancies identified and multiplied by the upscaled load. Understandably, depending on the type of waste material and the climatic conditions at a minesite, the sometimes inter-related individual scaling factors vary widely in practice (Kempton, 2012). A so-called bulk scaling factor, defined as the product of all individual scaling factors can be calculated empirically where laboratory kinetic and waste drainage chemistry data are available, however a comprehensive database for different deposit types and climate conditions is missing. Nevertheless, several studies have addressed this topic and bulk scaling factors on the order of 5 to 60% have been reported (*e.g.*, Andrina *et al.*, 2012; Hanna & Lapakko, 2012; Morin & Hutt, 1994).

This paper presents waste rock leachate and drainage chemistry results from reactors of various scales. The waste rock is associated with two minesites located in semi-arid regions, one with neutral and the other one with acidic drainage. The focus of this study is the dependence of geochemical loading rates on the scale as well as the variability of geochemical behavior between different species.

## METHODOLOGY

Humidity cell experiments for materials from both sites were conducted according to the standardized method outlined in ASTM D5744 (2010) applying three days of dry air and three days of moist air flow to each 1 kg of waste rock followed by flooding with deionized water (500 mL) and leachate sampling on day seven. Column experiments on waste rock from Site B are made up of 5 kg of material with variable irrigation volumes (300-500 mL) applied as a trickle leach at 1 mL/min every two weeks. Between sampling cycles the cells were exposed to dry air allowing for a better representation of the mine-specific climate.

Field kinetic experimental procedures are consistent between the two minesites with field bins containing 150-200 kg of waste rock which are either flushed naturally by rain water or, in case of longer dry periods, are manually irrigated with deionized water. As the leachate sample is taken, the outflow volume is recorded to allow the calculation of geochemical loads.

## RESULTS AND DISCUSSION

Static test results of the various waste rock materials and WRSA dimensions for Sites A and B are given in Table 1.

**Table 1** Selected static test results and WRSA dimensions for the studied minesites

		Site A		Site B
		<i>Oxide</i>	<i>Sulfide</i>	<i>Diorite</i>
<b>Total S</b>	%	0.82	2.9	0.22
<b>Sulfide S</b>	%	0.020	2.5	0.030
<b>NP</b>	<i>kg CaCO<sub>3</sub>/t</i>	-1.0	-1.1	88
<b>NPR</b>		<0	<0	40
<b>WRSA tonnage</b>	<i>Mt</i>	57	38	2.7
<b>WRSA footprint</b>	<i>ha</i>	91		9.9

Notes: chemical results are median values; NP = bulk neutralization potential; NPR = net potential ratio.

### Site A (acidic drainage)

Site A is a porphyry-gold deposit located in a semi-arid environment with an average annual precipitation of 550 mm. The waste rock storage area (WRSA) contains rock from volcanic intrusions and volcanoclastic sediments of intermediate to felsic composition. Sulfide S content and associated drainage chemistry is predominantly associated with the degree of natural weathering which led to the subdivision of waste rock into two main categories, namely Oxide and Sulfide materials. The former is generally devoid of sulfide minerals, but contains considerable amounts of acid-producing sulfate salts such as jarosite and alunite. Sulfide waste rock contains up to 7.6% of sulfide S with a median value of 2.5% (Table 1), mainly in the form of pyrite. Both material classes show little to no carbonate mineralization, and therefore have little capacity for acid-neutralization. All waste rock is stored within the same facility with Oxide rock used as cover material for the highly reactive Sulfide waste. Figure 1 shows a tertiary diagram of major elemental ratios in Site A WRSA drainage compared to Sulfide and Oxide humidity cell leachates. This plot illustrates the

mixed nature of the waste dump with the influence of Sulfide waste material becoming progressively more important over time. Due to the mixed nature of the WRSA, certain assumptions and data adjustments were made with respect to the calculation of geochemical loads:

- At the time of WRSA drainage collection the ratio of Oxide to Sulfide rock was set to 60% to 40%, consistent with the waste production schedule provided by the client;
- All flows contacting the WRSA are captured by the flow measurements at the seepage collection pond.

WRSA geochemical loading rates were calculated for a 64 week duration extending from September 2011 to December 2012 (construction of the WRSA began in 2010). Selected major ion and minor/trace ion loads are compared to the loading rates derived from kinetic experiments in Figure 2. In this plot, both field bin and humidity cell loads are normalized to the loads derived for the WRSA seepage to calculate an “exceedance factor”:

$$\text{Exceedance factor} = \text{Kinetic test load} / \text{WRSA load}$$

The humidity cell exceedance factors range from 578 (Na) to ~52,000 (As), corresponding to bulk scaling factors of 0.17% to 0.002% (calculated as the inverse of the exceedance factor). These exceedance factors are greater than the field bin exceedance factors which range from 29 to ~24,000, for all parameters except arsenic. The latter is the only species showing a higher load in field bin versus humidity cell leachates. Greater exceedance factors for the humidity cells are consistent with

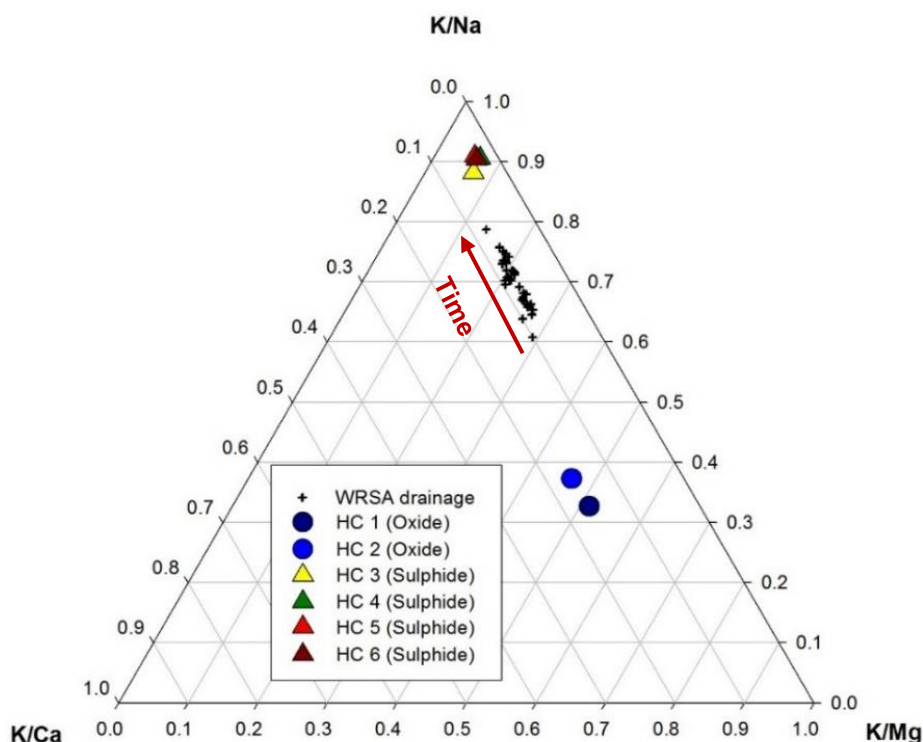


Figure 1 Ternary diagram showing the major elemental ratios in humidity cell leachates versus WRSA drainage for Site A

the greater scale differential between humidity cells and the WRSA compared to field bins versus WRSA.

Humidity cell exceedance factors for the major ions are typically lower than trace ion loads ranging from ~600 to ~1,000 (median bulk scaling factor of 0.15%) not including Fe and K (Figure 2). The latter species display higher exceedance factors around or greater than 5,000 indicating that they are being attenuated in WRSA drainage relative to humidity cell leachates. Under the pH conditions measured in the WRSA drainage, geochemical modeling using PHREEQC (Parkhurst & Appelo, 1999) suggests that the most likely solubility control for Fe and K is the mineral jarosite, which was also commonly identified in Oxide waste rock. The median humidity cell based bulk scaling factor for the shown minor and trace ions is 0.02%, almost an order of magnitude lower than that calculated for other major ions.

As a sensitivity analysis and to account for a conservative case in which the WRSA constantly produces a pH in the range of that seen in the latter stages of the Sulfide humidity cell experiments, the worst geochemistry (pH 3.2) recorded at the seepage collection pond was applied to the same drainage volume over the entire modeling period (64 weeks). In this scenario the median bulk scaling factor for major ions (SO<sub>4</sub>, Na, K, Ca, Mg) increases to 0.41%, while the bulk scaling factor for minor and trace ions is 0.13%, still well below bulk scaling factors reported by other workers.

Several species in waste rock seepage can be expected to become saturated when a certain scale (or water/rock ratio) is reached. Therefore, in addition to assessing geochemical loads, it is crucial to also compare concentrations measured in leachate versus seepage waters. In Table 2, the range of field bin leachate concentrations is listed along with the median Site A WRSA drainage concentration for episodes of comparable pH (pH = 3.0 – 3.3). Of the presented parameters, only Al, Cd, and Cu exceed the maximum concentrations observed in field bin leachates but fall within a factor of three of the latter. The remaining species are within the range observed in field bin leachates suggesting that solubility limits control their concentrations.

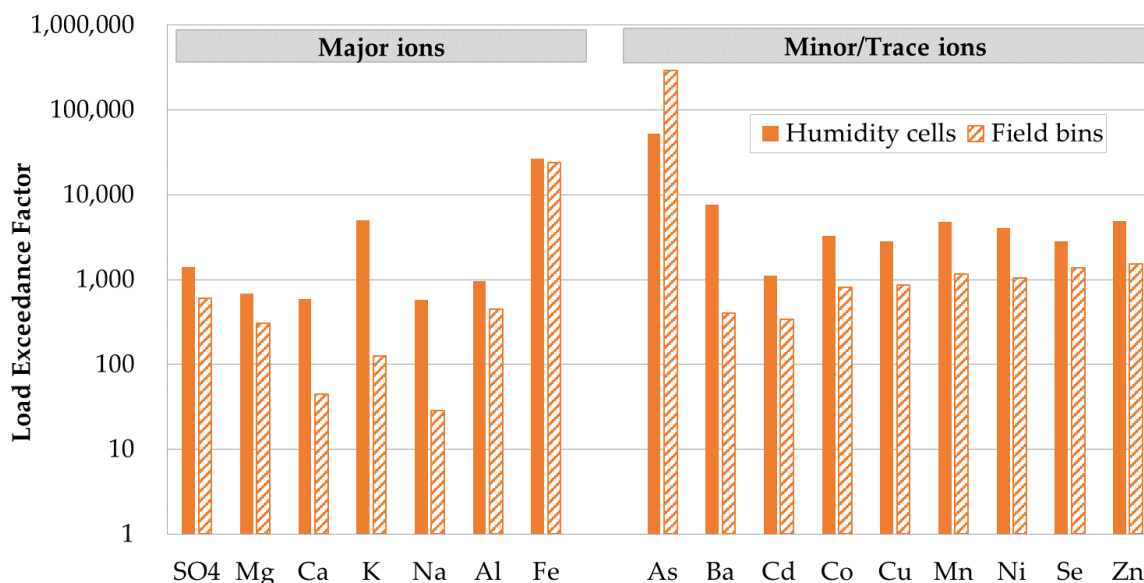


Figure 2 Exceedance factors (relative to WRSA drainage) in humidity cell and field bin leachates for acidic Site A

**Table 2** Comparison of the range of field bin leachate concentrations with WRSA drainage chemistry at Site A

	SO <sub>4</sub>	Mg	Ca	Na	K	Al	Fe	As	Ba	Cd	Co	Cu	Mn	Ni	Se	Zn
	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
<b>FB (min)</b>	628	34	66	12	10	32	22	0.083	0.070	0.19	3.3	0.33	18	3.2	0.0050	30
<b>FB (max)</b>	2140	168	238	29	13	67	59	0.19	0.19	0.53	4.2	1.5	38	4.7	0.013	89
<b>WRSA</b>	2080	111	194	19	7.1	<b>177</b>	55	0.029	0.067	<b>1.6</b>	1.2	<b>3.3</b>	12	1.1	0.0020	42

**Notes:** FB = field bin; WRSA drainage concentrations indicated in bold exceed the maximum field bin leachate concentration.

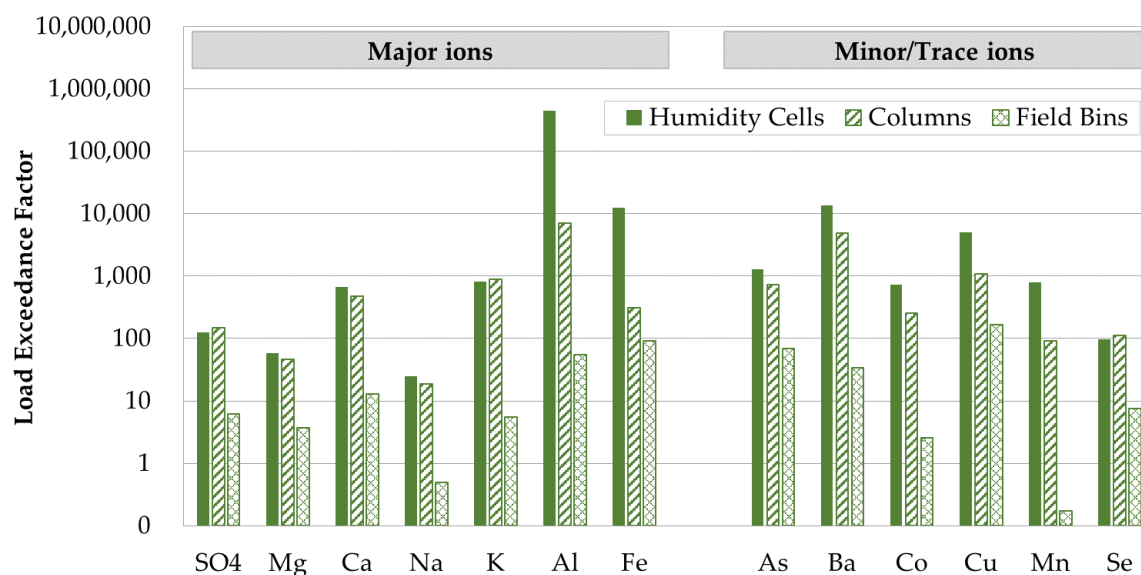
### Site B (neutral drainage)

Site B represents a porphyry-copper deposit located in a semi-arid environment and hosted in a complex igneous system of mafic to intermediate plutonic and volcanic rocks. Several hybrid units comprising the major intrusions and volcanic rocks were identified near contacts. Compared to Site A, the sulfur contents at Site B are low with median sulfide sulfur concentrations of 0.22% (Table 1). Carbonate neutralization potential is abundant (median = 29 kg CaCO<sub>3</sub>/t) and additionally it was identified that reactive silicate NP is present (median bulk NP = 88 kg CaCO<sub>3</sub>/t; Table 1). Overall, waste rock from this site is not expected to generate net acidity, however species that form oxyanions under neutral conditions (*e.g.*, As, Se) may still be mobile in waste rock drainage. Geochemical loads released by humidity cells and their duplicate columns were compared against field bin leachate data (same lithology; no duplicates) and site pore-water from waste rock that is primarily made up of the same dioritic waste rock.

Seepage analyses from the WRSA were obtained through two monitoring wells that were installed at two different depths within a backfilled pit. Sampling depths are both below the water level, however geochemical analyses suggest that the water is sufficiently oxic to be representative of oxidizing pore-water chemistry. Geochemical loading from Site B WRSA was calculated based on the following assumptions:

- Tonnage: only the non-saturated rock (the upper 12 m) stored in the backfilled pit will contribute to sulfide oxidation, yielding a tonnage of 2.7 Mt;
- Flows: all infiltration into the waste pile (27 mm/yr) will be available for reaction.

Figure 3 shows the exceedance factors of geochemical loading rates calculated for humidity cells (1 kg), duplicate unsaturated columns (5 kg), and field bins (~150-200 kg) relative to the inferred loads from the WRSA at pH-neutral Site B. Loading rates from humidity cells are higher than or similar to those in column leachates. The discrepancy is highest for Al and Fe, suggesting that the attenuation of these two species under neutral conditions is already effective at small scales. The fact that geochemical loads calculated for several species in field bin leachates are similar to or even higher (exceedance factor < 1) than those in the WRSA pore-water suggests that assumptions made for WRSA loading calculations are conservative. This is likely a result of the poorly constrained water balance at this site and/or the fact that field bins were manually irrigated several times, likely increasing the overall load in this climatic setting. Consequently, exceedance and bulk scaling factors presented for Site B in the following should be considered semi-quantitative.



**Figure 3** Exceedance factors (relative to WRSA drainage) in humidity cell, column and field bin leachates for neutral Site B

The discrepancy between major ions and trace ions is not as apparent as for Site A, which is likely a result of the different attenuation mechanisms occurring at neutral pH. For example, exceedance factors for laboratory kinetic experiments vary by more than three orders of magnitude for major ions ranging from 25 (Na) to ~444,000 (Al) (Figure 3). Excluding Fe and Al, which are known to be highly immobile under circum-neutral pH, a median bulk scaling factor of 0.8% was calculated. It should be noted that due to the high gypsum content observed in Site B waste rock, Ca and SO<sub>4</sub> are unlikely to behave conservatively. For the shown minor and trace ions, the calculated bulk scaling factor is 0.1% suggesting that, with few exceptions (*e.g.*, Se), scaling to major ions would generally overestimate predicted concentrations for these species in site drainage.

As for Site A, in addition to the geochemical load analysis, selected dissolved concentrations measured in field bin leachates are compared to the WRSA drainage chemistry in order to shed light on possible solubility controls occurring at different scales (Table 3). Na and Mn from the WRSA exceed five times the maximum concentrations in field bin leachates, while sulfate, Mg, K, and Co only slightly exceed the range of field bin leachate concentrations. The very high Na and Mn values may be explained by the impact of blasting residues and the development of suboxic conditions in the backfilled pit, respectively. The fact that many dissolved species fall within the range of field bin leachate concentrations suggest that attenuation mechanisms are active and equilibrium conditions are partly reached at relatively small scales.

**Table 3** Comparison of the range of field bin leachate concentrations with WRSA drainage chemistry at Site B

	SO <sub>4</sub>	Mg	Ca	Na	K	Al	Fe	As	Ba	Co	Cu	Mn	Se
	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
<b>FB (min)</b>	42	6.9	15	1.2	4.2	0.001 0	0.01 0	0.001 6	0.009 4	0.0001 0	0.006 9	0.00005 0	0.003 5
<b>FB (max)</b>	103 0	92	277	4.4	21	0.015	0.03 0	0.047	0.067	0.0005 0	0.12	0.0089	0.042
<b>WRSA</b>	<b>172</b> <b>0</b>	<b>296</b>	239	<b>151</b>	<b>43</b>	0.002 2	0.01 0	0.008 1	0.031	<b>0.0014</b>	0.004 6	<b>0.086</b>	0.041

**Notes:** FB = field bin; WRSA concentrations shaded indicated in bold and with a border exceed the maximum and five times the maximum field bin leachate concentrations, respectively.

## CONCLUSIONS

Leachates from laboratory and field kinetic tests were compared to WRSA seepage at two different sites, one producing acidic and the other one with neutral drainage. The main findings from this study are summarized below:

- In order to predict WRSA seepage concentrations at Site A (acidic drainage) bulk scaling factors are <1% (based on humidity cell loads) would have to be applied. These scaling factors are significantly lower than those reported previously, commonly using major ion concentrations for model calibration purposes. Overall, bulk scaling factors for major ions tend to be higher than those calculated for minor/trace parameters, unless major ions are solubility-controlled under acidic conditions (*e.g.*, K and Fe by jarosite). This highlights the importance of differentiated water quality modeling for specific ions;
- Bulk scaling factors calculated for the neutral Site B, excluding Fe and Al, vary between 0.01% and 4% where major ion scaling factors are generally higher (median = 0.8%) than those calculated for minor/trace ions (median = 0.1%). Field bin loading rates that are on the same order of magnitude or even lower than calculated WRSA pore-water loads suggest that assumptions made for the calculation of WRSA loads are conservative and bulk scaling factors for this site are likely lower;
- For both sites, many species appear to be solubility-limited at a scale of field bin experiments (150-200 kg), which is a factor that should be accounted for in water quality prediction modeling.



•

## REFERENCES

- Amos, R. T., Blowes, D. W., Bailey, B. L., Segó, D. C., Smith, L., & Ritchie, A. I. M. (2014). Waste-rock hydrogeology and geochemistry. *Applied Geochemistry*.
- Andrina, J., Wilson, G.W., & Miller S.D. (2012). Waste rock kinetic test program: Assessment of the scale up factor for sulfate and metal release rates. In *Proceedings of the 9th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD)*, Ottawa, ON, Canada.
- ASTM D5744 (2010). Standard test method for laboratory weathering of solid materials using a humidity cell. In *Annual Book of ASTM Standards*, ASTM International, West Conshohocken, PA, USA.
- Hanna, B., Lapakko, K. (2012), Waste rock sulfate release rates from a former taconite mine, laboratory and field-scale studies. In *Proceedings of the 9th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD)*, Ottawa, ON, Canada.
- Kempton, H. (2012). A review of scale factors. In *Proceedings of the 9th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD)*, Ottawa, ON, Canada.
- Malmström, M. E., Destouni, G., Banwart, S. A., & Strömberg, B. H. (2000). Resolving the scale-dependence of mineral weathering rates. *Environmental science & technology*, 34(7), 1375-1378.
- Morin, K.A., and N.M. Hutt (1994). An empirical technique for predicting the chemistry of water seeping from mine-rock piles. In *Proceedings of the 3<sup>rd</sup> International Conference on the Abatement of Acidic Drainage*, Pittsburgh, Pennsylvania, USA, April 24-29, Volume 1, p. 12- 19.
- Neuner, M., Gupton, M., Smith, L., Pham, N., Smith, L., Blowes, D., and Segó, D. (2009). Diavik water rock project: unsaturated water flow. In *Proceedings of the 8th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD)*, Skeleftea, Sweden.
- Parkhurst, D. L., & Appelo, C. A. J. (1999). User's guide to PHREEQC (Version 2): A computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations.





**Update on Cold Temperature  
Effects on Geochemical  
Weathering**

**MEND Report 1.61.6**

**This work was done on behalf of MEND and sponsored by:  
The Mining Association of Canada and MEND**

**October 2006**

# Update on Cold Temperature Effects on Geochemical Weathering

Report Prepared by:



**SRK Consulting (Canada) Inc.**  
Suite 800, 1066 West Hastings Street  
Vancouver, B.C. V6E 3X2  
Tel: 604.681.4196 Fax: 604.687.5532

**Mehling Environmental Management Inc.**  
Suite 500 - 1045 Howe St.  
Vancouver, B.C. V6Z 2A9  
Tel: 604.629.3846 Fax: 604.684.5909

Report Prepared for:

**Mine Environment Neutral Drainage Program**

**October 2006**

## Executive Summary

Since the mid-1990s, the majority of new mine development and mine closure in Canada has focussed on the northern regions. In response to this activity, the Mine Environment Neutral Drainage (MEND) Program sponsored a series of projects involving review of literature and some data collection to increase the understanding of mine waste behaviour under cold conditions and to evaluate opportunities to exploit low temperatures for control of acid rock drainage (ARD). Over the past ten years, data on low temperature effects have been collected at several sites. The current review, to compile this data, was commissioned by MEND.

The scope of this review covered eight mechanisms that were either expected to occur differently at low temperatures, or were unique to low temperature conditions: oxidation rates of iron sulphide minerals; oxidation rates of other sulphide minerals; activity of different types of bacteria; solubility and reactivity of acid buffering minerals including carbonates and silicates; formation and solubility of secondary minerals (weathering products); freeze concentration effects; physical exposure of minerals due to freeze-thaw processes; and solubility of oxygen in waters used to flood reactive wastes. The primary focus of the report was on understanding these mechanisms at small scales although implications to full scale facilities were considered.

Materials for the review were obtained from the authors' files, contact with mining companies and consultants, and through a general literature search. The majority of information obtained related to specific sites. Fourteen case histories were compiled and form the basis for the review findings. Overall, the authors found that specific information on the reactivity of iron sulphides at low temperatures has been collected from eleven sites and seven of these had comparative temperature data from laboratory testwork. These data indicated rate reductions at low temperatures were generally consistent with the Arrhenius Equation, though some exceptions were apparent, which could be related to compounding effects caused by the temperature differences. Data on the reactivity of other sulphides was very limited.

Considerable progress has been made on understanding the activity of bacteria at low temperatures. It is clear that bacteria can be active at sub-zero temperatures and that bacteria adapt to low temperature conditions.

Specific information on the relative solubility and reactivity of acid neutralizing minerals was not found. Theoretical calculations demonstrate that carbonate minerals are more soluble under cold conditions. This represents a potential opportunity for blending of waste rock since it means that alkalinity may be more available. No relevant data on the weathering of silicates at low temperatures was found. A specific issue caused by the solubility of carbonates at lower temperatures is the greater solubility of heavy metals (e.g. zinc and cadmium) which can be expected. This may explain the observation from testwork that zinc leaching increases as the temperature falls. Specific data on

the solubility of other secondary minerals at lower temperatures were not obtained, but in general lower temperatures should result in lower solubility.

Freeze concentration can be an important effect since it results in increasing dissolved concentrations of contaminants and freezing point depression. The former can result in expulsion of waters containing unacceptable concentrations during freezing. The latter is important because it may prevent waste from freezing.

The effect of physical exposure due to freeze thaw has potential implications for the exposure of reactive minerals to oxidizing conditions. No specific references to the geochemical implications of this process were found.

Finally, the solubility of oxygen in water is greater at lower temperatures than higher temperatures but the decrease in oxygen diffusivity is expected to offset this effect. Specific case studies to demonstrate this effect were not found.

The authors concluded that the main technology gaps exist in the areas of specific methods for low temperature testwork; understanding of the reactivity of sulphide minerals other than the main iron sulphide minerals at low temperatures; the effect of temperatures on the dissolution and weathering of carbonates and silicates; and understanding of the low temperature solubility of secondary minerals (particularly carbonates). The opportunities to harness low temperature conditions to limit ARD and metal leaching remain the same as were identified in previous MEND studies, with the possible addition of blending as an opportunity because carbonates are more soluble at lower temperatures. Limited research has been completed on the effect of low temperatures on the geochemical performance of mine waste management facilities. Research to address some of these gaps is recommended.

Practitioners who wish to invoke the benefit of low temperatures should complete suitable testwork for minesite characterization projects because the data demonstrating the effects of low temperatures are sparse and indicate site specific effects. Larger scale experiments conducted on site are highly recommended.

## Résumé

Depuis le milieu des années 1990, la plupart des ouvertures et des fermetures de mine au Canada ont eu lieu dans le Nord du pays. Conséquemment, une série de projets ont été lancés dans le cadre du Programme de neutralisation des eaux de drainage dans l'environnement minier ou NEDEM, ceux-ci comprenant l'étude d'ouvrages et la collecte d'une certaine quantité de données, en vue d'approfondir les connaissances sur l'évolution des rejets miniers dans un milieu froid et d'évaluer des moyens de profiter du climat froid pour maîtriser le drainage minier acide (DMA). Au cours des dix dernières années, des données sur les effets des températures froides ont été recueillies sur plusieurs sites. La présente étude a été entreprise pour compiler ces données dans le cadre du NEDEM.

L'étude portait sur huit phénomènes qui devaient se présenter différemment ou uniquement à faible température, soit le taux d'oxydation des sulfures de fer et des autres sulfures, l'activité de diverses bactéries, la solubilité et la réactivité des minéraux neutralisant, y compris les carbonates et les silicates, la formation et la solubilité des minéraux secondaires (issus de l'altération), les effets de concentration par le gel, les changements physiques dus au gel et au dégel, ainsi que la solubilité de l'oxygène dans les eaux servant à submerger les rejets réactifs. L'étude visait principalement à mieux comprendre ces phénomènes à petite échelle et, dans une moindre mesure, à en étudier les effets dans des installations grandeur réelle.

Les données utilisées aux fins de l'étude sont tirées des dossiers des auteurs, d'échanges avec des sociétés minières et des experts-conseils, ainsi que de recherches documentaires générales. Elles portent pour la plupart sur des sites particuliers. Au total, 14 cas ont été regroupés à l'appui de l'étude. Dans l'ensemble, les auteurs ont constaté que des données sur la réactivité des sulfures de fer à faible température ont été recueillies sur 11 sites, dont sept sur lesquels des données comparatives sur la température ont été obtenues lors d'essais en laboratoire. Ces données montraient que les diminutions de taux à faible température correspondaient généralement aux résultats de l'équation d'Arrhenius, hormis quelques exceptions évidentes pouvant être attribuées à l'effet composé des différences de température. Quant aux données sur la réactivité des autres sulfures, leur portée était très limitée.

Les connaissances sur l'activité bactérienne à faible température ont été considérablement approfondies. Il s'avère que des bactéries peuvent être actives à des températures inférieures au point de congélation et s'adapter à de telles conditions.

Aucune donnée sur la solubilité et la réactivité relatives des minéraux neutralisant n'a été trouvée. Des calculs théoriques ont démontré que les minéraux carbonatés sont plus solubles à faible température. Cela pourrait permettre le mélange des stériles, en raison d'une alcalinité disponible potentiellement supérieure. Aucune donnée pertinente n'a été trouvée sur l'altération des silicates à faible température. La solubilité des carbonates à faible température a pour effet particulier d'accroître celle des métaux lourds (p. ex. le zinc et le cadmium), ce qui pourrait expliquer la lixiviation accrue du zinc observée lors d'essais au fur et à mesure que la température baissait. Aucune donnée sur la solubilité d'autres minéraux secondaires à faible température n'a été obtenue, mais la solubilité devrait être inférieure à basse température.

Les effets de concentration dus au gel peuvent avoir un impact significatif, car ils entraînent une augmentation des concentrations de contaminants dissous, laquelle peut mener à l'expulsion des eaux renfermant des concentrations inacceptables, de même qu'un abaissement du point de congélation, qui s'avère important puisqu'il peut prévenir le gel des rejets.

Les changements physiques des minéraux dus au gel et au dégel peut exposer des minéraux réactifs à des conditions oxydantes. Toutefois, aucun renseignement sur les répercussions géochimiques de ce phénomène n'a été trouvé.

Enfin, la solubilité de l'oxygène dans l'eau est plus grande à faible température qu'à température élevée. Cependant, la diminution de la diffusivité de l'oxygène devrait contrebalancer cette augmentation de la solubilité. Aucune étude de cas sur ce phénomène n'a été trouvée.

Les auteurs ont conclu que les principales lacunes techniques et de données concernent les méthodes d'essai à faible température, la réactivité des sulfures autres que les principaux sulfures de fer à faible température, l'effet de la température sur la dissolution et l'altération des carbonates et des silicates, ainsi que la solubilité à faible température des minéraux secondaires (surtout les carbonates). Hormis la possibilité de mélanger les rejets miniers grâce à la plus grande solubilité des carbonates à faible température, les moyens d'utiliser des conditions froides pour maîtriser le DMA et la lixiviation des métaux demeurent les mêmes que ceux relevés lors d'études antérieures rattachées au NEDEM. Peu de travaux de recherche ont été exécutés au sujet de l'effet des températures froides sur la performance géochimique des installations de gestion de rejets miniers. On recommande donc d'effectuer davantage de recherche pour combler les lacunes susmentionnées.

Les spécialistes qui souhaitent présenter les avantages des températures froides devraient exécuter des essais complets à l'appui de projets de caractérisation de site minier, car les données témoignant des effets de telles températures sont rares et rattachées à des sites particuliers. Il est fortement recommandé de réaliser des expériences à grande échelle sur chacun des sites.



# Table of Contents

<b>Executive Summary</b> .....	<b>i</b>
<b>Résumé</b> .....	<b>ii</b>
<b>1 Introduction</b> .....	<b>1</b>
1.1 Background .....	1
1.2 Scope .....	1
1.3 Acknowledgements .....	2
<b>2 Methods</b> .....	<b>2</b>
2.1 Collection of Materials for Review .....	2
2.2 Compilation of Information .....	3
<b>3 Findings</b> .....	<b>4</b>
3.1 Previous MEND Studies .....	4
3.2 Specific Mechanisms .....	6
3.2.1 Introduction .....	6
3.2.2 Oxidation of Iron Sulphides .....	8
3.2.3 Oxidation of other Sulphide Minerals .....	11
3.2.4 Activity of Different Types of Bacteria .....	12
3.2.5 Solubility and Reactivity of Acid Buffering Minerals .....	15
3.2.6 Formation and Solubility of Weathering Products .....	18
3.2.7 Freeze Concentration .....	19
3.2.8 Physical Exposure of Minerals Due to Freeze-Thaw Processes .....	21
3.2.9 Solubility of Oxygen in Waters Used to Flood Reactive Wastes .....	22
<b>4 Discussion of Technology Gaps</b> .....	<b>22</b>
4.1 Introduction .....	22
4.2 Characterization Methods .....	23
4.3 Water Chemistry Predictions .....	24
4.4 Conclusions on Gaps .....	24
<b>5 Conclusions and Recommendations</b> .....	<b>25</b>
5.1 Research .....	25
5.2 Mine Site Characterization .....	26
<b>6 References</b> .....	<b>27</b>
6.1 Report Citations .....	27
6.2 Additional Reference Materials .....	30

## List of Tables

Table 1.	List of keywords used for literature search .....	3
Table 2.	List of sites and relevant information .....	6
Table 3.	Differences between oxidation rates for laboratory experiments .....	9

## List of Figures

Figure 1.	Locations of sites in North America.....	7
Figure 2.	Decrease in oxidation rate predicted by the Arrhenius equation for activation energies of 50 and 60 KJ/mol .....	9
Figure 3.	Relative changes in biological oxidation rates of pyrite collected from temperate latitudes and arctic latitudes .....	13
Figure 4.	Levels at which bacterial growth reaches a stationary phase, measured amounts of unfrozen water, and calculated thicknesses of unfrozen water films in permafrost plotted verses temperature.....	15
Figure 5.	Theoretical solubility of calcite and dolomite and pH of carbonic acid as a function of temperature.....	16
Figure 6.	Major element leachate chemistry for granitic waste rock leach columns (Diavik Project).. .....	17

## List of Appendices

APPENDIX A – Case Studies

# 1 Introduction

## 1.1 Background

Since the mid-1990s, the majority of new mine development in Canada has focussed on the diamond resources in the Northwest Territories (NWT) and Nunavut resulting in three diamond mines (Ekati, Diavik and Jericho). There has also been considerable activity related to the closure of older mine sites including the Giant and Colomac Mines in the NWT, Nanisivik Mine, Nunavut and the large Anvil Range Mining Complex near Faro, Yukon. At the same time, a new mine was permitted in central Alaska (Pogo) and research on cold temperature effects has occurred at the Red Dog Mine in northwestern Alaska. Some limited research has also occurred in northern Europe.

In response to this activity, and recognizing that low temperatures have potentially significant effects on chemical reactions, the Mine Environment Neutral Drainage (MEND) Program sponsored a series of projects from 1993 to 1997 to compile the state-of-knowledge on acid rock drainage (ARD) under cold conditions. In the intervening time, collection of data has continued at many sites and interest has also shifted from solely ARD to the more general effects of contaminant leaching under any pH conditions (e.g. Stantec Consulting 2004). Therefore, in 2005, MEND commissioned this project to update the understanding of the effect of low temperatures on geochemical processes.

## 1.2 Scope

The scope of the project was provided in a proposal to MEND dated December 24, 2004.

This project is a literature review focussed on new information collected subsequent to the last MEND report on this topic (issued in 1997) to avoid repetition and duplication of earlier findings. As noted above, the review was broadened to cover geochemical processes in general as they related to sources of ARD, including:

- Oxidation rates of iron sulphide minerals.
- Oxidation of other sulphide minerals.
- Activity of different types of bacteria.
- Solubility and reactivity of acid buffering minerals including carbonates and silicates.
- Formation and solubility of secondary minerals (weathering products).
- Freeze concentration.
- Physical exposure of minerals due to freeze-thaw processes.
- Solubility of oxygen in cold waters.

The primary focus of the review was on the state of knowledge of fundamental geochemical mechanisms at small scales (i.e. mineral grains up to small laboratory tests). Under low temperature conditions, large scale effects can be very significant. For example, trapped heat produced by sulphide mineral oxidation can offset the benefit of low temperatures on the rate of sulphide

oxidation, and seasonal climatic effects in the “cold climates” can result in heating of wastes comparable to warmer climates.

### 1.3 Acknowledgements

The original motivation and scope for this study was provided by Dr. William Price (NRCan, CANMET).

This report was prepared jointly by SRK Consulting (Canada) Inc. and Mehling Environmental Management (MEM) Inc. Specific staff involved included:

- Madeleine Corriveau, SRK
- Stephen Day, SRK
- Ulrike Kestler, SRK
- Peri Mehling, MEM
- Dylan MacGregor, SRK
- Kelly Sexsmith, SRK
- Shannon Shaw, MEM

SRK and MEM gratefully acknowledge the input provided by MEND committee members, in particular Dr. William Price, and five reviewers:

- Gilles Tremblay, MEND Secretariat (NRCan)
- Kevin A. Morin, MDAG
- Sue Moodie, CCSG
- Denis Kemp, Falconbridge
- John Miller, Environment Canada

## 2 Methods

### 2.1 Collection of Materials for Review

Two approaches were used to collect the materials for the review.

The first approach involved compilation of available information from company files and contact with other individuals working at specific sites.

The second approach involved compilation of key words for a literature search. Groups of key words used in the search are shown in Table 1. Within the groups, the search was by “OR”. Between pairs of the groups “AND” was used.

**Table 1. List of keywords used for literature search**

<b>Mine Wastes</b>	<b>Cold</b>	<b>Acid Mine Drainage</b>	<b>Geography</b>	<b>Weathering</b>	<b>Other</b>	<b>Authors</b>
Mine wastes, Tailings, Waste rock	Freezing, Permafrost, Cold temperature, Low temperature, Ice, Cryogenic, Cold region, Cold climate	ARD, Acid rock drainage, AMD, Acid mine drainage, Prediction, Modelling, Modeling, Water treatment, Control, Prevention	Northern, Arctic, Boreal, Tundra, Alpine, Russia, Northern Europe, Alaska, Yukon, Northwest Territories, Nunavut, Iceland, Greenland, Norway, Sweden	Geochemistry, Oxidation, Neutralization, Weathering, Sulfide, Sulfide mineral, Sulphide, Sulphide minerals, Pyrite, Inhibition, Arrhenius, Rate, Soil, Bacteria, Microbial, Mineral weathering, Activity, Reactivity, Reactant, Carbonate solubility	Freezing point depression, Freeze concentration, Unfrozen solute, Unfrozen porewater, Unfrozen film	Elberling, B, Jamieson, H, Godwaldt, R.C., Nicholson, R, Kyhn, C, Blowes, D, Bigger, K

Databases searched included, dialog, EI Compendex, GeoRef, Web of Science, WorldCat, ProQuest Digital Dissertations, CISTI.

## 2.2 Compilation of Information

Examination of the available literature and documents obtained as part of the review indicated that there is little fundamental research in the area of the effect of low temperatures on the weathering of mines wastes. For example, the authors are not aware of any direct attempts to evaluate the effect of temperature on the oxidation rates of different types of sulphide minerals. The majority of research undertaken at mine sites addresses specific waste management questions for the site. Therefore, the interpretation of information derived from these studies must be placed in the context of site-specific information such as the geological, environmental and mining setting. To compile the information, a template was developed so that comparisons could be made. This approach also exposed deficiencies in the studies and provided a basis for defining minimum information requirements for future projects.

The template also included a section where specific information on the eight areas indicated in Section 1.2 could be recorded.

Appendix A contains summaries of case histories for 13 different mines and one region (Kolyma Lowland, Siberia). Studies of mine waste weathering processes are proceeding at a larger number of sites than indicated by Appendix A. The compilation only covers sites for which comparative (different temperatures) data on geochemical processes or specific cold processes (e.g. freeze concentration) are being obtained. This excludes a number of high profile sites at which geochemical processes at high latitude or altitude are being documented. For example, the Anvil Range Mining

Complex (Yukon) is undergoing extensive closure studies involving geochemical studies but the studies are designed to characterize site conditions rather than specifically document the effect of low temperatures. All mine sites in Canada have lower average annual temperatures than those used for laboratory tests and conceivably provide an opportunity to evaluate the effect of low temperature conditions. Operators should always recognize that generation of heat by sulphide oxidation can offset the benefits of low site temperatures.

## 3 Findings

### 3.1 Previous MEND Studies

MEND sponsored several projects in the 1990s on the issues related to management of reactive mine wastes under cold conditions. An update on the applications of closure technologies was completed in 2004. Brief summaries and commentaries on these reports are provided below:

- **MEND Project 6.1 Preventing AMD by Disposing of Reactive Tailings in Permafrost. Geocon 1993.** This project reviewed the available information on disposal of tailings in permafrost environments. The document primarily focussed on engineering approaches available for freezing of tailings. A few case studies were presented but information was mainly for moisture and temperature profiles. Geochemical data were generally not discussed.
- **MEND Project 1.61.2. Acid Mine Drainage in Permafrost Regions: Issues, Control Strategies and Research Requirements. Dawson and Morin 1996.** This project thoroughly reviewed the state of knowledge on ARD in permafrost environments including mechanisms, control strategies and research priorities. In terms of processes it was concluded that acid generating and metal leaching reactions are not stopped at low temperatures, and that these processes can continue under sub-zero conditions resulting in heat generation and thawing. No evidence was found to show that oxidizing and bacterial agents are inactive at low and sub-zero temperatures. Freezing of wastes was identified as a significant opportunity for limiting water contact and providing containment of reactive wastes provided that thawing did not occur. Geochemical case study information was very limited. The report provided extensive review of data on maintaining frozen conditions due to its importance in containing reactive wastes.
- **MEND Project 1.61.1. Review and Assessment of the Roles of Ice, in the Water Cover Option and Permafrost in Controlling Acid Generation from Sulphide Tailings. CANMET 1997.** This project considered the role of ice and snow in the water cover option for management of reactive tailings and the role of permafrost in the management of reactive tailings. The study concluded that an ice cover isolates the tailings from turbulence and exchange of oxygen with the atmosphere; however, concerns were identified with the effect of ice scour and physical disturbance of tailings during break-up. The latter was expected to result in suspension of tailings and possible oxidation effects. Disposal of tailings in

permafrost was identified as a promising technology. It was noted that disposal in unsaturated sub-zero conditions is not sufficient to limit oxygen access and limit acid generation. It is also necessary to raise the permafrost table to encapsulate the waste in ice. This conclusion was consistent with those presented by Dawson and Morin (1996).

- **MEND Workshop W.014. Managing Mine Wastes in Permafrost Zones. May 8, 1997.** Nine papers were presented at this workshop. Most papers were focussed on physical and engineering aspects of reactive mine waste management. Two papers summarized MEND Reports 1.61.2 and 1.61.3, and two papers provided northern research priorities on behalf of MEND and Indian and Northern Affairs Canada (DIAND) (Norecol Dames & Moore (1994).
- **MEND Project 1.61.3. Column Leaching Characteristics of Cullaton Lake B and Shear (S) – Zones Tailings Phase 2: Cold Temperature Leaching. Davé and Clulow 1996.** This project evaluated the reactivity of two samples of tailings from the Cullaton Lake Mine containing relatively high sulphur content (2.3%) and NP (45 kg CaCO<sub>3</sub>/t) (B Zone Tailings) and lower sulphur content (0.4%) and NP (2 kg CaCO<sub>3</sub>/t) (S Zone Tailings). Appendix A provides a discussion of the project results. Temperature effects were not clearly demonstrated by the experiment though ARD was generated at low temperatures (2°C).
- **MEND Project 1.62.2. Acid Mine Drainage Behaviour in Low Temperature Regimes – Thermal Properties of Tailings. Norwest 1998.** This project obtained data on the thermal properties of tailings. One of the conclusions was that a large decrease in hydraulic conductivity was found as the temperature was lowered due to the decrease in residual liquid water.
- **MEND Project 5.4.2d. MEND Manual Volume 3 – Prevention and Control. SENES Consultants Limited and URS Norecol Dames & Moore, 2001 (pages 4-273 to 4-323).** This section of the MEND manual summarizes in some detail MEND research completed during the 1990s (that is, MEND reports 6.1, 1.61.1 to 1.61.3). The section's primary focus is on the physical, rather than chemical, aspects of using cold conditions to control reactive mine wastes.
- **MEND Project 1.61.4. Covers for Reactive Tailings Located in Permafrost Regions Review, Holubec 2004.** This report provides a review of the physics of using permafrost to encapsulate reactive tailings. Data from four sites (Raglan Mine, Nanisivik Mine, Lupin Mine and Rankin Inlet) were reviewed in detail. The report did not evaluate the chemical effects of cover placement except for some water chemistry data from the Lupin Mine.

A general conclusion from the review of earlier MEND reports was that the concepts are still relevant and that the findings remain appropriate

## 3.2 Specific Mechanisms

### 3.2.1 Introduction

Table 2 lists the 14 case histories reviewed in Appendix A, and summarizes the information concerning the specific mechanisms available from each site. Locations of the sites in North America are shown in Figure 1.

In Table 2 an “A” designation indicates a site for which quantitative low and high temperature data, or specific data, are available for a low temperature process. A “B” designation indicates that the data are speculative or qualitative. As seen in the table, the majority of useful data cover differences in oxidation rates for iron sulphide minerals. Some of these studies provided spin-off conclusions on oxidation rates for other minerals.

**Table 2. List of sites and relevant information**

Site	Location	Average Annual Temperature (°C)	Oxidation rates of iron sulphide minerals	Oxidation of other sulphide minerals.	Activity of different types of bacteria.	Solubility and reactivity of acid buffering minerals including carbonates and silicates.	Formation and solubility of secondary minerals (weathering products).	Freeze concentration.	Physical exposure of minerals due to freeze-thaw processes.	Solubility of oxygen in waters used to flood reactive wastes
Critronen Fjord Project	North Greenland	-17	B		B					
Cullaton Lake	NWT	-	B							
Diavik Diamond Mine	NWT	-12	A			B				
Ekati Diamond Mine	NWT	-12	A			B		B		
Keno Hill Mining District	Yukon	-3.6					B	B		
Maarmorilik (Black Angel) Mine	Greenland	-8	B		B					
Nanisivik Mine	Nunavut	-13.5	A							
North Kolyma Lowland Region	Russia	-				B				
Pogo Mine	Alaska	-	A	A						
Rankin Inlet Mine	Nunavut	-11	A				B	A		
Red Dog Mine	Alaska	-6	A	A						B
Stekenjokk Mine	Norway	0								A
Urad Mine	Colorado	-	B							
Windy Craggy Project	British Columbia	-	A	A						

Notes:

A – Comparative data available on high and low temperatures or good information on a specific cold temperature mechanism.

B – Qualitative data on cold temperature effects.





Figure 1. Locations of sites in North America.

Coverage of other areas is weak. For example, there is little information available in the reactivity of acid buffering minerals under cold conditions that is relevant to mine waste characterization. Limited material was found on the related effects of the solubility of oxygen in water and freeze concentration, and no information was found on the effect of freeze-thaw processes on the exposure of reactive minerals and how this might relate to the long term performance of geochemical wastes.

The following sections of the report summarize specific findings.

### 3.2.2 Oxidation of Iron Sulphides

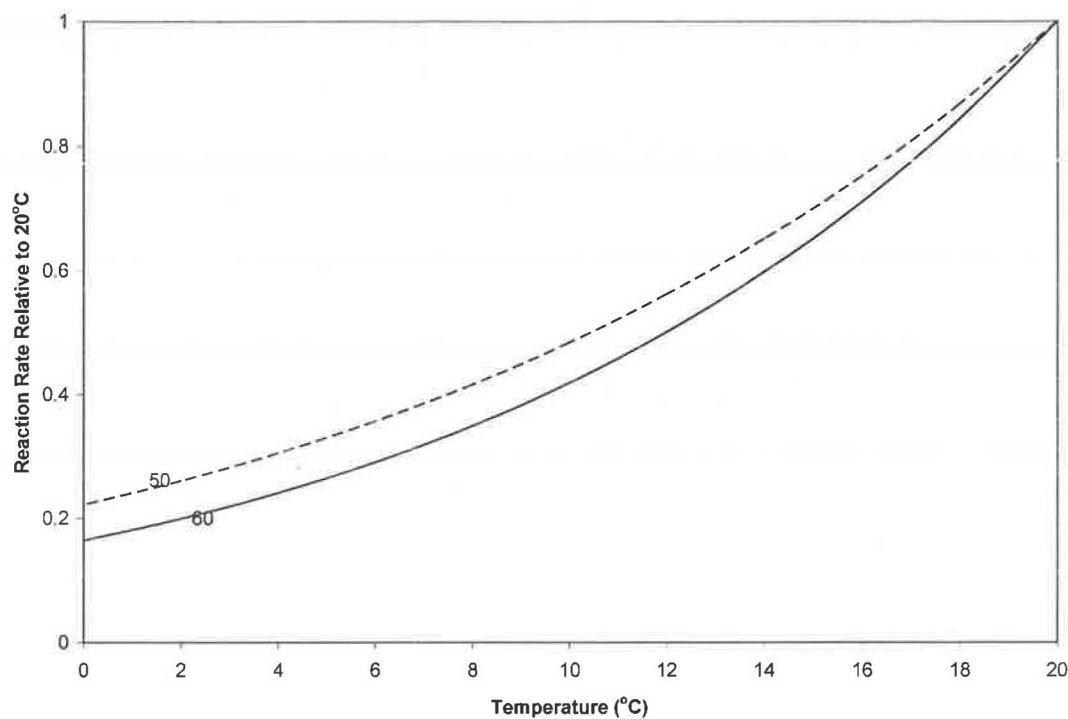
The effect of low temperatures on sulphide mineral oxidation is usually described by the Arrhenius equation that relates temperature to reaction rates:

$$k=A.e^{(-E_a/RT)}$$

or to indicate relative reaction rates at different temperatures:

$$\ln(k_1/k_2) = E_a(T_1-T_2)/(RT_1T_2)$$

where  $k_1$  and  $k_2$  are the reaction rates at temperatures  $T_1$  and  $T_2$  (in Kelvin),  $E_a$  is the activation energy of the reaction, and  $R$  is the gas constant. The value of  $E_a$  varies according to the type of mineral involved. MEND 1.21.2 indicated a range of 50 to 60 KJ/mol for pyrrhotite (Nicholson and Scharer (1998). Kamei and Ohmoto (1999) derived a range of 47 to 85 KJ/mol for pyrite oxidized by dissolved oxygen. Figure 2 shows the calculated effect on rates relative to the typical temperature of laboratories (20°C). The difference in rates with respect to temperature increases as the activation energy increases. The equation indicates that the expected rate ratio for refrigerated tests (about 4°C) and room temperature tests is 0.24 to 0.31.



**Figure 2. Decrease in oxidation rate predicted by the Arrhenius equation for activation energies of 50 and 60 KJ/mol**

**Table 3. Differences between oxidation rates for laboratory experiments**

Site	Number of Tests	Mineral	Rate Ratio (Fridge/Room)
Calculated		Pyrrhotite, pyrite	0.24 to 0.31
Diavik	4	Pyrrhotite	0.3 to 0.4
Ekati	2	Pyrite	0.26
Nanisivik	2	Pyrite and sphalerite	0.41
		Pyrite	0.53
Pogo	4	Arsenopyrite	0.29
		Pyrite	0.4 to 0.8
Red Dog Mine	4	Pyrite	1
		Pyrite	0.37, 0.40
		Pyrite	0.11
		Pyrite and sphalerite	0.11
Windy Craggy	11	Pyrrhotite, pyrite	0.34 to 0.67

Six sites had specific comparative data from a total of 27 individual tests (Table 3). In most cases, the tests were conducted in parallel using the MEND (1991) humidity cell test protocol although variations in the procedure can be expected because different laboratories were used. The Ekati Mine, Nanisivik Mine and some of the Red Dog Mine tests were conducted in sequence. That is, the test was started at room temperature then transferred to a refrigerator. Some of the Windy Craggy testwork was conducted using the Sobek *et al.* (1978) humidity cell procedure. Data from the Cullaton Lake project (Davé and Clulow 1996) are not included because tailings were tested in columns. The tests were performed in sequence and comparison of oxidation rates was complicated by homogenization of samples when the temperature was changed.

The rate ratios show that the observed ratios are often comparable to predicted ratio from the Arrhenius equation, that is, the ratios are least of the same order of magnitude as calculated from the equation. Some sites showed lower rates than indicated by theory (i.e. less than 0.24), while others showed little or no change due to temperature effects. Some of the small differences in rates (Red Dog Mine, Pogo Mine pyrite examples) were a result of low calculated oxidation rates from sulphate concentrations near the detection limit for the analytical method which obscured the temperature change effects. The Windy Craggy 0.67 ratio is for massive pyrrhotite. This difference could be explained by a lower activation energy (17 KJ/mol) but this may not be the only explanation. The Diavik samples also contained pyrrhotite but showed a greater rate reduction.

The cases of high rate reductions (low rate ratios) for Red Dog Mine need to be examined cautiously. One of the Red Dog samples was massive pyrite that oxidized very rapidly under room temperature. When the test was transferred to the fridge, pH increased (from 1.8 to 2.4), and the oxidation rate dropped by a factor of 0.11. A similar result was obtained for a tailings sample. The drop in oxidation rate may be a function of the change in pH which may have been sufficient to reduce the effect of oxidation by ferric iron in favour of oxidation by oxygen. The decrease in oxidation rate is therefore not just a function of reduced reactivity caused by the temperature decrease but a dual effect of reduction in oxidation rate resulting in an increase in pH and reduced solubility of ferric iron. A similar effect was seen in a Pogo Project sample (not reflected in Table 3) in which lower temperatures resulted in lower oxidation rates and significant delay to onset of acidic conditions. This resulted in significantly different pHs between the tests.

In addition to the above sites, Elberling *et al.* (2000) measured oxygen uptake rates under laboratory and field conditions. The authors concluded that the rates observed were very similar under both conditions and also similar to oxygen uptake rates under more temperate conditions. These findings indicate a rate ratio near 1.

From this data compilation, it is apparent that the reduction in rates observed in laboratory tests for most sites are more or less consistent with the Arrhenius equation when the effect of pH is not significant. (i.e. the change in temperature did not cause a major shift in pH). Use of the equation in scale-up predictions from laboratory to field conditions is acceptable provided that other factors such as heating caused by exothermic reactions are also considered.. Conservatively, in the absence of site

specific data, the higher end of the ratio range (0.31) should be used to calculate rate reduction in the absence of site specific data. The implication of cold temperatures to depletion of neutralizing minerals is discussed in Section 3.2.5.

Little data were located on the effect of low temperatures on the field behaviour of reactive waste rock that could be related to iron sulphide oxidation rates. Red Dog Mine (Alaska), Faro Mine (Yukon) and Equity Silver Mine (British Columbia) provide three examples where reactive rock has oxidized sufficiently to result in high internal temperatures in the pile and ARD. Also low temperatures without significant heating effects at the Sä Dena Hes Mine (Yukon) have not limited neutral pH leaching of cadmium, zinc and manganese from rock and tailings (Day and Bowell 2005).

### 3.2.3 Oxidation of other Sulphide Minerals

The Arrhenius equation indicates that the activation energy ( $E_a$ ) of the sulphidic mineral is the main factor affecting its oxidation rate with respect to temperature, but all sulphide minerals should qualitatively oxidize at lower rates under low temperature conditions with differences in their  $E_a$  determining differences in rate ratios.

Ahonen and Tuovinen (1991) determined activation energies for pyrite (95.5 KJ/mol), chalcopyrite (77 KJ/mole), sphalerite (45 KJ/mol) and pyrrhotite (40 KJ/mol). Tallant and McKibben (2005) reported 14.5 KJ/mol for arsenopyrite. The range of activation energies for these sulphide minerals indicate possible rate ratios varying from 0.1 (pyrite) to 0.7 (arsenopyrite). According to the Arrhenius equation that relates relative reaction rates at different temperatures, as described above, these differences imply that leaching of parameters associated with pyrite would show significant variability with changing temperatures but arsenopyrite may be less affected.

The opportunity to evaluate these effects in the case studies is limited to Pogo (arsenopyrite), and Nanisivik, Red Dog and Windy Craggy (sphalerite).

For arsenopyrite, the value of the data is limited. Arsenic in particular is strongly affected by sorptive processes (which are in turn affected by pH) and therefore any differences in release rates may be due to secondary mineral solubility rather than oxidation rates. Tests for Pogo showed low arsenic release rates (0.01 to 0.02 mg/kg/week) under all conditions. One test containing mainly arsenopyrite showed much lower arsenic release than expected based on the sulphate release rate indicating that arsenic was most likely stored in the sample as a secondary mineral component rather than leached. Therefore, conclusions about the effects of temperatures on sulphide oxidation could not be made. One column test in tailings for Pogo showed a 0.3 rate ratio.

Kinetic tests on Red Dog waste rock samples showed a range of zinc leaching effects for sphalerite. Two tests weathering at neutral pH showed increases in zinc release after the sample was refrigerated. For one sample, the increase was by a factor of 1.7 to 1.9 and occurred steadily for three years. A third sample showed a strong decrease in zinc leaching (by a factor of 0.17).

Humidity cells tests on waste rock from the Windy Craggy Project consistently showed higher release rates for zinc under cold conditions. The increase was 1.4 and 2.1 for two non-acidic tests. For humidity cell pairs in which the room temperature test started to generate acid, the increase in zinc leaching under cool conditions was 1.4 and 1.7. The same data set showed that copper leaching occurred at lower rates under lower temperatures for some tests. The rate ratio varied from 1 to 0.7 (excluding one acidic room temperature test for which the decrease was 0.33).

Humidity cells tests were conducted on tailings and shale waste rock from the Nanisivik Mine. Both tests were started at room temperature. After 26 weeks of testing at room temperature, the tests were refrigerated. Zinc release from the tailings humidity cell followed a decreasing trend through both room temperature (prior to 26 weeks) and refrigerated (after 26 weeks) conditions with no apparent effect from refrigeration. The decreasing trend in zinc release may have obscured the effect of refrigeration. In contrast, refrigeration of the shale sample clearly showed that zinc leaching occurred three times more rapidly under refrigerated conditions.

In conclusion, the data available on effects from other sulphide minerals are limited. No data for leaching of many important metals were available. Results for two Red Dog tests, all four Windy Craggy tests, and one Nanisivik test showed that zinc leaching may accelerate under low temperature conditions. By extension cadmium, which is commonly associated with sphalerite, would be expected to leach more rapidly at low temperatures. This is not consistent with the behaviour predicted by the Arrhenius equation. A possible explanation is that zinc is leaching from sulphides and then being re-precipitated as another mineral that is more soluble (i.e. less likely to precipitate) under lower temperatures. This is discussed further in section 3.2.5.

For sites where pH neutral leaching of contaminants at low temperatures is important, site-specific testing is needed to investigate the effects of lower temperatures.

### 3.2.4 Activity of Different Types of Bacteria

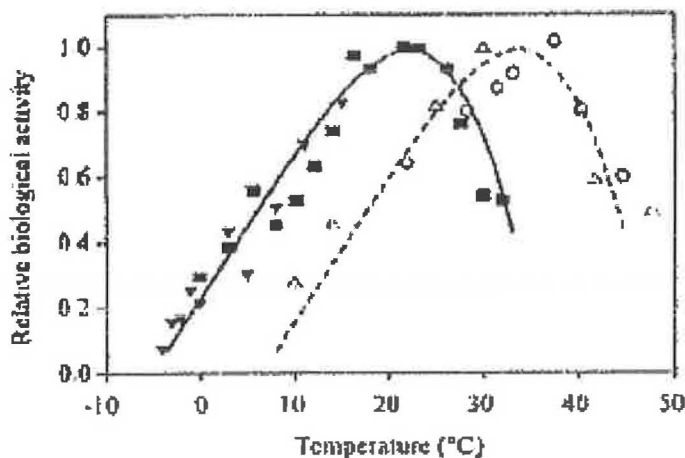
Elberling (2001a) discussed viable bacteria in permafrost environments, including:

- psychrophiles (cold-loving, optimal temperatures for growth below 15°C but active below zero); and
- psychrotrophs (cold-tolerant, optimal temperatures for growth above 15°C but active below zero).

Elberling reported that viable microorganisms occur in permafrost to depths of at least 18 m and in material older than 70,000 years. Rivkina *et al.* (2000) also reported significant numbers of viable bacteria present in permafrost that is 1 to 3 million years old in the arctic and possibly older in the Antarctic.

Sulphide oxidizing bacteria in particular have been documented at a number of sites in the Canadian Arctic as well as Northern Greenland. Price (2001) documented the presence of microorganisms in various environs with an emphasis on cold environments, and clearly illustrated the presence of microbes in glacial ice and permafrost. Of particular note is a reference by Price regarding the Citronen Fjord in Greenland (83°N) in which a species of *Thiobacillus* bacterium was found existing at pH 0 and a temperature of about -30°C for the winter months.

Elberling (2001a) compared the temperature-dependent biotic activity of sulphide oxidizing bacteria collected from temperate latitudes and arctic latitudes (Figure 3). Optimum temperature for activity was 7-8°C lower for the bacteria collected from the arctic versus the temperate climate, illustrating that bacteria can adapt to survive in colder environments.



**Figure 3. Relative changes in biological oxidation rates of pyrite collected from temperate latitudes (open symbols) and arctic latitudes (closed symbols). Curves showing temperature dependence of biological activity (Elberling 2001a).**

Studies at the Nanisivik Mine (see case study this section) indicated a uniform decrease in the biological and chemical oxidation rates with temperature consistent with the Arrhenius relationship for temperatures above zero. Below 0°C, there is a greater deviation from the Arrhenius equation with a more linear relationship demonstrated (Elberling 2001b).

Godwaldt *et al.* (1999) reported an improved model to the Arrhenius equation for bacterial oxidation, termed the “square root model” and given by the equation:

$$\sqrt{k} = b.(T - T_{min})$$

Where  $k$  is the specific growth rate,  $b$  is the slope of the regression line,  $T$  is the temperature of concern and  $T_{min}$  is the temperature, in Kelvin, where the regression line cuts the temperature axis.

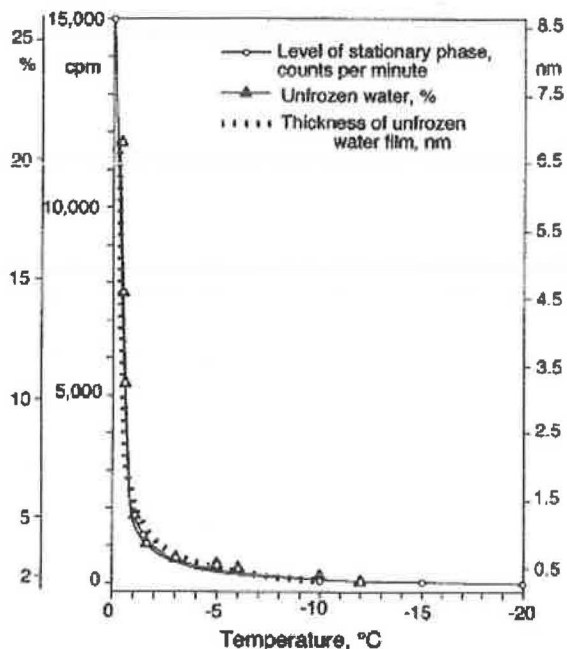
Field and lab measurements at Nanisivik showed biological activity to temperatures as low as  $-4^{\circ}\text{C}$ . Similar experiments at Rankin Inlet (Appendix A) indicated that the activity became negligible at temperatures of approximately  $-10^{\circ}\text{C}$ . Godwaldt *et al.* (1999) also referenced food science studies that demonstrated that bacteria are capable of germinating at  $-6^{\circ}\text{C}$ . Rivkina *et al.* (2000), based on lab experiments, suggested that measurable metabolic activity of permafrost bacteria is possible at temperatures down to at least  $-20^{\circ}\text{C}$ . Tumeo and Guinn (1997) reviewed the mechanism of bioremediation of hydrocarbons by bacteria capable of mineralizing petroleum hydrocarbons in cold climates and reported that bacterial respiration occurs at temperatures as low as  $-5^{\circ}\text{C}$ . Clearly, while the minimum temperatures vary between studies, sub-zero biological activity has been measured both in the field and in the laboratory at various sites.

Price (2001) purported that at temperatures as low as  $-30^{\circ}\text{C}$ , metabolic rates become so low that the bacterial population that exists primarily along liquid 'veins' within ice is unlikely to be limited by availability of nutrients. While the activity of bacteria at these temperatures may be low, Price suggests that they can survive at populations on the order of  $1 \times 10^4 \text{ cm}^{-3}$  for periods of time greater than 100,000 years.

The presence of unfrozen water (i.e. presumably what Price (2001) refers to as liquid 'veins') makes mass transfer of ions and liquid possible and therefore a key variable in bacterial survival. Rivkina *et al.* (2000) reported that the thickness of the unfrozen water content film around the bacteria may dictate the viability. The thickness is dependent on temperature and typically decreases from about 15 nm at  $-1.5^{\circ}\text{C}$  to about 5 nm at  $-10^{\circ}\text{C}$ . Ultimately, the slow build-up of diffusion gradients progressively slows and perhaps stops the movement of nutrients towards the bacteria and waste products away from the bacteria. Rivkina *et al.* (2000) correlate the thickness of the unfrozen water film, the overall unfrozen water content and the level of stationary phase, or when population growth stops (Figure 4).

Observations with respect to carbon cycling are also pertinent to understanding the behaviour of bacteria in these environments.



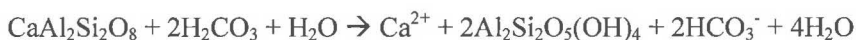
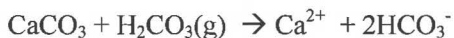


**Figure 4. Levels at which bacterial growth reaches a stationary phase, measured amounts of unfrozen water, and calculated thicknesses of unfrozen water films in permafrost plotted versus temperature (Rivkina *et al.* 2000).**

There is an exponential increase in soil respiration with increasing temperature (as indicated by the Arrhenius equation). The increase in the CO<sub>2</sub> production rate per 10°C (Q<sub>10</sub>) is routinely used to characterize the temperature dependence of CO<sub>2</sub> efflux from various soil types and temperature ranges. In general, the Q<sub>10</sub> is higher in low temperature environments (values between 2 and 4) Elberling and Brandt (2003).

### 3.2.5 Solubility and Reactivity of Acid Buffering Minerals

As for all chemical reactions, the theoretical effect of temperature on the rate (kinetics) of dissolution of acid-buffering minerals (such as carbonates and silicates) can be predicted by the Arrhenius equation. However, an important factor in the availability of alkalinity for acid buffering is the solubility of carbon dioxide in water. This is a temperature dependent process which also affects the solubility of acid buffering minerals. Carbon dioxide dissolves in water to form carbonic acid (H<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>), which in turn reacts with carbonates and silicates to release alkalinity (for example):



The significance of this effect for carbonates can be calculated thermodynamically (Figure 5). The calculation using MINTEQA2 (Allison *et al* 1991) shows that the greater solubility of carbonic acid at lower temperatures results in a lower pH (about 5.5 at 4°C) compared to greater than 5.6 at 20°C. This translates to 1.4 and 1.6 times the solubility of calcite and dolomite at lower temperatures. The reactivity of silicates is more complex since the reaction products may remain on the surface of the mineral and inhibit further weathering but the presence of more acidic conditions from dissolved carbon dioxide could result in more aggressive carbonic acid weathering conditions.

Of the information reviewed, none of the studies directly attempted to evaluate the effect of temperature on buffering mineral reactivity. The focus was usually on quantifying the effects on sulphide reactivity. The Diavik Project included one pair of column tests operated on granite waste rock containing very low sulphur concentrations. The resulting leachate chemistry was evaluated as part of this review (Figure 6). The low temperature test showed lower alkalinity, potassium and sodium release. There was no detectable difference for calcium and magnesium. Since carbonate content was probably very low, the leachate chemistry most likely indicated weathering of silicates. The lower concentrations are probably reflecting the decrease in rates indicated by the Arrhenius equation.

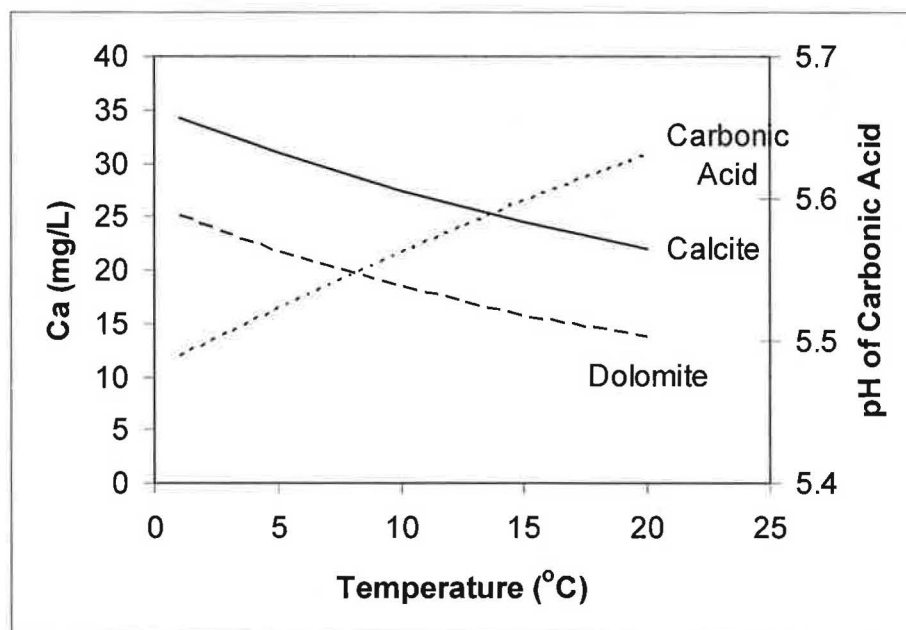
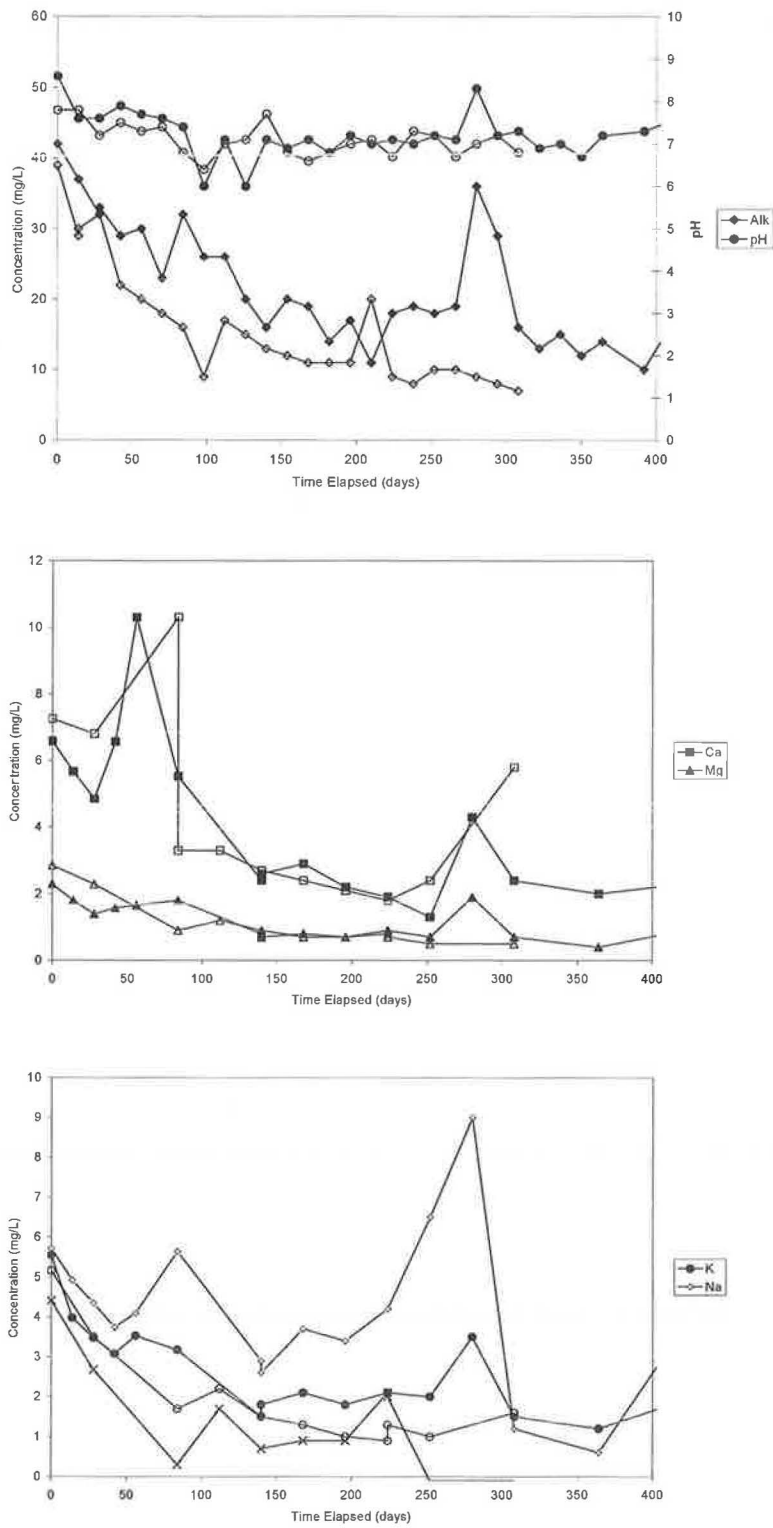


Figure 5. Theoretical solubility of calcite and dolomite and pH of carbonic acid as a function of temperature.  $p\text{CO}_2 = 10^{-3.5}$  atm.



**Figure 6. Major element leachate chemistry for granitic waste rock leach columns (Diavik Project). Open symbols are low temperature test.**

The increased solubility of carbonate minerals at low temperatures has a number of implications:

- **Delivery of Alkalinity.** The higher solubility of carbonates at lower temperatures implies that more dissolved alkalinity will be delivered to acid generating rock particles than at higher temperatures. This combined with the slower sulphide oxidation rate provides a favourable mechanism for neutralization of acid near the sulphide grain, instead of relying on contact with solid alkalinity. Cold temperatures therefore might be more favourable for blending of acid generating and acid consuming waste rock (e.g. Mehling *et al.* 1997).
- **Alkalinity Flushing.** The greater solubility of alkalinity suggests that low temperature laboratory tests may see higher alkalinity flushing rates than room temperature tests. This, in conjunction with lower oxidation rates potentially complicates interpretation of NP depletion and could lead to excessively conservative NP/AP criteria for acid generating rock. Alkalinity flushing is not expected to be a significant concern at full-scale facilities because the water to solid ratio is usually much lower than in laboratory tests. At full-scale, carbonates are more soluble at lower temperatures but nonetheless pore waters will saturate with respect to carbonate minerals limiting the flushing effect. At large scales, the alkaline demand created by oxidizing sulphides almost invariably exceeds the simple dissolution of alkalinity by infiltrating water.
- **Solubility of Metal Carbonates.** The ideal solubility of metal carbonates is expected to be greater at lower temperature. Under neutral pH conditions, the concentrations of a number of metals (including cadmium, copper, manganese, nickel, zinc) are often predicted to be controlled by the solubility of their carbonates (e.g., Day and Howell 2005). Therefore, the concentrations of these metals in drainage may be higher at colder sites. For example, the solubility of zinc carbonate (smithsonite) is 14 mgZn/L at 20°C compared to 19 mgZn/L at 4°C (pH 7). This may explain the observed increase in zinc concentrations for colder tests at Red Dog and Windy Craggy (see Section 3.2.3) operating at neutral pH though the leachate concentrations were usually lower than the ideal solubility of smithsonite. Day and Howell (2005) found secondary zinc carbonates with solubility much lower than smithsonite.

### 3.2.6 Formation and Solubility of Weathering Products

Secondary mineral products can include sulphates, carbonates and oxides. Generally, the solubility of minerals decreases as the temperature decreases. For example, thermodynamic calculations indicate that at 5°C the solubility of gypsum results in a sulphate concentration of 1275 mg/L but at 20°C the concentration is 1354 mg/L. This illustrates the importance of considering temperature when solubility is calculated using thermodynamic models. Similar effects are expected for other minerals, though the validity of the predictions depends on the thermodynamic data and the degree to which individual minerals show ideal thermodynamic behaviour. The solubility of carbonates was described above and is the reverse of this trend due to the greater solubility of carbon dioxide in water at lower temperatures.

Mobility of soluble components in the north can be complicated by processes such as the development of reducing conditions under an ice cover and the associated increase in concentrations of certain parameters under ice and potential remobilization of constituents upon thaw (Kwong, 2001). Adsorbed metals on common secondary minerals such as iron oxy-hydroxides may desorb from the structure under reducing conditions and become readily available for flushing. In the same reference, Kwong reported the upward migration of metals during dry seasons in a tailings impoundment resulted in efflorescent salt formation on the surface. Together with incomplete oxidation of iron sulphides and the precipitation of iron sulphates rather than iron oxy-hydroxides, Kwong suggested that efflorescent salt precipitation can be more common in northern latitudes than in more temperate regions.

Further northern-specific processes occurring at the interface between the frozen and thawed soil include changing diffusion coefficients of ions (see North Kolyma lowland case study, Appendix A). For example, Alekseev *et al.* (2003) reference the diffusion coefficient in a loam at 20°C to be  $10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$  whereas at -5°C the coefficient is reduced to  $10^{-9}$  to  $10^{-11} \text{ m}^2/\text{s}$ .

Day *et al.* (2003) suggested an important consequence of lower temperatures in the formation of ferric hydroxide precipitates at the Ekati Diamond Mine. This study showed acidic conditions in toe seeps near the disposal area for calcareous coarse kimberlite reject. The presence of acidic water was suggested as being a result of slow oxidation of ferrous iron emerging from the base of the pile. This process produces ferric iron, which then begins to precipitate as ferric hydroxide. The overall process releases acidity. Under warm conditions, this process might be expected to occur close to the calcareous pile, thereby allowing the acid to be neutralized. Under cold conditions, acid generation occurred distant from the pile and resulted in a decrease in pH to below 5. The lower pH conditions also allowed other metals (including nickel) to remain in solution when they might normally have been precipitated.

The possibility that secondary minerals formed under low temperature conditions may be different from those formed under warmer conditions does not seem to have been considered in much detail in the literature. Although, as noted above, thermodynamic models which contain temperature as a variable inherently consider that minerals may form differently under lower temperatures.

### 3.2.7 Freeze Concentration

Freeze concentration is important from two perspectives.

- The increase in concentration can result in waters with high toxicity (if the water is expelled) though there is no increase in chemical load; and
- The increase in concentration can cause freezing point depression resulting in liquid water at sub-zero temperatures.

### Increase in Concentration

The presence of sulphate as the commonly dominant ion in mine waters means that the effect of freeze concentration can be limited for some ions. For example, during freeze concentration of a calcium sulphate water at neutral pH, the saturation limit of gypsum will eventually be reached, producing a ceiling on sulphate and calcium concentrations. In contrast, during freeze concentration of chloride containing waters the concentrations can become very high without reaching the saturation limit of a chloride mineral. Day *et al.* (2003) showed a possible example of the freeze concentration effect on magnesium-rich waters produced by weathering of waste kimberlite. In this case, the high levels of dissolved magnesium probably supported high sulphate concentrations in freeze-concentrated water due to the high solubility of magnesium sulphate. Other elements with highly soluble sulphates include potassium, sodium, iron, cadmium, zinc and nickel. As pH decreases, other elements also become highly soluble and would be further magnified by freeze concentration effects. Elements with low solubility sulphates that would be less affected by freeze concentration include barium and lead.

In carbonate-rich waters, freeze concentration would be expected to have a limited effect since carbonates of calcium, magnesium and most heavy metals have relatively low solubility when compared to sulphates. However, as noted previously, the higher solubility of carbon dioxide at lower temperatures increases the solubility of carbonates.

### Freezing Point Depression

Freezing point depression as a result of solutes in the pore water has been evaluated at Nanisivik (Elberling, 2001b). Elberling reported that the pore water concentrations of Mg and SO<sub>4</sub> alone in 7 year old tailings at Nanisivik should account for a freezing point depression of 1°C calculated by the following simplified Van't Hoff equation:

$$\Delta T = -1.86v m_b$$

Where  $\Delta T$  is the freezing point depression,  $v$  is the number of aqueous species resulting from the dissolution of the solutes and  $m_b$  is the molarity of the solute. For a water containing only calcium and sulphate ions from dissolution of gypsum ( $v=2$  and  $m_b=0.013M$ ), the freezing point depression is minor (0.04°C), but a strong acid rock drainage containing 20 g/L sulphate from dissolution of ferrous sulphate would show freezing point depression of 0.8°C. Elberling noted in this work however that deviations from this equation are expected for “high” concentrations and for electrolytes that dissociate into ions of higher valence.

Solute expulsion as a result of freezing was also studied at Nanisivik (Elberling, 2001b) and at Rankin Inlet as well as in experiments conducted by Ostroumov *et al.* (2001). Elberling (2001b) and Godwaldt *et al.* (1999) suggested that solute concentrations in the freezing front may rise to 80 times the original concentrations although is largely dependent on the rate of freezing. Godwaldt *et al.*

(1999) reported that for freezing rates smaller than 0.1°C/day, more than 90% of the solutes were rejected from pore ice.

In the experiments by Ostroumov *et al.* (2001), the microscale at the freezing front was examined. The maximum concentration of exchangeable ions was seen located close to the surface of the ice lens that formed. An accumulation zone was seen to form in the adjacent mineral layer and usually the form of the elements were changed (i.e., exchangeable, bound etc) accompanied with a structure change of the sediment. For example, samples of frozen clay were studied with SEM and showed coagulated soil patterns during freezing resulting from a change in the form of elements in this zone. In Russia, a natural permafrost in sediment was studied that was frozen from the bottom-upwards and showed an accumulation zone located close to the upper surface of the segregated ice lens. The position of this zone relative to the ice lens reflected the direction of freezing of the material. They concluded that soluble components are transferred in the mobile form ahead of the freezing front and fixed in the accumulation zone.

Implications with respect to mine waste freezing include the development of an accumulation zone. If waste freezes predominantly from the bottom up, this accumulation zone may exist within the active zone where it is more prone to oxidation and dissolution. In the case of Rankin Inlet, a backfilled pit is essentially freezing from all sides thereby 'trapping' the solutes within the mass (Appendix A). Depending on where the accumulation and solute concentration results, the effect may be increased concentrations in water during thaw and spring freshet.

#### **Other Factors**

Mine waters may contain elevated concentrations of ions unrelated to rock weathering but which may be an environmental concern. For example, explosives residues containing nitrogen forms would also be affected by freeze concentration.

### **3.2.8 Physical Exposure of Minerals Due to Freeze-Thaw Processes**

This process is potentially important because it may result in break-up of large particles and exposure of reactive minerals. It can also result in cracking of tailings surfaces leading to enhanced oxygen access and preferential flow paths for infiltrating water.

Observations during experimental freeze-thaw weathering by Nicholson and Nicholson (2000) implied that pre-existing flaws (visible defects such as fractures, veining etc.) are particularly important in the deterioration of stronger rocks and their direct influence is reduced in weaker rocks as the influence of other rock properties and environmental factors increases. They concluded that for stronger rocks, macro-flaws are more important than environmental conditions for rock deterioration. For weaker rocks, environmental conditions prevail.

Experimental studies conducted by Murton *et al.* (2000) consisted of permafrost aggradation (two-sided freezing) and seasonal freezing and thawing (one-sided thawing) of an active layer within a large block of chalk. Temperature, unfrozen water content, surface heave and settlement as well as

pressure were monitored over the duration of a year of freeze-thaw cycling. They observed that the greatest amount of heave occurred in the summer thaw cycles when the active layer approached its greatest depths. The volume of heave appeared to be dependent on the unfrozen water content. They hypothesized that the thaw-related heave is an effect of ice segregation taking place in the base of the active layer and/or top of the permafrost supplied by unfrozen water migrating downward into the still-frozen part of the chalk. This mechanism is thought to result in brecciation of material within the active layer of northern soils.

### 3.2.9 Solubility of Oxygen in Waters Used to Flood Reactive Wastes

The increasing O<sub>2</sub> solubility in cold water has been raised as an issue with respect to water covers in the cold climates. According to Elberling (2001b), the amount of O<sub>2</sub> in water increases by a factor of 1.4 as the temperature decreases from 15 to 0°C. He notes that with the same drop in temperature, the O<sub>2</sub> diffusivity decreases by a factor of 1.6. He calculates a 90% reduction in the O<sub>2</sub> flux at 2°C compared to that at 15°C for a 30 cm saturated sand and suggests that subaqueous disposal at low temperatures is likely to be more effective than in more temperate areas due to the greater effect of decreasing temperature on O<sub>2</sub> diffusivity than on its solubility in water.

Ice formation on water covers has been reported to establish seasonal gradients of decreasing concentrations of dissolved O<sub>2</sub> content with depth, for example at the Stekenjokk Mine in northern Sweden where Holmstrom *et al.* (2000) studied the seasonal variation in dissolved and total (suspended matter) chemistry in a water covered tailings impoundment (Appendix A).

## 4 Discussion of Technology Gaps

### 4.1 Introduction

Technology gaps need to be considered in the context of requirements for data. Typically, the requirements for ML/ARD assessment in cold climates are the same as for other climates, and include:

- Appropriate methods for characterization of wastes;
- Water chemistry prediction approaches; and
- Geochemical design criteria for prevention and control strategies.

The first two areas are discussed below because they require a significant consideration of small scale processes (release of contaminants from primary minerals and storage and re-dissolution as secondary minerals). The latter aspect considers large scale factors which are highly dependent on site specific conditions.



## 4.2 Characterization Methods

Characterization methods are test procedures designed to provide analogues for full-scale field behaviour that provide information for input into waste management planning and water chemistry predictions.

### Static Tests

The need for specific approaches to assess cold climate effects (i.e. suppression of sulphide oxidation rates and other reactions, and increases in solubility of carbonates) indicates that special methods are needed. However, there is no need for special static methods because these are mainly surrogates for determination of mineralogy, which is an essential characterization requirement regardless of climatic conditions.

### Short Term Leach Tests

Short term leach tests (shake flask extractions, meteoric water mobility procedures) to assess secondary mineral solubility are generally performed at room temperature. However, the foregoing discussion shows that temperature is an important variable for most secondary minerals. None of the studies reviewed considered this factor. Comparative specially designed solubility tests at different temperatures would address this gap.

### Laboratory Kinetic Tests

It is apparent that application of results from kinetic tests performed at room temperature is not appropriate for prediction of weathering rates at lower temperatures. These tests may over-estimate weathering rates in some cases but underestimate effects due to the increase in carbonate solubility. An important consideration is the solubility of secondary heavy metal carbonates. Therefore, special kinetic test protocols are needed particularly if testing is to be performed under sub-zero conditions. Practitioners in the field have adapted the standard kinetic test protocols (Sobek *et al.* 1978; MEND 1991; ASTM 2001) by operating the tests in refrigerators. Usually, tests are performed in room temperature and fridge pairs so that the majority of testwork conducted at room temperature can be calibrated to low temperature conditions. Currently, standard methods are not available for low temperature tests and reports do not always include details of the test methods. For example, some tests may be performed in a cold room where the test and all associated equipment and leach waters are maintained at the same low temperature whereas in other cases the tests may be kept in a small fridge and removed each week resulting in warming of the sample during the leach cycle.

### On-Site Kinetic Tests

A few projects have built small-scale kinetic tests at the site. The limitations of these tests are well known but may be more significant under low temperature conditions. The size of these piles means that full thawing usually occurs in the pile and therefore that the pile simulates the active zone. The

size of the pile also indicates that any effects due to internal heating are not likely to be observed. Under full-scale conditions, the temperature gradient between a warm zone and low outside temperatures can lead to significant convection effects that would not be observed in small-scale piles. A gap in this area is therefore the need for guidance on the appropriate design of field tests.

### 4.3 Water Chemistry Predictions

Water chemistry predictions usually involve scale-up of laboratory results to full scale conditions and consideration of secondary mineral solubility. This may involve an empirical approach, a purely theoretical approach, or a hybrid. The inputs to these calculations are usually the same, and include assumptions about rates of weathering of individual mineral grains (kinetics), particle size distribution, hydrology (water balance), heat generation and transfer, chemical precipitation reactions and products (calculated from thermodynamics) and depletion effects. Several of these inputs are grain-scale processes while others depend on macroscopic features. Oxidation rates are an important small-scale input since they indicate acid generation rates and heat generation. Solubility of secondary minerals is also an important small-scale process.

For sulphide oxidation, a typical approach is to adjust reaction rates obtained at room temperatures using the Arrhenius equation. A literature value for the activation energy ( $E_a$ ) value for pyrite is used to make an adjustment to reflect low temperature using the room temperature rate. It is apparent that this approach may not be appropriate if different types of iron sulphide minerals such as pyrite, marcasite and pyrrhotite (possibly containing different trace element impurities), or other sulphide minerals are present. The measured range of  $E_a$  values can include factors from 90% to 10% of the room temperature rate. The gap in knowledge is the lack of reliable estimates of  $E_a$  for typical waste sulphide minerals being oxidized by atmospheric oxygen. The literature contains experimentally derived  $E_a$  values but these reflect the use of other oxidants more related to the mineral processing industry than waste weathering.

The observed higher rate of zinc leaching under refrigerated conditions compared to room temperatures indicates that the usual assumption that all metal leaching rates are lower under cold conditions may not be valid. It is speculated that this effect is due to the higher solubility of zinc carbonates under cold conditions, but this is not known and could have important implications for water quality predictions.

### 4.4 Conclusions on Gaps

The following technological gaps have been identified:

- A protocol for short-term leach extractions at low temperatures is needed to assess the solubility of secondary minerals at low temperatures.
- Standardized protocols and guidelines for kinetic testing (laboratory and field) at low temperatures are needed.

- There is limited availability of activation energies for the atmospheric oxidation of most sulphide minerals to allow estimation of temperature effects.
- The leaching behaviour of heavy metals (particularly zinc) under low temperatures is not well understood.

## 5 Conclusions and Recommendations

### 5.1 Research

This review found that understanding of low temperature geochemical processes as it relates to mine waste characterization has not advanced significantly since the MEND-sponsored work in the 1990s with the possible exception of understanding of bacterially-mediated reactivity under sub-zero conditions. Data are available for more sites on reaction rate differences but these are typically not rigorous scientific experiments. Therefore, there is a need for:

- Acquisition of data on the reactivity of common sulphides as a function of temperature under conditions relevant to oxidation by gaseous oxygen.
- Studies on the short-term (in the geological sense) reactivity (kinetics and equilibrium) of common acid neutralizing minerals including carbonates and silicates.
- Evaluation of the formation and solubility of common secondary minerals (kinetics and equilibrium), with particular emphasis on pH neutral conditions.
- Evaluation of the effect of galvanic processes on low temperature oxidation rates.

A separate category of processes cover downstream reactions which appear to operate differently at low temperatures and can influence the chemistry of mine drainage. For example, oxidation and precipitation of iron to form ferric hydroxides may influence acid generation and the efficacy of sorption processes to naturally attenuate metals. Oxidation of nitrogen compounds to degrade explosives residues was not considered in this review but falls into a separate category.

The review found that there is little standardization of test procedures as they relate to low temperatures. Static test procedures are interchangeable between climatic conditions, but short-term kinetic test conditions are affected by environmental conditions and almost every project approaches low temperature testing in a different way. It is recommended that:

- The performance of extraction tests (like shake flask tests and meteoric water mobility procedures) be evaluated rigorously and standard methods developed to provide consistency between researchers.
- The protocols used for low temperature humidity cell tests be standardized so that data produced by testing at different sites be compared.

- Field kinetic test designs be evaluated for their suitability to truly simulate field conditions.

The reviewers found a lack of good quality case studies documenting the performance of mine waste facilities under low temperature conditions. Many sites are monitored because the drainage chemistry is an issue but there is a need for case studies to show that waste management has resulted in acceptable water quality. Good examples of ongoing monitoring to assess performance under low temperature conditions include the INAP test pile at Diavik Diamond Mines and monitoring of several facilities at the Ekati Diamond Mine.

The value of case studies was often limited by the lack of consistent data on basic characteristics and reporting.

## 5.2 Mine Site Characterization

Many existing and proposed mines in Canada operate under average temperature conditions lower than the typical conditions used for laboratory testing. This review has confirmed the well known fact that temperature influences reaction rates and equilibrium conditions. The usual assumption that temperature reduces reaction rates holds true, and therefore the use of laboratory-derived reaction rates for water quality prediction is conservative; however, leaching of contaminants is more likely to be controlled by the thermodynamics of secondary mineral dissolution which in some cases (carbonates in particular) may result in higher concentrations in pore waters at low temperatures compared to high temperatures.

It is recommended that:

- At mine sites where temperature is potentially an important factor and is being invoked to support significantly lower reaction rates, test work should be completed to obtain reaction rates under low temperatures, and the effect of exothermic processes on raising reactions should be considered.
- In addition, the solubility of secondary minerals should be evaluated to determine effects on concentrations of potential contaminants.

It should be noted that temperature is one of several “scale-up” factors commonly used and that temperature effects are probably better constrained than some other factors. For example, temperature effects probably span less than an order-of-magnitude but hydraulic factors (e.g. permeability) can easily span several orders-of-magnitude.

## 6 References

### 6.1 Report Citations

Ahonen, L. and Tuovinen, O.H. 1991. Temperature effects on bacterial leaching of sulfide minerals in shake flask experiments. *Applied and Environmental Biology*, v.57, pp138-145.

Alekseev, A., Alekseeva, T., Ostroumov, V., Siegert, C. and Gradusov, B. 2003. Mineral transformations in permafrost-affected soils, North Kolyma Lowland, Russia. *Soil Sci. Soc. Am. J.* vol, 67, pp. 596-605.

Allison, J.D., Brown, D.S. and Novo-Gradac, K.J. 1991. MINTEQA2/PRODEFA2, A Geochemical Assessment Model for Environmental Systems: Version 3.0 User's Manual, EPA/600/3-91/021. U.S. Environmental Protection Agency, Environ. Res. Lab., Athens, Ga.

ASTM 2001. Standard Test Method for Accelerated Weathering of Solid Materials Using a Modified Humidity Cell. Designation D 5744-96 (Reapproved 2001).

CANMET 1997. Review and Assessment of the Roles of Ice, in the Water Cover Option, and Permafrost In Controlling Acid Generation From Sulphide Tailings. MEND Report 1.61.1.

Cassie, J. W. and LeDrew, K. G., 2001. Tailings deposition and dike construction at Nanisivik Mine, Nunavut. *Proceedings of the International Symposium on Mining in the Arctic*, vol. 6, p. 119-126, 2001.

Davé, N. K., 1991, Column Leaching Characteristics of Cullaton Lake B and Shear Zones Tailings Phase 1 - Room Temperature Leaching, Energy Mines and Resources Canada, Division Report, September 1991.

Davé, N. and Clulow, V. 1996. Column Leaching Characteristics of Cullaton Lake B and Shear (S) – Zones Tailings Phase 2: Cold Temperature Leaching. MEND Project 1.61.3.

Dawson, A. and Morin K.A. 1996. Acid Mine Drainage in Permafrost Regions: Issues, Control Strategies and Research Requirements. MEND Report 1.61.2.

Day, S., Sexsmith, K. and Millard, J. 2003. Acidic Drainage From Calcareous Coarse Kimberlite Reject, Ekati Diamond Mine™, Northwest Territories, Canada. *Proceedings of the 5<sup>th</sup> International Conference on Acid Rock Drainage*, Cairns, Australia.

Day, S.J. and Bowell, R.J. 2005. Atypical and typical zinc geochemistry in a carbonate setting, Sä Dena Hes Mine, Yukon Territory, Canada. *Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis*, Vol. 5 2005, pp. 255–266.

De Putter, T., Bernard, A., Perruchot, A., Nicaise, D. and Dupuis, C., 2000. Low-temperature acid weathering in Newhaven, Sussex, United Kingdom, and its application to theoretical modeling in radioactive waste-disposal sites. *Clays and Clay Minerals*, vol. 48, no. 2, April 2000, pp. 238-245.

Stantec Consulting. 2004. Review of Water Quality Issues in Neutral pH Drainage: Examples and Emerging Priorities for the Mining Industry in Canada. November 2004. MEND Report 10.1

Elberling B. and Langdahl B.R., 1998. Natural heavy-metal release by sulphide oxidation in the High Arctic. *Canadian Geotech. Journal*, vol. 35, 1998, pp. 895-901.

Elberling, B., 1998. Processes controlling oxygen uptake rates in frozen mine tailings in the arctic. In: Shen, H.T. Ed. , *Ice in surface waters. Proceedings of the 14th International Conference on Ice*, July, 28–30, A.A. Balkema, Rotterdam, New York, USA, pp. 183–188.

Elberling, B., 2001a. Control strategies for acid mine drainage in Arctic regions. *Proceedings of the International Symposium on Mining in the Arctic*, vol.6, pp.37-48, 2001.

Elberling, B., 2001b. Environmental controls of the seasonal variation in oxygen uptake in sulfidic tailings deposited in a permafrost-affected area. *Water Resources Research*, vol. 37, no. 1, 99–107, January 2001.

Elberling, B., 2005. Temperature and oxygen control on pyrite oxidation in frozen mine tailings. *Elsevier: Cold Regions Science and Technology* 41, 2005, pp.121-133.

Elberling, B., Asmund, G., Balic-Zunic, T., Rohwerder, T. and Sand, W., 2001. Reactivity of covered sulfidic waste near Maarorilik in West Greenland. *Proceedings of the International Symposium on Mining in the Arctic*, vol. 6, p. 11-16, 2001.

Elberling, B. and Brandt, K.K., 2003. Uncoupling of microbial CO<sub>2</sub> production and CO<sub>2</sub> release in frozen soil and its implications for field studies of arctic C cycling. *Soil Biology and Biochemistry* 35, 2003, pp.263-272.

Elberling, B., Schippers, A. and Sand, W., 2000. Bacterial and chemical oxidation of pyretic mine tailings at low temperatures. *Elsevier: Journal of Contaminant Hydrology* 41, 2000, pp. 225-238.

Elberling, B., Zunic, T.B. and Edsberg, A., 2003. Spatial variations and controls of acid mine drainage generation. *Environmental Geology* 43, 2003, pp. 806-813.

Geocon 1993. Preventing AMD by Disposing of Reactive Tailings in Permafrost. MEND Report 6.1

Godwaldt, R.C., Biggar, K.W. and Segó, D.C., 1999. AMD generation at sub-zero temperatures. *Proceedings of Symposium on Assessment and Remediation of Contaminated sites in Arctic and Cold Climates*, Edmonton, Canada, May 3–4, pp. 75–82.

Holmstrom, H., Ljungberg, J. and Ohlander, B., 2000. The character of the suspended and dissolved phases in the water cover of the flooded mine tailings at Stekenjokk, northern Sweden. Elsevier: *The Science of the Total Environment* 247 (2000), pp. 15-31.

Holubec, I. 2004. Covers for Reactive Tailings Located in Permafrost Regions Review. MEND Report 1.61.4.

Kamei, G. and Ohmoto, H. 1999. Mechanisms of Pyrite Oxidation Revealed From In-Situ Measurements of DO, Eh, And pH of Solutions in a Closed System.. Abstract in Proceedings of Ninth Annual V. M. Goldschmidt Conference, Cambridge, Massachusetts. August 22-27, 1999.

Kwong Y.T.J., Roots C.F., Roach P. and Kettley W., 1997. Post-mine metal transport and attenuation in the Keno Hill mining district, central Yukon, Canada. *Environmental Geology*, vol. 30(1/2), pp. 98-106, March 1997.

Kwong, Y. T., 2001. Contaminant transport and attenuation in the northern environment: Challenges and opportunities for mine reclamation. Proceedings of the Northern Latitudes, Mining Reclamation Workshop, October 1-3, 2001, pp. 149-159.

Kyhn, C. and Elberling, B., 2001. Frozen cover actions limiting AMD from mine waste deposited on land in Arctic Canada. Elsevier: *Cold Regions Science and Technology* 32, 2001, pp. 133-142.

Mehling, P., Day, S. and Sexsmith, K. 1997. Blending and Layering Waste Rock to Delay Mitigate or Prevent Acid Generation: A Case Study Review. In: Proceedings of the Fourth International Conference on Acid Rock Drainage, Vancouver, B.C., May 31 to June 6, 1997.

Meldrum, J.L., Jamieson, H.E. and Dyke, L.D., 2001. Oxidation of mine tailings from Rankin Inlet, Nunavut, at subzero temperatures. *Canadian Geotech. Journal* 38, 2001, pp. 957-966.

MEND 1991. Acid Rock Drainage Prediction Manual. Mine Environment Neutral Drainage Program. Report 1.16.1b.

Murton, J.B., Coutard, J.O, Lautridou, J.P., Ozouf, J.C., Robinson, D.A., Williams, R.B.G., Guillemet, G. and Simmons, P. 2000. Experimental design for a pilot study on bedrock weathering near the permafrost table. *Earth Surface Processes and Landforms*, vol. 25, pp. 1281-1294.

Nicholson, D.T. and Nicholson, F.H., 2000. Physical deterioration of sedimentary rocks subjected to experimental freeze-thaw weathering. *Earth Surface Processes and Landforms* 25, 2000, pp. 1295-1307.

Nicholson, R.V. and Scharer, J.M. 1991. Laboratory studies of pyrrhotite oxidation. MEND Report 1.21.2.

Norwest 1998. Acid Mine Drainage Behaviour in Low Temperature Regimes - Thermal Properties of Tailings. MEND Report 1.62.2.

Ostroumov, V., Hoover, R., Ostroumova, N., Van Vliet-Lanoe, B., Siegert, C. and Sorokovikov, V., 2001. Redistribution of soluble components during ice segregation in freezing ground. Elsevier: Cold Regions Science and Technology 32, 2001, pp. 175-182.

Price, P.B. (2001). Life in solid ice? Unpublished report presented at Workshop on Life in Ancient Ice, June 30 to July 2, 2001, 21 pp.

Rivkina, E.M., Friedmann, E.I., McKay, C.P. and Gilichinsky, D.A., 2000. Metabolic Activity of Permafrost Bacteria below the Freezing Point. Applied and Environmental Microbiology, Volume 66, No. 8, Aug. 2000, pp. 3230 – 3233.

Sobek A.A., Schuller W.A., Freeman J.R. and Smith R.M., 1978, Field and laboratory methods applicable to overburden and minesoils. USEPA Report No. 600/2-78-054, 203 pp.

SRK Consulting. 2003. 2002 Waste Rock Storage Area Seepage and Waste Rock Survey Report. Report prepared for BHP Billiton Diamonds Inc. and Submitted to Northwest Territories Water Board. March 2003.

Steffens, S.D., Lewis-Russ, A., Jones, J. and Rech, W., 1995. The effects of permafrost on the geochemistry and hydrology of a metal-sulfide tailing impoundment 20 years later. Proceedings of the Annual National Meeting - American Society for Surface Mining and Reclamation, vol.12, pp.547-559, June 1995.

Tallant, B.A. and McKibben, M.A. 2005. Arsenic mineral kinetics: Arsenopyrite oxidation. Goldschmidt Conference Abstracts 2005.

Tumeo, M. and Guinn, M., 1997. Evaluation of bioremediation in cold regions. Journal of Cold Regions Engineering, September 1997, pp. 221-231.

## 6.2 Additional Reference Materials

The following is a list of references compiled from literature searches, but not cited in the text.

Chesworth, W. and Shelp, G., 2001. Galvanic control of oxygen fugacity as a treatment of problems associated with leachates from mine wastes. Assessment and Remediation of Contaminated Sites in Arctic and Cold Climates (ARCSACC) vol. 2 p. 240-244, May 7-8, 2001.

Elberling, B., 2002. Seasonal trends of soil CO<sub>2</sub> dynamics in a soil subject to freezing. Elsevier: Journal of Hydrology 276, 2003, pp. 159-175.



Elberling, B. and Nicholson, R.V., 1996. Field determination of sulphide oxidation rates in mine tailings. *Water Resources Research*, vol. 32, no. 6, pp. 1773-1784, June 1996.

Godwaldt, R.C., Biggar, K.W., Seg, D.C. and Foght, J. (2000) AMD generation at sub-zero temperatures. *Environmental Issues and Management of Waste in Energy and Mineral Production*; Singhal and Mehrotra (eds), pp. 557-563.

Lolacv, A.B., Spesivtsev, A.V., Butyugin, V.V., Pukhtin, B.S. and Savchenko, V.A., 1998. Forecasting of the stability of the tailing dam in permafrost region on the basis of fuzzy models. *International Association for Engineering Geology and the Environment*, vol. 5, 1998, pp. 3469-3473.

Mayer, K.U., Frind, E.O. and Blowes, D.W., 2002. Multicomponent reactive transport modeling in variably saturated porous media using a generalized formulation for kinetically controlled reactions. *Water Resources Research*, vol. 38, no. 9, pp. 13-1 – 13-21.

McKnight, D.M. and Bencala, K.E., 1990. The chemistry of iron, aluminum, and dissolved organic material in three acidic, metal-enriched, mountain streams, as controlled by watershed and in-stream processes. *Water Resources Research*, vol. 26, pp. 3087–3100, December 1990.

Murton J.B., Coutard J.P., Lautridou J.P., Ozouf J.C., Robinson D.A., Williams R.B.G., Guillemet G. and Simmons P., 2000. Experimental design for a pilot study on bedrock weathering near the permafrost table. *Earth Surface Processes and Landforms* 25 (12), pp. 1281-1294, Nov. 2000.

Nassar, I.N., Horton, R. and Flerchinger, G.N., 2000. Simultaneous heat and mass transfer in soil columns exposed to freezing thawing conditions. *Soil Sci.* 165 (3), pp.208–216.

Nixon, J.F. and Holl, N., 1998. Geothermal modeling of soil or mine tailings with concurrent freezing and deposition. *Canadian Geotech. Journal* 35, 1998, pp. 234-250.

Norecol Dames & Moore. 1994. Research Design for Northern Acid Rock Drainage. Prepared for Indian and Northern Affairs Canada. Report 26663-003-312. July 18, 1994.

Puura, A., Neretnieks, I. and Kirsimae, K., 1999. Atmospheric oxidation of the pyritic waste rock in Maardu, Estonia. 1 field study and modelling. *Environmental Geology* vol. 39 (1), November 1999.

Puura, E. and Pihlak, A., 1998. Oxidation of dictyonema shale in Maardu mining waste dumps. *Oil Shale*, 1998, vol. 15, n.3 , pp. 239-267.

Rankinen, K., Granlund, K. and Barlund, I., 2003. Modelling of seasonal effects of soil processes on N leaching in northern latitudes. *Nordic Hydrology*, vol. 35, n. 4-5, 2004, pp. 347-357.

Smith, G.M. and Rager, R.E., 2002. Protective layer design in landfill covers based on frost penetration. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, September 2002, pp. 794-798.

SRK Consulting, 2005. 2004 Waste Rock Storage Area Seepage and Waste Rock Survey Report. Report prepared for Rescan Environmental Services Ltd. and submitted to Northwest Territories Water Board. February 2005.

# **Appendix A**

## **Case Histories**



<b>CITRONEN FJORD PROJECT</b>
-------------------------------

**LOCATION**

<b>Description</b>	Citronen Fjord exploration project in North Greenland
<b>Latitude</b>	83°N
<b>Elevation</b>	Unknown

**CLIMATIC REGIME**

<b>Precipitation</b>	Not applicable
<b>Temperature Range</b>	Average annual temperature below $-17^{\circ}\text{C}$ Summer temperatures relatively high due to a large orographic sheltering effect from the inland ice, July-Aug (1993-1996) had average temps between 5 and $10^{\circ}\text{C}$ with a max of $14^{\circ}\text{C}$ and a min of $-3^{\circ}\text{C}$ .
<b>Permafrost Zone</b>	Continuous. Depth to permafrost table in dry gossans was 50-70cm, in near saturated areas depth less than 10cm. In Aug 1996, ground temperatures varied between 5 and $12^{\circ}\text{C}$ in the top 10 cm.

**MINING**

<b>Status</b>	Proposed mine.
<b>Mine Life</b>	Not applicable
<b>Mining Method</b>	Not applicable
<b>Waste Rock Management</b>	Not applicable
<b>Ore Processing and Tailings Disposal</b>	Not applicable

**GEOLOGY**

<b>Summary Geological Description</b>	Primary targets were the reported gossans and sulphide showings in the Lower Palaeozoic sediments at Citronen Fjord. Three main stratiform sulphide sheets occur within a 200 m thick stratigraphic sequence composed of massive and bedded pyrite with variable amounts of sphalerite and minor galena. Host rocks consist of dark argillaceous rocks of the Amundsen Land Group (late Ordovician to Early Silurian), primarily cherts and shales with siltstones and mudstones as well as carbonate debris flow conglomerates derived from nearby southern carbonate shelf.  The deposit is likely of lead-zinc sedimentary-exhalative origin formed by precipitation of metal sulphides on the sea floor.
<b>Mineralogy</b>	Pyrite [ $\text{FeS}_2$ ], sphalerite [ $(\text{Zn},\text{Fe})\text{S}$ ] and galena [ $\text{PbS}$ ]. Pyrite described as massive to dendritic-textured representing vent-facies deposition. Other metal sulphides are bedded. Carbonate intergrowths reported.
<b>Surficial Geology</b>	Lower Palaeozoic sediments and gossans.

<b>CITRONEN FJORD PROJECT</b>
-------------------------------

**GEOCHEMISTRY**

<b>Geochemical Overview</b>	<p>Concentrations of selected elements in the fresh sulphide-rich rocks and in the overlying gossan were reported (see Tables 1 and 2, Elberling and Landgahl, 1998). The organic content in the gossans are negligible.</p> <p>The fresh sulphide rocks are described as being comprised of 30% carbonate minerals and 70% sulphide minerals. The gossan overlying the fresh rock shows depletion in elements near the surface, and potentially an enrichment zone due to reprecipitation of elements as they are leached from the surface.</p> <p>Pore water extracted from the gossan were pH between 1 and 2, Fe concentrations between 10,000 and 50,000 ppm, Zn between 600 and 7000 ppm, Pb between 10 and 40 ppm with Ni, Cd and Cu up to 3 ppm. The pH of water in small streams in the area reported pH values of 3 downstream of the gossan and between 7 and 8 downstream of non-gossaneous areas. Ferric hydroxides abundant between gossan and the receiving river (Eastern River).</p>
<b>Low Temperature Geochemical Aspects</b>	<p><b><i>Effect of temperatures on oxidation rates:</i></b> O<sub>2</sub> uptake rates within the dry areas varied between <math>9.7 \times 10^{-2}</math> and <math>39.7 \times 10^{-2}</math> mol/m<sup>2</sup>/day, with an average of <math>19.8 \times 10^{-2}</math> mol/m<sup>2</sup>/day. Rates were about a factor of 10 less at moist and wet sites.</p> <p>The authors reported that these rates are on the same order as rates measured in temperate zones (e.g. Sudbury) for similarly sulphidic materials.</p> <p><b><i>Effect of temperature on bacterial activity:</i></b> Preliminary bacteria number analysis of the gossan indicated the numbers at this site were similar to those found in mining areas in temperate regions.</p> <p>Price (2001) references the identification of a species of Thiobacillus bacteria at Citronen Fjord that exist at pH 0 and temperatures of ~ -30°C in the winter months.</p> <p><b><i>Effect of temperature on solubility and reactivity of acid buffering minerals:</i></b> No data</p> <p><b><i>Effect of temperature on solubility of secondary minerals:</i></b> No data</p> <p><b><i>Solute freeze-concentration effects:</i></b> No data</p> <p><b><i>Effect of freeze-thaw processes on mineral exposure:</i></b> No data</p> <p><b><i>Solubility of oxygen in water covers:</i></b> No data</p> <p><b><i>Ice barrier effects on oxygen and water movement</i></b> No data</p>

<b>CITRONEN FJORD PROJECT</b>
-------------------------------

	<i>Freezing point depression of mill supernatant and tailings porewater</i> No data
--	--

**OTHER**

--

**INFORMATION SOURCES**

<b>References</b>	<p>Elberling, B. and Langdahl, B.R. (1998) <i>Natural heavy-metal release by sulphide oxidation in the high arctic</i>. Canadian Geotechnical Journal, vol. 35 (1998), pp. 895-901.</p> <p>Price, P.B. (2001). <i>Life in solid ice?</i> Unpublished report presented at Workshop on Life in Ancient Ice, June 30 to July 2, 2001, 21 pp.</p> <p>Van der Stijl, F.W. &amp; Mosher, G.Z. 1998: <i>The Citronen Fjord massive sulphide deposit, Peary Land, North Greenland: discovery, stratigraphy, mineralization and structural setting</i>. Abstract in Geology of Greenland Survey Bulletin 179, 40 pp.</p>
<b>Permissions for Unpublished Data</b>	Not applicable
<b>Case Study Prepared by:</b>	Shannon Shaw

## TABLES (from Elberling and Langdahl, 1998)

Table 1. Concentrations of selected elements in fresh sulphide-rich rocks (% by weight).

	Fe	S	Cu	Pb	Zn	Cd	Ca
Rock 1	25.5	28.7	0.001	0.29	1.0	0.002	12
Rock 2	25.5	29.1	0.001	0.27	1.25	0.003	12

Table 2. Concentrations of selected elements in gossanous soil at oxygen consumption site 1 (% by weight).

Depth below the surface (cm)	Fe	S	Cu	Pb	Zn	Cd <sup>a</sup>	Ca
0-5	14.7	5.4	0.002	0.07	0.08	—	5
5-10	16.6	3.6	0.002	0.18	0.12	—	3
10-15	17.8	4.8	0.002	0.09	0.09	—	4
15-20	20.4	2.6	0.003	0.50	0.15	—	1
20-25	19.7	3.7	0.003	0.45	0.19	—	3
25-30	23.3	3.5	0.003	0.34	0.23	—	2
30-35	22.9	2.9	0.003	0.62	0.21	—	1
35-40	25.0	2.3	0.003	0.37	0.25	—	1
40-45	19.8	5.8	0.003	1.42	0.22	—	6
45-50	25.6	1.0	0.003	0.26	0.31	—	3

<sup>a</sup>Below the detection limit of 0.5 ppm.

Table 3. Summary of sites and oxygen uptake rates.

Station No.	Thickness of unfrozen gossan (cm)	O <sub>2</sub> flux (mol/m <sup>2</sup> per day; ×10 <sup>-2</sup> )	Soil characteristics (colour, grain size, and water content)
1	67.6	9.7	Red, yellow sand; dry
2	62.1	13.7	Grey, yellow sand; dry
3	61.4	3.8	Grey silt; moist
4	65.0	15.2	White, grey sand; dry
5	58.8	39.7	Red sand; dry
6	52.6	17.5	Red sand; dry
7	62.0	38.2	Red sand; dry
8	35.0	11.8	Red sand; dry
9	51.0	24.3	Red sand; dry
10	51.0	11.5	Red sand; dry
11	15.0	3.2	Grey fine sand; wet
12	29.0	16.8	Red sand; dry
13	17.6	5.3	Grey fine sand; wet



<b>CULLATON LAKE MINE</b>
---------------------------

**LOCATION**

<b>Description</b>	Closed, Cullaton Lake and Shear Lake Mines, Nunavut
<b>Latitude</b>	61°16'N
<b>Elevation</b>	Unknown

**CLIMATIC REGIME**

<b>Precipitation</b>	Unknown
<b>Temperature Range</b>	Unknown
<b>Permafrost Zone</b>	Discontinuous

**MINING**

<b>Status</b>	Closed mine.
<b>Mine Life</b>	4 years
<b>Mining Method</b>	Underground
<b>Waste Rock Management</b>	Unknown
<b>Ore Processing and Tailings Disposal</b>	300 tonne per day gold mine using cyanide leaching

**GEOLOGY**

<b>Summary Geological Description</b>	The gold mineralization in the B-Zone of the Cullaton Lake Mine is hosted by sulphide iron formations. The mineralization at the S-Zone is contained in altered shears, breccia zones, pyritic shears and pyritic and sericitic impure quartzite. The host rocks for S-Zone were orthoquartzite, slate, shale and siltstone.
<b>Mineralogy</b>	Unknown
<b>Surficial Geology</b>	Lower Palaeozoic sediments and gossans.

**GEOCHEMISTRY**

<b>Geochemical Overview</b>	Chemical characteristics of the tailings samples are provided in the attached table.
-----------------------------	--

## CULLATON LAKE MINE

<b>Low Temperature Geochemical Aspects</b>	<b><i>Effect of temperatures on oxidation rates:</i></b> This project evaluated the reactivity of two samples of tailings from the Cullaton Lake Mine containing relatively high sulphur content (2.3%) and NP (45 kg CaCO <sub>3</sub> /t) (B Zone Tailings) and lower sulphur content (0.4%) and NP (2 kg CaCO <sub>3</sub> /t) (S Zone Tailings). Sulphate sulphur content of the samples was elevated and influenced leachate chemistry. Both samples were initially weathered at 2°C for two years and then at 10°C for 1 year. The study complemented an earlier project on the same materials which was performed at 25°C (Davé 1992). The overall value of the data collected for the project was limited by removal from the columns and homogenization of the samples between the 2°C and 10°C temperature stages. This procedure would have disrupted any layering that may have developed as a result of surface oxidation and would have distributed weathering products from the oxidized to the unoxidized tailings Furthermore, the onset of acidic conditions at the beginning of the 10°C period for the B Zone sample (see figure below) prevented the direct comparison of oxidation rates for the two temperatures conditions for these tests. A similar concern existed for the lower sulphur sample which generated acidic leachate during the 2°C period, which continued during the 10°C period. It appeared that sulphate released increased during the 10°C period but this may have been due to homogenization of the sample and re-distribution of sulphate from the oxidized tailings. Both tests demonstrated that ARD was produced at low temperatures.
	<b><i>Effect of temperature on bacterial activity:</i></b> No data
	<b><i>Effect of temperature on solubility and reactivity of acid buffering minerals:</i></b> No data
	<b><i>Effect of temperature on solubility of secondary minerals:</i></b> No data
	<b><i>Solute freeze-concentration effects:</i></b> No data
	<b><i>Effect of freeze-thaw processes on mineral exposure:</i></b> No data
	<b><i>Solubility of oxygen in water covers:</i></b> No data
	<b><i>Ice barrier effects on oxygen and water movement</i></b> No data
	<b><i>Freezing point depression of mill supernatant and tailings porewater</i></b> No data

**OTHER**

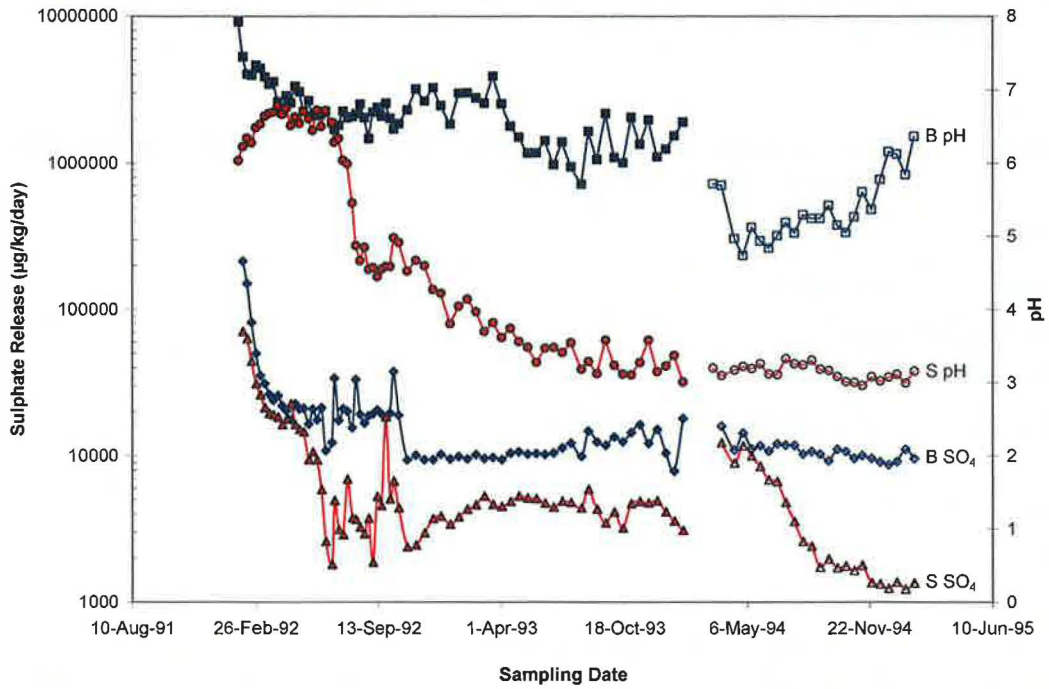
--

**CULLATON LAKE MINE****INFORMATION SOURCES**

<b>References</b>	Davé, N. K., 1991, Column Leaching Characteristics of Cullaton Lake B and Shear Zones Tailings Phase 1 - Room Temperature Leaching, Energy Mines and Resources Canada, Division Report, September 1991. Davé, N. and Clulow, V. 1996. Column Leaching Characteristics of Cullaton Lake B and Shear (S) – ZONES Tailings Phase 2: Cold Temperature Leaching. MEND Project 1.61.3.
<b>Permissions for Unpublished Data</b>	Not applicable
<b>Case Study Prepared by:</b>	Stephen Day

Chemical Characteristics of Tailings Samples, Cullaton Lake Mines

Parameter / Element	B - Zone	Shear (S) Zone
Al (%)	1.62 ± 0.008	0.47 ± 0.003
Ba (µg/g)	83.6 ± 0.6	101.5 ± 0.8
Ca (%)	2.37 ± 0.032	0.09 ± 0.002
Cd (µg/g)	<10	<10
Co (µg/g)	<10	16.1 ± 0.52
Cr (µg/g)	36.4 ± 0.2	24.4 ± 0.2
Cu (µg/g)	45.4 ± 0.3	15.5 ± 0.3
Fe (%)	20.07 ± 0.085	2.96 ± 0.01
K (%)	0.305 ± 0.07	0.15 ± 0.025
Mg (%)	0.88 ± 0.006	0.057 ± 0.003
Mn (%)	0.09 ± 0.0003	0.01 ± 0.0001
Na (%)	0.14 ± 0.001	0.06 ± 0.002
Ni (µg/g)	60.6 ± 10.8	48.6 ± 1.1
Total phosphorus (% P)	0.06 ± 0.014	0.009 ± 0.006
Pb (µg/g)	65.8 ± 1.9	48.4 ± 0.9
Total sulphur (% S)	2.63 ± 0.32	0.49 ± 0.1
Soluble sulphur ( as % S)	0.32 ± 0.01	0.09 ± 0.01
Total sulphide sulphur ( as % S)	2.31 ± 0.33	0.4 ± 0.11
Ti (%)	0.069 ± 0.0008	0.012 ± 0.0002
V (µg/g)	58.6 ± 2.0	15.4 ± 0.4
Zn (µg/g)	45.7 ± 0.4	12.1 ± 0.1
Zr (µg/g)	53.1 ± 3.0	44.4 ± 1.2
Total acid generation potential, kg CaCO <sub>3</sub> /tonne	72.2	12.5
Total alkalinity, kg CaCO <sub>3</sub> /tonne	45.36	2.0
Net neutralization potential, kg CaCO <sub>3</sub> /tonne	-26.84	-10.5



**Leaching Results for Cullaton Lake Tailings. Blue and red lines are the B and S zone tailings, respectively. The 2°C period is shown as filled symbols and the subsequent 10°C period as open symbols. Data from spreadsheets included with MEND Report 1.61.3 (Davé and Clulow 1996).**

<b>DIAVIK DIAMOND MINE</b>
----------------------------

**LOCATION**

<b>Description</b>	Approximately 300 km northeast of Yellowknife and 30 km southeast of the Ekati Diamond Mine in NWT, Canada
<b>Latitude</b>	64°30'(N)
<b>Elevation</b>	416 masl

**CLIMATIC REGIME**

<b>Precipitation</b>	375 mm, 60% as snow
<b>Temperature Range</b>	Daily Annual Average -12°C
<b>Permafrost Zone</b>	Continuous

**MINING**

<b>Status</b>	Operating
<b>Mine Life</b>	~2.5 years to date (2003 to present)
<b>Mining Method</b>	Open pit.
<b>Waste Rock Management</b>	Conventional waste rock disposal involving segregation and management of granite and xenolith-bearing granite containing variable but very low sulphur concentrations.
<b>Ore Processing and Tailings Disposal</b>	Conventional water-based kimberlite processing results in production of coarse and fine waste products.

**GEOLOGY**

<b>Summary Geological Description</b>	Diamondiferous kimberlite pipes hosted by tonalite-quartz diorite and 2-mica granite which intruded metaturbidites. The latter were incorporated into the granite as xenoliths.
<b>Mineralogy</b>	The mineralogy of the granitic rock includes potassium feldspar, albite and quartz with lesser muscovite and biotite. Biotite is locally altered to chlorite.  Biotite schist is composed principally of quartz, albite and biotite with lesser sillimanite and garnet. Sulphide occurs primarily as pyrrhotite. Pyrite, marcasite and chalcopyrite are present in very minor quantities.
<b>Surficial Geology</b>	Primarily glacial till.

**GEOCHEMISTRY**

<b>Geochemical Overview</b>	The sulphide and carbonate content of the granitic rocks is very low. This rock is described as "inert". The biotite schist has low median sulphur content (0.16%) but ranges from 0.01 to 0.56%. Negligible buffering capacity is present. Biotite schist is therefore considered to be potentially acid generating.
-----------------------------	--

## DIAVIK DIAMOND MINE

<b>Low Temperature Geochemical Aspects</b>	<p><b><i>Effect of temperatures on oxidation rates:</i></b>  As part of the environmental assessment process for the project, 35 column tests and 4 16-m<sup>3</sup> on-site leach pads were operated. The on-site tests were operated as laboratory equivalents, of which three were operated under both room and cold (4°C) conditions (Table 1). Data were obtained for about two years of laboratory and field testing. The field tests were reported to be frozen for nine months of the year. No flow measurements were obtained from the pads. Table 1 provides a summary of the four field tests and laboratory equivalent data.</p> <p>The three comparative laboratory column tests showed little difference for the pure granite sample but lower oxidation rates for two samples composed of pure biotite schist and biotite schist (20%) mixed with other rock types. The pure biotite schist sample developed acidic leachate (with pH as low as 2.8), and sulphate concentrations from 85 to 472 mg/L. The cold equivalent sample also produced acidic leachate (lowest pH 3.4) but sulphates were 36 to 124 mg/L representing about a factor of 3 difference. This difference is equivalent to that predicted theoretically by the Arrhenius equation. The test containing a rock type mixture at room temperature showed pH depression to 4.7 whereas the refrigerated equivalent test did not. Comparison of sulphate release cannot be made on the same basis.</p> <p>The lack of flow measurements for the leach pads precludes direct comparison of release rates. The two tests containing granite-type mixtures did not generate acidic leachate. The leach pad containing pure biotite schist generated acidic (pH 4.6) leachate and sulphate concentrations were elevated compared to the granite pads. The pad containing 20% biotite schist did not produce acidic leachate and sulphate release was not substantially different from the non-acidic pads.</p>
	<p><b><i>Effect of temperature on bacterial activity:</i></b>  No data</p>
	<p><b><i>Effect of temperature on solubility and reactivity of acid buffering minerals</i></b>  One pair of column tests containing granitic rock with low very sulphur oxidation rates provides some data on the relative reactivity of silicate minerals for room and refrigerated conditions. The low temperature experiment produced lower alkalinity, potassium and sodium release. There was no detectable difference for calcium and magnesium. Potassium and sodium originate from weathering of silicates (biotite and possible K-feldspar and plagioclase). Calcium and magnesium may originate from weathering of carbonate minerals or silicates (plagioclase and/or biotite). The data only suggest that alkalinity release is slower under lower temperatures. Alkalinity can be released by dissolution of carbonates and weathering of feldspars by carbonic acid.</p>
	<p><b><i>Effect of temperature on solubility of secondary minerals:</i></b>  No data</p>
	<p><b><i>Solute freeze-concentration effects:</i></b>  No data</p>

<b>DIAVIK DIAMOND MINE</b>
----------------------------

	<i>Effect of freeze-thaw processes on mineral exposure:</i> No data
	<i>Solubility of oxygen in water covers:</i> No data
	<i>Ice barrier effects on oxygen and water movement</i> No data

**OTHER**

The International Network on Acid Prevention is sponsoring construction of a fully instrumented test pile. No results have been published to date.

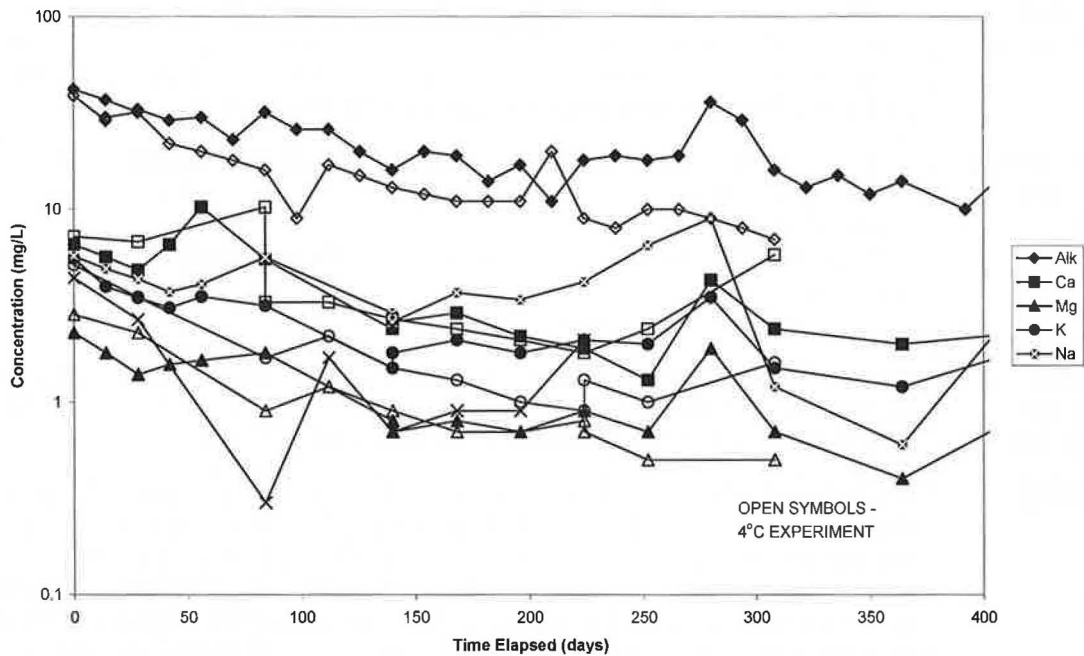
**INFORMATION SOURCES**

<b>References</b>	Data files submitted as part of the environmental assessment and licensing.
<b>Permissions for Unpublished Data</b>	
<b>Case Study Prepared by:</b>	Stephen Day



Lab Test	Rock Type	Lab Outcome		Site Test Pad Equivalent
		Ambient	40C	
SUB CR1	Granite (100%)	104 weeks (2 week cycle), pH 6.5 to 8.1, SO <sub>4</sub> <1 to 3 mg/L	44 weeks (2 week cycle), pH 6.7 to 7.7, SO <sub>4</sub> <1 to 3 mg/L	110 weeks (7 samples), pH 6.9 to 8.5. SO <sub>4</sub> 100 to 285 mg/L
SUB CR2	Granite (85%), Pegmatite (15%)	10 weeks (2 week cycle), pH 7.6 to 8.1, SO <sub>4</sub> 2 to 10 mg/L	No test	110 weeks (7 samples), pH 8.0 to 9.0. SO <sub>4</sub> 18 to 262 mg/L
SUB CR3	Granite (6%), Biotite Schist (20%), Pegmatite (12%), Diabase (2%)	104 weeks (2 week cycle), pH 4.7 to 6.9, SO <sub>4</sub> 22 to 52 mg/L	96 weeks (2 week cycle), pH 6.5 to 7.6, SO <sub>4</sub> 6 to 38 mg/L	110 weeks (7 samples), pH 7.2 to 8.5. SO <sub>4</sub> 32 to 301 mg/L
SUB CR4	Biotite Schist (100%)	104 weeks (2 week cycle), pH 2.8 to 7.3, SO <sub>4</sub> 85 to 472 mg/L	96 weeks (2 week cycle), pH 3.4 to 7.6, SO <sub>4</sub> 36 to 124 mg/L	110 weeks (7 samples), pH 4.6 to 6.9. SO <sub>4</sub> 357 to 934 mg/L

Granite Leach Column Operated at Two Temperatures - Diavik Project



<b>EKATI DIAMOND MINE</b>
---------------------------

**LOCATION**

<b>Description</b>	Approximately 20 km east-northeast of Lac de Gras and 30 km northwest of the Diavik Diamond Mine in the NWT, Canada
<b>Latitude</b>	64°44'(N)
<b>Elevation</b>	469 masl

**CLIMATIC REGIME**

<b>Precipitation</b>	Total 299 mm, with 46% (138 mm) as snow (Lupin A station)
<b>Temperature Range</b>	Annual average temperature= -12°C Range: -30.4°C (Jan) to 11.5°C (Jul) (Lupin A station)
<b>Permafrost Zone</b>	Continuous

**MINING**

<b>Status</b>	Operating
<b>Mine Life</b>	~7 years (1998 to present), expected mine life of at least 25 years.
<b>Mining Method</b>	Open pit and underground
<b>Waste Rock Management</b>	The majority of pipes are hosted by granitic rock types which are disposed in conventional waste rock dumps. At the Miscry Pipe, several pipes occur at the contact of a granite and biotite schist. Since the schist is potentially acid generating, the waste rock dump has been constructed to enhance cooling of the rock.
<b>Ore Processing and Tailings Disposal</b>	Fine processed kimberlite is discharged to the Long Lake Containment Facility (LLCF) consisting of 4 cells for tailings placement and 1 cell for settling and clarification of water. Coarse kimberlite reject (CKR) is disposed within the conventional waste rock dump at the Panda Pipe.

**GEOLOGY**

<b>Summary Geological Description</b>	Diamondiferous kimberlites thought to be Mesozoic or Cenozoic in age and emplaced into Archean granitic and schistose rocks of the Slave tectonic province, and much later diabase dykes associated with the Mackenzie Dyke Swarm.
<b>Mineralogy</b>	Kimberlites have conventional mineralogy consisting of fresh and altered ultramafic minerals (olivine and serpentine). Sulphur occurs primarily as fine-grained pyrite at low concentrations (much less than 1%). Fine-grained calcite is abundant. Granite mineralogy is consistent with global characteristics. Intrusion of kimberlite does not alter the granite. The granitic rocks contain negligible sulphur (<0.05%) typically as pyrite but occasionally as chalcopyrite. Calcite also occurs rarely as fracture fillings. Mafic xenoliths are a common feature which may be local sources of sulphide (pyrite and chalcopyrite enrichments). Biotite schist contains low concentrations of sulphur (~0.2%) primarily as fine-grained pyrite and pyrrhotite. Calcite is rare.
<b>Surficial Geology</b>	Glacial till, glacio-fluvial deposits, glacio-lacustrine sediments and lacustrine deposits.

## EKATI DIAMOND MINE

## GEOCHEMISTRY

<b>Geochemical Overview</b>	<p>The kimberlites are non-acid generating due to the high concentrations of carbonate (calcite) and silicate (magnesium) neutralization potential and low concentrations of pyrite. Neutral pH leaching of elements occurring in pyrite (nickel and molybdenum) is apparent in laboratory tests and in seepage from the CKR disposal area. Granitic rocks have very low reactivity. While carbonate neutralization potential is negligible, sulphur content is also very low and kinetic testing has shown that weathering of silicates by carbonic acid produces enough alkalinity to offset acid generation by oxidation of sulphides.</p> <p>Schists at the Misery Pipe and Pigeon Pipe have been shown to generate ARD under laboratory conditions. Generation of ARD under field conditions for the schist has not been demonstrated.</p>
<b>Low Temperature Geochemical Aspects</b>	<p><b><i>Effect of temperatures on oxidation rates:</i></b>  A laboratory kinetic test on diabase from the Fox Pipe showed that reduction of temperatures from room to refrigerated resulted in a decrease in oxidation rates from about 23 mg/kg/week to about 6 mg/kg/week (ie a factor of about 3.8). Similar factors were observed for zinc (3.2) and nickel (3.1).  It is apparent from the extensive seepage monitoring network that oxidation of pyrite occurs under the cold temperatures at the site. The coarse kimberlite reject pile has drainage containing several thousand mg/L and elevated Ni and Mo concentrations. However, the effect of freeze-concentration in this setting is probably significant and the elevated sulphate concentrations cannot be attributed to rapid oxidation under pH neutral conditions. The high sulphate concentrations are also partly supported by the abundance of magnesium.  Several years of monitoring at the Misery Waste Rock Storage area has not detected ARD. This appears to indicate that the measures designed to enhance low temperature conditions within the pile are being successful either by limiting oxidation of the sulphide or by ice encapsulation.</p> <p><b><i>Effect of temperature on bacterial activity:</i></b>  No data</p> <p><b><i>Effect of temperature on solubility and reactivity of acid buffering minerals:</i></b>  No data</p> <p><b><i>Effect of temperature on solubility of secondary minerals:</i></b>  No data</p> <p><b><i>Solute freeze-concentration effects:</i></b>  Thermal monitoring of the CKRSA demonstrates that internal temperatures are consistently very close to freezing implying that freezing of trapped process water is occurring, likely resulting in freeze concentration of waters. This may partially explain the highly concentrated nature of waters observed draining from the pile.</p> <p><b><i>Effect of freeze-thaw processes on mineral exposure:</i></b>  No data</p> <p><b><i>Solubility of oxygen in water covers:</i></b>  No data</p>

<b>EKATI DIAMOND MINE</b>
---------------------------

	<i>Ice barrier effects on oxygen and water movement</i> No data
--	--

**OTHER**

Acidic seepage apparently unrelated to ARD is seen at Ekati. In some cases, the acidic water is very dilute and the water is believed to originate from natural decay in tundra soils. Therefore, tundra water is typically slightly acidic but has very low ion concentrations. In the CKRSA, acidic seepage has been observed. This is suspected to be due to ferrous iron release in reducing conditions (perhaps produced by interaction of CKR with tundra, and subsequent slow oxidation and hydrolysis under cold conditions producing ferric hydroxide precipitates and low pH water. Since the acid generation does not occur in contact with the calcareous CKR, the acidity is detected as low pH of surface water.

**INFORMATION SOURCES**

<b>References</b>	Day, S., Sexsmith, K. and Millard, J. 2003. Acidic Drainage From Calcareous Coarse Kimberlite Reject, Ekati Diamond Mine <sup>TM</sup> , Northwest Territories, Canada. Proceedings of the Sixth International Conference on Acid Rock Drainage.  SRK Consulting, 2003. 2002 Waste Rock Storage Area Seepage and Waste Rock Survey Report. Prepared for BHP Billiton Diamonds. February 2002.
<b>Permissions for Unpublished Data</b>	Not applicable
<b>Case Study Prepared by:</b>	Stephen Day

<b>KENO HILL MINING DISTRICT</b>
----------------------------------

**LOCATION**

<b>Description</b>	Approximately 350 km north of Whitehorse in central Yukon, Canada
<b>Latitude</b>	63°56'(N)
<b>Elevation</b>	Average elevation of mining at 760 m.

**CLIMATIC REGIME**

<b>Precipitation</b>	Total 346 mm, with 42% (145 mm) as snow (Mayo Airport station)
<b>Temperature Range</b>	Annual average temperature = -3.6°C Range: -26.9°C (Jan) to 15.6°C (Jul) (Mayo Airport station)
<b>Permafrost Zone</b>	Discontinuous

**MINING**

<b>Status</b>	Closed with regional exploration on-going
<b>Mine Life</b>	~75 years (1914-1989)
<b>Mining Method</b>	Underground and open pit (from 1977 onwards)
<b>Waste Rock Management</b>	Waste rock often used for construction, riprap etc., but piles, in particular those associated with open pit operations exist.
<b>Ore Processing and Tailings Disposal</b>	The Keno Hill silver-lead-zinc mining district is one of the richest and most productive silver camps in North America. Historic production amounts to over 210 million ounces of silver, 350,000 tons of lead and 210,000 tons of zinc from both underground and open-pit operations. The district is a world-class silver camp with more than 160 km of known vein strike length, 65 identified deposits or prospects and a documented history of production from 34 deposits. The property produced more than 200 million ounces of silver between ~1914 and 1989.  Tailings from the Elsa mill were deposited in a storage facility covering an area of 0.65 km <sup>2</sup> .

**GEOLOGY**

<b>Summary Geological Description</b>	Three main rock types are described as Devonian-Carboniferous Earn Group metasedimentary and metavolcanic rocks (carbonaceous phyllite, siliceous phyllite and porphyritic phyllitic felsic metavolcanic rocks), Early Carboniferous Keno Hill quartzite (with lenses of choloritic phyllite and rare limestone) and Late Triassic meta-diorite.
<b>Mineralogy</b>	Carbonate veinlets are reported in all the rock types. Ore mineralogy includes argentiferous galena [PbS] and silver-containing sulphosalts such as freibergite [(Ag,Cu,Fe) <sub>12</sub> (Sb,As) <sub>4</sub> S <sub>13</sub> ]. Associated gangue minerals reported included sphalerite [ZnS], pyrite [FeS <sub>2</sub> ], manganiferous siderite [(Mn,Fe)CO <sub>3</sub> ] occurring in quartz veins.  Secondary minerals identified in the waste rock include limonite [Fe-hydroxides], pyrolusite [MnO <sub>2</sub> ], cerrusite [PbCO <sub>3</sub> ] and anglesite [PbSO <sub>4</sub> ].

<b>KENO HILL MINING DISTRICT</b>
----------------------------------

<b>Surficial Geology</b>	Local gravel 'sumps' at the base of slopes. Hillsides are mantled by bouldery sand and clay with locally modified solifluction since glacial melting. Stream bottoms generally consist of pebble to boulder sized rock fragments and lag from glacial deposits.
--------------------------	---

**GEOCHEMISTRY**

<b>Geochemical Overview</b>	No data
<b>Low Temperature Geochemical Aspects</b>	<i>Effect of temperatures on oxidation rates:</i> No data
	<i>Effect of temperature on bacterial activity:</i> No data
	<i>Effect of temperature on solubility and reactivity of acid buffering minerals:</i> No data
	<i>Effect of temperature on solubility of secondary minerals:</i> Water quality and stream sediment sampling and analysis suggest that there is formation of soluble secondary minerals during the dry season (including winter) creating a temporary metal storage through the cryogenic precipitation of hydrozincite $[Zn_5(CO_3)_2(OH)_6]$ . Cryogenic precipitation results from small flowing streams with high concentrations of Zn flowing over microbial growth in late spring through fall. The metals sorb onto the body walls of bacteria forming a microbial mat or organic litter on the stream bed. During winter and progressive freezing, the concentrations of dissolved constituents in the water increases due to ice segregation. Sorbed metals provide nucleation sites for secondary mineral formation resulting in further accumulation. Unless the microbial mat is rapidly buried, the metals will largely redissolve after the thaw and spring freshet.
	Evaluations of the tailings indicate upward migration of constituents through capillary action during the summer when evaporation is highest. Precipitates included gypsum $[CaSO_4 \cdot 2H_2O]$ and bianchite $[(Zn,Fe^{++})(SO_4) \cdot 6(H_2O)]$ resulting in a surface enrichment of contaminants.
	<i>Solute freeze-concentration effects:</i> No data
	<i>Effect of freeze-thaw processes on mineral exposure:</i> No data
	<i>Solubility of oxygen in water covers:</i> No data
<i>Ice barrier effects on oxygen and water movement</i> No data	

**OTHER**

--

**KENO HILL MINING DISTRICT****INFORMATION SOURCES**

<b>References</b>	Kwong, Y.T.J., Roots, C.F., Roach, P. and Kettley, W. (1997). Post-mine metal transport and attenuation in the Keno Hill mining district, central Yukon, Canada. <i>Environmental Geology</i> , vol. 30(1/2), pp. 98-107.
<b>Permissions for Unpublished Data</b>	Not applicable
<b>Case Study Prepared by:</b>	Shannon Shaw

<b>MAARMORILIK MINE (BLACK ANGEL)</b>
---------------------------------------

**LOCATION**

<b>Description</b>	In the inner part of the Uummanaq fjord system of West Greenland
<b>Latitude</b>	71°07'N
<b>Elevation</b>	Unknown

**CLIMATIC REGIME**

<b>Precipitation</b>	Total = <120mm
<b>Temperature Range</b>	Average annual temperature = -8°C
<b>Permafrost Zone</b>	Continuous permafrost at a depth of 1.4 m in summer

**MINING**

<b>Status</b>	Closed (in 1990)
<b>Mine Life</b>	17 Years (1973-1990)
<b>Mining Method</b>	Underground
<b>Waste Rock Management</b>	Waste rock placed above ground in dumps
<b>Ore Processing and Tailings Disposal</b>	<p>During operations, the mine processed ~ 11 million tonnes of ore.</p> <p>Tailings were discharged into a small adjacent fjord named Affarlikassaa that is separated from the outer fjord by a small sill. On closure, some of the inter-tidal tailings were placed further underwater and some were placed on land. Those on land were covered in 1991 with 40 to 70 cm of sediments consisting primarily of carbonate minerals</p>

**GEOLOGY**

<b>Summary Geological Description</b>	The deposit is a carbonate-hosted zinc-lead-silver massive sulfide deposit of SEDEX or Mississippi Valley-type origin. Host rocks are Proterozoic calcitic to dolomitic marble a basal quartzite unit and intercalations of anhydrite-bearing marble and semipelitic schists. The ore forms flat-lying, highly deformed lenses up to 30m thick. The massive ore consists of sphalerite, galena, and pyrite, with accessory pyrrhotite, chalcopyrite, tennantite and arsenopyrite.
<b>Mineralogy</b>	<p>The deposit is reported to consist of 24-30% pyrite [FeS<sub>2</sub>], 14-15% Zn (assuming as sphalerite, ZnS) and 4% Pb (assuming as galena PbS).</p> <p>Fine tailings (&lt;2mm) consisted of ~ 50% carbonates in equal proportions of calcite [CaCO<sub>3</sub>] and dolomite [CaMg(CO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>], 15 to 40% pyrite [FeS<sub>2</sub>], 1-2% sphalerite [ZnS] and less than 1% galena [PbS]. Coarse tailings (&gt;2mm) contained less than 1% sulfides and 99% other silicate minerals.</p>
<b>Surficial Geology</b>	No data



<b>MAARMORILIK MINE (BLACK ANGEL)</b>
---------------------------------------

<b>GEOCHEMISTRY</b>	
---------------------	--

<b>Geochemical Overview</b>	<p>Reported contamination from marine disposal and waste rock dumps consist of heavy metals in water, dust and concentrate pollution. The metal concentrations in the waste were reported as <math>0.89 \pm 0.2\%</math> Pb, <math>2.7 \pm 0.4\%</math> Zn and <math>0.12 \pm 0.002\%</math> Cd.</p> <p>The tailings pH values were reported to vary between 8.1 and 9 s.u.</p>
<b>Low Temperature Geochemical Aspects</b>	<p><b><i>Effect of temperatures on oxidation rates:</i></b> Somewhat low oxidation rates (on the order of <math>0.1 \text{ moles/m}^2/\text{d}</math>) are seen in this material, partially as a result of temperature and partially as a result of near neutral pH conditions. Depth profiles of temperature, <math>\text{O}_2</math> and <math>\text{CO}_2</math> concentrations, <math>\text{SO}_4</math> and activity are shown in Figure 2 from Elberling <i>et al.</i>, 2001). Results show that sulfide oxidation and carbonate dissolution occur in the active zone beneath a cover in the tailings.</p>
	<p><b><i>Effect of temperature on bacterial activity:</i></b> Almost negligible biotic activity was seen in this study, however it is primarily attributed to the high pH environment.</p>
	<p><b><i>Effect of temperature on solubility and reactivity of acid buffering minerals:</i></b> No data</p>
	<p><b><i>Effect of temperature on solubility of secondary minerals:</i></b> No data</p>
	<p><b><i>Solute freeze-concentration effects:</i></b> No data</p>
	<p><b><i>Effect of freeze-thaw processes on mineral exposure:</i></b> No data</p>
	<p><b><i>Solubility of oxygen in water covers:</i></b> No data</p>
	<p><b><i>Ice barrier effects on oxygen and water movement</i></b> No data</p>

<b>OTHER</b>
--------------

<b>INFORMATION SOURCES</b>
----------------------------

<b>References</b>	Elberling, B., Asmund, G. Balic-Zunic, T. Rohwerder, T. and Sand, W. (2001). <i>Reactivity of covered sulfidic waste near Maarmorilik in West Greenland</i> . Mining in the Arctic, Olsen, Lorentzen & Rendel (eds.), 2001, pp. 11-16.
<b>Permissions for Unpublished Data</b>	Not applicable
<b>Case Study Prepared by:</b>	Shannon Shaw

FIGURES (from Elberling *et al.*, 2001)

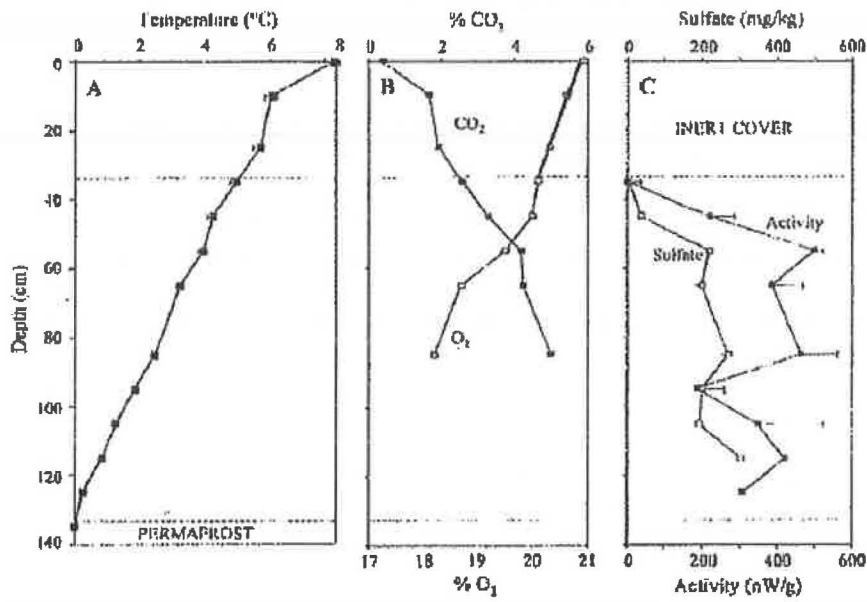


Figure 2. Depth-dependent ground temperatures, pores gas composition, solid sulfate content and total heat output at 20°C from oxidizing pyritic waste. The thick solid line across the inert cover represents linear regression of oxygen concentrations ( $r^2 > 0.99$ ) and bars represent standard deviations.

<b>NANISIVIK MINE</b>
-----------------------

**LOCATION**

<b>Description</b>	Located on Baffin Island, Nunavut, Canada approximately 750 km north of the Arctic Circle.
<b>Latitude</b>	73°02'N
<b>Elevation</b>	~ 400 m

**CLIMATIC REGIME**

<b>Precipitation</b>	Total average annual precipitation = 125 mm; [note 240 mm from Cassie and LeDrew, 2001] Proportion as snow = not recorded.
<b>Temperature Range</b>	Average annual temperature = -13.5 °C; [note -15.2°C from Cassie and LeDrew, 2001] Monthly average range = see Figure 1 from Kyhn and Elberling, 2001
<b>Permafrost Zone</b>	Continuous. Permafrost boundary in tailings moved from a depth of ~1m in mid July to 1.5 m in mid August.

**MINING**

<b>Status</b>	Started production in 1976, operations ceased in September 2002.
<b>Mine Life</b>	~ 26 years
<b>Mining Method</b>	In the Main Lens, mining was by room and pillar methods, but in the smaller satellite zones, production methods included drift and slash stoping with some cut and fill stoping.
<b>Waste Rock Management</b>	No data
<b>Ore Processing and Tailings Disposal</b>	Ore was crushed in a jaw crusher and a cone crusher and grinding was by rod and ball mill. Lead flotation was carried out in six rougher cells and zinc flotation is carried out in 24 cells. Concentrates were dried in rotary dryers and were trucked 3 km to the storage shed at the ship loading dock.  Flotation tailings were pumped through a 4 km pipeline to the West Twin Lake tailings disposal area. Some tailings were deposited "on land" (Elberling <i>et al.</i> , 2000).  The tailings disposal area was divided into an upper Surface Cell for solids and a lower Reservoir for storage of supernatant water. A frozen-shale upstream constructed dike separates the two cells (Cassie and LeDrew, 2001).

**GEOLOGY**

<b>Summary Geological Description</b>	The Nanisivik sulphide deposits are hosted in carbonate rocks of the Society Cliffs Formation. The various Nanisivik deposits aggregate more than 50 million tonnes of massive sulphides. Barren massive pyrite bodies are by area the most extensive, and contain the largest sulphide tonnages. Zones carrying sphalerite are present within the massive pyrite bodies, but are really more restricted and also confined to a restricted vertical interval. All known significant sphalerite deposits are in horsts adjacent to the Keystone Graben.
---------------------------------------	--

<b>NANISIVIK MINE</b>
-----------------------

	The Main Zone deposit is 3 km long, oriented east-west, and broadly "T" shaped, with a flat-topped upper section. The keel section of the deposit extends to about 80 m below the upper section. While it is vertical, no obvious controlling structures are observed. In places, flat-lying wings of sulphides extend out laterally from the keel zone. Internal structures in the ore zones tend to be complex, ranging from massive and banded to chaotic and brecciated. Banding tends to be subhorizontal in both the upper section of the Main Zone and the keel section of the deposit, but it may be parallel to dipping dolostone contacts in some areas. As well, the ore is porous in places and large irregular zones of ice are present in some faces underground. The accepted geological model is a Mississippi Valley Type (MVT). These are post-depositional, carbonate hosted deposits (InfoMine, 2005).
<b>Mineralogy</b>	Fresh tailings are comprised of roughly 50-85% pyrite [FeS <sub>2</sub> ] with the remainder made up of dolomite [CaMg(CO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> ] and residual amounts of sphalerite [ZnS] and galena [PbS].
<b>Surficial Geology</b>	No data

**GEOCHEMISTRY**

<b>Geochemical Overview</b>	<p>Tailings generally well buffered to pH values between 7.4 and 7.7. Sulphate is the dominant oxidation product (accounts for &gt;98% of sulphur species), also identified thiosulphate, polythionates and elemental sulphur. Oxidized and reduced zone interface in subaerial tailings at a depth of 20 to 40 cm. A thin Fe(OH)<sub>3</sub> hardpan is associated with the interface (Elberling, 2005). Pore water collected below 40cm is buffered. Pore water concentrations in the oxidation zone after precipitation events are similar to that below the interface, but after dry periods are acidic (pH as low as 2.3) with elevated Zn, Pb, Cd and SO<sub>4</sub> (see Table 1).</p> <p>Oxygen concentrations dropped from atmospheric to below detection (0.1%) at all sites. O<sub>2</sub> penetration reached ~ 30cm in well drained areas (water content ~ 10%) and only ~ 2cm in wet areas (water content ~ 30%). Temperatures during sampling near 13°C near the surface, 4-6°C at 60cm depth and reached 0°C at the permafrost level.</p>
<b>Low Temperature Geochemical Aspects</b>	<p><b><i>Effect of temperatures on oxidation rates:</i></b> Chemical oxidation accounted for 50 to 100% of the total activity with an average of 65% (see Table 2, Elberling <i>et al.</i>, 2000).</p> <p>Field measured O<sub>2</sub> uptake rates measured at 3 locations in moles/m<sup>2</sup>/d = 0.40±0.06 (well drained 6 yr old tailings); 0.0055±0.008 (wet 6 yr old tailings); 0.39+/-0.05 (well drained ½ yr old tailings). Field measurements of oxygen uptake at temperatures less than -4°C were not possible with the equipment used due to freezing, but measurements under snow cover with temperatures of -1 to -3°C showed oxidation rates in the winter of approximately 20-25% of the rates measured during the summer.</p> <p>Heat output converted to O<sub>2</sub> uptake from laboratory experiments were generally in good agreement with field measurements with values in moles/m<sup>2</sup>/d = 0.43±0.03 (well drained 6 yr old tailings); 0.0027 (wet 6 yr old tailings); 0.38 (well drained ½ yr old tailings). The authors indicate these rates are similar to those seen in more temperate regions.</p>

## NANISIVIK MINE

<p><b>Low Temperature Geochemical Aspects</b></p>	<p>The O<sub>2</sub> uptake rate decreased with decreasing soil temperature in the well-drained tailings sites indicating that the sulphide oxidation rate is dependent on the soil temperature in unsaturated materials (see Figure 3, Elberling <i>et al.</i>, 2000). Summer oxidation rates may be 2 to 3 times higher than average monthly rates on an annual basis (Elberling <i>et al.</i>, 2003). Due to low O<sub>2</sub> uptake rate in wet materials, little variation is seen with changing soil temperature.</p> <p>A Q<sub>10</sub> value (temperature coefficient) is used to describe the change in rate (chemical and biological oxidation rate) for every 10°C change in temperature. The value above -2°C was ~2, but below -2°C was much greater at ~ 10 (see Figure 1, Elberling, 2005). The change was attributed to trapping of gases rather than a decrease in microbial activity below freezing temperatures due to a similar shift in experiments where all microbes were exterminated with chloroform.</p> <p>Comparative humidity cell data provided by Mattson (personal communication) show that oxidation rates were lower when temperature was reduced for a sampling of tailings and waste rock. Zinc release however appeared to increase.</p> <p><b><i>Effect of temperature on bacterial activity:</i></b> Calorimetric results indicate bacterial activity accounts for roughly 1/3<sup>rd</sup> of the current sulphide oxidation or activity throughout the range of temperatures tested (roughly 13°C to -3°C).</p> <p>Microorganisms identified included strongly acidophilic, lithotrophic iron(II) (<i>Thiobacillus ferrooxidans</i>) and sulphur (<i>T. thiooxidans</i>) oxidizing bacteria, moderately acidophilic lithotrophic, thiosulphate oxidizing bacteria (<i>Thiomonas intermedia</i>) and chemoorganotrophic microorganisms (COT) in the upper zones to a depth of 25cm.</p> <p>Microorganisms were not detected in samples from the reduced zone below 30cm of the buffered tailings nor from the fresher (1/2 yr old) tailings in either zone. The microbial oxidation therefore is limited when pH is high.</p> <p>Temperature itself could not account for increased or reduced bacterial activity, significant activity near 0°C in well-drained, poorly buffered tailings was measured.</p> <p><b><i>Effect of temperature on solubility and reactivity of acid buffering minerals:</i></b> Pore water chemistry changed over time in the unsaturated zone of the tailings. The greatest variability was seen in the reaction zone (i.e. between the leached oxide zone and the saturated zone). Figure 5 from Elberling, 2001 shows the variations in a number of parameters on a seasonal basis.</p> <p>Increased acid production (and decreasing pH) over the season as temperatures increase from July to September is accompanied by an increase in concentrations of Mg and to a lesser extent Ca due to dolomite dissolution. Elberling anticipates that the Ca is attenuated somewhat by gypsum precipitation due to the smaller increase as compared to Mg. Increasing concentrations of sulphate in pore water during the monitoring period was assumed to be a result of sulphide oxidation and corrected for evaporation (by comparison with Cl changes) and gypsum precipitation (by comparison with Mg:Ca ratios). Sulphate concentrations were compared to O<sub>2</sub> consumption rates over the same period of time with very close agreement in the</p>
---	--

<b>NANISIVIK MINE</b>
-----------------------

	calculated O <sub>2</sub> uptake rates by both methods (0.22 vs. 0.19 mol O <sub>2</sub> /m <sup>2</sup> /d).
	<b><i>Effect of temperature on solubility of secondary minerals:</i></b> No data
	<b><i>Solute freeze-concentration effects:</i></b> High concentrations of dissolved weathering products decreased the freezing point by a few degrees. Unfrozen water was observed at temperatures at least as low as -10°C (Elberling, 2005). Relatively good matches between observations and modeling using FREZCHEM to predict the amount of unfrozen water content were found in freezer experiments (Figure 7 from Elberling, 2001).
	<b><i>Effect of freeze-thaw processes on mineral exposure:</i></b> No data
	<b><i>Solubility of oxygen in water covers:</i></b> No data
	<b><i>Ice barrier effects on oxygen and water movement:</i></b>  At freezing temperatures, decreasing temperatures increase the fraction of water freezing thereby potentially trapping gas containing O <sub>2</sub> . Elberling, 2005, hypothesized that the physical trapping of O <sub>2</sub> limits the amount of O <sub>2</sub> available for oxidation and may partially account for the increased Q <sub>10</sub> value below -2°C at Nanisivik.  Increasing water content in tailings towards the lake reduced the near-surface effective diffusion as well as the O <sub>2</sub> uptake by a factor of ~ 100 (Figure 5, Elberling <i>et al.</i> , 2003). Freezing has shown no significant effect on the diffusivity in tailings with a water saturation of less than 30%. Above 30%, freezing decreases the diffusivity by up to an order of magnitude compared to unfrozen tailings up to a saturation of 70% (see Figure 5, Elberling 1998).
	<b><i>Effect of thermal dry covers:</i></b>  Kyhn and Elberling (2001) discuss the effects of thermal dry covers on two test pads constructed to encapsulate the tailings within the permafrost zone and ensure the active zone remains within the cover materials, essentially by forcing the frost table upwards. One cover consisted of 2m of shale (TP1), the other consisted of 1.7m of shale and 0.3m of sand and gravel on top (TP2). Temperatures and thermal conductivities were measured with depth in both test pads. Results were used to calibrate a model using WinSoil to analyze heat and water transport in the material.  Thermocouple readings in TP1 show temperatures at the cover/tailings interface from -15°C to -10°C in Feb and March and between -2°C and -0.5°C in August and September. Slightly warmer winter temperatures were recorded at the interface in TP2 reaching -7.2°C. Modeling of a snow cover indicated snow (as little as 5 cm) may have a dramatic impact on the temperature regime within covered tailings (see Figure 7 from Kyhn and Elberling, 2001). Modeling of various cover thicknesses was included (see Figure 8 from from Kyhn and Elberling, 2001) however snow cover was not considered.

<b>NANISIVIK MINE</b>
-----------------------

	Results suggest that frost tables can be forced upward and waste can be maintained within the permafrost zone, however chemical and biological oxidation can continue below 0°C and snow cover can greatly impact the temperature regime in the thermal cover and beneath it.
--	---

<b>OTHER</b>

<b>INFORMATION SOURCES</b>	
----------------------------	--

<b>References</b>	<p>Cassie, J.W. and LeDrew, K.G. (2001). <i>Tailings deposition and dike construction at Nanisivik Mine, Nunavut</i>. Mining in the Arctic. Olsen, Lorentzen &amp; Rendal (eds), Swets &amp; Aeillinger, Lisse, pp. 119-126.</p> <p>Elberling, B. (1998). <i>Processes controlling oxygen uptake rates in frozen mine tailings in the Arctic</i>. Ice in Surface Waters, Shen (ed.), 1998 Balkema, pp. 183-188.</p> <p>Elberling, B., Schipper, A. and Sand, W. (2000). <i>Bacterial and Chemical Oxidation of Pyritic Mine Tailings at Low Temperatures</i>. J. of Contaminant Hydrology vol. 41 (2000), pp. 225-238.</p> <p>Elberling, B. (2001). <i>Environmental controls of the seasonal variation in oxygen uptake in sulfidic tailings deposited in a permafrost-affected area</i>. Water Resources Research, vol. 37 no. 1, pp. 99-107.</p> <p>Elberling, B., Balic-Zunic, T. and Edsberg, A. (2003). <i>Spatial variations and controls of acid mine drainage generation</i>. Environmental Geology vol. 43, pp. 806-813.</p> <p>Elberling, B. (2005). <i>Temperature and oxygen control on pyrite oxidation in frozen mine tailings</i>. Cold Regions Science and Technology vol. 41 (2005), pp. 121-133.</p> <p>InfoMine (2005), <a href="http://www.infomine.com/index/properties/NANISIVIK_MINE.html">http://www.infomine.com/index/properties/NANISIVIK_MINE.html</a>.</p> <p>Kyhn, C. and Elberling, B. (2001). <i>Frozen cover actions limiting AMD from mine waste deposited on land in Arctic Canada</i>. Cold Regions Science and Technology, vol. 32 (2001), pp. 133-142.</p>
<b>Permissions for Unpublished Data</b>	Bruce Mattson, November 7, 2005.
<b>Case Study Prepared by:</b>	Shannon Shaw Stephen Day

## FIGURES (from Eberling, 1998)

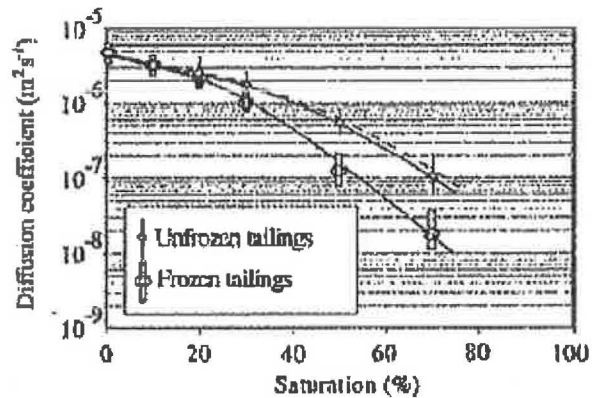


Figure 5. Oxygen diffusion coefficients in partly saturated tailings from Nanisivik ( $m^2/s$ ). Mean values of 3 measurements are shown as dots and the 95% confidence interval of 5 replicates are shown as bars. Solid curves have been drawn by hand to simplify the display. The dashed line represents a fitting equation from Reardon & Moddle (1985) that is based on measurements on unfrozen sandy tailings

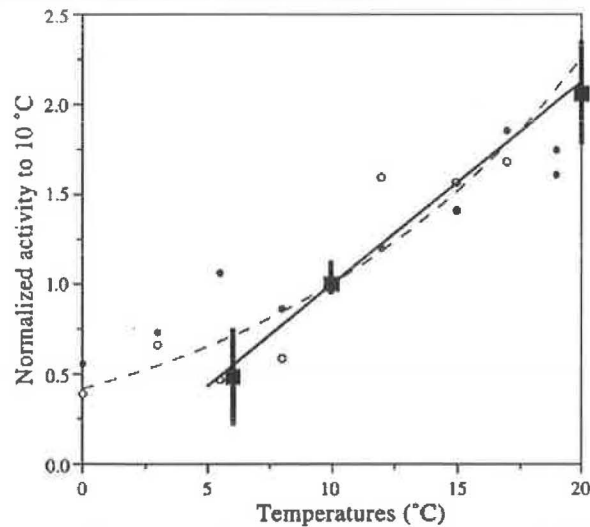
FIGURES (from Eberling *et al.*, 2000)

Fig. 1. Normalized activity of pyrite oxidation vs. temperature. Solid squares (■) represent calorimetric measurements of samples from Nanisivik Mine and the straight line a linear fit for temperatures between 6°C and 20°C ( $r^2 = 99\%$  — maximum and minimum measured values are indicated with bars). Normalized pyrite oxidation activity based on dissolved iron production data from Langdahl and Ingvorsen (1997) are included for comparison. Open circles (○) represent chemical rates and solid circles (●) microbial rates. The Arrhenius plot based on the activation energy observed by Langdahl and Ingvorsen (1997) is shown as a dashed line.



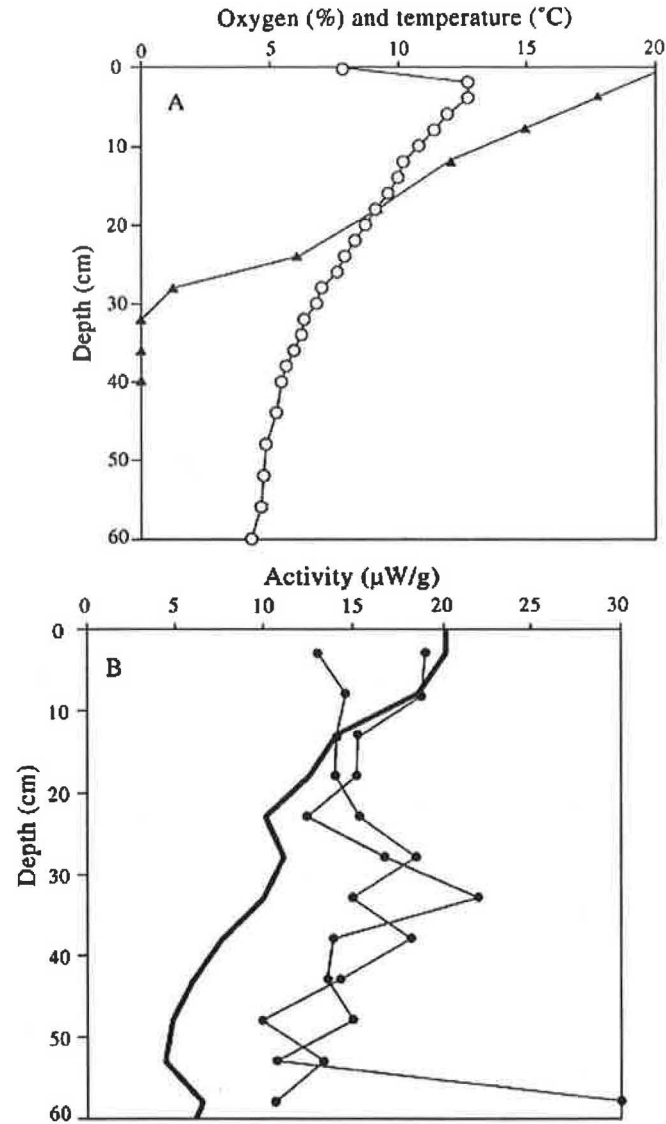


Fig. 2. Depth dependent related data for well-drained tailings deposited 6 years ago. A: oxygen gas concentration (▲) and temperature (○) prior to sampling, B: measured heat output at 10°C (●), and total heat output (—) corrected according to on-site temperatures using the linear relationship shown in Fig. 1.

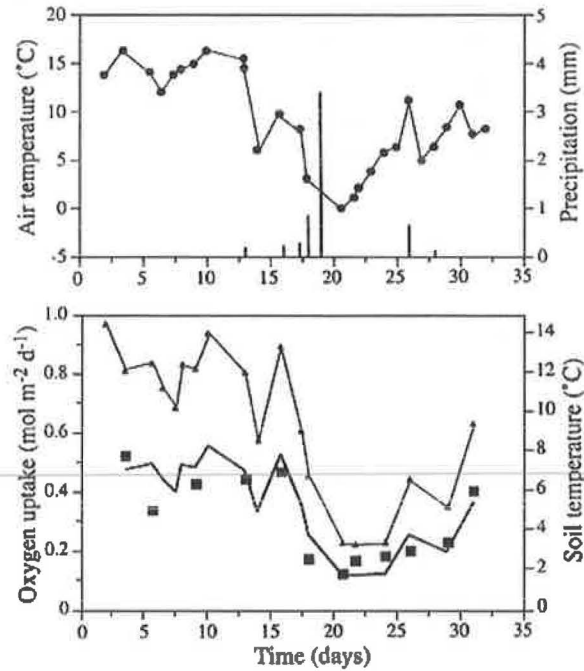


Fig. 3. Temporal trends in air temperatures (●), soil temperatures (▲), precipitation (solid bars), and oxygen uptake rates (■) measured from the 15th of July to 18th of August 1998. The site consists of well-drained tailings deposited 6 years ago. Simulated oxygen uptake is shown as a thick solid line.

FIGURES (from Elberling, 2001)

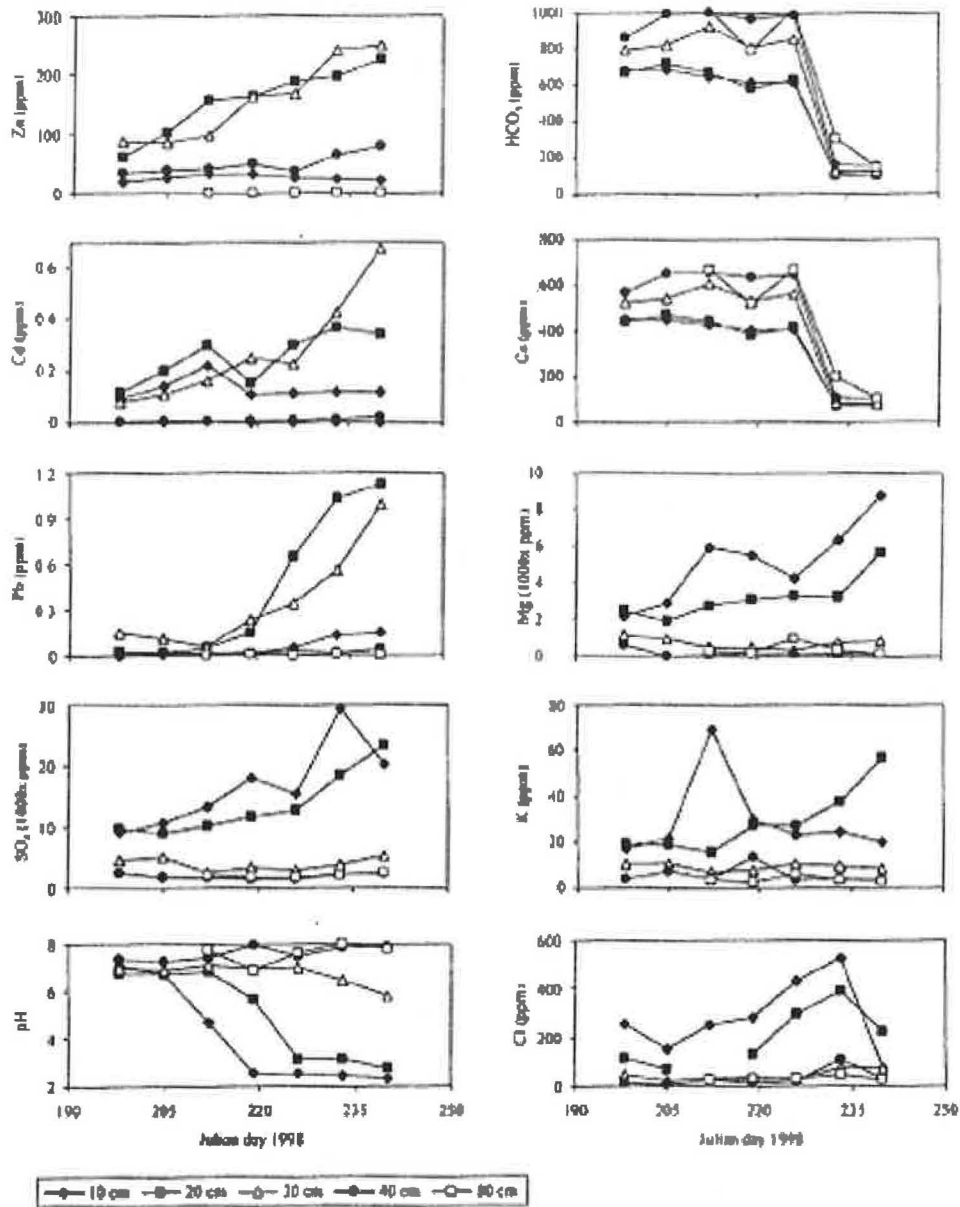


Figure 5. Temporal trends in concentrations of metals, selected cations and anions, and pH in pore water collected at five depths within the unsaturated zone of a well-drained tailing profile

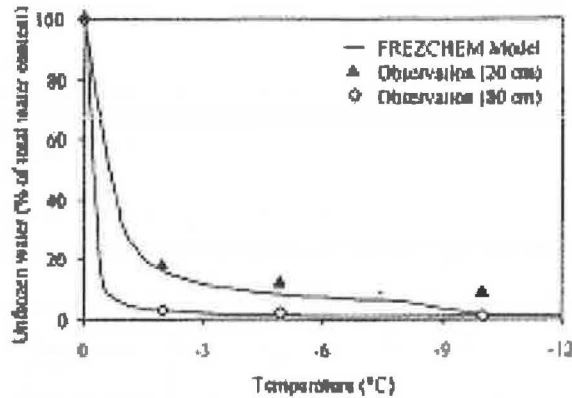


Figure 7. Unfrozen water content (percent of total water content) in mine tailings collected August 7, 1998, from the upper oxidized zone (20 cm) and lower reduced zone (80 cm). Observations are compared to FREZCHEM simulations

**FIGURES (from Kyhn and Elberling, 2001)**

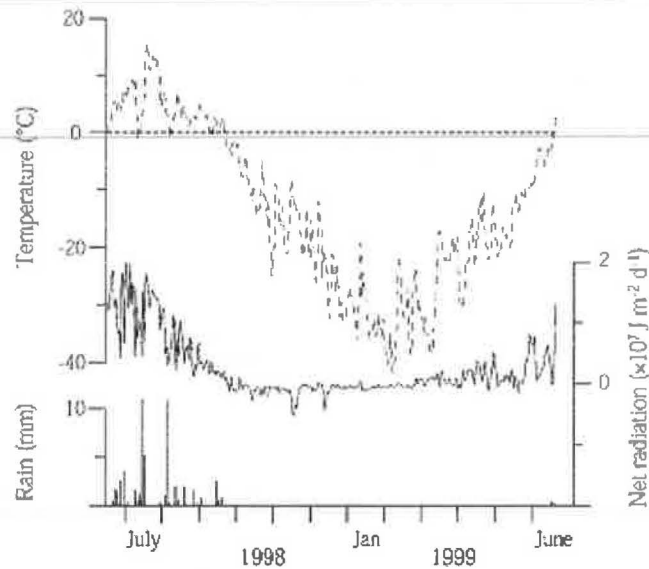


Fig. 1. Daily mean temperatures (dashed line), net radiation (solid line) and precipitation (bars) from June 1998 to June 1999 in Nanisivik, Canada.

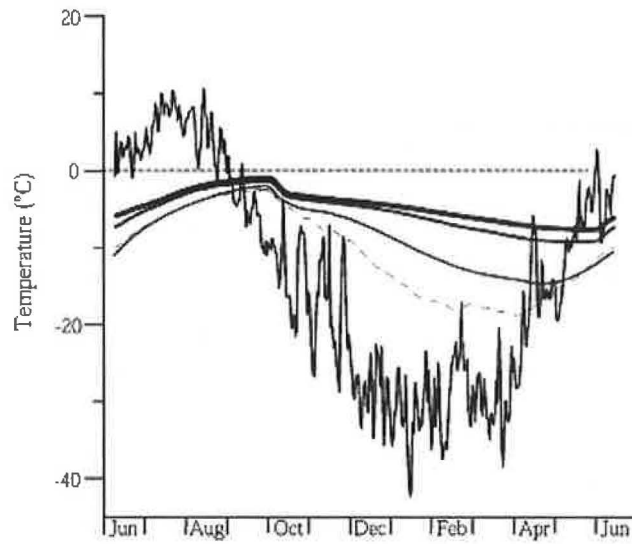


Fig. 7. Predicted ground temperatures at 2 m of depth in Test pad 1 as a result of various snow cover regimes: no snow (dashed line), 5 cm (thin solid line), 25 cm (thick solid line) and 50 cm (very thick solid line) of snow. Meteorological driving variables are based on observations of the period 1995–1996 as representative years. Only the air temperature (solid line) is shown.

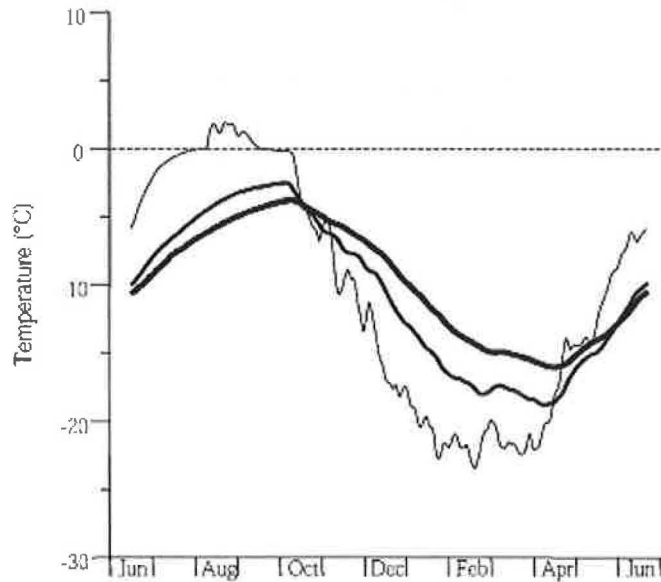
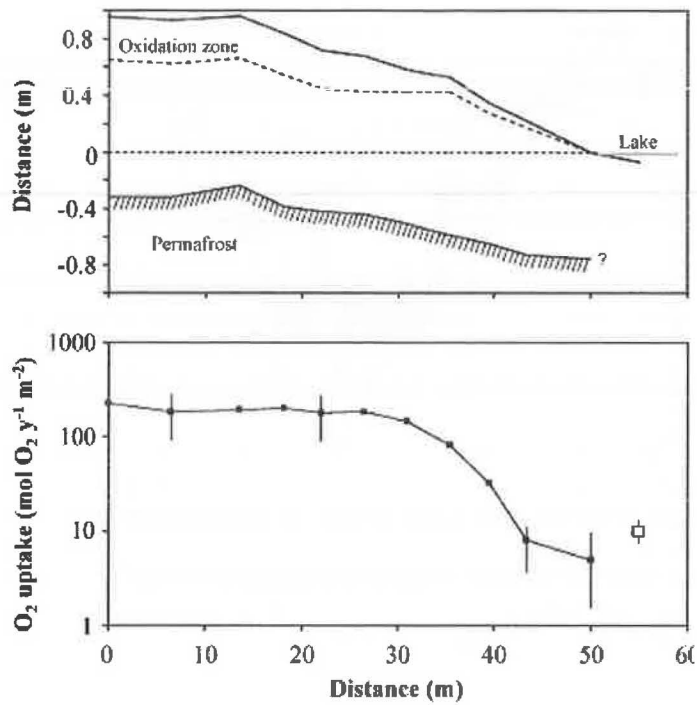


Fig. 8. Predicted ground temperatures at the cover/tailings interface below covers of 1 m (thin line), 2 m (solid line), and 3 m (thick solid line). Simulated cover material represents characteristics observed for material in Test pad 1. Meteorological driving variables are based on 1995–1996 observations, but without any snow.

FIGURES (from Eberling *et al.*, 2003)



**Fig. 5**  
 Spatial trends in oxygen uptake from the surface of reactive 7-year-old tailings disposed along a transect, representing well-drained to fully saturated conditions. *Filled squares* represent results of oxygen uptake by closed gas chambers, while the *open square* represents oxygen uptake measured as the oxygen concentration gradient in mine tailings covered by 10 cm of water

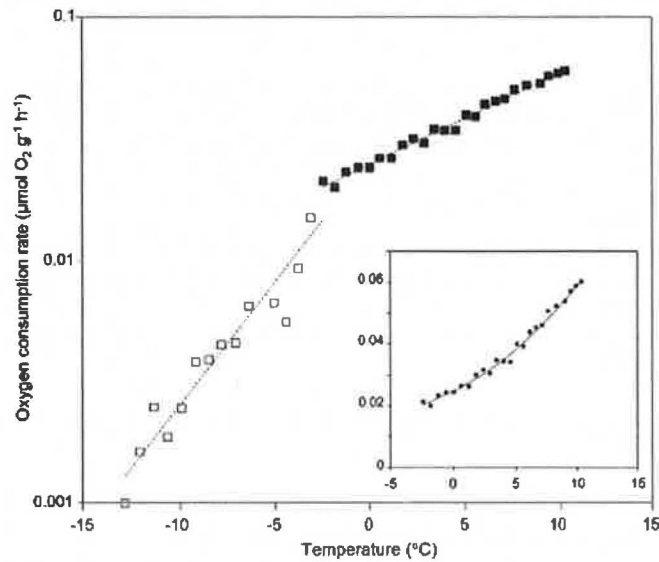
**FIGURES (from Eberling, 2005)**

Fig. 1. Oxygen consumption rates observed in pyritic mine tailings incubated at temperatures from  $-12$  to  $12$  °C. Exponential fits are shown as straight dashed lines indicating a  $Q_{10}$  value of about 2 at temperatures above  $-2$  °C ( $0.0247e^{0.0874x}$ ,  $r^2=0.99$ ) and a value of 10 at temperatures below  $-2$  °C ( $0.0256e^{0.2328x}$ ,  $r^2=0.92$ ). The figure insert shows rates above  $-2$  °C on a linear scale.

**TABLES (from Eberling *et al.*, 2000)**

Table 1  
Characteristics of tailing and chemistry of suspension (average  $\pm$  SD)

Sites	1 and 2 <sup>a</sup>	3	4
Years since deposition	6	6	0.5
Water Content	well-drained	wet	well-drained
pH	$7.4 \pm 0.2$	$7.7 \pm 0.2$	$7.4 \pm 0.4$
Sulfate	$2668 \pm 1100$	$2001 \pm 1799$	$1493 \pm 772$
Thiosulfate	$1.3 \pm 0.8$	$3.2 \pm 3.1$	$3.8 \pm 2.3$
Elemental sulfur	$58 \pm 52$	$25 \pm 23$	$95 \pm 108$
Trithionate	$9 \pm 5$	$3 \pm 3$	$98.2 \pm 63$
Tetrathionate	$173 \pm 69$	$52 \pm 41$	$738 \pm 386$
Pentathionate	$34 \pm 12$	$9 \pm 1$	$110 \pm 70$
Nitrate	$8.1 \pm 6.2$	$7.3 \pm 2.1$	$25.2 \pm 28.6$

<sup>a</sup>Site 1 and 2 are replicates.

Table 2  
Characteristics of tailings reactivity (average  $\pm$  SD)

Sites	1 and 2	3	4
Oxygen uptake <sup>a</sup> (moles $m^{-2}$ day $^{-1}$ )	$0.40 \pm 0.06$	$0.0055 \pm 0.008$	$0.39 \pm 0.05$
Heat output converted to O <sub>2</sub> uptake (moles $m^{-2}$ day $^{-1}$ )	$0.43 \pm 0.03$	0.0027	0.38
Chemical oxidation (percent of total oxidation)	$70 \pm 14$	$63 \pm 29$	$68 \pm 9$

<sup>a</sup>SD-values for in situ oxygen uptake values represent the sensitivity of the slope estimate.

<b>NORTH KOLYMA LOWLAND</b>
-----------------------------

**LOCATION**

<b>Description</b>	Near the Bolshaya Chukochya River in north-east Siberia, Russia
<b>Latitude</b>	~ 70°N
<b>Elevation</b>	Unknown

**CLIMATIC REGIME**

<b>Precipitation</b>	Unknown
<b>Temperature Range</b>	Unknown
<b>Permafrost Zone</b>	Continuous.  The active layer thickness varies, but was up to 32 cm in depth, with shallower active layer where thick peat or moss cover existed.

**MINING**

<b>Status</b>	Natural soils
<b>Mine Life</b>	Not applicable
<b>Mining Method</b>	Not applicable
<b>Waste Rock Management</b>	Not applicable
<b>Ore Processing and Tailings Disposal</b>	Not applicable

**GEOLOGY**

<b>Summary Geological Description</b>	Soils formed from the Yedoma deposits which are mid to late Pleistocene continental loamy sediments.
<b>Mineralogy</b>	The soils are dominated by illite, Fe-Mg Chlorite and kaolinite.
<b>Surficial Geology</b>	Soils are yellowish, olive and brownish colours with inclusions of humus and plant roots. Diffuse black, brown and reddish spots and microconcretions are seen.

**GEOCHEMISTRY**

<b>Geochemical Overview</b>	The Yedoma deposit is pH neutral to weakly acidic with Eh values decreasing from the surface (180-210 mV) to the frozen layer which is strongly reducing.
<b>Low Temperature Geochemical Aspects</b>	<i>Effect of temperatures on oxidation rates:</i> No data
	<i>Effect of temperature on bacterial activity:</i> No data



<b>NORTH KOLYMA LOWLAND</b>
-----------------------------

	<p><b><i>Effect of temperature on solubility and reactivity of acid buffering minerals:</i></b>          Within the active layer there was degradation of chlorite and illite with formation of randomly interstratified chlorite-smectite and illite-smectite respectively. At the permafrost table, lepidocrocite was determined to be precipitating. The hypothesis presented suggests that the permafrost acts as a barrier to infiltration and results in an accumulation and enrichment of ferrous iron (sourced from minerals above). Low Eh and slow oxidation are reportedly important for the formation of lepidocrocite.</p>
	<p><b><i>Effect of temperature on solubility of secondary minerals:</i></b>          No data</p>
	<p><b><i>Solute freeze-concentration effects:</i></b>          No data</p>
	<p><b><i>Effect of freeze-thaw processes on mineral exposure:</i></b>          No data</p>
	<p><b><i>Solubility of oxygen in water covers:</i></b>          No data</p>
	<p><b><i>Ice barrier effects on oxygen and water movement</i></b>          The unfrozen water content in the Yedoma deposits is reported to be 3% at -8°C.</p>

<b>OTHER</b>
--------------

<b>INFORMATION SOURCES</b>
----------------------------

<b>References</b>	Alekseev, A., Alekseeva, T., Ostroumov, V., Siegert, C. and Gradusov, B. (2003). <i>Mineral transformations in permafrost-affected soils, North Kolyma Lowland, Russia</i> . Soil Sci. Soc. Am. J. vol, 67, pp. 596-605.
<b>Permissions for Unpublished Data</b>	Not applicable
<b>Case Study Prepared by:</b>	Shannon Shaw

<b>POGO PROJECT</b>
---------------------

**LOCATION**

<b>Description</b>	Approximately 160 km southeast of Fairbanks, Alaska, USA
<b>Latitude</b>	63°48' (N)
<b>Elevation</b>	Unknown

**CLIMATIC REGIME**

<b>Precipitation</b>	Total= 275 mm. Proportion as snow not available
<b>Temperature Range</b>	Average annual not available Range: -24°C (Jan) to 21°C (July)
<b>Permafrost Zone</b>	Widespread

**MINING**

<b>Status</b>	In construction.
<b>Mine Life</b>	Anticipated 10 year mine life
<b>Mining Method</b>	Underground
<b>Waste Rock Management</b>	Waste rock will be segregated according to sulphur and arsenic content to address potential for acid generation and arsenic leaching. "Reactive" waste rock containing higher sulphur and arsenic concentrations will be co-disposed with dry-stacked tailings.
<b>Ore Processing and Tailings Disposal</b>	A bulk sulphide concentrate is produced by flotation resulting in flotation tailings which will be dry-stacked. The concentrate will be leached with cyanide to recover gold and silver. Cemented mixed leached and flotation tailings will be used as backfill in the underground mine.

**GEOLOGY**

<b>Summary Geological Description</b>	Gold mineralization is in stacked low-angle mesothermal quartz veins approximately 7m in thickness hosted by granodiorite and gneiss.
<b>Mineralogy</b>	Sulphide mineralogy in the ore consists primarily of pyrite, pyrrhotite and arsenopyrite. Chalcopyrite and löllingite (FeAs <sub>2</sub> ) are present in variable locally significant amounts. Carbonate minerals are present. Ore type sulphide minerals extend through altered rock into the host rock but in lower concentrations.
<b>Surficial Geology</b>	No data

<b>POGO PROJECT</b>
---------------------

**GEOCHEMISTRY**

<b>Geochemical Overview</b>	<p>Ore contains variable sulphide content but generally less than 2% total sulphur. Neutralization potential is low resulting NP/APs typically less than 1.</p> <p>In contrast, the sulphur content of most waste rock is less than 1%, and the majority of waste rock has NP/AP greater than 2.</p> <p>An extensive kinetic test program showed that the potential for acid generation was low and that leaching of arsenic was potentially the most significant issue for the project.</p>
<b>Low Temperature Geochemical Aspects</b>	<p><i>Effect of temperatures on oxidation rates:</i></p> <p>Two pairs of waste rock humidity cells (refer to Figures 1, 2 and 3), one set of flotation tailings humidity cells and one set of leach columns were operated under room and refrigerated conditions.</p> <p>One waste rock pair was operated on potentially acid generating gneiss (total S – 0.87%, sulphate S – 0.06%, NP 5.7 kg CaCO<sub>3</sub>/t, TIC 4.3 kg CaCO<sub>3</sub>/t, As 1477 mg/kg). The pH of the room temperature cell dropped quickly to less than 4, whereas the refrigerated test showed highly variable pH between 5.5 and 8 before eventually decreasing to near 4 after 5 years of testing. The more acidic room temperature test had higher sulphate production than the refrigerated test though the difference in pH prevents any direct conclusions about the effect of temperature on oxidation rates. Arsenic release rates were much lower for the refrigerated cell but as pH decreased eventually became similar to the refrigerated test. The main conclusion from these tests was that the lower temperatures delayed but did not prevent the onset of acidic conditions and that the refrigerated test eventually released arsenic at the same rate as the room temperature test.</p> <p>The second waste rock pair was operated on not potentially acid generating rock from near the ore zone that contained 0.33% total S, undetected sulphate (&lt;0.01%), NP of 52 kg CaCO<sub>3</sub>/t, TIC of 82 kg CaCO<sub>3</sub>/t and arsenic of 4311 mg/kg. Arsenopyrite was the dominant sulphide mineral in the sample (0.4%) followed by pyrite (0.2%). During the period of concurrent operation (about 1 year), pHs were identical and increased from 8 to 9. Both tests initially showed comparable sulphate but then decreased. Sulphate release from the low temperature test was barely detectable (0.4 mg/kg/week) compared to 1.4 mg/kg/week for the room temperature test, representing a ratio of 3.5. Arsenic release was initially greater for the room temperature test but after about 6 months the release rates were similar but very low (&lt;0.01 mg/kg). This test indicated the expected decrease in overall sulphide oxidation rate for the temperature difference but it is not known which sulphide mineral was oxidizing. The low arsenic concentrations probably indicate that pyrite was oxidizing but they could be also be due to storage of arsenic in the cell.</p> <p>The set of flotation tailings humidity cells consisted of three room temperature tests and one refrigerated test contained tailings with low sulphur (0.08%), 30 kg CaCO<sub>3</sub>/t NP and 628 mg/kg As. Leachate pHs for all tests were the same for 3¼ years of testing (about 8). Sulphate release decreased for two years with the refrigerated test showing no substantial difference in release rates from the three room temperature tests. However, once sulphate release stabilized, the refrigerated test had lower rates (erratic but about 0.8 mg/kg/week) compared to the room temperature tests (1 to 2 mg/kg/week)</p>

<b>POGO PROJECT</b>
---------------------

	<p>representing a ratio of 1.3 to 2.5. The refrigerated test consistently released less arsenic (0.01 mg/kg/week compared to 0.02 mg/kg/week). As with the waste rock tests, it is not know to what degree this represents differences in oxidation rates or storage in secondary minerals.</p> <p>The tailings column test operated on the same materials as the humidity cell and similarly as triplicate room temperature tests and a single refrigerated test. The column tests were subaerial 3 kg tests leached weekly with 600 mL of water. All four tests produced pH roughly 8 leachate for five years. Sulphate concentrations in leachates were low (generally less than 10 mg/L) but very erratic. One room temperature column released sulphate concentrations up to 20 mg/L for over a year, and the refrigerated column had higher sulphate concentrations than any of the tests for some periods. Towards the end of the test, sulphate concentrations were between 4 and 8 mg/L and with no difference for the refrigerated column. In contrast, arsenic concentrations (Figure 4) were consistently lower for the refrigerated column (typically about 0.15 mg/L compared to up to 0.5 mg/L for the room temperature column). As for sulphate, differences between columns were significant.</p>
	<p><b><i>Effect of temperature on bacterial activity:</i></b> No data</p>
	<p><b><i>Effect of temperature on solubility and reactivity of acid buffering minerals:</i></b> No data</p>
	<p><b><i>Effect of temperature on solubility of secondary minerals:</i></b> No data</p>
	<p><b><i>Solute freeze-concentration effects:</i></b> No data</p>
	<p><b><i>Effect of freeze-thaw processes on mineral exposure:</i></b> No data</p>
	<p><b><i>Solubility of oxygen in water covers:</i></b> No data</p>
	<p><b><i>Ice barrier effects on oxygen and water movement</i></b> No data</p>

**OTHER**

--

**INFORMATION SOURCES**

<b>References</b>	Supporting documents for the Pogo Project Environmental Impact Statement can be found at: <a href="http://www.dnr.state.ak.us/mlw/mining/largemine/pogo/index.htm">http://www.dnr.state.ak.us/mlw/mining/largemine/pogo/index.htm</a>
<b>Permissions for Unpublished Data</b>	Not applicable.
<b>Case Study Prepared by:</b>	Stephen Day

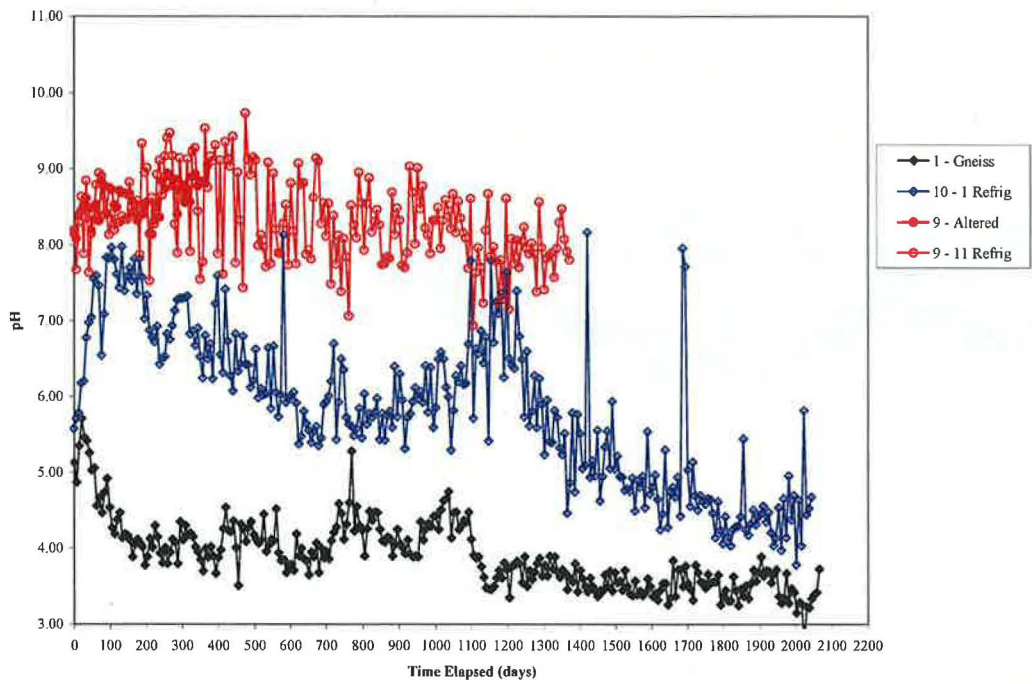


Figure 1. pH Trend for Waste Rock Humidity Cells

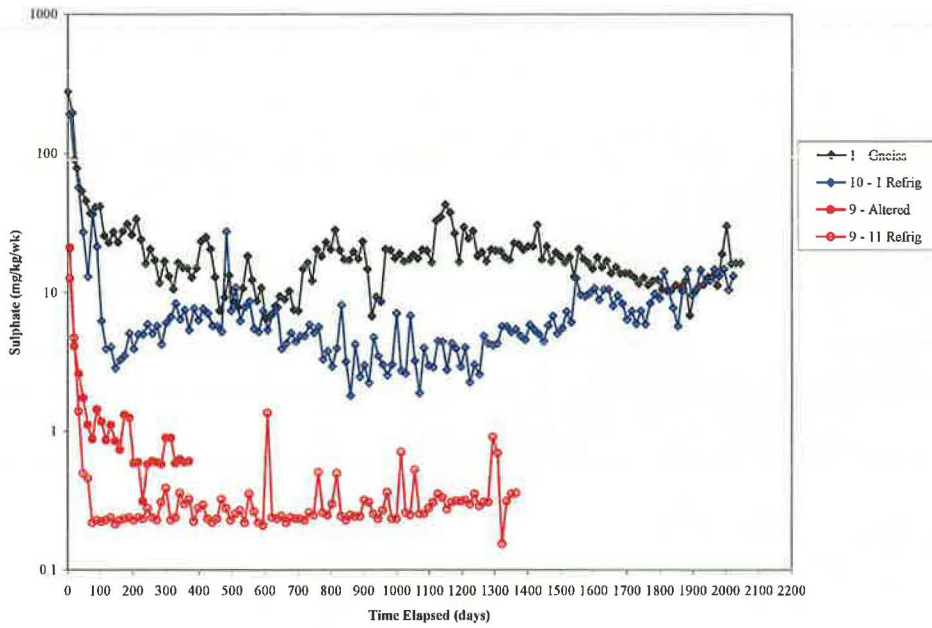


Figure 2. Sulphate Trend for Waste Rock Humidity Cells

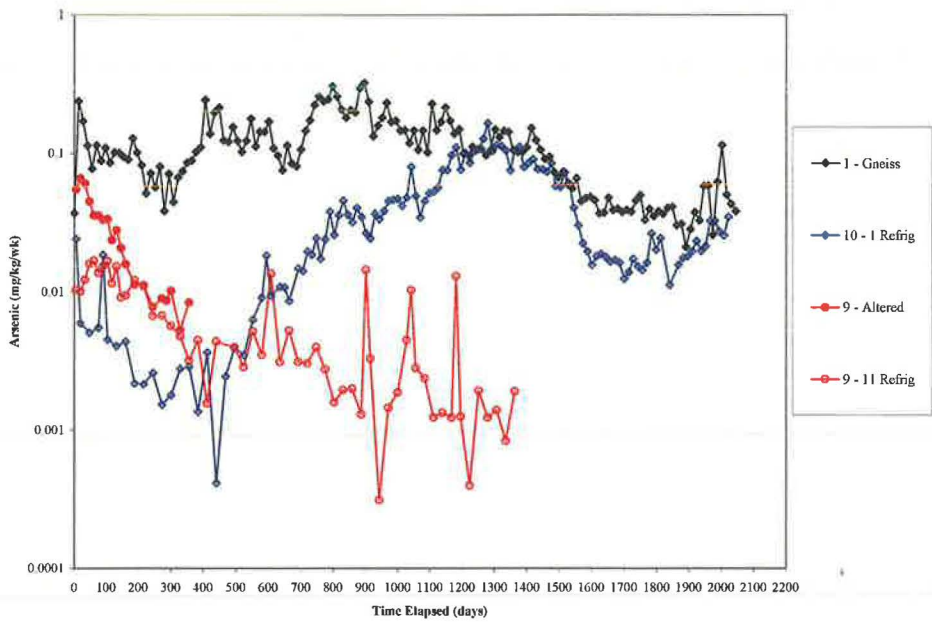


Figure 3. Arsenic Trend for Waste Rock Humidity Cells

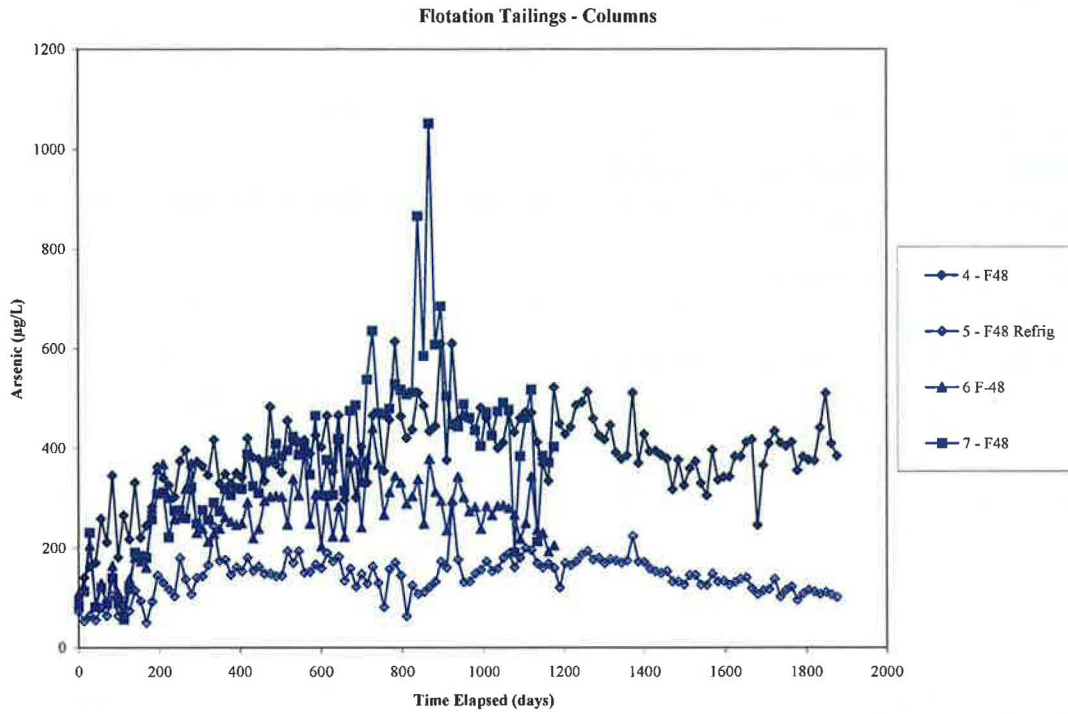


Figure 4. Arsenic trend for flotation tailings columns.

<b>RANKIN INLET</b>
---------------------

**LOCATION**

<b>Description</b>	480 km north of Churchill
<b>Latitude</b>	63°6'(N)
<b>Elevation</b>	0 to 28 masl

**CLIMATIC REGIME**

<b>Precipitation</b>	Total= 297 mm, with 40% as snow
<b>Temperature Range</b>	Average annual temperature = -11°C, Range: -31.9°C (Jan) to 10.4°C (July)
<b>Permafrost Zone</b>	Continuous permafrost zone with a mean annual ground temperature of -7 to -8°C. An average active layer thickness of 1.5m in till and gravel.

**MINING**

<b>Status</b>	Closed
<b>Mine Life</b>	5 Years (1957-1962)
<b>Mining Method</b>	No data
<b>Waste Rock Management</b>	No data
<b>Ore Processing and Tailings Disposal</b>	Approximately 297,000 tonnes of tailings were produced during operations. Tailings had been disposed of on land in three 'ponds' and scattered on the surface. Tailings above high tide were dried and scattered on the ice, tundra and sea by wind action. Reclamation activities (1992-1994) involved relocation of tailings to an abandoned open pit and ponds with placement of a 1m cover of gravel intended to host the active layer and encourage permafrost development in the tailings.

**GEOLOGY**

<b>Summary Geological Description</b>	The deposit is an Archean Ni-Cu-platinum group elements (PGE) bearing sulphide mineralization. Host rocks consist of serpentinized pyroxenite-peridotite sill.
<b>Mineralogy</b>	Tailings mineralogy reported to contain 5-20% by volume pyrrhotite [Fe <sub>7</sub> S <sub>8</sub> ], with minor pyrite [FeS <sub>2</sub> ], chalcopyrite [CuFeS <sub>2</sub> ] and pentlandite [(Fe,Ni) <sub>9</sub> S <sub>8</sub> ]. Secondary iron hydroxides [e.g. Fe(OH) <sub>3</sub> ] rimmed pyrrhotite grains.
<b>Surficial Geology</b>	No data

**GEOCHEMISTRY**

<b>Geochemical Overview</b>	The tailings storage ponds had measured concentrations of Ni between 170 and 2500 ppb. Sulphidic, metal rich water had discharged from the tailings into Hudson Bay during annual thaws for a period of 30 years. Inundation of the tailings periodically by tides had led to saline pore waters and storage pond water (up to 52 ppt).
-----------------------------	---



## RANKIN INLET

<b>Low Temperature Geochemical Aspects</b>	<b><i>Effect of temperatures on oxidation rates:</i></b> Lab experiments run on various columns from temperatures of 30°C to -10°C reported O <sub>2</sub> fluxes below detection at -10°C, reduced but measurable O <sub>2</sub> uptake was seen at -2°C (see Table 2 from Meldrum <i>et al.</i> , 2001).
	<b><i>Effect of temperature on bacterial activity:</i></b> No data
	<b><i>Effect of temperature on solubility and reactivity of acid buffering minerals:</i></b> No data
	<b><i>Effect of temperature on solubility of secondary minerals:</i></b> Secondary mineral formation during lab experiments was identified as halite [NaCl], epsomite [MgSO <sub>4</sub> ·7H <sub>2</sub> O], birnessite [Na <sub>4</sub> Mn <sub>14</sub> O <sub>27</sub> ·9H <sub>2</sub> O] and suspected amorphous iron hydroxide. Processes suspected to contribute to the mineral formation during the experiments included mineral dissolution and on-going sulphide oxidation with incremental freezing and solute exclusion to the surface of the columns.
	<b><i>Solute freeze-concentration effects:</i></b> Comparison of the varied pore water concentrations and unfrozen volumetric water contents in lab experiments suggested that the strongest pore water concentrations resulted in the greatest degree of unfrozen water at -10°C. The high salinity of pore waters (and entrapped seawater) depressed the freezing point, however reportedly had little effect on the O <sub>2</sub> uptake rates (see Table 2 from Meldrum <i>et al.</i> , 2001).
	<b><i>Effect of freeze-thaw processes on mineral exposure:</i></b> No data
	<b><i>Solubility of oxygen in water covers:</i></b> No data
<b><i>Ice barrier effects on oxygen and water movement</i></b> Field measurements and observations when drilling through reclaimed tailings suggested pronounced ice bonding appears to begin at about -4°C. Unfrozen water however was present in lab experiments down to measured temperatures of -10°C (see Table 3 from Meldrum <i>et al.</i> , 2001), although unfrozen volumetric water content decreased in all columns with each successive decrease in temperature.	

## OTHER

## INFORMATION SOURCES

<b>References</b>	Meldrum, J.L., Jamieson, H.E. and Dyke, L.D. (2001). <i>Oxidation of mine tailings from Rankin Inlet, Nunavut, at subzero temperatures</i> . Canadian Geotechnical Journal, vol. 38, pp.957-966.
<b>Permissions for Unpublished Data</b>	Not applicable

## RANKIN INLET

Case Study Prepared by:	Shannon Shaw
-------------------------	--------------

TABLES (from Meldrum *et al.*, 2001)

**Table 2.** Average oxygen flux ( $\pm 5$  mol O<sub>2</sub>/(m<sup>2</sup>·year)) over the duration of the experiment in each material at each ambient temperature tested.

Material	Pore fluid	Temperature (°C)			
		+30	0	-2	-10
Silty sand	Seawater	14	2	0	0
Intact tailings	In situ pore water	148	19	7	0
Cuttings	Seawater	68	3	0.5	0
Cuttings	Distilled water	89	2	0	0

**Table 3.** Average unfrozen volumetric water content in each material tested at each ambient temperature.

Material	Pore fluid	Temperature (°C)			
		+30	0	-2	-10
Silty sand	Seawater	23	16	11	1
Intact tailings	In situ pore water	32	20	15	9
Cuttings	Seawater	24	18	14	5
Cuttings	Distilled water	21	16	13	4

<b>RED DOG MINE</b>
---------------------

**LOCATION**

<b>Description</b>	Approximately 145 km north of Kotzebue, Alaska, USA
<b>Latitude</b>	68°1'(N)
<b>Elevation</b>	No data

**CLIMATIC REGIME**

<b>Precipitation</b>	255 to 330 mm total annual precipitation
<b>Temperature Range</b>	Mean annual temperature: -6°C Range: -29°C – 15.5°C
<b>Permafrost Zone</b>	Continuous

**MINING**

<b>Status</b>	Operating
<b>Mine Life</b>	16 years to date (1989 to present)
<b>Mining Method</b>	Open Pit
<b>Waste Rock Management</b>	Waste rock is disposed in conventional waste rock dumps.
<b>Ore Processing and Tailings Disposal</b>	Ore is processed by conventional flotation technology resulting in a lead and zinc concentrates. Tailings are stored in a flooded impoundment.

**GEOLOGY**

<b>Summary Geological Description</b>	The deposit is a Mississippian to Pennsylvanian-age black shale-hosted zinc-lead-silver deposit. The mineralization is contained in the Ikalukrok Member of the Kuna Formation. This member is underlain by the Kivalina Member. The Kuna Formation is overlain by chert and shale of the Lower Triassic to Pennsylvanian Siksikpuk Formation. The mineralization in the Ikalukrok Shales is stratabound and consists of accumulations of silica, barite and sulfides. The silica rock consists of translucent quartz grains with accessory sulfides, and occurs within and peripheral to the main mass of sulfides. The baritic facies contains accessory sulfides, silica, and rare calcite and is concentrated toward the top and periphery of the deposit.
<b>Mineralogy</b>	The sulfide facies is composed, in decreasing order of abundance, of sphalerite, pyrite, marcasite and galena. Chalcopyrite and pyrrhotite are minor constituents.  The natural reactivity of the deposit resulted in oxidation of primary sulfide minerals to sulfates to a depth of 100 feet and deeper in the vicinity of thrust faults. At least 50 secondary sulfate minerals have been identified. These include relatively common minerals such as jarosite, siderotil, melanterite, and anglesite. Native sulfur is also present.

<b>RED DOG MINE</b>
---------------------

<b>Surficial Geology</b>	Valley fill fluvial deposits.
<b>GEOCHEMISTRY</b>	
<b>Geochemical Overview</b>	<p>Rock at Red Dog Mine is characterized by complex sulphur chemistry including iron sulphides (mainly pyrite), other sulphides (galena and sphalerite), soluble acid sulphates (jarosite), soluble base metal sulphates (eg zinc sulphate) and other sulphates (barite, anglesite). Carbonate content varies widely (including some limestones) but is negligible in most rock types.</p> <p>The majority of rock types and all tailings are potentially acid generating. Rock types with low potential for acid generation due to the presence of carbonates may contain elevated zinc concentrations resulting in zinc and cadmium leaching at neutral pH.</p> <p>Kinetic testing on waste rock and tailings indicates that potentially acid generating materials oxidize rapidly resulting in low pHs. Galvanic effects are apparent. Sphalerite oxidizes first, followed by pyrite.</p>
<b>Low Temperature Geochemical Aspects</b>	<p><b><i>Effect of temperatures on oxidation rates:</i></b></p> <p>Of an original total of ten rock humidity cells started at room temperature, five cells were subsequently switched to refrigerated conditions after 41 weeks of testing. A tailings sample was tested in parallel room temperature and refrigerated humidity cells, and in subaqueous columns operated under both conditions.</p> <p>The rock samples tested covered a wide range of characteristics (Table 1), including a sample with low sulphur and negligible potential for acid generation, samples with elevated acid potential and neutralization potential, and a sample of massive pyrite. Pyrite was the dominant sulphide in all but one sample. Pyrite content was estimated by speciating sulphur amongst barite, galena, sphalerite and sulphate as shown in Table 1.</p> <p>Comparison of average rates before and after the transfer to refrigerated conditions is shown in Table 2. Before refrigeration, three of the tests were leaching at pH neutral or alkaline conditions, one was weakly acidic, and one was strongly acidic. The low sulphur sample (HC1) showed no effect on the low sulphate release rates by refrigerated and pH was unaffected. The lack of a significant difference may be a result of the low sulphate release rates.</p> <p>HC 3 (barite and pyrite) showed a factor of two decrease in sulphate release and pH also increased by one unit (from 5 to 6). Sulphate release was predicted to be due to the pyrite oxidation. The reduction in sulphate release is lower than would be expected for the temperature shift and increase in pH. Zinc release decreased by a factor of 5. This decrease cannot be interpreted in the context of sphalerite oxidation due to the change in pH.</p> <p>HC 4 and 5 were oxidizing under non-acidic conditions and comparable effects due to refrigeration. The decrease in sulphate release was comparable (2.5 to 2.7) and is consistent with expected effect of temperature. Leachate pH did not change substantially. Zinc leaching increased by a factor 1.9 and 1.7 respectively. Cell 4 continued for three more years after the test was transferred to the refrigerator and the increase in zinc leaching rate was confirmed. Cell 5 was stopped shortly after being transferred to the refrigerator. This increase perhaps suggests that sphalerite oxidation rates are greater under colder conditions, but it may also reflect accelerated leaching of</p>

## RED DOG MINE

	<p>carbonate minerals that occurs at lower temperatures. Calcium concentrations did not indicate the same effect because they were on a decreasing trend when the cells were transferred to the refrigerator.</p> <p>HC 8 was oxidizing very rapidly (3.2 g/kg/week) at pH 1.8 when it was transferred to the refrigerator. The oxidation rate decreased by a factor of 9 and pH increased to 2.4. Zinc released decreased by a factor of 6. The significant decrease in oxidation rates is not consistent with expected decrease. A possible factor in this was that the rapid oxidation rate was generating sufficient heat to significantly raise internal temperatures.</p> <p>The tailings humidity cells showed significant temperature effects. Over the first year, the room temperature test showed decreasing pH to near 2 whereas the refrigerated tests remained above pH 3 but with a steady decline over time. This translated to a significant difference in sulphate release (570 and 65 mg/kg/week, room and fridge respectively). Based on elevated zinc release, sulphate primarily reflects oxidation of sphalerite. The difference in oxidation rates may reflect the oxidation by oxygen under refrigerated conditions (higher pH) and oxidation by ferric iron at room temperature. The rate difference therefore may be due to several different factors. An interesting effect was that lead release was greater for the refrigerated test because sulphate concentrations were lower. This is due to the lead sulphate control on leaching.</p> <p>Overall, the tailings humidity cells showed that sulphides were depleted very rapidly under room temperature conditions. Refrigerated conditions delayed this process but eventually showed comparable metal release rates to the room temperature test.</p> <p>The subaqueous tailings column tests (Figures 1, 2, and 3) showed strong acidification of both the overlying water (eventual pH 3.5) and column leachate (eventual pH of 3.5) at room temperature. Stable conditions after three years of testing indicated similar pH. The refrigerated test showed moderate acidification of surface water (pH 4.5) and no acidification of leachate (pH&gt;6). The effect of reduced metal release to the water cover and leachate under refrigerated conditions was substantial.</p>
	<p><b><i>Effect of temperature on bacterial activity:</i></b> No data</p>
	<p><b><i>Effect of temperature on solubility and reactivity of acid buffering minerals:</i></b> No data</p>
	<p><b><i>Effect of temperature on solubility of secondary minerals:</i></b> No data</p>
	<p><b><i>Solute freeze-concentration effects:</i></b> No data</p>
	<p><b><i>Effect of freeze-thaw processes on mineral exposure:</i></b> No data</p>
	<p><b><i>Solubility of oxygen in water covers:</i></b> No data</p>
	<p><b><i>Ice barrier effects on oxygen and water movement</i></b> No data</p>

## RED DOG MINE

## OTHER

## INFORMATION SOURCES

<b>References</b>	SRK Consulting. 2003. Red Dog Mine - Consolidation of Studies on Geochemical Characterization of Waste Rock and Tailings. Report prepared for TeckCominco Alaska Inc. August 2003.  Day, S., Coulter, G. and Falutsu, M. 2000. Red Dog Pb-Zn Mine Closure Planning: Phase 1 Geochemical Studies – Characterization of Complex Sulfur Mineralogy. Proceedings of the 5th International Conference on Acid Rock Drainage. Denver.
<b>Permissions for Unpublished Data</b>	Not applicable
<b>Case Study Prepared by:</b>	Stephen Day

Table 1. Characteristics of Samples Tested in Humidity Cells.

Cell#	Duration** (weeks)	Sample Name	Rock Type	Analysis								S-Forms*					Acid-Base Account					
				Paste	TIC	CO <sub>2</sub> NP <sup>2</sup>	Pb	Zn	Ba	Cu	Sulphur S.%			BaSO <sub>4</sub>	ZnS	PbS-SO <sub>4</sub>	SO <sub>4</sub>	FeS	AP*	NP	NNP	NP/AP
				pH	ppm	(kg/t)	%	%	%	%	Total	WA*	Sulphide	S.%	S.%	S.%	S.%	S.%	(kg/t)	(kg/t)	(kg/t)	(kg/t)
HC-1	47	1225KS/KSS	Okpikruak Shale/Sandstone	8.4	7090	59	0.003	0.03	0.77	0.006	0.14	0.01	0.13	0.18	0.01	0.00	0.01	-0.06	0.31	55	54	174.400
HC-3	47	900LB	Ikatukrok Barite	8.1	9	0	0.02	0.04	30.50	0.001	10.80	0.01	10.79	7.11	0.02	0.00	0.01	3.66	114	3	-111	0.027
HC-4	201	950EP MLS	Ikatukrok Shale	6.8	17260	144	0.17	0.72	0.01	0.006	2.68	0.05	2.63	0.00	0.35	0.03	0.05	2.25	70	91	21	1.292
HC-5	47	MIK975	Kivalina Shale	7.9	22910	191	0.01	0.00	1.15	0.003	3.75	0.01	3.74	0.27	0.00	0.00	0.01	3.47	108	166	57	1.528
HC-8	47	1025MP	Massive Pyrite	5.1	436	4	1.69	4.88	2.74	0.022	39.24	0.14	39.10	0.64	2.39	0.26	0.14	35.82	1119	0	-1119	0.000
Tailings-AMB	170	Tailings	Tailings	6.5	450	4	1.580	3.200	3.060	0.016	10.30	0.11	10.19	0.71	1.57	0.24	0.11	7.67	240	1	-238	0.005

Table 2. Effect of Temperature Reduction

Cell/Parameter	1	3	4	5	8
<b>Sulphate (mg/kg/week)</b>					
R(Room T)	1.775	2.95	63.10	303.32	3249.60
R(Fridge))	1.485	1.485	23.1675	120.285	347
Ratio (Room/Fridge)	1.20	1.99	2.72	2.52	9.36
<b>Zn (mg/kg/week)</b>					
R(Room T)	0.005	0.55	0.06	0.05	131.34
R(Fridge))	0.00495	0.1089	0.1107	0.09405	22.43
Ratio (Room/Fridge)	0.98	5.07	0.52	0.58	5.86
<b>pH</b>					
pH(Room T)	8.086	4.976	7.862	7.736	1.76
pH(Fridge))	8.11	6.034	7.666	7.768	2.36
pH	-0.024	-1.058	0.196	-0.032	-0.6

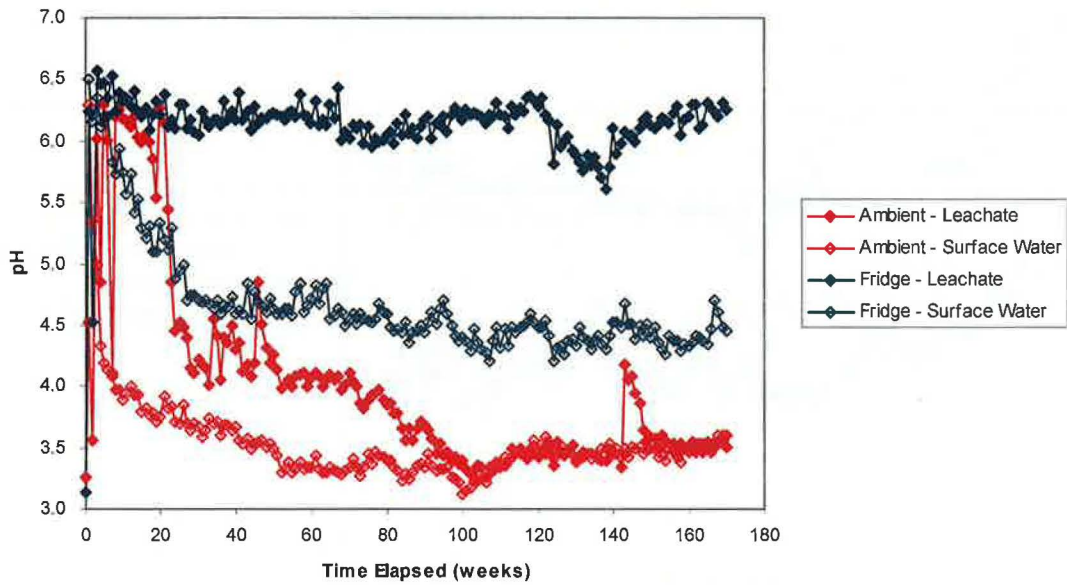


Figure 1. pH in Subaqueous Column Leachates

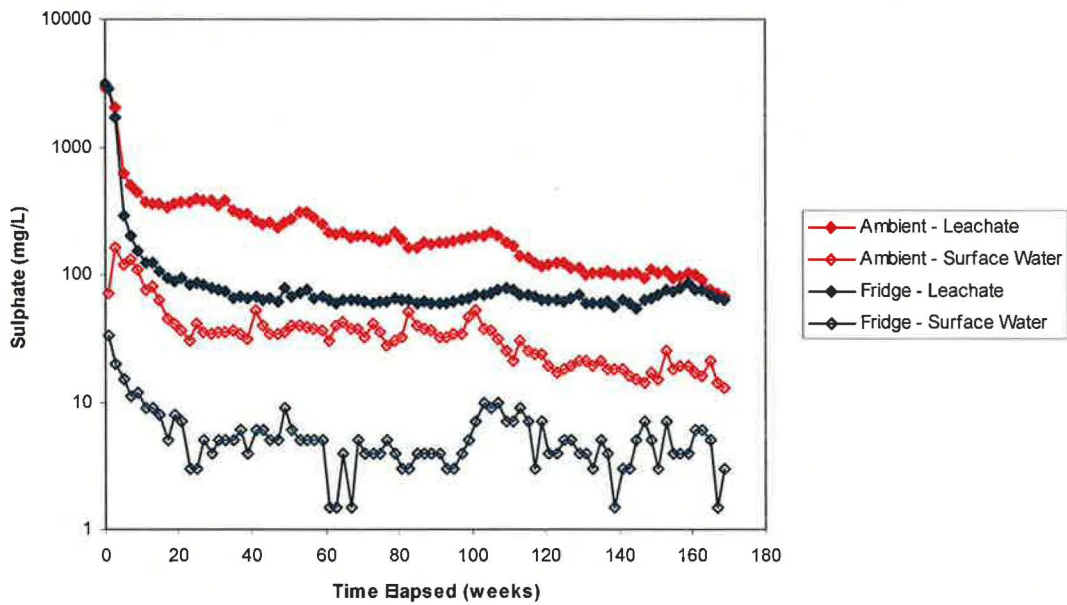


Figure 2. Sulphate Concentrations in Subaqueous Column Leachates

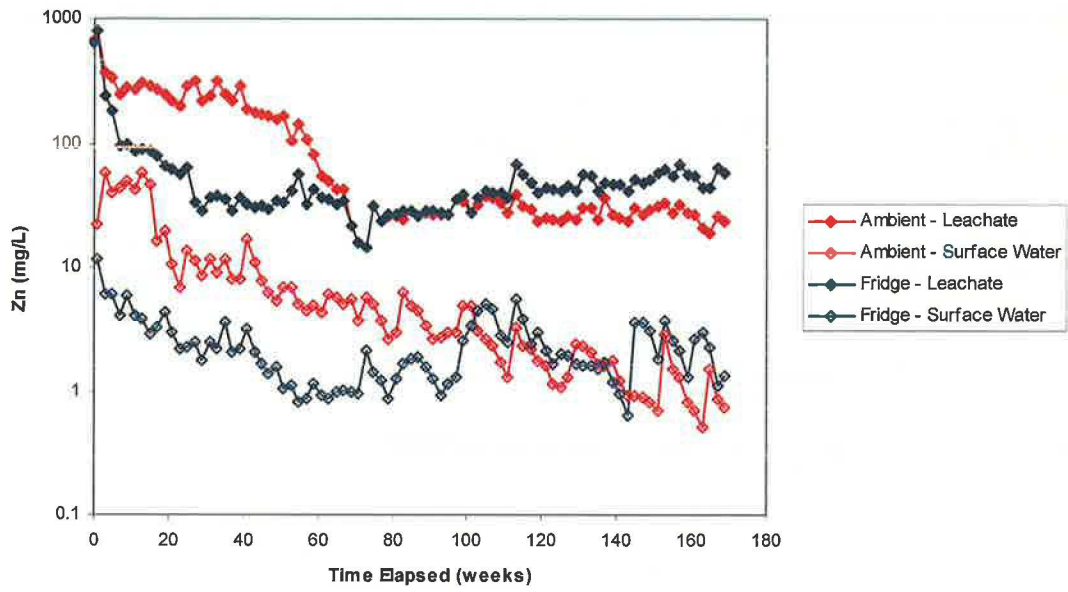


Figure 3. Zinc concentrations in subaqueous column leachates.



<b>STEKENJOKK MINE</b>
------------------------

**LOCATION**

<b>Description</b>	Northern Sweden, close to the Norwegian border in Vasterbotten county.
<b>Latitude</b>	No data
<b>Elevation</b>	800 m above sea level.

**CLIMATIC REGIME**

<b>Precipitation</b>	Total = 1100 mm Proportion as snow N/A
<b>Temperature Range</b>	Average annual = 0°C Monthly average range = N/A
<b>Permafrost Zone</b>	No data

**MINING**

<b>Status</b>	Closed
<b>Mine Life</b>	~ 12 years (1976 to 1988)
<b>Mining Method</b>	Underground cut and fill with a small open pit
<b>Waste Rock Management</b>	Disposed of in rock dumps.
<b>Ore Processing and Tailings Disposal</b>	Cu-Zn mine produced approximately 4.4 million tonnes of sulphide-rich tailings. The tailings were flooded in 1991.

**GEOLOGY**

<b>Summary Geological Description</b>	The deposit is a stratabound volcanogenic Zn-Cu deposit.
<b>Mineralogy</b>	<p>The main ore associated minerals referenced included the sulphides pyrite [FeS<sub>2</sub>], sphalerite [ZnS], chalcopyrite [CuFeS<sub>2</sub>], galena [PbS], pyrrhotite [Fe<sub>1-x</sub>S], covellite [CuS] and minor arsenopyrite [FeAsS]. Other minerals included quartz [SiO<sub>2</sub>], feldspars [(Ca,Na,K)(Al,Si)<sub>4</sub>O<sub>8</sub>], sericite [KAl<sub>2</sub>(Si<sub>3</sub>Al)O<sub>10</sub>(OH,F)<sub>2</sub>], chlorite [(Mg,Fe)<sub>5</sub>Al(Si<sub>3</sub>Al)<sub>4</sub>O<sub>10</sub>(OH)<sub>8</sub>] and carbonates [(Ca, Mg, Fe)CO<sub>3</sub>].</p> <p>Mineralogy of the tailings consisted of quartz [SiO<sub>2</sub>], plagioclase [(Na,Ca)Al(Si,Al)Si<sub>2</sub>O<sub>6</sub>], calcite [CaCO<sub>3</sub>], biotite [K<sub>2</sub>Mg<sub>6</sub>(Si<sub>6</sub>Al<sub>2</sub>O<sub>20</sub>)(OH,F)<sub>2</sub>], chlorite [(Mg,Fe)<sub>5</sub>Al(Si<sub>3</sub>Al)<sub>4</sub>O<sub>10</sub>(OH)<sub>8</sub>], muscovite [KAl<sub>2</sub>(Si<sub>3</sub>Al)O<sub>10</sub>(OH,F)<sub>2</sub>], sulphides (predominantly pyrite [FeS<sub>2</sub>] with lesser pyrrhotite [Fe<sub>1-x</sub>S]), amphiboles, epidote [Ca<sub>2</sub>(Fe<sup>3+</sup>,Al)<sub>3</sub>(SiO<sub>4</sub>)<sub>3</sub>(OH)], gypsum [CaSO<sub>4</sub>·2H<sub>2</sub>O] and zircon [ZrSiO<sub>4</sub>].</p>
<b>Surficial Geology</b>	No data

<b>STEKENJOKK MINE</b>
------------------------

**GEOCHEMISTRY**

<b>Geochemical Overview</b>	<p>The geochemistry of the tailings was reported to be relatively homogenous across the deposit with 19.6% Fe, 4.1% Ca, 2.8% Mg and 17.8% S and elevated levels of As (1139 ppm), Cu (2266 ppm), Pb (1458 ppm) and Zn (6829) with trace Cd, Co and Ni (ranging from 24 to 61 ppm).</p> <p>The pH of the water cover is circum-neutral ranging from 7.01-7.75 with lower values during the winter and a trend in decreasing values with depth under the ice.</p>
<b>Low Temperature Geochemical Aspects</b>	<p><i>Effect of temperatures on oxidation rates:</i> No data</p> <p><i>Effect of temperature on bacterial activity:</i> No data</p> <p><i>Effect of temperature on solubility and reactivity of acid buffering minerals:</i> No data</p> <p><i>Effect of temperature on solubility of secondary minerals:</i> No data</p> <p><i>Solute freeze-concentration effects:</i> No data</p> <p><i>Effect of freeze-thaw processes on mineral exposure:</i> No data</p> <p><i>Solubility of oxygen in water covers:</i> The water cover over the sulphidic mine tailings varies from 0.6m to 9m in depth with an average of 2m.</p> <p>Below the ice in the winter, a redox gradient is established with anoxic or at least O<sub>2</sub>-poor bottom waters. Winter concentrations of dissolved oxygen at a depth of 5m were reported to be ~ 9 mg/L compared to concentrations between 10 and 11 mg/L in the summer. Other seasonal variations with respect to dissolved elemental concentrations include Si and Al concentrations that are higher in the summer and autumn originating from the weathering of silicate minerals on surrounding slopes (and therefore in run-on). Other parameters including Ca, Mg, Na, S, As, Ba, Cd, Cu, Hg, Ni, Pb, Sr and Zn are higher during the winter due to the ice cover isolation of the pond water and diffusion from the tailings.</p> <p>Hypotheses for these trends include the migration of elements from deeper pore waters into the water cover and/or establishment of redox conditions under ice and dissolution of Fe- and Mn-oxyhydroxides and decomposition of organic matter in the upper portion of the tailings. High concentrations of suspended Fe and Mn in the winter correspond to the depths at which higher concentrations of dissolved metals are seen supporting the hypothesis of oxyhydroxide dissolution and release of sorbed metals.</p> <p><i>Ice barrier effects on oxygen and water movement</i> No data</p>

## STEKENJOKK MINE

## OTHER

## INFORMATION SOURCES

<b>References</b>	Holmstrom, H., Ljungberg, J., Ohlander, B. (2000). <i>The character of suspended and dissolved phases in the water cover of the flooded mine tailings at Stekenjokk, northern Sweden</i> . The Science of the Total Environment, vol. 247 (2000), p. 15-31.
<b>Permissions for Unpublished Data</b>	Not applicable
<b>Case Study Prepared by:</b>	Shannon Shaw

<b>URAD MINE</b>
------------------

**LOCATION**

<b>Description</b>	Near Berthoud Pass in Colorado
<b>Latitude</b>	~39°N
<b>Elevation</b>	~3200 m (10,500 ft)

**CLIMATIC REGIME**

<b>Precipitation</b>	Mean annual precipitation varies from 635 to 1015 mm (25 to 40 inches) per year, mostly as snowfall.
<b>Temperature Range</b>	Average annual, monthly average range
<b>Permafrost Zone</b>	Discontinuous

**MINING**

<b>Status</b>	Closed
<b>Mine Life</b>	Approximately 7 years (1967 to 1974)
<b>Mining Method</b>	Block caving
<b>Waste Rock Management</b>	No data
<b>Ore Processing and Tailings Disposal</b>	<p>Approximately 14 million tons of ore containing less than 5% pyrite was crushed and processed by flotation.</p> <p>Tailings were deposited by slurry in one of two impoundments. On closure, both tailings impoundments were covered with a 3 to 10 foot thick cover (rock, sewage sludge and wood chips) that was amended and revegetated. Tailings dams were constructed in the valley using upstream construction.</p> <p>The tailings were reported to be silty clay to silty sand with a hydraulic conductivity ranging from <math>2 \times 10^{-7}</math> to <math>1 \times 10^{-4}</math> cm/s.</p>

**GEOLOGY**

<b>Summary Geological Description</b>	The deposit was a low-grade molybdenum porphyry hosted in granite.
<b>Mineralogy</b>	Molybdenite [MoS <sub>2</sub> ] and pyrite [FeS <sub>2</sub> ] were the only reported sulphides. Other gangue minerals not reported, although granite hosted.
<b>Surficial Geology</b>	An underlying alluvium in the valley bottom was reported with a hydraulic conductivity ranging from $10^{-6}$ to $10^{-3}$ cm/s.

**GEOCHEMISTRY**

<b>Geochemical Overview</b>	Tailings within the vadose zone had oxidized. Pore water concentrations in the vadose zone reported to be pH 3.5, 30 to 400 ppm Fe, 440 to 490 ppm Mn and 2400 ppm SO <sub>4</sub> .
-----------------------------	--

## URAD MINE

<b>Low Temperature Geochemical Aspects</b>	<b><i>Effect of temperatures on oxidation rates:</i></b> Tailings beneath the frozen layers within the tailings facility appeared to be less oxidized and had pore water chemistry more indicative of process water. The paper hypothesized that the frozen layers played a role in the minimization of oxidation of pyritic tailings beneath the ice.
	<b><i>Effect of temperature on bacterial activity:</i></b> No data
	<b><i>Effect of temperature on solubility and reactivity of acid buffering minerals:</i></b> No data
	<b><i>Effect of temperature on solubility of secondary minerals:</i></b> No data
	<b><i>Solute freeze-concentration effects:</i></b> No data
	<b><i>Effect of freeze-thaw processes on mineral exposure:</i></b> No data
	<b><i>Solubility of oxygen in water covers:</i></b> No data
	<b><i>Ice barrier effects on oxygen and water movement</i></b> The existence of ice layers within the tailings facility was hypothesized to have been formed during active tailings deposition and have remained to date, although likely diminishing with time. The presence of the ice layers has resulted in hydrologic zones within the impoundment. The zones consist of a perched water table on top of the frozen tailings layers, a longitudinal confined and unconfined flow (regional water table) beneath the frozen tailings layers, a deep regional water table and a vadose zone (see schematic in Figure 6 from Steffens et al., 1995). Each zone has a characteristic chemical signature that was used to assess the primary water sources and flow directions of the four zones. The chemistry of each zone is shown in Table I from Steffens et al., 1995). The conclusions included the assessment that the frozen layers within the impoundment acted as hydraulic barriers to vertical groundwater flow.

**OTHER****INFORMATION SOURCES**

<b>References</b>	Steffens, S.D., Lewis-Russ, A., Jones, J. and Rech W. (1995). <i>The effects of permafrost on the geochemistry and hydrology of a metal-sulfide tailings impoundment 20 years later</i> . 1995 National Meeting of the American Society for Surface Mining Reclamation, Gillette, Wyoming, June 1995, pp. 547-559.  Reclamation Success, Climax Molybdenum Company, URAD Mine <a href="http://www.mii.org/urad/climax.html">http://www.mii.org/urad/climax.html</a>
<b>Permissions for Unpublished Data</b>	Not applicable

**URAD MINE**

Case Study Prepared by:	Shannon Shaw
-------------------------	--------------

FIGURES (from Steffens *et al.*, 1995)

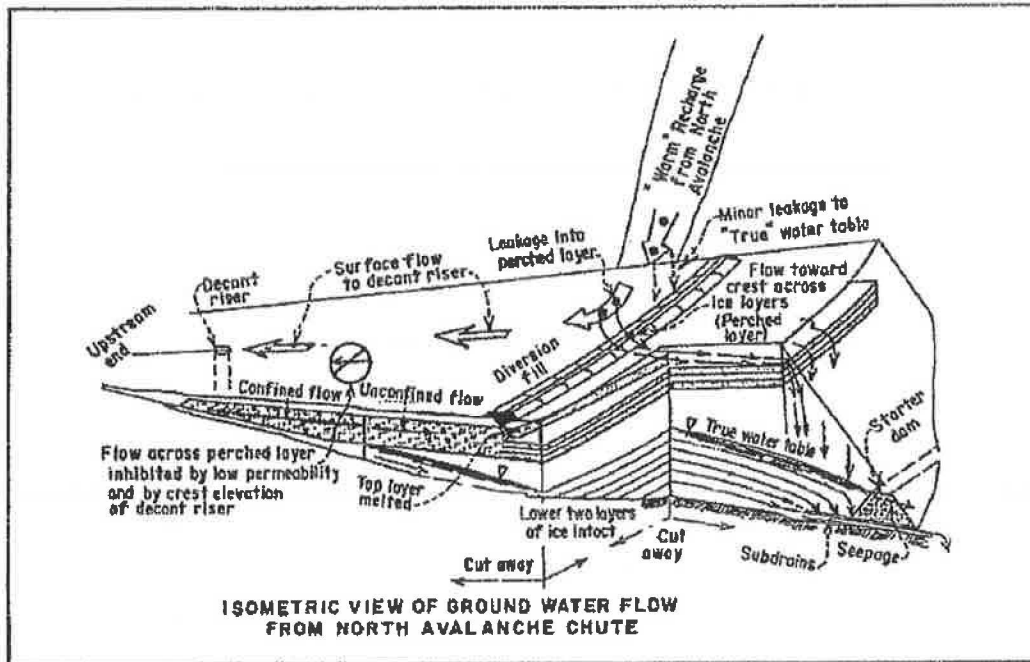


Figure 6. Isometric View of Groundwater Flow Regimes

TABLES (from Steffens *et al.*, 1995)

**Table I  
TYPICAL CHARACTERISTICS OF TAILING PORE-WATER IN  
HYDROLOGIC ZONES  
(values in mg/l)**

Parameter	Ice	Perched Layer	Beneath Ice	Lateral Recharge <sup>1</sup>	Vadose Zone
pH	7.7	7.6	7.0	4.3	3.5
Iron	<0.02	0.02-0.08	3.9	.6	30-400
Manganese	10	35	12	170	440-490
Spec. Cond.	2,200	1,800	1,600	2,350	3,300
Chloride	92	50-85	50	5	2-30
Sulfate	900	800	700	1,400	2,400

1. May include some effects of overlying vadose zone.

<b>WINDY CRAGGY PROJECT</b>
-----------------------------

**LOCATION**

<b>Description</b>	Approximately 190 km southwest of Whitehorse, Yukon
<b>Latitude</b>	59°44'(N) 137 44 W
<b>Elevation</b>	No data

**CLIMATIC REGIME**

<b>Precipitation</b>	Total, proportion as snow
<b>Temperature Range</b>	Average annual, monthly average range
<b>Permafrost Zone</b>	No data

**MINING**

<b>Status</b>	Proposed
<b>Mine Life</b>	Not applicable
<b>Mining Method</b>	Not applicable
<b>Waste Rock Management</b>	Not applicable
<b>Ore Processing and Tailings Disposal</b>	Not applicable

**GEOLOGY**

<b>Summary Geological Description</b>	Windy Craggy is a Beshi Type volcanogenic massive sulphide deposit containing primarily copper mineralization with zinc, gold, silver and cobalt deposit. The deposit is hosted by clastic sediments and mafic flows and sill. The ore body occurs at the transition between these rock types.
<b>Mineralogy</b>	<p>Massive sulphide mineralization occurs as (1) massive pyrrhotite with lesser chalcopyrite, (2) massive pyrite with lesser chalcopyrite; and (3) pyrrhotite and pyrite with lesser chalcopyrite and magnetite. A stockwork/feeder zone is present beneath the sulphide bodies. The stockwork is comprised of irregular sulphide veins within pervasively chlorite and silica altered wallrock. Sulphides within the stockwork zone consist predominantly of pyrrhotite with lesser chalcopyrite and, in places, pyrite. In general, the percentage of sulphides, and number and density of sulphide veins increases upward from the bottom or "root" to the top of the stockwork zone. Gangue minerals include quartz, carbonate, chlorite and albite.</p> <p>Other sulphide minerals include digenite and sphalerite with rare marcasite and arsenopyrite.</p>
<b>Surficial Geology</b>	No data

<b>WINDY CRAGGY PROJECT</b>
-----------------------------

**GEOCHEMISTRY**

<b>Geochemical Overview</b>	Due to the nature of the mineralization and locally calcareous host rocks, rocks vary from potentially acid generating to not potentially acid generating
<b>Low Temperature Geochemical Aspects</b>	<p><i>Effect of temperatures on oxidation rates:</i> Five samples were tested in paired humidity cells under room temperature and refrigerated conditions. One sample was also frozen at -20°C.</p> <p>Table 2-1 (extracted from MEND report 1.61.2) shows the effect of temperature on four samples. The table indicates that sulphate release rates were always lower under low temperature conditions. The decrease in sulphate release was by a factor of 2.2 to 2.9 except in the case of BHC-16 (factor 6.6) that was more acidic under room temperature conditions. The onset to acidic conditions for this sample resulted in higher oxidation rates which are not comparable to the refrigerated test.</p> <p>Copper release was unchanged or decreased slightly when refrigerated, except in the case of BHC-16 which showed a factor of 3 difference. The lack of change for samples at higher pHs reflects solubility controls on copper release rather than oxidation of chalcopyrite or other primary sources of copper.</p> <p>Zinc showed higher release rates under non-acidic conditions.</p> <p>Results for pH and sulphate for one sample of massive pyrrhotite tested at three temperatures are provided in Figures 1 and 2. The two unfrozen tests showed a decreasing pH trend with slightly higher pH in the refrigerated test. Eventually pH was the same for both tests. The frozen sample (which was thawed each week for leaching) also showed decreasing pH but at a higher level. The sulphate for both unfrozen samples was erratic but roughly similar. The average rate for room and fridge tests was 128 and 83 mg/kg respectively, representing a factor of 1.5. The frozen sample showed very low oxidation rates.</p> <p>Metal concentrations were low in leachates from all tests (release rates less than 0.1 mg/kg/week), but the room temperature test released copper and zinc at higher rates than the refrigerated test.</p> <p>Note that the results for the one sample tested using three different temperatures were incorrectly reported in MEND 1.61.2.</p>
	<p><i>Effect of temperature on bacterial activity:</i> No data</p>
	<p><i>Effect of temperature on solubility and reactivity of acid buffering minerals:</i> No data</p>
	<p><i>Effect of temperature on solubility of secondary minerals:</i> No data</p>
	<p><i>Solute freeze-concentration effects:</i> No data</p>



<b>WINDY CRAGGY PROJECT</b>
-----------------------------

	<i>Effect of freeze-thaw processes on mineral exposure:</i> No data
	<i>Solubility of oxygen in water covers:</i> No data
	<i>Ice barrier effects on oxygen and water movement</i> No data

**OTHER**

--

**INFORMATION SOURCES**

<b>References</b>	Dawson and Morin (1996) SRK Files.
<b>Permissions for Unpublished Data</b>	
<b>Case Study Prepared by:</b>	Stephen Day

**Table 2-1 Statistical Summary of Reaction Rates from Humidity Cells Operated at +20°C and +6°C, Windy Craggy Project (Norecol, Dames and Moore, personal communication, 1995)**

Sample	High/Low pH	Avg pH	SO <sub>4</sub> Rate (mg/kg/wk)	Cu Rate (mg/kg/wk)	Zn Rate (mg/kg/wk)
BHC-15 +20°	7.7/5.4	7.0	27.4	1.52	5.15
BHC-15 +6°	7.9/6.5	7.4	9.44	1.46	8.76
BHC-16 +20°	7.8/2.9	4.4	289	4.78	8.58
BHC-16 +6°	7.7/5.4	6.6	44.4	1.56	11.9
BHC-17 +20°	8.9/7.3	7.8	46.1	2.07	5.11
BHC-17 +6°	9.3/7.2	8.1	17.6	1.45	10.8
BHC-20 +20°	7.9/6.9	7.4	24.2	1.55	3.44
BHC-20 +6°	8.0/7.0	7.6	11.0	1.55	4.91

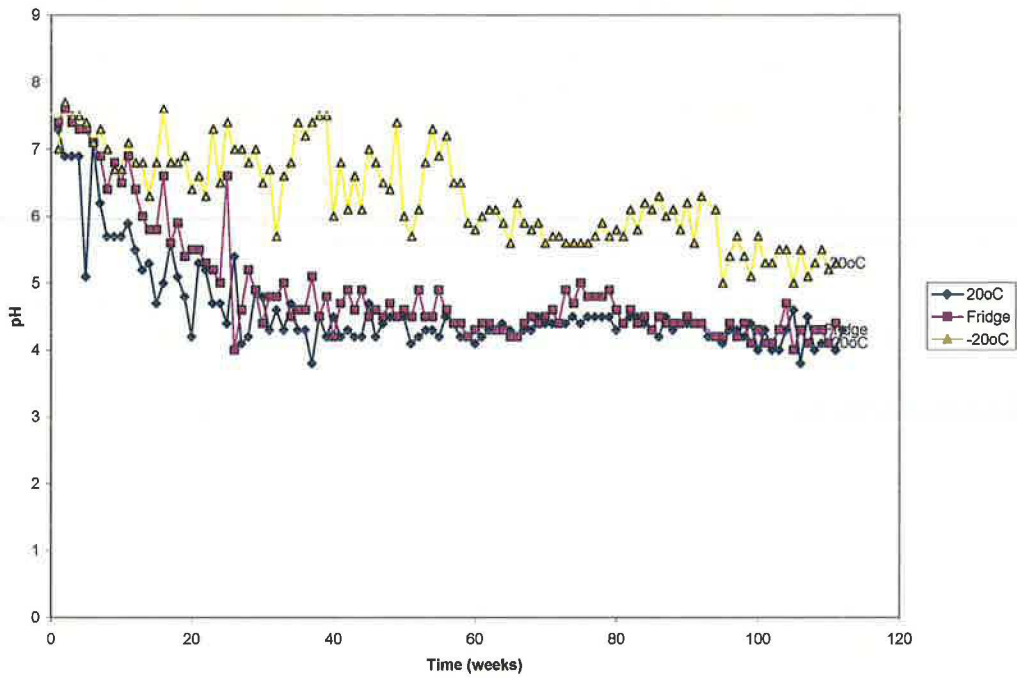


Figure 1. Trends in pH for Three Humidity Cells.

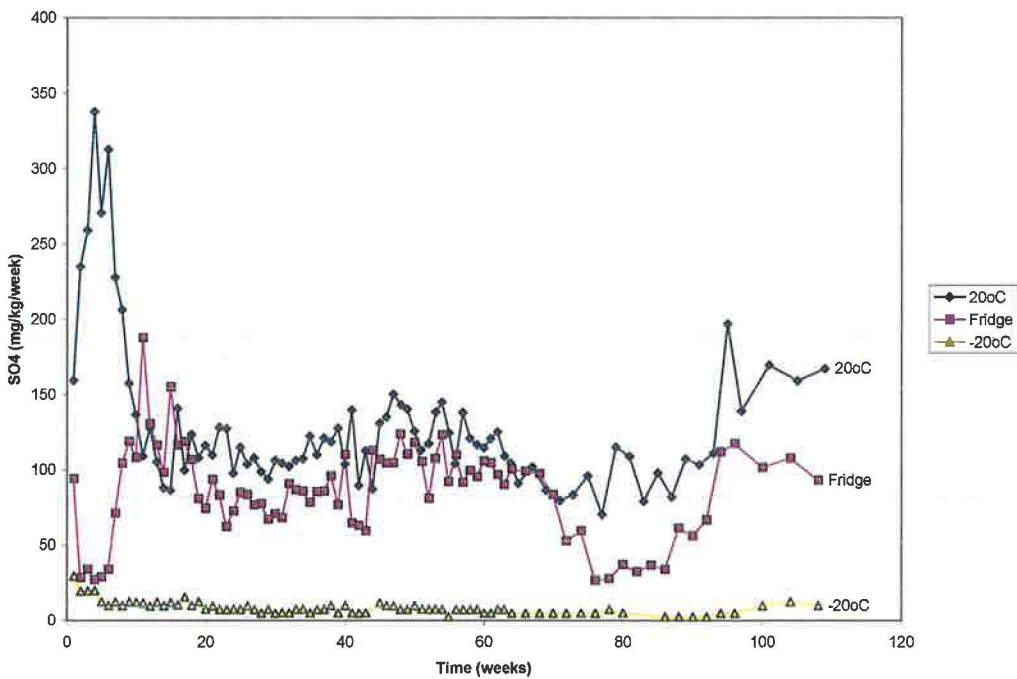


Figure 2. Trends in Sulphate Release for Three Humidity Cells

**ANNEXE AD-3**  
**Rapport d'audit de forage et sautage – 4 au 8 mai 2015**





SNC · LAVALIN

# MINE CANADIAN MALARTIC - EXPERTISE POUR TRAVAUX DE FORAGE ET DE SAUTAGE

Rapport d'audit de forage et sautage - 4 au 8 mai 2015

Mine Canadian Malartic



## MINES ET MÉTALLURGIE

04 | 06 | 2015

RAPPORT > ORIGINAL

Rev. 00 > Ref. Interne 611912-0039-4GER-0002 > Volume 1/1



Québec, le 4 juin 2015

Monsieur Guy Gagnon, ing.  
**Surintendant d'ingénierie**  
**MINE CANADIAN MALARTIC**  
100, chemin du Lac Mourier, C.P. 2040  
Malartic (Québec) JOY 1ZO

**Objet:** Mine Canadian Malartic – Expertise pour travaux de forage et de sautage  
Rapport d'audit de forage et sautage - 4 au 8 mai 2015  
Notre dossier: 611912-O039-4GER-0002\_00

---

Monsieur Gagnon,

Il nous fait plaisir de vous transmettre la version finale du rapport mentionné en objet.

Espérant le tout à votre entière satisfaction, nous demeurons à votre disposition pour tout renseignement supplémentaire.

Veuillez agréer, monsieur Gagnon, l'expression de nos meilleures salutations.

**SNC LAVALIN INC.**



Pierre Groleau, ing.  
Expert en explosifs  
**Mines et métallurgie**

PG/bsp





## LISTE DES RÉVISIONS APPORTÉES AU DOCUMENT

Révision				Pages Révisées	Remarques
#	Prép.	App.	Date		
PA	P.G.	A.H.	2015-06-03	Toutes	Révision interne
PB	P.G.	A.H.	2015-06-04	Toutes	Pour commentaires du client
00	P.G.	A.H.	2015-06-04	Toutes	Version finale pour le client

## AVIS AU LECTEUR

Ce document fait état de l'opinion professionnelle de SNC-Lavalin inc. («SNC-Lavalin») quant aux sujets qui y sont abordés. Son opinion a été formulée en se basant sur ses compétences professionnelles en la matière et avec les précautions qui s'imposent. Le document doit être interprété dans le contexte de la convention en date du 18 février 2014 (la «Convention») intervenue entre SNC-Lavalin et Mine Canadian Malartic (le «Client»), ainsi que de la méthodologie, des procédures et des techniques utilisées, des hypothèses de SNC-Lavalin ainsi que des circonstances et des contraintes qui ont prévalu lors de l'exécution de ce mandat. Ce document n'a pour raison d'être que l'objectif défini dans la Convention et est au seul usage du Client, dont les recours sont limités à ceux prévus dans la Convention. Il doit être lu comme un tout, à savoir qu'une portion ou un extrait isolé ne peut être pris hors contexte.

En préparant ses estimations, le cas échéant, SNC-Lavalin a suivi une méthode et des procédures et pris les précautions appropriées au degré d'exactitude visé, en se basant sur ses compétences professionnelles en la matière et avec les précautions qui s'imposent, et est d'opinion qu'il y a une forte probabilité que les valeurs réelles seront compatibles aux estimations. Cependant, l'exactitude de ces estimations ne peut être garantie. À moins d'indication contraire expresse, SNC-Lavalin n'a pas contre-vérifié les hypothèses, données et renseignements en provenance d'autres sources (dont le Client, les autres consultants, laboratoires d'essai, fournisseurs d'équipements, etc.) et sur lesquelles est fondée son opinion. SNC-Lavalin n'en assume nullement l'exactitude et décline toute responsabilité à leur égard.

Dans toute la mesure permise par les lois applicables, SNC-Lavalin décline en outre toute responsabilité envers le Client et les tiers en ce qui a trait à l'utilisation (publication, renvoi, référence, citation ou diffusion) de tout ou partie du présent document, ainsi que toute décision prise ou action entreprise sur la foi dudit document.

Audit de forage et sautage - 4 au 8 mai 2015		Original - V.00
2015/06/04	611912-O039-4GER-0002	Rapport technique

## TABLE DES MATIÈRES

	Page
<b>1.0 INTRODUCTION</b> .....	<b>1</b>
<b>2.0 AUDIT</b> .....	<b>2</b>
2.1 Conception du plan de forage (sautage de production).....	2
2.1.1 Établissement des priorités pour la conception du plan de forage (par technicien en planification) .....	2
2.1.2 Établissement de la liste des priorités par numérotation des sautages .....	2
2.1.3 Ouverture du polygone du sautage dans le logiciel GEM .....	2
2.1.4 Établissement de la ligne de la digue limite .....	3
2.1.5 Identification de la zone de forage .....	3
2.1.6 Conception du sautage .....	3
2.1.7 Circulé du plan de forage .....	4
2.1.8 Révision du plan de forage.....	4
2.1.9 Approbation du plan de forage .....	5
2.1.10 Distribution du plan de forage final.....	5
2.1.11 Mise à jour de la liste des plans de forage en exécution .....	5
2.1.12 Courriel des plans émis .....	5
2.1.13 Plan de forage (sautage de pré-découpage) .....	6
2.2 Forage.....	7
2.2.1 Consultation de la planification court terme .....	7
2.2.2 Réception des plans de forage approuvés et scellés.....	7
2.2.3 Affectation des équipements et de la main d'oeuvre .....	7
2.2.4 Début des travaux de forage .....	7
2.2.5 Saisi du rapport de forage .....	7
2.2.6 Évaluation quotidienne du suivi d'avancement de l'état du forage .....	8
2.2.7 Évaluation des trous difficiles à forer ou présentant des anomalies géologiques problématiques.....	8
2.3 Rapport de chargement .....	8
2.3.1 Évaluation de la capacité à procéder au chargement des explosifs .....	8
2.3.2 Identification si le chargement est dans une zone matelassée et/ou à collet contrôlé .....	8
2.3.3 Consultation de la base de données CMBH .....	8
2.3.4 Émission du rapport de chargement .....	8
2.3.5 Validation du rapport de chargement des explosifs .....	9
2.4 Séquence de tir .....	9
2.4.1 Conception de la séquence de tir.....	9
2.4.2 Fichier de la séquence de tir .....	10

2.4.3	Log detail - séquence de tir .....	10
2.4.4	Liste des vérifications .....	10
2.4.5	Logiciel Shotplus .....	10
2.4.6	Émission du circulé de la séquence de tir .....	10
2.4.7	Mise à jour de la séquence de tir .....	10
2.4.8	Simulation du sautage .....	11
2.4.9	Approbation de la séquence de tir.....	11
2.5	Chargement.....	11
2.5.1	Affectation de l'équipe de chargement .....	11
2.5.2	Rapport de chargement.....	11
2.5.3	Mesurage des trous.....	11
2.5.4	Chargement des explosifs .....	12
2.5.5	Évaluation journalière de l'état du chargement .....	12
2.5.6	Identification des trous difficiles à charger .....	13
2.5.7	Recouvrement du sautage .....	13
2.6	Vérification du chargement .....	13
2.6.1	Priorisation journalière globale de tir .....	13
2.6.2	Validation de la rose des vents .....	14
2.6.3	Avis de sautage .....	14
2.6.4	Liste des items de vérification de sautage .....	14
2.6.5	Identification des non-conformités.....	15
2.7	Sautage .....	15
2.7.1	Horaire des sautages .....	15
2.7.2	Périmètre d'exclusion .....	15
2.7.3	Validation des vents .....	16
2.7.4	Vérification des sismographes .....	16
2.7.5	Seconde vérification de la conformité des vents .....	16
2.7.6	Installation des caméras.....	16
2.7.7	Fermeture du belvédère .....	16
2.7.8	Confirmation radio du sautage .....	16
2.7.9	Évacuation de la fosse .....	16
2.7.10	Mise en poste des gardiens .....	17
2.7.11	Vérification ultime des vents.....	17
2.7.12	Silence radio.....	17
2.7.13	Transfert des autorités de sautage au boutefeu .....	17
2.7.14	Vérification de la programmation des détonateurs.....	17
2.7.15	Signaux sonores de sautage.....	17
2.7.16	Mise à feu du sautage .....	18
2.7.17	Inspection de la zone post sautage.....	18
2.7.18	Confirmation de la conformité du sautage .....	18

Audit de forage et sautage – 4 au 8 mai 2015		Original -V.00
2015/06/04	611912-O039-4GER-0002	Rapport technique

2.8	Entrée des données et communication.....	18
2.8.1	Récupération des caméras .....	18
2.8.2	Récupération des relevés sismiques et sonores.....	18
2.8.3	Publication des résultats .....	18
2.8.4	Traitement de non-conformité .....	18
<b>3.0</b>	<b>COMMENTAIRES SUR L'ORGANIGRAMME D'ANALYSE DU PROCESSUS DE FORAGE ET SAUTAGE.....</b>	<b>19</b>
3.1	Conception du plan de forage .....	19
3.2	Forage .....	19
3.3	Chargement.....	20
3.4	Vérification du chargement .....	20
3.5	Sautage .....	20
3.6	Entrée de données et communications.....	21
<b>4.0</b>	<b>CONCLUSION .....</b>	<b>21</b>
<b>5.0</b>	<b>PERSONNEL .....</b>	<b>22</b>

## LISTE DES ANNEXES

Annexe A : Analyse du processus de forage et sautage (Organigramme)

Audit de forage et sautage – 4 au 8 mai 2015		Original -V.00
2015/06/04	611912-O039-4GER-0002	Rapport technique

## 1.0 INTRODUCTION

L'opération minière de Mine Canadian Malartic dans la municipalité de Malartic est située à proximité de diverses habitations localisées en périphérie nord de la fosse minière.

Par conséquent, chaque sautage doit être conçu et réalisé en fonction de critères sévères en ce qui concerne les vibrations (12,7 mm/sec) et surpressions d'air (128dB).

En considération de l'envergure de la production minière de cette opération, de la cédule intensive des travaux à raison de 24 heures par jour / 7 jours par semaine et d'un roulement en continu des équipes de travail, la réussite de chaque sautage en vertu des critères précités représente un défi de taille.

Afin de standardiser et assurer la réussite de chaque sautage, Mine Canadian Malartic a mis sur pied un protocole global et sans précédent de chacune des étapes d'un sautage à partir de la conception du tir jusqu'à son exécution et publication des résultats obtenus.

Ce protocole est identifié en détail à l'Annexe A du présent rapport sous l'organigramme « Analyse du processus de forage et sautage ». Cet organigramme, préparé par Mine Canadian Malartic, définit également chaque intervenant au cours du processus ainsi que les divers documents et courriels requis à chaque étape.

L'analyse du processus de forage et sautage est divisée en 8 étapes distinctes, soit :

- Conception du plan de forage
- Forage
- Rapport de chargement
- Séquence de tir
- Chargement
- Vérification du chargement
- Sautage
- Entrée des données et communication.

Mine Canadian Malartic a mandaté la firme SNC-Lavalin pour procéder à la révision en détail de ce processus. Cet exercice a été réalisé par monsieur Pierre Groleau, ingénieur de formation et spécialisé en explosifs.

Suite à cette révision, monsieur Groleau a effectué une visite à la mine au cours de la première semaine de mai 2015 afin d'effectuer un audit sur l'ensemble des activités de forage et de sautage et de s'assurer de l'application intégrale du processus de forage et de sautage de Mine Canadian Malartic.

Audit de forage et sautage – 4 au 8 mai 2015		Original - V.00
2015/06/04	611912-0039-4GER-0002	Rapport technique

## 2.0 AUDIT

Les étapes décrites ci-dessous correspondent systématiquement aux divers points de vérifications de l'auditeur en conformité avec l'organigramme de forage et sautage. Ainsi, nos vérifications détaillées se sont déroulées comme suit :

### 2.1 Conception du plan de forage (sautage de production)

#### 2.1.1 Établissement des priorités pour la conception du plan de forage (par technicien en planification)

- Établissement des blocs de sautage en fonction des zones, du type de roc (minerai ou stérile) et des tonnages à rencontrer.
- Pour les blocs localisés dans la zone 5, le bloc sera préférablement délimité distinctement en fonction d'un bloc minéralisé ou stérile qui déterminera une maille de forage appropriée.

#### 2.1.2 Établissement de la liste des priorités par numérotation des sautages

La numérotation de chaque sautage est établie en fonction des critères suivants :

- Numéro de la zone du sautage
- Identification de la fosse, soit C pour Canadian Malartic
- Numéro du banc en fonction de l'élévation du plancher de marinage
- Numéro du sautage.

En complément au sautage de production, les abréviations suivantes sont ajoutées pour d'autres type de sautage, soit :

- M pour mur correspondant au tir de pré-découpage
- CR pour cheminée à remblai correspondant au tir de monterie d'ouverture
- TR pour le sautage en tranchée.

#### 2.1.3 Ouverture du polygone du sautage dans le logiciel GEM

- Vérification de l'aire réelle du polygone versus l'aire théorique prévue.
- Positionnement des fonds de trou (incluant sous-forage de 1,2 m) du banc supérieur (La distance minimale requise entre un fond de trou et un nouveau forage doit correspondre à  $1,5 \text{ m} + (1 \times \text{diamètre de forage})$ ).
- Vérifier et localiser la présence potentielle de trou raté (miss-hole).
- Vérifier et localiser la présence de chantier souterrain.

Audit de forage et sautage – 4 au 8 mai 2015		Original - V.00
2015/06/04	611912-0039-4GER-0002	Rapport technique

- Vérifier et localiser la présence d'un segment de rampe et/ou chemin d'accès à l'intérieur de polygone.

Note : En présence d'un raté "miss-hole", interdiction de procéder à tout forage conventionnel à l'intérieur d'un périmètre de 4,0 m du trou raté. Tout forage effectué à l'intérieur de ce périmètre devra être réalisé par forage téléguidé (système "remote").

#### 2.1.4 Établissement de la ligne de la digue limite

- Cette ligne vise à laisser en place une zone tampon d'au moins 10m d'épaisseur de roc dynamité entre les trous de la 1<sup>re</sup> rangée et la zone limite de marinage du tir précédent. Cette zone tampon permet d'éviter d'effectuer des opérations de marinage à proximité des trous de façade pouvant être chargés aux explosifs.

#### 2.1.5 Identification de la zone de forage

- Ce paramètre est établi en fonction de la distance entre le site de sautage et la municipalité de Malartic. L'identification de la zone permet d'établir les paramètres de forage et de sautage à préconiser.

#### 2.1.6 Conception du sautage

La conception du sautage sera réalisée en vertu du respect des devis et des standards établis par la direction de Canadian Malartic. À cette étape, les paramètres suivants sont définis :

- Numéro de sautage
- Diamètre de forage
- Maille de forage
- Nombre de trous
- Type d'explosifs
- Facteur charge en explosifs
- Recouvrement du sautage si applicable.

Le devis de chargement spécifique à chaque zone permet d'établir les paramètres suivants :

- Type d'explosifs
- Hauteur de collet
- Nombre de charge étagée (deck)
- Hauteur de la charge étagée (deck)
- Type de matériau de bourre

Audit de forage et sautage – 4 au 8 mai 2015		Original - V.00
2015/06/04	611912-0039-4GER-0002	Rapport technique

- Type de recouvrement.

Pour les zones 1 à 4, une seule maille de forage est applicable. Pour la zone 5, la maille de forage sera variable selon le type de roc exploité (minerai ou stérile).

Délimitation de la première rangée de forage en allouant une zone tampon correspondant à ½ fardeau du tir précédent plus ½ fardeau du tir à concevoir.

Définir la maille de forage sur le logiciel GEM et déplacer cette maille de façon à arrimer la maille avec la ligne de la première rangée de forage. Appliquer les correctifs d'ajustement pour finaliser l'arrimage par trous extras ou déplacés.

Identification des trous ouverts "M" à couvrir avec matelas pare-éclats. Les points d'interception des trous "M" avec le plancher de forage sont identifiés et validés par les arpenteurs.

Production du plan de forage adapté avec le logiciel GEM.

Ce plan inclut :

- Numérotation et localisation des trous à forer
- Vue en plan (trous à forer et identification des fonds de trous du banc supérieur (incluant sous-forage)
- Vue en section (longueur des forages, localisation des chantiers ouverts adjacents, sous-forage)
- Rapport de vérification du plan de forage (liste des points à vérifier)
- Rapport de vérification des fonds de trous.

### 2.1.7 Circulé du plan de forage

Le plan de forage complété « circulé » est ensuite distribué pour fins de révision aux départements suivants :

- Géotechnique
- Géologie
- Planification.

### 2.1.8 Révision du plan de forage

Suite aux commentaires émis par ces trois (3) départements, le plan de forage est retourné à l'ingénieur sénior en forage-sautage pour vérification. À cette étape, le vérificateur procède aux points suivants :

- Lecture des commentaires et demandes des trois (3) départements précités et application de ceux-ci, si requis et/ou justifiés
- Revue de la liste des points de vérification incluant les modifications apportées

Audit de forage et sautage – 4 au 8 mai 2015		Original - V.00
2015/06/04	611912-0039-4GER-0002	Rapport technique



- Émission du plan de forage révisé
- Envoi du plan de forage vérifié à l'approbateur.

### 2.1.9 Approbation du plan de forage

L'approbation du plan de forage est donnée par l'ingénieur sénior en forage-sautage et le contremaître principal en production. Les points cités précédemment sont vérifiés ultimement.

Note : Il est important de noter que le vérificateur ne peut être le concepteur et que l'approbateur ne peut être le concepteur ou le vérificateur. Chaque étape doit être dûment établie par une tierce personne.

### 2.1.10 Distribution du plan de forage final

Le plan de forage final à circuler ne correspond qu'à une simple feuille « plan de forage » avec fichier ASCII. Le fichier ASCII annexé indique le numéro du trou ainsi que ses coordonnées (x,y,z).

Ce plan de forage est distribué aux personnes suivantes :

- Arpenteurs
- Foreur et contremaître en forage
- Coordonateur en forage-sautage
- Documentation pour conception-ingénierie.

Le fichier ASCII est directement envoyé par le concepteur de façon électronique au système Aquila ou MineStar dans les équipements de forage.

### 2.1.11 Mise à jour de la liste des plans de forage en exécution

À chaque fin de quart de jour (16h00), l'équipe de conception émet la liste des sautages aptes à être forés et/ou en cours de forage. Cette liste est par la suite distribuée quotidiennement par courriel aux opérations et aux contremaîtres.

### 2.1.12 Courriel des plans émis

Émission et distribution des plans de forage finaux et scellés indiquant les items suivants :

- N° de sautage
- Zone
- Diamètre de forage
- Maille de forage
- Longueur de forage.

Audit de forage et sautage – 4 au 8 mai 2015		Original - V.00
2015/06/04	611912-0039-4GER-0002	Rapport technique

Ce courriel est émis par le technicien en forage-sautage et distribué aux départements suivants :

- Environnement
- Géologie
- Géotechnique
- Opérations
- Fournisseur en explosifs Orica.

### 2.1.13 Plan de forage (sautage de pré-découpage)

Pour les sautages de pré-découpage, la méthodologie (intervenants, distribution, etc.) demeure identique à celle appliquée pour les tirs de production. Un devis spécifique au pré-découpage est établi et il définit les paramètres suivants :

- Diamètre de forage 140 mm
- Espacement 1,6 m
- Sous-forage 0,0 m
- Hauteur de collet 4,0 m
- Profondeur forée 20 m standard ou 10 m en certaines circonstances
- Charge de fond 1 cart. Fortel (65 x 400 mm)
- Charge de colonne Powersplit (40 mm x continu)
- Pendage variable de 60° à 90° (déterminé par la géotechnique)

Les paramètres spécifiques à la séquence de tir sont établis selon le secteur, soit le mur nord ou sud délimitant la fosse minière.

#### **Mur Nord :**

Nb de trous max/sautage	5 à 10 trous selon la proximité de la municipalité
Nb de trous par délai	1 trou
Délai de temps entre les trous	4 ms
Recouvrement	1,8 m de sable + triple épaisseur de matelas pare-éclats

#### **Mur Sud**

Nb de trous max/sautage	Illimité
Nb de trous par délai	1 trou
Délai de temps entre les trous	2 ms
Recouvrement	Double épaisseur de matelas pare-éclats

Audit de forage et sautage – 4 au 8 mai 2015		Original - V.00
2015/06/04	611912-0039-4GER-0002	Rapport technique

## 2.2 Forage

### 2.2.1 Consultation de la planification court terme

Cette consultation est établie entre le surintendant des opérations minières et le contremaître général en forage et sautage afin de déterminer la liste de priorités des patrons de forage. Cette étape vise à valider ou modifier l'affectation des équipements de forage et/ou services connexes pour rencontrer les objectifs de production. Les items à considérer à cette étape sont :

- Disponibilité des bancs d'exploitation et de leurs accès respectifs
- Nettoyage des zones de travail
- Pré-découpage complété
- Présence d'ouvertures souterraines
- Contrôle de terrain
- Zone vs diamètre de forage (type de foreuse)
- Relief du plancher de forage (type de foreuse).

### 2.2.2 Réception des plans de forage approuvés et scellés

Distribué par le technicien en forage-sautage dans le pigeonnier des activités d'opérations minières.

### 2.2.3 Affectation des équipements et de la main d'oeuvre

Affectation des équipements (foreuses) et de la main d'œuvre (foreur) sur chaque sautage selon la liste des priorités établie à l'étape 2.2.1. Cette affectation est effectuée par le contremaître en forage-sautage.

### 2.2.4 Début des travaux de forage

Lors des travaux de forage, le foreur complète les rapports de forage en fonction du diamètre et de la profondeur requise. Il consigne toute anomalie géologique interceptée à chaque trou sur ce rapport. Le foreur identifie la profondeur de roc cassé au collet et il mesure et valide la profondeur réelle de forage de chaque trou.

### 2.2.5 Saisi du rapport de forage

Le technicien en forage-sautage procède aux vérifications suivantes :

- Analyse de la conformité des rapports de forage
- Vérification de perte d'accessoires de forage (procédure de "missed metal" si requis)
- La saisie des rapports de forage est consignée par une adjointe administrative.

Audit de forage et sautage – 4 au 8 mai 2015		Original - V.00
2015/06/04	611912-0039-4GER-0002	Rapport technique

### 2.2.6 Évaluation quotidienne du suivi d'avancement de l'état du forage

Cette étape est effectuée par le contremaître général et le contremaître en forage-sautage. Les points suivants sont considérés :

- Évaluation des besoins d'affecter des équipements de forage et tout autre service additionnel pour rencontrer les objectifs de production
- Évaluation des trous difficiles à forer
- Évaluation de la capacité à procéder au chargement des explosifs.

### 2.2.7 Évaluation des trous difficiles à forer ou présentant des anomalies géologiques problématiques

Prise de décision par le technicien sénior ou le superviseur en forage-sautage afin de déterminer si des trous difficiles à forer ou présentant des anomalies géologiques problématiques devront être traités par nettoyage, reforage ou annulation. Selon la solution retenue, l'information sera mise à jour par le technicien en forage-sautage et transmise directement dans la base de données CMBH.

## 2.3 Rapport de chargement

### 2.3.1 Évaluation de la capacité à procéder au chargement des explosifs

Dans l'affirmative, une demande est faite auprès du technicien en forage-sautage pour préparer le rapport de chargement d'explosifs (technicien sénior forage-sautage et contremaître Orica). Dans la négative, retour au processus d'affectation foreur-foreuse.

### 2.3.2 Identification si le chargement est dans une zone matelassée et/ou à collet contrôlé

Dans l'affirmative, envoi de l'information à la base de données CMBH pour adaptation particulière de l'ajustement des hauteurs de collet. Dans la négative, envoi de l'information à la base de données CMBH.

### 2.3.3 Consultation de la base de données CMBH

La base de données CMBH (Canadian Malartic Blast Hole) est vérifiée par le technicien en forage-sautage pour vérifier les items suivants :

- Traitement des sautages coupés
- Ajustement des hauteurs de collet lorsque requis
- Traitement des fichiers IN
- Adaptation des modifications de chargement vs anomalies géologiques identifiées.

### 2.3.4 Émission du rapport de chargement

Ce rapport est créé par le technicien en forage et sautage en fonction des informations obtenues à partir des rapports de forage.

Audit de forage et sautage – 4 au 8 mai 2015		Original - V.00
2015/06/04	611912-0039-4GER-0002	Rapport technique

Le choix du diamètre de forge et le tonnage du sautage sont identifiés sur ce rapport. Le choix du type d'explosif est sélectionné à cette étape.

Pour un patron de forage standard, l'explosif de type émulsion en vrac Fortis 70 est sélectionné.

Pour le chargement dans la zone d'un chantier ouvert et jusqu'à deux rangées au pourtour du chantier, l'explosif en vrac Fortis 100 est sélectionné. Ce produit correspond à un produit de plus haute viscosité (épaissi) et utilisé afin de minimiser toute perte de produit au sein d'un massif rocheux potentiellement plus altéré. La réduction de perte de produit au niveau des fissures dans le roc vise également à réduire le risque de produire des fumées de type NOx lors du sautage.

Pour le chargement des trous de 90 mm de diamètre, l'émulsion en vrac Subtek est utilisé. L'explosifs Subtek charge correspond à un explosif de type émulsion pure à densité fixe sensibilisé avec micro billes de verre. Ce produit facilite la qualité du contrôle des collets dans un secteur plus sensible.

Les hauteurs de collets et les quantités d'explosifs par trou sont établies dans ce rapport.

### 2.3.5 Validation du rapport de chargement des explosifs

Cette validation est effectuée par l'ingénieur sénior en forage-sautage, l'ingénieur en forage-sautage ou le technicien sénior en forage-sautage. À cette étape, le vérificateur vérifie les points suivants :

- Présence de trous "IN"
- Longueur des forages
- Présence et envergure de roc cassé au niveau des collets et ajustement des collets si requis
- Identification de l'ensemble des trous
- Coupure conforme du sautage si requis

Les trous "IN" servent à déterminer l'étendue des ouvertures souterraines. En présence de trous "IN", le vérificateur doit vérifier si l'investigation géotechnique est complétée. Il doit également vérifier si ces trous interceptent les ouvertures souterraines (BT ou NBT). Les trous "IN" sont clairement identifiés par suffixe lors de leurs numérotations (xxx.IN).

Le rapport de chargement des explosifs validé est signé et scellé par l'ingénieur sénior en forage-sautage.

En présence d'une non-conformité significative, le rapport de chargement avec commentaire est retourné à la conception pour fins de modification.

## 2.4 Séquence de tir

### 2.4.1 Conception de la séquence de tir

La conception de la séquence d'un tir débute par la consultation de la planification des sautages par le technicien en forage-sautage. Cette planification tient compte de la direction du dégagement des sautages.

Audit de forage et sautage – 4 au 8 mai 2015		Original - V.00
2015/06/04	611912-0039-4GER-0002	Rapport technique

## 2.4.2 Fichier de la séquence de tir

La création du fichier de la séquence de tir pour chaque sautage sur le logiciel de séquence de mise à feu « Shotplus » est faite par le technicien forage-sautage.

Le technicien forage-sautage importe les données du sautage qui sont issues de la conception du plan de forage.

## 2.4.3 Log detail - séquence de tir

Le technicien forage-sautage consulte ensuite le cahier « Log detail - séquence de tir » afin d'obtenir les informations réelles pertinentes du forage et du chargement des trous qui pourraient avoir des conséquences directes sur l'établissement de la séquence de mise à feu.

## 2.4.4 Liste des vérifications

Le technicien en forage-sautage procède ensuite aux vérifications suivantes :

- Présence de trous de reprises
- Présence de trous annulés
- Présence de trous à chargement étagé et nombre de deck
- Cohérence avec les sautages adjacents.

## 2.4.5 Logiciel Shotplus

Le technicien forage-sautage procède à la conception de la séquence de tir avec le logiciel « Shotplus » en considération des critères précités.

## 2.4.6 Émission du circulé de la séquence de tir

L'émission du circulé de la séquence de tir est effectuée par le technicien en forage-sautage pour fins de révision. La séquence de tir est révisée par la géologie, l'ingénieur en forage-sautage et l'ingénieur sénior en forage-sautage.

En présence d'une séquence de tir conforme, les informations sont transmises à l'ingénieur en forage-sautage pour débiter les simulations des tirs.

Dans l'éventualité d'une non-conformité de la séquence de tir, des modifications appropriées sont apportées en considération des commentaires reçus.

## 2.4.7 Mise à jour de la séquence de tir

Les modifications sont effectuées par le technicien, l'ingénieur et l'ingénieur sénior en forage-sautage en fonction des commentaires reçus à l'étape précédente. À l'issu de ces modifications, les informations sont transmises à l'ingénieur en forage-sautage pour débiter les simulations des tirs.

Audit de forage et sautage – 4 au 8 mai 2015		Original - V.00
2015/06/04	611912-0039-4GER-0002	Rapport technique

### 2.4.8 Simulation du sautage

Les simulations de sautage sont réalisées à partir du logiciel de simulation I-Blast. Ce logiciel est utilisé principalement pour effectuer les prévisions de vibration en périphérie de la fosse minière, soit aux structures voisines correspondant aux points d'enregistrement des sismographes.

Chaque point de mesure prend en considération les informations des trous signatures permettant de définir la propagation des ondes sismiques dans différents secteurs de la fosse minière.

Lorsque les simulations estiment des valeurs non conformes, l'information retourne à l'étape de la conception de la séquence de tir pour apporter les modifications requises.

Lorsque les simulations permettent d'obtenir des valeurs conformes et acceptables, le dossier est envoyé à l'ingénieur principal de production et à l'ingénieur sénior en forage-sautage pour fins d'approbation.

### 2.4.9 Approbation de la séquence de tir

L'approbation du plan de séquence de tir est émise et est confirmée par la signature et le scellé de l'ingénieur principal de production et de l'ingénieur sénior en forage-sautage.

En présence d'une non-conformité, le dossier retourne à l'étape de la modification de la séquence de tir.

## 2.5 Chargement

### 2.5.1 Affectation de l'équipe de chargement

L'affectation d'une équipe de chargement des explosifs est donnée par le contremaître forage-sautage et le contremaître Orica.

### 2.5.2 Rapport de chargement

Le contremaître Orica fait la demande au technicien forage-sautage pour obtenir les rapports de chargement des différents sautages. Ces rapports de chargement des explosifs sont vérifiés et validés par l'ingénieur sénior en forage-sautage.

### 2.5.3 Mesurage des trous

Cette vérification est faite par le technicien Orica afin de valider la profondeur réelle de forage vs la profondeur théorique. Une tolérance de +/- 0,3 m est acceptée.

Lorsque la profondeur est conforme, l'information est transmise à l'évaluation journalière de l'état du chargement.

Si non conforme, l'information est transmise à l'évaluation journalière du forage. Un périmètre de deux (2) espacements en périphérie des trous non conformes est établi à titre de zone d'exclusion de chargement dans l'éventualité où des reprises de forage seraient requises.

Audit de forage et sautage – 4 au 8 mai 2015		Original - V.00
2015/06/04	611912-0039-4GER-0002	Rapport technique

### 2.5.4 Chargement des explosifs

Les trous conformes sont chargés en accord avec la procédure de chargement des explosifs/recouvrement et en complétant le rapport de chargement (équipe Orica).

Les rapports de chargement des explosifs sont transmis à l'étape d'évaluation journalière de l'état du chargement.

Le contremaître Orica fait la demande au technicien sénior en forage-sautage de procéder à l'évaluation et à l'ajustement des trous de façade, soit :

- Ajustement des collets en fonction du profil de face libre lorsque dégagée
- Ajustement des collets en fonction du roc cassé en surface pour face non dégagée.

Suite à l'évaluation du chargement des trous de façade, le technicien sénior forage-sautage procède à la modification du rapport de chargement et transmet ces modifications au contremaître Orica et à l'étape d'évaluation journalière de l'état du chargement.

### 2.5.5 Évaluation journalière de l'état du chargement

Cette étape est effectuée par le contremaître général et le contremaître forage-sautage.

À cette étape, le contremaître général, le contremaître et le technicien sénior forage-sautage valident l'état d'avancement du chargement des explosifs sur chaque sautage. Ils déterminent également si le sautage demeure valide à la dimension initialement prévue ou si une coupure est requise.

Lorsque le sautage demeure non coupé tel que prévu, le dossier suit son cours à l'étape suivante d'évaluation journalière de l'état du chargement/recouvrement.

Si une coupure s'avère requise, cette option est analysée par les intervenants suivants :

- Contremaître général forage-sautage
- Ingénieur sénior forage-sautage
- Contremaître forage-sautage
- Contremaître Orica
- Technicien sénior en planification.

Si la coupure du sautage est confirmée, celle-ci est ajoutée sur le plan de forage, numérisée, approuvée, affichée et envoyée par courriel à tous les intervenants.

Si la coupure du sautage est rejetée, le dossier suit son cours à l'étape subséquente d'évaluation journalière de l'état du chargement/recouvrement.

Audit de forage et sautage – 4 au 8 mai 2015		Original - V.00
2015/06/04	611912-0039-4GER-0002	Rapport technique



### 2.5.6 Identification des trous difficiles à charger

À l'étape d'évaluation journalière de l'état d'avancement du chargement/recouvrement, le contremaître général, le contremaître et le technicien sénior en forage-sautage vérifient la présence de trous difficiles à charger.

Dans l'éventualité de difficulté à charger certains trous, le technicien sénior en forage-sautage évalue si ces trous peuvent être annulés. Dans la négative, une reprise du forage est nécessaire et donc relayée à la case d'affectation d'un foreur et d'une foreuse.

Si le trou est annulé, un avis par courriel est envoyé par le technicien sénior au groupe forage-sautage pour la mise à jour de la séquence de tir.

Lorsque le chargement est conforme, le contremaître général et le contremaître en forage-sautage vérifient si le chargement du tir est complété.

Si le chargement demeure en cours, le processus retourne à l'évaluation journalière de l'état d'avancement du chargement/recouvrement.

Lorsque le chargement d'un sautage est complété, le contremaître Orica demande la séquence de tir auprès du technicien sénior en forage-sautage.

### 2.5.7 Recouvrement du sautage

Parallèlement à cette demande, une demande pour l'installation des tuques (recouvrement) sur le sautage est adressée par le contremaître Orica auprès des arpenteurs de Mine Canadian Malartic. Cette directive est exécutée selon une procédure particulière définie par Mine Canadian Malartic.

Lors de l'installation des tuques sur le sautage, le contremaître et les travailleurs d'Orica procèdent à la programmation des détonateurs électroniques dans les « loggers ».

Lorsque le recouvrement du sautage est complété, une double vérification de la programmation des détonateurs électroniques est effectuée.

## 2.6 Vérification du chargement

À l'issu du processus de chargement des explosifs, la procédure de vérification avant sautage est entamée.

### 2.6.1 Priorisation journalière globale de tir

En premier lieu, une rencontre est tenue entre le contremaître général, le technicien sénior en forage-sautage et le contremaître Orica, afin de déterminer la priorisation journalière globale des sautages. Celle-ci sera ensuite soumise à l'approbation de l'ingénieur sénior et le technicien sénior en forage-sautage. Un rapport de suivi de la séquence globale de tir sera émis.

Audit de forage et sautage – 4 au 8 mai 2015		Original - V.00
2015/06/04	611912-0039-4GER-0002	Rapport technique

### 2.6.2 Validation de la rose des vents

Pour chaque sautage, le technicien sénior en forage-sautage procèdera à la préparation et validation de la rose des vents afin de déterminer la conformité du sautage en fonction de la provenance des vents. Il s'assurera ensuite d'harmoniser la séquence d'exécution des sautages en fonction des prévisions météorologiques éoliennes et de la priorisation de la séquence de sautage préétablie. Cette information sera transmise au contremaître d'Orica.

### 2.6.3 Avis de sautage

Au moins 4 heures avant le sautage, un avis de sautage est émis par le technicien sénior en forage-sautage et transmis à l'ingénierie et aux opérations.

### 2.6.4 Liste des items de vérification de sautage

Pour chaque sautage, une liste de points de vérification est complétée par différents intervenants afin de s'assurer que tous les items soient validés. La liste des points de vérification de sautage et des intervenants sont :

- Vérification de la 1<sup>ère</sup> rangée (technicien sénior forage-sautage)
- Vérification du retrait des casings (boutefeu Orica, technicien sénior forage-sautage)
- Validation de la quantité d'explosifs chargée par trou (boutefeu Orica, technicien sénior forage-sautage)
- Validation de la conformité du type d'explosifs utilisé en fonction du secteur (boutefeu Orica, technicien sénior forage-sautage)
- Vérification de la hauteur de bourre (boutefeu Orica, technicien sénior forage-sautage)
- Confirmation finale du bourrage de trous (boutefeu Orica)
- Validation finale de la hauteur adéquate de bourre (technicien sénior forage-sautage)
- Relevage par arpentage ou système Aquila des trous chargés (arpenteur Mine Canadian Malartic)
- Mise en place des matelas pare-éclats selon la procédure (boutefeu Orica)
- Vérification de la propreté et de la qualité des matelas pare-éclats (boutefeu Orica)
- Vérification du matelassage (technicien sénior forage-sautage)
- Validation du respect de la procédure pour le recouvrement des trous "M" (boutefeu Orica, technicien sénior forage-sautage)
- Vérification que les trous annulés sont adéquatement recouverts selon la procédure de recouvrement « tuques » (boutefeu Orica, technicien sénior forage-sautage)
- Vérification pour la sortie du matériel et équipement hors de la zone de tir (boutefeu Orica)

Audit de forage et sautage – 4 au 8 mai 2015		Original - V.00
2015/06/04	611912-0039-4GER-0002	Rapport technique

- Double vérification de la séquence de mise à feu du sautage (technicien sénior forage-sautage)
- Validation que la coupure du tir a été respectée (boutefeu Orica, technicien sénior forage-sautage).

Lorsque tous les items listés sont validés, signés et datés par chaque intervenant, le technicien ou l'ingénieur de forage-sautage confirme par signature que tous les éléments sont conformes et que l'exécution du sautage peut être effectuée.

### 2.6.5 Identification des non-conformités

En présence d'une non-conformité d'un des items précités, une évaluation et prise de décision est effectuée en relation avec l'importance et la conséquence de la non conformité sur l'issu du sautage. Cette décision est prise conjointement par l'ingénieur sénior en forage-sautage, l'ingénieur de production et le surintendant des services techniques.

Dans l'éventualité d'un sautage non autorisé, des mesures complémentaires requises seront prises et validées par l'ingénieur sénior en forage-sautage.

Dans l'éventualité où les non-conformités sont mineures, une autorisation de procéder au tir est émise par le surintendant de l'ingénierie, l'ingénieur principal de production et l'ingénieur sénior en forage-sautage.

## 2.7 Sautage

### 2.7.1 Horaire des sautages

Cette étape est réalisée conformément à l'application de la procédure de sautage de production produite par Mine Canadian Malartic. Les sautages sont effectués à des heures fixes, soit 11h00 en matinée ou 15h00 en après-midi.

### 2.7.2 Périmètre d'exclusion

Le périmètre d'exclusion est émis par le contremaître forage-sautage. Ce plan détermine les distances d'exclusion à l'avant et arrière latérale à respecter en considération des points suivants :

- Direction de dégagement du sautage
- Sautage recouvert VS non recouvert
- face libre dégagée VS non dégagée
- Sautage de blocs hors dimensions.

En prévision d'un sautage, le contremaître en forage-sautage active, en début de quart, les lumières indiquant l'heure des sautages.

Audit de forage et sautage – 4 au 8 mai 2015		Original - V.00
2015/06/04	611912-0039-4GER-0002	Rapport technique

### 2.7.3 Validation des vents

Dès 8h00 pour un tir en matinée ou 11h00 pour un tir en après-midi, une première validation de la conformité des vents est effectuée par le technicien en environnement et transmise au contremaître en forage-sautage.

### 2.7.4 Vérification des sismographes

Le technicien en environnement procède alors à la vérification des sismographes. Les points suivants sont vérifiés :

- Communication entre chaque appareil et l'ordinateur du technicien
- Établissement des seuils sonores en fonction des vents
- Vérification de l'espace mémoire de chaque sismographe
- Vérification des seuils sismiques
- Vérification de la date et de l'heure pour chaque appareil.

### 2.7.5 Seconde vérification de la conformité des vents

La procédure de validation de la conformité des vents est répétée vers 10h00 ou 14h00 par le technicien en environnement.

En présence de vents défavorables confirmés par le technicien en environnement, le sautage est reporté et confirmé au contremaître en forage-sautage.

En présence de vents favorables, le contremaître en forage-sautage effectue un appel de confirmation de sautage à la guérite de la mine environ 1 heure avant le tir.

### 2.7.6 Installation des caméras

Le technicien en forage-sautage procède à l'installation des caméras pour filmer le(s) sautage(s).

### 2.7.7 Fermeture du belvédère

Un employé de Mine Canadian Malartic est désigné pour la fermeture du belvédère de Malartic pour la durée du sautage.

### 2.7.8 Confirmation radio du sautage

Un agent de sécurité de la mine effectue un appel radio sur toutes les fréquences pour aviser les employés de l'heure du sautage.

### 2.7.9 Évacuation de la fosse

Le contremaître en forage-sautage effectue un appel auprès des superviseurs de la fosse pour débiter l'évacuation de la fosse conformément aux instructions établies sur le plan d'exclusion de la fosse.

Audit de forage et sautage – 4 au 8 mai 2015		Original - V.00
2015/06/04	611912-0039-4GER-0002	Rapport technique

### 2.7.10 Mise en poste des gardiens

À 10h45 ou 14h45, le contremaître en forage-sautage s'assure de la mise en place des gardiens.

### 2.7.11 Vérification ultime des vents

Une dernière validation de la conformité des vents est confirmée par le technicien en environnement au contremaître en forage-sautage.

En présence de vents défavorables ou douteux, une dernière évaluation sur la possibilité de procéder au sautage sera effectuée par le surintendant des opérations minières, le surintendant de l'ingénierie, l'ingénieur principal de production et le contremaître général en forage-sautage. Cette évaluation déterminera si le sautage est reporté ou si les procédures de mise à feu peuvent continuer.

### 2.7.12 Silence radio

Pour un sautage confirmé à 11h00 ou 15h00, le contremaître en forage-sautage demande le silence radio sur la fréquence des opérations minières. Il confirme ensuite par radio la fermeture des accès auprès des gardiens et exécute la liste de vérification avant sautage en conformité avec le plan d'évacuation.

### 2.7.13 Transfert des autorités de sautage au boutefeu

Lorsque le périmètre d'exclusion est évacué et que les accès sont bloqués, le contremaître de forage-sautage transfère l'autorité de l'exécution du sautage au boutefeu Orica.

Le boutefeu prend contrôle de la communication radio et confirme que le protocole de mise à feu est en cours.

### 2.7.14 Vérification de la programmation des détonateurs

Il procède à la vérification de la communication et programmation des détonateurs conformément au plan de séquence de mise à feu.

### 2.7.15 Signaux sonores de sautage

La procédure de déclenchement des signaux sonores est entamée. Une minute avant le sautage, le boutefeu confirme la conformité du protocole auprès du contremaître en forage-sautage pour poursuivre la procédure.

En présence d'un problème quelconque, le sautage est reporté de quelques minutes et le protocole est répété à partir de l'étape où le boutefeu prend possession des ondes radio.

Lorsque tout est conforme, le contremaître en forage-sautage effectue une vérification ultime auprès du technicien en environnement pour valider la conformité des vents.

Si les vents sont non conformes, le sautage est reporté de quelques minutes et le protocole est répété à partir de l'étape où le boutefeu prend possession des ondes radio. Si les vents non-conformes persistent, le sautage est annulé.

### 2.7.16 Mise à feu du sautage

Lorsque les vents conformes sont confirmés, le boutefeu Orica effectue l'annonce radio de l'éminence du sautage 30 secondes, puis 10 secondes avant le tir.

Le boutefeu Orica procède alors à la mise à feu du sautage.

Suite au sautage, le boutefeu Orica annonce sur les ondes radio que le sautage a été exécuté. Le périmètre d'exclusion demeure en vigueur et les postes de garde actifs.

### 2.7.17 Inspection de la zone post sautage

Suite au sautage, le boutefeu Orica se rend au site du sautage et procède à la validation de l'environnement de la zone de travail à l'aide d'un détecteur de gaz de sautage.

Suite à la conformité des gaz, le sautage est inspecté par le boutefeu Orica.

### 2.7.18 Confirmation de la conformité du sautage

Suite à la conformité de l'inspection, le boutefeu Orica en fait l'annonce sur les ondes radio et autorise la levée des postes de garde et du silence radio. Les activités minières reprennent leurs cours.

## 2.8 Entrée des données et communication

### 2.8.1 Récupération des caméras

Suite au sautage, le technicien en forage-sautage récupère les caméras et procède au traitement et archivage des vidéos et photos de chaque sautage.

### 2.8.2 Récupération des relevés sismiques et sonores

Le technicien en environnement procède au téléchargement des résultats des instruments de suivi de sautage. Il analyse les résultats sismiques et les surpressions d'air enregistrées pour chaque sismographe.

### 2.8.3 Publication des résultats

Les résultats sont envoyés par courriel pour publication sur le web (courriel des résultats de sautage).

En présence de résultats non conformes, le département en environnement de Mine Canadian Malartic avise le ministère du Développement durable, de l'Environnement et de Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC), la municipalité de Malartic et le comité de citoyen.

### 2.8.4 Traitement de non-conformité

Une enquête de non-conformité est enclenchée par l'ingénieur principal en production. Ce dernier est responsable de la rédaction et diffusion d'un rapport technique afin d'identifier la (les) cause(s) du problème et les pistes de solution. Ce rapport technique sera envoyé pour publication sur le web.

Audit de forage et sautage – 4 au 8 mai 2015		Original - V.00
2015/06/04	611912-0039-4GER-0002	Rapport technique

### 3.0 COMMENTAIRES SUR L'ORGANIGRAMME D'ANALYSE DU PROCESSUS DE FORAGE ET SAUTAGE

À la suite de notre analyse détaillée de l'organigramme d'analyse du processus de forage et sautage, de notre audit et de discussion avec plusieurs intervenants de ce processus à la mine, nous soulignons quelques commentaires, ajouts et/ou modifications mineures à apporter au processus d'analyse.

Les modifications soulignées, quoique mineures, correspondent généralement à des items qui sont déjà appliquées pour la procédure de réalisation des sautages et visent à mieux adapter l'organigramme de l'**Annexe A** aux méthodes réelles telles qu'appliquées à la mine.

Ces commentaires sont décrits comme suit :

#### 3.1 Conception du plan de forage

La case "Approbation de la mosaïque" devrait également être approuvée par la géologie.

À la case « Conception du plan de forage », celle-ci fait référence à la "Procédure de design (Annexe A)". Cette case devrait également faire référence au document « Procédure de forage sautage (4 mai 2015) ».

#### 3.2 Forage

La procédure « Procédure Miss-Métal » devrait être indiquée sous une case de couleur verte pour identifier qu'il s'agit d'une procédure.

La case « Reprise CUBEX » devrait être remplacée par « Nettoyage ou Reforage ».

À la case « Validation du rapport de chargement » une flèche confirmant la conformité devrait être acheminée vers le document « Émission du rapport de chargement » alors qu'une autre flèche confirmant une non-conformité devrait retourner le processus à la case « Consultation de la base de forage ».

Pour l'évaluation du roc cassé au niveau des collets, une modification d'ajustement de la hauteur de collet n'est apportée que lorsque la hauteur de roc cassé est supérieure ou égale à 1,9m. Alors, la moitié de cette valeur est considérée à titre de roc sain et adaptée à la hauteur de collet prévue.

Pour des hauteurs de roc cassé inférieures à 1,9 m, cet ajustement de collet n'est aucunement appliqué et s'avère potentiellement à risque de générer des surpressions d'air et/ou projections de roc au-delà des prévisions.

En considération de l'utilisation de la méga base de données CMBH, nous sommes d'avis qu'il serait relativement simple et approprié d'appliquer l'ajustement de la hauteur de collet en toute situation et ainsi éliminer la norme de 1,9m.

L'émission du rapport de chargement considérerait toute présence de roc cassé, adapterait le chargement en conséquence et le boutefeu Orica adapterait le chargement approprié en fonction des quantités prévues.

Audit de forage et sautage – 4 au 8 mai 2015		Original - V.00
2015/06/04	611912-0039-4GER-0002	Rapport technique

### 3.3 Chargement

La case « Validation du rapport de chargement (ing. Sr. F/S) » pourrait être éliminée à cette étape puisqu'elle est déjà couverte à l'étape du « Rapport de chargement ».

À la case « Mesurage des trous », une flèche indiquant la conformité de la profondeur mesurée doit, tel qu'indiqué, permettre de poursuivre le processus à la case suivante. Par contre, une flèche indiquant une non-conformité de la profondeur mesurée devrait acheminer le processus à la case « Évaluation journalière de l'état du forage ».

Pour toute modification du rapport de chargement pour la face de sautage notée par le technicien sénior en forage-sautage, il serait approprié que ce dernier conserve une copie du rapport modifié. Actuellement, ce rapport est directement transmis à Orica qui ne conserve qu'un exemplaire.

Alterner dans la séquence les cases « Épingler copie papier plan de forage avec coupure sur le babillard » avec « Approbation de la modification du plan de forage original », de manière à procéder à l'approbation avant la publication.

À la case « Chargement est-il complété » dans la négative, le processus devrait retourner à l'étape « Évaluation journalière de l'état du chargement/recouvrement » et non à la case « Affectation d'un foreur et d'une foreuse sur le patron de forage ».

Lors de la mise en place des tuques et de tout type de recouvrement du sautage, il serait approprié d'ajouter et d'appliquer l'item « Vérification de la réponse des détonateurs électroniques par les employés Orica », afin d'identifier tout problème de connectivité des détonateurs à cette étape.

### 3.4 Vérification du chargement

Afin de se conformer à la liste de vérification d'item actuellement utilisée, il faudrait ajouter au processus d'analyse, les items suivants :

- Ajouter « Vérification des casings »
- Ajouter « Bon type d'explosif utilisé ».

### 3.5 Sautage

À la case « Établir périmètre d'exclusion », il serait requis d'annexer les documents suivants :

- Document du plan de périmètre d'exclusion de la fosse
- Plan de direction des tirs.

Entre les deux étapes de validation de la conformité des vents, il serait requis d'ajouter une case de « Vérification de la conformité des sismographes par le technicien en environnement ».

Lors de l'appel à la guérite pour valider la procédure de sautage, il serait requis d'ajouter une case indiquant « Fermeture du belvédère de Malartic pour la durée du sautage par un employé de MCM ».

À la case « Appel aux superviseurs pour le début d'évacuation de la fosse », remplacer D&B par F/S.

Audit de forage et sautage – 4 au 8 mai 2015		Original - V.00
2015/06/04	611912-0039-4GER-0002	Rapport technique



À la case « 11 hrs ou 15 hrs, 1 minute avant sautage », remplacer D&B par F/S.

Suite à la case 11hrs ou 15 hrs, annonce que les sautages sont effectués et que les gaz sont dissipés par le boutefeux Orica', il serait approprié d'ajouter une case « Inspection visuelle du sautage par le boutefeux Orica ».

Lorsque conforme, alors l'annonce de la levée des postes de garde peut être faite.

Lorsque non conforme, deux options seraient offertes soit :

- Reprise du sautage avec retour à la case « Transfert de l'autorité au boutefeux Orica », ou
- Aucune reprise et identification sur le terrain de la zone d'exclusion des activités minières à la réouverture de la fosse.

### 3.6 *Entrée de données et communications*

Les vidéos et photos des sautages ne sont pas actuellement publiées sur le Web.

Suite à une non-conformité des résultats des instruments de suivi d'un sautage, il faut ajouter une case indiquant « Aviser le MDDELCC par la coordonnatrice en environnement ».

## 4.0 CONCLUSION

La réalisation avec succès des sautages à la mine de Malartic représente un défi de taille considérant les nombreuses contraintes auxquelles la direction de la compagnie minière doit faire face, soit :

- Envergure de la production minière
- Contraintes environnementales rigoureuses pour les sautages
- Proximité relative de certaines zones de sautage par rapport aux résidences voisines
- Cédule de travail en continu avec rotation de personnel.

Chaque sautage doit être réalisé en conformité avec les exigences requises selon un contrôle stricte quant aux vibrations, suppression d'air, projection de roc et production de fumée de type NOx. Tout en assurant le contrôle de ces paramètres, les sautages doivent être réalisés conformément aux exigences de la production minière quant à la qualité de la fragmentation, des planchers de marinage, du contrôle de la dilution et du contrôle des parois rocheuses finales.

De plus et particulièrement à la mine de Malartic qui doit opérer à ciel ouvert au dessus d'anciennes ouvertures souterraines dans certains secteurs, chacune des étapes pour la réalisation des sautages doit être effectuée de façon sécuritaire.

Pour relever ce défi, la direction de Mine Canadian Malartic a mis en place une méthodologie de travail rigoureuse et sans précédent, telle que décrite en détail sur l'organigramme d'analyse du processus de forage et sautage.

Audit de forage et sautage – 4 au 8 mai 2015		Original - V.00
2015/06/04	611912-0039-4GER-0002	Rapport technique

La validation de l'ensemble de ce processus a fait l'objet d'un audit global des diverses étapes de forage et sautage. Le présent rapport est issu de cet audit qui a été effectué du 4 au 8 mai dernier.

Dans cet audit, on note certaines observations mineures décrites dans nos commentaires afin de permettre d'ajuster l'organigramme aux pratiques des employés de Mine Canadian Malartic et Orica.

Au niveau des recommandations, nous vous suggérons de faire référence en tout temps à la base de données CMBH pour procéder aux ajustements des collets en présence de roc cassé dans la portion supérieure des trous.

En dernier lieu et tel que noté dans ce rapport, l'auditeur a été en mesure de valider et d'apprécier que l'ensemble des items, intervenants et documents décrits sur l'organigramme d'analyse du processus de forage et sautage sont bel et bien appliqués conformément aux exigences de Mine Canadian Malartic.

Selon nos nombreuses expériences de travail dans le domaine des explosifs, le protocole en vigueur présentement à la mine de Malartic est détaillé, complet et demeure de loin au-delà des pratiques normalement appliquées dans toute autre exploitation minière pour les tirs aux explosifs.

## 5.0 PERSONNEL

Ce rapport a été préparé par M. Pierre Groleau, ing., expert en explosifs et révisé par M. Alain Hébert, ing., M.Sc.

Espérant le tout à votre entière satisfaction, veuillez agréer, monsieur Gagnon, l'expression de nos sincères salutations.

### SNC LAVALIN INC.

réparé par :



Pierre Groleau, ing..  
Expert en explosifs  
**Mines et métallurgie**

PG/AH/bsp

Vérifié par :



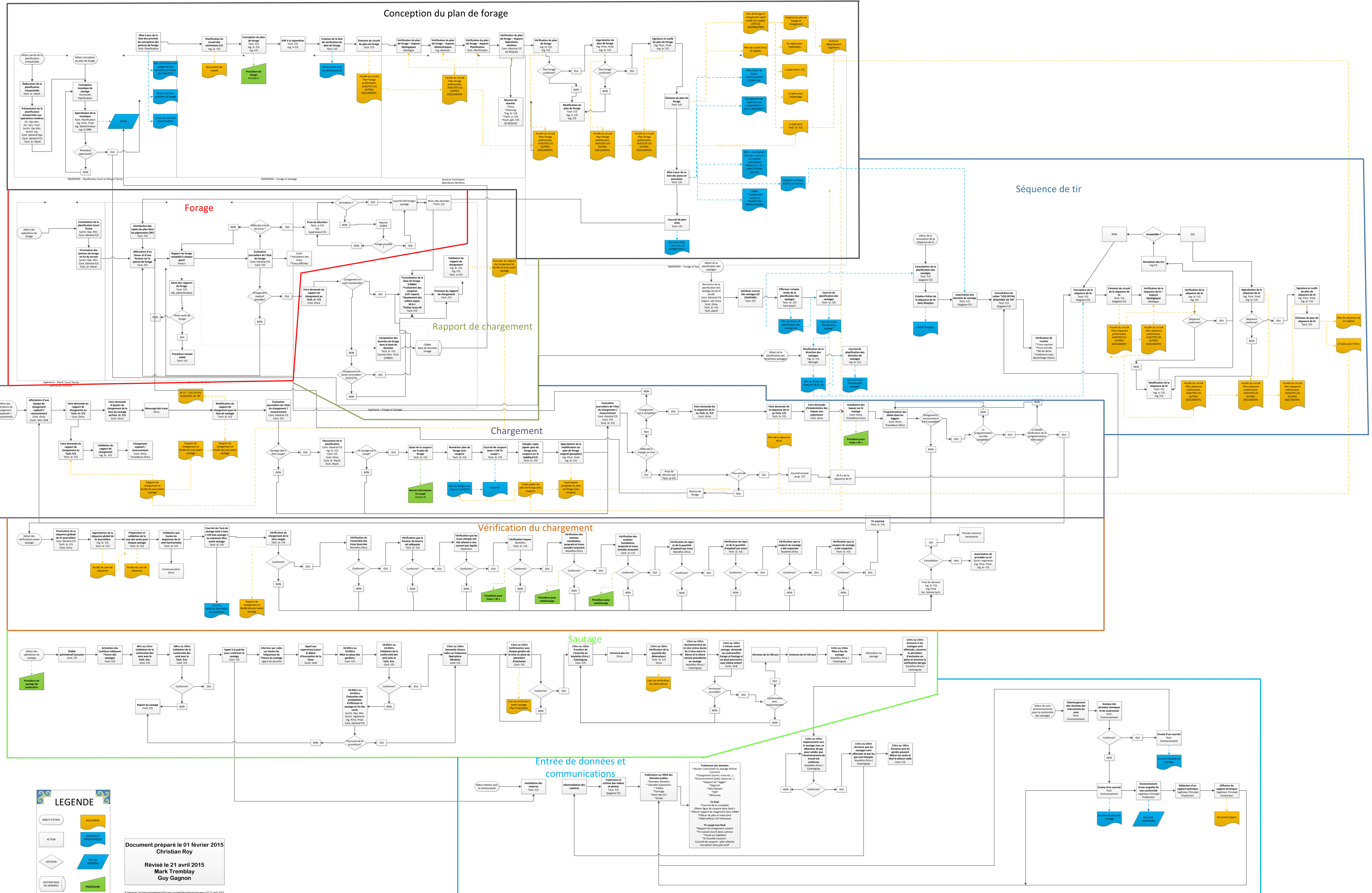
Alain Hébert, ing., M.Sc.  
Directeur – Bureau de Québec  
**Mines et métallurgie**

Audit de forage et sautage – 4 au 8 mai 2015		Original - V.00
2015/06/04	611912-0039-4GER-0002	Rapport technique

Audit de forage et sautage – 4 au 8 mai 2015		Original - V.00
2015/06/04	611912-O039-4GER-0002	Rapport technique



# Analyse du processus de forage et sautage







**SNC • LAVALIN**

5500, boulevard des Galeries, bureau 200  
Québec (Québec) Canada G2K 2E2  
418-621-5500 - 418-621-8887





**ANNEXE AD-4**

**Contrôle de qualité des explosifs produits sur le site de Canadian Malartic**

---





---

**À :** Guy Gagnon

**De :** Daniel Robitaille

**Date :** Malartic le 8 février

**Objet :** Contrôle de qualité des explosifs produits sur votre site

---

Suite à une demande de votre part vous trouverez ci-joint les points principaux contrôle de qualité des différentes étapes du processus.

A) Matières premières :

L'émulsion en vrac utilisée à Canadian Malartic est constituée des matières premières suivantes, à noter que pour des raisons de contrôle qualité, tous les fournisseurs d'Orica sont sélectionnés selon un système de qualification rigoureux. Ils sont par la suite contrôlés afin de s'assurer que les spécifications établies des matières premières fournies soient respectées et conformes:

a. Solution de Nitrate d'ammonium

Le nitrate de Sodium provient d'un fabricant situé aux USA. Les spécifications du produit (Concentration, Température, PH) sont clairement définies entre Orica et son fournisseur. Le produit est acheminé par train jusqu'à un site de transbordement situé dans la région de Bécancourt, à noter qu'une vérification des spécifications du produit (Concentration, Température, PH,) est faite au site de transbordement, un ajustement sera fait au besoin à cet endroit la solution est acheminée par camion citerne de 33 tonnes vers le site de Malartic. La solution est par la suite entreposée dans des citernes fixes à l'usine de Canadian Malartic. La concentration la température et le PH seront réajustés par ordinateur à l'usine, au moment de la fabrication. La quantité de produit entrant dans le mélange est instrumentée et contrôlée en temps réel lors de la fabrication.

b. Surfactant DN10 :

Le surfactant provient d'un fournisseur situé aux USA. Les spécifications des produits sont clairement définies entre Orica et le



fournisseur. Le produit est acheminé par citerne de 20 tonnes jusqu'au site de Malartic. La quantité de produit entrant dans le mélange est instrumentée et contrôlée en temps réel lors de la fabrication.

- c. Perle de Nitrate d'ammonium :  
Les perles de nitrate d'ammonium proviennent d'une Usine Orica situé au Canada. Les spécifications du produit (composition, densité) sont définies et contrôlés à l'usine de fabrication de nitrate d'ammonium. La quantité de produit entrant dans le mélange est instrumentée et contrôlée en temps réel lors de la fabrication.
  
- d. Diesel de fabrication:  
Le type de Diesel à utiliser est clairement défini et contrôlé. La quantité de produit entrant dans le mélange est instrumentée et contrôlée en temps réel lors de la fabrication.
  
- e. Nitrite de Sodium :  
Le produit provient d'un fournisseur externe. Il est acheminé par camion jusqu'à l'usine d'Orica sur le site de Canadian Malartic. La quantité de produit entrant dans le mélange est instrumentée et contrôlée en temps réel lors de la fabrication.

B) Fabrication à l'Usine d'Orica sur le site :

La fabrication de l'émulsion se fait de la méthode "juste à temps" par les opérateurs d'Orica formés rigoureusement pour cette tâche. Le procédé de fabrication est instrumenté et contrôlé par ordinateurs en temps réel, afin d'assurer une constance de produits. De plus, un contrôle de qualité est exécuté à tous les 10 000kg d'émulsion produits par l'opérateur (Cup Sample). L'opérateur en fonction maintiendra une fiche de production où la quantité de matière premières et leurs spécifications sont prises en note, la quantité de produit fini est aussi indiquée. Pour une certification supplémentaire de conformité, une réconciliation périodique est également faite entre la quantité de produits finis et la quantité de matières premières utilisées est faite périodiquement. À noter également qu'une audition est faite annuellement. Cette audition tiens entre autre compte des points suivants : Sécurité, validation de la calibration et re-certification du procédé, re-certification des opérateurs.



C) Livraison de l'émulsion en vrac sur le banc :

L'émulsion en vrac produite est ensuite livrée au chantier au moyen d'unités de chargement mobile (UCM) par des opérateurs rigoureusement formés. Les unités UCM sont calibrées et inspectées périodiquement. Le chargement est constamment instrumenté, ceci afin d'assurer la qualité et la conformité face aux plans de chargement fournis par la mine Canadian Malartic. Une vérification (cup sample) est également faite par l'opérateur à tous les 10 000kg.

En espérant le tout conforme,

A handwritten signature in blue ink that reads "Daniel Robitaille".

Daniel Robitaille  
Responsable de site  
Orica Canada

