ÉTUDE DES IMPACTS SUR L'ENVIRONNEMENT ET LE MILIEU SOCIAL

PROJET WHABOUCHI

PRÉDICTION DE LA QUALITÉ DE L'EFFLUENT MINIER

RAPPORT D'ACTIVITÉS

N/Réf. : 107034.001

Décembre 2014

NEMASKA LITHIUM
nemaskalithium.com

ROCHE
roche.ca

Ce document est imprimé sur un papier composé de 100% de fibres de postconsommation. Il est certifié FSC recyclé, ÉcoLogo, procédé sans chlore et fabriqué à partir d'énergie biogaz

ÉTUDE DES IMPACTS SUR L'ENVIRONNEMENT ET LE MILIEU SOCIAL

PROJET WHABOUCHI

PRÉDICTION DE LA QUALITÉ DE L'EFFLUENT MINIER

RAPPORT D'ACTIVITÉS

N/Réf. : 107034.001

Décembre 2014

Roche ltée, Groupe-conseil
Centre d'affaires Henri-IV
1015, av. Wilfrid-Pelletier
Québec (QC) G1W 0C4
Téléphone : 418 654-9600 **Télécopieur** : 418 654-9699
www.roche.ca

NEMASKA LITHIUM
nemaskalithium.com

ROCHE
roche.ca

Ce document est imprimé sur un papier composé de 100% de fibres de postconsommation. Il est certifié FSC recyclé, ÉcoLogo, procédé sans chlore et fabriqué à partir d'énergie biogaz

Résumé

Le projet de mine de spodumène Whabouchi est localisé à 30 kilomètres à l'est de Nemiscau et à 280 kilomètres au nord de Chibougamau. Tel que proposé, le projet comprend l'exploitation d'une fosse à ciel ouvert, d'une halde de co-disposition des stériles et des résidus miniers, d'un concentrateur (usine) ainsi que des bâtiments administratifs et d'entretien. La mine permettra de traiter en moyenne 2 775 tonnes de minerai par jour pour une durée de vie de 26 ans.

Dans le cadre des études environnementales relatives au projet Whabouchi, la présente étude de prédiction de la qualité de l'effluent minier final a été réalisée. Celle-ci démontre que, dans tous les cas, les exigences de rejet d'un effluent minier final prescrites par la Directive 019 sur l'industrie minière et le *Règlement sur les effluents des mines de métaux* (REMM) sont respectées, de sorte qu'aucun dépassement des critères applicables à l'effluent minier n'est anticipé à la lumière des résultats de la présente modélisation.

De plus, une comparaison, à titre indicatif, des concentrations anticipées à l'effluent final avec les critères applicables au milieu récepteur (lac des Montagnes) a été réalisée. Pour la grande majorité des paramètres, les concentrations prédites sont inférieures aux critères de toxicité aiguë et/ou de toxicité chronique du ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC) ainsi qu'aux recommandations de protection de la vie aquatique du Conseil canadien des ministres de l'Environnement (CCME).

Toutefois, certains dépassements de critères applicables au milieu récepteur ont été observés pour divers paramètres. Dans tous les cas, il importe de noter que ces dépassements ont principalement pour cause des teneurs naturellement élevées dans les eaux de surface et/ou souterraines du secteur. De plus, dans certains cas, des teneurs « gonflées » (valeurs par défaut) dans les lixiviats associés aux stériles et/ou résidus miniers ont mené à des dépassements artificiels des critères et recommandations applicables.

Finalement, conformément à la méthodologie applicable reconnue par le MDDELCC (MDDEP, 2007), la présence d'une zone de mélange permettra aisément le respect des critères applicables dans le milieu récepteur. Une étude de modélisation du panache de dispersion de l'effluent minier au site retenu pour son rejet a par ailleurs été réalisée par WSP (2014). On remarquera à ce sujet que les conclusions de cette étude indiquent un potentiel de dispersion significatif de l'effluent final au site de rejet retenu.

Équipe de travail

Roche ltée, Groupe-conseil

Simon Thibault, M. Sc., bio.	Directeur de projet
Yves Thomassin, M.Sc.A	Géochimie
Antoine Émond-Verreault, géogr.	Géomatique
Nadine Pagé	Révision et mise en page

Table des matières

Résumé i

Équipe de travail iii

Liste des tableaux vii

Liste des cartes vii

Liste des cartes en pochette vii

Liste des figures vii

Liste des annexes viii

1 Introduction 1

2 Généralités 3

2.1 Géologie et minéralogie 3

2.2 Climat 3

2.3 Description des infrastructures et du plan de gestion des eaux 4

3 Méthodologies généralement utilisées dans les études de prédiction 13

3.1 Généralités 13

3.2 Données géochimiques utilisées 13

3.2.1 Prédiction de la qualité des eaux au contact du mort-terrain, des stériles, des résidus et des parois des fosses (ruissellement) 13

3.2.2 Eaux d'infiltration des eaux souterraines dans la fosse 14

3.2.3 Eaux de ruissellement sans contact avec les matériaux miniers 14

3.3 Facteurs de correction 14

3.3.1 Facteur de correction pour la grosseur des matériaux 14

3.3.2 Facteur de correction pour la température 14

3.3.3 Facteur de correction pour le contact entre la solution lixiviante et le matériau 14

3.3.4 Facteur de correction pour considérations géochimiques 15

4 Méthodologie utilisée dans la présente étude de prédiction 17

4.1 Définition des années du projet retenues pour la prédiction 17

4.2 Définition des sources de contaminants 17

4.3 Tonnage et proportion relative des types de matériaux 18

4.4 Données de caractérisation géochimique utilisées 18

4.5 Facteurs de correction utilisés 18

4.6 Données de suivi des eaux de surface et des eaux souterraines utilisées 21

4.7 Bilans d'eau utilisés 21
4.8 Calcul des charges de contaminants 21
4.8.1 Eaux de ruissellement et de percolation de la halde de co-disposition des haldes de stériles et résidus miniers 21
4.8.1.1 Stériles et résidus frais 21
4.8.1.2 Stériles et résidus âgés 23
4.8.2 Eaux de ruissellement des aires non affectées directement par les activités minières 23
4.8.3 Eaux de ruissellement de la halde temporaire d'entreposage du minerai 24
4.8.4 Eaux de ruissellement du secteur des infrastructures recouvert de stériles 24
4.8.5 Eaux d'infiltration dans la fosse 24
4.8.6 Résidus d'explosifs 25
4.9 Calcul de la concentration à l'effluent minier final 26
4.10 Critères de qualité applicables à l'effluent minier 26
4.11 Critères de qualité applicables au milieu récepteur 27
5 Résultats 29
5.1 Aluminium 29
5.2 Cuivre 32
5.3 Béryllium 33
5.4 Plomb 34
5.5 Cadmium 34
5.6 Mercure 35
5.7 Sélénium 35
5.8 Fer 36
5.9 Composés azotés 36
6 Conclusion 39
7 Références 41

Liste des tableaux

Tableau 2.1 Évolution du bilan des eaux (en m³/an) 10

Tableau 3.1 Caractéristiques des études de prédiction récentes réalisées pour des projets miniers situés au Canada 13

Tableau 3.2 Description générale des méthodologies utilisées dans les études de prédiction récentes 16

Tableau 4.1 Production annuelle de résidus et de stériles 19

Tableau 4.2 Résultats d'essais cinétiques utilisés 20

Tableau 4.3 Concentrations naturelles observées dans les eaux de surface et souterraines 22

Tableau 5.1 Concentrations prévues des contaminants à l'effluent minier 30

Tableau 5.2 Comparaison, à titre indicatif, des concentrations anticipées à l'effluent avec les critères applicables au milieu récepteur 31

Liste des cartes

Carte 2.1 Localisation générale des infrastructures 5

Carte 2.2 Localisation des infrastructures dans le secteur du concentrateur et du garage 7

Carte 2.4 Plan de gestion des eaux - Débit projeté à l'effluent final 11

Liste des cartes en pochette

Carte 2.3 Plan de gestion des eaux

Liste des figures

Figure 4.1 Représentation de la zone de mélange et des critères de qualité applicables au milieu récepteur (tirée de MDDEP, 2007) 27

Liste des annexes

Annexe 2.1 Évolution de la fosse pour chaque année de production dans la présente étude

Annexe 4.1 Notes relatives aux critères et recommandations de qualité des eaux

1 Introduction

La propriété Whabouchi est constituée d'un seul bloc totalisant 33 titres miniers et couvrant une superficie totale d'un peu plus de 1 760 hectares. Tous les titres sont détenus à 100 % par Nemaska Lithium Inc. (ci-après, Nemaska Lithium). Nemaska Lithium propose la construction, l'exploitation et la désaffectation d'une mine à ciel ouvert visant la production d'un concentré de spodumène.

Le projet proposé est localisé à 30 kilomètres à l'est de Nemiscau et à 280 kilomètres au nord de Chibougamau. Tel que proposé, le projet comprend l'exploitation d'une fosse à ciel ouvert, d'une halde de co-disposition des stériles et des résidus miniers, d'un concentrateur (usine) ainsi que des bâtiments administratifs et d'entretien. La mine permettra de traiter en moyenne 2 775 t de minerai par jour pour une durée de vie de 26 ans.

Dans le cadre des études environnementales relatives au projet Whabouchi, une étude préliminaire de prédiction des effluents miniers a été réalisée en 2013 (Golder Associates, 2013a) sur la base du projet défini au niveau de l'Étude économique préliminaire. La présente étude de prédiction de la qualité de l'effluent minier constitue une mise à jour de l'étude préliminaire. Elle est basée sur le projet défini au niveau de l'Étude de faisabilité économique définitive publiée en juin 2014. Une bonne partie des principes et concepts présentés dans l'étude de prédiction préliminaire ont toutefois été conservés.

2 Généralités

2.1 Géologie et minéralogie

Le site du projet est localisé dans le Bouclier canadien, dans la partie nord-est de la province géologique du Supérieur, laquelle est principalement composée de roches d'âge archéen (2,5 à 4 milliards d'années). Il s'agit de l'une des plus importantes régions minières au Québec. On y retrouve, entre autres, des gisements de cuivre, de zinc, d'or, de fer et d'argent.

Plus précisément, le site minier Whabouchi est situé dans la formation du lac des Montagnes, elle-même incluse dans la sous-province de Nemiscau de la province du Supérieur. Cette formation volcano-sédimentaire, d'une largeur approximative de sept kilomètres dans le secteur du site minier, est une séquence de métasédiments (paragneiss riche en quartz, schiste à biotite, sillimanite et staurotide et schiste à grenat) et d'amphibolite (métavolcaniques mafiques à ultramafiques). Ces roches sont très cisaillées et entrecoupées par des granitoïdes tardifs (leucogranite et pegmatite à biotite).

Le minerai du gisement Whabouchi est une pegmatite à spodumène, faisant partie du groupe des pegmatites à métaux rares. Sa minéralogie se compose principalement de spodumène, de quartz, de feldspath et de mica, avec localement du grenat, du béryl, de l'apatite et de la pétalite. Le gisement se compose de plusieurs dykes subparallèles et subverticaux. Ils sont encaissés dans une unité de roches mafiques composées d'une alternance de basalte et de gabbro métamorphisés. Ces derniers sont principalement constitués de chlorite, d'amphiboles et de feldspath. Quelques bandes de moindre importance de métasédiments silicifiés, de roches volcaniques felsiques et d'intrusions felsiques ont également été observées lors des forages.

2.2 Climat

Le climat de la région de Nemaska est de type continental froid subarctique, aux saisons fortement contrastées, avec des étés courts et frais et des hivers longs et rigoureux. Le dégel printanier se produit habituellement vers le début de juin alors que les plans d'eau gèlent vers le début de novembre.

Selon les données disponibles aux stations météorologiques de Chapais-2 et La Grande Rivière A (1971-2000; Environnement Canada, 2012), les températures moyennes oscillerait entre 14 et 16° C en juillet et entre -19 et -23° C en janvier. Des précipitations sous forme de neige peuvent être observées de septembre à juin dans la région. Le mois de septembre reçoit le plus de précipitations avec, en moyenne, 101 mm de pluie et 6 cm de neige à La Grande A et 123 mm de pluie et 2 cm de neige à Chapais- 2. 1. Le mois de février est le plus sec avec 37 cm de neige à Chapais-2 et 23 cm de neige à La Grande A. Il a été déterminé que le site du projet recevait en moyenne quelque 772 mm de précipitations annuellement (WESA, 2012a). La valeur d'évaporation moyenne pour le secteur de Nemiscau serait de l'ordre de 335 mm/an (WESA, 2012b).

2.3 Description des infrastructures et du plan de gestion des eaux

La localisation générale des infrastructures qui seront requises dans le cadre du projet Whabouchi est présentée à la carte 2.1. La carte 2.2 présente la localisation des infrastructures dans le secteur de l'usine de traitement et du garage.

L'annexe 2.1 illustre, quant à elle, l'évolution de la fosse et des aires d'accumulation de mort-terrain, de stériles et de résidus pour les années 1, 7, 16, 20 et 26. La fosse à ciel ouvert couvrira ultimement 27,75 ha et les infrastructures requises pour poursuivre l'exploitation de la mine par voie souterraine à partir de l'année 21 seront entièrement situées à l'intérieur de cette empreinte.

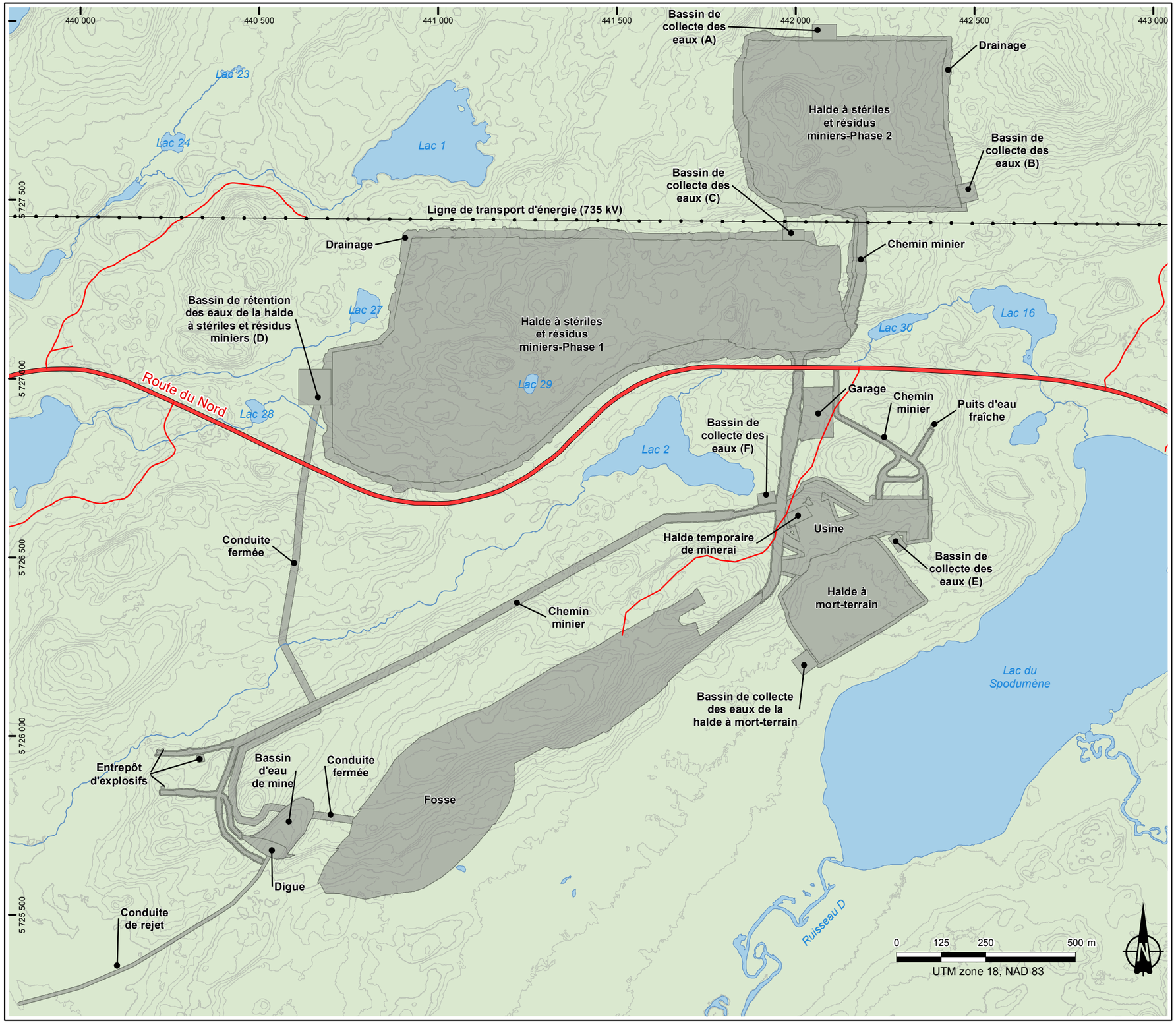
Dans le cadre de l'étude de faisabilité publiée en juin 2014, le plan de gestion des eaux a été significativement revu et optimisé (carte 2.3 en pochette). Ainsi, un seul effluent minier final, au sens de la Directive 019, est prévu à la sortie du bassin d'eau d'exhaure (ou bassin d'eau de mine), lequel sera situé au sud-ouest de la fosse.

Ce bassin se déversera dans le lac des Montagnes via une conduite subaquatique. Des bassins de collecte (6) seront aménagés aux principaux points bas autour des deux unités (une par phase) composant la halde de co-disposition ainsi qu'autour de l'aire du garage, de l'usine, de la halde de minerai temporaire et de la halde de mort-terrain. Ces bassins récolteront les eaux de ruissellement de ces secteurs, étant alimentés par les fossés périphériques qui seront mis en place. Toutes ces eaux seront ultimement acheminées vers un dernier bassin de rétention situé au sud-ouest de la halde.

Depuis l'exutoire de cet ultime bassin, une conduite redirigera les eaux vers le bassin d'eau d'exhaure construit au sud-ouest de la fosse. Celui-ci recueillera aussi les eaux de mine (maintien à sec), c'est-à-dire les eaux souterraines qui s'infiltreront dans la fosse et les eaux de pluie/fonte sur l'empreinte de la fosse. L'exutoire de ce dernier bassin, lequel constituera l'effluent final, sera dirigé via une conduite en surface vers le lac des Montagnes.

Avant d'atteindre la rive, la conduite sera enfouie sur près de 100 m afin de limiter l'impact visuel pour les utilisateurs du lac des Montagnes. Le site de rejet dans le lac se situera à proximité de l'embouchure de la rivière Nemiscau dans le lac et à une profondeur telle qu'elle permettra de favoriser la dispersion de l'effluent. Une conduite totale de près de 6,8 km sera requise. Une modélisation du panache de l'effluent a été réalisée en 2014 afin de confirmer la position optimale du site de rejet et le potentiel de dilution de l'effluent.

Le bilan annuel des eaux est fourni au tableau 2.1 est illustré de façon schématique à la carte 2.4.



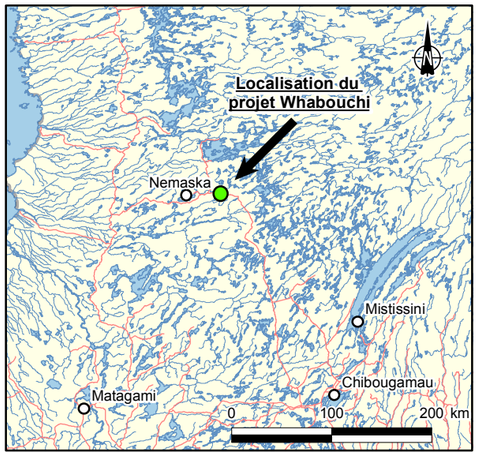
NEMASKA LITHIUM

Infrastructures existantes et projetées

- Route du Nord
- Chemin secondaire
- Infrastructures projetées

Environnement

- Rivière
- Lac



Projet de mine de spodumène Whabouchi

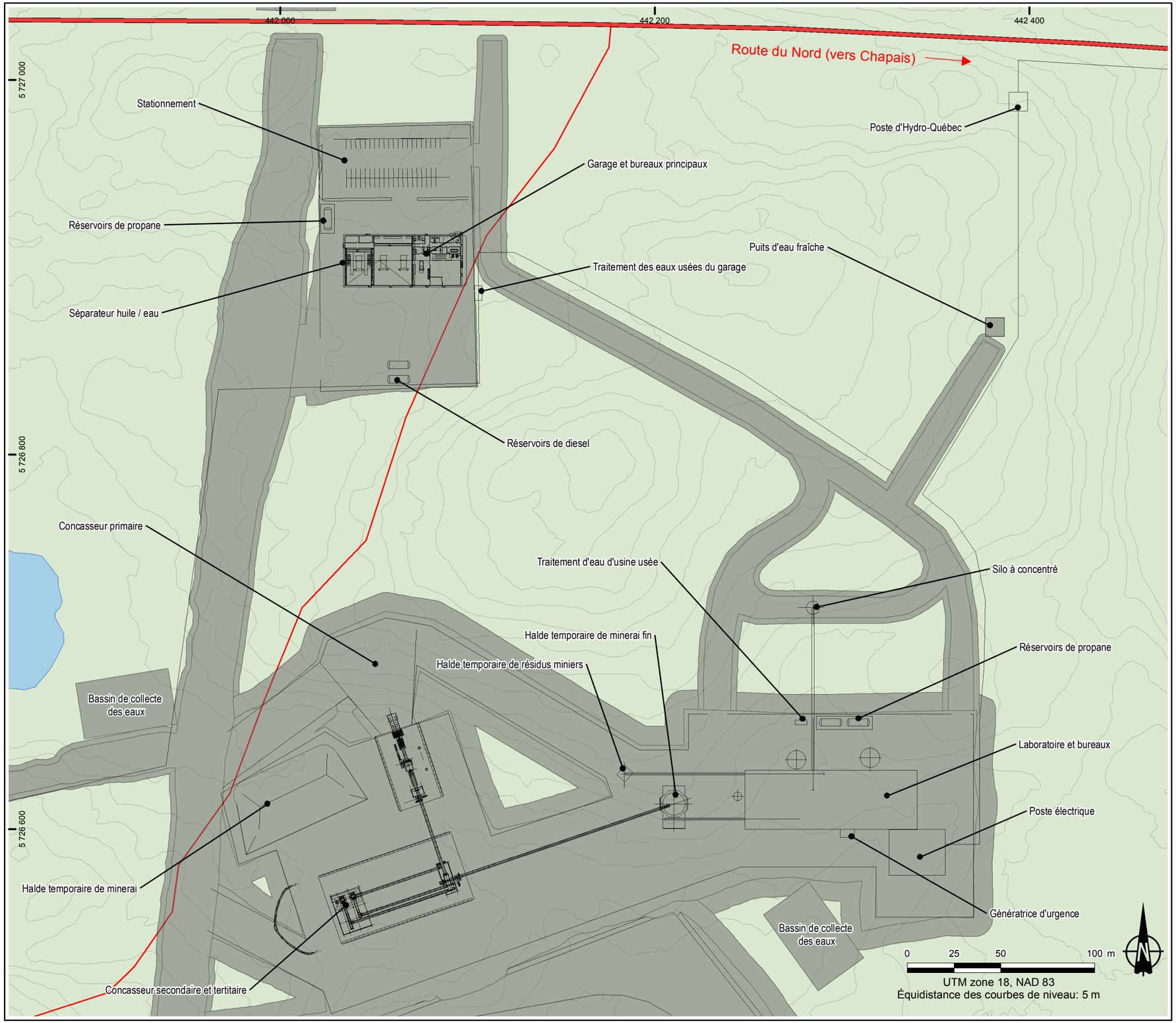
Plan de localisation des infrastructures minières

ROCHE

Date: 2014-12-16
Fichier: 107034_C2-1_infra_mine_141216.mxd
Base cartographique: BNDT, Gouvernement du Canada, 2013

Carte 2.1

Emplacement: P:\pro_fac\107000\107034.001\000\CARTO\Donnees\MXD\Roche\Description_de_projet\107034_C2-1_infra_mine_141216.mxd



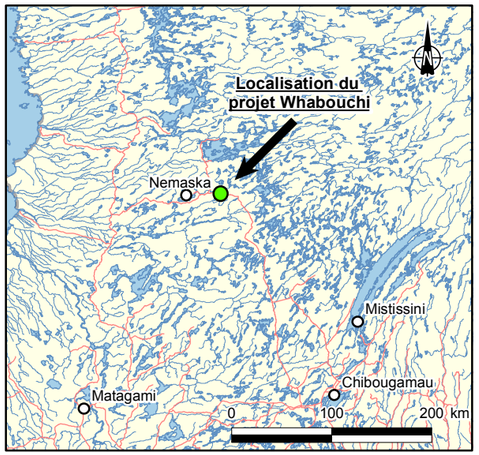
NEMASKA LITHIUM

Infrastructures existantes et projetées

- Route du Nord
- Chemin secondaire
- Infrastructures projetées

Environnement

- Rivière
- Lac
- Courbe de niveau



Projet de mine de spodumène Whabouchi

Localisation des infrastructures dans le secteur du concentrateur et du garage

ROCHE

Date: 2014-12-17
Fichier: 107034_C2-2_Plan_usine_garage_141216.mxd
Base cartographique: BNDT, Gouvernement du Canada, 2013

Carte 2.2

Emplacement: P:\pro_fac\107000\107034.001\000\CARTO\Donnees\MXD\Roche\Description_de_projet\107034_C2-2_Plan_usine_garage_141216.mxd

Les eaux de procédé seront entièrement recyclées/recirculées et aucun rejet de ces eaux dans l'environnement n'est prévu. Cette recirculation est rendue possible en raison du mode de gestion des résidus miniers préconisé, lequel vise la production de résidus filtrés non saturés en eau (9 % d'humidité). Une source d'approvisionnement d'appoint (puits d'alimentation en eau fraîche; carte 2.2) sera requise pour combler les besoins au concentrateur (mélange des réactifs, étanchéité des pompes). Ces besoins sont estimés à 101,2 m^3/h.

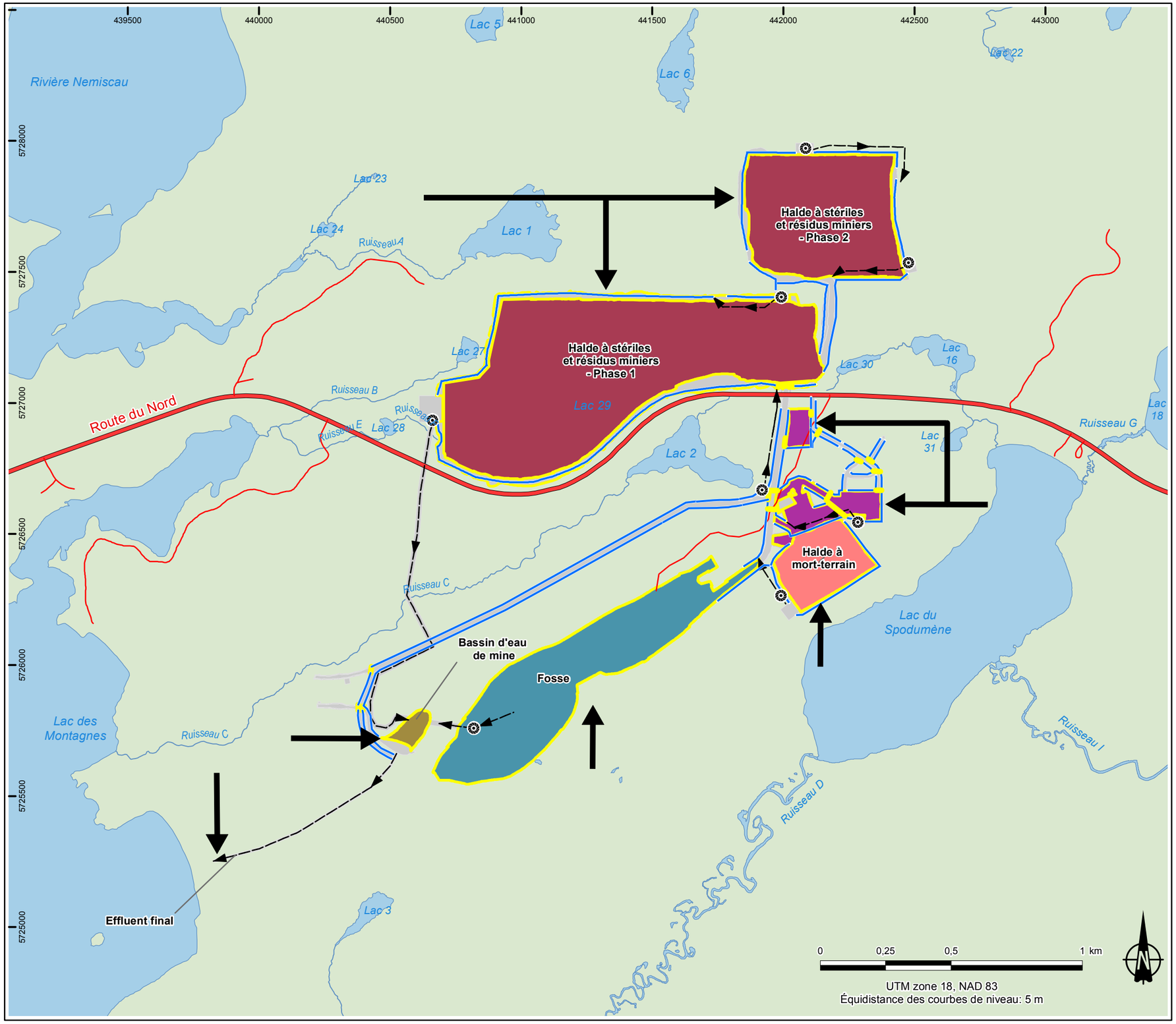
Les eaux de ruissellement provenant de l'extérieur du site minier seront déviées afin d'éviter tout contact avec les installations minières. Les eaux ruisselant ailleurs sur le site minier (chemins) seront collectées et dirigées vers des bassins de sédimentation avant leur rejet dans l'environnement de manière à permettre la déposition préalable des matières en suspension. Le rejet de ces eaux sera réalisé dans le respect des normes d'intervention dans les forêts du domaine de l'État (RNI) et donc vers une zone de végétation localisée à une distance d'au moins 20 m d'un lac ou d'un cours d'eau mesurée à partir de la ligne des hautes eaux (LHE).

Les critères de conception présentés dans la Directive 019 pour le réseau de drainage des aires d'accumulation sans retenue d'eau seront dans tous les cas respectés, c'est-à-dire que des réseaux de collecte des eaux de ruissellement (fossés, bassins) ont été conçus de façon à évacuer adéquatement une crue de récurrence 1:100 ans. Une revanche minimale de 1,0 m sera aussi respectée pour tous les bassins.

Tableau 2.1 Évolution du bilan des eaux (en m³/an)

Année	Halde de co-disposition des stériles et résidus miniers		Fosse à ciel ouvert		Eaux d'infiltration (souterraines)	Halde de mort-terrain	Autres infrastructures*	Bassin d'eau de mine	Total
	Aire active	Aire inactive	Aire inactive	Aire active					
1	17 784	517 619	37 225	116 927	292	18 287	139 331	24 896	872 361
2	122 310	433 999	50 504	106 968	5 986	18 287	139 331	24 896	902 280
3	125 539	431 416	50 490	106 978	29 930	51 228	139 331	24 896	959 807
4	125 524	431 428	69 226	92 926	38 690	51 228	139 331	24 896	973 248
5	125 541	431 414	116 632	57 371	90 155	51 228	139 331	24 896	1 036 568
6	125 542	431 413	134 379	44 061	92 345	51 245	139 331	24 896	1 043 212
7	360 633	243 340	152 459	30 502	105 120	51 215	139 331	24 896	1 107 495
8	361 460	242 679	172 808	15 240	105 120	51 216	139 331	24 896	1 112 749
9	361 476	242 666	183 511	7 212	164 250	51 216	139 331	24 896	1 174 558
10	361 464	242 676	183 512	7 211	224 183	51 216	139 331	24 896	1 234 489
13	361 483	242 661	183 504	7 218	352 043	51 216	139 331	24 896	1 362 350
16	492 283	138 021	183 504	7 218	516 220	51 216	139 331	24 896	1 552 687
20	502 519	129 831	183 504	7 218	841 544	51 216	139 331	24 896	1 880 059
26	502 519	129 831	183 504	7 218	906 660	51 216	139 331	24 896	1 945 175

* Incluant l'aire d'entreposage temporaire du minerai



[redacted]

Route du Nord

Chemin forestier

Projet

Pompe

Infrastructure drainée vers le bassin d'eau de mine

Infrastructure projetée (Année 26)

Conduite

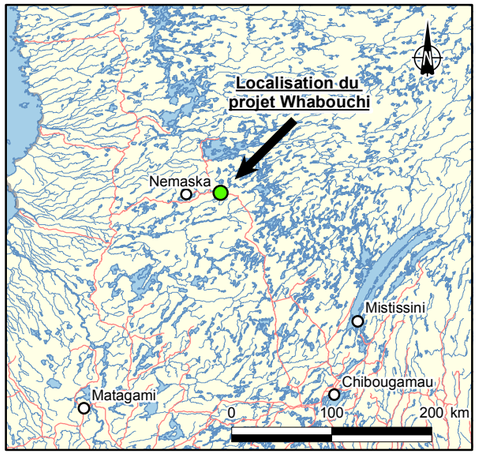
Fossé

Ponceaux

Environnement

Cours d'eau

Plan d'eau



Projet de mine de spodumène Whabouchi

Plan de gestion des eaux – Débit projeté à l'effluent final

[redacted]

Date: 2014-12-16
Fichier: 107034_C2-4_Evol_gestion_eau_141216.mxd
Base cartographique: BNDT, Gouvernement du Canada, 2013

Carte 2.4

Emplacement: P:\pro_fac\107000\107034.001\000\CARTO\Donnees\MXD\Roche\Milieu_physique\Hydrographie\Plan_restauration_Dec_2014\107034_C2-4_Evol_gestion_eau_141216.mxd

3 Méthodologies généralement utilisées dans les études de prédiction

3.1 Généralités

Plusieurs études de prédiction de la qualité des effluents miniers ont été réalisées au cours des dernières années pour des projets miniers situés au Canada. Le tableau 3.1 présente les principales caractéristiques de ces études.

Tableau 3.1 Caractéristiques des études de prédiction récentes réalisées pour des projets miniers situés au Canada

Projet	Localisation	Type de minéralisation	Référence
Whabouchi (Nemaska Lithium Inc.)	Québec	Lithium	Golder, 2013a
Dumont (Royal Nickel Corp.)	Québec	Nickel	Golder, 2013b
Côté (IAMGOLD Corp.)	Ontario	Or	Golder, 2013c
Marathon (Stillwater Canada inc.)	Ontario	Métaux du groupe platine et cuivre	EcoMetrix Inc., 2011
Sisson (Northcliff Resources Ltd)	Nouveau-Brunswick	Tungstène, molybdène et cuivre	SRK Consulting, 2013
KSM (Seabridge Gold Inc.)	Colombie-Britannique	Or	Rescan, 2013
Brucejack (Pretivm Resources Inc.)	Colombie-Britannique	Or	Lorax, 2014
Black River (Sabina Gold and Silver Corp.)	Nunavut	Or	Rescan, 2014
Casino (Casino Mining Corporation)	Yukon	Cuivre, or, molybdène et argent	Marshland Environ. Assoc. 2012; Lorax, 2013
Selwyn (Selwyn Resources Ltd)	Yukon	Zinc et plomb	pHase Geochemistry, 2009

3.2 Données géochimiques utilisées

3.2.1 Prédiction de la qualité des eaux au contact du mort-terrain, des stériles, des résidus et des parois des fosses (ruissellement)

Les études de prédiction sont généralement faites à partir des résultats obtenus lors d'essais cinétiques, de type cellules humides.

Tel que démontré au tableau 3.2, les concentrations utilisées pour réaliser la prédiction de la qualité des eaux au contact des matériaux peuvent être :

- La moyenne des concentrations observées lors des premiers cycles de rinçage (*« flushing stage »*);

- La moyenne des concentrations observées lors des cycles subséquents de rinçage (*« steady state stage »*);
- La moyenne des concentrations observées pour tous les cycles de rinçage.

3.2.2 Eaux d'infiltration des eaux souterraines dans la fosse

Les données de qualité des eaux souterraines observées dans le secteur de la mine sont dans tous les cas utilisées. La moyenne, la médiane ou un percentile donné peuvent aussi parfois être utilisés.

3.2.3 Eaux de ruissellement sans contact avec les matériaux miniers

Il arrive que les fossés de collecte acheminant les eaux au bassin de traitement récoltent une certaine quantité d'eau n'ayant pas été en contact avec les matériaux miniers. Les données de qualité des eaux de surface observées dans le secteur de la mine sont alors utilisées. La moyenne, la médiane ou un percentile donné peuvent être utilisés.

3.3 Facteurs de correction

Des facteurs de correction, ou « Scaling Factors », sont utilisés afin de tenir compte des différences entre les conditions rencontrées lors de la réalisation des tests cinétiques et les conditions réelles de terrain. Les principaux facteurs de correction concernent la grosseur des matériaux, la température et le contact entre les eaux de percolation/ruissellement et les matériaux.

3.3.1 Facteur de correction pour la grosseur des matériaux

La surface active (susceptible à la météorisation) est plus faible pour les matériaux sur le terrain que pour échantillons fins utilisés lors des essais cinétiques. Suite à des études de pourcentage de particules fines dans les haldes de stériles, il a été établi que l'on retrouve environ 10 % de la masse des stériles sous forme de particules fines. Il est ainsi généralement admis qu'un facteur de correction de 0,1 doit être appliqué.

Il est à noter que les résidus de traitement sont généralement de faible granulométrie, de sorte qu'aucun facteur de correction n'est utilisé dans ces cas.

3.3.2 Facteur de correction pour la température

La météorisation (« weathering ») sur le terrain est plus grande à haute température, principalement en ce qui concerne le phénomène de drainage minier acide. Des facteurs de correction variant entre 0,1 et 0,5 sont habituellement appliqués.

3.3.3 Facteur de correction pour le contact entre la solution lixiviante et le matériau

Lors des essais cinétiques, les échantillons solides ont un contact plus grand avec la solution lixiviante que le contact entre les précipitations et les matériaux entreposés sur le terrain. Des facteurs de correction variant entre 0,1 et 0,2 sont habituellement appliqués.

3.3.4 Facteur de correction pour considérations géochimiques

Dans certaines études, des facteurs de correction sont utilisés afin de tenir compte de phénomènes tels que :

- La précipitation des sulfates;
- La précipitation du fer;
- La précipitation de l'aluminium;
- L'adsorption du cuivre sur les particules solides;
- Etc.

Tableau 3.2 Description générale des méthodologies utilisées dans les études de prédiction récentes

Projet		Données géochimiques utilisées	Facteur de correction (*Scaling Factor*)	Référence
Whabouchi	Stériles et résidus (co-disposition)	Moyenne des premiers cycles de rinçage pour les eaux de ruissellement de la halde Moyenne des derniers cycles de rinçage pour les eaux de percolation de la halde	• Grosseur des particules (stériles) : 0,1 • Contact eau/solide : 0,1	Golder, 2013a
	Fosse (ruissellement et infiltration)	Moyenne des derniers cycles de rinçage (ruissellement) Concentrations moyennes dans les eaux souterraines	• Grosseur des particules : 0,1 • Contact eau/solide : 0,1	
Dumont	Halde à stériles	Phase opération : Moyenne des trois premiers cycles de rinçage Phase post-opération : Moyenne des trois derniers cycles de rinçage	• Grosseur des particules (stériles) : 0,1	Golder, 2013b
	Parc à résidus	Phase opération : Moyenne des trois premiers cycles de rinçage ou qualité des eaux de pulpe Phase post-opération : Moyenne des trois derniers cycles de rinçage	n/d	
	Fosse (eaux d'infiltration)	Concentrations moyennes dans les eaux souterraines	• Grosseur des particules : 0,1	
Côté	Halde à stériles	Concentrations moyennes des cycles de rinçage #20 à #34	• Grosseur des particules : 0,1 • Contact eau/solide : 0,04 à 0,19 selon les mois • Correction pour aluminium sous forme soluble : 0,05	Golder, 2013c
	Parc à résidus	n/d	• Grosseur des particules : 0,1 • Correction pour cuivre non adsorbé sur les résidus : 0,75	
	Fosse (eaux d'infiltration)	Concentrations moyennes dans les eaux souterraines (75e percentile)	• Grosseur des particules : 0,1	
Marathon	Halde à stériles	Concentrations moyennes excluant les premiers cycles de rinçage	• Température : 0,17 • Grosseur des particules : 0,01	EcoMetrix Inc., 2011
Sisson	Halde à stériles	Concentrations moyennes des cycles de rinçage (excluant le premier rinçage)	• Température : 0,1 à 0,3 • Grosseur des particules : 0,2	SRK Consulting, 2013
	Parc à résidus	Concentrations moyennes de tous les cycles de rinçage (excluant le premier rinçage)	• Température : 0,1 à 0,3	
KSM	Halde à stériles	Concentrations moyennes et 95e percentiles de tous les cycles de rinçage (pour les matériaux générateurs d'acide, premiers cycles et derniers cycles considérés séparément)	• Grosseur des particules : 0,1 • Température : 0,5 • Contact eau/solide : 0,2	Rescan, 2013
	Fosse (ruissellement)	n/d	• Grosseur des particules : 0,1 • Température : 0,5	
Brucejack	Halde à stériles et parc à résidus	Phase d'opération : concentrations moyennes pour tous les cycles de rinçage Phase de post-opération : concentrations moyennes pour les 10 derniers cycles de rinçage	• Grosseur des particules : 0,165 • Correction pour sulfates précipités : 0,50 • Correction pour fer précipité : 0,10	Lorax, 2014
Black River	Fosse (ruissellement)	Concentrations moyennes des cycles à pH >6,5 et concentrations moyennes des cycles à pH <6,0 pour tenir compte du phénomène de drainage acide	• Grosseur des particules : 0,1 • Température : 0,25	Rescan, 2014
Casino	Fosse (ruissellement)	Concentrations moyennes des cinq derniers cycles	• Grosseur des particules : 0,1 • Température : 0,5	Marshland Environ. Assoc., 2012; Lorax, 2013
Selwyn	Halde à stériles	Concentrations médianes des tests statiques	• Grosseur des particules : 0,2 • Température : 0,3	pHase Geochemistry, 2009

4 Méthodologie utilisée dans la présente étude de prédiction

Tel que mentionné précédemment, une bonne partie des hypothèses et concepts utilisée pour l'étude préliminaire de prédiction de la qualité de l'effluent ont été conservés pour l'étude définitive de prédiction de la qualité de l'effluent.

4.1 Définition des années du projet retenues pour la prédiction

Pour les fins de la prédiction de la qualité de l'effluent, les années 1, 7, 16, 20 et 26 ont été considérées:

L'an 1 correspond au début des opérations minières. À l'année 7, le taux de production au concentrateur sera à son maximum et le taux d'extraction de minerai et de stériles dans la fosse à ciel ouvert sera parmi les plus élevés de tous ceux enregistrés au cours de la durée de vie du projet. La superficie de la fosse y est alors presque maximale, tout comme la superficie couverte par la phase 1 de la halde de co-disposition.

À l'année 16, bien que les quantités de stériles extraits de la fosse diminuent en comparaison avec l'an 7, il n'en demeure pas moins que c'est à partir de ce moment que la phase 2 de la halde de co-disposition sera utilisée. Au même moment, la capacité de production au concentrateur demeurera maximale.

L'an 20 correspond pour sa part à la fin des opérations d'extraction du minerai par fosse à ciel ouvert. À l'année 26, les opérations d'extraction par voie souterraine auront atteint leur apogée et les activités minières prendront alors fin.

4.2 Définition des sources de contaminants

Les sources de contaminants considérées pour la prédiction sont les suivantes :

- Les eaux ruisselant et percolant sur la halde de co-disposition des stériles et résidus miniers (aire active);
- Les eaux de l'aire sur laquelle aucun matériel minier n'a été déposé, et ce à l'intérieur de l'aire circonscrite par les fossés de collecte des eaux entourant la halde de co-disposition (aire inactive);
- Les eaux de ruissellement sur les parois de la fosse (aire active);
- Les eaux de l'aire non perturbée dans le secteur de la fosse, et ce à l'intérieur de l'aire circonscrite par la future fosse maximale (aire inactive);
- Les eaux d'infiltration dans la fosse;
- Les eaux de la halde de mort-terrain;
- Les eaux de l'aire industrielle (garage, usine), incluant la halde temporaire d'entreposage du minerai.

4.3 Tonnage et proportion relative des types de matériaux

Le tableau 4.1 présente le tonnage de résidus et de stériles produits pour chacune des années d'opération de la mine. Il est à noter que le tonnage de minerai extrait est à toutes fins pratiques égal au tonnage de résidus produits, car la quantité de concentré produite est proportionnellement très faible.

Par ailleurs, la proportion des divers matériaux sur la halde de co-disposition est la suivante :

- Résidus (minerai) : 33,9 %;
- Stériles (gabbro et basalte) non PGA[1] : 48,2 %;
- Stériles (gabbro et basalte) PGA : 11,3 %;
- Stériles de type pegmatite : 6,6 %.

4.4 Données de caractérisation géochimique utilisées

Les données récoltées lors des essais cinétiques (cellules humides) réalisées en 2012 sur des échantillons représentatifs de stériles et de résidus miniers (Lamont, 2013) ont été utilisées. Selon le cas, les concentrations moyennes des cinq premiers cycles de rinçage (« *flushing stage* ») ou des cinq derniers cycles de rinçage (« *steady state stage* ») ont été utilisées (voir section 4.8.1). Le tableau 4.2 présente les valeurs utilisées pour l'estimation de la qualité de l'effluent.

4.5 Facteurs de correction utilisés

Pour la halde de co-disposition des stériles et des résidus, un facteur de correction de 0,1 est considéré pour tenir compte de la granulométrie grossière des stériles et pour le contact entre les solides et les eaux conformément à la méthodologie retenue par Golder (2013a). Les résidus étant fins, aucun facteur de correction n'est appliqué.

Pour les eaux s'écoulant le long des parois, un facteur de correction de 0,1 est considéré pour tenir compte de la granulométrie et pour le contact entre les solides et les eaux conformément à la méthodologie retenue par Golder (2013a).

Finalement, un facteur de correction de 0,5 est utilisé pour tenir compte de la température. Ce facteur de correction est plus élevé que celui utilisé dans plusieurs autres études de prédiction en raison de la faible importance du phénomène de drainage minier acide dans le cas du projet Whabouchi (un facteur de 0,1 diminue de 90 % la valeur prédite). Une telle approche est donc conservatrice en comparaison avec ce qui est généralement préconisé dans les autres études.

[1] PGA : potentiellement générateur d'acide

Tableau 4.1 Production annuelle de stériles et de résidus miniers (en kt)

Année	Résidus miniers	Stériles			
		Gabbro et basalte non potentiellement générateur d'acide	Gabbro et basalte potentiellement générateur d'acide	Pegmatite	Total
0	562.6	0.7	0.2	0.1	1.0
1		676.0	157.4	92.6	926.0
2	759.5	1 130.0	263.2	154.8	1 548.0
3	774.5	1 281.9	298.5	175.6	1 756.0
4	803.5	714.7	166.4	97.9	979.0
5	819.5	1 474.6	343.4	202.0	2 020.0
6	858.5	1 633.0	380.3	223.7	2 237.0
7	824.5	2 663.8	620.3	364.9	3 649.0
8	839.5	2 752.8	641.1	377.1	3 771.0
9	831.5	3 041.2	708.2	416.6	4 166.0
10	848.5	3 104.0	722.8	425.2	4 252.0
13	819.2	2 041.3	475.4	279.6	2 796.3
16	787.5	1 148.3	267.4	157.3	1 573.0
20	747.3	417.2	97.2	57.2	571.5
26	999.6	52.6	12.2	7.2	72.0

Tableau 4.2 **Résultats d'essais cinétiques utilisés**

Paramètres	Unités	Résidus miniers		Pegmatite		Stériles sans potentiel de génération d'acide		Stériles potentiellement générateurs d'acide	
		Premiers cycles de rinçage	Derniers cycles de rinçage	Premiers cycles de rinçage	Derniers cycles de rinçage	Premiers cycles de rinçage	Derniers cycles de rinçage	Premiers cycles de rinçage	Derniers cycles de rinçage
pH	unités de pH	7,3	6,3	7,1	6,5	7,1	6,8	6,9	6,1
Alcalinité	mg/L	31	1,0	8,4	1,3	7,9	3,8	6,0	1,4
Acidité	mg/L	1,0	1,6	1,0	1,6	1,0	1,0	1,0	3,9
Dureté	mg/L	–	–	–	–	–	–	–	–
Sulfates	mg/L	0,68	0,10	0,30	0,10	1,6	0,64	4,5	2,6
Fluorures	mg/L	0,044	0,032	0,030	0,030	0,030	0,030	0,030	0,030
Nitrates	mg/L	–	–	–	–	–	–	–	–
Ammonium	mg/L	–	–	–	–	–	–	–	–
Aluminium	mg/L	0,090	0,0080	0,093	0,016	0,054	0,033	0,030	0,0085
Antimoine	mg/L	0,00085	0,00024	0,0021	0,00038	0,00059	0,00020	0,00050	0,00031
Argent	mg/L	0,0000050	0,0000050	–	0,0000050	–	0,0000050	–	0,0000080
Arsenic	mg/L	0,00064	0,00032	0,0025	0,00026	0,00071	0,00062	0,00021	0,00028
Baryum	mg/L	0,00066	0,00017	0,00029	0,00013	0,00042	0,00038	0,00033	0,00025
Béryllium	mg/L	0,0023	0,00064	0,000023	0,000010	0,000010	0,000010	0,000010	0,000010
Bore	mg/L	0,000090	0,000011	0,0030	0,00026	0,0018	0,00025	0,0023	0,00035
Bismuth	mg/L	0,00047	0,000066	0,00001	0,000008	0,0000050	0,0000050	0,0000050	0,0000050
Cadmium	mg/L	0,000033	0,000017	0,0000066	0,0000034	0,000011	0,0000015	0,0000071	0,0000025
Calcium	mg/L	8,2	0,42	1,2	0,6	2,0	1,7	3,3	1,0
Chrome	mg/L	0,0019	0,00025	0,00045	0,00025	0,00025	0,00025	0,00025	0,00025
Cobalt	mg/L	0,000086	0,000037	0,0000063	0,000046	0,000037	0,000069	0,000084	0,00076
Cuivre	mg/L	0,0044	0,00083	0,0045	0,00032	0,00043	0,00047	0,00096	0,00091
Fer	mg/L	0,020	0,0062	0,0024	0,0015	0,0090	0,0025	0,0062	0,017
Lithium	mg/L	0,12	0,0030	0,12	0,0022	0,16	0,0070	0,11	0,0062
Magnésium	mg/L	0,64	0,0098	0,050	0,0080	0,43	0,17	0,63	0,16
Manganèse	mg/L	0,051	0,030	0,0065	0,0087	0,0013	0,0022	0,0019	0,018
Mercure	mg/L	0,000050	0,000033	0,000050	0,000032	0,000050	0,000050	0,000050	0,000034
Molybdène	mg/L	0,00097	0,000033	0,0016	0,000032	0,00057	0,000018	0,0011	0,00012
Nickel	mg/L	0,0032	0,00022	0,000088	0,000060	0,00014	0,00023	0,00029	0,0086
Plomb	mg/L	0,00018	0,000018	0,000045	0,000024	0,000013	0,000034	0,000040	0,000013
Potassium	mg/L	1,1	0,076	2,3	0,16	0,61	0,077	0,29	0,027
Sélénium	mg/L	0,00028	0,00050	0,00050	0,00050	0,00050	0,00050	0,00050	0,00050
Sodium	mg/L	7,2	0,080	1,9	0,062	1,2	0,063	1,2	0,062
Étain	mg/L	0,0032	0,0012	0,0010	0,00011	0,0011	0,00031	0,00094	0,00011
Strontium	mg/L	0,014	0,00032	0,0021	0,00052	0,0022	0,0012	0,0035	0,0013
Thallium	mg/L	0,000058	0,000012	0,000085	0,000010	0,000028	0,000010	0,000021	0,000032
Titane	mg/L	0,00026	0,000050	0,000050	0,000050	0,00038	0,00015	0,00020	0,000050
Uranium	mg/L	0,021	0,00024	0,14	0,0034	0,000080	0,000016	0,00017	0,000012
Vanadium	mg/L	0,00029	0,000015	0,000048	0,000022	0,0018	0,00079	0,00079	0,000081
Tungstène	mg/L	0,00062	0,000015	0,0022	0,000015	0,00065	0,000026	0,00028	0,000015
Yttrium	mg/L	0,000012	0,0000020	0,000048	0,00000080	0,0000031	0,00000090	0,0000019	0,0000040
Zinc	mg/L	0,0075	0,0016	0,0010	0,0024	0,0010	0,0023	0,0010	0,0044

4.6 Données de suivi des eaux de surface et des eaux souterraines utilisées

Les données d'eaux de surface et souterraines récoltées en 2014 ont été utilisées (tableau 4.3). Les données récoltées en 2014 sont privilégiées par rapport à celles récoltées en 2013 en raison des seuils de détection plus faibles. Pour les eaux de surface, seules les données provenant des cours d'eau localisés dans le secteur de la mine ont été considérées. On remarquera que lorsque la concentration d'un paramètre dans les eaux de surface ou souterraines était inférieure à la limite de détection, la valeur de ladite limite a été utilisée pour les fins de la présente modélisation, ce qui constitue une approche conservatrice puisque le MDDELCC recommande généralement d'utiliser la moitié de cette valeur.

4.7 Bilans d'eau utilisés

Le tableau 2.1 présente les bilans d'eau (année de précipitations moyennes) pour l'ensemble des années d'exploitation. La carte 2.4 présente les bilans d'eau annuels de manière schématique.

4.8 Calcul des charges de contaminants

Les charges de contaminants ont été calculées selon diverses méthodes afin de tenir compte des caractéristiques respectives des sources identifiées à la section 4.2.

4.8.1 Eaux de ruissellement et de percolation de la halde de co-disposition des haldes de stériles et résidus miniers

4.8.1.1 Stériles et résidus frais

Les essais cinétiques ont démontré que la phase initiale des premiers cycles de rinçage au cours desquels des concentrations plus élevées (« *flushing stage* ») sont observées est généralement limitée à cinq semaines. Ainsi, pour les fins de la présente modélisation, il a été considéré que les matériaux frais qui seront co-disposés sur la halde seront associés aux concentrations mesurées dans les lixiviats produits au cours de cette période de cinq semaines, et donc qu'ils montreront de plus fortes concentrations.

La charge hebdomadaire d'un contaminant provenant des matériaux dits « frais » a conséquemment été calculée de la manière suivante :

- $C_{heb} = Tc^{F} * M * Fc$
  - *C_{heb} : Charge hebdomadaire (g/sem.)*
  - *Tc^{F} : Taux de production de contaminant (« flushing stage ») (g/kg matériel/semaine)*
  - *M : Masse du type de matériau frais (kg)*
  - *Fc : Facteurs de correction*

Tableau 4.3 Concentrations naturelles observées dans les eaux de surface et souterraines

Paramètre	Unité	Critères de qualité de l'eau de surface (MDDELCC) [1]		Recommandations canadiennes pour la protection de la vie aquatique (CCME)[2]		Eau de surface				Eau souterraine (roc)		
		Protection de la vie aquatique										
		Effet chronique (CVAC)	Effet aigu (CVAA)	Exposition à court terme	Exposition à long terme	N	Minimum	Médiane	Maximum	N	Moyenne	Écart-type
Azote ammoniacal	mg/l	1,9 [a]	26 [b]	-	39,72 [n]	12	<0,00002	<0,00002	<0,00002	0	-	-
Nitrate	mg/l	2,9	-	550 [o]	13 [p]	12	<0,00001	0,000025	0,00084	0	-	-
Aluminium	mg/l	0,087 [c]	0,75 [d]	-	pH < 6,5 : 0,005 pH ≥ 6,5 : 0,100	12	***0,099***	***0,185***	***0,248***	62	***0,123***	0,191
Antimoine	mg/l	0,24	1,10	-	-	12	<0,00002	<0,00002	0,00002	62	0,00166	0,00960
Argent	mg/l	0,0001	0,0000387 [e]	-	-	12	<0,000005	<0,000005	0,000007	62	**0,000118**	0,000120
Arsenic	mg/l	0,15 [e]	0,340 [f]	-	0,005	12	0,00014	0,00021	0,00024	62	0,00070	0,00093
Barium	mg/l	0,037876 [e]	0,1087 [e]	-	-	12	0,0032	0,0044	0,0053	62	0,0179	0,0328
Béryllium	mg/l	0,0000071 [e,g]	0,000064 [e]	-	-	12	<0,00001	**0,00001**	**0,00002**	62	**0,00026**	0,00017
Bismuth	mg/l	-	-	-	-	12	<0,000005	<0,000005	<0,000005	16	0,00001	0,00001
Bore	mg/l	5	28	-	-	12	<0,05	<0,05	<0,05	46	0,014	0,011
Cadmium	mg/l	0,0491 [e]	0,2053 [e]	Dureté (mg $CaCO_3$/L): < 5,3 : 0,00011 > 5,3 : [q]	0,00004 [r]	12	0,000009	0,000013	0,000015	46	*0,000081*	0,000046
Chrome	mg/l	CrVI : 0,011 CrIII : 0,01307 [e]	CrVI : 0,016 CrIII : 0,27353 [e]	-	CrVI: 0,001 CrIII: 0,0089 [s]	12	0,0001	0,0002	0,0003	62	0,0005	0,0006
Cobalt	mg/l	0,1	0,37	-	-	12	0,0001	0,0002	0,0003	62	0,0020	0,0027
Cuivre	mg/l	0,001304 [e]	0,001599 [e]	-	0,002 [t]	12	0,00044	0,00079	0,00128	62	***0,00610***	0,00722
Étain	mg/l	-	-	-	-	12	<0,0002	<0,0002	0,0009	62	0,0004	0,0004
Fer	mg/l	1,300 [h,i]	-	-	0,3	12	0,108	0,180	0,280	58	***1,615***	3,402
Lithium	mg/l	0,44	0,91	-	-	12	0,001	0,001	0,002	62	0,023	0,063
Manganèse	mg/l	0,25531 [e]	0,5509 [e]	-	-	12	0,004	0,005	0,007	62	0,089	0,100
Mercure	mg/l	0,00091 [j]	0,0016 [j]	-	0,000026 [u]	12	<0,000002	<0,000002	0,000008	57	*0,000089*	0,000153
Molybdène	mg/l	3,2	2,9	-	0,073 [v]	12	0,00011	0,00023	0,00037	62	0,00479	0,00875
Nickel	mg/l	0,007436 [e]	0,06689 [e]	-	0,025 [w]	12	0,0002	0,0005	0,0008	62	0,0056	0,0105
Plomb	mg/l	0,0001697 [e,k]	0,004354 [e,k]	-	0,001 [x]	12	0,00010	**0,00020**	**0,00029**	62	**0,00041**	0,00047
Sélénium	mg/l	0,005 [l]	0,062 [l]	-	0,0001	12	<0,00004	0,00005	0,00007	62	*0,00045*	0,00037
Strontium	mg/l	21	40	-	-	12	0,0062	0,0080	0,0089	16	0,0447	0,0612
Thallium	mg/l	0,0072	0,047	-	0,0008	12	0,000003	0,000005	0,000008	62	0,000621	0,000407
Titanium	mg/l	-	-	-	-	12	0,00091	0,00155	0,00255	16	0,00096	0,00157
Tungstène	mg/l	-	-	-	-	12	<0,00001	0,0000	0,0000	16	0,0055	0,0072
Uranium	mg/l	[m]	[m]	0,033	0,015	12	0,0001	0,0001	0,0004	62	0,0031	0,0050
Vanadium	mg/l	0,012	0,11	-	-	12	<0,0002	0,00027	0,00037	62	0,00495	0,00608
Yttrium	mg/l	-	-	-	-	12	<0,002	<0,002	<0,002	62	0,00144	0,00123
Zinc	mg/l	0,01703 [e]	0,01703 [e]	-	0,03	12	0,001	0,003	0,005	62	**0,024**	0,061

LÉGENDE

GRAS	Résultat supérieur au CVAC
GRAS	Résultat supérieur au CVAA
Italique et souligné	Résultat supérieur à la recommandation du CCME pour une exposition à court terme
Italique et double souligné	Résultat supérieur à la recommandation du CCME pour une exposition à long terme

NOTES

Les notes relatives aux critères peuvent être consultées à l'annexe 4.1.

[1] MDDEFP (Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs). 2013b. Critères de qualité de l'eau de surface. 3e édition. Québec. Direction de l'état de l'environnement. 510 pages + annexes. Aussi disponible en ligne : [http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/index.asp]. Une dureté de 10 mg de $CaCO_3$/l a été utilisée pour calculer les critères des métaux (lorsqu'applicable)

[2] CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 2014. Tableau sommaire des Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique. Site Internet visité le 27 octobre 2014 [http://st-ts.ccme.ca/fr/index.html].

Tel que mentionné précédemment, la production de résidus et de stériles correspondant à une période de cinq semaines est considéré de manière à bien refléter l'évolution du taux annuel de production de résidus et surtout de stériles.

4.8.1.2 Stériles et résidus âgés

Pour les stériles et résidus miniers qui seront déjà en place, c.-à-d. ceux qui auront déjà été co-disposés sur la halde et seront donc « enfouis » sous les matériaux frais, il a été considéré qu'ils seront associés aux concentrations mesurées dans les lixiviats produits au cours des cinq dernières semaines d'essais cinétiques (« *steady state stage* »).

La charge annuelle d'un contaminant applicable à ces matériaux dits « âgés » a conséquemment été calculée de la manière suivante :

- $C_{an} = D_{an} * C_{moy}^{S} * P$
  - *C_{an} : Charge annuelle (g/an)*
  - *D_{an} : Débit annuel (m³/an)*
  - *C_{moy}^{S} : Concentration moyenne pendant la période de lixiviation stable (« steady state stage ») (g/m³)*
  - *P : Proportion relative du type de matériau (voir section 4.3)*

4.8.2 Eaux de ruissellement des aires non affectées directement par les activités minières

Les aires non directement affectées par les activités minières (aire inactive), mais dont les eaux de ruissellement sont-elles aussi collectées et acheminées au bassin de polissage, comprennent :

- Les secteurs situés à l'intérieur du réseau de fossés de collecte des eaux entourant la halde de co-disposition, mais excluant ceux sur lesquels des stériles et des résidus miniers ont été co-disposés;
- Les secteurs non perturbés dans l'empreinte de la fosse, c.-à-d. ceux à l'intérieur de l'aire circonscrite par la future fosse maximale, mais n'ayant pas encore été excavés;
- Les secteurs situés à l'intérieur du réseau de fossés de collecte des eaux et qui n'auront pas été recouverts de stériles miniers conformément au Guide de valorisation du MDDELCC;
- La halde de mort-terrain.

Pour ces sources, la charge annuelle d'un contaminant a été calculée de la manière suivante :

- $C_{an} = D_{an} * C_{nat}^{SW}$
  - *C_{an} : Charge annuelle (g/an)*
  - *D_{an} : Débit annuel (m³/an)*
  - *C_{nat}^{SW} : Concentration naturelle dans les eaux de surface (g/m³) (voir tableau 4.3)*

4.8.3 Eaux de ruissellement de la halde temporaire d'entreposage du minerai

Une épaisseur moyenne de minerai frais de 15 cm a été considérée pour l'ensemble de la halde temporaire d'entreposage de minerai.

La charge hebdomadaire d'un contaminant a donc été calculée de la manière suivante :

- $C_{heb} = Tc^F * M * Fc$
  - *C_{heb} : Charge hebdomadaire (g/sem.)*
  - *Tc^F : Taux de production de contaminant (« flushing stage ») (g/kg matériel/semaine)*
  - *M : Masse du type de matériau frais (kg)*
  - *Fc : Facteurs de correction*

La masse de minerai frais a pour sa part été calculé de la manière suivante :

- $M = S * E * D$
  - *M : Masse*
  - *S : Surface (m²)*
  - *E : Épaisseur (m)*
  - *D : Densité (kg/m³)*

La masse moyenne de minerai frais sur la halde est conséquemment de 535 t.

4.8.4 Eaux de ruissellement du secteur des infrastructures recouvert de stériles

L'aire recouverte de stériles représente 60 % de l'ensemble du secteur des autres infrastructures (excluant la halde temporaire d'entreposage du minerai). Les stériles utilisés seront évidemment ceux classifiés potentiellement non générateurs d'acide, et ce conformément au *Guide de valorisation des matières résiduelles inorganiques non dangereuses de source industrielle comme matériau de construction* du MDDELCC.

La charge annuelle d'un contaminant a donc été calculée de la manière suivante :

- $C_{an} = D_{an} * C_{moy}^S$
  - *C_{an} : Charge annuelle (g/an)*
  - *D_{an} : Débit annuel (m³/an)*
  - *C_{moy}^S : Concentration moyenne pendant la période de lixiviation stable (« steady state stage ») (g/m³)*

4.8.5 Eaux d'infiltration dans la fosse

Lors du maintien à sec de la fosse à ciel ouvert et, dès l'an 21, des galeries souterraines sous-jacentes, le pompage des eaux d'infiltration d'origine souterraine sera requis.

La charge annuelle d'un contaminant naturellement associée à ces eaux a été calculée de la manière suivante :

- $C_{an} = D_{an} * C_{nat}^{GW}$
  - C_{an} *: Charge annuelle (g/an)*
  - D_{an} *: Débit annuel (m³/an)*
  - C_{nat}^{GW} *: Concentration naturelle dans les eaux souterraines (g/m³)*

Par contre, ces eaux d'infiltration entreront en contact avec les parois de la fosse et/ou des galeries souterraines de sorte qu'elles contiendront un certain apport additionnel en contaminants.

La charge annuelle d'un contaminant associée à cet apport a donc été considérée et été calculée de la manière suivante :

- $C_{heb} = Tc^{F} * M * Fc$
  - C_{heb} *: Charge hebdomadaire (g/sem.)*
  - Tc^{S} *: Taux de production de contaminant (« steady state stage ») (g/kg matériel/semaine)*
  - *M : Masse du type de matériau (kg)*
  - *Fc : Facteurs de correction*

La masse de matériau considérée a pour sa part été calculé de la manière suivante :

- *M = S * E * D * P*
  - *M : Masse*
  - *S : Surface (m²)*
  - *E : Épaisseur (m), considérée comme étant égale à 1 m dans tous les cas*
  - *D : Densité (kg/m³)*
  - *P : Proportion relative du type de matériau (voir section 4.3). Dès que l'empreinte maximale de la fosse est atteinte, il est considéré que les parois ne contiennent pas de minerai, mais seulement des stériles*

4.8.6 Résidus d'explosifs

L'utilisation d'explosifs peut potentiellement augmenter les teneurs en espèces azotées dans les eaux usées minières. En effet, les explosifs sont principalement constitués de nitrate d'ammonium.

Par ailleurs, les émulsions sont beaucoup moins solubles que l'ANFO et contiennent typiquement quelque 15 % moins d'azote. Dans le cadre du projet Whabouchi, seules des émulsions seront utilisées.

Les charges annuelles d'azote ammoniacal et de nitrate sont calculées de la manière suivante :

- $C_{an} = M * T_c^{em} * C_N * P_{ertes}$
  - *C_{an} : Charge annuelle (g/an)*
  - *M : Masse de minerai et de stériles (kg)*
  - *T_c^{em} : Taux de consommation d'émulsion par unité de matériel (kg/kg)*
  - *C_N : Contenu en NH_4 ou NO_3 des émulsions (%)*
  - *P_{ertes} : Pertes en espèces azotés (%)*

La consommation d'émulsions a été estimée dans le cadre de l'étude de faisabilité à 0,37 kg/t de matériel (minerai et stériles). Par contre, pour les opérations souterraines à l'an 26, la consommation d'émulsions a été estimée à 0,52 kg/t de matériel (minerai et stériles). Les émulsions contiennent 18 % de NH_4 et 62 % de NO_3. Les pertes en NH_4 et en NO_3 sont estimées à 1 % (Golder, 2013a).

Il est à noter que l'azote ammoniacal et les nitrates n'ont pas été détectés dans les eaux souterraines. La concentration médiane en azote ammoniacal observées en 2014 dans les eaux de surface était inférieure au seuil de détection (0,02 mg/l) et la concentration médiane en nitrates était de 0,025 mg/l. De telles teneurs sont négligeables et n'ont donc pas été considérés dans l'estimation des concentrations à l'effluent.

4.9 Calcul de la concentration à l'effluent minier final

La concentration à l'effluent minier final, en g/m³ ou mg/l, a été calculée en considérant la somme des charges de contaminants pour chacune des sources (g/an) décrites à la section 4.8, laquelle a été divisée par le débit annuel de l'effluent (m³/an).

4.10 Critères de qualité applicables à l'effluent minier

La présente modélisation a pour objectif principal de valider le respect des critères de qualité applicables à l'effluent final au moment de son rejet. Conformément à la Directive 019 sur l'industrie minière, aucun ruisseau, aucune rivière ni aucun lac ne peuvent être utilisés à des fins de traitement partiel ou total des eaux usées minières, ce qui signifie que la présence d'un panache de dispersion au site de rejet de l'effluent ne peut être considéré dans l'analyse du respect des critères applicables à l'effluent minier.

La section 2.1.1 de la Directive 019 liste les exigences applicables au point de rejet de l'effluent final. De la même manière, l'article 4 du *Règlement sur les effluents des mines de métaux* (REMM) fournit les paramètres devant être respectés pour que le rejet soit autorisé. L'ensemble de ces critères sont présentés inclus au tableau 5.1.

4.11 Critères de qualité applicables au milieu récepteur

Tel que susmentionné, la présente modélisation a pour objectif principal de valider le respect des critères de qualité applicables à l'effluent final au moment de son rejet, et donc non pas le respect des critères de qualité applicables dans le milieu récepteur, soit une fois l'effluent rejeté et mélangé aux eaux de surface qui y sont naturellement présentes.

En effet, dans ce milieu, des Objectifs environnementaux de rejet (OER) seront définis par le MDDELCC spécifiquement pour le projet Whabouchi et seront déterminés à partir des critères de qualité à atteindre en aval du rejet et de la zone de mélange considérée (figure 4.1).

Une étude de modélisation du panache de dispersion de l'effluent final a été réalisée par WSP (2014). On remarquera à ce sujet que les conclusions de cette étude indiquent un potentiel de dispersion significatif de l'effluent final au site de rejet retenu.

Toutefois, à titre indicatif, les résultats de la présente modélisation de la qualité anticipée à l'effluent final ont été comparés aux critères de qualité des eaux de surface applicables au lac des Montagnes, soit les recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique du Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME, 2014) et les critères de qualité de l'eau de surface du MDDELCC mis à jour en 2013 (MDDEFP, 2013b).

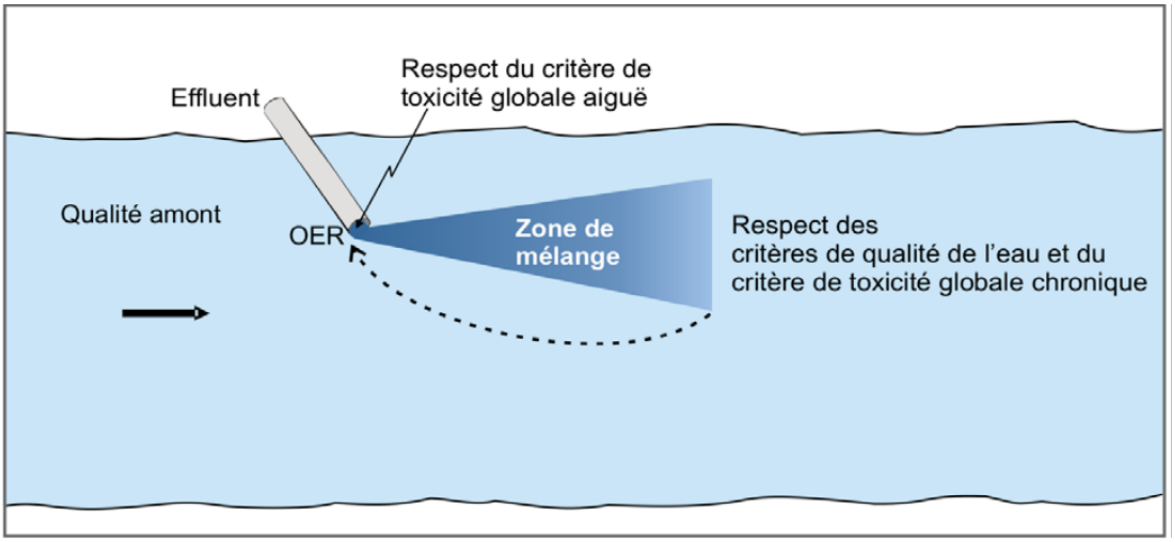


Figure 4.1 Représentation de la zone de mélange et des critères de qualité applicables au milieu récepteur (tirée de MDDEP, 2007)

Il importe de rappeler que ces critères ont été établis dans le but de protéger la vie aquatique sous toutes ses formes et dans tous les aspects de leur cycle vital aquatique.

Deux critères de qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique ont été fixés par le MDDELCC (MDDEFP, 2013b), soit un critère pour la prévention des effets de toxicité chronique et un critère pour la prévention des effets de toxicité aiguë :

- Le critère de vie aquatique chronique (CVAC) est la concentration la plus élevée d'une substance qui ne produira aucun effet néfaste sur les organismes aquatiques (et leur progéniture) lorsqu'ils y sont exposés quotidiennement pendant toute leur vie;
- Le critère de vie aquatique aigu (CVAA) est la concentration maximale d'une substance à laquelle les organismes aquatiques peuvent être exposés pour une courte période de temps sans être gravement touchés.

Les recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique (CCME, 2014) visent elles-aussi à protéger les organismes d'eaux douce et marine contre les agents stressants anthropiques, comme les apports de produits chimiques ou une modification des paramètres physiques (ex. le pH, la température et la présence de débris). Ce sont des critères numériques ou des énoncés circonstanciés établis dans le but de protéger toutes les formes de vie aquatique présentes en eau de surface et tous les aspects de leur cycle vital aquatique pendant une période indéfinie.

À noter que certains critères et recommandations, notamment pour les métaux et l'azote ammoniacal, peuvent varier en fonction d'autres paramètres (pH, dureté, matières en suspension, température, etc.). Par exemple, la toxicité de plusieurs métaux (argent, baryum, béryllium, cadmium, cuivre, manganèse, nickel, plomb et zinc) varie de façon inverse à la dureté de l'eau douce. Les critères de qualité pour la protection de la vie aquatique de ces métaux sont donc exprimés sous forme d'équations qui tiennent compte de la dureté. Selon la révision des critères québécois en 2013 (MDDEFP, 2013b) et le *Fichier de calcul des critères de qualité de l'eau de surface pour les métaux* disponible sur le site Internet du MDDELCC, l'utilisation des équations développées par le MDDELCC n'est valable que pour des duretés supérieures à 10 mg de $CaCO_3$/L et c'est donc cette valeur minimale qui a été utilisée pour le calcul des CVAA et CVAC tel que recommandé par le MDDELCC. De plus, la biodisponibilité de certains paramètres, comme l'azote ammoniacal et l'aluminium, varie selon le pH de l'eau.

Les critères et les recommandations de la qualité de l'eau sont présentés au tableau 4.3. Les notes relatives aux critères et recommandations peuvent être consultées à l'annexe 4.1.

5 Résultats

Le tableau 5.1 présente l'ensemble des concentrations prédites à l'effluent pour les principaux paramètres et pour les années 1, 7, 16, 20 et 26. Les normes de rejet de la Directive 019 et les limites permises par le *Règlement sur les effluents des mines de métaux* (REMM) y sont également présentés.

Dans tous les cas, ces normes et limites permises sont respectées, de sorte qu'aucun dépassement des critères applicables à l'effluent minier n'est anticipé à la lumière des résultats de la présente modélisation.

De plus, tel que précisé à la section 4.11, une comparaison, à titre indicatif, des concentrations anticipées à l'effluent final avec les critères applicables au milieu récepteur (lac des Montagnes) a été réalisée (tableau 5.2). Pour la grande majorité des paramètres, les concentrations prédites sont inférieures aux critères de toxicité aiguë et/ou de toxicité chronique du MDDELCC ainsi qu'aux recommandations de protection de la vie aquatique du CCME.

Toutefois, certains dépassements de critères ont été observés pour divers paramètres; ils sont présentés dans les sections qui suivent.

5.1 Aluminium

Les concentrations prédites pour les années 16, 20 et 26 sont respectivement de 0,108 mg/l, 0,096 mg/l et 0,100 mg/l, ce qui est largement inférieur au critère de toxicité aiguë (0,75 mg/l) du MDDELCC. Ces concentrations sont cependant légèrement supérieures au critère de toxicité chronique (0,087 mg/l) du MDDELCC. Il n'existe pas de norme pour ce paramètre dans la Directive 019, ni de limite permise dans le REMM.

La recommandation de protection de la vie aquatique du CCME est de 0,005 mg/l pour des eaux à pH inférieur à 6,5 et de 0,1 mg/l pour les eaux à pH supérieur à 6,5. Si l'on tient compte du pH du milieu récepteur (± 6,6), le critère de protection serait dépassé très légèrement, et ce uniquement à l'année 16 (0,108 mg/l).

Il est cependant à noter que les eaux de surface du secteur de la mine ont montré en 2014 une concentration médiane en aluminium (0,185 mg/l) supérieure au critère de toxicité chronique. La concentration moyenne mesurée dans les eaux souterraine (0,123 mg/l) est elle-aussi plus grande que le critère de toxicité chronique. En fait, la présence d'aluminium dans les eaux du milieu naturel est en bonne partie responsable de la présence d'aluminium dans l'effluent. Ainsi, pour l'année 16, la charge totale d'aluminium est attribuable à 51,9 % aux eaux d'infiltration et à 27,8 % aux eaux de surface récoltées sur le site, mais n'ayant pas été en contact avec des matériaux miniers ou les d'activités minières (donc eaux de surface contenant naturellement de l'aluminium; voir section 4.8.2).

Il est donc scientifiquement raisonnable d'affirmer que ces dépassements du critère de toxicité chronique du MDDELCC et de la recommandation du CCME pour l'aluminium sont naturels puisqu'essentiellement causés par des teneurs naturellement élevées dans les eaux de surface et souterraines.

Tableau 5.1 Concentrations prévues des contaminants à l'effluent minier

Paramètre	Unité	Normes et limites permises		Valeur moyenne prédite (mg/l)				
		Directive 019	REMM	An 1	An 7	An 16	An 20	An 26
Azote ammoniacal	mg/l	-	-	1,14	2,69	1,01	0,47	0,52
Nitrate	mg/l	-	-	3,91	9,27	3,49	1,61	1,78
Aluminium	mg/l	-	-	0,056	0,056	0,108	0,096	0,100
Antimoine	mg/l	-	-	0,00019	0,00021	0,00097	0,00091	0,00096
Argent	mg/l	-	-	0,000006	0,000009	0,000058	0,000057	0,000059
Arsenic	mg/l	0,2	0,5	0,00037	0,00025	0,00065	0,00058	0,00060
Barium	mg/l	-	-	0,0037	0,0020	0,0091	0,0088	0,0091
Béryllium	mg/l	-	-	0,00039	0,00022	0,00048	0,00041	0,00048
Bismuth	mg/l	-	-	0,00008	0,00004	0,00007	0,00006	0,00007
Bore	mg/l	-	-	0,041	0,011	0,015	0,013	0,013
Cadmium	mg/l	-	-	0,000016	0,000011	0,000045	0,000043	0,000045
Chrome	mg/l	-	-	0,0005	0,0003	0,0013	0,0005	0,0006
Cobalt	mg/l	-	-	0,0002	0,0003	0,0020	0,0012	0,0013
Cuivre	mg/l	0,3	0,3	0,00144	0,00096	0,00373	0,00348	0,00371
Étain	mg/l	-	-	0,0002	0,0004	0,0009	0,0007	0,0008
Fer	mg/l	3,0	-	0,150	0,125	0,769	0,750	0,779
Lithium	mg/l	-	-	0,025	0,013	0,032	0,025	0,028
Manganèse	mg/l	-	-	0,013	0,012	0,052	0,049	0,052
Mercure	mg/l	-	-	0,000017	0,000020	0,000066	0,000060	0,000063
Molybdène	mg/l	-	-	0,00037	0,00039	0,00237	0,00229	0,00240
Nickel	mg/l	0,5	0,5	0,0010	0,0009	0,0035	0,0033	0,0035
Plomb	mg/l	0,2	0,2	0,00020	0,00008	0,00025	0,00024	0,00025
Sélénium	mg/l	-	-	0,00016	0,00018	0,00025	0,00041	0,00041
Strontium	mg/l	-	-	0,0089	0,0052	0,0239	0,0228	0,0240
Thallium	mg/l	-	-	0,000016	0,000042	0,000296	0,000289	0,000301
Titanium	mg/l	-	-	0,00133	0,00040	0,00077	0,00070	0,00071
Tungstène	mg/l	-	-	0,0001	0,0004	0,0026	0,0025	0,0026
Uranium	mg/l	-	-	0,0039	0,0019	0,0045	0,0036	0,0042
Vanadium	mg/l	-	-	0,00040	0,00048	0,00257	0,00246	0,00254
Yttrium	mg/l	-	-	0,00163	0,00047	0,00098	0,00091	0,00092
Zinc	mg/l	0,5	0,5	0,004	0,003	0,013	0,012	0,013

Tableau 5.2 Comparaison, à titre indicatif, des concentrations anticipées à l'effluent avec les critères applicables au milieu récepteur

Paramètre	Unité	Critères de qualité de l'eau de surface (MDDELCC) [1]		Recommandations canadiennes pour la protection de la vie aquatique (CCME)[2]		Valeur moyenne prédite (mg/l)				
		Protection de la vie aquatique								
		Effet chronique (CVAC)	Effet aigu (CVAA)	Exposition à court terme	Exposition à long terme	An 1	An 7	An 16	An 20	An 26
Azote ammoniacal	mg/l	1,9 [a]	26 [b]	-	39,72 [n]	1,14	**2,69**	1,01	0,47	0,52
Nitrate	mg/l	2,9	-	550 [o]	13 [p]	**3,91**	**9,27**	**3,49**	1,61	1,78
Aluminium	mg/l	0,087 [c]	0,75 [d]	-	pH < 6,5 : 0,005 pH ≥ 6,5 : 0,100	0,056	0,056	***0,108***	***0,096***	***0,100***
Antimoine	mg/l	0,24	1,10	-	-	0,00019	0,00021	0,00097	0,00091	0,00096
Argent	mg/l	0,0001	0,0000387 [e]	-	-	0,000006	0,000009	0,000058	0,000057	0,000059
Arsenic	mg/l	0,15 [e]	0,340 [f]	-	0,005	0,00037	0,00025	0,00065	0,00058	0,00060
Barium	mg/l	0,037876 [e]	0,1087 [e]	-	-	0,0037	0,0020	0,0091	0,0088	0,0091
Béryllium	mg/l	0,0000071 [e,g]	0,000064 [e]	-	-	**0,00039**	**0,00022**	**0,00048**	**0,00041**	**0,00048**
Bismuth	mg/l	-	-	-	-	0,00008	0,00004	0,00007	0,00006	0,00007
Bore	mg/l	5	28	-	-	0,041	0,011	0,015	0,013	0,013
Cadmium	mg/l	0,0491 [e]	0,2053 [e]	Dureté (mg $CaCO_3$/L): < 5,3 : 0,00011 > 5,3 : [q]	0,00004 [r]	0,000016	0,000011	*0,000045*	*0,000043*	*0,000045*
Chrome	mg/l	CrVI : 0,011 CrIII : 0,01307 [e]	CrVI : 0,016 CrIII : 0,27353 [e]	-	CrVI: 0,001 CrIII: 0,0089 [s]	0,0005	0,0003	0,0013	0,0005	0,0006
Cobalt	mg/l	0,1	0,37	-	-	0,0002	0,0003	0,0020	0,0012	0,0013
Cuivre	mg/l	0,001304 [e]	0,001599 [e]	-	0,002 [t]	**0,00144**	0,00096	***0,00373***	***0,00348***	***0,00371***
Étain	mg/l	-	-	-	-	0,0002	0,0004	0,0009	0,0007	0,0008
Fer	mg/l	1,300 [h,i]	-	-	0,3	0,150	0,125	*0,769*	*0,750*	*0,779*
Lithium	mg/l	0,44	0,91	-	-	0,025	0,013	0,032	0,025	0,028
Manganèse	mg/l	0,25531 [e]	0,5509 [e]	-	-	0,013	0,012	0,052	0,049	0,052
Mercure	mg/l	0,00091 [j]	0,0016 [j]	-	0,000026 [u]	0,000017	0,000020	*0,000066*	*0,000060*	*0,000063*
Molybdène	mg/l	3,2	2,9	-	0,073 [v]	0,00037	0,00039	0,00237	0,00229	0,00240
Nickel	mg/l	0,007436 [e]	0,06689 [e]	-	0,025 [w]	0,0010	0,0009	0,0035	0,0033	0,0035
Plomb	mg/l	0,0001697 [e,k]	0,004354 [e,k]	-	0,001 [x]	**0,00020**	0,00008	**0,00025**	**0,00024**	**0,00025**
Sélénium	mg/l	0,005 [l]	0,062 [l]	-	0,0001	*0,00016*	*0,00018*	*0,00025*	*0,00041*	*0,00041*
Strontium	mg/l	21	40	-	-	0,0089	0,0052	0,0239	0,0228	0,0240
Thallium	mg/l	0,0072	0,047	-	0,0008	0,000016	0,000042	0,000296	0,000289	0,000301
Titanium	mg/l	-	-	-	-	0,00133	0,00040	0,00077	0,00070	0,00071
Tungstène	mg/l	-	-	-	-	0,0001	0,0004	0,0026	0,0025	0,0026
Uranium	mg/l	[m]	[m]	0,033	0,015	0,0039	0,0019	0,0045	0,0036	0,0042
Vanadium	mg/l	0,012	0,11	-	-	0,00040	0,00048	0,00257	0,00246	0,00254
Yttrium	mg/l	-	-	-	-	0,00163	0,00047	0,00098	0,00091	0,00092
Zinc	mg/l	0,01703 [e]	0,01703 [e]	-	0,03	0,004	0,003	0,013	0,012	0,013

LÉGENDE

GRAS	Résultat supérieur au CVAC
GRAS	Résultat supérieur au CVAA
Italique et souligné	Résultat supérieur à la recommandation du CCME pour une exposition à long terme
Italique et double souligné	Résultat supérieur à la recommandation du CCME pour une exposition à court terme

NOTES

Les notes relatives aux critères peuvent être consultées à l'annexe 4.1.

[1] MDDEFP (Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs). 2013b. Critères de qualité de l'eau de surface. 3e édition. Québec. Direction de l'état de l'environnement. 510 pages +

[2] CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 2014. Tableau sommaire des Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique. Site Internet visité le 27 octobre 2014 [http://st-ts.ccme.ca/fr/index.html].

Malgré les considérations susmentionnées, compte tenu du faible ratio entre les concentrations prédites et les critères et recommandations applicables au milieu récepteur, le respect de ceux-ci sera réalisé à une très faible distance du point de rejet dans le lac des Montagnes.

5.2 Cuivre

Les concentrations prédites pour les années 16, 20 et 26 sont respectivement de 0,00373 mg/l, 0,00348 mg/l et 0,00371 mg/l, ce qui est supérieur aux critères de toxicité aiguë (0,001599 mg/l) et chronique (0,001304 mg/l) du MDDELCC et à la recommandation de protection de la vie aquatique du CCME (0,002 mg/l). Ces concentrations sont cependant largement inférieures à la norme de la Directive 019 et à la limite permise par le REMM (0,3 mg/l dans les deux cas).

Il importe toutefois de noter que les eaux souterraines ont montré en 2014 une concentration moyenne en cuivre (0,0061 mg/l) supérieure aux critères de toxicité aiguë et chronique du MDDELCC. En fait, la présence de cuivre dans les eaux souterraines est en bonne partie responsable de la présence de cuivre dans l'effluent. Ainsi, les eaux d'infiltration dans la fosse sont responsables de 74,5 %, 78,4 % et 76,7 % de la charge total en cuivre prédite pour les années 16, 20 et 26, respectivement.

Il est donc scientifiquement raisonnable d'affirmer que ces dépassements des critères de toxicité du MDDELCC et de la recommandation du CCME pour le cuivre sont naturels puisqu'essentiellement causés par des teneurs naturellement élevées dans les eaux souterraines.

Malgré les considérations susmentionnées, compte tenu du faible ratio entre les concentrations prédites et les critères et recommandations applicables au milieu récepteur (toxicité chronique et CCME), le respect de ceux-ci sera réalisé à une très faible distance du point de rejet dans le lac des Montagnes.

De plus, puisque les dépassements du critère de toxicité aiguë ne sont anticipés qu'à partir de l'année 16, le plan de suivi de la qualité de l'effluent final permettra de suivre dès le début des activités d'exploitation minière la teneur en cuivre de sorte que toute tendance indicatrice d'un éventuel dépassement récurrent du critère de qualité pour le cuivre sera détectée avant qu'il ne survienne. Pour ce faire, considérant que la principale source de contamination en cuivre est les eaux d'infiltration dans la fosse, un suivi périodique au site de pompage des eaux de la fosse, donc en amont du bassin d'eau de mine, sera mis en place dès le début des activités d'extraction minière et de maintien à sec. On notera finalement que, conformément aux engagements pris par Nemaska Lithium auprès du COMEX, une unité de traitement des eaux sera installée au bassin d'eau de mine de manière préventive et que celle-ci pourra, au besoin, rapidement être mise en fonction.

5.3 Béryllium

Les concentrations prédites varient de 0,00022 mg/l à l'an 7 à 0,00048 mg/l aux années 16 et 26, ce qui est supérieur aux critères de toxicité aiguë (0,000064 mg/l) et de toxicité chronique (0,0000071 mg/l) du MDDELCC. Il est à noter qu'il n'existe pas de recommandation du CCME pour ce paramètre. Il n'existe pas non plus de norme pour ce paramètre dans la Directive 019, ni de limite permise dans le REMM.

Il est cependant à noter que les eaux de surface du secteur de la mine ont montré en 2014 une concentration médiane en béryllium (0,0000115 mg/l) supérieure au critère de toxicité chronique. La concentration moyenne mesurée dans les eaux souterraine (0,00026 mg/l) est elle-aussi plus grande que les critères de toxicité chronique et aiguë. En fait, la présence de béryllium dans les eaux du milieu naturel est en bonne partie responsable de la présence de béryllium dans l'effluent. Ainsi, pour l'année 16, les eaux d'infiltration sont responsables de 24,5 % de la charge totale de béryllium prévue à l'effluent final. Les matériaux frais et âgés déposés sur la halde de co-disposition contribuent respectivement à 60,3 % et 14,6 % de la charge totale.

Il est de plus primordial de noter que toutes les concentrations de béryllium mesurées lors de l'ensemble des essais cinétiques réalisés sur les stériles de type gabbro et basalte (PAG et non PAG) de même que lors des derniers cycles de l'essai réalisé sur les stériles de type pegmatite ont été inférieures au seuil de détection analytique (0,00002 mg/l). Même l'utilisation d'une valeur par défaut équivalente à la moitié de ce seuil (0,00001 mg/l) a pour effet d'augmenter de manière artificielle la charge totale, et ce au-delà des critères de toxicité aiguë et chronique du MDDELCC.

Il est donc scientifiquement raisonnable d'affirmer que ces dépassements de critères pour le béryllium sont naturels puisqu'essentiellement causés par des teneurs naturellement élevées dans les eaux de surface et souterraines ainsi que par des teneurs « gonflées » dans les lixiviats associés aux stériles. En fait, la seule source de béryllium réellement associée au projet Whabouchi correspond aux lixiviats obtenus avec les résidus miniers. Or, lors de la modélisation et à titre d'essai, cette teneur associée aux résidus miniers a été éliminée afin de déterminer son influence réelle sur la qualité anticipée à l'effluent final, ce qui a permis de confirmer que les dépassements modélisés étaient bel et bien causés par les teneurs utilisées pour les eaux de surface et souterraines ainsi que pour les stériles, et non pas par celle associée aux résidus miniers produits dans le cadre du projet Whabouchi.

Par ailleurs, il n'existe malheureusement pas de recommandation canadienne ou de critère de l'US EPA pour ce paramètre. En fait, le critère de toxicité chronique du MDDELCC est très sévère (0,0000071 mg/l pour une dureté de 10 mg$CaCO_3$/l) et est basé sur une équation publiée par le Michigan Department of Environment Quality (MDEQ) en 2008. La justification de l'équation du MDEQ ne semble toutefois pas disponible.

Le critère obtenu pour une faible dureté (0,0000071 mg/l) est beaucoup plus sévère que le critère de toxicité chronique édicté par le ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique en 2006

(0,0053 mg/l) (British Columbia Ministry of Environment, 2006). Ce dernier critère a été retenu par le ministère de l'Environnement de la Nouvelle-Écosse pour l'établissement des critères environnementaux pour les sites contaminés (Nova Scotia Environment, April 2014). Ce même critère a également été retenu par l'État de l'Oregon (Oregon Department of Environmental Quality, April 2014) et par l'État du Missouri (Department of Natural Resources, January 2014). En fait ce critère de 0,0053 mg/l serait basé sur les résultats obtenus par Kimball (1978) avec l'organisme *Daphnia magna* (De Beers Canada Inc., 2011).

Malgré les considérations susmentionnées relativement au critère de toxicité aiguë du MDDELCC, il importe de rappeler que ce dernier sera respecté à une faible distance du point de rejet dans le lac des Montagnes considérant le potentiel de dispersion présent à ce site (WSP, 2014). Le critère de 0,0053 mg/l est pour sa part évidemment respecté avant même le rejet de l'effluent dans le milieu récepteur.

5.4 Plomb

Les concentrations prédites pour les années 16, 20 et 26 varient de 0,00024 mg/l à 0,00025 mg/l, ce qui est légèrement supérieur aux critères de toxicité chronique (0,00017) mg/l, mais largement inférieur au critère de toxicité aiguë (0,00435 mg/l) du MDDELCC. Ces concentrations prédites sont de plus inférieures à la recommandation de protection de la vie aquatique du CCME (0,001 mg/l), ainsi qu'à la norme de la Directive 019 et à la limite permise par le REMM (0,2 mg/l dans les deux cas).

Il importe de noter que les eaux souterraines ont montré en 2014 une concentration moyenne en plomb (0,00041 mg/l) supérieure au critère de toxicité chronique. En fait, la présence de plomb dans les eaux souterraines est en bonne partie responsable de la présence de plomb dans l'effluent. Ainsi, les eaux d'infiltration dans la fosse sont responsables de 73,8 % à 77,6 % de la charge totale en plomb prédite pour les années 16, 20 et 26.

Il est donc scientifiquement raisonnable d'affirmer que ces dépassements du critère de toxicité chronique du MDDELCC pour le plomb sont naturels puisqu'essentiellement causés par des teneurs naturellement élevées dans les eaux de surface et souterraines.

Malgré les considérations susmentionnées relativement au critère de toxicité chronique, compte tenu du faible ratio entre les concentrations prédites et le critère provincial, le respect de ce dernier sera réalisé à une très faible distance du point de rejet dans le lac des Montagnes.

5.5 Cadmium

Les concentrations prédites (maximum de 0,000045 mg/l) sont largement inférieures aux critères du MDDELCC et similaires à la recommandation de protection de la vie aquatique du CCME (0,00004 mg/l). Il peut donc être conclu que la capacité de dilution du milieu permettra d'aisément respecter le critère du CCME.

5.6 Mercure

Les concentrations prédites pour les années 16, 20 et 26 (de 0,000060 mg/l à 0,000066 mg/l) sont largement inférieures aux critères du MDDELCC, mais supérieures à la recommandation de protection de la vie aquatique du CCME (0,000026 mg/l). Il n'existe pas de norme pour ce paramètre dans la Directive 019, ni de limite permise dans le REMM.

Il est cependant à noter que les eaux souterraines ont montré en 2014 une concentration moyenne en mercure (0,000089 mg/l) supérieure à la recommandation du CCME. Ainsi, pour l'année 16, les eaux d'infiltration sont responsables de 62,0 % de la charge totale de mercure prévue à l'effluent final. Les matériaux frais et âgés déposés sur la halde de co-disposition ne contribuent respectivement qu'à 11,5 % et 18,8 % de la charge totale.

À ce propos, on remarquera que toutes les concentrations de mercure mesurées lors des premiers cycles des essais cinétiques réalisés sur tous les types de matériaux, de même que lors des derniers cycles de l'essai réalisé sur les stériles de type gabbro et basalte (non PAG), ont été inférieures au seuil de détection analytique (0,0001 mg/l). Même l'utilisation d'une valeur par défaut équivalente à la moitié de ce seuil (0,00005 mg/l) a pour effet d'augmenter de manière artificielle la charge totale. En fait, cette valeur par défaut est elle-même supérieure à la recommandation du CCME (0,000026 mg/l).

Il est donc scientifiquement raisonnable d'affirmer que ces dépassements de la recommandation du CCME pour le mercure sont naturels puisqu'essentiellement causés par des teneurs naturellement élevées dans les eaux souterraines ainsi que par des teneurs « gonflées » dans les lixiviats associés aux matériaux miniers.

Malgré les considérations susmentionnées relativement à la recommandation canadienne, compte tenu du faible ratio entre les concentrations prédites et la recommandation du CCME, le respect de cette dernière sera réalisé à une très faible distance du point de rejet dans le lac des Montagnes.

5.7 Sélénium

Les concentrations prédites (de 0,00016 mg/l à 0,00041 mg/l) sont largement inférieures aux critères du MDDELCC, mais supérieures à la recommandation de protection de la vie aquatique du CCME (0,0001 mg/l). Il n'existe pas de norme pour ce paramètre dans la Directive 019, ni de limite permise dans le REMM.

Il est cependant à noter que les eaux souterraines ont montré en 2014 une concentration moyenne en sélénium (0,00045 mg/l) supérieure à la recommandation du CCME. Ainsi, pour l'année 26, les eaux d'infiltration sont responsables de 49,7 % de la charge totale de béryllium prévue à l'effluent final. Les matériaux frais et âgés déposés sur la halde de co-disposition contribuent respectivement à 7,8 % et 30,8 % de la charge totale.

À ce propos, il importe de noter que toutes les concentrations de sélénium mesurées lors de l'ensemble des essais cinétiques réalisés sur les tous les types de matériaux (sauf pour les premiers cycles de rinçage de l'essai réalisé sur les résidus) ont été inférieures au seuil de détection analytique (0,001 mg/l). Même l'utilisation d'une valeur par défaut équivalente à la moitié de ce seuil (0,0005 mg/l) a pour effet d'augmenter de manière artificielle la charge totale. En fait, cette valeur par défaut est elle-même supérieure à la recommandation du CCME (0,0001 mg/l).

Il est donc scientifiquement raisonnable d'affirmer que ces dépassements de la recommandation du CCME pour le sélénium sont naturels puisqu'essentiellement causés par des teneurs naturellement élevées dans les eaux souterraines ainsi que par des teneurs « gonflées » dans les lixiviats associés aux matériaux miniers.

Malgré les considérations susmentionnées relativement à la recommandation canadienne, compte tenu du faible ratio entre les concentrations prédites et la recommandation du CCME, le respect de cette dernière sera réalisé à une très faible distance du point de rejet dans le lac des Montagnes.

5.8 Fer

Les concentrations prédites pour les années 16, 20 et 26 (de 0,750 mg/l à 0,779 mg/l) sont inférieures au critère de toxicité chronique du MDDELCC (1,3 mg/l) et à la norme de la Directive 019 (3,0 mg/l), mais elles sont supérieures à la recommandation de protection de la vie aquatique du CCME (0,3 mg/l). Il est cependant à noter que les eaux souterraines ont montré en 2014 une concentration moyenne en fer (1,615 mg/l) supérieure à la recommandation du CCME. Ainsi, pour les années 16, 20 et 26, les eaux d'infiltration sont responsables de 95,6 %, 96,4 % et 96,6 % de la charge totale de fer prévue à l'effluent final.

Il est donc scientifiquement raisonnable d'affirmer que ces dépassements de la recommandation du CCME pour le fer sont naturels puisqu'exclusivement causés par des teneurs naturellement élevées dans les eaux souterraines.

Malgré les considérations susmentionnées relativement à la recommandation canadienne, compte tenu du faible ratio entre les concentrations prédites et la recommandation du CCME, le respect de cette dernière sera réalisé à une très faible distance du point de rejet dans le lac des Montagnes.

5.9 Composés azotés

La concentration en azote ammoniacal à l'effluent dépend principalement du tonnage de minerai et de stériles extrait et du débit total à l'effluent final. Ainsi, la concentration prévue est de 2,69 mg/l à l'an 7 et de 2,75 mg/l à l'an 10.

Si l'on considère que le milieu récepteur est à une température d'environ 5 °C et a un pH d'environ 6,6, le critère de toxicité aiguë du MDDELCC applicable serait de 26 mg/l, alors que le critère de toxicité chronique serait de 1,9 mg/l. Le critère de protection de la vie aquatique du CCME pour ces mêmes

conditions est de 39,72 mg/l. On remarquera par ailleurs que même si la température à considérer dans le calcul de ce critère venait à augmenter de 10 °C (en été, par exemple), lesdits critères du MDDELCC ne varieraient que très peu, passant alors à 24 mg/l et 1,8 mg/l respectivement.

On notera que les eaux d'infiltration dans la fosse constituent la principale source d'azote ammoniacal puisqu'en contact avec le site des sautages. À ce sujet, la présence de deux bassins ouverts entre la fosse à ciel ouvert et le rejet de l'effluent final dans le lac des Montagnes, soit un premier au fond de la fosse au site de pompage des eaux d'infiltration et un second au bassin d'eau de mine, doit être remarquée. Il est en effet reconnu que l'une des méthodes les plus efficaces pour traiter un effluent contenant des teneurs en azote ammoniacal supérieures aux critères applicables est sa dégradation naturelle par la mise en place d'un réseau de bassins ouverts au sein desquels l'azote ammoniacal pourra s'oxyder (Hatch, 2014). La durée associée au parcours des eaux d'infiltration entre la fosse et le rejet dans le lac des Montagnes, bien que très difficilement quantifiable avec précision à cette étape, peut être qualifiée de significative, tout particulièrement considérant la capacité du bassin d'eau de mine qui est de 26 000 m³.

Finalement, compte tenu du très faible ratio entre les concentrations prédites et le critère de toxicité chronique du MDDELCC, le respect de ce dernier sera réalisé à une très faible distance du point de rejet dans le lac des Montagnes.

Tout comme pour l'azote ammoniacal, la concentration en nitrates à l'effluent est principalement dépendante du tonnage de minerai et de stériles extraits et du débit total à l'effluent final. Ainsi, la concentration prédite est de 9,27 mg/l à l'an 7 et de 9,48 mg/l à l'an 10. Ces concentrations, tout comme celles prédites pour l'an 1 (3,91 mg/l) et pour l'an 16 (3,49 mg/l), sont supérieures au critère de toxicité chronique (2,9 mg/l) du MDDELCC. Ces concentrations sont cependant inférieures aux recommandations du CCME pour le long terme (13,0 mg/l) et pour le court terme (550 mg/l).

Ici encore, compte tenu du faible ratio entre les concentrations prédites et le critère de toxicité chronique du MDDELCC, le respect de ce dernier sera réalisé à une très faible distance du point de rejet dans le lac des Montagnes.

La présence de nitrates et d'azote ammoniacal pourrait potentiellement, du moins théoriquement, causer une certaine eutrophisation dans le milieu récepteur. Toutefois, dans la pratique, dans les lacs des zones tempérés, il est démontré que le phosphore est le véritable facteur limitant au développement de l'eutrophisation, et non pas l'azote. En effet, dans le cadre d'une étude réalisée dans le *Experimental Lakes Area*, dans le nord-ouest de l'Ontario, l'ajout d'acide nitrique dans un lac n'a pas résulté à lui seul en l'apparition du phénomène d'eutrophisation (Schindler *et al.*, 2008; Schindler, 2012).

Dans le cadre du projet Whabouchi, le milieu récepteur, soit le lac des Montagnes, a montré des concentrations en phosphore très faibles, variant de 8 µg/l à 9 µg/l. Les contenus environnementalement disponibles en phosphore (digestion partielle) des matériaux du projet Whabouchi sont eux-aussi très

faibles : basalte (0,032 %), gabbro (0,028 %), stériles de type pegmatite (0,007 %), minerai (0,0185 %) et résidus (0,0150 %) (Roche, 2014, Lamont, 2013).

Le phosphore n'a pas été mesuré lors des caractérisations des eaux souterraines de 2012 et de de 2014, ni lors des tests cinétiques réalisés en 2012. Par contre, des tests de lixiviation statique de type SPLP simulant les pluies acides réalisés sur divers matériaux ont montré des concentrations en phosphore de <9 µg/l pour les résidus (Lamont, 2013) et variant entre 18,3 µg/l et 21,5 µg/l pour les divers types de stériles (Roche, 2014).

Considérant le fait que les tests statiques sont beaucoup plus sévères que les tests cinétiques, lesquels sont eux-mêmes beaucoup plus sévères que les conditions réelles de terrain, et que divers facteurs de correction doivent être inclus pour la grosseur des particules, l'intensité de contact entre la solution lixiviante et le solide ainsi que la température, il est scientifiquement raisonnable d'affirmer que les concentrations de phosphore dans l'effluent final seront très faibles.

Dans ce contexte, il n'y a pas lieu de craindre que le rejet de l'effluent final dans le milieu récepteur qu'est le lac des Montagnes cause quelque eutrophisation que ce soit.

6 Conclusion

Le mode de gestion des eaux et des matériaux issus de l'exploitation minière retenu pour le projet Whabouchi (ex. utilisation d'émulsions, recirculation des eaux de procédé) permet de réduire les teneurs en contaminants dans l'effluent minier final.

En effet, à la lumière des résultats de la présente modélisation, les exigences de rejet d'un effluent minier final prescrites par la Directive 019 sur l'industrie minière et le *Règlement sur les effluents des mines de métaux* (REMM) sont respectées dans tous les cas, de sorte qu'aucun dépassement des critères applicables à l'effluent minier n'est anticipé.

Par ailleurs, considérant les concentrations prédites, il est scientifiquement raisonnable d'affirmer que l'effluent final ne montrera pas de toxicité pour les divers organismes utilisés lors des essais de toxicité qui seront réalisés dans le cadre du programme de suivi environnemental du projet Whabouchi.

De plus, une comparaison, à titre indicatif, des concentrations anticipées à l'effluent final avec les critères applicables au milieu récepteur (lac des Montagnes) a été réalisée. Pour la vaste majorité des paramètres, les concentrations prédites sont inférieures aux critères de toxicité aiguë et/ou de toxicité chronique du MDDELCC ainsi qu'aux recommandations de protection de la vie aquatique du CCME.

Toutefois, certains dépassements de critères ont été observés pour divers paramètres. Dans tous les cas, il importe de noter que ces dépassements ont principalement pour cause des teneurs naturellement élevées dans les eaux de surface et/ou souterraines du secteur.

En effet, les données de qualité des eaux de surface et souterraines utilisées dans le cadre de cette modélisation – lesquelles sont basées sur les travaux de terrain réalisés en 2014 avec des méthodes et des limites de détection conformes aux exigences des autorités provinciales et fédérales – dépassent dans bien des cas naturellement les critères applicables à la qualité des eaux dans le milieu récepteur. Ces critères de protection de la vie aquatique sont tirés des recommandations canadiennes pour la qualité des eaux du CCME (2014) et des critères de qualité des eaux de surface du MDDELCC (MDDEFP, 2013b).

Il est de plus primordial de noter que certaines concentrations de béryllium, de mercure et de sélénium mesurées lors des essais cinétiques réalisés sur les divers types de stériles et/ou les résidus miniers ont été inférieures aux seuils de détection analytique applicables. Même l'utilisation d'une valeur par défaut équivalente à la moitié de ces seuils a eu pour effet d'augmenter de manière artificielle la charge totale, et ce au-delà des critères et/ou recommandations applicables.

Il est donc scientifiquement raisonnable d'affirmer que les dépassements de critères et/ou recommandations susmentionnés sont principalement naturels puisque, à tout le moins en partie, causés par des teneurs déjà élevées dans les eaux de surface et/ou souterraines. De plus, dans certains cas,

des teneurs « gonflées » (valeurs par défaut) dans les lixiviats associés aux stériles et/ou résidus miniers ont mené à des dépassements artificiels des critères et recommandations applicables.

Par exemple, dans le cas du béryllium, la seule source de ce contaminant réellement associée au projet Whabouchi correspond aux lixiviats obtenus avec les résidus miniers. Or, lors de la modélisation et à titre d'essai, cette teneur associée aux résidus miniers a été éliminée afin de déterminer son influence réelle sur la qualité anticipée à l'effluent final, ce qui a permis de confirmer que les dépassements modélisés étaient bel et bien causés par les teneurs utilisées pour les eaux de surface et souterraines ainsi que pour les stériles, et non pas par celle associée aux résidus miniers produits dans le cadre du projet Whabouchi. Ces résultats démontrent que les dépassements observés pour le béryllium ne sont en fait pas causés par le projet Whabouchi. À ce propos, on remarquera que les eaux souterraines naturellement présentes dans le secteur atteignent déjà naturellement le lac des Montagnes (phénomène de recharge depuis la nappe souterraine).

Pour sa part, le cuivre représente le seul paramètre pour lequel un dépassement du critère de toxicité aiguë du MDDELCC est anticipé et causé, à tout le moins en partie, par le projet Whabouchi. Dans ce cas particulier, puisque ces dépassements ne sont anticipés qu'à partir de l'année 16, le plan de suivi de la qualité de l'effluent final permettra de suivre dès le début des activités d'exploitation minière la teneur en cuivre. En effet, de cette façon, toute tendance indicatrice d'un éventuel dépassement récurrent du critère de qualité pour le cuivre sera détectée avant qu'il ne survienne.

Pour ce faire, considérant que les eaux d'infiltration dans la fosse sont la principale source de contamination en cuivre, un suivi périodique au site de pompage des eaux de la fosse, donc en amont du bassin d'eau de mine, sera mis en place dès le début des activités d'extraction minière et de maintien à sec.

On notera finalement que, conformément aux engagements pris par Nemaska Lithium auprès du COMEX, une unité de traitement des eaux sera installée au bassin d'eau de mine de manière préventive et que celle-ci pourra, au besoin, rapidement être mise en fonction.

Finalement, conformément à la méthodologie applicable reconnue par le MDDELCC (MDDEP, 2007), la présence d'une zone de mélange permettra aisément le respect des critères applicables dans le milieu récepteur. Une étude de modélisation du panache de dispersion de l'effluent minier au site retenu pour son rejet a par ailleurs été réalisée par WSP (2014). On remarquera à ce sujet que les conclusions de cette étude indiquent un potentiel de dispersion significatif de l'effluent final au site de rejet retenu.

À la cessation des activités de production de la mine, le pompage des eaux d'infiltration de la fosse sera arrêté et aucun matériel frais ne sera produit. Puisque ces deux sources de contaminants sont de loin les plus importantes, les concentrations de contaminants à l'effluent final seront extrêmement faibles lors des phases de remise en état et de suivi post-fermeture.

7 Références

British Columbia Ministry of Environment. 2006. A Compendium of Working Water Quality Guidelines for British Columbia.

CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 2014. Tableau sommaire des Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique. Site Internet visité le 27 octobre 2014 [http://st-ts.ccme.ca/fr/index.html].

De Beers Canada Inc. 2011. Gahcho Kué Project Environmental Impact Statement. Appendix 8.IV Derivation of Chronic Effects Benchmarks (Aquatic Effects).

EcoMetrix Inc. 2011. Geochemical Assessment of Mine Components and the Marathon PGM-Cu Project. Stillwater Canada Inc. Pagination multiple.

Environnement Canada. 2012. Normales climatiques au Canada 1971-2000. Stations météorologiques de Matagami, Chapais et Grande-Rivière. En ligne : [http://climat.meteo.gc.ca]

Environnement Canada. 2014. Règlement sur les effluents des mines de métaux. 56p.

Golder Associates. 2013a. Results of the Water Balance and Water Quality Models for the Whabouchi Lithium Mine – Nemaska Lithium Inc. 47 p. + annexes.

Golder Associates. 2013b. Mine Site Water Quality Predictive Model – Dumont Project, Quebec. Royal Nickel Corporation. 34 p. + annexes.

Golder Associates. 2013c. Mine Quality Modelling Report – Côté Gold Project. IAMGOLD. 29 p. + annexes.

Hatch. 2014. Study to Identify BATEA for the Management and Control of Effluent Quality from Mines. MEND Report 3.50.1. Mining Association of Canada and Mine Environmental Neutral Drainage Program. 527 p. + annexes

Lorax. 2013. Pit Wall Source Terms. *In* : Source Environmental Associates Inc. Water Quality Model Predictions. Appendix 8. Casino Copper and Gold. Pagination multiple.

Lorax. 2014. Brucejack Gold Project: Water Quality Predictions for Construction, Operation and Post-Closure Mine Phases. Pretivm Exploration Inc. Pagination multiple.

Marshland Environmental Associates. 2012. Casino Pit Lake Preliminary Water Quality Model for mine Closure – Pit-Wall Loading Rate Correction Factors. Casion Project. Casino Copper and Gold. Technical Memorandum. 18 p.

MDDEEFP. 2012. Directive 019 sur l'industrie minière. Version mars 2012. 95 p.

MDDEFP (Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs). 2013b. Critères de qualité de l'eau de surface. 3e édition. Québec. Direction de l'état de l'environnement. 510 pages + annexes.

MDDEP (Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs). 2007. Document synthèse sur le calcul et l'interprétation des objectifs environnementaux de rejet, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN-978-2-550-53911-7 (PDF), 10 p. et 1 annexe.

Michigan Department of Environmental Quality. 2008. Rule 57 – Water Quality Values.

Missouri Department of Natural Resources. 2014. Division 20 Clean Water Commission – Chapter 7 Water Quality

Nova Scotia Environment. 2014. Environmental Quality Standards for Contaminated Sites.

Oregon Department of Environmental Quality. 2014. Water Quality Standards: Beneficial Uses, Policies, and Criteria for Oregon. 20 p.

pHase Geochemistry. 2009. Predicted water quality associated with development drifting at the XY Deposit Selwyn Project, Yukon Territory. Selwyn Resources. 12 p.

Rescan. 2013. Application for an Environmental Assessment Certificate/Environmental Impact Statement. KSM project. Seabridge Gold Inc. Chapter 10: Geochemistry. 62 p.

Rescan. 2014. Umwelt Open Pit Water Quality Predictions for Closure. Black River Project. Sabina Gold & Silver Corporation.

Roche. 2014. Caractérisation géochimique complémentaire. Projet Whabouchi. Étude des impacts sur l'environnement et le milieu social. Nemaska Lithium. 35 p. + 5 annexes.

Schindler, D.W., R.E. Hecky, D.L. Findlay, M.P. Stainton, B.R. Parker, M.J. Paterson, K.G. Beaty, M. Lyng et S.E.M Kasian. 2008. Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: Results of a 37-year whole-ecosystem experiment. Proceedings of the National Academy of Science. Vol. 105. No. 32. 5 p.

Schindler, D.W.. 2012. The dilemna of controlling cultural eutrophication of lakes. Proceedings of the Royal Society. 12 p.

SRK Consulting. 2013. Metal Leaching and Acid Rock Drainage Potential Characterization – Sisson Project. Northcliff Resources Ltd. 60 p. + annexes.

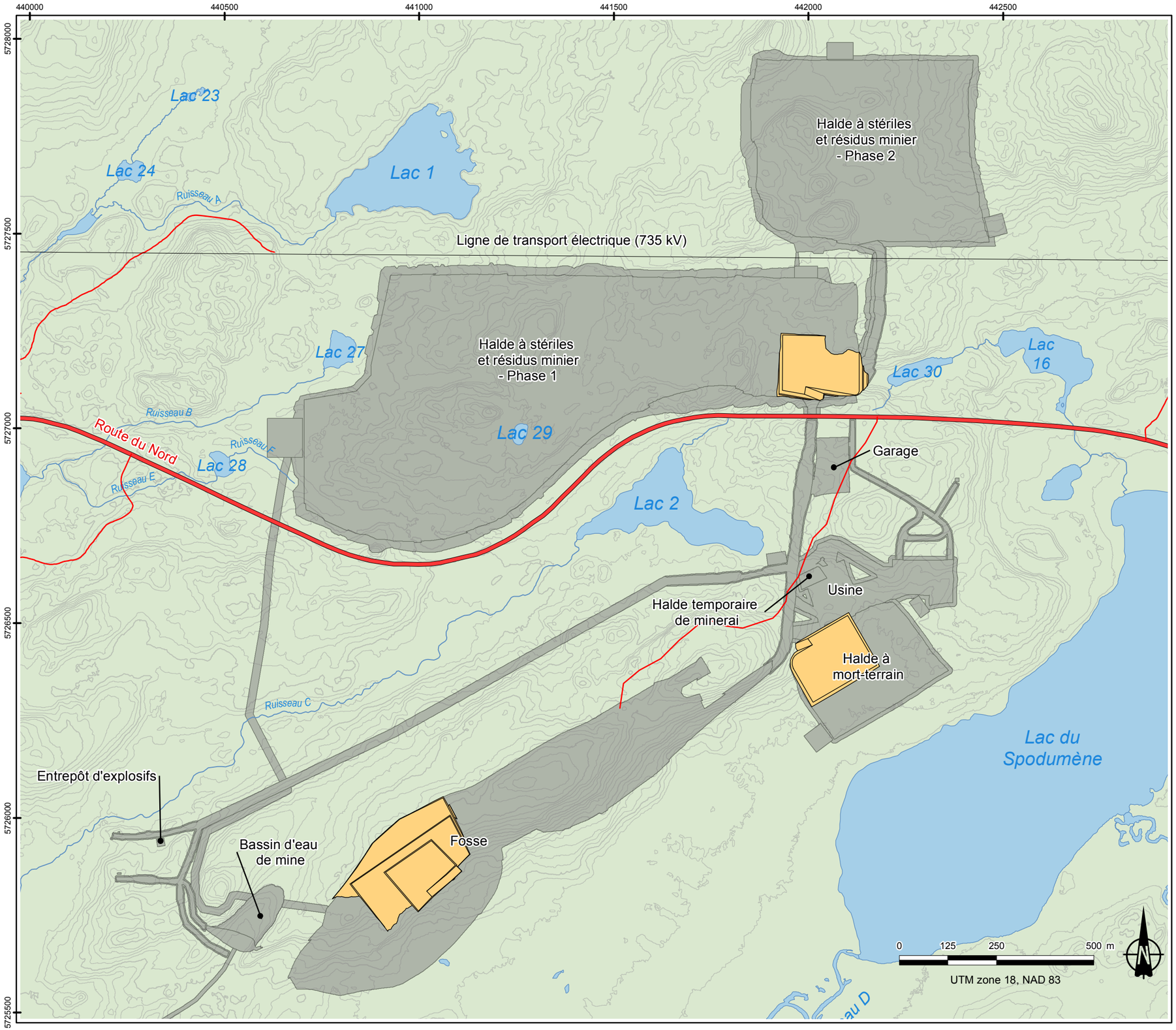
WESA. 2012a. Étude hydrogéologique, Projet Whabouchi, Nemaska Lithium. Rapport final présenté à Nemaska Lithium. dossier HB10015-00-01. 296 p.

WESA. 2012b. Étude hydrologique, Projet Whabouchi, Nemaska Lithium. Rapport final présenté à Nemaska Lithium. dossier HB10015-00-03. 63 p.Golder Associates. 2014. Results for the Water Balance and Water Quality Models for the Whabouchi Lithium Mine. Nemaska Lithium Inc. 47 pages + annexes.

WSP. 2014. Modélisation du panache de dispersion de l'effluent final. Projet Whabouchi. Nemaska Lithium. Préparé en collaboration avec Environnement Illimité et Roche Ltée, Groupe-conseil.

Annexe 2.1

Évolution de la fosse pour chaque année de production dans la présente étude



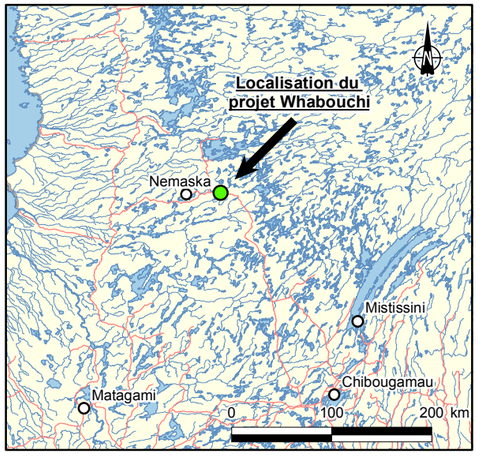
NEMASKA LITHIUM

Infrastructures existantes et projetées

- Route du Nord
- Chemin forestier
- Infrastructures projetées
- Évolution des parc à résidus et de la fosse

Environnement

- Rivière
- Lac



Projet de mine de spodumène Whabouchi

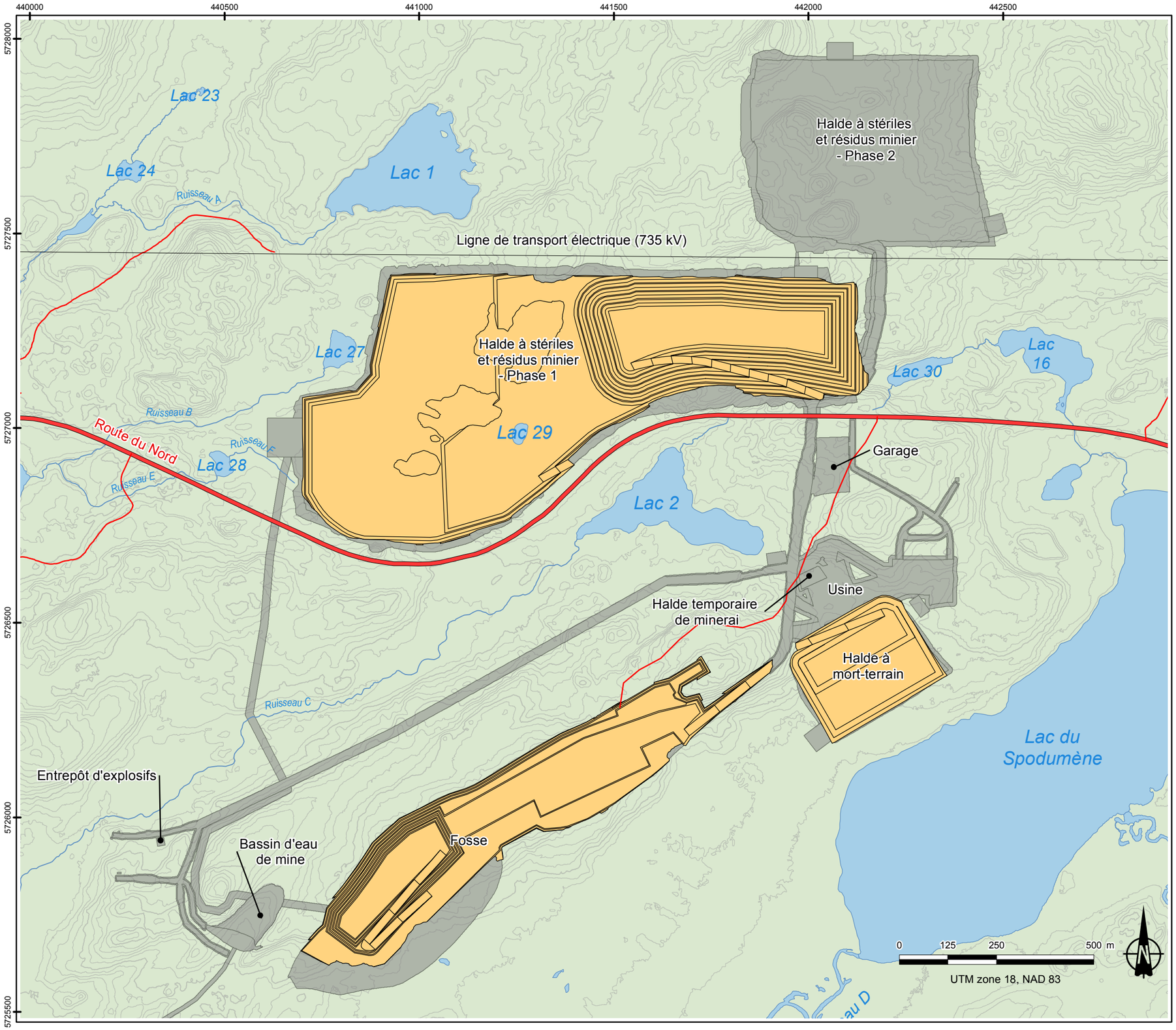
Évolution de la halde à stériles et résidus miniers et de la fosse à ciel ouvert – Année 1

ROCHE

Date: 2014-12-16
Fichier: 107034_C3-2_evol_halde_fosse_141202.mxd
Base cartographique:
BNDT, Gouvernement du Canada, 2013

Annexe 2.1.1

Emplacement: P:\pro_fac\107000\107034.001\000\CARTO\Donnees\MXD\Roche\Description_de_projet\107034_C3-2_evol_halde_fosse_141202.mxd



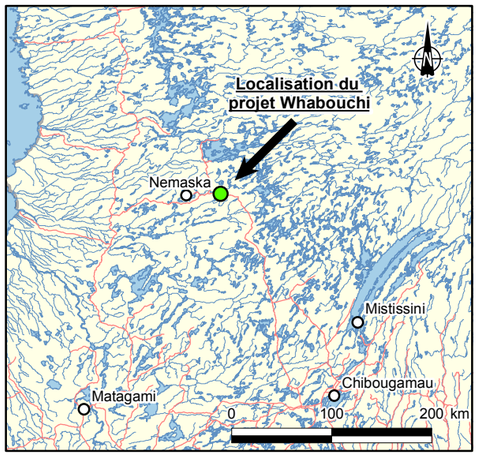
NEMASKA LITHIUM

Infrastructures existantes et projetées

- Route du Nord
- Chemin forestier
- Infrastructures projetées
- Évolution des parc à résidus et de la fosse

Environnement

- Rivière
- Lac



Projet de mine de spodumène Whabouchi

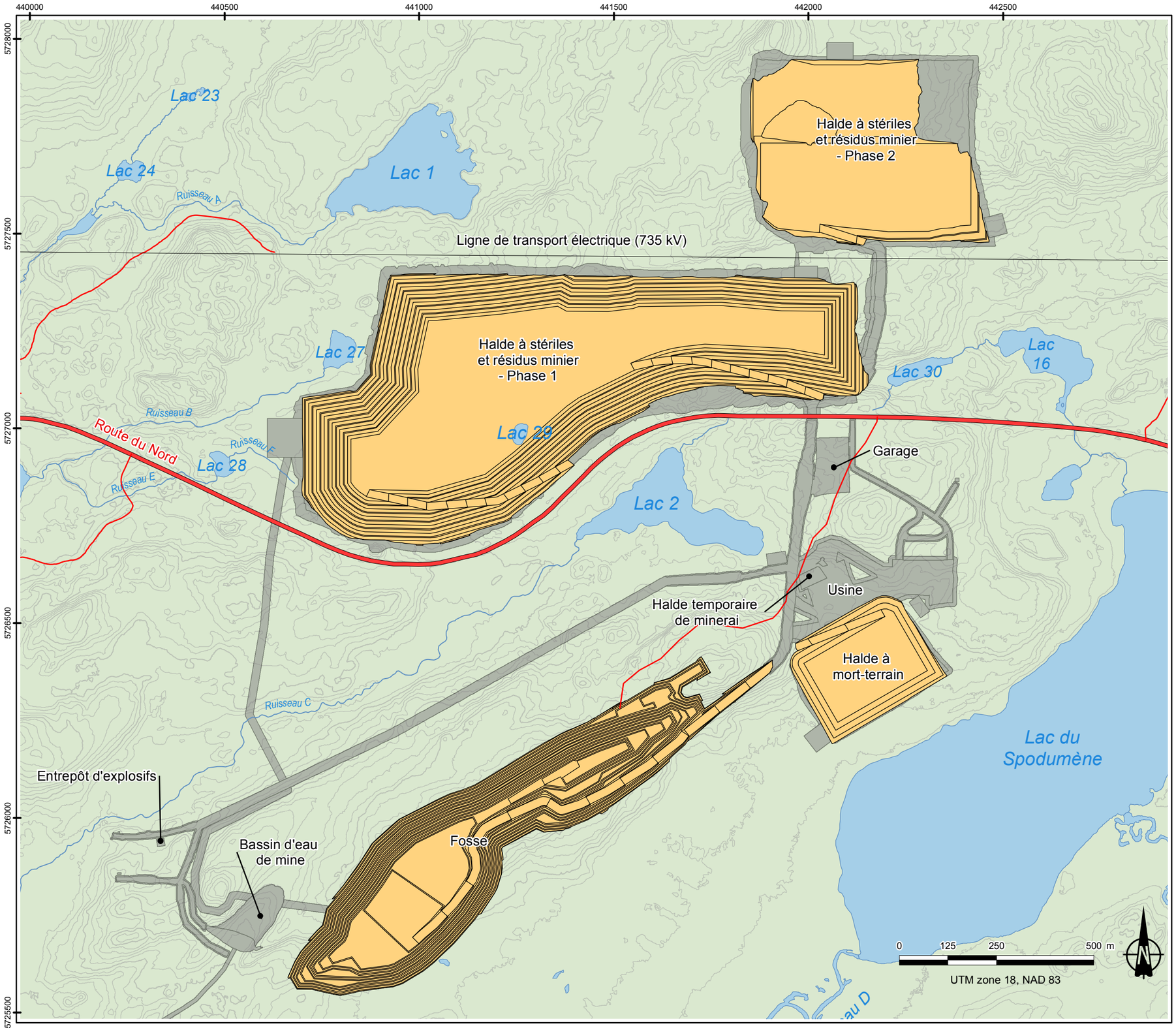
Évolution de la halde à stériles et résidus miniers et de la fosse à ciel ouvert – Année 7

ROCHE

Date: 2014-12-16
Fichier: 107034_C3-2_evol_halde_fosse_141202.mxd
Base cartographique:
BNDT, Gouvernement du Canada, 2013

Annexe 2.1.2

Emplacement: P:\pro_fac\107000\107034.001\000\CARTO\Donnees\MXD\Roche\Description_de_projet\107034_C3-2_evol_halde_fosse_141202.mxd



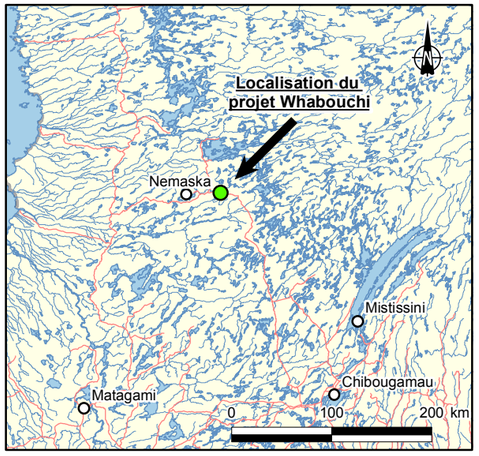
NEMASKA LITHIUM

Infrastructures existantes et projetées

- Route du Nord
- Chemin forestier
- Infrastructures projetées
- Évolution des parc à résidus et de la fosse

Environnement

- Rivière
- Lac



Projet de mine de spodumène Whabouchi

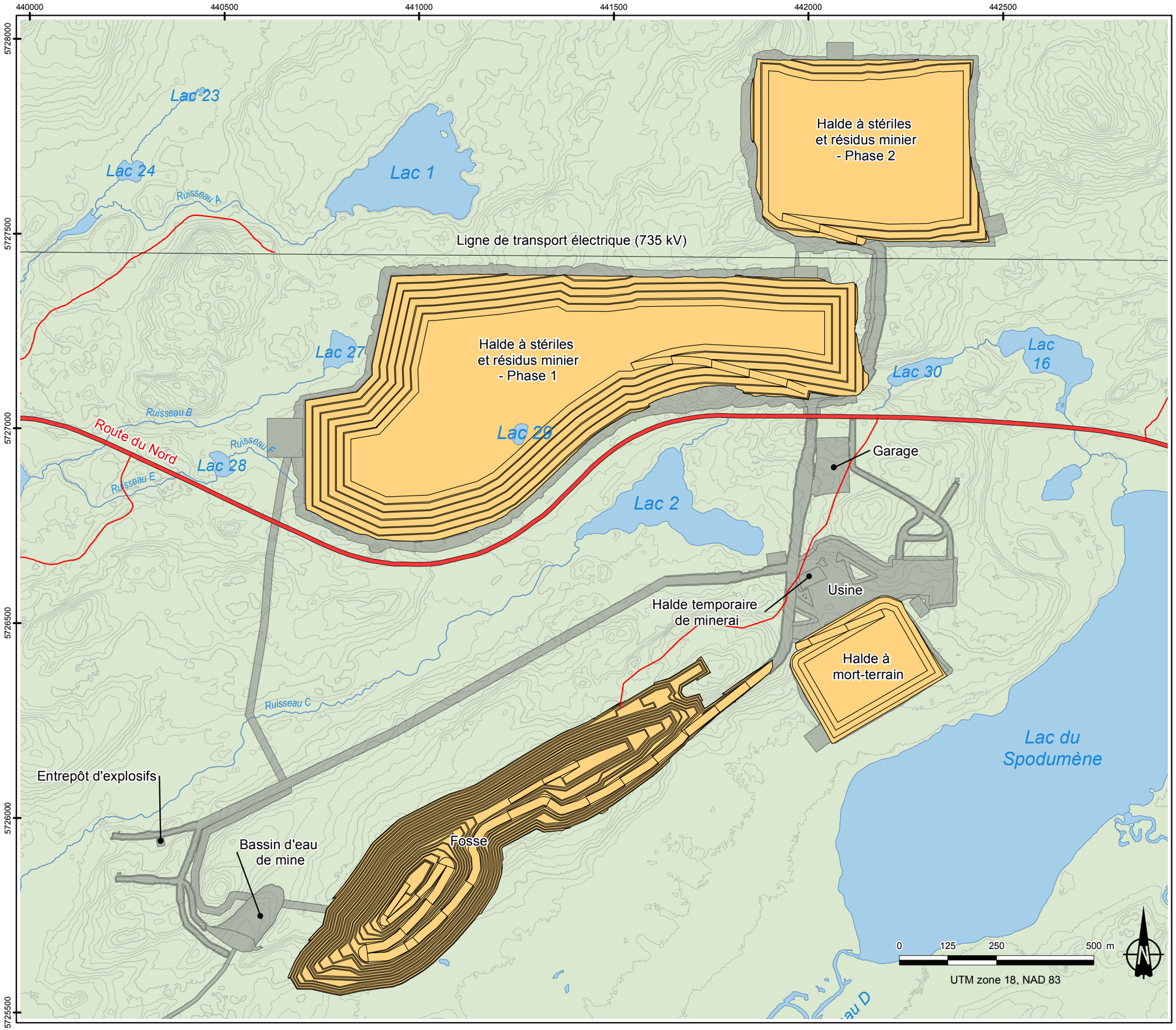
Évolution de la halde à stériles et résidus miniers et de la fosse à ciel ouvert – Année 16

ROCHE

Date: 2014-12-16
Fichier: 107034_C3-2_evol_halde_fosse_141202.mxd
Base cartographique:
BNDT, Gouvernement du Canada, 2013

Annexe 2.1.3

Emplacement: P:\pro_fac\107000\107034.001\000\CARTO\Donnees\MXD\Roche\Description_de_projet\107034_C3-2_evol_halde_fosse_141202.mxd



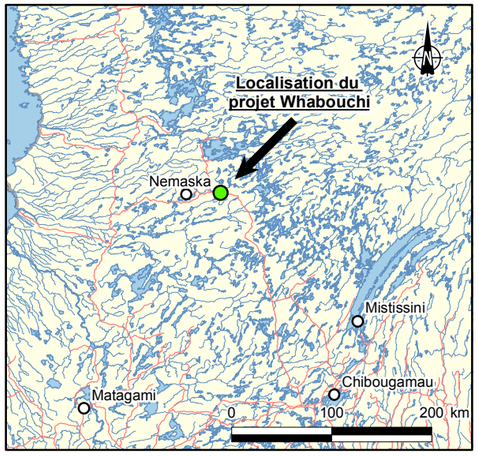
NEMASKA LITHIUM

Infrastructures existantes et projetées

- Route du Nord
- Chemin forestier
- Infrastructures projetées
- Évolution des parc à résidus et de la fosse

Environnement

- Rivière
- Lac



Projet de mine de spodumène Whabouchi

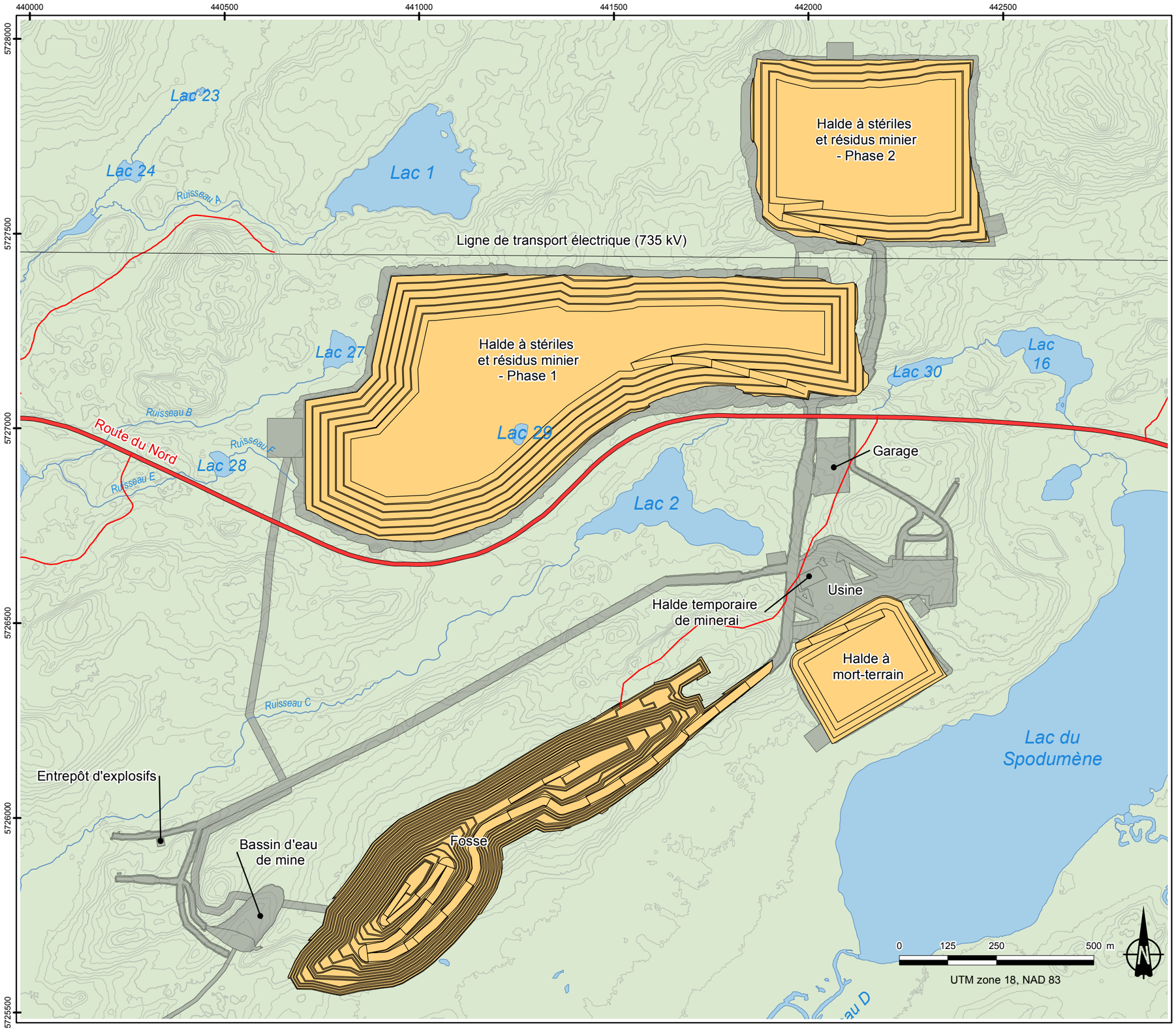
Évolution de la halde à stériles et résidus miniers et de la fosse à ciel ouvert – Année 20

ROCHE

Date: 2014-12-16
Fichier: 107034_C3-2_evol_halde_fosse_141202.mxd
Base cartographique:
BNDT, Gouvernement du Canada, 2013

Annexe 2.1.4

Emplacement: P:\pro_fac\107000\107034.001\000\CARTO\Donnees\MXD\Roche\Description_de_projet\107034_C3-2_evol_halde_fosse_141202.mxd



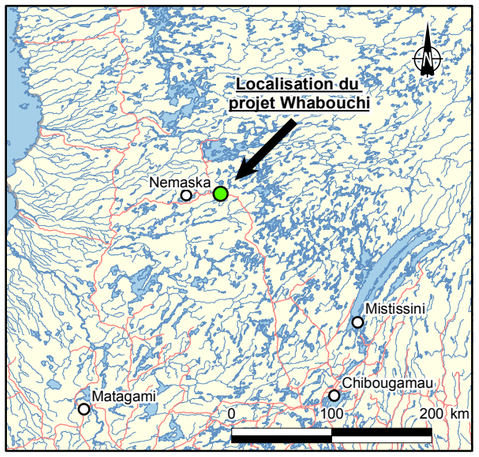
NEMASKA LITHIUM

Infrastructures existantes et projetées

- Route du Nord
- Chemin forestier
- Infrastructures projetées
- Évolution des parc à résidus et de la fosse

Environnement

- Rivière
- Lac



Projet de mine de spodumène Whabouchi

Évolution de la halde à stériles et résidus miniers et de la fosse à ciel ouvert – Année 26

ROCHE

Date: 2014-12-16
Fichier: 107034_C3-2_evol_halde_fosse_141202.mxd
Base cartographique:
BNDT, Gouvernement du Canada, 2013

Annexe 2.1.5

Emplacement: P:\pro_fac\107000\107034.001\000\CARTO\Donnees\MXD\Roche\Description_de_projet\107034_C3-2_evol_halde_fosse_141202.mxd

Annexe 4.1

Notes relatives aux critères et recommandations de qualité des eaux

Annexe 5.1 Notes relatives aux critères et recommandations pour la qualité des eaux de surface

Critère de qualité de l'eau de surface du Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDEFP, 2013b)

a Critères de toxicité chronique pour la protection de la vie aquatique d'eau douce pour l'azote ammoniacal total.

pH	Température °C																				
	0	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**	**12**	**13**	**14**	**15**	**16**	**17**	**18**	**19**	**20**
6,5	2,1	2,1	2,0	2,0	2,0	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,6	1,5	1,4	1,3	1,2
6,6	2,1	2,1	2,0	2,0	2,0	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,6	1,5	1,4	1,3	1,2
6,7	2,1	2,1	2,0	2,0	2,0	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,6	1,5	1,4	1,3	1,2
6,8	2,1	2,1	2,0	2,0	2,0	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,6	1,5	1,4	1,3	1,2
6,9	2,1	2,1	2,0	2,0	2,0	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,6	1,5	1,4	1,3	1,2
7,0	2,1	2,1	2,0	2,0	2,0	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,6	1,5	1,4	1,3	1,2
7,1	2,1	2,1	2,0	2,0	2,0	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,7	1,5	1,4	1,3	1,2
7,2	2,1	2,1	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	1,9	1,9	1,9	1,9	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,7	1,5	1,4	1,3	1,2
7,3	2,1	2,1	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	1,9	1,9	1,9	1,9	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,7	1,5	1,4	1,3	1,2
7,4	2,1	2,1	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	1,9	1,9	1,9	1,9	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,7	1,5	1,4	1,3	1,2
7,5	2,1	2,1	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	1,9	1,9	1,9	1,9	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,7	1,5	1,4	1,3	1,2
7,6	2,1	2,1	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	1,9	1,9	1,9	1,9	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,7	1,5	1,4	1,3	1,2
7,7	2,1	2,1	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	1,9	1,9	1,9	1,9	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,7	1,5	1,4	1,3	1,2
7,8	1,8	1,8	1,7	1,7	1,7	1,7	1,7	1,6	1,6	1,6	1,6	1,6	1,6	1,6	1,5	1,5	1,4	1,3	1,2	1,1	1,1
7,9	1,5	1,5	1,5	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	1,3	1,3	1,3	1,3	1,3	1,3	1,2	1,1	1,0	1,0	0,9
8,0	1,4	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1	1,0	0,94	0,88	0,82	0,76
8,1	1,0	0,99	0,98	0,96	0,95	0,94	0,93	0,92	0,91	0,91	0,9	0,89	0,89	0,88	0,88	0,87	0,81	0,76	0,7	0,66	0,61
8,2	0,80	0,79	0,78	0,77	0,76	0,75	0,74	0,74	0,73	0,72	0,72	0,71	0,71	0,71	0,70	0,70	0,65	0,61	0,57	0,53	0,49
8,3	0,64	0,63	0,62	0,61	0,61	0,60	0,59	0,59	0,58	0,58	0,58	0,57	0,57	0,57	0,56	0,56	0,52	0,49	0,46	0,42	0,40
8,4	0,51	0,50	0,50	0,49	0,48	0,48	0,48	0,47	0,47	0,46	0,46	0,46	0,46	0,46	0,45	0,45	0,42	0,39	0,37	0,34	0,32
8,5	0,41	0,40	0,40	0,38	0,39	0,38	0,38	0,38	0,38	0,37	0,37	0,37	0,37	0,37	0,37	0,37	0,34	0,32	0,3	0,28	0,26
8,6	0,32	0,32	0,32	0,31	0,31	0,31	0,31	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30	0,28	0,26	0,24	0,23	0,21
8,7	0,26	0,26	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,24	0,24	0,24	0,24	0,24	0,24	0,24	0,24	0,24	0,23	0,21	0,2	0,19	0,18
8,8	0,21	0,21	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,19	0,17	0,16	0,15	0,15
8,9	0,17	0,17	0,17	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16	0,15	0,14	0,14	0,13	0,12
9,0	0,14	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,14	0,13	0,12	0,11	0,11	0,10

Note: Les critères sont exprimés en mg/L N et arrondis à 2 chiffres significatifs.

b Critères de toxicité aiguë pour la protection de la vie aquatique d'eau douce pour l'azote ammoniacal total.

pH	Température °C																				
	0	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**	**12**	**13**	**14**	**15**	**16**	**17**	**18**	**19**	**20**
6,5	28	28	28	28	27	27	27	26	26	26	26	25	25	25	25	25	24	24	24	24	24
6,6	28	28	27	27	26	26	26	26	25	25	25	25	24	24	24	24	25	24	23	23	23
6,7	27	27	26	26	26	25	25	25	24	24	24	24	24	23	23	23	23	23	23	23	22
6,8	26	26	25	25	25	24	24	24	23	23	23	23	23	22	22	22	22	22	22	22	22
6,9	25	24	24	24	23	23	23	23	22	22	22	22	21	21	21	21	21	21	21	21	20
7,0	23	23	23	22	22	22	21	21	21	21	21	20	20	20	20	20	20	20	19	19	19
7,1	22	21	21	21	20	20	20	20	20	19	19	19	19	19	19	18	18	18	18	18	18
7,2	20	20	19	19	19	19	18	18	18	18	18	17	17	17	17	17	17	17	17	17	17
7,3	18	18	18	17	17	17	17	17	16	16	16	16	16	16	16	15	15	15	15	15	15
7,4	16	16	16	16	15	15	15	15	15	15	14	14	14	14	14	14	14	14	14	14	14
7,5	14	14	14	14	14	13	13	13	13	13	13	13	13	12	12	12	12	12	12	12	12
7,6	13	12	12	12	12	12	12	12	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11
7,7	11	11	11	10	10	10	10	9,9	9,8	9,7	9,7	9,6	9,5	9,4	9,4	9,3	9,3	9,2	9,8	9,2	9,1
7,8	9,3	9,1	9,0	8,9	8,8	8,7	8,6	8,5	8,4	8,3	8,3	8,2	8,1	8,1	8,0	8,0	7,9	7,9	7,9	7,8	7,8
7,9	7,8	7,7	7,6	7,5	7,4	7,3	7,3	7,2	7,1	7,0	7,0	6,9	6,9	6,8	6,8	6,8	6,7	6,7	6,7	6,7	6,6
8,0	6,6	6,5	6,4	6,3	6,2	6,1	6,1	6,0	6,0	5,9	5,9	5,8	5,8	5,7	5,7	5,7	5,7	5,6	5,6	5,6	5,6
8,1	5,2	5,1	5,1	5,0	5,0	4,9	4,8	4,8	4,8	4,7	4,7	4,6	4,6	4,6	4,6	4,5	4,5	4,5	4,5	4,5	4,5
8,2	4,2	4,1	4,0	4,0	4,0	3,9	3,9	3,8	3,8	3,8	3,7	3,7	3,7	3,7	3,7	3,6	3,6	3,6	3,6	3,6	3,6
8,3	3,3	3,3	3,2	3,2	3,2	3,1	3,1	3,1	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	2,9	2,9	2,9	2,9	2,9	2,9	2,9	2,9
8,4	2,6	2,6	2,6	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,4	2,4	2,4	2,4	2,4	2,4	2,4	2,4	2,4	2,4	2,4	2,4	2,4
8,5	2,1	2,1	2,1	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9
8,6	1,7	1,7	1,7	1,6	1,6	1,6	1,6	1,6	1,6	1,6	1,6	1,6	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,6	1,6	1,6	1,6
8,7	1,4	1,3	1,3	1,3	1,3	1,3	1,3	1,3	1,3	1,3	1,3	1,3	1,3	1,3	1,3	1,3	1,3	1,3	1,3	1,3	1,3
8,8	1,1	1,1	1,1	1,1	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,1	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,1	1,1	1,1
8,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9
9,0	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,8

Note: Les critères sont exprimés en mg/L N et arrondis à 2 chiffres significatifs.

c Ce critère de qualité a été défini pour des eaux de faible dureté (< 10 mg/L) et dont le pH est d'environ 6,5. Lorsque le milieu aquatique ne s'approche pas de ces conditions, ce critère ne doit pas être utilisé.

Lorsque le critère est utilisé, les données d'eau de surface doivent être corrigées pour réduire la fraction non biodisponible du métal associée aux particules. Un facteur de correction de 0,66 est utilisé pour les données d'eau de surface ayant une concentration en matières en suspension < 5 mg/L. Un facteur de correction de 0,33 est utilisé pour les données d'eau de surface ayant une concentration en matières en suspension ≥ 5 mg/L.

Un critère de qualité propre au site peut aussi être déterminé au cas par cas.

Certaines eaux de surface de bonne qualité peuvent présenter des teneurs naturelles plus élevées que le critère de qualité de l'eau. Dans une telle situation, les teneurs naturelles doivent être considérées comme la valeur de référence plutôt que le critère de qualité.

d Il ne devrait pas y avoir d'effets toxiques à cette concentration si le pH se maintient entre 6,5 et 9,0.

e Pour ce métal, les CVAC et/ou CVAA varient selon la dureté de l'eau et les critères sont exprimés sous forme d'équations. Les critères ont donc été calculés en utilisant une dureté de 10 mg/L de $CaCO_3$ qui est la valeur minimale de dureté pouvant être appliquée aux calculs.

f Les critères de qualité de l'U.S.EPA, qu'ils s'appliquent aux eaux douces, saumâtres ou salées, ont été définis à partir de données sur l'arsenic III mais s'appliquent ici à

g Certaines eaux de surface de bonne qualité peuvent présenter des teneurs naturelles plus élevées que le critère de qualité de l'eau. Dans une telle situation, les teneurs naturelles doivent être considérées comme la valeur de référence plutôt que le critère de qualité.

h Ce critère de qualité est qualifié de provisoire.

i Ce critère de qualité pourrait ne pas être protecteur pour l'éphémère (*Ephemerella subvaria*) si cette espèce est aussi sensible que certaines données l'indiquent.

Avant d'être comparées à ce critère de qualité, les données de qualité d'eau de surface doivent être corrigées pour réduire la fraction du métal non biodisponible associée aux particules. Un facteur de correction de 0,5 est utilisé sur les données d'eau de surface ayant une concentration en matières en suspension < 10 mg/L. Un facteur de correction de 0,33 est utilisé sur les données d'eau de surface ayant une concentration en matières en suspension ≥ 10 mg/L.

Certaines eaux de surface de bonne qualité peuvent contenir des teneurs naturelles plus élevées que le critère de qualité. Dans ces situations, les teneurs naturelles doivent être considérées comme la valeur de référence plutôt que le critère de qualité. Un critère de qualité propre au site peut aussi être déterminé au cas par cas.

j Ce critère de qualité a été défini à partir de données sur le mercure inorganique (HgII) mais il est appliqué au mercure total. Si une portion significative du mercure dans la colonne d'eau est sous forme de méthylmercure, ce critère de qualité ne serait pas suffisammment protecteur. De plus, celui-ci ne tient pas compte de la transformation du mercure inorganique en méthylmercure et de la bioaccumulation de ce dernier dans la chaîne alimentaire.
Un facteur de 0,85 permet de convertir ce critère de qualité, exprimé en métal extractible total, en métal dissous.

k Ce critère de qualité fait l'objet d'une réévaluation importante.

l Ce critère de qualité s'applique au sélénium et à ses sels inorganiques.

m Pour l'uranium, les CVAC et/ou CVAA varient selon la dureté de l'eau. Des critères ont été définis pour les plages de dureté de 20 à 100 mg/L de $CaCO_3$ et de 100 à 210 mg/L. Il n'existe pas de critère pour une dureté de moins de 20 mg/L.

Annexe 5.1 Notes relatives aux critères et recommandations pour la qualité des eaux de surface

Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux – protection de la vie aquatique du Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME, 2014)

n Recommandations pour la qualité des eaux pour ammoniac total visant la protection de la vie aquatique (mg/L NH_3).

Temp (°C)	pH							
	6.0	6.5	7.0	7.5	8.0	8.5	9.0	10.0
0	190	60,04	19	6,02	1,916	0,616	0,206	0,035
5	125,8	39,72	12,58	3,98	1,266	0,413	0,141	0,028
10	83,88	26,65	8,471	2,681	0,855	0,282	0,1	0,024
15	57,32	18,09	5,74	1,826	0,588	0,197	0,073	0,021
20	39,48	12,5	3,964	1,266	0,41	0,141	0,055	0,02
25	27,55	8,717	2,771	0,888	0,291	0,103	0,044	0,018
30	19,49	6,168	1,966	0,631	0,211	0,077	0,035	0,017

Note:
Les mesures d'ammoniac total dans le milieu aquatique sont souvent aussi exprimées en mg/L d'azote ammoniacal total. On peut convertir en mg/L d'azote ammoniacal total les recommandations exprimées en mg/L NH_3 en les multipliant par un facteur de 0,8224.
Les valeurs qui figurent à l'extérieur de la zone ombrée doivent être utilisées avec prudence. Consultez la fiche de données pour plus de détails.

o Protection contre les effets toxiques directs; les recommandations ne tiennent pas compte des effets indirects dus à l'eutrophisation.

Valeur dérivée d'après des essais de toxicité avec du $NaNO_3$.

Valeur dérivée d'après des données sur les effets graves (comme la létalité), non destinée à protéger tous les éléments de la structure et du fonctionnement de l'écosystème aquatique, mais plutôt à protéger la plupart des espèces contre les effets létaux associés à des expositions graves, mais transitoires (p. ex., application ou élimination inappropriées de la substance concernée).

p Protection contre les effets toxiques directs; les recommandations ne tiennent pas compte des effets indirects dus à l'eutrophisation.

Valeur dérivée d'après des essais de toxicité avec du $NaNO_3$.

Valeur dérivée essentiellement d'après des données sur les concentrations sans effet et sur les concentrations associées à de faibles effets, destinée à protéger la structure et le fonctionnement de l'écosystème aquatique contre les effets néfastes associés à des périodes d'exposition indéfinies (c'est-à-dire conformément au principe directeur défini dans CCME (2007)).

q La concentration de référence pour le cadmium est fonction de la dureté de l'eau (exprimée en $CaCO_3$) :
- Lorsque la dureté de l'eau est de 0 ou < 5,3 mg/L, la concentration de référence à court terme est de 0,11 µg/L.
- À une dureté de l'eau ≥ 5,3 mais ≤ 360 mg/L, la concentration de référence à court terme est calculée à l'aide de l'équation suivante :

Concentration de référence à court terme (µg/L) = $10^{\{1.016(\log[\text{dureté}]) - 1.71\}}$
Ainsi, pour une dureté de 7,15 mg $CaCO_3$/L, la recommandation est de 0,14 µg/L de cadmium.

r La RCQE pour le cadmium est fonction de la dureté de l'eau (exprimée en $CaCO_3$) : Lorsque la dureté de l'eau est > 0 mais < 17 mg/L, la RCQE est de 0,04 µg/L.

s Recommandation provisoire.

t La RCQE pour le cuivre est fonction de la dureté de l'eau (exprimée en $CaCO_3$) : Lorsque la dureté de l'eau est de 0 à < 82, la RCQE est de 2 µg/L.

u Pourrait ne pas empêcher l'accumulation du méthylmercure chez les organismes aquatiques, et pourrait donc ne pas protéger les espèces sauvages consommant ces organismes aquatiques. Pourrait également ne pas protéger totalement les poissons de niveaux trophiques supérieurs. Consultez le feuillet d'information pour plus d'information. Consultez également la recommandation pour le méthylmercure dans les Recommandations pour les résidus dans les tissus en vue de protéger les espèces fauniques consommant le biote aquatique au Canada.

v Recommandation provisoire.

w La RCQE pour le nickel est fonction de la dureté de l'eau (exprimée en $CaCO_3$) : Lorsque la dureté de l'eau est de 0 à ≤ 60 , la RCQE est de 25 µg/L.

x La RCQE pour le plomb est fonction de la dureté de l'eau (exprimée en $CaCO_3$) : Lorsque la dureté de l'eau est de 0 à ≤ 60, la RCQE est de 1 µg/L.

FEUILLET A

FEUILLET B

Lac des Montagnes

Conduite de rejet

0 125 250 500 m

UTM zone 18, NAD 83
Équidistance des courbes de niveau: 5 m

Voir feuillet B

Lac 22
Lac 6
Lac 1
Lac 27
Lac 28
Lac 29
Lac 30
Lac 16
Lac 18
Lac 2
Lac 3
Lac du Spodumène
Rivière Nemiscau
Ruisseau B
Ruisseau C
Ruisseau D
Ruisseau E
Ruisseau G
Ruisseau I

Route du Nord

Ligne de transport électrique (735 kV)

Bassin de collecte des eaux (A)
Bassin de collecte des eaux (B)
Bassin de collecte des eaux (C)
Bassin de collecte des eaux (D)
Bassin de collecte des eaux (E)
Bassin de collecte des eaux (F)
Bassin de collecte des eaux (G)

Halde à stériles et résidus miniers-Phase 2
Halde à stériles et résidus miniers-Phase 1
Halde à mort-terrain
Halde temporaire de minerai

Garage
Chemin minier
Puits d'eau fraîche
Usine

Fossé

Entrepôts d'explosifs
Bassin d'eau de mine
Conduite fermée
Digue
Conduite de rejet

NEMASKA LITHIUM

Infrastructure existante et projetée

- Route du Nord
- Chemin secondaire
- Emprise des infrastructures projetées
- Pompe
- Conduite
- Fossé
- Ponceaux
- Point de rejet de l'émissaire
- Conduite de rejet

Environnement

- Rivière
- Lac
- Courbe de niveau

Localisation du projet Whabouchi
Nemaska
Matagami
Chibougamau
Matissini
0 100 200 km

Projet de mine de spodumène Whabouchi

Plan de gestion des eaux

ROCHE

Date: 2014-12-16
Fichier: 107034_C2-3_gestion_eau_ACEE_A0_141216.mxd
Base cartographique:
BAD.T, Gouvernement du Canada, 2013

Carte 2.3

Emplacement: P:\qrs_fec\107000\107034.001\000\CARTO\Donnees\MXD\Roche\Description_de_projet\Plan_gestion_eau\107034_C2-3_gestion_eau_ACEE_A0_141216.mxd