

NIOCAN INC.

PROJET MINIER NIOCAN

**Réponses aux questions du Bureau
d'audiences publiques sur l'environnement
(BAPE)**

Rapport

ROCHE

NIOCAN INC.

PROJET MINIER NIOCAN

**Réponses aux questions du Bureau
d'audiences publiques sur l'environnement
(BAPE)**

Rapport

JUIN 2002



N/Réf. : 20611-000

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

ÉQUIPE DE TRAVAIL

Niocan inc.

Richard R. Faucher, ingénieur, président

René Dufour, ingénieur, président du Conseil d'administration

Serge Lavoie, géologue conseil

SENES Consultants Limited

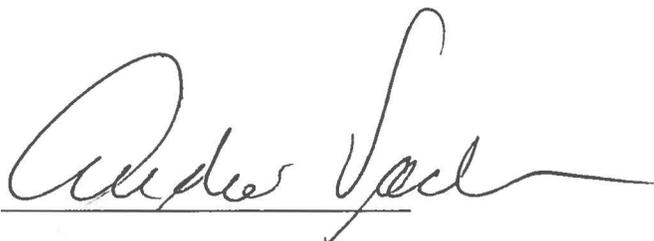
Leo Lowe, Ph.D., physicien, spécialiste en santé et environnement

Doug Chambers, Ph.D., directeur des études en risques et radioactivité

EnviroConseil inc.

Denis Isabel, Ph.D. ingénieur, hydrogéologue

Roche Ltée, Groupe-conseil



André Vachon, biologiste, M. Sc.

Directeur de projet



Yves Thomassin, ingénieur forestier, M.Sc.A.

Chargé de projet

TABLE DES MATIÈRES

1	Introduction	1
2	Nouveaux éléments d'information.....	2
2.1	Teneur en Radium-226 du puits no.2	2
2.2	Activité radioactive des matériaux présents dans certains barils à la surface du site SLC	2
3	Première série de questions	4
3.1	Précision sur les méthodologies de détermination de l'activité des radioéléments et des teneurs en thorium et en uranium.....	4
3.1.1	Caractérisation de quatre puits privés en septembre 1999	4
3.1.2	Caractérisation du puits privés No. 2 en février 2002.....	6
3.1.3	Caractérisation des eaux de surface – Octobre 1999	8
3.1.4	Caractérisation des eaux de surface – Juillet 2000	8
3.1.5	Caractérisation des sédiments – Octobre 1999	8
3.1.6	Caractérisation de l'eau des fosses – Octobre 1999	9
3.1.7	Caractérisation des résidus de l'usine-pilote.....	10
3.2	Estimation de l'activité des radioéléments non mesurés	11
3.3	Détermination de la charge en uranium des eaux de percolation au site SLC ..	12
3.3.1	Teneurs en uranium des eaux de percolation.....	12
3.3.2	Volume des eaux de percolation	13
3.3.3	Charge en uranium des eaux de percolation.....	13
3.4	Comparaison entre les quantités de poussières générées par les activités de Niocan et les activités agricoles locales	13
4	Deuxième série de questions.....	15
4.1	Coefficient d'emménagement du terrain, pompage des eaux d'exhaure et recharge des nappes.....	15
4.2	Conductivité hydraulique	19
4.3	Réseau de fractures altérées dans la carbonatite.....	22
4.4	Qualité des eaux souterraines et des eaux de surface	25

TABLE DES MATIÈRES

4.5 Questions reliées au radon et aux autres radionucléides	26
---	----

Annexes

Annexe I	Résultats du laboratoire pour le Radium-226 dans le puits no.2
Annexe II	Résultats du laboratoire (radioéléments) pour les matériaux contenus dans des barils à la surface du site SLC
Annexe III	Description de la méthode de détermination des teneurs en uranium par activation neutronique
Annexe IV	Résultats du laboratoire (radioéléments) pour les puits échantillonnés en 1999
Annexe V	Résultats du laboratoire (radioéléments) pour les eaux de surface et les sédiments échantillonnés en 1999
Annexe VI	Données climatologiques pour la période précédant l'échantillonnage des fosses du site SLC
Annexe VII	Résultats du laboratoire (radioéléments) pour la pulpe de résidus récolté à l'usine-pilote
Annexe VIII	Article de Harry E. LeGrand

1 INTRODUCTION

Le présent document contient les réponses aux diverses interrogations ou demandes formulées par les membres de la Commission du BAPE. L'ordre de présentation des questions et des réponses a dans la mesure du possible été respecté.

Pour quelques questions, les réponses ont été fournies dans des documents distincts qui ont ou qui seront acheminées dans les plus brefs délais au secrétariat du BAPE.

Par ailleurs, certains nouveaux éléments d'informations sont présentés dans ce document. Ces nouveaux éléments portent sur la teneur en Radium-226 du puits no.2 et sur l'activité radioactive de matériaux contenus dans certains barils localisés à la surface du site SLC.

Finalement, les réponses élaborées par les professionnels de SENES Consultants Limited sont présentées en langue anglaise.

2 NOUVEAUX ÉLÉMENTS D'INFORMATION

2.1 TENEUR EN RADIUM-226 DU PUIITS NO.2

Le Radium-226 étant un émetteur de rayonnements Alpha et Gamma, la mesure de son activité peut être réalisée par spectroscopie Gamma ou par spectroscopie Alpha. Les mesures de l'activité du Radium-226 obtenues par spectroscopie Gamma qui ont déjà été transmises, étaient de <5 Bq/l (Lettre du 8 mai 2002 adressée à M. Yves Dansereau de la Direction régionale des Laurentides du ministère de l'Environnement - Document DA4). Ce seuil de détection est plutôt élevé si l'on considère que la recommandation pour la qualité de l'eau potable au Canada (Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement, mars 2001) est de 0,6 Bq/l. Il fut donc décidé de procéder à une mesure par spectroscopie Alpha.

L'activité mesurée pour la Radium-226 dans l'eau du puits no.2 est de $0,3 \pm 0,1$ Bq/l (les nouveaux résultats du laboratoire sont présentés à l'annexe I. Les autres résultats ont été fournies avec le document DA4). Cette faible activité confirme la théorie de Hall et al. (1987) concernant la provenance du radon dissous dans les eaux souterraines, laquelle a été présentée dans la lettre pré-citée.

Ce puits étant celui des puits échantillonnés ayant montré les plus fortes teneurs en uranium et en radon, il est possible de conclure que la teneur en radium des eaux d'exhaure devrait être inférieure à 0,3 Bq/l et donc respecter la recommandation pour les eaux potables.

2.2 ACTIVITÉ RADIOACTIVE DES MATÉRIAUX PRÉSENTS DANS CERTAINS BARILS À LA SURFACE DU SITE SLC

Dans le cadre des activités de caractérisation des matériaux retrouvés sur le site St-Lawrence Colombium (SLC), deux échantillons de matériaux ont été récoltés dans des barils abandonnés. Cet échantillonnage a été réalisé à la fin du mois de mai par M. Richard Faucher, président de Niocan inc. en présence de MM. Yves Dansereau et Charles Lamontagne du ministère de l'Environnement.

Les échantillons ont été transmis au laboratoire du Département de chimie de l'Université Laval. L'activité Gamma a été mesurée au moyen d'un détecteur

germanium hyperpur couplé à un multicanal et un ordinateur. L'estimation de l'activité des radioéléments non mesurés et le calcul des coefficients d'activité ont été réalisés par M. Jean Eudes Côté, chimiste au Département de chimie.

Les coefficients d'activité radioactive sont de 1,2 et 1,3, ce qui est légèrement supérieur au critère de 1,0 contenu dans le *Règlement sur les matières dangereuses* (les résultats du laboratoire sont présentés à l'annexe II). Les résultats obtenus ont été utilisés par M. Leo Lowe de SENES Consultants Limited pour l'estimation des poussières générées lors du transport éventuel de ces barils. Les estimations de M. Lowe font suite à une question spécifique du BAPE et elles sont présentées dans un document datée du 6 juin 2002 qui a déjà été transmis au BAPE.

En fait, les teneurs en radioéléments des deux échantillons sont très légèrement supérieures à celles observées dans les résidus du parc SLC (voir document DA21 «Caractérisation des matériaux du site minier St-Lawrence Colombium»).

Dans ce contexte, il est possible de penser que ces matériaux puissent être des résidus qui ont été utilisés comme «sable de creuset de fonte» lors de la fabrication du ferriobium. Les faibles volumes en cause semblent par ailleurs corroborer cette hypothèse puisque la fabrication de ferro-niobium n'a été réalisée que lors des deux dernières années d'opération à la SLC.

3 PREMIÈRE SÉRIE DE QUESTIONS

3.1 PRÉCISION SUR LES MÉTHODOLOGIES DE DÉTERMINATION DE L'ACTIVITÉ DES RADIOÉLÉMENTS ET DES TENEURS EN THORIUM ET EN URANIUM

3.1.1 Caractérisation de quatre puits privés en septembre 1999

Une première caractérisation de quatre puits du secteur immédiat de la mine Niocan a été réalisée en 1999. Un de ces puits (le puits no.5) est localisé dans le mort-terrain et les trois autres sont localisés dans le roc. Les résultats de la caractérisation sont présentés au tableau 3.5 de l'Étude environnementale.

Les échantillons ont été récoltés par madame Doris Champagne, ingénieure chez Roche Itée et par monsieur Jean-François Ricard, ingénieur, alors à l'emploi de Niocan inc. Préalablement au prélèvement, chacun des puits a été vidangé en laissant couler le robinet pendant une quinzaine de minutes.

Les échantillons ont été prélevés directement dans les contenants fournis par le laboratoire Envirolab et entreposés dans deux glacières permettant de conserver les échantillons à 4°C. Les contenants renfermaient le volume d'agent de conservation nécessaire pour chacun des paramètres analysés.

Au puits no.1 localisé au 117 chemin Ste-Sophie, les échantillons ont été récoltés directement au robinet localisé au fond de la grange. Contrairement au robinet de la maison, le robinet de la grange n'est pas muni d'un filtre.

Au puits no.2 localisé au 89 chemin Ste-Sophie, les échantillons ont été récoltés directement au robinet du garage. Le robinet n'est pas muni d'un filtre.

Pour le puits no.3 localisé au 63 chemin Ste-Sophie, l'échantillon a été récolté à la résidence du 61 chemin Ste-Sophie qui est approvisionnée sur ledit puits. Le robinet sur lequel ont été prélevés les échantillons est muni d'un filtre.

Il est très probable que le filtre installé sur ce robinet soit en fait un adoucisseur d'eau. En effet, sur les 20 puits munis d'un système de traitement qui ont été échantillonnés par la Régie régionale de la santé et des services sociaux des Laurentides en 1999, 19

puits étaient dotés d'un adoucisseur et un seul puits était doté d'un système à osmose inverse.

De plus, la profondeur du puits muni d'un système à osmose inverse ne correspond pas à celle du puits no.3. Il est donc logique de penser que le robinet où l'échantillon du puits no.3 a été récolté était simplement muni d'un adoucisseur d'eau.

Or, tel que souligné dans le rapport de la RRSSS (1999) :« *Les études disponibles à l'heure actuelle avancent que les techniques de traitement de l'eau qui utilisent les échangeurs anioniques et l'osmose inverse sont efficaces pour réduire les concentrations d'uranium dans l'eau*».

Compte tenu de la très forte probabilité que le système de traitement soit un adoucisseur et de la très faible efficacité de celui-ci pour l'enlèvement de l'uranium, il est permis d'affirmer que la teneur en uranium observée est fort probablement représentative de celle des eaux non traitées du puits.

Pour le puits no.5 localisé au 23 chemin Ste-Sophie, l'échantillon a été récolté à la résidence du 29 chemin Ste-Sophie qui est approvisionnée sur ledit puits. Le robinet sur lequel ont été prélevés les échantillons n'est pas muni d'un filtre.

Uranium

Des sous-échantillons ont été transmis au laboratoire de radiochimie de l'Institut de génie nucléaire de l'École Polytechnique de l'Université de Montréal. Les teneurs en uranium des eaux des puits ont été mesurées par activation neutronique. La description de la procédure est présentée à l'annexe III, lequel nous a été transmis par M. Lubomir Zikovsky le 13 mars 2002.

Radioéléments

La mesure de l'activité des principaux radioéléments émetteurs de rayonnements Gamma a été réalisée au Laboratoire de radiochimie de l'Institut de génie nucléaire de l'École Polytechnique de l'Université de Montréal.

La détermination de l'activité a été réalisée par spectroscopie Gamma (M. Lubomir Zikovsky, commun. pers.). L'appareil utilisé est un détecteur coaxial du type Ge

ultrapur, modèle GEM 25185-P fabriqué par Ortec inc. Le détecteur est branché à un analyseur de 4 096 canaux fabriqué par Nucleus inc. et il utilise le logiciel PCA-II.

Les résultats ont été présentés par M. Zikovsky en Bq/l de radon (les résultats du laboratoire sont présentés à l'annexe IV). Cependant, l'activité du Radon-226 qui est un émetteur de rayonnement Alpha n'a pas été mesuré directement, mais plutôt estimé à partir des activités mesurées pour le Plomb-214 et le Bismuth-214, deux émetteurs de rayonnements Gamma qui sont en aval du radon dans la chaîne de désintégration de l'Uranium-238.

Une vérification attentive des spectres obtenus a permis de constater que l'activité du Radium-226, un émetteur de rayonnement Gamma immédiatement en amont du radon dans la chaîne de désintégration de l'Uranium-238, était inférieure au seuil de détection des appareils et cela même pour le puits no.3 où de fortes activités en Plomb-214 et en Bismuth-214 ont été mesurées (M. Lubomir Zikovsky, commun. pers.).

3.1.2 Caractérisation du puits privés No. 2 en février 2002

Les échantillons ont été récoltés par monsieur Rénald Pelletier, technicien senior chez Roche ltée. Le prélèvement des échantillons a été effectué conformément aux procédures standards contenues dans le «Guide d'échantillonnage des eaux souterraines».

Les échantillons ont été prélevés directement dans les contenants fournis par le laboratoire Bodycote (Division Envirolab) et entreposés dans deux glacières permettant de conserver les échantillons à 4°C. Les contenants renfermaient le volume d'agent de conservation nécessaire pour chacun des paramètres analysés.

Les échantillons ont été récoltés directement au robinet du garage qui est alimenté par le puits. Préalablement au prélèvement, le puits a été vidangé en laissant couler le robinet pendant 15 à 20 minutes.

Uranium

La teneur en uranium a été mesurée au laboratoires Bodycote de Pointe-Claire par la méthode «Spectroscopie de masse à plasma induit (ICP-MS)».

Radioéléments

Un sous-échantillon a été acheminé au laboratoire du Département de chimie de l'Université Laval pour la mesure de l'activité radioactive. Une première série de mesure a été réalisée dès réception de l'échantillon. Par la suite, une nouvelle série de mesures a été réalisée après avoir fait bouillir l'échantillon, ce qui a pour effet de libérer les gaz dissous, dont le radon.

L'échantillon a, par la suite, été scellé et une troisième série de mesures a été réalisée après 30 jours. Le scellage permet d'obtenir l'équilibre séculaire entre les radioéléments d'une même chaîne de désintégration. En effet, dans un échantillon scellé, le radon gazeux ne peut s'échapper de sorte qu'il y a obtention de l'équilibre de l'activité entre les radioéléments en amont en en aval du radon dans la chaîne de désintégration.

L'activité Gamma des solides et des lixiviats a été mesurée au moyen d'un détecteur germanium hyperpur couplé à un multicanal et un ordinateur. L'activité Alpha brute a été mesurée au moyen d'un spectromètre de marque Canberra modèle 7200. L'activité Bêta brute a été mesurée au moyen d'un compteur à scintillation de marque Canberra modèle 2500TR-AB.

Pour la mesure spécifique du Radium-226, un échantillon d'eau (1litre) est acidifié avec de l'acide nitrique pour obtenir une concentration de « N. La solution obtenue est filtrée à travers une membrane Empore Radium Rad Disk. Cette membrane retient spécifiquement le radium. La membrane est séchée et le comptage est réalisé à l'aide d'un spectromètre Alpha de marque Canberra Alpha Analyst muni de détecteurs PIPS #PA45020. Le logiciel Génie 2000 de Canberra est utilisé pour traiter les spectres obtenus.

3.1.3 Caractérisation des eaux de surface – Octobre 1999

En octobre 1999, des échantillons des deux cours d'eau drainant le site SLC (SLC-SE et SLC-NO) ont été prélevés par monsieur Jean-François Ricard, ingénieur, alors à l'emploi de Niocan inc.

Uranium

Les teneurs en uranium ont été mesurées au laboratoire Philip d'Anjou par la méthode ICP avec nébulisation ultrasonique (EPA Méthode 200.15).

Radioéléments

Des sous-échantillons ont été transmis au laboratoire de radiochimie de l'Institut de génie nucléaire de l'École Polytechnique de l'Université de Montréal. La mesure de l'activité des principaux radioéléments émetteurs de rayonnements Gamma a été réalisée par spectroscopie Gamma (M. Lubomir Zikovsky, commun. pers.). Les résultats du laboratoire sont présentés à l'annexe V.

3.1.4 Caractérisation des eaux de surface – Juillet 2000

Les échantillons ont été récoltés par monsieur Régnald Pelletier, technicien senior chez Roche Itée.

Uranium

Les teneurs en uranium ont été mesurées au laboratoires Bodycote de Pointe-Claire par la méthode «Spectroscopie de masse à plasma induit (ICP-MS)».

3.1.5 Caractérisation des sédiments – Octobre 1999

Uranium

Les échantillons de sédiments ont été acheminés au laboratoire Philip d'Anjou. Les échantillons ont d'abord fait l'objet d'une digestion partielle. Par la suite, les teneurs en uranium ont été mesurées sur la fraction liquide par la méthode ICP avec nébulisation ultrasonique (EPA Méthode 200.15).

La limite de détection est de 50 mg/kg, ce qui est relativement élevée. Cette haute limite de détection est attribuable aux interférences qui sont parfois observées avec cette méthode (M. Éric Fortin, chimiste, directeur du secteur de la chimie inorganique, commun. pers.).

Thorium

Les teneurs en thorium ont été mesurées aux laboratoires COREM de Québec. Les mesures ont été réalisées par la méthode «fluorescence X». Les teneurs en thorium des sédiments sont des teneurs en contenu total.

Radioéléments

Des sous-échantillons ont été transmis au laboratoire de radiochimie de l'Institut de génie nucléaire de l'École Polytechnique de l'Université de Montréal. La mesure de l'activité des principaux radioéléments émetteurs de rayonnements Gamma a été réalisée par spectroscopie Gamma (M. Lubomir Zikovsky, commun. pers.). Les résultats du laboratoire sont présentés à l'annexe V.

3.1.6 Caractérisation de l'eau des fosses – Octobre 1999

Des échantillons des eaux des fosses ont été récoltés le 1^{er} novembre 1999, par monsieur Jean-François Ricard, ingénieur, alors à l'emploi de Niocan inc. Les eaux ont été échantillonnées à partir de la rampe d'accès autrefois utilisée pour le transport du minerai. Les échantillons ont donc été récoltés au bord de la fosse et en surface.

La veille de la prise d'échantillons, soit le 31 octobre une précipitation de 6 mm a été observée. Entre le 25 et le 31 octobre 1999, 15,8 mm de pluie sont tombés dans le secteur d'Oka. Le relevé des températures et des précipitations pour le mois d'octobre 1999 est présentée à l'annexe IV (Source : MENV, Direction du suivi de l'état de l'environnement).

Considérant que les fosses ont un bassin versant très limité, que les pluies des jours précédents sont de faibles magnitudes et que les nuits froides observées pendant cette période de l'année favorisent le mélange des eaux (phénomène de turn-over), il

est logique de penser que les eaux recueillies sont représentatives des eaux présentes dans les fosses et jusqu'à un certain point de la nappe phréatique.

Ainsi, le pH observé pour les eaux de chacune des fosses est de 8,1, alors que le pH des eaux des précipitations dans le secteur est probablement entre 4,0 et 5,0 (moyenne annuelle de 4,43 pour la station de St-Hippolyte en 1993). De la même manière, les teneurs en calcium des deux fosses étaient de 96 et 140 mg/l, alors que la teneur moyenne mesurée dans les précipitations à la station de St-Hippolyte étaient de 0,11 mg/l en 1993. Il est à noter que les parois des fosses sont constituées en majeure partie (~ 70-80 %) de calcite (CaCO_3) relativement soluble.

Il est donc évident que les eaux échantillonnées sont représentatives des eaux présentes dans les fosses et non des eaux de précipitation.

Uranium

Les teneurs ont été mesurées au laboratoire Philip de Anjou par la méthode ICP avec nébulisation ultrasonique (EPA Méthode 200.15).

3.1.7 Caractérisation des résidus de l'usine-pilote

Des échantillons de pulpe de résidus ont été récoltés lors des essais à l'usine-pilote de COREM (autrefois CRM) à Québec et acheminés au laboratoire Bodycote (Envirolab).

Thorium

La teneur en thorium de la portion liquide a été mesurée par la méthode «Spectroscopie d'émission à plasma induit (ICP)» aux laboratoires du Centre de recherches minérales (CRM maintenant COREM).

La fraction solide a d'abord été l'objet d'une digestion partielle puis la teneur en thorium de la portion lixiviée a été mesurée par la méthode «Spectroscopie d'émission à plasma induit (ICP)». La teneur en thorium n'est donc pas une teneur totale dans la fraction solide de la pulpe de résidus.

Uranium

Des sous-échantillons de la fraction liquide et de la fraction solide ont été transmis au laboratoire de radiochimie de l'Institut de génie nucléaire de l'École Polytechnique de l'Université de Montréal.

La teneur en uranium total de la partie solide et de la partie liquide de la pulpe a été mesurée par activation neutronique.

Les résultats du laboratoire sont présentés à l'annexe VII. Par ailleurs, tel que reconnu par M. Zikovsky dans sa missive du 14 mars 2002 qui est présentée à ladite annexe, la teneur en uranium ($<0,13$ mg/kg) de la portion solide qui a été mesurée par cette méthode en 1999 est sûrement fautive. Cette valeur qui est présentée au tableau 6.3 de l'Étude environnementale devrait plutôt être de l'ordre de 5 à 10 mg/kg.

Radioéléments

La mesure de l'activité des principaux radioéléments émetteurs de rayonnements Gamma a été réalisée par spectroscopie Gamma. L'activité Alpha globale a été mesurée au moyen d'un compteur proportionnel. L'activité Bêta globale a été mesurée au moyen d'un scintillateur plastique (M. Lubomir Zikovsky, commun. pers.).

Les résultats du laboratoire sont présentés à l'annexe VII.

3.2 ESTIMATION DE L'ACTIVITÉ DES RADIOÉLÉMENTS NON MESURÉS

M. Lubomir Zikovsky affirme qu'il ne peut estimer l'activité de radioéléments autres que le radon à partir des données disponibles (mesures de l'activité du Plomb-214 et du Bismuth-214)

3.3 DÉTERMINATION DE LA CHARGE EN URANIUM DES EAUX DE PERCOLATION AU SITE SLC

3.3.1 Teneurs en uranium des eaux de percolation

La teneur en uranium des eaux des fosses, des eaux du parc et donc des eaux de percolation devrait être similaire à la teneur observée dans la partie liquide de la pulpe qui sera acheminée au site SLC. En effet, l'importance du volume de précipitations nettes (108 000 m³/an) par rapport au volume des eaux contenues dans la pulpe (4 090 000 m³/an) fait en sorte que la dilution par les précipitations est un phénomène négligeable.

Lors de l'essai minéralurgique réalisé aux installations de COREM (usine-pilote), un échantillon de pulpe a été récolté. La mesure de la teneur en uranium de la partie liquide de la pulpe a été de 0,008 mg/l (Étude environnementale, tableau 6.2).

Cette valeur semble plutôt élevée si l'on considère que le traitement minéralurgique vise la récupération du «grain de pyrochlore» qui contient le pentoxyde de niobium, le thorium et l'uranium. Normalement, l'intégrité du grain de pyrochlore n'est pas modifiée lors du traitement du minerai.

En fait, le traitement du minerai est essentiellement basé sur la flottation différentielle des minéraux par des processus physiques. Il n'y a pas de lixiviation du minerai comme cela est réalisé dans les mines d'uranium.

À cet égard, il est intéressant de signaler les résultats obtenus lors d'essais de lixiviation réalisés sur des échantillons de stérile et de résidu du site SLC, selon les procédures EPA-1311 et EPA-1312. En effet, ces essais de lixiviation se font dans des conditions plus sévères que pour le traitement du minerai (utilisation d'acide acétique et nitrique/sulfurique).

Les échantillons de stérile (32 ppm eU) et de résidu (26 ppm eU) du site SLC contenaient davantage d'uranium que le minerai de Niocan (19 ppm U). Les lixiviats ont tous montré des teneurs en uranium inférieures au seuil de détection de 0,005 mg/l. Ces essais de lixiviation étant extrêmement sévères, l'absence d'uranium dans

les lixiviats démontre bien la difficulté de «briser» les grains de pyrochlore ou encore de libérer l'uranium qui pourrait être contenu dans les autres minéraux présents qui ont été dissous pendant lesdits essais.

Compte tenu de tous ces éléments, la teneur de 0,008 mg/l utilisée pour les fins de calcul dans le présent exercice peut donc être considérée réaliste et même conservatrice. À titre comparatif, des teneurs variant de 0,0007 à 0,0008 mg/l ont été mesurées en 1991 par Environnement Canada à l'effluent du parc du site minier Niobec.

Par ailleurs, il est intéressant de noter que la teneur de 0,008 mg/l est inférieure à la teneur moyenne de 0,016 mg/l observée par la Régie régionale de la santé et des services sociaux des Laurentides dans 21 puits (eau non traitée) localisés dans le roc dans la zone de la carbonatite.

3.3.2 Volume des eaux de percolation

Tel que présenté à la figure 7.2 de l'Étude environnementale, les exfiltrations des fosses sont estimées à 42 000 m³/an et celles du parc sont également estimées à 42 000 m³/an. Toutefois, tel que souligné dans notre missive du 23 novembre 2001 adressée à M. Yves Dansereau de la Direction régionale des Laurentides du MENV, sur l'ensemble des pertes au parc environ 35,2 m³/j seront perdus par percolation à travers les digues, soit environ 12 850 m³/an.

Le volume total des eaux de percolation pouvant atteindre la nappe phréatique à partir du fond du parc et des parois des fosses est donc de 71 150 m³/an.

3.3.3 Charge en uranium des eaux de percolation

La charge annuelle d'uranium dans les eaux de percolation qui pourront atteindre la nappe phréatique au site SLC est de 0,57 kg.

3.4 COMPARAISON ENTRE LES QUANTITÉS DE POUSSIÈRES GÉNÉRÉES PAR LES ACTIVITÉS DE NIOCAN ET LES ACTIVITÉS AGRICOLES LOCALES

Dust emissions from agricultural operations contribute significantly to the ambient particulate levels in agricultural areas. The U.S. EPA has looked at these emissions

and has provided estimates for agricultural sources (U.S. EPA 1988. *Control of Open Fugitive Dust Sources, (Section 7 Agriculture)*, EPA-450/3-88-008).

The rate of dust release caused by wind erosion of agricultural fields depends on several factors such as soil type, windspeed, soil moisture, vegetative cover, type of crop, etc. (Dust emissions during tilling of the soil are small compared to the on-going dust emissions from the tilled fields.) Using conservative values for these factors (i.e. tending to minimize the rate of wind erosion), the annual wind erosion of TSP (total suspended particulate) from tilled fields in areas comparable to the Oka region is approximated to be in the order of 1000 to 4000 kg/ha/y.

Considering that the magnitude of the cultivated agricultural area over the carbonatite (excluding orchards) is approximately 400 ha, and that approximately 50% (200 ha) of this area is tilled annually (personal communication, Roche, June 2002), the TSP emissions from agricultural sources alone would be in the order of 200,000 to 800,000 kg/y.

This is very much larger than the 1270 kg/y estimated to be emitted from the major Niocan dust sources (Roche 2002 - letter of 8 May 2002 from Roche to M. Yves Dansereau, Ministère de l'Environnement). Based on average uranium (U) and thorium (Th) concentrations of 5.3 ppm and 23.8 ppm, respectively in surface expressions of the carbonatite (submission and letter of D. Chambers to R. Faucher of Niocan, 30 April 2002), the total U and Th released in agricultural dust would be a minimum of about 1 to 4 kg/y U and 5 to 19 kg/y Th. These agricultural emissions, which would occur every year, would exceed the 0.57 kg/y U and be comparable to the 12.1 kg/y Th estimated to be emitted from dust sources during operations at the proposed Niocan facility (Roche 2002).

In summary, normal agricultural dust emissions from soils in the carbonatite region are expected on average to be larger contributors to ambient dust levels than the dust emissions from the proposed Niocan facility.

4 DEUXIÈME SÉRIE DE QUESTIONS

4.1 COEFFICIENT D'EMMAGASINEMENT DU TERRAIN, POMPAGE DES EAUX D'EXHAURE ET RECHARGE DES NAPPES

Question 1

Dans l'état actuel des connaissances, à combien estimez-vous le coefficient d'emmagasinement (porosité de drainage) de la carbonatite d'Oka (fourchette de valeurs) ?

Dans la carbonatite d'OKA la porosité de drainage est associée à la porosité de fracturation. Selon les études de modélisation de ROCHE, cette porosité de drainage peut être de l'ordre de 0,03 à 0,07. L'essai de pompage réalisé dans une partie confinée de la carbonatite a donné un coefficient d'emmagasinement de 0,005 mais ce résultat n'est pas représentatif de la porosité de drainage à cause des conditions de confinement au site de l'essai. Ce coefficient d'emmagasinement est cependant élevé pour un aquifère confiné et peut indiquer une porosité importante ou un dénoyage partiel de l'aquifère lors de l'essai.

En conclusion, la fourchette de valeurs raisonnables pour qualifier la porosité de drainage de la carbonatite d'OKA est selon nous de 0,005 à 0,07 avec une valeur probable de 0,04.

Question 2

Ces valeurs devraient-elles varier avec la profondeur? Le cas échéant, quelles en seraient les valeurs moyennes :

a) pour les premiers 250 m de profondeur?

b) pour la zone entre 250 et 500 m de profondeur?

La porosité de drainage devrait varier avec la profondeur. En effet, comme elle est associée à la fracturation, il est normal que celle-ci soit moins importante en profondeur où la pression lithostratigraphique tend à refermer les fractures ouvertes.

La distribution de la fracturation est cependant très aléatoire et hétérogène ce qui vient compliquer ce patron général.

Les données de forage indiquent que le roc est généralement plus fracturé en surface et dans certaines zones altérées et est moins fracturé dans le reste de la carbonatite. Les variations de la porosité de drainage sont probablement plus contrôlées par la lithostructure de la carbonatite que par la profondeur même si ce dernier facteur ne peut être ignoré. Les données actuellement disponibles ne permettent pas de préciser la distribution spatiale de la porosité de drainage. Nous ne pouvons que présumer que les valeurs les plus élevées de la fourchette de valeurs se retrouveront près de la surface et dans les zones altérées tandis que les valeurs moins élevées se retrouveront dans le reste de la carbonatite. Finalement, ce constat n'est valable que dans la zone ayant fait l'objet des forages.

Question 3

Dans l'état actuel des connaissances, à combien estimez-vous le coefficient d'emménagement (porosité de drainage) du till recouvrant la carbonatite dans le secteur du projet Niocan (donner une fourchette de valeurs) ?

La formation de till et les autres dépôts meubles recouvrant la carbonatite sont hétérogènes. Cependant, dans ces types de dépôts la porosité de drainage peut être assez élevée. Elle est principalement contrôlée par la proportion de particules fines silteuses ou argileuses. Lorsque cette proportion est faible et que la granulométrie est uniforme la porosité de drainage peut atteindre 0,40 alors que quand la proportion de fines est importante la porosité de drainage peut diminuer à 0,20 et même à pratiquement 0,00 dans le cas d'une argile.

Au site de Niocan, le till est surtout composé de sable silteux à graveleux ou de silt sableux qui deviennent très denses en profondeur. Nous estimons donc que la porosité de drainage de ce matériel est de l'ordre de 0,10 à 0,20.

Question 4

À combien estimez-vous le volume du cône de rabattement (fourchette de valeurs possibles) :

- a) *durant la phase I de l'exploitation?*
b) *durant la phase II de l'exploitation?*

Le volume du cône de rabattement peut être estimé de façon approximative en faisant quelques hypothèses simplificatrices telles :

- Un rayon d'influence constant équivalent à une superficie affectée de 4,0 km² à la phase I et de 5,3 km² à la phase II;
- Une forme conique exponentielle;
- Une profondeur maximale égale à 70 % de la profondeur de la mine.

La première hypothèse a pour effet de surestimer le volume du cône car il sera moins étendu pendant la majeure durée de l'exploitation. Avec ces hypothèses conservatrices, le volume du cône est estimé à 173 000 000 m³ pour la phase I et 360 000 000 m³ pour la phase II.

Question 5

Quel serait le volume d'eau requis pour combler le cône de rabattement lorsque les activités de la mine cesseraient au terme de la phase II?

Le volume d'eau requis pour combler le cône de rabattement au terme de la phase II dépend de la porosité de drainage. En prenant la valeur probable de 0,04 discutée à la question 1, on obtient un volume d'eau requis de 14 400 000 m³.

Question 6

Votre estimation des débits de pompage d'eaux d'exhaure est «de l'ordre de 1 500 m³/j pour la phase I» et « environ 2 500 m³/j» pour la phase II (PR3, p. 5.18).

a) Comment ces valeurs ont-elles été calculées?

Ces valeurs sont estimées par les ingénieurs des firmes Met-Chem et SNC-Lavalin. Elles ont été comparées à des valeurs typiques d'autres mines et plus particulièrement aux mines SLC et Niobec.

b) Compte tenu de la difficulté à «statuer sur l'ampleur et l'étendue réelle du rabattement à la mine [...] Niocan» et de l'imprécision entourant les paramètres hydrogéologiques de la carbonatite (PR3, p. 3.63), quelle serait la marge d'erreur des débits indiqués? Pouvez-vous fournir la fourchette de débits d'exhaure possibles pour chacune des deux phases d'exploitation?

Nous sommes d'avis que la fourchette de valeurs possibles pour le débit d'exhaure ne peut être estimée précisément à l'heure actuelle. On peut est raisonnablement assuré, en fonction de l'expérience de SLC et d'autres mines semblables, que les estimations présentées dans l'étude de Roche Itée sont valides à plus ou moins 50 %.

Question 7

On signale qu' «un effet important de capacité a été noté lors de l'essai» de pompage et « qu'il y a eu un effet important de recharge pendant la période de pompage » (p. 364). Expliquer ce que cela signifie et ce que ça pourrait révéler.

L'effet important de capacité remarqué lors de l'essai de pompage vient du fait que le débit de pompage était faible par rapport à la capacité m'emmagasinement du puits lui-même. On a donc dû utiliser une méthode d'interprétation permettant d'éliminer l'effet de l'emmagasinement dans le puits pendant le pompage.

En ce qui concerne la remontée, elle était elle aussi affectée par l'emmagasinement du puits. Elle a cependant été interprétée avec une méthode ne permettant pas d'éliminer cet effet. L'effet de l'emmagasinement dans le puits a donc déformé la courbe de remontée pour mimer un effet de recharge. Le résultat de la courbe de pompage est donc le seul qui doit être retenu.

Question 8

Dans le programme de suivi proposé, il est question d'«un suivi de l'état des résurgences naturelles identifiées lors de l'inventaire» (PR3.2, p. 27) : Expliquer de quoi il s'agit et préciser la localisation de ces résurgences dans l'hydrographie locale. Quelle est leur source présumée d'alimentation?

Les résurgences, ou plus précisément les sources, n'ont pas encore été répertoriées. Leur alimentation peut provenir de la nappe phréatique des dépôts meubles ou l'aquifère du roc selon les situations. Ces conditions ne seront connues que lors de la réalisation de l'inventaire.

4.2 CONDUCTIVITÉ HYDRAULIQUE

L'étude environnementale d'octobre 2000 (document déposé PR3) indiquait que la carbonatite serait nettement plus perméable que le gneiss environnant avec une conductivité hydraulique généralement de 1 000 à 10 000 fois supérieure (p. 3.42 et 3.43). Elle suggérait aussi que le till offre une résistance à l'écoulement souterrain (p. 3.62) et que «le système d'écoulement dans le roc [pourrait être], jusqu'à un certain point isolé du système d'écoulement dans les dépôts meubles» (p. 3.65). La conductivité hydraulique de la carbonatite, estimée suite à un essai de pompage «est probablement de l'ordre de 10^6 m/s à 10^7 m/s dans sa partie supérieure, alors qu'elle diminue probablement avec la profondeur» (p. 3.42). Celle du till n'avait pas été mesurée mais elle était «supposée être de l'ordre de 10^7 m/s à 10^6 m/s» (p. 3.44) donc peu différente de celle estimée pour la partie supérieure de la carbonatite.

Question 9

Dans l'état actuel des connaissances, quelle serait la marge probable de conductivités hydrauliques de la carbonatite autour de la mine projetée :

- a) pour les premiers 250 m de profondeur?*
- b) pour la zone entre 250 m et 500 m de profondeur?*

La conductivité hydraulique de la carbonatite dans le secteur de la mine Niocan n'a pas fait l'objet d'une caractérisation poussée. Un essai de pompage dans la partie supérieure du roc a donné une conductivité hydraulique de $3,7 \times 10^6$ m/s ce qui est faiblement perméable. On présume que la conductivité hydraulique de la carbonatite plus profonde est plus faible car, comme nous l'avons déjà dit, les forages du site de Niocan indiquent que la fracturation est plus importante à la surface du roc. Les

spécialistes de Roche Itée avancent l'hypothèse d'une conductivité hydraulique de la carbonatite de l'ordre de 10^{-7} à 10^{-8} m/s diminuant avec la profondeur.

La meilleure indication de la conductivité hydraulique régionale de la carbonatite nous est évidemment donnée par l'expérience de la mine SLC. Cet essai de pompage de longue durée et d'échelle appropriée constitue sans doute la meilleure évidence disponible pour quantifier la conductivité hydraulique de la carbonatite. En interprétant les données ultimes de pompage de la SLC avec une simple équation du rabattement en régime permanent on obtient une conductivité hydraulique de 4×10^{-8} m/s. Cette estimation, qui n'est pas parfaite, corrobore cependant les hypothèses posées par les spécialistes de Roche Itée.

À notre avis, cette conductivité hydraulique de 4×10^{-8} m/s, qui est une valeur très peu perméable, explique la faible étendue du cône de rabattement. La zone plus perméable à la surface du roc n'est pas très profonde et a donc une influence minime sur la conductivité hydraulique de l'ensemble. L'imprécision de notre estimation de la conductivité hydraulique est probablement inférieure à un ordre de grandeur.

Question 10

L'hypothèse selon laquelle la conductivité de la carbonatite diminue avec la profondeur s'appuie-t-elle sur des observations? Cette diminution serait-elle significative dans la tranche de profondeur visée par l'exploitation de la mine (environ 500 m)?

Les observations qui supportent l'hypothèse d'une conductivité hydraulique plus importante à la surface du roc sont : les données de forage qui indiquent une zone plus fracturée à la surface du roc et l'essai de pompage qui donne un résultat plus perméable par deux ordres de grandeur à la surface du roc. Cependant, cette zone plus perméable est vraisemblablement peu profonde et a donc une influence minime sur la conductivité hydraulique d'ensemble de la carbonatite.

Question 11

Que sait-on de la perméabilité locale de la carbonatite au site de la mine SLC et particulièrement au voisinage des fosses?

La perméabilité locale de la carbonatite au site de la SLC n'a pas été caractérisée. On sait cependant que la qualité du roc y était inférieure à ce que les forages indiquent pour le site Niocan. On peut donc poser l'hypothèse que la conductivité hydraulique serait plus importante au site SLC qu'au site Niocan. Malheureusement, aucune mesure directe ne vient corroborer cette hypothèse.

Question 12

Dans l'état actuel des connaissances, quelle serait la marge probable de conductivités hydrauliques de la couche de till recouvrant la carbonatite dans le secteur du projet Niocan? Quel serait l'ordre de grandeur du ratio des conductivités hydrauliques respectives de la carbonatite et du till?

La conductivité hydraulique de la couche de till présente au site Niocan n'a pas été mesurée. Cependant, la description texturale de ce till composé de sable silteux à graveleux ou de silt sableux qui deviennent très denses en profondeur permet une estimation semi-quantitative de cette conductivité hydraulique. Le type de matériaux rencontrés possède habituellement une conductivité hydraulique allant de 10^{-6} à 10^{-12} m/s avec une valeur probable de 10^{-9} m/s. Les hypothèses avancées par les spécialistes de Roche Itée surestiment probablement la conductivité hydraulique du till.

Toutefois, les dépôts meubles recouvrant la carbonatite sont d'épaisseur et de nature variables. En plus du till, de l'argile avec une conductivité hydraulique probable de l'ordre de 10^{-10} m/s recouvre le centre de la vallée tandis que des matériaux sableux plus minces avec une conductivité hydraulique probable de l'ordre de 10^{-5} m/s recouvrent le flanc des collines.

Le rapport de perméabilité entre la carbonatite et le till est donc variable de 1 à 100. De plus, les conductivités hydrauliques plus élevées de la surface du roc ne changent pas la transmissivité du roc de façon significative. L'ordre de grandeur du rapport moyen des conductivités entre la formation rocheuse de carbonatite et la formation de till est donc d'au moins 10. Cette conclusion est corroborée par l'expérience de SLC où les rabattements dans la carbonatite n'influençaient pas la nappe phréatique dans les dépôts meubles sus-jacents et par l'observation de pressions artésiennes dans la carbonatite sous les dépôts meubles.

4.3 RÉSEAU DE FRACTURES ALTÉRÉES DANS LA CARBONATITE

L'étude environnementale (document déposé PR3) souligne que «compte tenu du pourcentage élevé de calcite dans l'unité de carbonatite [...], cette roche est sujette à des phénomènes de dissolution le long des plans de fractures et à l'intérieur des zones de cisaillement» (p. 3.42 et 3.43). Elle précise qu' «il existe à l'intérieur de la carbonatite un réseau complexe de zones altérées et lessivées de perméabilité et de porosité plus élevée que la roche non altérée [et que] il est fort probable que l'essentiel de l'écoulement de l'eau souterraine dans la carbonatite s'effectue via ce réseau de zones fracturées et altérées» (p. 3.61 et 3.62). On considère que «la présence possible de fractures ouvertes et persistantes dans l'espace, quoique imprévisibles, peut modifier localement et de façon significative le patron d'écoulement de l'eau souterraine» (PR3.1, annexe VIII p. 13).

L'étude rapporte des cavités de plusieurs mètres de longueur observées durant l'exploitation de la mine SLC (p. 3.43) et signale que des forages ont recoupé des zones de carbonatite lessivée ou désagrégée. Ce fut le cas à 260 m de profondeur pour un forage des années cinquante situé à 0,5 km du gisement S-60 (p. 3.43) de même que à 500 m de profondeur pour le forage n° 9752 où «l'eau coulait abondamment par les tiges de forage lorsque la zone a été atteinte.» (p. 3.47).

Question 13

Dispose-t-on de données sur la fréquence, la profondeur, l'orientation et le diamètre des cavités observées durant l'exploitation de la mine SLC ou lors des campagnes de forage menées par Niocan ou par d'autres?

Réponse de M. Serge Lavoie

Propriété Niocan

Les données dont nous disposons pour préciser la géologie et la tectonique de la propriété NIOCAN sont exclusivement des données de forage. Ces sondages comptant près de 22,000 m ont été effectués en 1995-1996 et en 1997, lors de la découverte et de la définition du gisement S-60. Les éléments indicateurs utilisés pour déterminer les conditions de terrain (fracturation, altération, lessivage et cavités) sont la

la zone 114 est large de 50m et s'étend sur plus de 350m de longueur. Les deux zones ont été forées jusqu'à une profondeur de 350m. Le faciès minéralisé de la zone 112 est une sovite lixiviée brune à brun-rouille très riche en calcite(plus de 80%). La zone 114 est également constituée de sovites lixiviées intercalées de boudins d'ijolite altérée.

Nous n'avons aucune donnée sur le RQD des lentilles 112 et 114. De mémoire, la récupération de la carotte était de l'ordre de 70 à 80%. Les forages d'exploration étaient effectués d'une galerie d'exploration au niveau 150m, ils étaient forés de l'est vers l'ouest.

Sur la bordure Ouest du gisement 114 plusieurs sondages se sont terminés dans des cavités remplies de sable avec quelques rognons de carottes et débris de la surface (petits cailloux de granite et gneiss). Le sable était constitué principalement de silicates, apatite et magnétite et occasionnellement il était riche en pyrochlore. Au dessus des zones 112 et 114, la couverture des dépôts meubles est de l'ordre de 70 à 80m. D'importantes venues d'eau ont été rencontrées lorsque nous défoncions dans les cavités.

Les processus d'altération, lixiviation et lessivage sur le secteur des zones 112 et 114 sont un phénomène important de taille métrique à hectométrique. Aucune faille majeure n'a été identifiée en forage mais l'ampleur de l'altération et du lessivage des sovites suggère une zone de fracture parallèle à l'axe des zones 112 et 114. La cartographie des cavités emplies de sable n'a pu être faite, c'est un phénomène erratique, discontinue. En moyenne 1 sondage sur 5 s'est terminé dans une caverne emplie de sable.

Commentaires complémentaires de M. René Dufour

Propriété Niocan

Sur le gisement S-60, les données de RQD indiquent clairement que les faciès minéralisés sont des roches compétentes avec un RQD moyen supérieur à 70 %, ce qui est considéré élevé pour un massif rocheux.

De plus, à l'exception du sondage 97-52 où une intersection a montré une récupération de 93 %, tous les sondages foncés pour délimiter le gisement S-60 ont montré une récupération de la carotte de près de 100 %, ce qui confirme la qualité du roc et la non existence de cavité.

Finalement, un trou vertical, de diamètre NQ, de 402 mètres, foncé à l'emplacement proposé pour le puits d'extraction a produit une carotte massive à l'exception d'une section fracturée de un mètre.

4.4 QUALITÉ DES EAUX SOUTERRAINES ET DES EAUX DE SURFACE

Question 14

Les eaux circulant dans les zones d'altération recoupées par forage (notamment celles du forage n° 9752) ont-elles déjà été échantillonnées et caractérisées? Dispose-t-on de quelque information sur leur teneur en uranium, en radium, en radon et leur radioactivité?

Tous les «casings» ont été enlevés, de sorte qu'aucun de ces puits de forage n'a été échantillonné et qu'il est dorénavant impossible aujourd'hui de les échantillonner.

Question 15

En référence aux données physico-chimiques sur les caractéristiques des eaux de surface, des eaux souterraines, des sédiments et de la partie liquide de la pulpe de résidus présentées respectivement aux tableaux 3.5, 3.6, 3.12 et 6,2 de l'étude environnementale, pourriez-vous nous fournir :

a) la documentation sur les méthodes d'analyse en laboratoire qui ont été utilisées pour le dosage des concentrations en uranium et en thorium;

b) le nom des laboratoires qui ont effectué les analyses?

Les méthodologies utilisées sont présentées à la section 2.1 du présent document.

Question 16

En référence au tableau 3.5 sur les Caractéristiques des eaux de surface et des fosses de l'étude environnementale, pourriez-vous nous préciser le protocole

d'échantillonnage de l'eau des fosses # 1 et 2, notamment la distance de la rive et la profondeur sous la surface de l'eau du point d'échantillonnage, de même que la pluviométrie dans les jours précédents le prélèvement des échantillons?

Prière de référer à la section 2.6.1 du présent document.

Question 17

En référence à la Figure 6.1 intitulée Bilan des eaux au site Niocan (sur une base annuelle) de l'étude environnementale, pourriez-vous nous préciser s'il agit d'un bilan annuel moyen pour les années d'exploitation de la mine projetée à Oka ou d'un bilan pour la phase 2, alors que la mine atteindrait une profondeur d'environ 500 mètres?

Le bilan des eaux a été établi pour la phase e du projet.

Question 18

Au tableau 3.6 Caractéristiques des sédiments de l'étude environnementale, pourquoi la limite de détection pour l'uranium dans les sédiments des ruisseaux est aussi élevée que 50 mg/kg (50 ppm) alors que celle du thorium est de 1 mg/kg (1 ppm)? En outre, des analyses d'uranium et de thorium des sols et des résidus SLC (tableau 4 de la note de M. Serge Lavoie du 28 mars 2002) montrent des teneurs en uranium de 34,4 ppm pour les résidus SLC et de l'ordre du ppm dans les sols du secteur d'étude, alors pourquoi un tel niveau de précision n'a pas été obtenu pour les sédiments des ruisseaux?

La limite de détection est de 50 mg/kg est effectivement élevée. Cette haute limite de détection est attribuable aux interférences qui sont parfois observées avec la méthode ICP avec nébulisation ultrasonique (EPA Méthode 200.15) (M. Éric Fortin, chimiste, directeur du secteur de la chimie inorganique au laboratoire Philip, commun. pers.).

4.5 QUESTIONS RELIÉES AU RADON ET AUX AUTRES RADIONUCLÉIDES

Question 19

Le pompage des eaux d'exhaure requis pour l'exploitation minière entraînerait un rabattement de la nappe d'eau souterraine et la présence éventuelle d'un cône de

rabattement. Dans un rapport de contre-expertise dont le Conseil Mohawk de Kanesatake est un des mandataires, plusieurs questions ont été soulevées à cet égard.

a) Durant l'exploitation éventuelle de la mine, le pompage des eaux pourrait-il modifier le patron d'écoulement des eaux souterraines favorisant ainsi la formation et le transport du radon?

Le changement du patron d'écoulement ne change rien à la formation du radon. Il change cependant le transport du radon en solution dans les eaux souterraines.

b) De plus, les fluctuations saisonnières du niveau de la nappe d'eau souterraine, peuvent-elles entraîner des changements dans les pressions atmosphériques interstitielles, augmentant ainsi le potentiel de diffusion du radon?

Les fluctuations saisonnières du niveau de la nappe sont trop lentes pour créer des changements de la pression atmosphériques interstitielle susceptibles d'augmenter la mobilité du radon.

c) Enfin, à la fermeture éventuelle de la mine, la remontée de la nappe d'eau souterraine peut-elle augmenter la pression (effet de piston) de diffusion du radon gazeux s'étant accumulée.

La réponse à cette question est présentée dans un document de M. Leo Lowe de SENES Consultants Limited datée du 6 juin 2002. Ce document a déjà été transmis au BAPE.

Question 20

À la page 3.31 du document PR3, le promoteur réfère à Legrand (1986) en indiquant «Une nappe fluctuante pourrait aussi causer un effet de pompage qui pourrait faciliter la migration du radon gazeux dans une zone non saturée.»

a) Pourriez commenter et discuter en profondeur cet aspect? Pourriez-vous aussi faire un bref résumé de l'article de Legrand et annexer copie de son papier à votre réponse?

The Legrand (1986) paper (*Radon and Radium Emanations from Fractured Crystalline Rocks – A Conceptual Hydrogeological Model*, Ground Water 25(1): 59-69) attempts

to provide a general model to explain conditions that could lead to increased concentrations of radon and radium in groundwater or to high indoor radon concentrations. Legrand's conceptual model focusses on a fractured-rock system and the mechanical transport of air and water within the fractures.

One aspect of the paper deals with changes in the water table around a well as the pump on the well is turned on and off. (Varying precipitation levels also causes fluctuations in the water table.) According to the model, this causes churning (mixing) of the groundwater and increased concentrations of radon within the groundwater. According to Legrand, this can also increase levels of radium in the groundwater by causing radium to be desorbed from the rock matrix or to cause minute (small) clay particles to enter the groundwater as a result of pressure changes. The zone of influence of radium and radon accretion in the well water is the cone of depression of the groundwater level around the well, which according to the paper can extend outward from a well for 100 to 1000 feet (about 30 to 300 m).

Basically, Legrand's model suggests that the varying water table affects the pressures within the fractures and can force the air within the fractures, along with the radon, to lower pressure areas.

The paper also discusses conditions that in the author's view could lead to high indoor radon concentrations. These include:

- 1) granites and associated rocks with normal or above normal concentrations of uranium (actually radium);
- 2) interconnected fracture patterns within the rock;
- 3) a confining cover layer – this can be a cover of relatively impermeable clay or a blanket of infiltrating precipitation; this keeps the radon underground until it can be released to lower pressure areas e.g. a basement;
- 4) a fluctuating water table;
- 5) indentation of buildings into soil and rock materials – for example, periods of rainfall can put downward pressure on radon in the soil, which can then be forced into the basement of a house that is situated on the side of a hill;

- 6) building construction – for example, buildings with unfinished basements or cracked basement floors provide easy access routes (low pressure areas) for radon to enter the buildings.

Most of these general concepts have been known and discussed in the literature for some time. In our view, the key issue is radon in homes and Legrand's paper discusses several of the relevant concepts. More detailed discussion on the sources of radon in homes can be found in authoritative papers such as: U.S. National Council on Radiation Protection and Measurements (NCRP) 1989, *Control of Radon in Houses*, NCRP Report No. 103; and A.B. Tanner 1989, *The Source of Radon in Houses*, Proceedings of the Twenty-Fourth Annual Meeting of the National Council on Radiation Protection and Measurements, Radon, U.S. NCRP Proceedings No.10.

Une copie de l'article de M. Legrand est présentée à l'annexe VIII.

b) Par ailleurs, la demi-vie du radon est de 3,8 jours. Ainsi, 38 jours après sa formation, plus de 99% du radon s'est désintégré. La demi-vie du radon peut-elle être considérée comme un facteur limitant quant à sa présence éventuelle dans les résidences? La profondeur à laquelle se trouve le radon, peut-elle être considérée comme un facteur limitant?

Yes, the half-life of radon ($t_{1/2} = 3.8$ days) is one of the most important factors is determining the concentration of radon in buildings. The half-life limits the distance that radon can travel underground.

The main source of radon in buildings is the soil on which the buildings rest. Other, smaller sources of indoor radon include building materials, outdoor air, natural gas and in some cases, groundwater (*Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation, Volume 1: Sources*, United Nations Scientific Committee on the Effects of Ionizing Radiation (UNSCEAR), 2000).

Because of the half-life of radon, only radon concentrations in soil within a few metres of the surface of the ground typically contribute to outdoor radon. Similarly, only soil within a few metres of the base of a building impacts indoor radon levels (UNSCEAR 2000). This is because the diffusion length of radon, which is proportional to $(t_{1/2})^{0.5}$,

is in the order of 1 m in typical soils (UNSCEAR 2000). Therefore, except for special cases of elevated radon concentrations in groundwater supplies that are used indoors, radon concentrations at depth in the soil do not effect indoor radon concentrations.

Question 21

Votre rapport d'expertise de la firme Senes Consultants Limited (Appendice B, p. B-1 et B-2) estime à 100 000 Bq/s la quantité de radon qui sera émis par la ventilation de la mine. Cette valeur est dérivée essentiellement de trois calculs (au bas de la page B-1). Chacun de ces calculs inclut des estimés de divers paramètres. Pouvez-vous fournir les données et expliciter chacune des valeurs utilisées pour les paramètres, la façon dont elles ont été obtenues, incluant les données de base et les références aux articles scientifiques ou travaux antérieurs en faisant foi, afin d'étayer les résultats des trois calculs, nommément :

a) dans le calcul du radon libéré par le roc lui-même lors du concassage du minerai : 1) la valeur du contenu du roc en uranium? 2) la ou les références appuyant l'affirmation « the widespread convention that about 20% of the radon produced [...] is released to the pore space »?

The uranium content of the ore was assumed to be 19 ppm (mg/kg). Since 1 g of natural uranium contains 1.23×10^4 Bq of U-238, the U-238 content of the ore is 0.23 Bq/g. It can be assumed that the ore is in radioactive equilibrium, so the concentration of Ra-226 in the ore, the source of radon, is also 0,23 Bq/g.

Radon produced from the radioactive decay of Ra-226 is produced within the mineral grains of the rock or soil matrix. Only radon that escapes the grain is free to diffuse through the pore spaces (or be transported with groundwater moving within the pore spaces) and potentially enter the environment. The fraction of the radon that is released to the pore spaces of the matrix is called the emanation coefficient or emanation fraction (E).

E is variable and dependent on the nature of the matrix (e.g. phosphate slag has a low emanation coefficient compared to standard soils). Conventionally, a value of E = 20% is often used for typical soils (UNSCEAR 2000) or for uranium ores (e.g. U.S.

Nuclear Regulatory Commission (NRC) 1980. *Final Generic Environmental Impact Statement on Uranium Milling*, NUREG-0706, Vol. 3; and Pacific Northwest Laboratory (PNL) 1979. *Radon-222 Emissions in Ventilation Air Exhausted from Underground Uranium Mines*, Prepared for U.S. Nuclear Regulatory Commission, NUREG/CR-0627, PNL-2888 Rev.).

For 2500 tonnes per day of ore production, if it is conservatively assumed that all of the radon within the pore spaces is released to the mine air, the rate of release is

$$2\ 500\ \text{tonnes/day} \times 10^6\ \text{g/tonne} \times 0.23\ \text{Bq/g} \times 0.2 / (24\ \text{h/day} \times 3600\ \text{s/h}) =$$

$$1.3 \times 10^3\ \text{Bq/s}$$

b) dans le calcul du radon amené et libéré par l'eau d'infiltration : 3) comment a été estimée la quantité de radon dans l'eau?

Based on the Ra-226 concentration of 0.23 Bq/g and an E value of 0.2, and assuming a nominal ore density of 3 tonnes/m³ and porosity of 5% (personal communication with Niocan, April 2002), the concentration of radon within the pore spaces of 1 m³ of ore is given by:

$$3\ \text{tonnes/m}^3 \times 10^6\ \text{g/tonnes} \times 0.23\ \text{Bq/g} \times 0.2 / 0.05 = 2.76 \times 10^6\ \text{Bq/m}^3$$

If it is conservatively assumed that the pore spaces are saturated with water, the concentration in the groundwater within the ore will also be 2.76 x 10⁶ Bq/m³. Much of the groundwater in the mine will be in contact with rock having a lower radium concentration than the ore. However, if it is conservatively assumed that all of the 2 500 m³/day of minewater inflow passes through the orebody, and all the radon in the water is released to the mine air, the rate of radon release to the mine air from the minewater is given by

$$2\ 500\ \text{m}^3/\text{day} \times 2.76 \times 10^6\ \text{Bq/m}^3 / (24\ \text{h/day} \times 3\ 600\ \text{s/h}) = 8.0 \times 10^4\ \text{Bq/s}$$

c) dans le calcul relié aux surfaces de roc vives dans l'ensemble des galeries et excavations : 4) comment cette surface a-t-elle été calculée? d'où provient l'estimé du taux de diffusion du radon (radon will be released at the rate of 1 Bq/m²s per Bq/g of radium-226)?

The unit rate of radon release from the surface of radium-bearing materials is dependent on a variety of factors such as density, porosity, moisture content, emanation coefficient, etc. For example, for typical values of these variables in soil, UNSCEAR (2000) estimates a radon release rate of about $0.8 \text{ Bq m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ per Bq/g of Ra-226. For uranium mines, a value of about $0.9 \text{ Bq m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ per Bq/g of Ra-226 has been used (PNL 1979). For our analysis, a value of $1 \text{ Bq m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ per Bq/g of Ra-226 was used to estimate the rate of radon release into the mine openings. The total release by radon exhalation from the assumed $100,000 \text{ m}^2$ surface area of mine openings was therefore estimated as follows:

$$100,000 \text{ m}^2 \times 0.23 \text{ Bq/g} \times 1 \text{ Bq m}^{-2} \text{ s}^{-1} \text{ per Bq/g} = 2.3 \times 10^4 \text{ Bq/s}$$

Question 22

Dans votre document daté du 8 mai 2002 (cote DA5), vous estimez les émissions totales des dépoussiéreurs à 0,58 kg d'uranium et 12,06 kg de thorium. Pouvez-vous faire un calcul de dispersion de ces quantités, compte tenu de la hauteur des cheminées d'où elles proviennent, et décrire l'impact relativement aux quantités de ces nucléides déjà présents dans l'environnement récepteur.

La réponse à cette question est présentée dans un document de M. Leo Lowe de SENES Consultants Limited datée du 6 juin 2002. Ce document a déjà été transmis au BAPE.

Question 23

Quelles seraient les quantités de radionucléides sous forme de poussières dans l'air provenant de la ventilation de la mine, et quelle serait leur dispersion?

As a matter of common practice, mine ventilation air is not filtered when released to the environment because it is not necessary, even for very large mines. There is usually little dust emitted from the mine ventilation exhausts. The amount of dust released in the mine ventilation air at the proposed Niocan mine can be estimated as follows.

The concentration of dust in the ventilation air will depend on the details of the mining operations, which are not yet fully known. However, for perspective, the occupational hygiene limit on dust in the workplace environment is 10 mg/m³; actual levels in underground mines are typically much below this limit. Also, measurements from several years ago of dust in mine ventilation exhausts at two large mines gave values in the order of 1 mg/m³ (James F. MacLaren Limited, *Environmental Assessment of the Proposed Elliot Lake Uranium Mines Expansion, Volume 2*, February 1978).

In the case of a wet mine such as the Niocan mine, the walls of the ventilation shaft will be quite wet and will absorb much of the dust in the ventilation air before it is emitted. The dust concentration will likely be lower than the 1 mg/m³ concentration noted above for the large mines. Therefore, assuming that all the mine ventilation air from the Niocan mine (81 m³/s) contained dust at a concentration of 0.5 mg/m³, the total amount of dust released in the mine ventilation air would be about 1300 kg/y.

Assuming conservatively that all this dust were ore containing 19 mg/kg uranium (U) and 160 mg/kg thorium (Th), the total amount of U and Th released would be approximately 0.03 kg/y U and 0.2 kg/y Th. These releases are very small relative to the 0.58 kg/y of U and 12.1 kg/y Th estimated for other sources at the proposed Niocan facility (Roche 2002).

The atmospheric dispersion of this dust would be similar to the dispersion of radon from the mine ventilation exhaust (see letter and submission of Dr. D. Chambers to R. Faucher, Niocan, 30 April 2002, Appendix B). That analysis estimated a maximum radon concentration of about 4 Bq/m³ based on 100,000 Bq/s of radon released, or a dispersion coefficient of 4 x 10⁻⁵ s/m³. The maximum concentration of dust released from the mine exhaust (1300 kg/y or about 4 x 10⁴ µg/s) would therefore be less than 2 µg/m³. This is small compared to typical background levels of airborne dust that are generally assumed to be around 50 µg/m³ (e.g. UNSCEAR 2000) or to the norm of 70 µg/m³ (geometric mean) in the Québec Règlement sur la qualité de l'atmosphère.

Question 24

Quelles seraient les quantités de radionucléides présents sous forme de gaz ou de poussières dans les divers bâtiments de l'usine, et provenant de diverses sources diffuses, et comment ces bâtiments seraient-ils ventilés?

Relative to dust, workplace concentrations will be controlled to meet occupational hygiene limits. Most of the workplace operations will be enclosed and the dust will be vented through air pollution control equipment on the facility exhaust stacks. For the non-enclosed operations, the materials will be maintained in a wet condition (e.g. flotation circuits), which will result in essentially no dust emissions.

The amount of radioactive dust released to the air from the proposed Niocan facility and the impacts on environmental levels have previously been estimated (e.g. see Roche (2002) - letter of 8 May 2002 from Roche to M. Yves Dansereau, Ministère de l'Environnement (Roche 2002); and SENES (2002) - letter of 6 June 2002 from SENES to R. Faucher of Niocan).

Question 25

Dans votre étude environnementale (document PR3, p. 6.5 et 6.10), il est dit que le séchage du concentré enverrait 1 mètre cube/h de vapeur d'eau à l'atmosphère, et que l'usine de ferroniobium produirait des émissions de gaz chauds. Pouvez-vous confirmer les volumes de ces deux types d'émissions ainsi que leur teneur en radon?

The release rate of radionuclides in dust emitted from the concentrate dryer, hopper mixer and the ferroniobium plant has been discussed in SENES (2002) (see also Question 22).

Relative to radon releases, radon atoms are produced continually from the radioactive decay of Ra-226. For each decay of a Ra-226 atom (1 Bq = 1 decay/s), there will be one atom of radon produced with a radioactivity of 2.1×10^{-6} Bq. (The radioactivity of a material is proportional to its decay constant (λ) which is given by $\lambda = \ln(2) / t_{1/2} = 2.1 \times 10^{-6} \text{ s}^{-1}$ for radon.) The 2500 tonnes/day of ore containing 0.23 Bq/g of Ra-226 that is processed (see Question 21) will therefore produce radon at a rate of

$$2500 \text{ tonnes} \times 10^6 \text{ g/tonne} \times 0.23 \text{ Bq/g} \times 2.1 \times 10^{-6} = 1.2 \times 10^3 \text{ Bq/s}$$

This is a small amount, even if all the radon is released as it is produced. This conclusion is supported by calculations of radon emissions at uranium mines which show that the release of radon in mine ventilation exhausts generally greatly exceeds the amount of radon released from surface storage piles of ore and waste rock (PNL 1979).

If the ore or concentrate is stored in a stockpile before it is processed and the radon does not immediately escape as assumed above, the concentration of radon within the pore spaces of this material will build-up until it reaches equilibrium (as assumed previously for the release of radon from the ore underground in the mine). Because of the 3.8 day half-life of radon, the time to approach equilibrium concentrations is 20 days or more. Since it is anticipated that the mined material or concentrate will not be stockpiled for more than two days, the build-up of radon will be quite limited.

Question 26

Pourriez-vous donner votre point de vue sur l'impact potentiel du pompage de l'eau d'exhaure :

a) sur l'assèchement du mort-terrain et son effet sur l'augmentation possible de radon dans les résidences?

Les données de l'époque de SLC ont démontré que le rabattement de la nappe du roc ne causait pas de rabattement notable dans la nappe phréatique des dépôts meubles (voir réponse à la question no. 14). Ceci est d'ailleurs confirmé par la présence d'eau dans les étangs creusés en surface, tel qu'illustré à la photographie aérienne du mois d'août 1975, soit lors de l'année précédant l'arrêt des activités minières. Il n'y a donc pas d'assèchement potentiel des dépôts meubles et donc pas d'augmentation conséquente de la mobilité du radon.

b) sur la consolidation des argiles et leurs effets potentiels sur la structure des fondations des résidences?

Comme les données historiques de SLC n'indiquent aucune modification notable des conditions hydrogéologiques des dépôts meubles, on peut en conclure que la mine n'aura qu'un effet minime sur la consolidation des argiles. Le dénoyage partiel de l'aquifère de roc sous-jacent permettra le sous-drainage d'une partie limitée des argiles avec une possible consolidation à long terme. Ce processus sera nécessairement lent puisque les argiles sont peu perméables. De plus, les tassements induits seront relativement uniformes à l'échelle d'une résidence. On n'anticipe donc pas d'impacts sur la structure des fondations des résidences.

Annexe I

**Résultats du laboratoire pour le Radium-226
dans le puits no.2**

Annexe II

**Résultats du laboratoire (radioéléments)
pour les matériaux contenus dans des barils
à la surface du site SLC**

Sainte-Foy 11 juin 2002

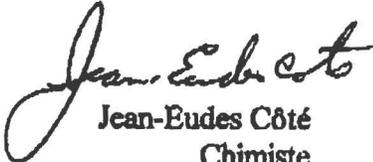
Monsieur Yves Thomassin
Roche
3075, ch. Des Quatre-Bourgeois
Bureau 300
Sainte-Foy (Québec)
G1W 4Y4

Objet : Analyse du radium-226 dans l'eau d'Oka.

Monsieur,

Nous avons analysé l'échantillon d'eau de la région d'Oka par spectroscopie alpha.

La concentration de radium -226 est de $0,3 \pm 0,1$ Bq/L.


Jean-Eudes Côté
Chimiste

Dossier :

Échantillon #: Baril gravier Oka

Type: Solide

Date:

24-mai-02

Radionucléide	Activité massique maximale	Activité		Facteur S	
		Mesurée	Estimée	Mesurée	Estimée
Série Th-232	Bq/kg	Bq/kg	Bq/kg		
		± 10 %	± 10 %		
Th-232	4000		327		0,08175
Ra-228	40000		327		0,008175
Ac-228	40000	354		0,00885	
Th-228	4000		327		0,08175
Ra-224	40000		327		0,008175
Rn-220	40000		327		0,008175
Po-216	40000		327		0,008175
Pb-212	40000	323		0,008075	
Bi-212	40000	304		0,0076	
Po-212	40000		212		0,0053
Tl-208	40000	120		0,003	
Pb-208 (stable)					
Série U-238					
U-238	4000		471		0,11775
Th-234	4000		471		0,11775
Pa-234m	4000	629	471		0,11775
U-234	4000		471		0,11775
Th-230	4000		471		0,11775
Ra-226	4000	485		0,12125	
Rn-222	40000		471		
Po-218	40000		471		
Pb-214	40000	470		0,01175	
Bi-214	40000	458		0,01145	
Po-214	40000		471		0,011775
Pb-210	4000		471		0,11775
Bi-210	40000		471		0,011775
Po-210	4000		471		0,11775
Pb-206 (stable)	4000				
U-235	4000	22		0,0055	
K-40	400000	312		0,00078	
Activité totale		2848	7355		
Facteur S total				0,178255	1,0493

Équivalent	mg/kg
Thorium	83
Uranium	39

Jean-Eudes Côté
Jean-Eudes Côté
Chimiste

Dossier :

Échantillon #: Baril sable Oka

Type: Solide

Date:

24-mai-02

Radionucléide	Activité massique maximale	Activité		Facteur S	
		Mesurée	Estimée	Mesurée	Estimée
Série Th-232	Bq/kg	Bq/kg	Bq/kg		
		± 10 %	± 10 %		
Th-232	4000		230		0,0575
Ra-228	40000		230		0,00575
Ac-228	40000	247		0,006175	
Th-228	4000		230		0,0575
Ra-224	40000		230		0,00575
Rn-220	40000		230		0,00575
Po-216	40000		230		0,00575
Pb-212	40000	239		0,005975	
Bi-212	40000	205		0,005125	
Po-212	40000		150		0,00375
Tl-208	40000	94		0,00235	
Pb-208 (stable)					
Série U-238					
U-238	4000		555		0,13875
Th-234	4000		555		0,13875
Pa-234m	4000	578	555		0,13875
U-234	4000		555		0,13875
Th-230	4000		555		0,13875
Ra-226	4000	608		0,152	
Rn-222	40000		555		
Po-218	40000		555		
Pb-214	40000	544		0,0136	
Bi-214	40000	516		0,0129	
Po-214	40000		555		0,013875
Pb-210	4000		555		0,13875
Bi-210	40000		555		0,013875
Po-210	4000		555		0,13875
Pb-206 (stable)	4000				
U-235	4000	28		0,007	
K-40	400000	204		0,00051	
Activité totale		2685	7635		
Facteur S total				0,205635	1,14075

Équivalent	mg/kg
Thorium	61
Uranium	49

Jean-Eudes Côté
Jean-Eudes Côté
Chimiste

Les résurgences, ou plus précisément les sources, n'ont pas encore été répertoriées. Leur alimentation peut provenir de la nappe phréatique des dépôts meubles ou l'aquifère du roc selon les situations. Ces conditions ne seront connues que lors de la réalisation de l'inventaire.

4.2 CONDUCTIVITÉ HYDRAULIQUE

L'étude environnementale d'octobre 2000 (document déposé PR3) indiquait que la carbonatite serait nettement plus perméable que le gneiss environnant avec une conductivité hydraulique généralement de 1 000 à 10 000 fois supérieure (p. 3.42 et 3.43). Elle suggérait aussi que le till offre une résistance à l'écoulement souterrain (p. 3.62) et que «le système d'écoulement dans le roc [pourrait être], jusqu'à un certain point isolé du système d'écoulement dans les dépôts meubles» (p. 3.65). La conductivité hydraulique de la carbonatite, estimée suite à un essai de pompage «est probablement de l'ordre de 10^{-6} m/s à 10^{-7} m/s dans sa partie supérieure, alors qu'elle diminue probablement avec la profondeur» (p. 3.42). Celle du till n'avait pas été mesurée mais elle était «supposée être de l'ordre de 10^{-7} m/s à 10^{-6} m/s» (p. 3.44) donc peu différente de celle estimée pour la partie supérieure de la carbonatite.

Question 9

Dans l'état actuel des connaissances, quelle serait la marge probable de conductivités hydrauliques de la carbonatite autour de la mine projetée :

a) pour les premiers 250 m de profondeur?

b) pour la zone entre 250 m et 500 m de profondeur?

La conductivité hydraulique de la carbonatite dans le secteur de la mine Niocan n'a pas fait l'objet d'une caractérisation poussée. Un essai de pompage dans la partie supérieure du roc a donné une conductivité hydraulique de $3,7 \times 10^{-6}$ m/s ce qui est faiblement perméable. On présume que la conductivité hydraulique de la carbonatite plus profonde est plus faible car, comme nous l'avons déjà dit, les forages du site de Niocan indiquent que la fracturation est plus importante à la surface du roc. Les

spécialistes de Roche Itée avancent l'hypothèse d'une conductivité hydraulique de la carbonatite de l'ordre de 10^{-7} à 10^{-8} m/s diminuant avec la profondeur.

La meilleure indication de la conductivité hydraulique régionale de la carbonatite nous est évidemment donnée par l'expérience de la mine SLC. Cet essai de pompage de longue durée et d'échelle appropriée constitue sans doute la meilleure évidence disponible pour quantifier la conductivité hydraulique de la carbonatite. En interprétant les données ultimes de pompage de la SLC avec une simple équation du rabattement en régime permanent on obtient une conductivité hydraulique de 4×10^{-8} m/s. Cette estimation, qui n'est pas parfaite, corrobore cependant les hypothèses posées par les spécialistes de Roche Itée.

À notre avis, cette conductivité hydraulique de 4×10^{-8} m/s, qui est une valeur très peu perméable, explique la faible étendue du cône de rabattement. La zone plus perméable à la surface du roc n'est pas très profonde et a donc une influence minime sur la conductivité hydraulique de l'ensemble. L'imprécision de notre estimation de la conductivité hydraulique est probablement inférieure à un ordre de grandeur.

Question 10

L'hypothèse selon laquelle la conductivité de la carbonatite diminue avec la profondeur s'appuie-t-elle sur des observations? Cette diminution serait-elle significative dans la tranche de profondeur visée par l'exploitation de la mine (environ 500 m)?

Les observations qui supportent l'hypothèse d'une conductivité hydraulique plus importante à la surface du roc sont : les données de forage qui indiquent une zone plus fracturée à la surface du roc et l'essai de pompage qui donne un résultat plus perméable par deux ordres de grandeur à la surface du roc. Cependant, cette zone plus perméable est vraisemblablement peu profonde et a donc une influence minime sur la conductivité hydraulique d'ensemble de la carbonatite.

Question 11

Que sait-on de la perméabilité locale de la carbonatite au site de la mine SLC et particulièrement au voisinage des fosses?

La perméabilité locale de la carbonatite au site de la SLC n'a pas été caractérisée. On sait cependant que la qualité du roc y était inférieure à ce que les forages indiquent pour le site Niocan. On peut donc poser l'hypothèse que la conductivité hydraulique serait plus importante au site SLC qu'au site Niocan. Malheureusement, aucune mesure directe ne vient corroborer cette hypothèse.

Question 12

Dans l'état actuel des connaissances, quelle serait la marge probable de conductivités hydrauliques de la couche de till recouvrant la carbonatite dans le secteur du projet Niocan? Quel serait l'ordre de grandeur du ratio des conductivités hydrauliques respectives de la carbonatite et du till?

La conductivité hydraulique de la couche de till présente au site Niocan n'a pas été mesurée. Cependant, la description texturale de ce till composé de sable silteux à graveleux ou de silt sableux qui deviennent très denses en profondeur permet une estimation semi-quantitative de cette conductivité hydraulique. Le type de matériaux rencontrés possède habituellement une conductivité hydraulique allant de 10^{-6} à 10^{-12} m/s avec une valeur probable de 10^{-9} m/s. Les hypothèses avancées par les spécialistes de Roche ltée surestiment probablement la conductivité hydraulique du till.

Toutefois, les dépôts meubles recouvrant la carbonatite sont d'épaisseur et de nature variables. En plus du till, de l'argile avec une conductivité hydraulique probable de l'ordre de 10^{-10} m/s recouvre le centre de la vallée tandis que des matériaux sableux plus minces avec une conductivité hydraulique probable de l'ordre de 10^{-5} m/s recouvrent le flanc des collines.

Le rapport de perméabilité entre la carbonatite et le till est donc variable de 1 à 100. De plus, les conductivités hydrauliques plus élevées de la surface du roc ne changent pas la transmissivité du roc de façon significative. L'ordre de grandeur du rapport moyen des conductivités entre la formation rocheuse de carbonatite et la formation de till est donc d'au moins 10. Cette conclusion est corroborée par l'expérience de SLC où les rabattements dans la carbonatite n'influençaient pas la nappe phréatique dans les dépôts meubles sus-jacents et par l'observation de pressions artésiennes dans la carbonatite sous les dépôts meubles.

4.3 RÉSEAU DE FRACTURES ALTÉRÉES DANS LA CARBONATITE

L'étude environnementale (document déposé PR3) souligne que «compte tenu du pourcentage élevé de calcite dans l'unité de carbonatite [...], cette roche est sujette à des phénomènes de dissolution le long des plans de fractures et à l'intérieur des zones de cisaillement» (p. 3.42 et 3.43). Elle précise qu' «il existe à l'intérieur de la carbonatite un réseau complexe de zones altérées et lessivées de perméabilité et de porosité plus élevée que la roche non altérée [et que] il est fort probable que l'essentiel de l'écoulement de l'eau souterraine dans la carbonatite s'effectue via ce réseau de zones fracturées et altérées» (p. 3.61 et 3.62). On considère que «la présence possible de fractures ouvertes et persistantes dans l'espace, quoique imprévisibles, peut modifier localement et de façon significative le patron d'écoulement de l'eau souterraine» (PR3.1, annexe VIII p. 13).

L'étude rapporte des cavités de plusieurs mètres de longueur observées durant l'exploitation de la mine SLC (p. 3.43) et signale que des forages ont recoupé des zones de carbonatite lessivée ou désagrégée. Ce fut le cas à 260 m de profondeur pour un forage des années cinquante situé à 0,5 km du gisement S-60 (p. 3.43) de même que à 500 m de profondeur pour le forage n° 9752 où «l'eau coulait abondamment par les tiges de forage lorsque la zone a été atteinte.» (p. 3.47).

Question 13

Dispose-t-on de données sur la fréquence, la profondeur, l'orientation et le diamètre des cavités observées durant l'exploitation de la mine SLC ou lors des campagnes de forage menées par Niocan ou par d'autres?

Réponse de M. Serge Lavoie

Propriété Niocan

Les données dont nous disposons pour préciser la géologie et la tectonique de la propriété NIOCAN sont exclusivement des données de forage. Ces sondages comptant près de 22,000 m ont été effectués en 1995-1996 et en 1997, lors de la découverte et de la définition du gisement S-60. Les éléments indicateurs utilisés pour déterminer les conditions de terrain (fracturation, altération, lessivage et cavités) sont la

récupération des carottes de forage et la mesure du RQD (Rock Designation Quality). Le RQD est une technique utilisée dans l'industrie pour quantifier la qualité du massif rocheux. On l'obtient en additionnant les bouts de carottes mesurant plus de 10 cm divisé par longueur totale du carottier soit 3m, le tout multiplié par 100 pour avoir une mesure en %.

Sur le gisement S-60 les données du RQD indiquent clairement que les faciès minéralisés sont des roches compétentes avec un RQD moyen supérieur à 70%. Les zones fragiles, fracturées et altérées se situent principalement en surface à l'interface du roc avec les dépôts meubles et en périphérie du gisement où la zone de contact du minerai contient des lentilles ou boudins d'ijolites. C'est le cas pour le sondage 97-52 où la zone minéralisée contient en bordure NE du gisement plusieurs lentilles ou boudins d'ijolite altérée. Le RQD moyen sur cette intersection, cote 570m à la fin du trou 604m est de 52% . La récupération de la carotte pour la même intersection est de 93%. Ces résultats indiquent une zone altérée, fracturée (RQD de 52%) avec une très bonne récupération de carotte donc, pas de cavités ou géodes importantes sur ce secteur. Le même phénomène est observé un peu partout sur le pourtour du gisement S-60 mais principalement sur, son flanc NE où le contact minerai stérile est souvent marqué par l'occurrence de boudins d'ijolite.

Le gisement S-60 contient également des intersections de sovite lixiviée. De couleur brun-rouille, la roche contient de petites géodes et cavités de taille millimétrique à centimétrique. Ce phénomène d'altération par les eaux météoriques est particulièrement fréquent en surface mais peut se retrouver en profondeur. La sovite lixiviée représente seulement un pour-cent des intersections minéralisées du gisement S-60.

Propriété SLC

J'ai été chef géologue de mine à la St-Lawrence Columbian de 1972 à 1975. J'ai participé activement à la définition et délimitation des gisements 112 et 114. Localisées à environ 500m au NO du puits de SLC, les zones 112 et 114 sont des lentilles de grandes tailles à faible teneur 0,43% Nb₂O₅. Les deux zones sont orientées N - S. La zone 112 mesure 30m de largeur par 300m de longueur tandis que

la zone 114 est large de 50m et s'étend sur plus de 350m de longueur. Les deux zones ont été forées jusqu'à une profondeur de 350m. Le faciès minéralisé de la zone 112 est une sovite lixiviée brune à brun-rouille très riche en calcite(plus de 80%). La zone 114 est également constituée de sovites lixiviées intercalées de boudins d'ijolite altérée.

Nous n'avons aucune donnée sur le RQD des lentilles 112 et 114. De mémoire, la récupération de la carotte était de l'ordre de 70 à 80%. Les forages d'exploration étaient effectués d'une galerie d'exploration au niveau 150m, ils étaient forés de l'est vers l'ouest.

Sur la bordure Ouest du gisement 114 plusieurs sondages se sont terminés dans des cavités remplies de sable avec quelques rognons de carottes et débris de la surface (petits cailloux de granite et gneiss). Le sable était constitué principalement de silicates, apatite et magnétite et occasionnellement il était riche en pyrochlore. Au dessus des zones 112 et 114, la couverture des dépôts meubles est de l'ordre de 70 à 80m. D'importantes venues d'eau ont été rencontrées lorsque nous défoncions dans les cavités.

Les processus d'altération, lixiviation et lessivage sur le secteur des zones 112 et 114 sont un phénomène important de taille métrique à hectométrique. Aucune faille majeure n'a été identifiée en forage mais l'ampleur de l'altération et du lessivage des sovites suggère une zone de fracture parallèle à l'axe des zones 112 et 114. La cartographie des cavités emplies de sable n'a pu être faite, c'est un phénomène erratique, discontinue. En moyenne 1 sondage sur 5 s'est terminé dans une caverne emplie de sable.

Commentaires complémentaires de M. René Dufour

Propriété Niocan

Sur le gisement S-60, les données de RQD indiquent clairement que les faciès minéralisés sont des roches compétentes avec un RQD moyen supérieur à 70 %, ce qui est considéré élevé pour un massif rocheux.

De plus, à l'exception du sondage 97-52 où une intersection a montré une récupération de 93 %, tous les sondages foncés pour délimiter le gisement S-60 ont montré une récupération de la carotte de près de 100 %, ce qui confirme la qualité du roc et la non existence de cavité.

Finalement, un trou vertical, de diamètre NQ, de 402 mètres, foncé à l'emplacement proposé pour le puits d'extraction a produit une carotte massive à l'exception d'une section fracturée de un mètre.

4.4 QUALITÉ DES EAUX SOUTERRAINES ET DES EAUX DE SURFACE

Question 14

Les eaux circulant dans les zones d'altération recoupées par forage (notamment celles du forage n° 9752) ont-elles déjà été échantillonnées et caractérisées? Dispose-t-on de quelque information sur leur teneur en uranium, en radium, en radon et leur radioactivité?

Tous les «casings» ont été enlevés, de sorte qu'aucun de ces puits de forage n'a été échantillonné et qu'il est dorénavant impossible aujourd'hui de les échantillonner.

Question 15

En référence aux données physico-chimiques sur les caractéristiques des eaux de surface, des eaux souterraines, des sédiments et de la partie liquide de la pulpe de résidus présentées respectivement aux tableaux 3.5, 3.6, 3.12 et 6,2 de l'étude environnementale, pourriez-vous nous fournir :

a) la documentation sur les méthodes d'analyse en laboratoire qui ont été utilisées pour le dosage des concentrations en uranium et en thorium;

b) le nom des laboratoires qui ont effectué les analyses?

Les méthodologies utilisées sont présentées à la section 2.1 du présent document.

Question 16

En référence au tableau 3.5 sur les Caractéristiques des eaux de surface et des fosses de l'étude environnementale, pourriez-vous nous préciser le protocole

d'échantillonnage de l'eau des fosses # 1 et 2, notamment la distance de la rive et la profondeur sous la surface de l'eau du point d'échantillonnage, de même que la pluviométrie dans les jours précédents le prélèvement des échantillons?

Prière de référer à la section 2.6.1 du présent document.

Question 17

En référence à la Figure 6.1 intitulée Bilan des eaux au site Niocan (sur une base annuelle) de l'étude environnementale, pourriez-vous nous préciser s'il agit d'un bilan annuel moyen pour les années d'exploitation de la mine projetée à Oka ou d'un bilan pour la phase 2, alors que la mine atteindrait une profondeur d'environ 500 mètres?

Le bilan des eaux a été établi pour la phase e du projet.

Question 18

Au tableau 3.6 Caractéristiques des sédiments de l'étude environnementale, pourquoi la limite de détection pour l'uranium dans les sédiments des ruisseaux est aussi élevée que 50 mg/kg (50 ppm) alors que celle du thorium est de 1 mg/kg (1 ppm)? En outre, des analyses d'uranium et de thorium des sols et des résidus SLC (tableau 4 de la note de M. Serge Lavoie du 28 mars 2002) montrent des teneurs en uranium de 34,4 ppm pour les résidus SLC et de l'ordre du ppm dans les sols du secteur d'étude, alors pourquoi un tel niveau de précision n'a pas été obtenu pour les sédiments des ruisseaux?

La limite de détection est de 50 mg/kg est effectivement élevée. Cette haute limite de détection est attribuable aux interférences qui sont parfois observées avec la méthode ICP avec nébulisation ultrasonique (EPA Méthode 200.15) (M. Éric Fortin, chimiste, directeur du secteur de la chimie inorganique au laboratoire Philip, commun. pers.).

4.5 QUESTIONS RELIÉES AU RADON ET AUX AUTRES RADIONUCLÉIDES

Question 19

Le pompage des eaux d'exhaure requis pour l'exploitation minière entraînerait un rabattement de la nappe d'eau souterraine et la présence éventuelle d'un cône de

rabattement. Dans un rapport de contre-expertise dont le Conseil Mohawk de Kanasatake est un des mandataires, plusieurs questions ont été soulevées à cet égard.

a) Durant l'exploitation éventuelle de la mine, le pompage des eaux pourrait-il modifier le patron d'écoulement des eaux souterraines favorisant ainsi la formation et le transport du radon?

Le changement du patron d'écoulement ne change rien à la formation du radon. Il change cependant le transport du radon en solution dans les eaux souterraines.

b) De plus, les fluctuations saisonnières du niveau de la nappe d'eau souterraine, peuvent-elles entraîner des changements dans les pressions atmosphériques interstitielles, augmentant ainsi le potentiel de diffusion du radon?

Les fluctuations saisonnières du niveau de la nappe sont trop lentes pour créer des changements de la pression atmosphériques interstitielle susceptibles d'augmenter la mobilité du radon.

c) Enfin, à la fermeture éventuelle de la mine, la remontée de la nappe d'eau souterraine peut-elle augmenter la pression (effet de piston) de diffusion du radon gazeux s'étant accumulée.

La réponse à cette question est présentée dans un document de M. Leo Lowe de SENES Consultants Limited datée du 6 juin 2002. Ce document a déjà été transmis au BAPE.

Question 20

À la page 3.31 du document PR3, le promoteur réfère à Legrand (1986) en indiquant «Une nappe fluctuante pourrait aussi causer un effet de pompage qui pourrait faciliter la migration du radon gazeux dans une zone non saturée.»

a) Pourriez commenter et discuter en profondeur cet aspect? Pourriez-vous aussi faire un bref résumé de l'article de Legrand et annexer copie de son papier à votre réponse?

The Legrand (1986) paper (*Radon and Radium Emanations from Fractured Crystalline Rocks – A Conceptual Hydrogeological Model*, Ground Water 25(1): 59-69) attempts

to provide a general model to explain conditions that could lead to increased concentrations of radon and radium in groundwater or to high indoor radon concentrations. Legrand's conceptual model focusses on a fractured-rock system and the mechanical transport of air and water within the fractures.

One aspect of the paper deals with changes in the water table around a well as the pump on the well is turned on and off. (Varying precipitation levels also causes fluctuations in the water table.) According to the model, this causes churning (mixing) of the groundwater and increased concentrations of radon within the groundwater. According to Legrand, this can also increase levels of radium in the groundwater by causing radium to be desorbed from the rock matrix or to cause minute (small) clay particles to enter the groundwater as a result of pressure changes. The zone of influence of radium and radon accretion in the well water is the cone of depression of the groundwater level around the well, which according to the paper can extend outward from a well for 100 to 1000 feet (about 30 to 300 m).

Basically, Legrand's model suggests that the varying water table affects the pressures within the fractures and can force the air within the fractures, along with the radon, to lower pressure areas.

The paper also discusses conditions that in the author's view could lead to high indoor radon concentrations. These include:

- 1) granites and associated rocks with normal or above normal concentrations of uranium (actually radium);
- 2) interconnected fracture patterns within the rock;
- 3) a confining cover layer – this can be a cover of relatively impermeable clay or a blanket of infiltrating precipitation; this keeps the radon underground until it can be released to lower pressure areas e.g. a basement;
- 4) a fluctuating water table;
- 5) indentation of buildings into soil and rock materials – for example, periods of rainfall can put downward pressure on radon in the soil, which can then be forced into the basement of a house that is situated on the side of a hill;

- 6) building construction – for example, buildings with unfinished basements or cracked basement floors provide easy access routes (low pressure areas) for radon to enter the buildings.

Most of these general concepts have been known and discussed in the literature for some time. In our view, the key issue is radon in homes and Legrand's paper discusses several of the relevant concepts. More detailed discussion on the sources of radon in homes can be found in authoritative papers such as: U.S. National Council on Radiation Protection and Measurements (NCRP) 1989, *Control of Radon in Houses*, NCRP Report No. 103; and A.B. Tanner 1989, *The Source of Radon in Houses*, Proceedings of the Twenty-Fourth Annual Meeting of the National Council on Radiation Protection and Measurements, Radon, U.S. NCRP Proceedings No.10.

Une copie de l'article de M. Legrand est présentée à l'annexe VIII.

b) Par ailleurs, la demi-vie du radon est de 3,8 jours. Ainsi, 38 jours après sa formation, plus de 99% du radon s'est désintégré. La demi-vie du radon peut-elle être considérée comme un facteur limitant quant à sa présence éventuelle dans les résidences? La profondeur à laquelle se trouve le radon, peut-elle être considérée comme un facteur limitant?

Yes, the half-life of radon ($t_{1/2} = 3.8$ days) is one of the most important factors is determining the concentration of radon in buildings. The half-life limits the distance that radon can travel underground.

The main source of radon in buildings is the soil on which the buildings rest. Other, smaller sources of indoor radon include building materials, outdoor air, natural gas and in some cases, groundwater (*Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation, Volume 1: Sources*, United Nations Scientific Committee on the Effects of Ionizing Radiation (UNSCEAR), 2000).

Because of the half-life of radon, only radon concentrations in soil within a few metres of the surface of the ground typically contribute to outdoor radon. Similarly, only soil within a few metres of the base of a building impacts indoor radon levels (UNSCEAR 2000). This is because the diffusion length of radon, which is proportional to $(t_{1/2})^{0.5}$,

is in the order of 1 m in typical soils (UNSCEAR 2000). Therefore, except for special cases of elevated radon concentrations in groundwater supplies that are used indoors, radon concentrations at depth in the soil do not effect indoor radon concentrations.

Question 21

Votre rapport d'expertise de la firme Senes Consultants Limited (Appendice B, p. B-1 et B-2) estime à 100 000 Bq/s la quantité de radon qui sera émis par la ventilation de la mine. Cette valeur est dérivée essentiellement de trois calculs (au bas de la page B-1). Chacun de ces calculs inclut des estimés de divers paramètres. Pouvez-vous fournir les données et expliciter chacune des valeurs utilisées pour les paramètres, la façon dont elles ont été obtenues, incluant les données de base et les références aux articles scientifiques ou travaux antérieurs en faisant foi, afin d'étayer les résultats des trois calculs, nommément :

a) dans le calcul du radon libéré par le roc lui-même lors du concassage du minerai : 1) la valeur du contenu du roc en uranium? 2) la ou les références appuyant l'affirmation « the widespread convention that about 20% of the radon produced [...] is released to the pore space »?

The uranium content of the ore was assumed to be 19 ppm (mg/kg). Since 1 g of natural uranium contains 1.23×10^4 Bq of U-238, the U-238 content of the ore is 0.23 Bq/g. It can be assumed that the ore is in radioactive equilibrium, so the concentration of Ra-226 in the ore, the source of radon, is also 0,23 Bq/g.

Radon produced from the radioactive decay of Ra-226 is produced within the mineral grains of the rock or soil matrix. Only radon that escapes the grain is free to diffuse through the pore spaces (or be transported with groundwater moving within the pore spaces) and potentially enter the environment. The fraction of the radon that is released to the pore spaces of the matrix is called the emanation coefficient or emanation fraction (E).

E is variable and dependent on the nature of the matrix (e.g. phosphate slag has a low emanation coefficient compared to standard soils). Conventionally, a value of E = 20% is often used for typical soils (UNSCEAR 2000) or for uranium ores (e.g. U.S.

Nuclear Regulatory Commission (NRC) 1980. *Final Generic Environmental Impact Statement on Uranium Milling*, NUREG-0706, Vol. 3; and Pacific Northwest Laboratory (PNL) 1979. *Radon-222 Emissions in Ventilation Air Exhausted from Underground Uranium Mines*, Prepared for U.S. Nuclear Regulatory Commission, NUREG/CR-0627, PNL-2888 Rev.).

For 2500 tonnes per day of ore production, if it is conservatively assumed that all of the radon within the pore spaces is released to the mine air, the rate of release is

$$2\ 500\ \text{tonnes/day} \times 10^6\ \text{g/tonne} \times 0.23\ \text{Bq/g} \times 0.2 / (24\ \text{h/day} \times 3600\ \text{s/h}) =$$

$$1.3 \times 10^3\ \text{Bq/s}$$

b) dans le calcul du radon amené et libéré par l'eau d'infiltration : 3) comment a été estimée la quantité de radon dans l'eau?

Based on the Ra-226 concentration of 0.23 Bq/g and an E value of 0.2, and assuming a nominal ore density of 3 tonnes/m³ and porosity of 5% (personal communication with Niocan, April 2002), the concentration of radon within the pore spaces of 1 m³ of ore is given by:

$$3\ \text{tonnes/m}^3 \times 10^6\ \text{g/tonnes} \times 0.23\ \text{Bq/g} \times 0.2 / 0.05 = 2.76 \times 10^6\ \text{Bq/m}^3$$

If it is conservatively assumed that the pore spaces are saturated with water, the concentration in the groundwater within the ore will also be 2.76 x 10⁶ Bq/m³. Much of the groundwater in the mine will be in contact with rock having a lower radium concentration than the ore. However, if it is conservatively assumed that all of the 2 500 m³/day of minewater inflow passes through the orebody, and all the radon in the water is released to the mine air, the rate of radon release to the mine air from the minewater is given by

$$2\ 500\ \text{m}^3/\text{day} \times 2.76 \times 10^6\ \text{Bq/m}^3 / (24\ \text{h/day} \times 3\ 600\ \text{s/h}) = 8.0 \times 10^4\ \text{Bq/s}$$

c) dans le calcul relié aux surfaces de roc vives dans l'ensemble des galeries et excavations : 4) comment cette surface a-t-elle été calculée? d'où provient l'estimé du taux de diffusion du radon (radon will be released at the rate of 1 Bq/m2s per Bq/g of radium-226)?

The unit rate of radon release from the surface of radium-bearing materials is dependent on a variety of factors such as density, porosity, moisture content, emanation coefficient, etc. For example, for typical values of these variables in soil, UNSCEAR (2000) estimates a radon release rate of about $0.8 \text{ Bq m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ per Bq/g of Ra-226. For uranium mines, a value of about $0.9 \text{ Bq m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ per Bq/g of Ra-226 has been used (PNL 1979). For our analysis, a value of $1 \text{ Bq m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ per Bq/g of Ra-226 was used to estimate the rate of radon release into the mine openings. The total release by radon exhalation from the assumed $100,000 \text{ m}^2$ surface area of mine openings was therefore estimated as follows:

$$100,000 \text{ m}^2 \times 0.23 \text{ Bq/g} \times 1 \text{ Bq m}^{-2} \text{ s}^{-1} \text{ per Bq/g} = 2.3 \times 10^4 \text{ Bq/s}$$

Question 22

Dans votre document daté du 8 mai 2002 (cote DA5), vous estimez les émissions totales des dépoussiéreurs à 0,58 kg d'uranium et 12,06 kg de thorium. Pouvez-vous faire un calcul de dispersion de ces quantités, compte tenu de la hauteur des cheminées d'où elles proviennent, et décrire l'impact relativement aux quantités de ces nucléides déjà présents dans l'environnement récepteur.

La réponse à cette question est présentée dans un document de M. Leo Lowe de SENES Consultants Limited datée du 6 juin 2002. Ce document a déjà été transmis au BAPE.

Question 23

Quelles seraient les quantités de radionucléides sous forme de poussières dans l'air provenant de la ventilation de la mine, et quelle serait leur dispersion?

As a matter of common practice, mine ventilation air is not filtered when released to the environment because it is not necessary, even for very large mines. There is usually little dust emitted from the mine ventilation exhausts. The amount of dust released in the mine ventilation air at the proposed Niocan mine can be estimated as follows.

The concentration of dust in the ventilation air will depend on the details of the mining operations, which are not yet fully known. However, for perspective, the occupational hygiene limit on dust in the workplace environment is 10 mg/m³; actual levels in underground mines are typically much below this limit. Also, measurements from several years ago of dust in mine ventilation exhausts at two large mines gave values in the order of 1 mg/m³ (James F. MacLaren Limited, *Environmental Assessment of the Proposed Elliot Lake Uranium Mines Expansion, Volume 2*, February 1978).

In the case of a wet mine such as the Niocan mine, the walls of the ventilation shaft will be quite wet and will absorb much of the dust in the ventilation air before it is emitted. The dust concentration will likely be lower than the 1 mg/m³ concentration noted above for the large mines. Therefore, assuming that all the mine ventilation air from the Niocan mine (81 m³/s) contained dust at a concentration of 0.5 mg/m³, the total amount of dust released in the mine ventilation air would be about 1300 kg/y.

Assuming conservatively that all this dust were ore containing 19 mg/kg uranium (U) and 160 mg/kg thorium (Th), the total amount of U and Th released would be approximately 0.03 kg/y U and 0.2 kg/y Th. These releases are very small relative to the 0.58 kg/y of U and 12.1 kg/y Th estimated for other sources at the proposed Niocan facility (Roche 2002).

The atmospheric dispersion of this dust would be similar to the dispersion of radon from the mine ventilation exhaust (see letter and submission of Dr. D. Chambers to R. Faucher, Niocan, 30 April 2002, Appendix B). That analysis estimated a maximum radon concentration of about 4 Bq/m³ based on 100,000 Bq/s of radon released, or a dispersion coefficient of 4 x 10⁻⁵ s/m³. The maximum concentration of dust released from the mine exhaust (1300 kg/y or about 4 x 10⁴ µg/s) would therefore be less than 2 µg/m³. This is small compared to typical background levels of airborne dust that are generally assumed to be around 50 µg/m³ (e.g. UNSCEAR 2000) or to the norm of 70 µg/m³ (geometric mean) in the Québec Règlement sur la qualité de l'atmosphère.

Question 24

Quelles seraient les quantités de radionucléides présents sous forme de gaz ou de poussières dans les divers bâtiments de l'usine, et provenant de diverses sources diffuses, et comment ces bâtiments seraient-ils ventilés?

Relative to dust, workplace concentrations will be controlled to meet occupational hygiene limits. Most of the workplace operations will be enclosed and the dust will be vented through air pollution control equipment on the facility exhaust stacks. For the non-enclosed operations, the materials will be maintained in a wet condition (e.g. flotation circuits), which will result in essentially no dust emissions.

The amount of radioactive dust released to the air from the proposed Niocan facility and the impacts on environmental levels have previously been estimated (e.g. see Roche (2002) - letter of 8 May 2002 from Roche to M. Yves Dansereau, Ministère de l'Environnement (Roche 2002); and SENES (2002) - letter of 6 June 2002 from SENES to R. Faucher of Niocan).

Question 25

Dans votre étude environnementale (document PR3, p. 6.5 et 6.10), il est dit que le séchage du concentré enverrait 1 mètre cube/h de vapeur d'eau à l'atmosphère, et que l'usine de ferroniobium produirait des émissions de gaz chauds. Pouvez-vous confirmer les volumes de ces deux types d'émissions ainsi que leur teneur en radon?

The release rate of radionuclides in dust emitted from the concentrate dryer, hopper mixer and the ferroniobium plant has been discussed in SENES (2002) (see also Question 22).

Relative to radon releases, radon atoms are produced continually from the radioactive decay of Ra-226. For each decay of a Ra-226 atom (1 Bq = 1 decay/s), there will be one atom of radon produced with a radioactivity of 2.1×10^{-6} Bq. (The radioactivity of a material is proportional to its decay constant (λ) which is given by $\lambda = \ln(2) / t_{1/2} = 2.1 \times 10^{-6} \text{ s}^{-1}$ for radon.) The 2500 tonnes/day of ore containing 0.23 Bq/g of Ra-226 that is processed (see Question 21) will therefore produce radon at a rate of

$$2500 \text{ tonnes} \times 10^6 \text{ g/tonne} \times 0.23 \text{ Bq/g} \times 2.1 \times 10^{-6} = 1.2 \times 10^3 \text{ Bq/s}$$

This is a small amount, even if all the radon is released as it is produced. This conclusion is supported by calculations of radon emissions at uranium mines which show that the release of radon in mine ventilation exhausts generally greatly exceeds the amount of radon released from surface storage piles of ore and waste rock (PNL 1979).

If the ore or concentrate is stored in a stockpile before it is processed and the radon does not immediately escape as assumed above, the concentration of radon within the pore spaces of this material will build-up until it reaches equilibrium (as assumed previously for the release of radon from the ore underground in the mine). Because of the 3.8 day half-life of radon, the time to approach equilibrium concentrations is 20 days or more. Since it is anticipated that the mined material or concentrate will not be stockpiled for more than two days, the build-up of radon will be quite limited.

Question 26

Pourriez-vous donner votre point de vue sur l'impact potentiel du pompage de l'eau d'exhaure :

a) sur l'assèchement du mort-terrain et son effet sur l'augmentation possible de radon dans les résidences?

Les données de l'époque de SLC ont démontré que le rabattement de la nappe du roc ne causait pas de rabattement notable dans la nappe phréatique des dépôts meubles (voir réponse à la question no. 14). Ceci est d'ailleurs confirmé par la présence d'eau dans les étangs creusés en surface, tel qu'illustré à la photographie aérienne du mois d'août 1975, soit lors de l'année précédant l'arrêt des activités minières. Il n'y a donc pas d'assèchement potentiel des dépôts meubles et donc pas d'augmentation conséquente de la mobilité du radon.

b) sur la consolidation des argiles et leurs effets potentiels sur la structure des fondations des résidences?

Comme les données historiques de SLC n'indiquent aucune modification notable des conditions hydrogéologiques des dépôts meubles, on peut en conclure que la mine n'aura qu'un effet minime sur la consolidation des argiles. Le dénoyage partiel de l'aquifère de roc sous-jacent permettra le sous-drainage d'une partie limitée des argiles avec une possible consolidation à long terme. Ce processus sera nécessairement lent puisque les argiles sont peu perméables. De plus, les tassements induits seront relativement uniformes à l'échelle d'une résidence. On n'anticipe donc pas d'impacts sur la structure des fondations des résidences.

Annexe I

**Résultats du laboratoire pour le Radium-226
dans le puits no.2**

Annexe II

**Résultats du laboratoire (radioéléments)
pour les matériaux contenus dans des barils
à la surface du site SLC**

Sainte-Foy 11 juin 2002

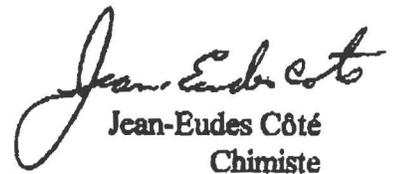
Monsieur Yves Thomassin
Roche
3075, ch. Des Quatre-Bourgeois
Bureau 300
Sainte-Foy (Québec)
G1W 4Y4

Objet : Analyse du radium-226 dans l'eau d'Oka.

Monsieur,

Nous avons analysé l'échantillon d'eau de la région d'Oka par spectroscopie alpha.

La concentration de radium -226 est de $0,3 \pm 0,1$ Bq/L.


Jean-Eudes Côté
Chimiste

Dossier :

Échantillon #: Baril gravier Oka

Type: Solide

Date:

24-mai-02

Radionucléide	Activité massique maximale	Activité		Facteur S	
		Mesurée	Estimée	Mesurée	Estimée
Série Th-232	Bq/kg	Bq/kg	Bq/kg		
		± 10 %	± 10 %		
Th-232	4000		327		0,08175
Ra-228	40000		327		0,008175
Ac-228	40000	354		0,00885	
Th-228	4000		327		0,08175
Ra-224	40000		327		0,008175
Rn-220	40000		327		0,008175
Po-216	40000		327		0,008175
Pb-212	40000	323		0,008075	
Bi-212	40000	304		0,0076	
Po-212	40000		212		0,0053
Tl-208	40000	120		0,003	
Pb-208 (stable)					
Série U-238					
U-238	4000		471		0,11775
Th-234	4000		471		0,11775
Pa-234m	4000	629	471		0,11775
U-234	4000		471		0,11775
Th-230	4000		471		0,11775
Ra-226	4000	485		0,12125	
Rn-222	40000		471		
Po-218	40000		471		
Pb-214	40000	470		0,01175	
Bi-214	40000	458		0,01145	
Po-214	40000		471		0,011775
Pb-210	4000		471		0,11775
Bi-210	40000		471		0,011775
Po-210	4000		471		0,11775
Pb-206 (stable)	4000				
U-235	4000	22		0,0055	
K-40	400000	312		0,00078	
Activité totale		2848	7355		
Facteur S total				0,178255	1,0493

Équivalent	mg/kg
Thorium	83
Uranium	39

Jean-Eudes Côté
Jean-Eudes Côté
Chimiste

Dossier :

Échantillon #: Baril sable Oka

Type: Solide

Date:

24-mai-02

Radionucléide	Activité massique maximale	Activité		Facteur S	
		Mesurée	Estimée	Mesurée	Estimée
Série Th-232	Bq/kg	Bq/kg	Bq/kg		
		± 10 %	± 10 %		
Th-232	4000		230		0,0575
Ra-228	40000		230		0,00575
Ac-228	40000	247		0,006175	
Th-228	4000		230		0,0575
Ra-224	40000		230		0,00575
Rn-220	40000		230		0,00575
Po-216	40000		230		0,00575
Pb-212	40000	239		0,005975	
Bi-212	40000	205		0,005125	
Po-212	40000		150		0,00375
Tl-208	40000	94		0,00235	
Pb-208 (stable)					
Série U-238					
U-238	4000		555		0,13875
Th-234	4000		555		0,13875
Pa-234m	4000	578	555		0,13875
U-234	4000		555		0,13875
Th-230	4000		555		0,13875
Ra-226	4000	608		0,152	
Rn-222	40000		555		
Po-218	40000		555		
Pb-214	40000	544		0,0136	
Bi-214	40000	516		0,0129	
Po-214	40000		555		0,013875
Pb-210	4000		555		0,13875
Bi-210	40000		555		0,013875
Po-210	4000		555		0,13875
Pb-206 (stable)	4000				
U-235	4000	28		0,007	
K-40	400000	204		0,00051	
Activité totale		2685	7635		
Facteur S total				0,205635	1,14075

Equivalent	mg/kg
Thorium	61
Uranium	49

Jean-Eudes Côté
 Jean-Eudes Côté
 Chimiste

Annexe III

Description de la méthode de détermination des teneurs en uranium par activation neutronique

Annexe IV

**Résultats du laboratoire (radioéléments)
pour les puits échantillonnés en 1999**

A: M. Yves Thomassin
418 654 9699

Dosage de l'uranium par activation neutronique

13.3.2002

L'uranium est dosé par la réaction nucléaire suivante :



L'échantillon est irradié dans le réacteur nucléaire SLOWPOKE avec les neutrons, par la suite il est placé sur un détecteur des rayons gamma et compté pendant 1 h. Les impulsions générées par le détecteur sont traitées par un analyseur-multicanal. On obtient ainsi un spectre de rayons gamma. Dans ce spectre on calcule la surface du pic de 75 keV qui est caractéristique pour l'uranium. En comparant cette surface avec la surface produite à partir d'un standard, on calcule d'abord la quantité en ng d'uranium-238 dans l'échantillon et après sa concentration en ppm. Cette procédure s'applique aux solides et liquides.

Lubomir Zikovsky
professeur
Institut de génie nucléaire
Département de génie physique
École Polytechnique, C.P. 6079 suc.'centre-ville'
Montréal, Que., H3C 3A7, Canada
Tél. (514) 340 4706, Fax (514) 340 4192
/aa/duaa

Institut de
génie nucléaire

Département de
génie mécanique

Adresse civique
Campus de
l'Université de Montréal
2900, Édouard-Montpetit
École Polytechnique
2900, Chemin de Polytechnique
H3T 1J4

Adresse postale
C.P. 6079, succ. Centre-ville
Montréal (Québec) Canada
H3C 3A7
Téléphone : (514) 340-4800
Télécopieur : (514) 340-4182

École affiliée à
l'Université de Montréal

Jean-François Ricard, ing. M.Sc.A
Ingénieur-Minier & Environnement (Métallurgie)
Niocan Inc., 298 rang St-Ambroise
Oka, Québec, J0N 1E0
Tel. 450 479 6055
Fax. 450 479 8564
jfricard@niocan.com

16.9.1999

Monsieur,

Il me fait plaisir de vous faire parvenir les résultats des analyses des échantillons que vous nous avez adressés. Concentrations de radio-isotopes en (Bq/kg):

Bon de commande : nul
Echantillon SOP-1 SOP-2 SOP-3 SOP-4 SOP-5
Radon Bq/l 130(20) 1590(100) 720(30) 10(3) 12(3)

Note : en parenthèses se trouve l'écart type

Le coût total est de 250\$. Votre compte vous sera envoyé séparément par le Centre de développement technologique. En espérant avoir le plaisir de vous servir dans un proche avenir, je vous prie d'agréer, l'assurance de mes sentiments distingués.



Lubomir Zikovský
Laboratoire de radiochimie, Institut de génie nucléaire
École Polytechnique, C.P.6079, succ.:centre ville
Montréal, Qc, H3C 3A7
Tel. 514 340 4706, Fax. 514 340 4192
luziko@meca.polyntl.ca
\\S\nc

Annexe V

**Résultats du laboratoire
(radioéléments) pour les eaux de surface et
les sédiments échantillonnés en 1999**



ÉCOLE
POLYTECHNIQUE
MONTREAL

Institut de
génie nucléaire

Département de
génie mécanique

Adresse civile
Campus de
l'Université de Montréal
2900, Édouard-Montpetit
École Polytechnique
2500, Chemin de Polytechnique
H3T 1J4

Adresse postale
C.P. 6079, succ. Centre-ville
Montréal (Québec) Canada
H3C 3A7
Téléphone : (514) 340-4803
Télécopieur : (514) 340-4182

École affiliée à
l'Université de Montréal

Jean-Francois Ricard, ing. M.Sc.A
Ingénieur-Minier & Environnement (Métallurgie)
Niocan Inc., 298 rang St-Ambroise
Oka, Québec, J0N 1E0
Tel. 450 479 6055
Fax. 450 479 8564
jfricard@niocan.com

Nombre de pages: 3

Monsieur,

Il me fait plaisir de vous faire parvenir les résultats des analyses des échantillons que vous nous avez adressés. Concentrations de radio-isotopes en (Bq/kg):

Date: 14.10.1999

Bon de commande : nul

Échantillon	SLC-NO (eau)	CV-1 (Sels)	CV-2 (Sels)
Ra-226	1 (0.5)	<33	37 (11)
Pb-214	1 (0.5)	21 (3)	29 (5)
Bi-214	1 (0.5)	31 (8)	35 (6)
Ac-228	2 (1)	56 (8)	45 (8)
Pb-212	<4	37 (4)	34 (6)
Bi-212	<7	<65	<64
Tl-208	1 (0.5)	8 (3)	6 (4)
U-235	<1	<2	2 (1)
K-40	<11	770 (50)	820 (80)



ÉCOLE
POLYTECHNIQUE
MONTRÉAL

Institut de
génie nucléaire

Département de
génie mécanique

Adresse civile
Campus de
l'Université de Montréal
2900, Édouard-Montpetit
École Polytechnique
2500, Chemin de Polytechnique
H3T 1J4

Adresse postale
C.P. 6079, succ. Centre-ville
Montréal (Québec) Canada
H3C 3A7
Téléphone: (514) 340-4800
Télécopieur: (514) 340-4192

École affiliée à
l'Université de Montréal

Échantillon	CV-3 (Sls)	SLC-NO (Sed)	SLC-SE (eau)
Ra-226	65 (16)	68 (29)	<1
Pb-214	45 (16)	40 (11)	1 (0.5)
Bi-214	59 (9)	51 (15)	2 (1)
Ac-228	<35	120 (30)	<1
Pb-212	38 (6)	49 (12)	<1
Bi-212	<71	70 (30)	<30
Tl-208	5 (3)	9 (5)	1 (0.5)
U-235	3 (1)	3 (1)	<1
K-40	840 (70)	710 (170)	<10

Échantillon	ROUSSE (Sed)	SLC-CE (Sed)
Ra-226	47 (11)	260 (40)
Pb-214	40 (4)	215 (17)
Bi-214	42 (5)	255 (23)
Ac-228	130 (10)	340 (20)
Pb-212	77 (8)	250 (20)
Bi-212	110 (20)	320 (20)
Tl-208	32 (4)	83 (6)
U-235	2 (1)	7 (1)
K-40	810 (40)	90 (10)

Note : en parenthèses se trouve l'écart type

Le coût total est de 800\$. Votre compte vous sera envoyé séparément par le Centre de développement technologique. En espérant avoir le plaisir de vous servir dans un proche avenir, je vous prie d'agréer, l'assurance de mes sentiments distingués.



Lubomir Zikovsky
 Laboratoire de radiochimie, Institut de génie nucléaire
 École Polytechnique, C.P. 6079, succ.: centre ville
 Montréal, Qc, H3C 3A7
 Tel. 514 340 4706, Fax. 514 340 4192
 luziko@meca.polymtl.ca
 \\$/nc

Annexe VI

**Données climatologiques pour la période
précédant l'échantillonnage des fosses du
site SLC**



SOMMAIRE CLIMATOLOGIQUE DU QUÉBEC

Nom : Oka Octobre 2001
 Numéro : 7015730
 Latitude : 45 deg. 30 min. 00 sec. Longitude : 74 deg. 04 min. 00 sec.
 Altitude : 91 m.

Jour climat	Température		Précipitation			Neige au sol (cm)	Phénomènes divers *							
	Max (deg. C)	Min (deg. C)	Pluie (mm)	Neige (cm)	Total (mm)		BB	GI	GR	OT	PO	VV	VE	VI
01	20,5	2,0	0,0	0,0	0,0	0								
02	21,0	8,0	0,0	0,0	0,0	0								
03	21,0	5,0	0,0	0,0	0,0	0								
04	22,5	10,0	3,4	0,0	3,4	0 F								
05	13,0	9,0	31,0	0,0	31,0	0								
06	10,0	5,0	1,0	0,0	1,0	0								
07	9,0	3,0	2,6	0,0	2,6	0								
08	9,5	1,0	0,0	0,0	0,0	0								
09	12,0	-3,0	1,4	0,0	1,4	0								
10	21,0	6,0	0,0	0,0	0,0	0								
11	23,0	9,0	4,2	0,0	4,2	0								
12	17,0	10,0	4,0	0,0	4,0	0								
13	22,0	11,0	0,0	0,0	0,0	0								
14	21,0	11,0	5,2	0,0	5,2	0								
15	17,0	10,0	0,2	0,0	0,2	0								
16	18,0	3,0	8,6	0,0	8,6	0								
17	9,0	4,0	2,4	0,0	2,4	0								
18	7,0	1,0	0,0	0,0	0,0	0								
19	17,0	-1,0	0,0	0,0	0,0	0								
20	16,0	5,0	0,0 T	0,0	0,0 T	0								
21	16,0	5,0	11,6	0,0	11,6	0								
22	11,5	3,0	0,6	0,0	0,6	0								
23	17,0	0,0	6,6	0,0	6,6	0								
24	16,5	10,0	0,0	0,0	0,0	0								
25	15,0	8,0	6,4	0,0	6,4	0								
26	9,0	4,0	2,6	0,0	2,6	0								
27	5,5	3,0	0,8	0,0	0,8	0								
28	6,0	-5,0	0,0	0,0	0,0	0								
29	10,5	-2,0	0,0	0,0	0,0	0								
30	8,0	-2,0	0,0	0,0	0,0	0								
31	6,0	-6,0	6,0	0,0	6,0	0	1							
Total			98,6	0,0	98,6		1							
Moy.	14,4	4,1												

Comparaison à la normale 1970-1998							
Température			Précipitation				
Écart à la normale	--	Écart type	--	Pourcentage de la normale	-- %	Coefficient de variation	--

Statut d'approbation : Données préliminaires

* Phénomènes divers BB Brouillard-brume GR Grêle GI Giboulée OT Orage-tonnerre
 PO Poudrerie VV Vent violent VE Verglas VI Visibilité <400m
 Statut des données Blanc Correct E Estimé I Incomplet F Forcé T Trace D Douteux C Cumulé

Annexe VII

**Résultats du laboratoire (radioéléments)
pour la pulpe de résidus récolté à
l'usine-pilote**



ÉCOLE
POLYTECHNIQUE
MONTREAL

Département de
génie mécanique

Mme Caroline Girard
Envirolab, 1818 route de l'Aéroport
Sainte-Foy, Québec, G2L 3L9
Tel 418 871 8722
Fax 418 871 9556

Nombre total de pages : 1

Adresse civique
Campus de
l'Université de Montréal
2900, Édouard-Montpetit
École Polytechnique
2500, Chemin de Polytechnique
H3T 1J4

26.8.1999

Madame,

Adresse postale
C.P. 6079, succ. Centre-ville
Montréal (Québec) Canada
H3C 3A7
Téléphone : (514) 340-4757
Télécopieur : (514) 340-4052

Il me fait plaisir de vous faire parvenir les résultats des analyses des échantillons que vous nous avez adressés. Les unités sont en Bq/l pour l'échantillon 172422 et en Bq/g pour les échantillons 172423 et 172424.

École affiliée à
l'Université de Montréal

Échantillon	Liquide		Solide Composite	
	172422	172423	172423	172424
Alpha global	0.1(0.02)	15(3)	15(3)	4(1)
Bêta global	0.4(0.1)	7(1)	7(1)	2(0.3)
Ra-226	<0.1	0.12(0.005)	0.12(0.005)	0.02(0.01)
Pb-214	0.01(0.01)	0.14(0.03)	0.14(0.03)	0.02(0.005)
Bi-214	0.02(0.01)	0.16(0.03)	0.16(0.03)	0.03(0.005)
Ac-228	0.07(0.02)	0.6(0.1)	0.6(0.1)	0.17(0.04)
Pb-212	<0.1	0.5(0.1)	0.5(0.1)	0.13(0.05)
Ti-208	<0.1	0.13(0.05)	0.13(0.05)	0.04(0.01)

Analyses de l'uranium:

Échantillon	172422	172423	172424
Uranium-ppb	8(2)	<130	<280

Notes : en parenthèses se trouve l'écart type



Lubomir Zikovský
Institut de génie nucléaire
École Polytechnique
C.P. 6079, succ. : centre ville
Montréal, Qc, H3C 3A7, Canada
Tel. 514 340 4706, Fax. 514 340 4192
\\\$evl.g



ÉCOLE
POLYTECHNIQUE
MONTRÉAL

Institut de
génie nucléaire

Département de
génie physique

Adresse civique
Campus de
l'Université de Montréal
2900, Édouard-Montpetit
École Polytechnique
2500, Chemin de Polytechnique
H3T 1J4

Adresse postale
C.P. 6079, succ. Centre-ville
Montréal (Québec) Canada
H3C 3A7
Téléphone : (514) 340-4803
Télécopieur: (514) 340-4192

École affiliée à
l'Université de Montréal

M. Yves Thomassin, M.Sc.A
Roche Ltée, Groupe-conseil
3075 chemin des Quatre-Bourgeois
Sainte-Foy, Québec, G1W 4Y4
Téléphone 418 654 9600
Télécopieur 418 654 9699
Internet www.roke.ca

14.3.2002

Monsieur,

Je confirme par la présente lettre, qu'il y a probablement une erreur d'unité commise dans le rapport d'analyse daté le 26.8.1999 et adressé à Caroline Girard, Envirolab, 1818 route de l'Aéroport, Sainte-Foy. C'est probablement l'unité de ppm au lieu de ppb qui aurait dû être indiquée dans le rapport d'analyse de l'uranium dans les échantillons 172423 et 172424. Les résultats devraient être :

Échantillon	172423	172424
Concentration d'uranium	<130 ppm	<280 ppm

Je m'excuse pour les inconvénients que cette erreur aurait pu occasionner.
Merci de votre collaboration

Lubomir Zikovsky
Laboratoire de radiochimie
Institut de génie nucléaire
École Polytechnique
C.P.6079, succ.: centre ville
Montréal, Québec, Canada
H3C 3A7
Tel. 514 340 4706
Fax. 514 340 4192
CE luziko@meca.polymtl.ca

Annexe VIII

Article de Harry E. Legrand

Radon and Radium Emanations from Fractured Crystalline Rocks — A Conceptual Hydrogeological Model

by Harry E. LeGrand^a

ABSTRACT

Subsurface air is a refuge for radon gas escaping from rock and soil surfaces, as well as from subsurface water. Where the subsurface air is confined in a zone by overlying poorly permeable material or by downward-moving water, the radon can accrete and become mobile. The crystalline rocks of eastern United States contain granites and associated rocks that have moderate to low amounts of uranium source material; the amounts are sufficient for radon to emanate significantly from both the soil-saprolite zone and the part of the underlying fractured rock above the water table.

Both the soil-saprolite confined air system and the fracture air system are nondescript and are erratic in size and shape from place to place and from time to time. They tend to have a gross horizontality because of blanket infiltration of precipitation and in some cases by crude layering of soil horizons or tension fracturing of bedrock.

The pressure increases in the air systems chiefly as infiltrated water moves downward and as the water table rises. The radon-laden air moves toward two types of low-pressure chambers. One type of chamber is a house on sloping topography niched into the soil-saprolite zone and perhaps into bedrock fractures. The other type is the unwatered fracture zone of a pumping cone of depression where overlying clays are less permeable. These two types of low-pressure chambers have characteristics of vacuum cleaners, sucking in radon-laden air.

Conditions leading to high indoor radon concentrations are: (1) granites and associated rocks with normal or above normal amounts of uranium, (2) normal interconnecting fracture pattern, (3) a thin mantle of relatively impermeable clay soil, (4) repeated cycles of recharge and of a fluctuating water table in the fracture zone or in the overlying regolith, (5) indentation of buildings into soil and rock materials, and (6) building construction allowing relatively easy inflow of air from the subsoil and rock.

Promoting the continual accretion of radon and radium in well water is the alternating action of air and water in the tortuous fractures in the cone of pumping depression. Radon accretes in well water more readily than does radium, chiefly because it is able to diffuse out of the pores and small fractures to then become mixed with the churned well water; radium tends to be absorbed on the rock materials, but the resurging ground water may desorb or dislodge radium and bring it into the well in some cases.

The hydrogeological model is compatible with data and nonhydrogeological interpretations by other workers. The framework provides a partial basis for a future predictive model that may identify potential problem sites of airborne radon indoors, and both radon and radium in well water.

INTRODUCTION

Key hydrogeological conditions control the emanations of both airborne radon into basal parts of buildings and the emanations of radon and radium in well water from rocks of granitic composition and related crystalline rocks. Worrisome concentrations of radon and radium from granites are common and in many cases greater than would be normally expected from the meager and dispersed presence of parent uranium in the rocks. This paper presents a conceptual model of hydrogeological conditions that should be significant in the understanding of both radon indoors and well-water occurrences of radon and radium. The Piedmont and Appalachian Highland region extending from Maine to Alabama, a region underlain partly by granitic rocks, is the type region to which the model applies (Figure 1).

The seriousness of health problems relating to both indoor radon, and radon and radium in well water is now being publicly recognized. The U.S. Environmental Protection Agency (1986) has published a *Citizen's Guide to Radon*, explaining radon detection devices and health risks. Indoor concentrations above 4 pCi/l, recommended by EPA as the level above which corrective action should be taken, represent "worrisome concentrations" expressed in this paper. Within the granitic

^aIndependent Hydrogeologist, 331 Yadkin Drive, Raleigh, North Carolina 27609.

Received June 1986, revised October 1986, accepted October 1986.

Discussion open until July 1, 1987.



Fig. 1. Region underlain by igneous and metamorphic rocks of eastern United States.

region of eastern United States there are millions of buildings and hundreds of thousands of water wells, a small minority of which yield worrisome amounts of natural radioactivity. It is essential that a useful systematic screening process be put into action so that the more likely problem situations can be given appropriate attention.

There has been a tendency to overlook the importance of hydrogeology in considering concentrations of radon in air, and radon and radium in well water or to assume that a simple relation exists between these concentrations and concentrations in the rocks. Admittedly, some localized uranium deposits, some uranium mine tailings, and some phosphate rocks containing uranium materials yield ground water that may be high in radium or radon. However, emphasis is placed here on excessive radon and radium emanations from some igneous and metamorphic rocks (chiefly granites) that have normal or more than normal amounts of uranium source materials. The role of hydrogeology is appreciated if one realizes that no significant radon problems would exist if there were no subsurface movement of water.

Much emphasis has already been placed on the occurrence of radon indoors in the Reading Prong area of Pennsylvania and New Jersey, and of radon and radium in well water in Maine and New Hampshire (Lilley, 1986, p. 5; Hess *et al.*, 1985; Hall *et al.*, 1985; and Wathen, 1986). Additional scattered occurrences of worrisome concentrations of indoor radon, and radon and radium in well water are known throughout the region (Hess *et al.*, 1985; and Sasser and Watson, 1978). A nationwide study of radon and other natural radioactivity in public-water supplies from wells (Horton, 1985) is noteworthy; this study showed elevated levels of radioactivity, especially ^{222}Rn in Georgia, South

Carolina, North Carolina, and Virginia. These elevated concentrations are chiefly in rocks of granitic composition.

The deductive method taken in this paper is to describe key features of the environment and to attempt a correlation of these features with certain occurrences of radon in air, and both radon and radium in well water. It is emphasized that the approach taken is a description of processes in action and a synthesis of the processes. Reliance on conclusions of other workers from specific collections of data provide supporting lines of evidence. This deductive method should help to predict the situations or locations where problems may occur. Working concepts on some physical aspects of transport mechanisms are presented. Studies conducted with a view to understanding the mechanisms of release of radon and radium into ground water have been made by others; the outstanding work by Rama and Moore (1984) has been used in support of the current work.

A conceptual model is presented that is compatible with a synthesis of generally accepted data. The model should provide the framework for focusing on numerous unresolved issues that need study and clarification before full explanations of worrisome radon and radium occurrences can be made.

GEOLOGICAL ASPECTS OF URANIUM AND ITS PROGENIES

Uranium is the ultimate source of its radium and radon progenies. It is important, therefore, to explore briefly the geological background that focuses this study on granites and related crystalline rocks. ^{238}U has a half-life of 4.49 billion years, long enough to persist in its original stage, in weathered granite (saprolite), or in a later transport stage into sedimentary rocks. Its progenies, of worrisome character to humans, ^{226}Ra (half-life of 1622 years) and ^{222}Rn (half-life of 3.82 days), are therefore still emanating in unwelcomed places. Some parts of the evolutionary behavior of uranium, radium, and radon are pertinent to the problems of natural radiation (Wathen, 1986, p. 75).

The distribution of uranium is both syngenetic and epigenetic. The syngenetic occurrences are represented as scattered localized veins of concentrations in certain rocks of igneous origin or as a much broader dispersion in granites; granites average about four parts per million of uranium (Gruner, 1956, p. 512). Two types of areal distribution of rocks of granitic composition are distinguished. One type is the large massive intrusive body that

can be mapped readily; the other type is that of veins, dikes, or stringers of granite or pegmatite a few inches to several tens of feet in width that are closely interspersed in other host rocks. Epigenetic occurrences result from redistribution of uranium into sedimentary rocks or into some metamorphic rocks through tectonic action.

Reference to uranium in sedimentary rocks is made here for two reasons. First, it is necessary to show that the progeny occurrences of radium and radon in water from uranium in sedimentary rocks may be different from those in granites and some metamorphic rocks. Second, the stages in development of sedimentary uranium deposits need to be noted. They include (1) oxidation of uranium minerals, commonly from granites, (2) solution in ground water, (3) migration in the sediments, and (4) deposition and concentration by geochemical action (Gruner, 1956, p. 496). Somewhat analogous stages can be recognized in the accretion of radium and radon in the water-air fracture system of granites. The stages include (1) dislodgement of radium and radon from minute pores and fractures; (2) solution; (3) migration; and (4) accretion. While the stages are somewhat similar, it should be noted that the sedimentary uranium is in a different rock from its source and may have had a lengthy migration history. In contrast, the radium and radon concentrations in water from granites are generally located near the source in the granites and are accreted in different ways.

Uranium in sedimentary rocks may reflect to some degree the concentrations of radium in the contained ground water. Therefore, it is not surprising that radium in well water may be found in uranium deposits, some mine tailings, and some phosphate deposits. At first glance, it may appear surprising that worrisome concentrations of radium and radon in water occur under certain conditions in granites that do not contain abnormally high concentrations of uranium or radium. Several workers (Tanner, 1964; King *et al.*, 1982; Krishnaswami *et al.*, 1982; and Rama and Moore, 1984) have observed larger than normal amounts of ^{222}Rn in ground waters. "Dissolution of solids in water is completely inadequate to release this large quantity of radon, as has been argued by Krishnaswami *et al.* (1982). Since the amount of ^{226}Ra in ground water is extremely small, and also since the diffusion of radon out of crystalline lattice is negligible (Tanner, 1964) radon must come out in other ways" (Rama and Moore, 1984, p. 397). Thus, there was strong justification for the study by Rama and Moore (1984) on the mechanism

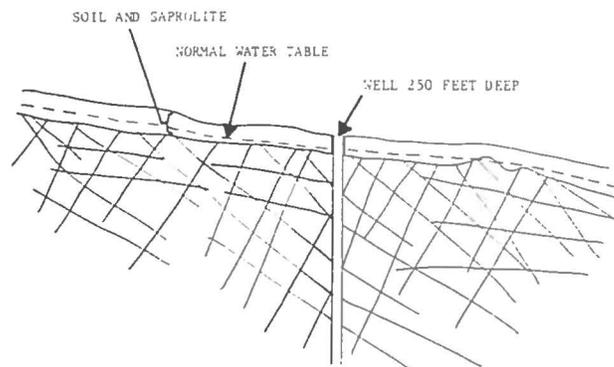


Fig. 2. Generalized cross section showing typical distribution of fractures in the rock, the overlying soil and saprolite, and a typical position of the water table.

of uranium-thorium series radioisotope releases from solids into ground water.

THE FRACTURED-ROCK SYSTEM Hydrogeological Conditions

Igneous and metamorphic rocks tend to be fractured to some extent where they occur within several hundred feet of the land surface. These rocks are commonly covered by a layer of residual soil and decomposed rock (saprolite), by alluvium in some valleys, or by glacial deposits in former glaciated areas. A two-media hydrologic system prevails—an unconsolidated granular medium above and the fractured-rock medium below (LeGrand, 1979, p. 337), as shown in Figure 2.

The dense consolidated character of the rocks prevents any significant movement of water except through the interconnecting fractures, which are commonly less than one inch wide. Although some fractures have crude patterns of distribution, the position of any fracture and the degree of interconnection of fractures are almost indeterminate. In the igneous and metamorphic rocks, the tortuous interconnecting fractures tend to decrease in number and size with depth, resulting in very little ground-water circulation at depths greater than 500 feet below land surface (LeGrand, 1967, p. 5). In these rocks there is no underlying artesian aquifer.

In the igneous and metamorphic rocks of the eastern half of the United States, the water table lies in the soil and other unconsolidated material in some localities and in the bedrock in others. At some places in wet seasons, the water table may lie in the soil zone and during dry seasons in the fractured-rock zone. Since the zone of soil and unconsolidated material commonly ranges from about 5 feet to 60 feet in thickness (LeGrand,

1979, p. 337). the water table in the vicinity of a well during a pumping stage is generally in the fractured zone.

In comparison with the moderately high permeability of most sand and gravel aquifers, the permeability of the fractured-rock system is relatively low. In most places the permeability of the clayey soil and unconsolidated material is also low. Thus, in terms of production of water from wells, the overall gross permeability is low. However, water and air can move erratically and turbulently under some conditions in the rock fractures.

Past geologic actions have resulted in a crude layering of permeability that is nearly horizontal or congruent with topographic slope. Where not impeded by water, air can move in the uppermost fractures more readily than it can in the overlying clay. Many crystalline rocks, especially massive granites, tend to have pronounced horizontal tension fractures. In many places the saprolite is more permeable than is an overlying clay zone. Thus, in most places there is some type of crude layering of permeability and some crude zone of higher permeability below a zone of lower permeability. Air can therefore be trapped and can move laterally above the water table if a hillslope outlet is available.

The water table continuously changes its position. The continuous flow of ground water to nearby valleys results in a general lowering of the water table except after periods of significant precipitation. In addition to a relatively short-term rise of the water table after a significant rainfall, there tends to be a seasonal aggregate rise during the winter months, when evapotranspiration is slight. Beneath upland areas the water table commonly is as much as three to four feet higher in late winter than in late summer.

Churned Ground Water

As water is pumped from a rock well, water drains from the interconnecting fractures into the well bore. Uppermost fractures around the well drain quickly, allowing air to enter the cone of depression (Figure 3). More air enters the cone of depression as the drawdown of the water table increases. Most rock wells are pumped intermittently, the pumps going on and off several times a day.

As the pump goes off, the water in the well and in the deep part of the cone of depression rises quickly (Figure 3). The recovery of the water table to its natural static level is almost never complete

within a period of a few hours. However, the early stages of recovery, representing an early pronounced water-table rise, are more evident in relatively low-yielding wells in which there is a significant low-water level. There is a tendency for wells to suck in air while pumping and to exhale air while the pump is off and the water table is rising. During the pumping stage, a low-pressure system exists, and during the recovery stage a high-pressure system prevails.

As the water table rises, one can often hear water running into a well from the draining fractures. Before some of the water is pumped out of a well, it travels downward or upward quickly and turbulently, through interconnecting fractures always in phase with pumping and recovery stages of the water level. The water churns as it moves against the walls of fractures. For a particular small volume of water, the churning may last for days or weeks through numerous pumping cycles before it is finally pumped out.

Within the cone of pumping depression there is always competition between air and water for space in the fractures. Air tries to move in as the water level is lowered, and air is pushed upward as the water level rises. It cannot easily rise to the land surface through the poorly permeable clayey materials. Much of the air is driven out to places where the fractured rocks are naturally near land surface or where humans have excavated into rocks; buildings niched into fractured rocks on sloping ground are convenient places for underground air to escape.

The precise route and behavior of a specific drop of water pumped from a well in fractured rocks cannot be known. Yet, knowledge of general features can be usefully applied, some of which are shown in Figure 3. An understanding of water behavior in the three zones described below and shown in Figure 3 is necessary.

Air-predominant zone (Zone A) — Fractures, originally filled with water when the water table was at its natural static level, now are mostly air-filled as a result of lowering of the water table in the pumping cone of depression. Air seeps slowly through the soil; it is mixed with small amounts of water in the fractures that infiltrate downward after periods of precipitation.

Intermediate zone (Zone B) — In this lower part of the cone of depression, air enters the fractures when the water level is lowered by pumping; when the pumping stops, the water level rises and the air is pushed upward by invading water through fractures from Zone C. The water

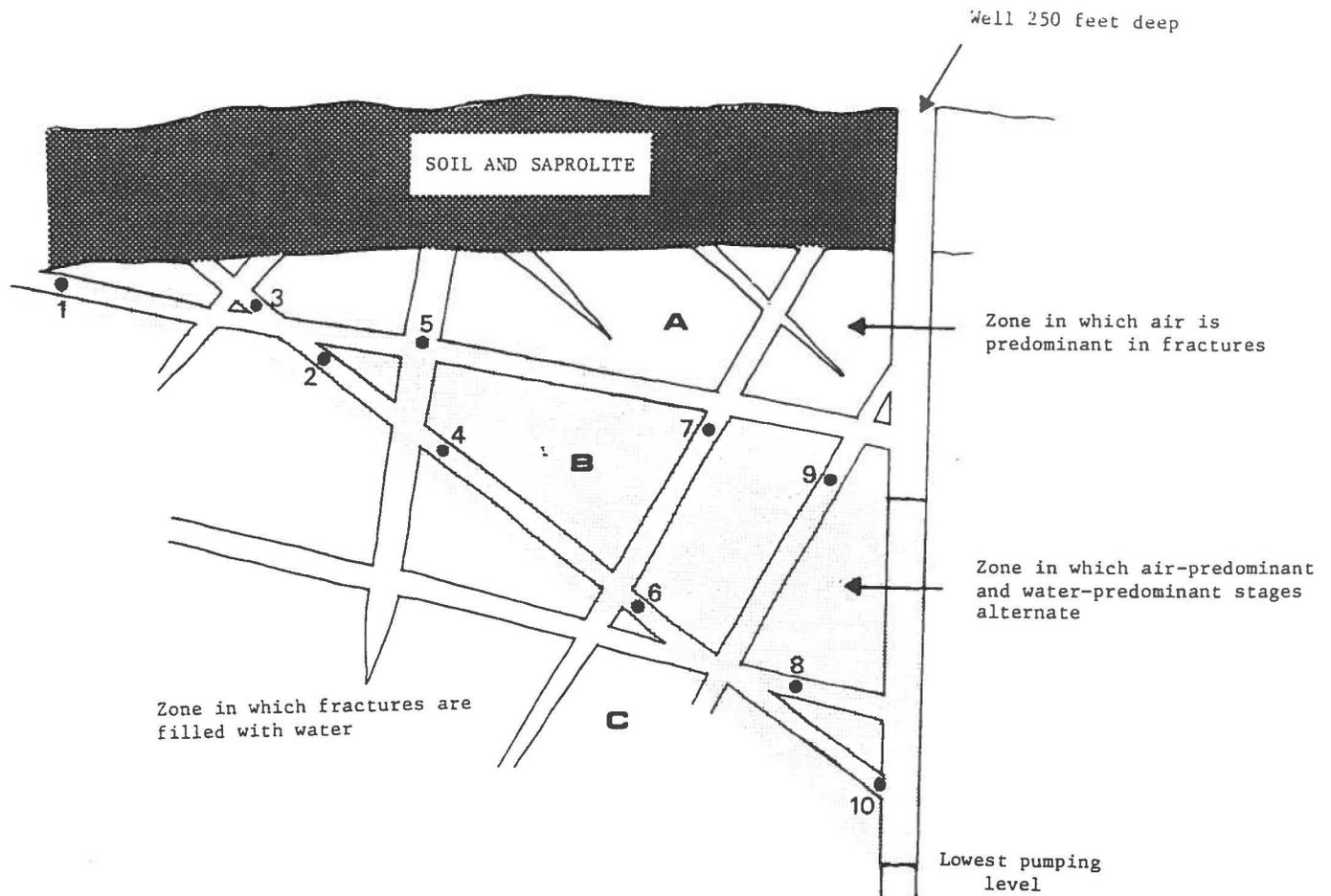


Fig. 3. Generalized cross section showing the general distribution of fractures (enlarged and not to scale) and hypothetical route of travel of a drop of water in a day, as a well pump is turned on and off. The drop of water moves in sequence to numbered spots. At odd numbers, the pump is off; at even numbers, the pump is on. Letters on the figure refer to zones (see text).

moves turbulently at times and at certain places in a zigzag manner through the fractures. It reverses direction when pumping starts and stops. Much of the water moves back and forth in the same fractures or in nearby ones, but in aggregate it is in contact with considerable lengths of radium-bearing rocks. Ultimately this water is pumped out. The size and shape of Zone B varies from time to time in each pumped well, partly according to the time the pump is off.

Water-filled zone (Zone C) — The water in the part of this zone that is close to Zone B has been actively moving as a result of gradient changes when the pump is alternatively on and off. Ultimately, much of this water is pumped out. Figure 3 shows the theoretical movement of a drop of water during a period of about one day as the pump is turned on and off. The drop of water moves in sequence from Site 1 to Site 10 before being pumped out.

The scenario described above represents a

synthesized conceptual model. Tests in the past have been directed to potential yields of wells rather than to water and air interchange in and adjacent to the pumping cone of depression. Therefore, there are no representative measurable data of air and water behavior in the cone of depression in this terrane. Nevertheless, the reliability of the model can be demonstrated by the application of hydrogeological principles.

TRANSPORT AND ACCRETION OF UNDERGROUND RADIUM AND RADON

The preceding section describes key features of the hydrogeological framework and the mechanical transport of underground air and water. In this section, an attempt is made to demonstrate the gross behavior of radon and radium in the system. This paper does not deal with the geochemistry of transitional phases—radium as a solid part of the rock, radium and radon as constituents in the ground water, and radon as a gas in the rock

fractures and saprolite. Some important studies have been made, including that by Rama and Moore (1984). The vapor and residual water in the fractures above the water table certainly have an important interplay that needs attention. However, for this discussion, the important cyclical exchange of water and entrapped air is sufficient to demonstrate the premises made.

Underground Airborne Radon

Because ^{222}Rn has a half-life of only 3.82 days, it would not be expected to persist for long periods above ground. In the lithosphere, near its source, radon decay and generation are essentially in equilibrium. Radon is continually decaying, but it is replaced by new radon from the decay of radium. Thus, the aggregate amount of radon available for accretion in the ground is almost always the same.

It has been demonstrated that pockets and zones of entrapped air of changing dimensions occur above the water table. Tanner (1986, p. 5) emphasizes the importance of permeability for radon movement pointing out that radon moves more readily through dry coarse materials than through wet fine-grained materials. From its relatively immobile state when entrapped in soils and fractures that are water-dominant, radon goes into a mobile vapor state as water recedes. The water moves out of the soil during nonrecharge periods. The natural lowering of the water table, away from the influence of pumping wells, may be progressively slow to moderate, commonly occurring in late fall. In the area of influence of pumping wells, however, the lowering stage occurs in minutes or hours.

During the seasonal falling stage of the water table, the following scenario of radon behavior is postulated. Some of the radon dissolved in water of the larger fractures likely remains in the water as it recedes to a lower position. Much of the radon reverts to vapor in the interconnecting fractures where water drains down and where the air-water interface is broken in complex ways. Radon clinging to the fracture walls is free to move as the binding and suppressive water moves out. Moreover, the radon that was held in the fractures and pores that are too small for water to penetrate can now move out into the larger air-filled fractures. Therefore, radon congregates in the air-filled fracture arena (Figure 4).

As the water table rises seasonally (winter and spring), it is postulated that the airborne radon is pushed upward and outward (Figure 4). During any time of the year, periods of appreciable

precipitation may cause a rise of the water table and entrapment of air by the downward infiltrating water. Unquestionably, most of the airborne radon in the fractures and pores moves upward and outward and is compressed into the smaller air-filled zone beneath the clay. This compressed airborne radon, seeking an outlet, invades many structures built into land slopes (Figure 4).

Some future work can determine which topographic positions emit the high concentrations of airborne radon into buildings. The granite terranes of eastern United States are characterized by sloping topography—ranging from gently sloping hills to more pronounced and steep slopes. The common practice of extending buildings into sloping hillsides results in a profusion of structures partly below ground level. Lower parts of buildings are niched into a section of soil and saprolite and into bedrock in many cases. The basal soil-saprolite zone and the upper bedrock fractures have sufficient permeability to allow airborne radon to escape under pressure into basements. Beneath many moderately steep surface slopes, the water table is less steep than the land surface, in some cases resulting in an acute angle air pocket above the water table. Many buildings are recessed into this air pocket, as shown in Figure 4. The model suggests that this angular zone develops high pressure with a rising water table and is capable of transmitting radon gas into buildings. It follows that buildings on hilltops or on upland flat areas, as shown by house A on Figure 4, should have less airborne radon than those on hillslopes.

It is postulated that the seasonal fall and rise of the water table and the periodic distribution of infiltrating water from precipitation are capable of promoting accumulation and migration of radon into some buildings. More pronounced changes in water-table action result from intermittent pumping of wells (Figures 3 and 5). The rapidly rising water table in the cone of depression when the pump turns off forces radon gas upward and outward into accessible buildings.

Excellent intensive work on radon and radium from granite has been done at the University of South Carolina (Michel and Moore, 1980; King *et al.*, 1982; and Rama and Moore, 1984). The study by Rama and Moore (1984) shows that minute pores (nanopores) in granite saprolite provide most of the required space for the storage and residence of the isotopes; radium tends to exist in an absorbed state in the nanopores while radon can more easily diffuse into the intergranular water or larger fractures. In addition to nanopores in the

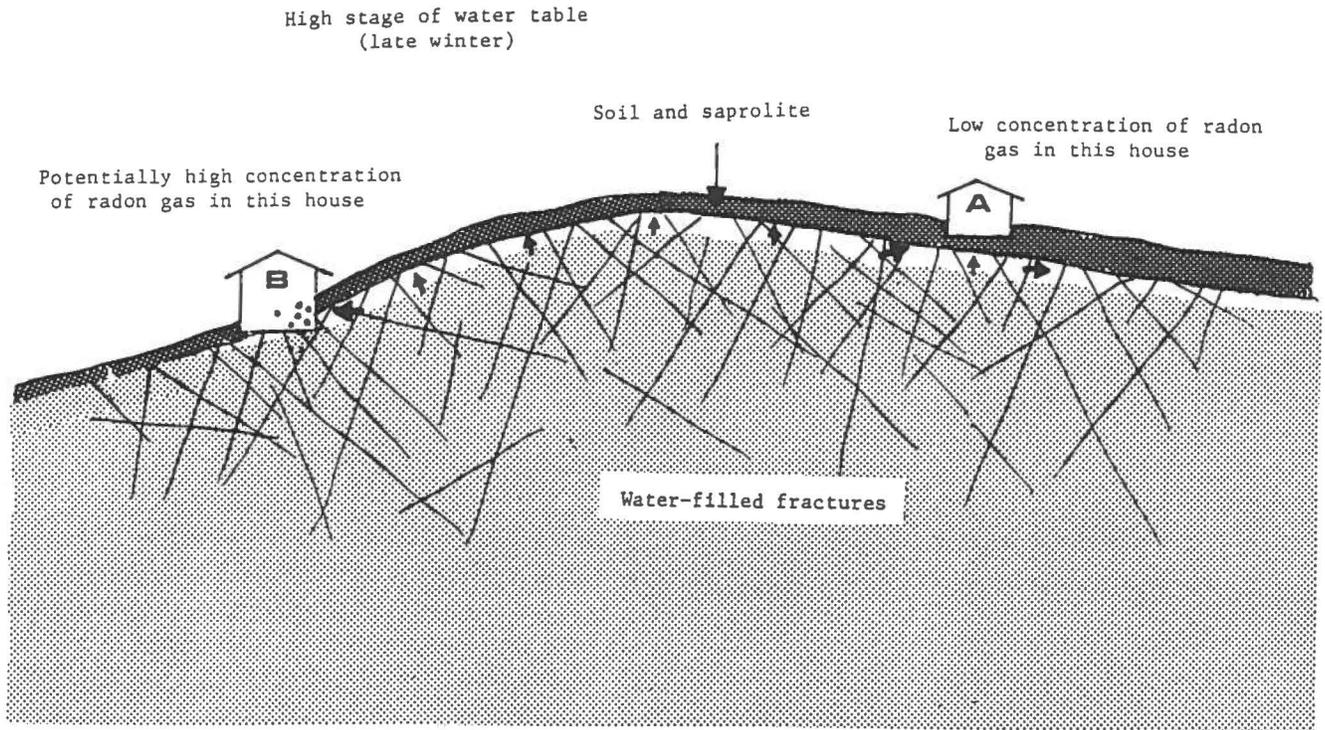


Fig. 4. Movement of radon gas from air-predominant fractures into house on hillslope.

saprolite, there are numerous minute fractures in the bedrock that are too small to transmit water to wells but are capable of transmitting radon. It follows, therefore, that lowering the water table from a position in the saprolite or from a position below the saprolite in bedrock fractures has a significant effect on the transmission of radon.

Some conclusions of other workers relating to airborne radon are expressed below:

1. Significant concentrations of radon indoors are associated with some granites and related crystalline rocks (Hess *et al.*, 1983, p. 7).

2. The predominant source of airborne radon

is in the ground adjacent to the foundation rather than the building materials and indoor water from wells (Nero and Nazaroff, 1984).

3. There is a general heavier concentration of indoor radon in late winter than in late summer (Hess *et al.*, 1983).

4. There is a general heavier concentration of radon indoors from wet soils than from dry soils (Nero and Nazaroff, 1984, p. 13).

All of the conclusions stated individually by other workers, as noted above, support the conclusions that are logically deduced independently from understanding the hydrogeological system. The understanding leads to a conceptual model that provides the mechanisms for pressure-driven entry of radon into lower parts of buildings.

Recognizing puzzling pressure differences, Nero and Nazaroff (1984, p. 27) say that "a building effectively draws radon from the ground in a manner that is considerably more subtle than the 'piston' action associated with changes in barometric pressure." Tanner (1986) appropriately makes an analogy of the low-pressure system in a house with actions of a vacuum cleaner.

Recognition of higher air pressure in parts of the ground than in adjacent buildings leaves open the significance of individual factors that cause the contrast. If pumped wells are nearby, a rise of the water table during recovery stages would surely provide the needed pressure, as shown in Figure 5.

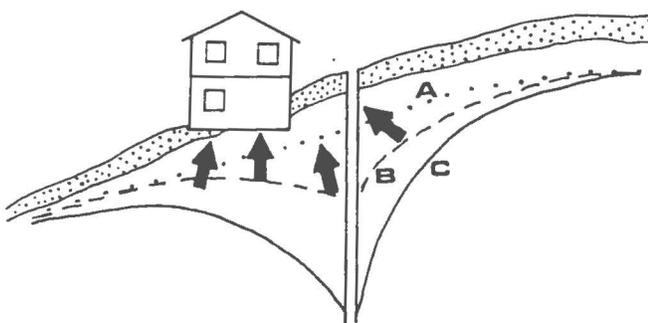


Fig. 5. Cross section showing various positions of the water table and high-pressure radon movement toward a basement when pump is turned off and water table rises to a partial recovery stage. A = static water level; B = intermediate water level when pump is off; C = pumping water level.

Air entrapment within the clayey regolith occurs from place to place and from time to time. Heavy rainfalls and heavy frosts tend to seal surface pores and to compress the underlying air (Todd, 1976, p. 239). The mobility of radon should be less in air-filled clays than in underlying air-filled fractures. However, the residence space for the potentially mobile radium and radon is greater in the clays. Moreover, temporary and local seals or barriers at or near land surface that cause air entrapment below are common. The extent to which surface barriers are due to barometric pressure changes, wind, a blanket of infiltrating rain, or heavy frost needs to be studied further. Figure 6 shows how a blanket of infiltrated precipitation can trap air in the clay where radon can infiltrate a house.

Radon and Radium in Well Water

Radon and radium are treated here together although they are not necessarily associated in comparable concentrations in ground water. Some conclusions of other workers of radon and radium in well water are noted below:

1. Significant concentrations of radon in well water are associated with granites and other crystalline rocks in New England (Brutsaert *et al.*, 1981, p. 407; Donahue, 1984). High concentrations of radium in North Carolina are associated with granites (Loomis, 1985).

2. Significant concentrations of radon and radium are higher in ground water than in surface water (Hess *et al.*, 1985, p. 563).

3. Significant concentrations are in private wells to a greater extent than in municipal wells.

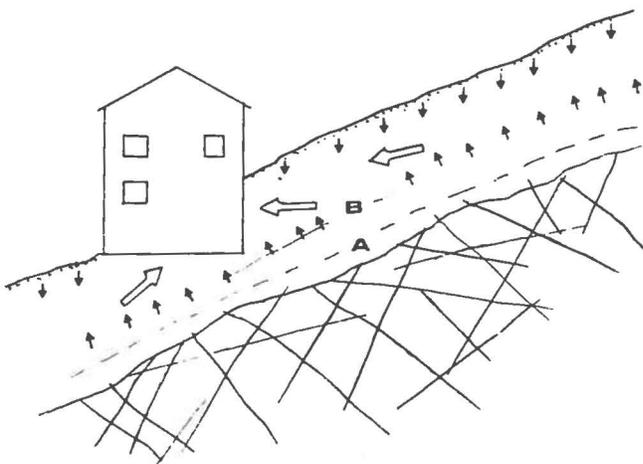


Fig. 6. Cross section showing how periods of rainfall put a downward pressure on airborne radon in soil, and how an upward pressure on radon in saprolite and rock fractures results as the water table rises from Stage A to Stage B. Large arrows show path of radon to house.

Also, concentrations are not noticeably greater from water in high-yielding wells than from water in low-yielding wells (Brutsaert *et al.*, 1981, p. 407).

4. Significant concentrations do not normally occur in shallow water-table systems where the water-table system is not in fractured rocks (Brutsaert *et al.*, 1981, p. 407).

5. Significant concentrations of radon and radium in water are confined to wells that are sporadically pumped.

The precise pathways and times of travel of radon and radium prior to being emitted from the pumped well cannot be determined; however, a further look at Figure 3 shows some key premises that can be made and that will be helpful in understanding the movements. Some premises that may help to resolve some of the issues are listed below:

A. Radon does not persist as long as radium because it decays more quickly and can escape from the water under certain conditions.

B. Radon must either have a relatively fast movement to the pumped well and/or be generated near the well by decay of radium.

C. Radon gas can move quickly through the air-predominant zone in the cone of pumping depression; in the subjacent water-filled zone, both radon and radium may move more slowly, as they become dissolved in the moving ground water. Radium is not readily soluble.

D. Some radium becomes dissolved in the cone of depression and becomes a part of the ground water on minute detached clay particles or is desorbed from the rock matrix during cycles of pressure changes.

E. The zone of influence of radium and radon accretion in well water is the cone of depression, which may have an areal radius extending outward from a well for 100 to 1,000 feet.

F. A poorly permeable clay overburden of soil and saprolite commonly occurs to help confine radon and radium in the underlying basal saprolite and rock fractures; this confinement promotes cycles of pressure changes and accretion of the radioisotopes in the cone of depression.

THE CONCEPTUAL HYDROGEOLOGICAL MODEL

The conceptual model presented here consists of a hydrogeological setting of certain fractured crystalline rocks in which the combined effects of periodic recharge and water-table fluctuations result in a dynamic interplay of air and water. It is constructed by expressing a group of prevailing tendencies that collectively favor worrisome

concentrations of radioactivity. Situations where an individual condition occurs are extremely common; situations where all conditions occur are much less common but not rare. A tentative premise is made that where there is a predominance of these conditions, worrisome concentrations of radon or radium are high.

Radon Gas Indoors from Subsurface Air

Concentrations are likely to be high where these conditions occur:

1. *Radon and radium source* — generally most granites or related crystalline rocks of similar composition having normal or above-normal amounts of radium or radon;
2. *Fractured rocks* in which the water table (under natural conditions) is in the rock or saprolite for part of the time, or in which the pumping of a well depresses the water table in the fractured rocks;
3. *Interconnection of fractures* in the air-predominant (vadose) zone below the soil;
4. *A confining layer* over the zone in which radon moves freely. The confining layer may be a blanket of infiltrating water from precipitation or a relatively impermeable soil cover;
5. *A fluctuating water table* — this may be a natural fluctuation caused by variations in precipitation or by frequent turning on and off pumps of water wells; and
6. *Hillslope topography* where house foundations cut deeply into the base of the regolith, or preferably into fractured bedrock.

Radium and Radon in Well Water

Concentrations are likely to be high where there is a predominance of the following conditions:

1. *Radium or radon source*, generally some granites or other crystalline rocks having normal or above-normal amounts of radium or radon;
2. *Fractured rocks* in which the water table (under natural conditions) is in the rock part of the time, or in which the pumping level of a well depresses the water table in the fractured rocks;
3. *Interconnection of fractures* in the air-filled zone below the soil;
4. *A confining layer*, which may be a relatively impermeable soil cover or a blanket of infiltrating water from precipitation; and
5. *A fluctuating water table* caused by pumping. For radium and radon to accumulate in well water, a continual fluctuation in the cone of depression (as the pump is turned on and off) is a necessary requirement of the model.

A distinction of conditions where radon or radium is clearly dominant has not been made. For radium to occur in high concentrations, a thick soil-saprolite zone and significant turbulent flow of water into the well may be necessary.

The requirements above for worrisome concentrations of indoor radon, and of radium and radon in well water represent a useful framework for developing a more definitive predictive model. Studies should be directed now to test the conceptual model. Testing requires recording of key general hydrogeologic features as other radon and radium data are collected.

UNRESOLVED ISSUES

The presentation of this conceptual model that is intended to explain some general causes of high concentrations of airborne radon indoors, and of radon and radium in well water must face severe scrutiny and various challenges. Some uncertainties and unresolved issues are considered below.

The model must cope with numerous elements of indeterminacy. For example, it is not possible to predetermine the specific tortuosity and interconnection of any localized fracture system that is considered to be host for the generation and concentration of some of the radon and radium. Tracing the precise path and history of airborne radon indoors also is not possible. These uncertainties, as well as others, represent challenges rather than deterrents to future work.

Indoor Radon Emissions Where Well Water Is Used

Studies by Nero and Nazaroff (1984) suggest that well water from indoor taps is not the primary source of indoor radon. A pumping well could be a factor in another way. A pumping well's continually changing cone of depression beneath a building could be the driving force to bring radon gas outward through fractures and into a building. Future studies may show whether the source in a particular situation is (a) the indoor water, (b) the naturally pressure-driven underground air, (c) the air in the cone of depression, or (d) some combination of these sources.

Distribution of Radium Source Material

Rocks that have relatively high concentrations of radioactive material should be expected to yield water high in radium and radon. The focus here, however, is on the hydrogeologic situations that may cause accumulative concentrations of radon and radium. Several sandstone aquifers in Illinois

and nearby States yield high radium waters in some of their deeper artesian parts (Emrich and Lucas, 1963; Lucas, 1985) but lesser amounts in their outcrop and recharge areas. This accumulative increase in concentration in water of the sandstones that have no significant high uranium content agrees with the proposition that the granites and associated crystalline rocks do not need abnormally high amounts of source radium to yield high amounts of radium or radon to the biosphere. The artesian sandstones do not fit the conceptual model because they are not extensively fractured and do not lie in a near-surface water-table setting.

Assuming that a particular crystalline rock has, in aggregate, normal or only slightly above-normal radium source material, it would be advantageous to know whether the radioactivity is concentrated in widely spaced veins, in closely spaced small seams, or is widely dispersed in the rock. The model is adaptable to all the situations. The broad occurrence of uranium in granites suggests that emphasis be put on the mechanism of getting radium and radon to the biosphere from widespread common rocks.

Age of Radium- and Radon-Bearing Water

High concentrations of certain mineral constituents in ground water commonly are associated with old ground water rather than freshly recharged water. However, the conceptual model specifies that water carrying the radium and radon be in the uppermost circulation system; therefore, it is presumed that the age of almost all of the ground water is months rather than tens of years.

Importance of Recharge and Rise of the Water Table to Airborne Radon Concentrations

It is certain that the downward movement of infiltrated precipitation drives some airborne radon downward. It is likely that a rising stage of the water table pushes radon gas upward. Some combination of downward and upward pressure is surely responsible for the airborne radon entries into buildings. The significance of each of these components has not yet been studied.

The Impact of Localized Partial Vacuum Conditions in the Rock Fractures When Pumps Are Turned On

The sudden lowering of the water table and quick draining of some fractures near the well bore when the pump is turned on causes localized partial vacuums. There is an aggregate partial vacuum represented by the cone of depression and the countless minivacuums within the cone. Water

drains out more quickly than air can replace it in parts of some fractures. It is presumed that the vacuum conditions are the cause of some dislodgement of radium and radon from the pores and fracture surfaces in ways not fully understood.

Preventive and Remedial Measures

Some remedial actions for reducing airborne radon indoors are already being taken in Pennsylvania and New Jersey. Until a better understanding of the causes of concentrated airborne radon, and both radon and radium in well water is established, it will be difficult to determine the full scope of preventive actions. This conceptual model, when fully tested, may help to point out how to avoid some of the problems.

CONCLUSIONS

The hydrogeological model presented here may generally account for much of the airborne radon indoors, and for radon and radium in well water in crystalline rocks. It is intended to provide a framework for future refinement. The model focuses on dynamic interplay of air and water in the basal soil and saprolite zone and in the underlying tortuous interconnecting fractures in granites and other crystalline rocks. The model is supported by logical hydrogeological interpretations and by the compatibility of its component parts with nonhydrogeological conclusions of other workers.

The accumulation of airborne radon indoors, and both radon and radium in well water is largely based on pressure differentials. The starting point for considering pressure differentials is the fact that there is an unstable water mobility system beneath the ground surface; this system is controlled by rise and fall of the water table, by blanket-type infiltration of water through surface soils, and by inherent permeability characteristics of the overburden as contrasted with those of the fractured rock. The very low air permeability of parts of the clay overburden can result in the entrapment of air in rock fractures and in parts of the overburden.

The conceptual model focuses on two types of low-pressure chambers that draw in radioactivity from surrounding rocks. Buildings niched into rock fractures or into the base of the regolith on hill-slopes represent a type of low-pressure chamber, which is a receptacle for airborne radon driven from the high-pressured fracture zone as the water table rises or as infiltrated water moves downward through the soil. The intermittent pumping well creates another type of low-pressured chamber in its cone of depression as water moves out of

fractures faster than air can replace it; some radium is dislodged from the rock matrix, and both radium and radon may be drawn toward the well, where they are concentrated.

The crude differential pressures surely apply, but the intricate behavior of radon and radium in the fractures, micropores, and nanopores needs intensive study. Research on the dynamic interplay of air and water in fractures and minute pores should improve understanding of some puzzling problems.

The conceptual model provides recognizable key conditions that represent an early stage of useful predictions relating to problems of radon and radium reaching the biosphere from crystalline rocks.

ACKNOWLEDGMENTS

Thanks are extended to H. E. LeGrand, Jr. for the insight and critical analyses of various concepts considered. The author is grateful for useful comments provided by several anonymous reviewers.

REFERENCES

- Brutsaert, W. F., S. A. Norton, C. T. Hess, and J. S. Williams. 1981. Geologic and hydrologic factors controlling radon-222 in ground water in Maine. *Ground Water*. v. 19, no. 4, pp. 407-417.
- Donahue, P. M. 1984. Hydrogeologic factors influencing radon-222 in ground water in southeastern New Hampshire. Directed M.S. report, Univ. of New Hampshire. 63 pp.
- Emrich, G. H. and H. F. Lucas. 1963. Geologic occurrence of natural radium-226 in ground water in Illinois. *Bull. Intern. Assoc. Scientific Hydrology*. v. VIII, no. 3, pp. 5-19.
- Gruner, S. W. 1956. Concentration of uranium in sediments by multiple migration-accretion. *Economic Geology*. v. 51, no. 6, pp. 495-520.
- Hall, F. R., P. M. Donahue, and A. L. Eldridge. 1985. Radon gas in ground water of New Hampshire. *Proc. of Assoc. of Ground Water Scientists and Engineers, Eastern Regional Ground Water Conference*. National Water Well Assoc., Dublin, Ohio, pp. 86-101.
- Hess, C. T., R. L. Fleischer, and L. G. Turner. 1983. Measurements of indoor radon-222 in Maine: summer vs. winter variations and effects of draftiness in homes. General Electric Corporate Research and Development, Tech. Series Class I. 9 pp.
- Hess, C. T., J. Michel, T. R. Horton, H. M. Prichard, and W. A. Coniglio. 1985. The occurrence of radioactivity in public water supplies in the United States. *Health Physics*. v. 48, no. 5, pp. 553-586.
- Horton, T. R. 1985. Nationwide occurrence of radon and other natural radioactivity in public water supplies. U.S. Environmental Protection Agency Report EPA 520/5-85-008. Montgomery, AL. 208 pp.
- King, P. T., J. Michel, and W. S. Moore. 1982. Ground water geochemistry of ra-228, ra-226, and rn-222. *Geochim. Cosmochim. Acta*. v. 46, pp. 1173-1182.
- Krishnaswami, S., W. C. Graunstein, K. K. Turekian, and J. F. Dowd. 1982. Radium, thorium, and radioactive lead isotopes in ground water: application to the *in situ* determination of adsorption-desorption rate constants and retardation factors. *J. Water Research*. v. 18, pp. 1633-1675.
- LeGrand, H. E. 1967. Ground water of the Piedmont and Blue Ridge Provinces in the Southeastern States. U.S. Geological Circular 538. 11 pp.
- LeGrand, H. E. 1979. Evaluation techniques of fractured-rock hydrology. In: W. Back and D. A. Stephenson (guest editors), *Contemporary Hydrogeology—The George Burke Maxey Memorial Volume*. *J. Hydrol.* v. 43, pp. 333-346.
- Lilley, W. D. 1986. Indoor radon is a geologic hazard. *Geotimes*. v. 31, no. 4, p. 5.
- Loomis, D. P. 1985. Preliminary investigation of the occurrence of rn-222 in North Carolina ground water and its relation to bedrock geology. Draft report to NC Div. of Environmental Management, Ground Water Section, Raleigh, NC.
- Lucas, H. F. 1985. Ra-226 and ra-228 in water supplies. *J. American Water Works Assoc.* v. 77, no. 9, pp. 57-67.
- Michel, J. and W. S. Moore. 1980. Ra-228 and ra-226 content of ground water in fall line aquifers. *Health Physics*. v. 38, pp. 663-671.
- Nazaroff, W. W., S. M. Doyle, A. V. Nero, and R. G. Sextro. 1985. Potable water as a source of airborne radon-222 in U.S. dwellings: A review and assessment. Lawrence Berkeley Laboratory LBL-18154. 51 pp.
- Nero, A. V. and W. W. Nazaroff. 1984. Characterizing the source of radon indoors. *Radiation Protection Dosimetry*. v. 3, pp. 23-29.
- Rama and W. S. Moore. 1984. Mechanism of transport of U-Th series radioisotopes from solids into ground water. *Geochim. Cosmochim. Acta*. v. 48, pp. 395-399.
- Sasser, M. K. and J. E. Watson. 1978. An evaluation of the radon concentration in North Carolina ground water supplies. *Health Physics*. v. 34, pp. 667-671.
- Tanner, A. B. 1964. Radon migration in the ground: A review. In: Adams, J.A.S. and W. M. Lowder (editors). *The Natural Radiation Environment*. Univ. of Chicago Press, Chicago. pp. 161-190.
- Tanner, A. B. 1986. Geologic factors that influence radon availability. In: *Radon—Proceedings of conference sponsored by the Air Pollution Control Assoc.*, Feb. 1986. pp. 1-11.
- Todd, D. K. 1976. *Groundwater Hydrology*. 2nd ed. John Wiley and Sons, New York. 535 pp.
- U.S. Environmental Protection Agency. 1986. *A Citizen's Guide to Radon*. Office of Air and Radiation. OPA-86-004. 14 pp.
- Wathen, J. B. 1986. Factors affecting levels of rn-222 in wells drilled into two-mica granites in Maine and New Hampshire. M.S. thesis, Univ. New Hampshire. 85 pp.

* * * * *

Harry E. LeGrand is an independent hydrogeologist in Raleigh, North Carolina. He holds a B.S. degree in Geology from the University of North Carolina. He is the author of more than 75 publications, many of which focus on the hydrology of fractured rocks and ground-water contamination. He was presented the Science Award by the National Water Well Association in 1975.