

NIOCAN INC.

MÉMOIRE DÉPOSÉ AU BAPE

Les effets potentiels du projet d'exploitation d'une mine de niobium à Oka sur les eaux de surface et les eaux souterraines ainsi que sur leur utilisation

RAPPORT

FÉVRIER 2005



Membre de Shaw Group

N/Réf. : 20611-000

3075, ch. des Quatre-Bourgeois
Sainte-Foy (Québec) G1W 4Y4
Téléphone :
(418) 654-9600
Télécopieur :
(418) 654-9699

NIOCAN INC.

MÉMOIRE DÉPOSÉ AU BAPE

Les effets potentiels du projet d'exploitation d'une mine de niobium à Oka sur les eaux de surface et les eaux souterraines ainsi que sur leur utilisation

RAPPORT

ÉQUIPE DE TRAVAIL

Côté, Pierre	Cartographe
Doucet, Louise	Traitement de texte
Isabel, Denis, ing., Ph.D	Hydrogéologue
Lavigne, Marc, ing., M.Sc.A.	Ingénieur minier
Morissette, Remys	Technicien
Tabi, Marton, Ph.D.	Agronome
Thomassin, Yves, M.Sc.A.	Ingénieur forestier
Tremblay, Philippe, ing., junior	Hydrogéologue

André Vachon, biologiste, M.Sc.
Vice-président principal adjoint
Énergie et environnement

TABLE DES MATIÈRES

Liste des tableaux	iii
Liste des figures	iii
Liste des cartes	iii
1. Introduction	1
2. Données météorologiques	3
3. Épaisseur et nature des dépôts meubles	4
3.1 Données et méthodologie	4
3.2 Épaisseur des dépôts meubles	4
3.3 Nature des dépôts meubles	5
4. Effets sur la qualité des eaux	7
4.1 Stabilité du remblai en pâte	7
4.1.1 Généralité	7
4.1.2 Autre propriété du remblai en pâte	8
4.1.3 Phénomènes pouvant altérer l'intégrité du remblai en pâte	8
4.1.4 Projet Niocan	9
4.2 Eaux souterraines	10
4.2.1 Généralités	10
4.2.2 Tests de lixiviation	12
4.2.3 Paramètres particuliers	14
4.2.3.1 Le manganèse	14
4.2.3.2 Les fluorures	16
4.2.3.3 L'uranium	17
4.2.3.4 Le molybdène	18
4.3 Eaux de surface et de la nappe phréatique	19
4.4 Comparaison avec la mine Niobec	20
4.5 Comparaison avec la mine SLC	21
5. Étangs de ferme	25
5.1 Situation en 1999	25
5.2 Situation en 1975	26

TABLE DES MATIÈRES

6. Discussion des impacts sur les eaux souterraines	28
6.1 Contexte hydrogéologique	28
6.2 Évaluation des impacts sur les eaux souterraines	28
6.2.1 Impact sur la quantité des eaux souterraines	28
6.3. Compétition pour la ressource	31
6.4. Programme de suivi et mesure de mitigation	33
7. Considérations agricoles	34
7.1 Introduction	34
7.2 Besoin d'irrigation.....	35
7.3 Utilisation des eaux du ruisseau Rousse après mélange	36
7.4 Agriculture biologique.....	38
8. Conclusion.....	40
9. Références	43

Annexes

Annexe 1	Photographies aériennes d'août 1975
Annexe 2	Calendrier d'irrigation
Annexe 3	Gestion de l'irrigation
Annexe 4	CAAQ – 11. Critères d'inclusion sur la liste d'intrants acceptables CAAQ – 5. Productions végétales

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1	Précipitation estivale de 1975 comparées à la moyenne de 1937 à 1990 à Oka 3	
Tableau 4.1	Liste des réactifs et taux de consommation.....	11
Tableau 4.2	Test de lixiviation selon la procédure EPA-1311 sur du minerai et des stériles de Niocan et des résidus et scories de SLC	13
Tableau 4.3	Test de lixiviation selon la procédure EPA-1312 sur des minerais, des résidus miniers et scories	15
Tableau 4.4	Eaux d'exhaure Mine Niobec.....	19
Tableau 4.5	Comparaison avec les eaux d'exhaure de SLC.....	23

LISTE DES FIGURES

Figure 5.1	Bassins d'accumulation et épaisseur des dépôts meubles dans la région de la carbonatite d'Oka	26
------------	---	----

LISTE DES CARTES

Carte 1	Épaisseur des dépôts meubles (en pochette)	
Carte 2	Localisation des bassins d'accumulation pour fins agricoles dans la zone d'étude (en pochette)	

1.

Introduction

1. INTRODUCTION

Suite aux travaux du Bureau d'audiences publiques sur l'environnement qui se sont déroulés du 17 au 20 janvier 2005 à Oka, il est apparu nécessaire de transmettre au BAPE certaines informations et certains commentaires reliés au mandat de l'enquête.

Nous présentons en premier lieu les informations demandées lors de cette enquête en particulier les données météorologiques de 1975 et les photographies aériennes pour cette même année. L'épaisseur des dépôts meubles, suite à une compilation de toutes les données disponibles est par la suite présentée sous forme cartographique et est discutée.

La qualité des eaux d'exhaure est également abordée en relation avec les derniers documents rendus disponibles notamment les pièces DB-73 et DB-74 ainsi que les données du suivi des effluents de 2004 à la mine Niobec rendues disponibles en vertu de la Loi sur l'accès à l'information. Cette section aborde également les répercussions de la gestion des résidus miniers sur la qualité des eaux. Des résultats de lixiviation non présentés dans le document DQ-1.1 ainsi que les critères d'interprétation sont fournis. Enfin, les données disponibles de l'ancienne mine SLC sont présentées.

Nous présentons par la suite une carte illustrant la distribution des étangs de ferme à l'intérieur de la carbonatite d'Oka. Le MAPAQ a fait le même décompte mais en ne se limitant pas à la carbonatite et sans les cartographier. Cette carte est basée sur des photographies aériennes de 1999. La discussion qui suit fait ressortir la fréquence de ce mode d'approvisionnement de l'eau dans un rayon de 1 et 2 km du projet Niocan « **à l'intérieur** » de la carbonatite et en fonction de l'épaisseur des dépôts meubles fournie précédemment.

La problématique du rabattement de la nappe profonde et du débit des eaux d'exhaure est discutée par la suite à la lumière des témoignages entendus lors de l'enquête et des nouveaux documents rendus publics. Cette section aborde également les solutions possibles pour répondre aux besoins actuels et futurs en eau des agriculteurs avec ou sans le projet Niocan.

Enfin, nous terminons le mémoire sur les répercussions possibles du projet sur l'agriculture. De nouvelles approches pour économiser l'eau sont suggérées et des solutions sont proposées pour favoriser la cohabitation de l'industrie agricole avec le projet Niocan.

Malheureusement, ces solutions n'ont pu être discutées directement avec les représentants du MAPAQ et ce, autant depuis le dépôt de l'étude environnementale en 2000 que lors de

la tenue de la première enquête du BAPE sur la radioactivité en 2002 ou des travaux de la présente enquête. Le MAPAQ a toujours refusé de transmettre ses mémoires à Niocan et de discuter des solutions possibles. Cette approche ne favorise certainement pas le développement durable et la cohabitation harmonieuse de deux industries partageant le même territoire.

2. DONNÉES MÉTÉOROLOGIQUES

Le tableau 2.1 présente les données de précipitation pour les mois d'été 1975 et les moyennes mensuelles pour ces mêmes mois.

Tableau 2.1 Précipitation estivale de 1975 comparées à la moyenne de 1937 à 1990 à Oka

Mois	Précipitation 1975* mm	Précipitation moyenne ** Oka 1937 – 1990 mm	Précipitation de 1975 comparée à la moyenne en %
Mai	88,1	75,4	117
Juin	71,6	88,5	81
Juillet	149,4	91,3	164
Août	60,2	104,3	58
Septembre	196,9	89,6	220

* Source : DA7 – Environnement Canada

** Source : PR3.1, Tab. 3.1, p. 3.1

Comme il est possible de le constater, les précipitations pour le mois d'août 1975 sont nettement inférieures aux moyennes de ce mois. Selon l'interprétation de Simard (1978) citée à la page 3.11 de l'étude environnementale (PR3.1), les précipitations d'août 1975 ont été les plus faibles enregistrées pour les mois de juillet, août et septembre de la période (1967/1976). Pour cette période de 10 ans, ce mois d'août 1975 se caractérise par les plus faibles précipitations pour la population de 30 mois (3 mois x 10 années). Ce mois représente donc un mois sec et, par conséquent, une période critique estivale.

C'est pendant cette période critique estivale (4 semaines) que les besoins en eau sont les plus importants selon le MAPAQ (DB-31, p. 3).

Les photographies aériennes illustrant la zone au droit de la carbonatite au mois d'août 1975 sont présentées en annexe 1. Des étangs agricoles pour l'approvisionnement en eau sont visibles à proximité des fosses de la SLC et sur tout le territoire- alors que la mine SLC était rendue à son extension maximale et en pleine production.

3.

Épaisseur et nature des dépôts meubles

3. ÉPAISSEUR ET NATURE DES DÉPÔTS MEUBLES

3.1 DONNÉES ET MÉTHODOLOGIE

Comme demandé, nous avons préparé une nouvelle carte (carte 1 en pochette) de l'épaisseur des dépôts meubles qui couvre le secteur de la carbonatite dans la région d'Oka. Elle a été réalisée à partir de l'uniformisation des données provenant des sources suivantes : les forages d'exploration réalisés lors de la mise en valeur du gisement de niobium sur la propriété de Niocan en 1995 et 1996 (Les Consultants PROTEC Inc., 1996); les forages d'exploration qui avaient pour but de poursuivre la délimitation des minéralisations situées dans la zone restreinte du projet minier de Niocan en 1997 (Les Consultants PROTEC Inc., 1997); les forages géotechniques et hydrogéologiques également situés dans la zone restreinte du projet minier de Niocan (Monterval, 1999); les forages et les puits privés des résidents de la zone régionale inventoriés dans le Système d'information hydrogéologique du MENV (SIH, 2005); l'information provenant de cartes régionales de dépôts de surface (CGC, 1982, 1984, 2001a, 2001b); et l'information portant sur les zones d'affleurements, notamment de la carbonatite et du gneiss. L'ensemble de cette information a été compilée à l'intérieur d'une base de données géomatique. La carte 1 (en pochette) de l'épaisseur des dépôts meubles a été réalisée par interpolation géostatistique avec les logiciels MapInfo et Vertical Mapper. Il est implicite que les secteurs pour lesquels on retrouve une quantité importante de données, notamment dans la zone restreinte du projet Niocan et le long des grands axes routiers par exemple, offrent une meilleure résolution des épaisseurs des dépôts meubles et un degré de certitude plus élevé.

3.2 ÉPAISSEUR DES DÉPÔTS MEUBLES

Le roc affleure généralement au droit du gneiss sur les collines et les points élevés (figures 3.1 et 3.6 de PR3.1), de part et d'autre de l'intrusion de carbonatite. Cette dernière forme une dépression car elle est moins résistante mécaniquement à l'érosion que le gneiss. Ainsi, l'épaisseur des dépôts meubles au nord-est du chemin Sainte-Sophie est considérable, notamment dans un rayon de 1 km du site Niocan. Dans ce secteur, l'épaisseur des dépôts meubles est de 35 à 55 m et atteint plus de 60 m par endroit. Quant au sud et au sud-ouest de la mine projetée de Niocan en direction du contact géologique de la carbonatite et du gneiss, le socle rocheux devient relativement superficiel (< 5 m). Le lit du ruisseau Rousse repose généralement sur des dépôts relativement épais mis à part

une petite section dans le secteur à proximité de la mine projetée. Le forage F-3 réalisé par Monterval (1999) près du ruisseau Rousse indique une épaisseur de dépôts meubles de 5,25 m. L'épaisseur des dépôts meubles dans la zone restreinte du site Niocan est très variable. En effet, elle est de l'ordre de 2 à 10 m dans le secteur même des installations projetées de la mine et atteint plus de 40 m d'épaisseur au droit du gisement de niobium et près du chemin Sainte-Sophie.

3.3 NATURE DES DÉPÔTS MEUBLES

Selon les cartes géologiques et les cartes de dépôts meubles (figure 3.1) produites par la Commission géologique du Canada, la genèse des dépôts meubles retrouvés dans la zone régionale est reliée de près à la mer de Champlain. Il s'agit pour la plupart de dépôts de till qui ont souvent fait l'objet de remaniement en surface sous l'influence de la zone littorale et sub-littorale de la mer de Champlain (CGC, 1982; CGC, 2001a). La partie supérieure remaniée a perdu une fraction importante de silt, et forme maintenant à la surface des terrains (< 5-10 m), des dépôts de plage perméables, lâches et bien triés qui sont composés de sable et de gravier. Cependant, lorsque les dépôts meubles ont des épaisseurs suffisantes (> 5-10m), les dépôts sous-jacents possèdent une fraction beaucoup plus importante de particules fines, un tri plus étalé et une densité élevée. Cette couche est décrite comme un till silteux avec présence de blocs dans l'Annuaire des puits et forages (SIH, 2005). La perméabilité de cette dernière est vraisemblablement faible, ce qui explique que des conditions artésiennes sont observées dans le roc sous-jacent de la partie centrale de la vallée du ruisseau Rousse.

Les forages géotechniques et hydrogéologiques de Monterval (1999) traversent des épaisseurs de 5 à 8 m de dépôts meubles dans le secteur nord-est de la zone restreinte du site Niocan à proximité du ruisseau Rousse. Ces sondages décrivent ces dépôts meubles comme étant du sable silteux avec du gravier et présence de cailloux. Ce matériel est donc un dépôt de till. La compacité de ce till varie de lâche à dense jusqu'à très dense plus en profondeur ce qui indique qu'il n'est pas remanié. L'importance de cette zone de faible épaisseur de dépôts meubles au droit du ruisseau Rousse est minime. L'imperméabilité des sols dépend de la nature des matériaux plutôt que de leur épaisseur. La zone en question est composée de matériaux silteux peu perméables comme le démontrent les journaux de forage (PR3.1, annexe VII). De plus, cette zone ne concerne qu'une petite partie de la vallée du ruisseau Rousse dans la carbonatite. Son influence sur le bilan hydrique global de la carbonatite est donc négligeable. Finalement, il n'y a pas de risque de

perte importante des eaux du ruisseau Rousse puisque ce secteur était à l'intérieur de la zone des rabattements importants de la mine SLC et qu'on n'a pas noté une telle perte à l'époque.

On retrouve aussi dans la partie sud-est du secteur, des lambeaux préservés de sédiments d'eau profonde (argile, argile silteuse et silt). Ces derniers ont été mis en place lors de la phase d'inondation de la mer de Champlain et sont aussi recouverts de dépôts de plage perméables. Fait intéressant, la nature des sédiments sous-jacents dévoilés par le ravinement du ruisseau Rousse en aval de la mine projetée de Niocan a été cartographiée comme étant de l'argile silteuse par la Commission géologique du Canada (2001a).

4. EFFETS SUR LA QUALITÉ DES EAUX

Il est important de connaître les répercussions sur la qualité des eaux souterraines et des eaux de surface de l'entreposage des résidus miniers dans les fosses et le parc à résidus SLC et de l'utilisation des résidus comme remblai en pâte dans la mine Niocan.

Avant de préciser les effets sur les eaux souterraines et les eaux de surface, il faut se rappeler que la SLC a exploité un gisement semblable du début des années 60 jusqu'au milieu des années 70. Les résidus ont été entreposés dans un parc et les eaux provenant de ce parc s'écoulent encore aujourd'hui en direction de la Grande-Baie via le ruisseau Rousse et le ruisseau « Mont-Saint-Pierre ». Une partie de ces eaux s'infiltre aussi dans les eaux souterraines.

Les résidus miniers sont de même nature que la carbonatite si ce n'est que la plus grande partie du pyrochlore, le minerai contenant le niobium et l'uranium a été récupéré. Du même coup, une partie importante de l'uranium contenue dans le minerai s'est retrouvée dans le concentré de pyrochlore et a été enlevée des résidus.

4.1 STABILITÉ DU REMBLAI EN PÂTE

4.1.1 Généralité

Une revue de littérature a été menée en ce qui concerne la problématique de l'utilisation de remblai en pâte cimenté pour le remblayage de chantiers miniers souterrains.

Tout d'abord, un mélange de remblai en pâte contient des résidus miniers (avec leurs caractéristiques physico-chimiques propres), un liant (mélange de deux ou plusieurs agents de cimentation) et de l'eau rajoutée au mélange (eau de gâchage, pour obtenir la consistance désirée de la pâte).

Les avantages et objectifs de l'utilisation du remblai en pâte dans les mines souterraines sont :

- la réduction du volume d'entreposage de résidus miniers en surface et, donc, des impacts environnementaux;
- l'amélioration de l'efficacité des opérations minières et l'augmentation des réserves exploitées (le remblai devenant un pilier secondaire pour assurer la stabilité des chantiers adjacents);
- la sécurisation des chantiers pour les travailleurs (les excavations participant au support de terrain au lieu de contribuer à l'affaiblissement du massif rocheux);

- le contrôle de la dilution minière (moins de roc encaissant se mélangeant au minerai, ce qui régularise la teneur d'alimentation à l'usine de traitement).

Lors de la décision de procéder au remblayage de chantiers souterrains à l'aide de remblai en pâte, la recette est judicieusement optimisée en fonction de la composition minéralogique du résidu, de sa granulométrie et du choix et de la proportion du liant (Benzaazoua *et al.*, 2003), afin de rencontrer les objectifs ci-dessus. Entre autres propriétés, le remblai doit supporter son propre poids lorsqu'une ou deux de ses parois sont exposées à une ouverture subséquente ou lorsqu'il y a du dynamitage à proximité. Dans ces conditions, lorsque l'exploitation d'un chantier est terminée et que ce dernier se retrouve entièrement remblayé, le remblai complètement encapsulé dans le roc sain devrait être physiquement stable pour une très longue période. Comme l'eau souterraine voyage à des vitesses très réduites par rapport à l'eau de ruissellement en surface, le remblai ne peut être érodé par l'eau souterraine.

4.1.2 Autre propriété du remblai en pâte

Le remblai en pâte possède d'autres propriétés intéressantes. Son emploi permet notamment le contrôle du drainage minier acide par les procédés de solidification et de stabilisation des résidus miniers sulfureux. En minimisant les transferts dans la matrice à cause de la faible perméabilité de la pâte et par la précipitation de sulfates ou d'arseniates de calcium, dépendant de la composition des résidus miniers, on réduit la mobilité des métaux (Benzaazoua *et al.*, 2003).

En ce sens, le remblai en pâte a même été proposé comme méthode de stockage en surface de résidus générateurs d'acide (Benzaazoua *et al.*, 2002). Dans ce cas particulier, c'est l'aspect stabilisation chimique qui devient important. La stabilité chimique est assurée par l'ajout d'agents de cimentation (blocage de l'oxydation des sulfures et rétention des espèces lixiviables telles que l'arsenic et les autres métaux).

4.1.3 Phénomènes pouvant altérer l'intégrité du remblai en pâte

Des phénomènes pouvant altérer l'intégrité chimique du remblai en pâte et, du même coup, sa stabilité physique et chimique ont été identifiés par le passé. Ces phénomènes sont l'auto-ignition et une altération chimique liée à la présence de sulfates.

L'auto-ignition dans les remblais se manifeste par une combustion interne des remblais en place suite à une accumulation croissante de chaleur. Ce phénomène dépend de plusieurs

facteurs, mais principalement de la présence de pyrrhotite, de l'absence relative de ciment (faible proportion) et de la perméabilité. Les conséquences vont de dégagements gazeux toxiques (soufre accompagné de chaleur) jusqu'à la rupture du remblai par altération de sa résistance mécanique (Benzaazoua *et al.*, 2001; Bernier *et al.*, 2001).

La présence de sulfates dans le mélange initial (provenant du résidu sulfureux et de l'eau d'ajout) peut entraîner une inhibition des réactions à l'origine de la cimentation et pourrait conduire à une altération chimique réduisant la résistance mécanique à long terme du remblai en pâte (Benzaazoua *et al.*, 2003).

Les recherches vont bon train dans le domaine des remblais en pâte. Les connaissances acquises permettent d'apporter des mesures préventives et correctives pour réduire le risque de manifestation des phénomènes précédents et celles à venir permettront probablement d'enrayer ces problèmes.

4.1.4 Projet Niocan

Les résidus du projet Niocan ne contiendront aucun des éléments problématiques mentionnés précédemment et ne seront pas générateurs d'acide. Au contraire, ceux-ci seront plutôt alcalins et ne causeront aucun problème de stabilité physique ou chimique. Donc, le remblai en pâte utilisé pour le remblayage des chantiers souterrains à Oka, va demeurer chimiquement et physiquement stable à long terme.

En effet, le remblai en pâte est composé principalement de résidus miniers, dans une proportion variant de 93 % à 97 %, et d'un liant hydraulique (un ou plusieurs ciments) dans une proportion de 3 % à 7 %, une fois le mélange consolidé. C'est donc dire que les piliers de remblai se retrouvent confinés dans la roche saine encaissante et sont, par définition, de composition presque identique à cette dernière; la seule différence étant le liant hydraulique (ciment) qui, ne serait-ce que par l'absence de fracturation, contribue à rendre la matrice de remblai plus imperméable que le milieu environnant. En pratique, le remblai en pâte aura une conductivité hydraulique légèrement inférieure à celle de la carbonatite, soit de l'ordre de 9×10^{-7} cm/s (Belem *et al.*, 2001). Les chantiers remblayés ne serviront pas de drain pour les eaux souterraines du roc.

De plus, les chantiers remblayés seront entourés de galeries non remblayées qui vont court-circuiter l'écoulement local des eaux souterraines. Les gradients hydrauliques dans les chantiers remblayés seront donc très faibles de telle sorte que ces matériaux seront partiellement isolés du reste des eaux souterraines. La pâte de remblai, avant sa

consolidation, est donc un milieu alcalin (eau de gâchage à pH basique) peu susceptible de libérer des métaux. En définitive, les piliers souterrains de remblai ne généreront pas plus de contaminants que la roche mère (absence de chantiers). L'uranium et les fluorures devraient y être moins solubles. Ces paramètres seront discutés à la section 4.2.

D'un autre point de vue, sa stabilité physique découle du fait que le remblai cimenté consolidé se trouve à l'abri des intempéries qui normalement affectent la résistance du béton (gel/dégel, exposition aux chlorures et aux acides).

4.2 EAUX SOUTERRAINES

4.2.1 Généralités

Le secteur de l'ancienne mine SLC avec ses fosses et son parc à résidus deviendra le nouveau parc à résidus de la mine Niocan. Pendant les années d'opération de Niocan les résidus et les fosses contiendront de l'eau de procédé. Il est inévitable qu'une partie de ces eaux s'infilte dans la nappe profonde. Comme ce secteur se trouve à l'intérieur de la zone d'influence de la mine Niocan, ces eaux s'écouleront dans le roc vers la mine Niocan où elles se mélangeront aux eaux d'exhaure dont elles constitueront une faible proportion. La durée du trajet entre SLC et Niocan sera de l'ordre de quelques années pendant l'opération de Niocan.

Après la fin des opérations de Niocan, les eaux retrouveront une qualité équivalente à celle qui se trouve actuellement dans les fosses. La qualité de ces eaux se compare à la qualité des eaux souterraines de la carbonatite et leur infiltration dans l'aquifère du roc ne générera pas d'impact perceptible.

Les résidus acheminés dans les fosses étant de même nature que la roche en place, ayant les mêmes conditions de pH et d'oxydo-réduction, n'étant pas lixiviables même si la surface active est accrue, les répercussions sur la qualité de la nappe souterraine seront très limitées. La principale différence sera des teneurs plus faibles en uranium dans les résidus ce qui devrait tendre à réduire les teneurs en uranium dissous. En effet, l'uranium du minerai se retrouvera en bonne partie dans les scories.

Plus généralement dans la carbonatite, nous savons déjà que la qualité des eaux souterraines de la nappe profonde présente des variations locales et qu'une partie des puits échantillonnés et analysés présentent des concentrations en uranium excédant les critères reconnus pour l'eau potable et pour l'eau d'irrigation (DB-78 et DB-41). Il est

prévisible que, à l'intérieur de la zone d'influence de la mine, les directions d'écoulement des eaux souterraines vont changer avec pour conséquence des variations locales de la qualité dans certains puits. Cette zone d'influence peut s'étendre à l'extérieur de la zone des rabattements significatifs. Ces variations de la qualité seront positives ou négatives et la moyenne des résultats ne devrait pas être significativement différente.

Après la période d'opération de la mine, les niveaux initiaux se rétabliront en même temps que les directions d'écoulement. Les qualités observées à chaque puits varieront donc à nouveau pour revenir vraisemblablement aux conditions prévalant avant l'opération de la mine en l'absence d'impacts provenant d'autres causes.

La concentration et la récupération du pyrochlore exigent l'utilisation de réactifs. Le tableau 6.1 de l'étude environnementale présente les réactifs utilisés ainsi que le dosage et la consommation. Ce tableau est repris ci-après.

Tableau 4.1 Liste des réactifs et taux de consommation

Réactifs	Dosage (g/t)	Consommation (kg/a)
Acide fluorhydrique (HF 70 %)	873	778 716
Acide fluorosilicique (H ₂ SiF ₆) (24 %)	4563	4 070 196
Acide chlorhydrique (HCl) (37,5 %)	2200	1 962 400
Armak 1025	286,5	255 558
Armak 1458	95,5	85 186
Amidon de tapioca	1,00	890
Silice de sodium (37 %)	65	57 980
Xanthates	1,30	1 160
Moussant DF-250	1,35	1 200
Soude caustique (NaOH)	50	44600
Floculant (FAB-2)	10	8 920

Les principaux réactifs utilisés sont des acides (acide fluorhydrique, acide fluorosilicique, acide chlorhydrique) qui sont en partie neutralisés par des bases utilisées comme réactifs (soude caustique et silicate de sodium) et par la carbonatite elle-même qui constitue l'essentiel du minerai.

Les autres réactifs sont en quantité limitée, peu toxiques et s'attachent de façon préférentielle avec les composantes du minerai pour aider à la flottation. Ce type de réactif est communément utilisé dans l'industrie minière au Québec et ailleurs dans le monde sans que des problèmes environnementaux ne soient soulevés.

La recirculation des eaux pourra entraîner un accroissement des concentrations de certains paramètres. L'accroissement excessif des concentrations n'est possible que si la recirculation est presque totale. Ici, il faut compter sur le fait qu'une partie des eaux de

procédé sera continuellement retirée du circuit par accumulation dans les résidus du parc et dans le remblai en pâte. C'est pourquoi il faut ajouter de l'eau d'exhaure au circuit d'eau de procédé pour compenser ces pertes. Ce processus assure le renouvellement des eaux de procédé et permet de garder les concentrations à un niveau raisonnable. Il faut se rappeler que le parc à résidus de la SLC constituait la principale source d'eau de procédé. Selon le document DB-73, p. 8, le taux de recirculation était de 97,7 % (2 815 000 gal sur 2 880 000 gal) ce qui est excellent. L'eau fraîche était fournie par les eaux de mine (eaux d'exhaure) selon le document DB-74, p. A.5. Ainsi, selon ces documents, l'approvisionnement en eau de procédé du concentrateur de SLC était identique à celui projeté pour le projet Niocan. Il est à noter que le bilan présenté à la page G-2 du document DB-74 semble être pour une mine de cuivre de 12 000 tpd et ne concorde pas avec les données de SLC présentées dans le même document. Les réactifs utilisés (page 3 du DB-73 et page E-2 du DB-74) sont semblables à ceux prévus pour le projet Niocan. Aucune contrainte environnementale ne venait motiver la SLC à optimiser la recirculation. Le taux de recirculation des eaux du parc à la mine Niobec est de 85 % (DD-1.30, p. 2) malgré des teneurs de chlorures de l'ordre de 1500 mg/l dans le parc. Les risques d'accroissement des teneurs de chlorures dans les fosses sont faibles parce que les concentrations de départ sont très faibles (< 100 mg/l) comparativement à celles observées à la mine Niobec (15 000 mg/l) dans les eaux d'exhaure.

4.2.2 Tests de lixiviation

Pour vérifier les effets potentiels des stériles, des résidus et des scories sur l'environnement, des tests de lixiviation ont été réalisés sur ces matériaux. Les tests ont été réalisés selon les procédures EPA-1311 et EPA-1312. Le test EPA-1311 sert à déterminer si un matériau a des propriétés d'une matière dangereuse et est réalisé à un pH de 2,88 tamponné. Ce test est très sévère particulièrement pour une carbonatite où le pH est légèrement alcalin (7,5). Le test étant tamponné, les ajouts d'acide sont très importants et dissolvent pratiquement l'échantillon de roche. Les résultats sont présentés au tableau 4.2.

Les lixiviats des matériaux de Niocan n'ont pas les caractéristiques d'une matière dangereuse. De plus, les matériaux sont réduits en petites particules pour réaliser le test, ce qui ne sera pas le cas des scories vitrifiées et très stables physiquement et des stériles qui demeurent essentiellement en gros blocs.

Tableau 4.2 Test de lixiviation selon les méthodes de EPA 1311 sur du minerai et des stériles de Niocan et des résidus et scories de SLC

	Minerais	Résidu	Résidu	Stérile	Scorie	Stériles SLC ³			Stériles Niocan ³								Critères ⁴
Paramètres	NIOCAN ¹	SLC-Résidus ²	SLC-Résidus ¹	SLC-Stérile ²	SLC-Scorie ²	ST	ST1	ST2	1	2	3	4	5	6	7	8	
	mai-03	mai-02	mai-03	mai-02	mai-02												
Alcalinité (mg/L)	2900	-	2900	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Aluminium (mg/L)	<0,1	-	0,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Argent (mg/L)	0,034	-	0,031	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Arsenic (mg/L)	<0,001	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	< 0,01	-	-	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	5
Baryum (mg/L)	4,3	19	6,5	21	5,4	21	-	-	4,4	5,9	8,1	6	9,9	5,7	8,9	8,1	100
Bore (mg/L)	-	<1,0	-	<1,0	<1,0	< 1,0	-	-	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	500
Cadmium (mg/L)	<0,005	0,032	0,02	0,009	<0,005	0,009	-	-	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	0,005	< 0,005	0,5
Calcium (mg/L)	1300	-	1800	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Chlorures (mg/L)	<20	-	<20	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Chrome (mg/L)	<0,01	<0,02	<0,01	<0,02	<0,02	< 0,02	-	-	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	5,0
Coefficient d'activité	-	0	-	0	0,011	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Coefficient d'activité radioactive du lixiviat	-	<0,01	-	<0,01	0,014	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,05 ⁵
Cuivre (mg/L)	0,03	-	0,05	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Fluorures totaux (mg/L)	<1,0	<1	<1,0	<1	15	< 1	-	-	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	150
Magnésium (mg/L)	29	-	4,7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Manganèse (mg/L)	40	-	14	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Mercure total (mg/L)	0,0002	0,0002	<0,0002	0,0003	0,0002	0,0003	-	-	0,0002	< 0,0002	< 0,0002	0,0003	< 0,0002	0,0005	< 0,0002	< 0,0002	0,1
Molybdène (mg/L)	0,08	-	0,09	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Nickel (mg/L)	<0,02	-	<0,02	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
pH	6,0	-	6,4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Plomb (mg/L)	<0,05	<0,05	<0,05	0,06	<0,05	0,06	-	-	0,003	0,007	< 0,003	0,004	< 0,003	0,01	0,004	0,003	5,0
Potassium (mg/L)	11	-	9,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sélénium (mg/L)	<0,01	0,005	<0,01	<0,01	<0,01	< 0,01	-	-	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	1,0
Silicium (mg/L)	1,2	-	1,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sodium (mg/L)	2,5	-	1,9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sulfates (mg/L)	<20	-	<20	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Uranium (mg/L)	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	2,0
Zinc (mg/L)	0,03	-	0,92	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

* Teneur mesurée par activation neutronique

¹ Source : DB-15

² Source : DD1-9 (p.6)

³ Source : PR3.3 (p.29)

⁴ Critères présentés dans le *Règlement sur les matières dangereuses* [Q-2, r.15.2 art 3]

⁵ Critères présentés dans le *Règlement sur les matières dangereuses* [Q-2, r.15.2 art 31]

Le test de lixiviation EPA-1312 se veut une imitation des précipitations acides. Il se fait à un pH initial de 4,2 non tamponné de sorte que le pH final obtenu est près de 7,0. Le tableau 4.3, tiré du document DQ-1.1 (tableau 12.3), présente les résultats auxquels des critères d'interprétation sont ajoutés.

Le seul paramètre qui montre des teneurs plus élevées que le critère pour la résurgence dans les eaux de surface et d'égout est le fluorure pour les scories. Pour ce test, les scories sont aussi broyées ce qui augmente énormément la surface de contact. Dans le projet Niocan, les scories seront intégrées aux remblais en pâte où l'ajout de poudre de ciment riche en ions calcium va favoriser la précipitation du fluorure sous forme de CaF_2 non soluble. De plus, le pH sera de l'ordre de 9,0 au lieu de 4,2 pour ce test.

4.2.3 Paramètres particuliers

4.2.3.1 Le manganèse

Le lixiviât pour le minerai de Niocan et un résidu de SLC dépassent le critère de manganèse pour l'eau potable qui est de 0,05 mg/l. Ce critère est fixé pour des considérations esthétiques et non de santé. Les eaux qui s'écoulent actuellement du parc à résidus de SLC, ont des teneurs de cette ampleur.

Le seul résultat élevé en manganèse a été observé à la fosse n° 1 lors du prélèvement fait en 2002. Au même moment, la fosse n° 2 donnait un résultat sous le seuil de détection (< 0,01 mg/l). (DB-17, tableaux 6 et 7). Les deux échantillons d'eau prélevés en aval du parc de SLC donnaient aussi des résultats très faibles (0,04 et 0,10 mg/l) (PR3.3, tableau 4.1). Des teneurs relativement élevées en matières en suspension (28 mg/l) ont été trouvées dans cet échantillon prélevé en profondeur ce qui n'est pas normal. Il est possible que l'échantillonneur ait gratté le fond remettant en suspension les sédiments. Cela pourrait expliquer ces résultats surprenant, et non concordants avec les autres. Un autre échantillonnage fait en juillet 2003 montre des résultats beaucoup plus faible (max. 0,47 mg/l) dans la fosse n° 1 et des résultats très faibles dans la fosse n° 2 (DB-17.1).

Tableau 4.3 Test de lixiviation selon la procédure EPA 1312 sur des minerais, des résidus miniers, des stériles et des scories

	Minerais	Résidus	Résidus	Stériles	Scories	Critères
Paramètres	NIOCAN ¹	SLC-Résidus ²	SLC-Résidus ¹	SLC-Stérile ²	SLC-Scorie ²	PPSRTC ³
	mai-03	mai-02	mai-03	mai-02	mai-02	
Alcalinité (mg/L)	22	-	9	-	-	-
Chlorures (mg/L)	< 20	-	< 20	-	-	860
Fluorures totaux (mg/L)	< 1,0	0,45	< 1,0	1,7	5,3	4,0
pH	6,5	-	4,9	-	-	-
Sulfates (mg/L)	26	-	< 20	-	-	-
Aluminium (mg/L)	< 0,1	-	0,2	-	-	0,75
Argent (mg/L)	< 0,002	-	< 0,002	-	-	0,0067 *
Arsenic (mg/L)	< 0,001	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,01	0,34
Baryum (mg/L)	0,12	0,2	0,25	0,3	3,3	0,79 *
Bore (mg/L)	-	< 1,0	-	1,1	< 1,0	-
Cadmium (mg/L)	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	0,0099 *
Calcium (mg/L)	6,6	-	8,4	-	-	-
Chrome (mg/L)	< 0,01	< 0,02	< 0,01	< 0,02	< 0,02	-
Cuivre (mg/L)	< 0,01	-	< 0,01	-	-	0,027 *
Magnésium (mg/L)	1,1	-	0,63	-	-	-
Manganèse (mg/L)	0,07	0,46	0,01	< 0,01	< 0,01	-
Mercure total (mg/L)	< 0,0002	0,0007	< 0,0002	0,0002	0,0002	0,00013
Molybdène (mg/L)	0,06	-	< 0,07	-	-	2,0
Nickel (mg/L)	< 0,02	-	< 0,02	-	-	0,843 *
Potassium (mg/L)	3,0	-	1,9	-	-	-
Plomb (mg/L)	< 0,05	< 0,01	< 0,05	< 0,005	< 0,01	0,197 *
Sélénium (mg/L)	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,020
Silicium (mg/L)	0,67	< 0,01	0,35	-	-	-
Sodium (mg/L)	1,2	-	1,1	-	-	-
Uranium (mg/L)	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	-
Zinc (mg/L)	0,05	-	0,03	-	-	0,215 *

¹ Source : DB-15

² Source : DD1-9 (p.6)

³ Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés p.105, Eau de surface et égouts

* Critère calculé avec une dureté de 200 mg CaCO₃/L

 Résultat supérieur au critère

Typiquement avec un pH légèrement basique, les teneurs en manganèse auraient dû être plus faibles. De plus, Thornton (1995)¹ mentionne que le carbonate de calcium dans les sédiments absorbe le manganèse. La carbonatite est formée à 70 % de carbonate de calcium.

Par ailleurs, le groupe d'étude Aquamin (1996)² n'a pas identifié le manganèse comme un paramètre préoccupant pour l'industrie minière au Canada et aucun suivi, même annuel, n'est recommandé pour ce paramètre lors de la caractérisation des effluents.

En somme, les résultats n'indiquent pas une problématique particulière pour le manganèse.

4.2.3.2 Les fluorures

Un autre contaminant potentiel dans les eaux souterraines est le fluorure. Dans une évaluation réalisée par le D^r F.A. Michel (avril 2003, DB-9), ce chercheur de l'Université de Carleton conclut que les concentrations en fluorure seront bien inférieures à 4 mg/l dans l'eau souterraine. Les eaux des puits contiennent naturellement des valeurs relativement élevées en fluorures atteignant jusqu'à 0,65 mg/l (DQ-1.1, tableau 3 et DB-41, p. 17).

Les concentrations de fluorures les plus importantes (PR3.3, tableau 4.1) sont observées dans les eaux drainant l'ancien parc à résidus SLC.

Elles atteignent 7,1 mg/l en amont pour diminuer à 4,0 mg/l à la hauteur de la route 344 et 1,5 mg/l en amont de la Grande-Baie. Il semble y avoir à la sortie du parc une sursaturation en fluorures dont les teneurs baissent rapidement par la suite au contact avec les carbonates et en présence d'oxygène. Dans les fosses qui représentent les eaux souterraines en contact avec la carbonatite et les anciens chantiers de SLC, les concentrations en fluorures sont de l'ordre de 1,0 mg/l (DB-17). Le fluor ne lixivie pas suite à des tests réalisés selon les procédures EPA-1311 et 1312, sauf dans le cas des scories (tableaux 4.2 et 4.3).

Si les teneurs en fluorures devenaient problématiques dans les eaux souterraines autour de la fosse, il serait possible de mettre en place un traitement tel qu'indiqué dans les engagements. L'ajout de calcium dans la pulpe pompée au parc à résidus favorisera la précipitation du fluor sous forme de fluorite non soluble (CaF₂) (voir DB-10).

¹ Thornton inc. (1995). Metals in the Global Environment : Facts and Misconception, ICME, 103 p.
² Aquamin (1996). Évaluation des effets de l'exploitation minière sur le milieu aquatique au Canada, Rapport final, 137 p.

4.2.3.3 L'uranium

Le paramètre qui a fait l'objet de plus de discussion lors des audiences est l'uranium. C'est le seul paramètre que le MAPAQ retient comme sensible pour les fins d'irrigation. Il est à noter que le rapport d'Aquamin déjà cité qui s'intéressait à l'impact des mines canadiennes sur les eaux n'a pas recommandé de suivi sur l'uranium même s'il existe des mines d'uranium au Canada.

Les engagements de Niocan en ce qui concerne les teneurs en uranium ont varié dans le temps puisque pour les OER calculés au point de départ par le MENV, la concentration critique était de 0,13 mg/l d'où des concentrations mensuelles moyennes de 0,14 mg/l et instantanées de 0,28 mg/l. Suite aux considérations développées par le MAPAQ, ces valeurs ont été ramenées à 0,07 et 0,14 mg/l.

Cependant, il y a une différence entre les engagements et les valeurs probables attendues à l'effluent des eaux d'exhaure. La valeur prévue en uranium dans les eaux d'exhaure est de 0,04 mg/l. Cette valeur est basée sur les données d'uranium dans les puits de la carbonatite (DB-1.23), des eaux souterraines près de la mine (DQ-1.1, tableau 3), des tests de lixiviation selon les procédures EPA-1311 et EPA-1312 (tableaux 3 et 4), des suivis réalisés dans le ruisseau Mont-Saint-Pierre qui drainent le parc SLC, des suivis dans les fosses qui sont reliées aux chantiers souterrains de SLC (DB-17) et du suivi de la qualité du ruisseau Rousse. Cela représente en tout plus de 120 données d'uranium mesurées dans les eaux. La valeur la plus élevée observée a été de 0,06 mg/l U pour un puits dans la carbonatite (DB-1.23). Selon l'étude de la Régie régionale de la santé et des services sociaux (DB-1.23), il n'y a pas de différence significative entre les valeurs moyennes en uranium des puits profonds (dans le roc) dans la carbonatite et ceux de la nappe phréatique (puits dans les dépôts meubles).

Dans les fosses, la valeur la plus élevée observée a été de 0,02 mg/l dans la fosse n° 1 à 35 m de profondeur. Dans la fosse n° 2, la valeur la plus élevée a été de 0,014 mg/l à 55 m de profondeur.

Les tests de lixiviation réalisés selon les procédures EPA-1311 et EPA-1312 avec du minerai et des stériles de Niocan et des résidus et les scories de SLC ont toujours donné des valeurs sous le seuil de détection, soit < 0,005 mg/l. Cela indique que l'uranium n'est pas lixiviable.

Selon notre opinion, la valeur attendue en uranium de 0,04 mg/l dans les eaux d'exhaure est conservatrice. La valeur probable devrait se rapprocher de la valeur moyenne observée dans la carbonatite qui est de 0,017 mg/l U, valeur identifiée dans les puits localisés dans la carbonatite d'Oka (DD-1.23, p. 20). Par ailleurs, il n'y a aucune corrélation entre la profondeur des puits et la teneur en uranium (DD-1.23, p. 17). Ainsi, le puits le plus profond qui atteint 275 m (900 pi) avait une teneur de 0,001 mg/l U.

Cette valeur de 0,017 mg/l U est d'autant plus probable qu'en raison du volume d'eau pompée de la mine et de l'étendue du rabattement, les teneurs en uranium tout comme celles des autres paramètres vont devenir représentatives de la moyenne d'un large volume de la carbonatite. Les explications de M. Miroslav Nastev lors des audiences sur les caractéristiques du rabattement vont dans ce sens, c'est-à-dire que l'eau va provenir principalement de la partie supérieure de la carbonatite en s'infiltrant de la surface.

4.2.3.4 *Le molybdène*

Ce paramètre a fait l'objet de peu de discussions lors des audiences publiques. Le MAPAQ, dans le document DB-41, signalait qu'il pouvait y avoir un problème avec ce paramètre pour les eaux souterraines provenant de la carbonatite. Le tableau 4.6 de DQ-1.1 permet de constater que le seul puits qui ait montré des valeurs élevées est le puits n° 1 échantillonné par le MAPAQ en septembre 2003. Le MAPAQ n'a pas révélé la localisation de ce puits bien qu'il ait précisé que leur puits n° 2 était localisé au même endroit que le puits n° 2 de l'étude de Roche.

La teneur en molybdène de ce puits n° 2 aurait été de 0,71 mg/l alors que le second puits avec la valeur la plus élevée est de 0,045 mg/l, soit près de 16 fois moins élevé.

Dans les fosses, les teneurs en molybdène ont varié entre 0,059 et 0,17 mg/l (DB-17). Dans le ruisseau Mont-Saint-Pierre qui draine le parc à résidus SLC, les teneurs en molybdène étaient sous le seuil de détection, soit < 0,05 mg/l (PR-3.3, tableau 4.1). Les tests de lixiviation au EPA-1311 et EPA-1312 ont donné des résultats variant entre 0,06 et 0,09 mg/l Mo (tableaux 4.2 et 4.3).

Dans l'eau du ruisseau Rousse, pour l'ensemble des résultats compilés (tableaux 4.1 à 4.5 de DQ-1.1), les valeurs les plus élevées identifiées ont été de 0,05 mg/l à la station 2 le 3 juillet 2003 (tableau 4.2 de DQ-1.1). Ce résultat semble aberrant lorsque comparé à la station amont à la même date (0,002 mg/l) et à la station aval (0,01 mg/l).

Aucun des résultats des divers suivis ne semble présenter une réelle problématique pour le molybdène sauf le résultat du puits n° 1 non localisé du MAPAQ. Il aurait été intéressant que le MAPAQ s'assure, en répétant les analyses, de la représentativité de ce seul résultat. Bien sur, si ce résultat de septembre 2003 et les préoccupations du MAPAQ avaient été communiqués à Niocan en 2003, il aurait été facile au cours des premiers mois de 2004 de reprendre des échantillons d'eau et de s'assurer de la représentativité de cet unique résultat élevé.

À la lumière de l'ensemble des résultats, nous ne croyons pas que les teneurs futures de molybdène dans l'eau d'exhaure constituent un enjeu environnemental ou agricole.

4.3 EAUX DE SURFACE ET DE LA NAPPE PHRÉATIQUE

L'influence de l'effluent des eaux d'exhaure sur la qualité des eaux du ruisseau Rousse sera très limitée compte tenu entre autres de la qualité actuelle de celui-ci. Les critères fixés par le MENV pour l'effluent seront respectés. Le paramètre le plus problématique par rapport aux OER est probablement le plomb. Les résultats des suivis de plomb en 2004 sur l'effluent des eaux d'exhaure de la mine Niobec sont très rassurants. Les suivis y sont réalisés avec une limite de détection plus précise, ce qui permet de constater que les teneurs en plomb sont très faibles. Ces données sont présentées au tableau 4.4. Il faut préciser qu'en raison des fortes concentrations en chlorures à la mine Niobec, les métaux ont tendance à être plus solubles et mobiles.

Tableau 4.4 Eaux d'exhaure Mine Niobec

	Date	1998-08-19 ¹	1999-06-23 ²	2000-07-05 ³	2001-07-04 ³	2004-06-02 ⁴	2004-07-07 ⁴
Paramètres	unité						
Débit	m ³ /jour	2350	1883	2000	2000	2141	2000
Chlorures	mg Cl/L	-	-	11571	24350	9400	15000
Fluorures	mg F/L	5,2	2,0	1,98	2,4	9,8	-
pH		7,8	7,5	7,7	8,1	7,79	7,72
Plomb	mg/L	<0,07	0,01	<0,03	<0,03	<0,006	<0,006
Sodium	mg/L	-	-	-	-	4900	5000
Uranium		-	-	-	-	-	-

Source :

¹ DD1.32

² DD1.33

³ DD1.30 (annexe 2)

⁴ Données obtenues par Niocan en vertu de la loi d'accès à l'information

Le tableau 8 du document DQ-1.1 permet d'estimer les répercussions sur le ruisseau Rousse de l'effluent des eaux d'exhaure. Ce tableau doit être analysé avec les données présentées aux tableaux 4.1 et 5.1 pour évaluer les différences. Pour l'usage agricole, le seul paramètre qui dépasse un critère est l'uranium pour le mois d'été lors d'étiage sévère. Ce calcul a été fait en utilisant une teneur prévue en uranium de 0,04 mg/l. Or, en raison de la teneur moyenne en uranium sur la carbonatite évaluée à 0,017 mg/l (DD-1.23, p. 20), la valeur résultante devrait probablement être plus basse. En utilisant la valeur de 0,017 mg/l, la valeur après mélange dans le ruisseau Rousse en période d'étiage sera de 0,008 mg/l U pour le mois de juin, mois où la concentration calculée est la plus forte. Cette valeur respecte le critère du MAPAQ pour l'irrigation qui est de 0,01 mg/l U.

En ce qui concerne la faune et les usagers possibles de l'eau en aval, les commentaires de Mme Carole Lachapelle du MENV et de M. Richard Rozon du Parc national d'Oka sont clairs à l'effet qu'ils sont satisfaits des engagements de Niocan. Aucun problème particulier n'est prévu.

4.4 COMPARAISON AVEC LA MINE NIOBEC

La mine Niobec est la seule mine de niobium en exploitation en Amérique du Nord. Le contexte géologique y est semblable à celui du projet Niocan. Il s'agit également d'une carbonatite. La présence de radon et des teneurs relativement élevées en uranium dans le minerai et les scories sont également connues.

La mine Niobec est en exploitation depuis 1976. Le puits de la mine Niobec a été approfondi depuis le démarrage. En 1998-1999, le puits a été approfondi de 120 m (400 pi) pour atteindre 550 m (1800 pi) (Canadian Mines Handbook (2003-2004). Le puits aurait été approfondi de nouveau en 2003-2004 de 150 m (500 pi) pour permettre de développer le bloc 4 (Hatch, 2001)³. La profondeur actuelle du puits serait de 700 m.

Suite à une demande d'accès à l'information, le ministère de l'Environnement a transmis à Niocan les données de suivi de la mine Niobec. Ainsi, le volume d'eau d'exhaure pompée est demeuré relativement constant de l'ordre de 2000 m³/d de 1998 à 2004 malgré l'approfondissement du puits.

Les teneurs en chlorures (15 000 mg/l) et en sodium (5000 mg/l) sont très élevées lorsque comparées à celles prévues pour Niocan. Les teneurs prévues pour Niocan sont de l'ordre

³ Technical Report of Niobec Mine St-Honoré-de-Chicoutimi, Québec. 2001 publié dans Sedar.

de 100 mg/l pour ces 2 paramètres. Les chlorures tendent aussi à rendre les métaux davantage disponibles. Malgré cela, les teneurs en plomb et autres métaux dans les eaux d'exhaure sont très faibles. Aucune analyse n'est disponible au ministère de l'Environnement pour l'uranium dans les effluents, même si la mine est en production depuis près de 30 ans. D'ailleurs, la version de novembre 2004 de la Directive 019 ne requiert pas la mesure de l'uranium lors de la caractérisation annuelle de l'effluent final (tableau 7 de l'annexe VII du document DB-77-B). Les seules analyses disponibles pour l'uranium ont été mesurées dans le lixiviat ($U < 0,005$ mg/l) des résidus et des scories. Ces valeurs sont présentées dans le document DD-1.30 intitulé « *Rapport d'actualisation des activités de la mine Niobec* ».

Le fluorure de sodium, NaF est un sel qui est très soluble contrairement au CaF_2 qui est très peu soluble. Ceci pourrait expliquer en partie les teneurs élevées en fluorures observées à la mine Niobec dans les eaux d'exhaure.

Le rapport d'actualisation des activités (juin 2001) de la mine Niobec présente un suivi fait sur des piézomètres localisés autour du parc à résidus et de la propriété minière. Ces résultats se trouvent à l'annexe 2 du document DD-1.30. Les teneurs, en aval du parc, varient pour les chlorures entre 0,7 et 10,2 mg/l, ce qui est faible pour ce paramètre (critère de 860 mg/l). Pour les fluorures, les valeurs varient entre 0,08 et 0,4 mg/l (critère de 4 mg/l) et pour le plomb et l'uranium, les valeurs se situent sous le seuil de détection utilisé. Ces piézomètres sont situés en aval du parc à résidus de Niobec qui occupe plus de 100 ha et qui était en opération depuis plus de 25 ans en 2001.

Ces résultats illustrent que malgré que les résidus soient soumis aux pluies acides, qu'ils occupent plus de 100 ha, qu'ils aient des concentrations élevées en chlorures et en sodium et que le terrain où a été construit le parc n'ait pas été imperméabilisé, les piézomètres servant à faire le suivi des eaux souterraines ne montrent pas de signes de contamination pour les paramètres les plus susceptibles d'être générés par l'exploitation minière.

4.5 COMPARAISON AVEC LA MINE SLC

Il existe très peu de données historiques de la qualité des eaux d'exhaure de la mine SLC. Les Lois et Règlements en vigueur au moment de l'exploitation de cette mine étaient très différents de ceux qui s'appliquent maintenant. Ainsi, aucun suivi régulier des effluents n'était exigé. De plus, les méthodes d'analyse étaient différentes de celles qui s'appliquent aujourd'hui. Enfin, nous n'avons aucune information sur les méthodes d'échantillonnage, le

contrôle de qualité et le laboratoire qui a réalisé les analyses. Les résultats présentés pour le site minier SLC doivent donc être utilisés avec précaution.

Le tableau 4.5 présente la qualité prévue des eaux d'exhaure de Niocan telle que présentée au tableau 3 de DQ-1.1, les exigences du MENV au point de déversement de l'effluent final tel que présenté dans la liste des engagements de Niocan (DA2, p. 14), les OER calculés par le MENV (DB67) enfin les données de qualité des eaux souterraines du site SLC trouvées dans divers documents (DB73, p. 10, DB81, p. 3 et DB83).

Il est à noter que les OER ont été calculés pour un débit de 2500 m³/j alors qu'en période d'étiage, qui est la période sensible, le débit prévu à Niocan est de 1500 m³/d. Le débit est moindre, car, en raison des pertes dues à l'évaporation au parc à résidus, il faut utiliser l'eau d'exhaure comme source d'eau d'appoint au concentrateur.

Selon le document DB73, p. 8, les eaux de mine de la SLC étaient pompées dans le parc à résidus. Il n'y avait pas de gestion séparée des eaux de mine et des résidus miniers. L'eau de mine devait probablement être échantillonnée directement sous-terre sans avoir transité par un bassin de décantation puisqu'il n'y en avait pas. Cela explique les hautes concentrations en matières solides en suspension et en fer, ce dernier se trouvant probablement sous forme particulaire et non dissoute.

Le document DB81, p. 3 présente les résultats pour un échantillon prélevé en janvier 1970 à une profondeur de 250 m (800 pi). On y note des teneurs très élevées en manganèse et une absence de fer. Ces résultats sont très douteux, car les teneurs en manganèse sont beaucoup plus élevées que ce qui a été observé dans la carbonatite. Selon McNeely *et al.*, (1980), les eaux souterraines et les eaux d'exhaure acides peuvent en contenir jusqu'à 10 mg/l sous forme dissoute. Cependant, le pH était de 7,9 donc légèrement basique et, comme discuté à la section 4.2.1, normalement le carbonate de calcium principal phase minérale constituant la carbonatite absorbe le manganèse.

Le document DB81, p. 4 présente des résultats sommaires provenant d'un forage dans la mine. Les résultats complets sont présentés au document DB83. L'échantillon instantané prélevé à une profondeur de 400 m (1300 pi) en juillet 1970 proviendrait d'un forage qui servait pour les besoins sanitaires des employés.

Tableau 4.5 Comparaison avec les eaux souterraines du site SLC

Paramètres	Résultat SLC-Eaux souterraines				Qualité prévue de l'eau d'exhaure de Niocan	Engagement de Niocan	OER pour 2500 m³/j
	1	2	3	7			
Alcalinité (mg/L)	-	198	164	150	200	-	-
CID (mg/L C)	-	-	-	-	50	-	-
COD (mg/L C)	-	-	-	-	1,5	-	-
Conductivité (µmhos/cm)	-	-	1140	2290	1 000	-	-
Dureté totale (mg/L CaCO3)	148	202	164	863	250	-	-
Hydroc (C10-C50) (mg/L)	-	-	-	-	< 2	Nil	(*)
Azote ammoniacal (mg/L)	-	-	0,00	-	1,5 – 3,0	1,5	-
Azote ammoniacal (estival)	-	-	-	-	-	-	1,24
Azote ammoniacal (hivernal)	-	-	-	-	-	-	1,82
Nitrite (mg/L)	-	-	-	-	<0,001	-	0,027
Nitrate (mg/L)	-	0,0	0,130	-	< 0,01	-	52,9
Nitrites-nitrates (mg/L)	-	-	-	-	< 0,01	-	-
Fluorures totaux (mg/L)	-	-	11,1	-	0,6	1,5	0,23
pH	7,6	7,9	7,8	-	7,5 – 8,0	-	-
Sulfates (mg/L)	77	21	-	-	75	-	-
Solides diss. tot. (mg/L)	250	-	680	1579	500	-	-
Solides en susp. (mg/L)	840	-	-	11	< 10	15,0	15,1
Turbidité (UTN)	-	-	-	-	< 0,1	-	-
Aluminium (mg/L)	-	-	-	-	< 0,1	-	-
Argent (mg/L)	-	-	-	-	-	-	0,00012 (*)
Arsenic (mg/L)	-	-	-	0,006	< 0,001	0,033	0,033
Baryum (mg/L)	-	-	-	-	0,1	0,24	0,24
Béryllium (mg/L)	-	-	-	-	-	-	0,0011
Bore (mg/L)	-	-	-	-	< 0,1	-	1,9
Cadmium (mg/L)	-	-	-	< 0,03	< 0,0005	-	0,0029
Calcium (mg/L)	-	-	120	-	35	-	-
Chlorures (mg/L)	-	-	254	-	100	170	299
Chrome (mg/L)	-	-	-	-	< 0,001	-	0,11
Cobalt (mg/L)	-	-	-	-	-	-	0,0063
Cuivre (mg/L)	< 0,1	-	-	< 0,01	< 0,001	0,012	0,012
Fer (mg/L)	1,2	0,0	0,45	0,04	< 0,02	1,0	0,34
Lithium mg/l	-	-	-	-	-	-	0,089
Magnésium (mg/L)	-	-	44	-	20	-	-
Manganèse (mg/L)	-	50	0,28	0,38	0,2	1,0	0,69
Mercure total (mg/L)	-	-	-	-	< 0,0001	-	0,0000017 (*)
Molybdène (mg/L)	-	-	-	-	0,02	-	1,3
Nickel (mg/L)	-	-	-	0,04	0,01	0,07	0,068
Phosphore total (en P) mg/L	-	-	-	-	-	-	0,06
Potassium (mg/L)	-	-	-	-	10	-	-
Plomb (mg/L)	< 0,1	-	-	-	0,04	0,075	0,0037
Sélénium (mg/L)	-	-	-	-	< 0,001	-	0,0066
Sodium (mg/L)	-	-	-	-	120	-	-
Uranium (mg/L)	-	-	-	-	0,04	0,07	0,13
Vanadium (mg/L)	-	-	-	-	-	-	0,0093
Thallium (mg/L)	-	-	-	-	-	-	0,010
Zinc (mg/L)	-	-	-	< 0,02	< 0,001	0,15	0,15

(*) - L'objectif de rejet de ce contaminant est inférieur au seuil de détection. Le seuil de détection suivant devient temporairement la concentration à ne pas dépasser à l'effluent, à moins qu'il soit démontré que le seuil identifié ne peut être obtenu en raison d'un effet de matrice : argent 5E-04 mg/l; mercure 1E-04 mg/l; huiles et graisses 0,2 mg/l.

Source

¹ DB73, p.10

² DB81, p.3

³ DB 83, page annexe

⁴ DQ1-1, tableau 3

⁵ DA2, p.14

⁶ DB67

⁷ DB99, tableau F-1 point d'échantillonnage 2-A (fosse), forme dissoute

 Résultat supérieur au critère

Le seul paramètre qui présente des résultats élevés est le fluorure. Comme discuté à la section 4.2.2, il pourrait y avoir sursaturation en fluorures. Cet échantillon ne correspond pas à des eaux d'exhaure puisqu'il provient uniquement d'un forage profond et n'est pas représentatif de l'ensemble des eaux qui se drainent dans la mine.

Le document DB99 présente au tableau F-1 des résultats pour la mine SLC de l'été 1975. Le seul résultat pertinent pour les eaux souterraines est le point d'échantillonnage 2-A qui proviendrait d'une fosse. Les autres sont associés à l'effluent du parc à résidus. Les métaux dissous respectent facilement les critères applicables.

En conclusion, les auteurs disaient :

La qualité des effluents est presque identique à la qualité du cours d'eau récepteur. Toutefois nous constatons un apport sensible de solides en suspension et de Fe. Nous recommandons qu'un petit bassin de sédimentation soit construit pour retenir les solides remis en suspension lors du ruissellement de l'effluent no 1 sur la propriété.. Dans le cas de l'effluent no 2, nous recommandons que les solides accumulés dans le petit bassin de sédimentation soient enlevés régulièrement afin d'assurer l'efficacité du bassin.

Par ailleurs, le rapport (DB81, p. 8) présente des données de qualité de l'eau pour le puits de la Forge n° 2 à la Trappe d'Oka. Ce puits de 150 m (500 pi) de profond avait en 1970 des teneurs en fer de 0,05 mg/l et en manganèse de 0,05 mg/l. Les teneurs en fluorures étaient élevées à 7,0 mg/l. Au même moment (DB81, p. 10) le puits de l'école localisée (75 m de profond) dans le gneiss avait des teneurs en fer et en manganèse respectivement de 0,15 et 0,05 mg/l et des teneurs en fluorures de 0,10 mg/l. Les teneurs en fluorures dans la carbonatite, probablement en raison de la fluoroapatite, peuvent être relativement élevées. Ces teneurs semblent plus élevées dans le secteur de la SLC que dans le secteur de Niocan tel qu'illustré au tableau 3 de DQ-1.1 qui présente la qualité des eaux prélevées dans des puits près du site Niocan.

Les fluorures (7 mg/l) sont moindres à la sortie du parc à résidus (DB81, p. 8) de SLC que dans les eaux souterraines malgré l'utilisation de réactifs contenant du fluor au concentrateur.

5. ÉTANGS DE FERME

5.1 SITUATION EN 1999

À partir de la photomosaïque de 1999 et de photographies aériennes fausses couleurs de juin 1994, il a été possible d'identifier et de localiser la plupart des étangs de ferme existants en 1999 (carte 2, en pochette). La figure 5.1 illustre la distribution des étangs en fonction de classe d'épaisseur des dépôts.

La répartition des étangs de ferme sur l'ensemble du milieu agricole montre leur importance comme source d'eau d'irrigation. Cette présence confirme implicitement que l'eau souterraine n'est pour ainsi dire pas utilisée à des fins d'irrigation comme d'ailleurs le souligne le MAPAQ à la page 8 du document DB-41.

Dans un rayon de 1 km du site Niocan, quatre étangs de ferme ont été identifiés sur la photomosaïque. L'épaisseur des dépôts meubles au droit de 2 de ces bassins est de l'ordre de 35 m. Ces bassins ne pourront certainement pas être affectés par le rabattement de la nappe dans le roc. Deux autres bassins localisés au nord-ouest du site sont situés dans les dépôts dont l'épaisseur varierait entre 5 et 10 m. Ces bassins feront l'objet d'un suivi. Dans un rayon de 2 km, s'ajoutent au moins 16 autres étangs de ferme. Les étangs, où les dépôts meubles ont moins de 5 m feront l'objet d'un suivi bien qu'ils soient situés à près de 2 km au nord du site Niocan au centre de la carbonatite. Par contre, le rabattement prévu de la nappe dans le roc sera négligeable à cette distance.

Il y a au moins 5 étangs où les dépôts meubles varient entre 5 et 10 m d'épaisseur. Trois de ces étangs sont situés près de la Montée du village à plus de 1,7 km du site Niocan et deux autres dans la partie amont du rang Sainte-Sophie à environ 1,5 km du site Niocan. Le suivi du niveau d'eau dans la nappe phréatique se fera en considérant de façon prioritaire ces étangs de ferme.

Il y a 6 autres étangs localisés sur des dépôts meubles dont l'épaisseur varie entre 10 et 15 m. Plus les dépôts s'épaississent plus le pourcentage de silt et d'argile augmente. En conséquence ou augmente la certitude que les niveaux d'eau dans ces étangs demeurent indépendants de celui de la nappe profonde. Toutefois, le suivi mis en place pour évaluer l'effet du rabattement dans les dépôts meubles va permettre d'évaluer la situation de façon objective.

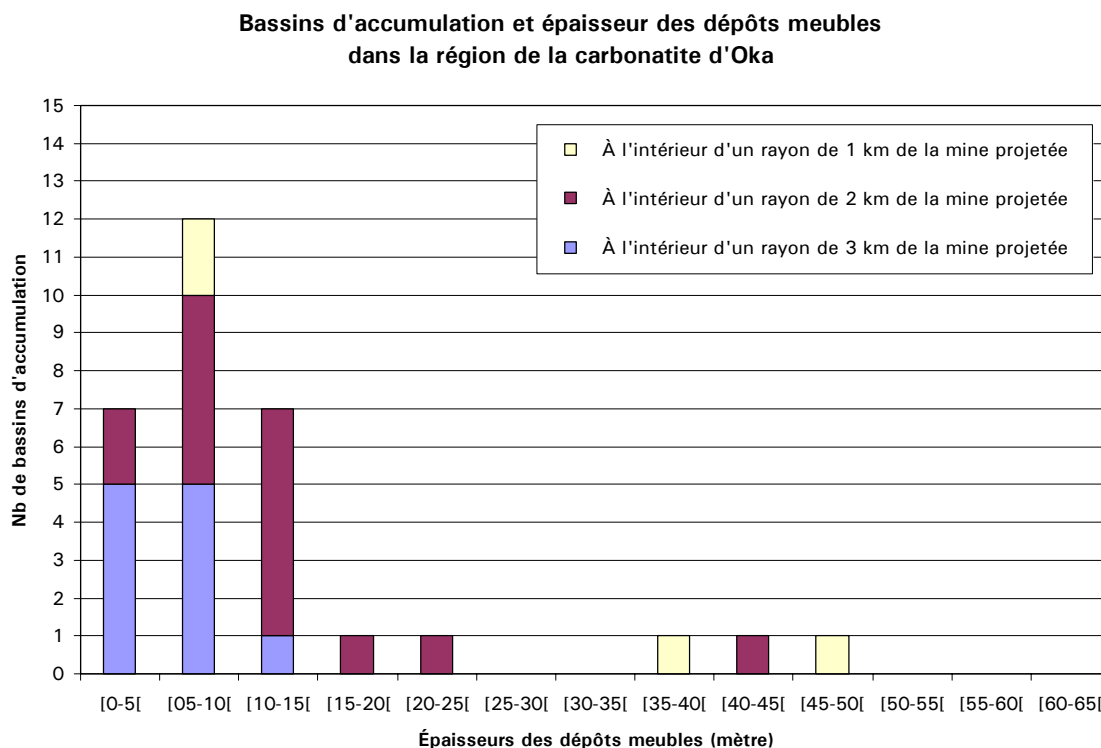


Figure 5.1 Bassins d'accumulation et épaisseur des dépôts meubles dans la région de la carbonatite d'Oka

Comme il y a deux étangs près du site Niocan localisés sur des dépôts meubles relativement minces, le programme de suivi mis en place va pouvoir détecter rapidement les effets du rabattement sur ces étangs de ferme. Des mesures préventives et des déclencheurs pourraient être établis à l'aide de piézomètres dans les dépôts meubles. Cela va donner plusieurs années pour identifier des solutions si besoin est pour les étangs de ferme situés plus loin du projet Niocan puisqu'en raison de la distance, il va s'écouler plusieurs années avant qu'un effet s'y fasse sentir, si effet il devait y avoir.

5.2 SITUATION EN 1975

Tel que discuté au chapitre 2, le mois d'août 1975 a été particulièrement sec. De plus, la mine SLC était encore en production en 1975 et elle avait atteint son expansion maximale autant en profondeur que par le développement des galeries. Il est intéressant de constater l'état des étangs de ferme sur les photographies prises le 9 août 1975 (voir annexe 1 pour les photographies). Ainsi, aucun des bassins de ferme apparaissant sur ces photographies n'est à sec et ce, autant dans un rayon de 1, 2 ou 3 km de la mine SLC. Même les bassins aménagés sur des faibles épaisseurs de dépôts meubles (0 à 5 m et 5 à 10 m) sont en eau.

Cela vient conforter notre conviction de l'indépendance de la nappe phréatique et de la nappe profonde.

Par ailleurs, plusieurs étangs de ferme se sont ajoutés depuis 1975 ce qui confirme l'importance de ce mode d'approvisionnement pour répondre aux besoins d'irrigation.

6. DISCUSSION DES IMPACTS SUR LES EAUX SOUTERRAINES

6.1 CONTEXTE HYDROGÉOLOGIQUE

Le contexte hydrogéologique des environs de la mine Niocan est décrit dans plusieurs documents et fait l'objet d'un consensus sur les trois points essentiels suivants :

- Il y a deux nappes aquifères qui sont la nappe phréatique des dépôts meubles et la nappe profonde du roc;
- La nappe phréatique est contenue dans des dépôts meubles d'épaisseur et de texture variables qui, de façon générale, sont plus fins, plus épais et moins perméables dans les vallées et sont plus grossiers, plus minces et plus perméables sur les hauteurs;
- La nappe profonde est contenue dans le roc de la carbonatite d'Oka qui est une formation intrusive locale enchâssée dans les gneiss grenvilliens des collines d'Oka.

Ce contexte hydrogéologique est aussi connu par les nombreuses études géologiques déjà réalisées dans ce secteur minier. Il est aussi connu par les données hydrogéologiques générales provenant pour l'essentiel du Système d'information hydrogéologique du ministère de l'Environnement du Québec (MENV) où sont répertoriés les puits réalisés par les puisatiers pour les propriétaires du secteur. Ce contexte hydrogéologique est finalement aussi connu par l'historique des impacts du dénoisement de la mine Saint-Lawrence Colombium (SLC) lors de ses opérations (voir cartes 2 et 3 de l'annexe XVIII de PR3.1).

Des forages et des essais réalisés dans le cadre du projet Niocan sont venus vérifier et confirmer ces informations hydrogéologiques préalablement connues. Ces résultats sont présentés à l'annexe VIII de l'étude environnementale (PR3.1).

Un modèle théorique a été élaboré pour prévoir les rabattements mais probablement en raison de l'hétérogénéité de la carbonatite (voir document de Serge Lavoie), ce modèle n'a jamais pu être adéquatement calé sur les résultats connus de la SLC.

6.2 ÉVALUATION DES IMPACTS SUR LES EAUX SOUTERRAINES

6.2.1 Impact sur la quantité des eaux souterraines

L'impact principal de l'exploitation de la mine Niocan sur les eaux souterraines sera un rabattement important du niveau de ces eaux à proximité de la mine. Ce rabattement du niveau des eaux souterraines s'atténuera avec la distance pour devenir imperceptible à une grande distance de la mine. Ce rabattement prend la forme d'un cône inversé et pointu.

La distribution du rabattement n'est pas linéaire et est plutôt exponentielle. C'est-à-dire que, en fonction de la distance, le rabattement s'atténue d'abord rapidement à proximité de la mine pour devenir faible et diminuer plus lentement à distance. Tous les puits situés à l'intérieur de la zone où le rabattement est important verront leur niveau d'eau diminuer de façon significative avec pour conséquence une perte de productivité pouvant aller jusqu'à l'assèchement pour les puits les moins profonds ou les plus près de la mine. Cet impact a été vécu par les voisins de l'ancienne mine SLC.

Ce cône de rabattement n'a été observé que dans l'aquifère du roc. Toutes les données disponibles indiquent que la nappe phréatique des dépôts meubles n'a pas été significativement affectée puisque les puits, les bassins et les ruisseaux n'ont pas été affectés selon les données historiques disponibles et discutées aux sections 3.3 et 5.2.

C'est pourquoi nous concluons que l'impact de la mine Niocan se limitera à un rabattement important de la nappe du roc à proximité de la mine. Il reste à déterminer la distance à laquelle ce rabattement deviendra non significatif en terme d'impact sur les usages. Pour être significatif, le rabattement causé par Niocan devra d'abord être perceptible par rapport aux autres causes de fluctuation du niveau des eaux souterraines. De plus, un effet perceptible n'est pas nécessairement synonyme d'impact. Il faut pour cela que le rabattement soit d'une amplitude suffisante pour porter atteinte aux usages des eaux souterraines. Pour les fins du programme de suivi et de mise en œuvre des mesures de mitigation des impacts, le MENV et Niocan ont déterminé que ce rabattement significatif est de 3 m (DD-1.24 et paragraphe 7.5 des engagements de Niocan DA2). Pour déterminer la distance à laquelle des rabattements supérieurs à 3 m seront perceptibles, Niocan s'est basée sur les données historiques de la mine SLC.

L'étendue de la zone affectée par le rabattement est grande et il serait prohibitif de vouloir caractériser toute cette étendue au moyen de puits d'observation. Les forages d'exploration géologique nous indiquent déjà que la carbonatite est hétérogène en ce qui concerne son degré de fracturation et d'altération. Cette observation a été confirmée par les anciens responsables de la mine SLC qui rapportent des variations importantes entre les différentes parties de la mine SLC (DT4, p. 33). Il faudrait donc de nombreux puits d'observation pour bien caractériser la carbonatite.

Une façon d'évaluer les effets de la mine Niocan avec beaucoup plus de certitude est d'y forer un puits profond et d'y faire un essai de pompage à fort débit pour une durée suffisante (plusieurs années) pour créer un cône de rabattement d'une étendue comparable

à celui qu'aura la mine. La forme du cône de rabattement ainsi obtenu sera alors influencée par toutes les hétérogénéités existant dans la zone affectée. Une telle approche est coûteuse et longue mais, dans le cas de Niocan, le rabattement causé lors de l'exploitation de la mine SLC fait office d'essai de pompage pleine grandeur. Cet « essai » a été réalisé dans la même formation rocheuse avec des profondeurs et des durées comparables. Ces résultats peuvent donc être transposés au cas de Niocan avec les adaptations nécessaires. Le seul défaut de cet « essai » de pompage est qu'il n'a pas fait l'objet d'un programme de suivi dédié car ce pompage n'était pas un essai. Les effets du pompage de SLC ne nous sont donc connus que par des données historiques récoltées pour d'autres fins et synthétisées aux cartes 2 et 3 de l'annexe XVIII du document PR3.1.

L'analyse des données présentée sur ces cartes montre clairement l'étendue de la zone de rabattement significatif de la mine SLC. Cette étendue a été déterminée dans l'étude d'impact à un maximum de 1,7 km à partir du puits de la SLC et à 1,2 km à partir de l'extrémité des chantiers et des galeries. Il a été aussi observé que les rabattements significatifs ne s'étendent pas dans le gneiss au-delà de la limite de la carbonatite. Pour transposer ces observations au cas de la mine Niocan, il faut tenir compte des différences suivantes :

- La mine Niocan sera moins profonde que la mine SLC;
- La mine Niocan sera moins étendue que la mine SLC;
- Le roc de la mine Niocan est moins fracturé que le roc de la mine SLC;
- Les chantiers de la mine Niocan seront remblayés avec un matériel d'une conductivité hydraulique comparable ou légèrement inférieure à celle de la carbonatite alors que les chantiers de la mine SLC n'étaient pas remblayés.

Toutes ces différences tendent à réduire le rabattement causé par la mine Niocan par rapport au rabattement causé par la mine SLC. On peut d'abord en conclure avec une bonne certitude que les rabattements causés par la mine Niocan ne seront pas plus étendus que ceux causés par la mine SLC. On peut même aller plus loin et estimer avec une certitude suffisante que le rayon d'impact de la mine Niocan sera de l'ordre de 1,2 km dans la carbonatite. L'incertitude intrinsèque à cette estimation est compensée par la mise en œuvre d'un programme de suivi et par l'engagement à étendre le réseau d'aqueduc au besoin.

De même, pour les mêmes quatre raisons, le débit d'exhaure de la mine Niocan sera certainement plus faible que le débit d'exhaure de la mine SLC. Ce débit de la mine SLC comprenait de plus les précipitations sur le bassin versant des deux fosses qui se drainaient dans la mine souterraine.

Le débit d'exhaure de la mine Niocan a été évalué à 2500 m³/j. Dans l'étude environnementale (PR3.1), cette évaluation a été vérifiée par des calculs hydrogéologiques simplifiés et par des comparaisons avec les débits d'exhaure d'autres mines du Québec. Ces vérifications ont démontré que ce débit est réaliste. Nous convenons que cette évaluation comporte une certaine incertitude mais elle n'influence pas le rayon d'impact de la mine Niocan. Un débit d'exhaure différent indiquera seulement que la conductivité hydraulique, le taux de recharge ou la capacité d'emmagasinement du roc sont différents. Rappelons que nous avons déjà dit que la précision de cette évaluation est de l'ordre de 50 % (DB-1.35.1).

En terme d'impact environnemental, un débit d'exhaure significativement différent du débit prévu aura pour conséquence de demander une réévaluation des objectifs environnementaux de rejet en plus ou en moins. Les conséquences possibles sont, en fonction du sens de la variation, une augmentation ou une diminution des efforts de traitement requis pour rejeter les eaux d'exhaure dans le ruisseau Rousse.

6.3. COMPÉTITION POUR LA RESSOURCE

Un des principaux impacts craint par les agriculteurs de la région est la perte de l'accès aux eaux souterraines à des fins d'irrigation. Sauf une exception, les eaux souterraines ne sont pas actuellement utilisées pour l'irrigation. Il s'agit donc d'un impact virtuel. À cela s'ajoute le fait qu'environ la moitié des puits actuels dans la carbonatite montrent des concentrations en uranium dépassant le critère pour les eaux d'irrigation. Ajoutons finalement que cet impact se limitera à la zone des rabattements significatifs. Nous en concluons que cet impact virtuel est relativement restreint.

De plus, les débits requis pour faire de l'irrigation sont assez considérables pendant la période intensive d'irrigation de quatre semaines. Les estimations faites par le MAPAQ (DB31) indiquent que les besoins totaux sont de beaucoup plus importants que le débit de la mine Niocan. Comme les puits d'irrigation seront plus rapprochés, entre eux, il faudra compter avec des interférences réciproques de rabattements importants entre ces puits.

Ces rabattements importants sont déjà vécus par les agriculteurs dans des régions maraîchères limitrophes où l'on pratique l'irrigation à partir des eaux souterraines.

Mais par dessus tout, l'hypothèse de l'utilisation de la nappe du roc pour fournir l'eau d'irrigation se heurte à un problème fondamental. Le MAPAQ a négligé de faire appel à un hydrogéologue pour calculer la productivité des puits, dans la carbonatite. Nous avons déjà énoncé (DB-1.35.1) et répété en audience que la conductivité hydraulique du roc varie de 1×10^{-8} cm/s à 1×10^{-7} cm/s avec une moyenne probable de 4×10^{-8} cm/s. Ces estimations sont l'objet d'un consensus et n'ont pas été disputées par le MENV ni par les autres personnes ressources.

Bien que cette conductivité hydraulique soit assez élevée pour une formation rocheuse, elle est loin d'être suffisante pour permettre l'installation de puits de grand débit, à moins d'en construire un de la taille de la mine Niocan. Un puits standard d'une centaine de mètre de profondeur produira un débit de l'ordre de $10 \text{ m}^3/\text{j}$. Un tel débit est suffisant pour alimenter une résidence ou une ferme mais insuffisant pour irriguer une terre. Il suffit de voir que, pour appliquer quotidiennement, seulement l'équivalent de 1 mm d'eau d'irrigation sur une terre de 10 hectares, il faut un débit de $100 \text{ m}^3/\text{j}$.

Or, il faut s'attendre à ce que la majorité des puits dans la carbonatite d'Oka aient plutôt des débits inférieurs à $100 \text{ m}^3/\text{j}$ comme l'a démontré le calcul précédent. L'hypothèse d'un recours généralisé à l'eau souterraine du roc pour suppléer aux besoins en irrigation n'est donc pas soutenable.

En résumé, les problèmes actuels de quantité et de qualité des eaux souterraines et la nouvelle réglementation sur le captage des eaux souterraines vont gravement compromettre cette utilisation des eaux souterraines à des fins d'irrigation dans le secteur de la carbonatite d'Oka et ceci même sans la mine Niocan. Le coût de l'investissement pour un puits de forte capacité devra être soupesé avec la possibilité qu'on ne puisse pas l'utiliser pour l'irrigation à cause d'une capacité ou d'une qualité inadéquate. De plus, le Règlement sur le captage des eaux souterraines demande que tout puits de plus de $75 \text{ m}^3/\text{j}$ fasse l'objet d'une étude hydrogéologique et les droits du permis sont de 1500 \$. Les coûts de l'installation d'un puits dédié à l'irrigation sont donc encore plus importants maintenant, ce qui rend cette solution encore moins attrayante dans le contexte où les eaux de surface sont encore relativement disponibles dans le secteur de la carbonatite d'Oka et que la concentration en uranium y est acceptable. Les coûts d'aménagement pour un puits de plus de $75 \text{ m}^3/\text{j}$ de capacité peuvent dépasser 15 000 \$ en incluant les droits et les études.

6.4. PROGRAMME DE SUIVI ET MESURE DE MITIGATION

Finalement, les eaux souterraines de la carbonatite d'Oka seront bien protégées des impacts de la mine Niocan malgré les incertitudes intrinsèques à l'étude d'impact. De telles incertitudes sont inévitables et il suffit de les réduire à un niveau acceptable. L'incertitude résiduelle est prise en compte par le programme de suivi qui sert à vérifier les impacts de façon objective.

Le programme de suivi est complété par des engagements de Niocan à mettre en œuvre des mesures correctrices et des mesures d'atténuation jugées adéquates par le MENV (DA2). Le programme de suivi et les engagements de Niocan assurent donc une protection adéquate des eaux souterraines de la carbonatite d'Oka sans qu'il soit nécessaire de faire des études supplémentaires.

Finalement, les résultats du programme de suivi permettront de réduire l'incertitude résiduelle et, éventuellement, de permettre la constitution et le calage d'un modèle mathématique permettant de prédire l'évolution des impacts.

7. CONSIDÉRATIONS AGRICOLES

7.1 INTRODUCTION

Avant d'examiner les effets du projet, il paraît opportun de rappeler quelques notions de base de la science du sol.

Suivant A. Demelon, l'un des fondateurs de la pédologie, « le sol est la formation naturelle de surface, à structure meuble, d'épaisseur variable, résultant de la transformation de la roche-mère sous-jacente sous l'influence de divers processus physiques, chimiques et biologiques »

Les propriétés physiques des sols sont liées fondamentalement à la texture, composition élémentaire, comprenant le sable, les limons, l'argile, le calcaire et l'humus, d'une part et à la structure d'autre part.

La texture est définie d'après la composition des sols (voir annexe 2).

La structure est une disposition que prennent les particules ou les grumeaux du sol entre eux. Elle est conditionnée par la forme et la dimension des agrégats. Alors que l'agriculteur peut difficilement transformer la texture du sol en modifiant la proportion des constituants, il peut intervenir dans le maintien et l'amélioration de la structure et limiter sa dégradation grâce à certaines opérations culturales.

Parmi les interventions majeures réalisées par les agriculteurs figurent le labour et l'irrigation des terres. Sans un programme et une gestion adéquate, ces opérations peuvent détériorer la structure du sol et empêcher l'effet bénéfique d'une irrigation si elle est mal programmée et appliquée. Malgré les efforts déployés par les ingénieurs et agronomes du MAPAQ, la gestion de l'irrigation laisse à désirer au Québec. Pour diminuer les effets négatifs des aléas climatiques, les producteurs québécois devraient, à l'instar de ceux de l'Ontario, élaborer un calendrier d'irrigation afin de savoir quand irriguer et en quelles quantités (voir annexe 3). Il serait aussi souhaitable, qu'à l'aide des rapports pédologiques, les différentes séries des sols soient délimitées sur les terres irriguées afin d'établir des groupes de texture dont les parcelles sont constituées. L'analyse chimique et physique des étendues distinctes est aussi indispensable puisque, entre autres, la connaissance de la capacité au champ aide le producteur à augmenter les quantités d'eau disponibles pour les plantes par les méthodes culturales appropriées.

Il est également indispensable de mesurer la teneur en eau du sol afin d'assurer les pratiques de gestion culturales optimales.

7.2 BESOIN D'IRRIGATION

L'étude de l'avis ministériel du MAPAQ, portant le numéro DB-31, permet de constater que les producteurs agricoles du secteur visé par le projet de Niocan connaissent des périodes de sécheresse et que leurs besoins en eau d'irrigation sont réels.

Il y aurait selon le MAPAQ environ 40 étangs dans un rayon de 2 km du projet Niocan alimentés par les tributaires du ruisseau Rousse et par les eaux de ruissellement, les précipitations, les drains agricoles ainsi que par la nappe de surface. Par ailleurs, l'analyse des photographies aériennes de 1999 n'a permis d'identifier que 20 étangs à l'intérieur de la carbonatite dans un rayon de 2,0 km. La différence d'évaluation provient d'une part de l'intégration de la limite de la carbonatite dans la présente estimation et d'autre part, de la possibilité que de nouveaux étangs de ferme aient été aménagés ces 5 dernières années. Cependant, le nombre de nouveaux étangs est probablement limité.

Selon les producteurs agricoles, plusieurs branches du ruisseau Rousse s'assèchent pendant la période d'étiage et les 3 millions de m³ d'eau coulant entre les mois de mai et octobre ne sont pas toutes disponibles pour irrigation durant la sécheresse.

Les producteurs désireux de sauver les récoltes ont déjà augmenté le nombre d'étangs et l'un d'eux a foré un puits. Ce puits n'est toutefois pas autorisé en vertu de l'article 31 du Règlement sur le captage des eaux souterraines ce qui est obligatoire pour tout puits d'une capacité supérieure à 75m³/d. Ce puits n'aurait donc pas une capacité supérieure à 75 m³/d puisque le MAPAQ a certainement informé les agriculteurs des obligations découlant de ce Règlement d'autant plus que le projet Niocan était discuté et que la problématique de l'approvisionnement en eau est un enjeu important dans la région.

Après avoir élaboré plusieurs scénarios en vue de prévoir les besoins futurs en eau d'irrigation pour les agricultures concernées, l'équipe du MAPAQ s'interroge à propos de la disponibilité en quantité suffisante de cette eau durant la période critique de sécheresse. La solution préconisée par le MAPAQ pour combler l'important manque d'eau pendant la période de sécheresse semble être d'utiliser les eaux de la nappe profonde. Cependant, ce n'est visiblement pas la solution retenue par les agriculteurs (voir carte 2. en pochette) pour répondre aux besoins actuels. De plus, l'utilisation des eaux de la nappe introduira forcément de l'uranium dans les sols ce qui devrait préoccuper le MAPAQ, car celui-ci se

préoccupe beaucoup de l'uranium contenu dans les eaux d'exhaure. Comme souligné dans la section sur l'hydrogéologie, le pompage de 180 000 m³ pendant 30 jours représente un taux journalier de 6000 m³/d. Les problèmes de rabattement, de disponibilité de la ressource et de qualité de l'eau ne sont pas présentés dans les documents du MAPAQ. La consultation des membres de l'équipe de travail ayant participé à la préparation des documents du MAPAQ (DB-31 et DB-41) permet de constater qu'aucun hydrogéologue du MAPAQ ou du MENV n'a étudié cette question. Tenant compte des incertitudes, l'utilisation des eaux d'exhaure ne semble pas résoudre le problème d'approvisionnement des producteurs. En effet, cette source d'eau doit être considérée comme une source de « dépannage », supplémentaire et pas comme une source principale et permanente. De plus, en période d'étiage, le débit disponible sera de l'ordre de 1500 m³/d et les besoins estimés à 6000 m³/d pour une durée de 30 jours. Le seul puits dans la carbonatite qui ait donné un débit de 6000 m³/d c'est celui de SLC qui comprenait 2 fosses à ciel ouvert, qui était profond de 750 m, dont les galeries s'étendaient sur plus de 900 m et touchaient des secteurs où la carbonatite était altérée et qui avait de l'ordre de 3 700 000 m³ d'ouverture.

Tenant compte de cette situation, les producteurs devraient envisager d'autres solutions afin de résoudre le problème d'approvisionnement.

La solution la plus rassurante et conforme à l'usage actuel serait l'augmentation du nombre d'étangs. Il leur revient de déterminer si les coûts d'investissement peuvent être supportés par leurs entreprises. L'utilisation des méthodes d'irrigation les plus efficaces et économiques (goutte à goutte, etc.) ainsi que la gestion rationnelle de l'irrigation, laquelle tient compte des éléments cités à la section 7.1, sont aussi des moyens pour surmonter les difficultés rencontrées. Cette solution résout également le problème de l'uranium si les eaux de surface sont de bonne qualité car cet aspect n'a pas été vérifié par le MAPAQ mais présente globalement beaucoup moins d'incertitude que les eaux souterraines.

7.3 UTILISATION DES EAUX DU RUISSEAU ROUSSE APRÈS MÉLANGE

Advenant que l'eau d'exhaure soit utilisée pour fins d'irrigation supplémentaire, sa teneur en uranium ne devrait pas causer d'inquiétude.

En effet, les analyses chimiques effectuées indiquent les concentrations suivantes dans les puits près de la mine : 0,01, 0,052 et 0,024 mg/l alors qu'il est prévu que l'eau d'exhaure en contiendrait 0,04 mg/l.

Une fois cette dernière mélangée à l'eau du ruisseau Rousse, la concentration de cette combinaison ne dépassera pas les niveaux acceptables pour l'irrigation.

Selon les scénarios élaborés par le MAPAQ (voir document DB-41) l'utilisation de l'eau d'exhaure pour l'irrigation des cultures introduira une nouvelle charge d'uranium dans le milieu. Mais cette remarque s'applique aussi à l'utilisation des eaux souterraines comme l'eau d'irrigation puisque la concentration moyenne en uranium est de 0,017 mg/l U (DD-1.23, p. 20) dans la carbonatite.

Afin de connaître l'évolution de cet élément, trois scénarios étaient élaborés par l'équipe du MAPAQ.

Le scénario 1, le plus pessimiste, indique 210 ans avant que le sol irrigué atteigne le taux de concentration de 10 mg/kg, seuil retenu pour la protection de l'environnement, lequel a déterminé la recommandation générale pour les sols agricoles. Ce calcul a été fait avec des teneurs en uranium de 0,081 mg/l et avec 100 % de l'eau provenant des eaux d'exhaure. Ce scénario est totalement irréaliste.

Avec le scénario 2, il s'écoulera 3325 ans et avec le scénario 3 il faudrait attendre 13 158 ans avant que le niveau acceptable soit dépassé. Le scénario 3 paraît le plus réaliste en terme de concentration d'uranium dans le ruisseau Rousse sur une base moyenne des mois d'été. Le calcul présenté au tableau 8 du document (DQ-1.1) est basé sur un étiage sévère du ruisseau dont la probabilité est de 7 jours consécutifs une année sur deux. La problématique avec l'uranium n'est pas reliée à une toxicité aiguë mais plutôt à une accumulation à long terme. La valeur qui aurait dû être retenue pour les simulations est la valeur moyenne en uranium pendant toute la période d'irrigation à partir du ruisseau Rousse après mélange. Cette valeur serait de l'ordre de 0,005 mg/l, valeur utilisée au scénario 3.

Lors de l'élaboration des trois scénarios, le rôle de la structure du sol n'était pas pris en considération. Pourtant, elle se modifie continuellement sous l'influence des forces mécaniques, des mouvements d'eau liés aux précipitations, à l'évapotranspirations, au gel/dégel et à l'absorption racinaire. Les processus biologiques tels que l'exploration des racines, l'action des vers de terre et la transformation des résidus organiques par les microorganismes exercent également une influence importante dans le déplacement des ions dans le sol.

Il est donc permis de prévoir que les concentrations d'uranium du sol prévues dans les trois scénarios diminuent encore sous l'influence des facteurs mentionnés et que le temps nécessaire pour atteindre le seuil de 10 mg/kg est sans commune mesure avec la durée de vie de la mine.

D'autre part, Niocan confirme qu'elle sera disposée à pomper ses eaux d'exhaure dans un bassin aménagé à l'extrémité ouest de la Montée du village et adjacent au ruisseau Rousse. Cela permettrait le mélange des deux eaux et, conséquemment, aux agriculteurs de s'y approvisionner dans un rayon de 1 à 1,5 km. Ce bassin est illustré à titre indicatif sur le plan montrant les étangs de ferme.

En supposant que 1500 m³/j d'eau d'exhaure soient disponibles pour des fins d'irrigation agricole lors des étiages sévères, et qu'un puits moyen produise de l'ordre de 10 m³/d sur une base soutenue dans le carbonatite, la contribution des eaux d'exhaure équivaut à celle de 150 puits dans la carbonatite. Si l'on considère qu'un puits moyen coûte 10 000 \$ à aménager, l'investissement nécessaire pour les agriculteurs pour obtenir un volume d'eau correspondant aurait été de l'ordre de 1 500 000 \$. La contribution de Niocan pour solutionner les problèmes de disponibilité en eau des agriculteurs est substantielle.

7.4 AGRICULTURE BIOLOGIQUE

Quelques agriculteurs, dont M. Pierre Villeneuve (document DM-7.1), se sont inquiétés du risque de perdre leur accréditation advenant la mise en production de la mine Niocan.

Le principal risque serait relié aux émissions de poussières et d'éléments radioactifs provenant surtout du processus de traitement du minerai. L'usine sera dotée de dépoussiéreurs très performants de sorte que les retombées de poussières, de radon et d'autres éléments radioactifs seront non mesurables aux limites de la propriété et a fortiori à Saint-Joseph-du-Lac. Cette démonstration a été faite lors de l'enquête sur la radioactivité.

En ce qui concerne l'utilisation d'eau pour l'irrigation de façon générale, la qualité de l'approvisionnement en eau ne sera pas modifiée. Le seul endroit où il peut y avoir une modification, c'est dans le ruisseau Rousse en aval de l'effluent des eaux d'exhaure de la mine Niocan. Selon les simulations réalisées, l'eau du ruisseau Rousse va respecter tous les critères du CCME pour l'eau d'irrigation sauf pour l'uranium lors d'étiage très sévère (1 fois aux 2 ans). Tel que discuté à la section 4.1, il est même fort peu probable que cet événement se produise.

Dans les documents consultés (voir annexe 4), les organismes de certification semblent craindre davantage les problèmes de contamination bactériologique (responsable de la turista) de contamination de produits phytosanitaires, de fertilisation (compost ou engrais chimiques) ou par des organismes génétiquement modifiés que la contamination minérale (voir annexe 4, section 11 du CAAQ).

En ce qui concerne les problèmes de perception, le principal danger vient probablement des opposants eux-mêmes. Comme constaté lors de l'enquête sur la radioactivité, les conséquences du projet sur la teneur de radon, la radioactivité des sols ou la teneur en uranium des sols agricoles sont négligeables. Cependant, les craintes des consommateurs face aux produits venant d'Oka peuvent être exacerbées par le comportement même des producteurs et de l'UPA face au projet qui publicisent des craintes qui s'avèrent ensuite non fondées. Les agriculteurs deviennent les victimes de leur propre désinformation. Cette situation était criante lors des audiences sur la radioactivité et lors des audiences du TAQ.

8. CONCLUSION

À la lumière des données disponibles, la qualité des eaux souterraines ne sera pas affectée à long terme. Les eaux d'exhaure respecteront les exigences du ministère de l'Environnement pour un rejet sécuritaire et à long terme dans le ruisseau Rousse permettant tous les usages y compris agricoles. Toutefois, le ruisseau Rousse continuera de souffrir en période de crue de concentration très importante de « bons sols arables agricoles » comme l'a appelé M. Vaillancourt, agronome du MAPAQ (DT-7, p. 131). En environnement, ce paramètre est appelé des matières en suspension et il est normalement contrôlé. L'impact sur le cours d'eau est d'autant plus significatif qu'il se produit lorsque le débit est le plus important. La charge (débit x concentration) en est d'autant plus élevée. En ce sens, l'apport supplémentaire de la mine sera limité.

L'eau en aval du point d'entrée des eaux d'exhaure dans le ruisseau Rousse pourra être utilisée pour des fins d'irrigation car elle respectera les critères pour l'irrigation du CCME y compris pour l'uranium, ce qui n'est pas le cas pour près de 50 % des puits dans la carbonatite.

Les données historiques de la SLC et les témoignages entendus, généralement non complaisants pour Niocan, ont permis de confirmer l'étendue du rabattement de la nappe lors de cette exploitation. Les différences importantes entre ces deux exploitations permettent d'affirmer, hors de tout doute raisonnable, que la surface de rabattement et les débits pompés seront moindres pour le projet Niocan.

Les limites exactes du rabattement sont difficiles à déterminer et une étude hydrogéologique plus complète, mais toujours imparfaite, ne pourra pas dissiper toute incertitude. D'ailleurs, l'hétérogénéité de la carbonatite, souligné par M. Serge Lavoie (DT4, p.33), est certainement la cause principale des difficultés rencontrées lors de l'utilisation d'un modèle numérique pour prévoir les rabattements, malgré les efforts consentis pour le faire. Dans ce sens, un suivi de la nappe profonde dans le roc et de la nappe phréatique sera toujours nécessaire. C'est la raison pour laquelle nous préconisons cette approche.

L'eau souterraine sert actuellement essentiellement comme eau potable, pour les serres, l'abreuvement du bétail et le lavage des légumes. Cette eau sera remplacée par l'eau de la municipalité à l'intérieur du rayon d'impact (DA2). Cette dernière est potable au sens du Règlement sur la qualité de l'eau potable ce qui n'est pas le cas pour au moins 25 % des

puits de la carbonatite et ceci en considérant uniquement le paramètre uranium (DB78 et DB78.1). Ce pourcentage ne tient pas compte du plomb et des autres contaminants potentiels qui peuvent être présents dans les puits.

Pour des fins d'irrigation, les agriculteurs se servent essentiellement d'étangs de ferme et du ruisseau Rousse et de ses tributaires. Les étangs de ferme, selon les photographies aériennes d'août 1975, n'ont pas été affectés par le rabattement de la nappe profonde induit par la SLC.

Selon le MAPAQ, l'avenir pour les fins d'irrigation passe par le fonçage de puits et l'utilisation d'eau souterraine. Cette hypothèse est contredite par les agriculteurs qui aménagent de nouveaux étangs de ferme, ce que reconnaît le MAPAQ. Le MAPAQ n'a, par ailleurs, aucunement estimé la faisabilité et les coûts de ce type d'approvisionnement. Les estimations que nous avons réalisées montrent qu'il serait très coûteux et irréaliste de s'approvisionner à grande échelle dans l'eau souterraine. Par ailleurs, M. Vaillancourt, agronome du MAPAQ, (DT7, p. 134), dit :

« alors, nous, tout ce qu'on se dit, c'est que cette concentration-là .01 est déjà, je pense, dix fois plus élevée que celle dans Rousse. Alors, on peut vous dire rapidement, sans faire de simulation, qu'on s'attendrait à ce que l'accumulation d'uranium dans le sol soit dix fois plus rapide avec le mélange qu'avec juste le Rousse. C'est ce qu'on peut vous dire à très court terme juste maintenant. »

Nous comprenons que M. Vaillancourt ne peut recommander l'usage de l'eau souterraine sachant que la concentration moyenne de l'uranium est de 0,017 mg/l dans la carbonatite.

La solution préconisée par Niocan pour assurer la cohabitation des deux industries est d'économiser l'eau d'irrigation en favorisant le goutte à goutte et un usage parcimonieux de l'eau. La deuxième solution est de continuer l'œuvre des agriculteurs en aménageant de nouveaux étangs de ferme ou en agrandissant ceux existants. À remarquer que ces deux actions devraient être encouragées par le MAPAQ même en l'absence du projet Niocan.

Par ailleurs, Niocan va mettre en place un réseau de piézomètre et un programme de suivi de façon à pouvoir, avec un modèle numérique si nécessaire, prévoir les rabattements avant qu'ils ne se produisent et prendre les mesures appropriées pour corriger la situation, si besoin. Ces piézomètres vont permettre de suivre les niveaux d'eau autant dans le roc que dans les dépôts meubles.

Niocan va rendre disponible, pendant la période d'irrigation, l'eau d'exhaure via un bassin aménagé à proximité du ruisseau Rousse et du rang Sainte-Sophie à la hauteur de la Montée du village. Ces 1500 m³ d'eau supplémentaire représentent un plus par rapport à la situation actuelle et prévisible. En effet, cette eau n'est présentement pas utilisée par les agriculteurs car ils n'y ont pas accès. Les coûts, pour avoir accès à un tel volume d'eau souterraine, sont prohibitifs et la faisabilité par un ensemble de petits puits non démontrée.

Ce document sera transmis au MENV et au MAPAQ et nous espérons que le MAPAQ acceptera d'en discuter avec nous son contenu.

9. RÉFÉRENCES

- BELEM, T. *et al.*, (2001). The effect of microstructural evolution on the physical properties of paste Backfill. Tailings and Mine Waste. 365-374. Rotterdam – Baalkemo.
- BENZAAZOUA, Mostafa *et al.* (2001). Mise en évidence du phénomène d'auto-ignition dans les remblais cimentés, avril 2001.
- BENZAAZOUA, Mostafa *et al.* (2002). Stabilisation et solidification de résidus miniers sulfo-arséniés dans des remblais cimentés en pâte. Symposium sur l'environnement et les mines : Défis et perspectives, Rouyn-Noranda, nov. 2002.
- BENZAAZOUA, Mostafa *et al.* (2003). Utilisation du remblai en pâte comme support de terrain. Partie II : comportement à court, à moyen et à long terme. Symp. int. Après-mines, 5-7 février, Nancy, France.
- BENZAAZOUA, Mostafa *et al.* (2003) The use of pastefill as a solidification and stabilization process for the control of acid mine drainage. Elsevier Ltd.
- BERNIER, Louis R. *et al.* (2001). High Temperature Oxidation (Heating) of Sulfidic Paste Backfill : A Mineralogical and Chemical Perspective
- CGC (1982) Géologie de surface – Vaudreuil, Québec-Ontario. Dépôt public 1488A, Feuillet 31G8, Commission géologique du Canada, Ottawa, Canada.
- CGC (1984) Géologie des formations en surface – Lachute-Arundel, Québec-Ontario, Dépôt public 1577A, Feuillet 31GNE, Commission géologique du Canada, Ottawa, Canada.
- CGC (2001a). Géologie des formations superficielles – Lachute-Oka, Québec-Ontario, Dépôt public 3520, Feuillet 31G9, Commission géologique du Canada, Ottawa, Canada.
- CGC (2001b). Géologie des formations superficielles – Laval, Québec, Dépôt public 3873, Feuillet 31H12, Commission géologique du Canada, Ottawa, Canada.
- LANDRIAULT *et al.*, 2001. Stabilisation et solidification de résidus miniers sulfo-arséniés dans des remblais cimentés en pâte.
- LES CONSULTANTS PROTEC INC. (1996). Résultats de la campagne de sondages d'hiver 95-96 sur la propriété de Niocan, Oka, Québec. Les Consultants PROTEC Inc., 20 p.
- LES CONSULTANTS PROTEC INC. (1997). Rapport géologique de la campagne d'exploration de 1997 sur la propriété Niocan inc., Oka, Québec. Les Consultants PROTEC Inc., 37 p.
- McNEELY, R.N. *et al.*, (1980). Référence sur la qualité des eaux. Guide des paramètres de la qualité des eaux. Environnement Canada. 100 p.
- MONTERVAL (1999).
- SIH (2005). Annuaire des puits et forages. Système d'information hydrogéologique, Ministère de l'Environnement du Québec, Gouvernement du Québec, Québec, Canada.