



308

NAT32

Les enjeux de la filière uranifère au Québec

6211-08-012

Historique de l'exploitation uranifère dans la région d'Elliott Lake en Ontario et ses effets sur la qualité de l'eau et de la chair des poissons pour la consommation humaine

Décembre 2014



Table des matières

Table des matières.....	3
Sommaire exécutif	5
1.0 Introduction.....	6
1.1 Historique du développement des opérations minières	6
1.2 Gestions des résidus miniers durant les opérations et après la fermeture des mines....	7
1.3 Suivi des digues et barrages contenant les résidus miniers.....	7
1.4 Déclassement des parcs à résidus miniers.....	8
2.0 Problématique environnementale associée à l'exploitation des gisements uranifères dans la région d'Elliot Lake.....	9
2.1 Problématique pour la faune terrestre	9
2.2 Problématiques pour les écosystèmes aquatiques.....	10
3.0 État de la qualité des eaux du bassin versant de la rivière Serpent	11
3.1 Qualité de l'eau dans le lac McCarthy et la Rivière Serpent	11
3.2 Qualité de l'eau en aval des parcs à résidus miniers Denison et Quirke	13
3.3 Qualité de l'eau du lac Elliott	15
3.4 Qualité de l'eau en aval des parcs à résidus Lacnor et Nordic.....	17
3.5 Qualité de l'eau en aval du parc à résidus miniers Stanleigh	19
4.0 Qualité de la chair des poissons des écosystèmes de la rivière Serpent	21
4.1 Qualité de la chair des poissons dans le lac McCarthy et la Rivière Serpent	22
4.2 Qualité de la chair des poissons dans le lac Quirke et Whiskey	25
4.3 Qualité de la chair des poissons du lac Elliott	26
4.4 Qualité de la chair des poissons dans le lac Nordic	26
4.5 Qualité de la chair des poissons dans le lac McCabe.....	26
5.0 Discussion de l'état des écosystèmes de la Rivière Serpent.....	26

5.1	Impacts de l'exploitation des gisements uranifères avant 1980 sur la santé des écosystèmes de la Rivière Serpent.....	27
5.2	Impact de l'exploitation des gisements uranifères après les années 1980 sur les écosystèmes de la Rivière Serpent.....	27
6.0	Conclusions.....	28
7.0	Références.....	29
	Annexe A – Description de la gestion des résidus miniers aux différents sites miniers	31
A.1	Parc à résidus miniers Quirke	31
A.2	Parc à résidus miniers Panel.....	31
A.3	Parc à résidus miniers Denison	32
A.4	Parc à résidus miniers Stanrock	33
A.5	Parc à résidus miniers Stanleigh	33
A.6	Parc à résidus miniers Milliken.....	34
A.7	Parcs à résidus miniers Lacnor et Nordic.....	34
	Annexe B – Concentration dans la chair des poissons.....	36
	Exemples de calcul – Concentrations dans la chair de poisson	36

Sommaire exécutif

L'exploitation de 12 gisements uranifères dans la région d'Elliot Lake en Ontario s'est fait d'abord dans les années 1950 et 1960 pour fournir des contrats d'approvisionnement militaires et par la suite, dans les années 70, 80 et 90 pour fournir des contrats d'approvisionnement aux centrales nucléaires autour du monde. La faible teneur en uranium des gisements ontariens en comparaison au nord de la Saskatchewan, combiné à une demande pour le combustible plus modeste que prévue, mena à la fermeture de toutes les activités d'exploitation dans cette région. Les résidus miniers furent pour la plupart déposés dans des lacs ou dans des vallées au relief adéquat afin de contenir les résidus. La quantité importante de résidus produits nécessita la construction de barrages et de digues afin de contenir une plus grande quantité de résidus miniers, si bien que venu le temps de la fermeture de toutes ces opérations minières, 9 parcs à résidus miniers, tous formés par des barrages et des digues, devaient être déclassés. Une analyse multicritère pendant les évaluations environnementales pour le déclassement des parcs à résidus miniers mena à l'ennoiement de 5 parcs à résidus miniers et à l'établissement d'une couverture de sol sur 4 parcs à résidus miniers pour limiter le drainage minier acide et le lixiviat contenant des teneurs élevées en métaux et radionucléides.

Cet ouvrage démontre que l'exploitation des gisements uranifères dans les années 50, 60 et 70 ont causé des dommages irréversibles à six lacs utilisés comme parcs à résidus miniers. En aval de ces parcs à résidus miniers, les activités minières ont aussi causé des torts considérables aux lacs du bassin versant de la Rivière Serpent. Les impacts aux lacs situés en aval des parcs à résidus miniers se sont par la suite graduellement résorbés de sorte qu'aujourd'hui, les écosystèmes directement en aval des parcs à résidus miniers sont en bonne santé. Les concentrations en ^{226}Ra et en uranium et autres métaux (arsenic, argent, cadmium, cobalt, cuivre, molybdène, nickel, thallium et zinc) dans les eaux de surface sont généralement sous les normes de protection de la vie aquatique et sous les normes de potabilité de l'eau. De plus, le public peut consommer la chair des poissons de façon sécuritaire.

Il est clair que la façon de gérer les résidus miniers utilisée à Elliott Lake est de moins en moins envisageable aujourd'hui. La CCSN recommande la gestion des résidus miniers de façon à minimiser le plus possible le suivi à long terme de barrages contenant les résidus miniers en déposant, par exemple, les résidus miniers radioactifs dans d'anciennes mines à ciel ouvert ou en remblayant les galeries sous-terraines isolant ainsi les résidus des écosystèmes en surface.

1.0 Introduction

1.1 Historique du développement des opérations minières

La guerre froide dans les années 50 a mené à la découverte de gisements uranifères dans la région d'Elliott Lake au nord de l'Ontario. Les gouvernements de l'époque mirent en place des contrats pour fournir de l'uranium pour des fins militaires. Il en résulta 12 mines associées à 11 usines d'extraction du minerai entre 1955 et 1958. Pour supporter ce développement minier, le gouvernement de l'Ontario mit en place, en 1954, des plans pour aider à l'établissement d'une communauté locale pour subvenir au besoin de l'industrie en matière de main d'œuvre. En 1959, une ville pouvant accueillir 25 000 personnes était établie sur les abords du Lac Elliot (Figure 1).

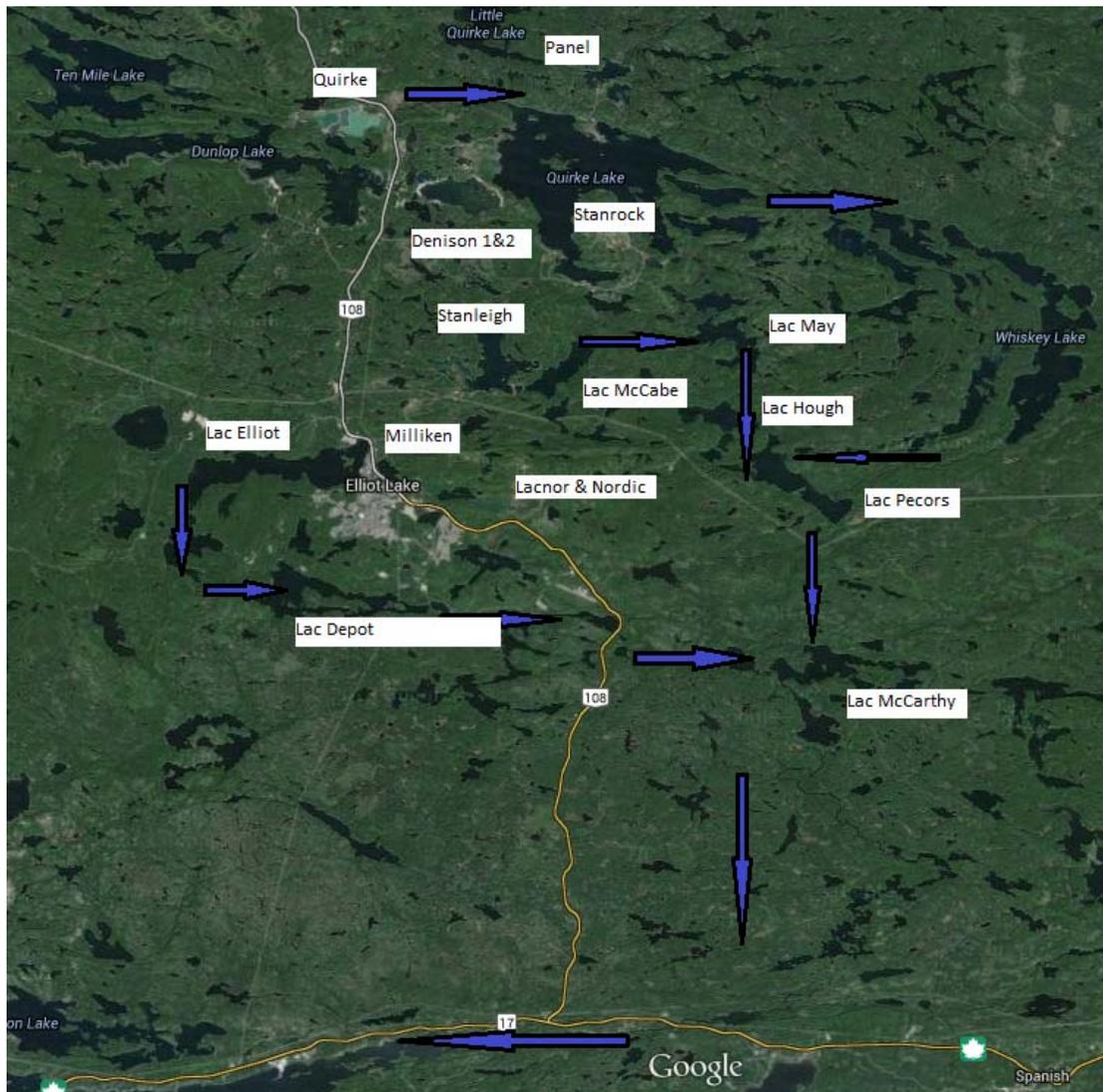


Figure 1. Ville d'Elliott Lake au sein du bassin versant de la Rivière Serpent. Les flèches bleues indiquent la direction de l'écoulement des eaux de surface.

La majorité de l'uranium extrait des gisements était acheminée à la « United States Atomic Energy Commission (USAEC) ». En 1959, la USAEC annonçait ne pas prolonger les contrats d'approvisionnement au-delà de 1962. Pendant la même période, des douze compagnies établies à peine dix ans plus tôt, Rio Algom Limited et Denison Mines Inc. demeurèrent les deux seules compagnies en opération afin de pourvoir aux contrats d'approvisionnement. La population d'Elliot Lake chuta alors à environ 7000 habitants.

Au milieu des années 70, une crise du pétrole survint. Ceci créa une demande soudaine d'approvisionnement en combustible d'uranium pour la production d'électricité. Des consommateurs en Europe de l'Ouest, au Japon et aux États-Unis étaient à la recherche de contrats d'approvisionnement pour leurs besoins à long-terme. C'est alors que Rio Algom Limited et Denison mines Inc. remirent en service les mines Panel, Stanleigh et Quirke.

Vers la fin des années 1980, il est devenu clair que la demande pour l'uranium comme combustible des centrales nucléaires était beaucoup plus faible qu'anticipée et l'approvisionnement mondiale excédait amplement la demande mondiale. Qui plus est, la découverte de gisements uranifères à haute teneur en Saskatchewan rendit l'exploitation de gisement dans la région d'Elliot Lake économiquement non-viable. Il en résulta donc la fermeture des mines Quirke et Panel en 1990 et la fermeture de la mine Stanleigh en 1996.

1.2 Gestions des résidus miniers durant les opérations et après la fermeture des mines

L'extraction du minerai d'uranium des gisements de la région d'Elliot Lake nécessitait l'utilisation de l'acide sulfurique afin de solubiliser l'uranium à partir du minerai concassé. On utilisait ensuite l'ammoniac pour faire précipiter l'uranium en solution. Ce procédé d'extraction résulta en une quantité importante de résidus miniers contenant la roche résiduelle (stériles miniers), les résidus acides et d'ammoniac auxquels on ajoutait de la chaux pour neutraliser le résidu. Ce résidu était ensuite déposé dans des parcs à résidus miniers. L'annexe A présente une description plus détaillée de la gestion des résidus miniers dans les différentes mines de la région.

1.3 Suivi des digues et barrages contenant les résidus miniers

La gestion des résidus miniers dans les années 50 et 60 préconisait le dépôt des résidus miniers directement dans des lacs ou dans des dépressions du relief naturel de la région. Il en résulta la construction de plusieurs barrages afin de contenir ces résidus miniers. Ces barrages doivent donc être entretenus et inspectés à perpétuité. La CCSN a établi le montant des garanties financières associées au permis de manière à couvrir toute éventualité.

De ce fait, les digues et barrages dans la région d'Elliot Lake sont surveillés à l'intérieur du programme d'inspection géotechnique de Denison Mines Inc. et de Rio Algom Limited (condition du permis). Les inspections ont pour objectif de confirmer que toute structure est conforme aux recommandations de sécurité des barrages 2007 [1] publié par

l'Association Canadienne des Barrages. Rio Algom Limited et Denison Mines Inc. doivent faire une inspection régulière de tous les barrages et digues à partir de la période de fonte des neiges jusqu'à la chute des neiges à la fin de l'automne suivante. Le permis de la CCSN exige également une inspection géotechnique annuelle par un(e) ingénieur(e) qualifié(e) et une revue des données de performance des différentes structures. Une revue de la sécurité des barrages et des digues est aussi faite par une firme indépendante spécialisée en géotechnique de façon annuelle.

De plus, le personnel géotechnique de la CCSN procède à tous les 3 ans environ à des inspections géotechniques des barrages afin de confirmer que les détenteurs de permis rencontrent les recommandations de sécurité des barrages [1]. Le personnel géotechnique de la CCSN révise aussi les rapports géotechniques annuels et les documents qui font état de la sécurité des barrages. Les inspections du personnel géotechnique de la CCSN n'ont jamais indiqué de problèmes graves de sécurité avec les barrages dans la région d'Elliot Lake. En général, le personnel de la CCSN demande aux détenteurs de permis de procéder à des activités de maintenance mineures telles que l'enlèvement d'arbustes ou jeunes arbres dont les racines pourraient affecter la stabilité des barrages. Ces activités d'entretien mineures sont généralement fait dès les semaines suivant les inspections. Sommes toutes, les barrages et structures associées sont en bonne condition et sont bien entretenus répondant ainsi aux exigences de la CCSN.

1.4 Déclassement des parcs à résidus miniers

Lors du déclassement des parcs à résidus miniers, Rio Algom Limited et Denison Mines Inc. ont considéré quatre options de déclassement : ennoisement, couverture sèche, remblaiement des résidus miniers dans les galeries sous-terraines ou remblaiement des résidus miniers dans le lac Quirke [2]. Pour identifier les options de déclassement, les compagnies ont procédé à une analyse multicritères. Cette approche est de nos jours utilisée pour choisir les approches de gestions des résidus miniers [3] et pour solutionner tout autre problème environnemental [4,5]. Les critères considérés étaient les suivants : traitement requis à court et long terme, qualité du lixiviat, stabilité des résidus miniers, réutilisation des résidus, construction techniquement possible, expérience pratique, les impacts sur les générations futures, la sécurité des travailleurs et du public à court et long-terme, l'exposition aux radiations, les coûts, les responsabilités à court et long terme, les effets sur l'environnement terrestre et aquatique, l'utilisation du territoire à court et long terme et la possibilité de faire un suivi de la performance de l'option de déclassement. L'analyse multicritère a rapidement exclu le dépôt des résidus miniers dans le lac Quirke étant donné les incertitudes sur les impacts à long-terme et les difficultés techniques associées avec le dépôt de résidus miniers dans un lac de cette envergure. Le remblaiement des résidus miniers fut aussi exclue principalement en raison des coûts et du volume insuffisant disponible dans les galeries sous-terraines. Par conséquent, le déclassement des parcs à résidus miniers se fut soit par ennoisement (i.e. Quirke, Panel, Denison, Milliken, et Stanleigh) ou à l'aide de couvertures construites (Lacnor, Nordic, Stanrock).

Ce type de gestion des résidus miniers qui dépend d'un suivi institutionnel à long-terme des structures comme les digues et les barrages n'est plus conforme aux exigences

actuelles. Le guide G-320 sur la gestion des déchets nucléaires [6] recommande que la gestion des déchets nucléaires dépend d'un contrôle institutionnel à long-terme seulement si cela s'avère absolument nécessaire. Plus récemment, la CCSN a publié un document réglementaire sur la gestion des stériles et résidus miniers [7] où l'utilisation des lacs contenant des poissons comme parc à résidus miniers est prohiber dans la mesure du possible et recommande que les galeries sous-terraines et les mines à ciel ouverts soient utilisées en priorité afin de contenir les résidus miniers. Les pratiques de gestion des résidus miniers dans les sites actuellement en exploitation en Saskatchewan sont conformes aux exigences de la CCSN.

2.0 Problématique environnementale associée à l'exploitation des gisements uranifères dans la région d'Elliot Lake

Mis-à-part l'intégrité et la stabilité des barrages des parcs à résidus miniers, les principales problématiques associées à l'exploitation des gisements uranifères dans la région d'Elliot Lake sont le drainage minier acide et la mobilisation de radionucléides et de métaux dans les eaux de surfaces en aval des parcs à résidus miniers et leurs impacts sur les écosystèmes aquatiques.

2.1 Problématique pour la faune terrestre

Les effets sur la faune terrestre ont été étudiés par une équipe de chercheur de l'Université Laurentien à Sudbury en Ontario dont les travaux étaient financés par la CCSN. Les travaux ont porté sur les teneurs en radionucléides (e.g. ^{226}Ra , ^{210}Po , ^{210}Pb , ^{230}Th) dans les tissus d'animaux terrestres. Les études ont porté sur le lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*) [8,9], la gélinotte huppée (*Bonasa umbellus*) [10], le campagnol des champs (*Microtus pensylvanicus*) [11,12], le castor (*Castor canadensis*) [13] et le rat musqué (*Ondrata zibethica*) [14]. Ces études ont porté sur le petit gibier car leur aire habitable était plus restreinte que celle des grands prédateurs. Le petit gibier était donc capturé dans des zones adjacentes à un ou plusieurs parcs à résidus miniers selon l'aire habitable de chaque espèce. Cette aire habitable restreinte et adjacente aux parcs à résidus miniers augmentait donc l'exposition potentielle de ces espèces aux radionucléides comparativement aux grands prédateurs ou aux grands ongulés qui ont un habitat beaucoup plus grand ce qui diminue ainsi leur exposition.

Les teneurs en radionucléides étaient plus élevés dans les os que dans la chair de la gélinotte huppée[10], du lièvre d'Amérique[9] et des autres espèces étudiées[11-14]. L'accumulation préférentielle des radionucléides dans les os est aussi observée chez les poissons [15-17]. Cette particularité diminue de façon importante le transfert de radionucléides aux prédateurs comme l'homme puisque les os ne sont pas ou peu consommés. Les chercheurs ont donc calculé de très faibles transferts de radionucléides

aux humains. De même, l'ingestion de radionucléides par la consommation de la chair de la gélinotte huppée, même à des niveaux de consommation exagérés, menait à des doses sous la limite réglementaire de 1mSv par an. Les mêmes constats ont été rapportés pour le rat musqué [14] et le castor [13] dont la consommation était jadis importante. Étant donné qu'il n'y avait pas lieu de s'inquiéter de la consommation de la chair des animaux vivants près des parcs à résidus miniers, la même conclusion s'est appliquée aux grands ongulés qui ont un territoire beaucoup plus vaste mais qui se nourrissent toutefois de plantes. Depuis cette période, les évaluations environnementales de la CCSN indiquent que les risques environnementaux dans la région d'Elliott Lake sont surtout associés au milieu aquatique [2]. Par conséquent, le suivi de la qualité de la chair de la faune terrestre n'a pas été continué. Le présent rapport ne fera donc état que des impacts sur la qualité de l'eau et la qualité de la chair des poissons.

2.2 Problématiques pour les écosystèmes aquatiques

Jusqu'à 1965, les effluents étaient rejetés directement dans les cours d'eau sans traitement au préalable. En effet, on ignorait que l'oxydation des sulfures contenus dans les résidus miniers générerait des sels de fer, des sels de métaux et de l'acide sulfurique lorsque les résidus étaient exposés à l'air ambiant. Ce phénomène, appelé drainage minier acide, est un phénomène observé pour plusieurs autres types d'exploitations minières. Depuis 1965, le drainage minier acide est traité à l'aide de la chaux pour neutraliser l'acidité des résidus miniers, maintenir le pH du drainage près de la neutralité et précipiter certains métaux.

En plus du drainage minier acide et de la mobilisation de métaux, on ignorait aussi que le radium (^{226}Ra) serait présent à des concentrations importantes dans l'eau de surface des parcs à résidus miniers. Depuis 1965, l'eau de surface des parcs à résidus miniers est aussi traitée avec du chlorure de baryum pour précipiter le ^{226}Ra . Ces effluents traités sont rejetés dans le bassin versant de la Rivière Serpent. Un bref historique de la gestion des résidus miniers dans la région d'Elliott Lake est présenté à l'annexe A de ce rapport.

Évidemment, les pratiques d'alors ont laissé des stigmas importants à la population canadienne vis-à-vis de l'exploitation des gisements uranifères. Récemment, plusieurs intervenants témoignèrent à des audiences publiques de la CCSN en affirmant que l'eau dans le bassin versant de la Rivière Serpent est de mauvaise qualité due à l'exploitation des gisements uranifères dans les années 1950-60 et plus tard dans les années 1980-90. Bien que ce constat s'avère véridique pour la période des années 1950, 60 et 70 (voir plus bas), où il y avait peu de réglementation pour protéger l'environnement, la mise en place de réglementations provinciales et fédérales (Loi sur la Sûreté et la Réglementation Nucléaires adoptée en 2000) a contribué à améliorer l'état de la Rivière Serpent. L'objectif de ce rapport est donc de dresser un portrait objectif de la qualité des eaux et de la chair des poissons de la Rivière Serpent pour la consommation humaine.

3.0 État de la qualité des eaux du bassin versant de la rivière Serpent

Cette section présente les effets historiques et actuels des rejets des différentes opérations minières sur la qualité de l'eau en aval des différents parcs à résidus miniers. Il est important de noter que le suivi de la qualité de l'eau depuis le début des opérations minières uranifère portait évidemment sur des mesures des concentrations en uranium mais aussi en radium-226. Ce n'est que vers la fin des années 1990 que d'autres substances non-radioactives comme l'argent, l'arsenic, le cadmium, le cobalt, le cuivre, le molybdène, le nickel, le sélénium, le thallium et le zinc ont été ajoutés au programme de suivi de la qualité des eaux de la rivière Serpent. Les concentrations de ces métaux dans les eaux de la Rivière Serpent sont donc disponibles qu'à partir de 1999.

Sachant que les différents parcs à résidus miniers sont situés dans différents sous-bassins du bassin versant de la Rivière Serpent, la qualité des eaux sera présentée pour chacun des sous bassins suivants:

- 1) Qualité des eaux du lac McCarthy et de la Rivière Serpent au niveau de la route 17
- 2) Qualité des eaux en aval des parcs à résidus miniers Quirke et Denison.
- 3) Qualité des eaux en aval du parc à résidus miniers Milliken
- 4) Qualité des eaux en aval des parcs à résidus miniers Stanleigh
- 5) Qualité des eaux en aval des parcs à résidus miniers Lacnor et Nordic

3.1 Qualité de l'eau dans le lac McCarthy et la Rivière Serpent

Le lac McCarthy possède un tributaire provenant du Lac Pecors et du Lac Depot (Fig.1). Sa situation géographique fait en sorte qu'il pourrait recevoir, à de très faibles concentrations, des contaminants provenant possiblement de chaque parc à résidus miniers du bassin versant. Ce lac possède un tributaire, la Rivière Serpent, qui se déverse dans le lac Huron. Cette rivière peut aussi être potentiellement exposée. En effet, la figure 2 démontre que les concentrations en ^{226}Ra ont augmenté à près de 1 Bq/L, pendant les années 50 et 60 dans la rivière Serpent au niveau de la route 17 et ce malgré le fait que cette route est situé à plus de 20 km du parc à résidus miniers le plus près. Ces valeurs étaient alors au-dessus du présent objectif de la qualité des eaux de la Saskatchewan de 0.1 Bq/L et de la recommandation actuelle de 0.5 Bq/L pour la potabilité de l'eau. En 1965, moment où les opérations débutèrent le traitement de leurs effluents, on assista alors à une baisse graduelle des concentrations en radium qui atteignirent 0.01 Bq/L au début des années 2000 dans la Rivière Serpent et dans le Lac McCarthy, soit une concentration 100 fois plus basses que les niveaux observés 35 ans auparavant et en-dessous de la recommandation actuelle pour la potabilité de l'eau.

Malgré l'augmentation des concentrations en ^{226}Ra , le pH du Lac McCarthy et de la Rivière Serpent avant de se jeter dans le Lac Huron demeurèrent près de la neutralité soit entre un pH de 6 et un pH de 7.

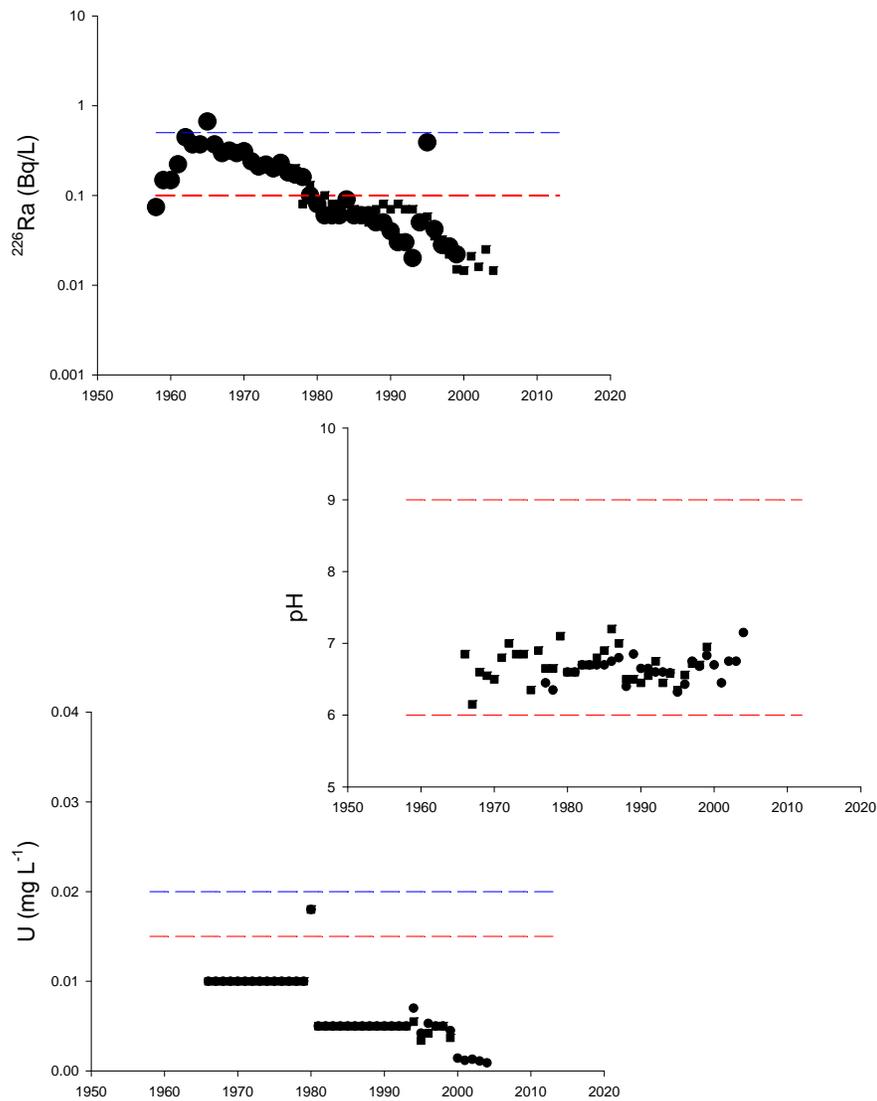


Figure 2. Variation temporelle du Radium-226 (panneau supérieur), du pH (panneau du centre) et de l'uranium (panneau inférieur) dans le lac McCarthy (■) et dans la Rivière Serpent à la jonction de la route 17 (●). Le tiret rouge indique la recommandation Canadienne pour la Qualité des Eaux pour la protection du milieu aquatique (pH et U) et l'objectif de qualité des eaux de surface de la Saskatchewan. Le tiret bleu indique la recommandation pour la qualité de l'eau potable au Canada. Les données proviennent de différents rapports de suivi de l'environnement [18-21,36].

Une autre observation de la figure 2 est que les concentrations en uranium, bien qu'elles n'aient jamais dépassées la recommandation actuelle pour la potabilité de l'eau de 20 µg/L et dépassées en une seule occasion la recommandation actuelle de qualité des eaux pour la protection de la vie aquatique de 15 µg/L, ont graduellement diminué dans le lac McCarthy et la Rivière Serpent en aval pour être très en-dessous des recommandations pour la protection de la vie aquatique et pour la potabilité de l'eau.

Pour ce qui est des substances non-radioactives, elles étaient sous les recommandations actuelles pour la potabilité de l'eau et sous les recommandations canadiennes de la qualité des eaux pour la protection de la vie aquatique dans le Lac McCarthy (Tableau 1).

Tableau 1. Substances non-radioactives ($\mu\text{g/L}$) mesurées dans le lac McCarthy en 1999-2000 [18].

	Tl	Mo	Ag	Se	Zn	Ni	Cu	Co	Cd	As
RQEPC*	--	--	--	50	5000	--	1000	--	5	10
RCQE**	0.8	73	0.1	1	30	25	2	0.9	0.09	5
Limite de détection	0.1	0.8	0.2	0.06	0.4	0.6	0.1	0.04	0.03	2
Lac McCarthy***	0.1	0.8	0.2	0.1	0.4	0.6	1.1	0.4	0.03	4

*Recommandation pour la Qualité de l'Eau Potable au Canada

** Recommandation Canadienne pour la Qualité des Eaux sauf pour le cobalt qui est un objectif provincial de la qualité des eaux en Ontario

*** Moyenne mesurée en 1999-2000

3.2 Qualité de l'eau en aval des parcs à résidus miniers Denison et Quirke

En amont du Lac McCarthy se trouve le lac Whiskey dans lequel se jette la Rivière Serpent en provenance du Lac Quirke (Fig. 1). En amont du lac Quirke se situent les parcs à résidus miniers Denison et Quirke dont les effluents se jettent dans la Rivière Serpent qui elle-même se jette dans le lac Quirke.

La figure 3 présente les variations temporelles des concentrations en ^{226}Ra , en U et du pH dans les lacs Quirke et Whiskey. On observe une augmentation marquée du radium dans le lac Quirke autour de 1955 alors que la concentration atteint 1.5 Bq/L, au-dessus de la recommandation actuelle pour la potabilité de l'eau. À partir de 1965, le traitement des effluents à l'aide du chlorure de baryum permit aux concentrations de radium dans le lac Quirke et par conséquent dans le lac Whiskey de décroître graduellement pour atteindre des concentrations sous 0.1 Bq/L, 25 ans plus tard en 1980. Depuis ce temps, les concentrations en radium demeurent sous la recommandation actuelle pour la potabilité de l'eau et sous l'objectif actuel de la qualité de l'eau des eaux de surfaces de la Saskatchewan.

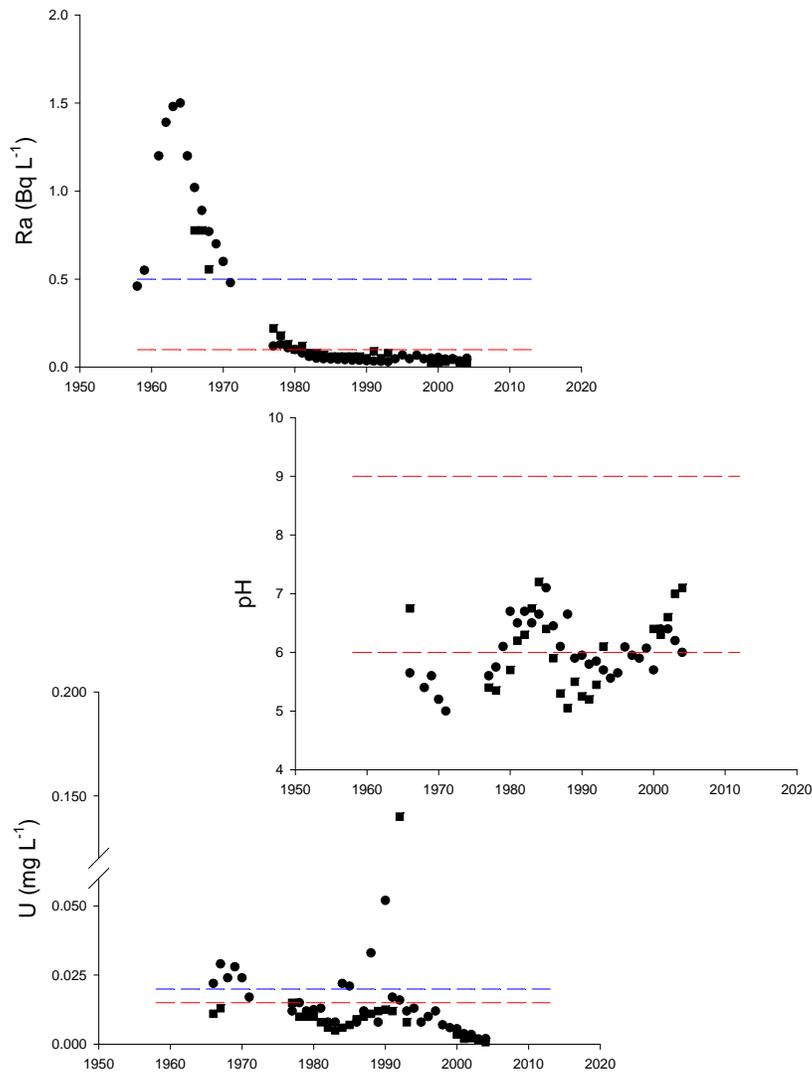


Figure 3. Variation temporelle du Radium-226 (panneau supérieur), du pH (panneau du centre) et de l'uranium (panneau inférieur) dans le lac Quirke (●) et le lac Whiskey (■). Le tiret rouge indique la recommandation Canadienne pour la Qualité des Eaux pour la protection du milieu aquatique (pH et U) et l'objectif de qualité des eaux de surface de la Saskatchewan. Le tiret bleu indique la recommandation pour la qualité de l'eau potable au Canada. Les données proviennent de différents rapports de suivi de l'environnement [18-21,26].

Le pH du lac Quirke était sous la barre du pH 6.0 pendant les années 1960 (Fig.3), contrairement au lac McCarthy (Fig.2) et au lac Whiskey (Fig.3) où le pH s'est maintenu à la neutralité. Le pH s'est maintenu en-dessous du pH 6 dans le lac Quirke et par conséquent, le lac Whiskey s'acidifia aussi dans les années 70. Le pH est revenu à la neutralité dans les années 1980 dans les deux lacs avant de retomber sous la barre du pH 6 vers la fin des années 80. Depuis ce temps, le pH de ces lacs est revenu à la neutralité.

Vers la fin des années 60, les concentrations en uranium dans le lac Quirke augmentèrent au-dessus de la recommandation actuelle pour la potabilité de l'eau de 20 µg/L et le critère actuel de la qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique de 15 µg/L avant de retomber sous ces seuils à partir du milieu des années 1970. On nota une soudaine augmentation des concentrations en uranium vers la fin des années 80, tout juste avant le déclassement des sites. Depuis les années 1990, les concentrations en uranium dans ces deux lacs sont demeurés très basses (<0.001 mg/L).

Pour ce qui est des substances non-radioactives, elles étaient pour la plupart sous les recommandations actuelles pour la potabilité de l'eau et sous les normes actuelles de qualité des eaux pour la protection de la vie aquatique dans les lacs Quirke et Whiskey (Tableau 2). Par contre, le sélénium était au-dessus des recommandations de la qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique en 1999-2000 dans le Lac Quirke. Aussi, le sélénium et le cadmium était au-dessus des recommandations de la qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique en 1999-2000 dans le Lac Whiskey. Depuis cette période, les concentrations en sélénium et en cadmium sont revenues sous les recommandations de la qualité de l'eau [19].

Tableau 2. Substances non-radioactives mesurées (µg/L) en 1999-2000 dans les lacs Quirke et Whiskey [18].

	Tl	Mo	Ag	Se	Zn	Ni	Cu	Co	Cd	As
RQEPC*	--	--	--	50	5000	--	1000	--	5	10
RCQE**	0.8	73	0.1	1	30	25	2	0.9	0.09	5
Limite de détection	0.1	0.8	0.2	0.06	0.4	0.6	0.1	0.04	0.03	2
Lac Quirke***	0.1	0.8	0.2	2	5	2	1	1	0.05	1
Lac Whiskey***	0.1	0.8	0.2	1.5	6	1	1	0.2	0.18	1

*Recommandation pour la Qualité de l'Eau Potable au Canada

** Recommandation Canadienne pour la Qualité des Eaux sauf pour le cobalt qui est un objectif provincial de la qualité des eaux en Ontario

*** Moyenne mesurée en 1999-2000

3.3 Qualité de l'eau du lac Elliott

Le lac Elliot est principalement affecté par l'eau provenant du parc à résidus minier Milliken. Bien que les concentrations en ²²⁶Ra et en U aient toujours été sous le critère actuel de protection de la vie aquatique et sous la recommandation actuelle pour la potabilité de l'eau, la figure 4 nous indique que les concentrations en ²²⁶Ra et en U ont tout de même diminuées depuis le milieu des années 60. Le pH est présentement normal, tout près de la neutralité (Fig.4).

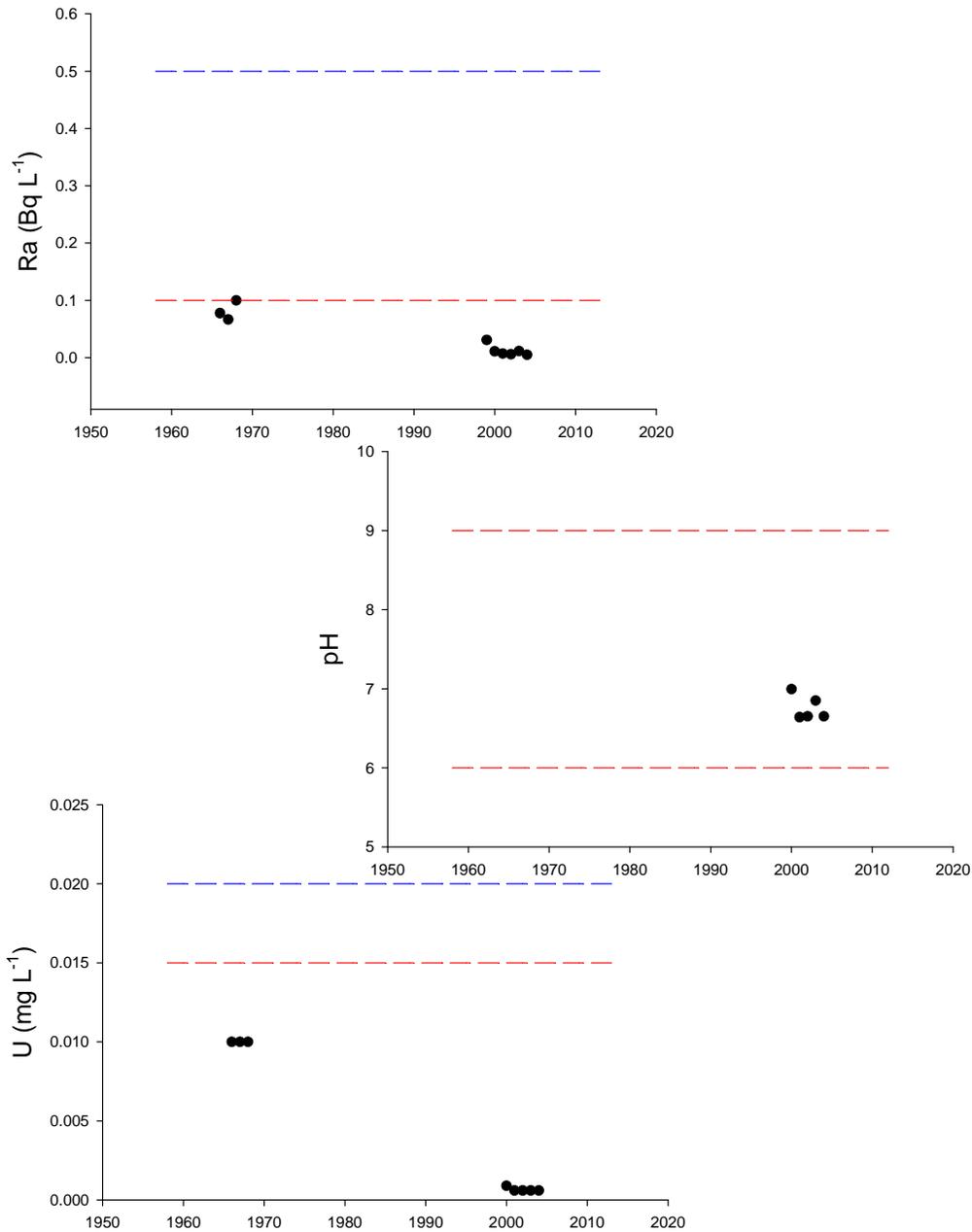


Figure 4. Variation temporelle du Radium-226 (panneau supérieur), du pH (panneau du centre) et de l'uranium (panneau inférieur) dans le lac Elliott (●). Le tiret rouge indique la recommandation Canadienne pour la Qualité des Eaux pour la protection du milieu aquatique (pH et U) et l'objectif de qualité des eaux de surface de la Saskatchewan. Les données proviennent de différents rapports de suivi de l'environnement [18-21,26].

Pour ce qui est des substances non-radioactives, elles étaient sous les recommandations actuelles pour la potabilité et sous les normes actuelles de qualité des eaux pour la protection de la vie aquatique dans le Lac Elliott (Tableau 3).

Tableau 3. Substances non-radioactives mesurées ($\mu\text{g/L}$) dans le lac Elliott en 1999-2000 [18].

	Tl	Mo	Ag	Se	Zn	Ni	Cu	Co	Cd	As
RQEPC*	--	--	--	50	5000	--	1000	--	5	10
RCQE**	0.8	73	0.1	1	30	25	2	0.9	0.09	5
Limite de détection	0.1	0.8	0.2	0.06	0.4	0.6	0.1	0.04	0.03	2
Lac Elliott***	0.1	0.8	0.06	0.4	0.4	0.8	1	0.4	0.03	1.5

*Recommandation pour la Qualité de l'Eau Potable au Canada

** Recommandation Canadienne pour la Qualité des Eaux sauf pour le cobalt qui est un objectif provincial de la qualité des eaux en Ontario

*** Moyenne mesurée en 1999-2000

3.4 Qualité de l'eau en aval des parcs à résidus Lacnor et Nordic

Le ruissellement et le lixiviat provenant du parc à résidus minier Nordic est traité et rejeté dans le lac Nordic (Fig. 1). La figure 5 présente les concentrations temporelles en Ra^{226} , U et du pH dans le lac Nordic. En 1965, on y observe que les concentrations en Ra^{226} et en U étaient au-dessus des valeurs actuelles établies pour la protection de la vie aquatique et pour la potabilité de l'eau. Elles ont diminuées graduellement par la suite pour se retrouver en-dessous de ces valeurs dans les années 2000. Le pH du lac Nordic est normal depuis longtemps, près de la neutralité (Fig.5).

Pour ce qui est des substances non-radioactives, elles étaient pour la plupart sous les recommandations actuelles pour la potabilité de l'eau et sous les recommandations actuelles de la qualité des eaux pour la protection de la vie aquatique dans le Lac Nordic (Tableau 4). Par contre, les concentrations moyennes en Ag étaient au-dessus des recommandations actuelles de qualité des eaux pour la protection de la vie aquatique. Les concentrations en Ag sont revenues sous les recommandations actuelles de qualité des eaux pour la protection de la vie aquatique. [20].

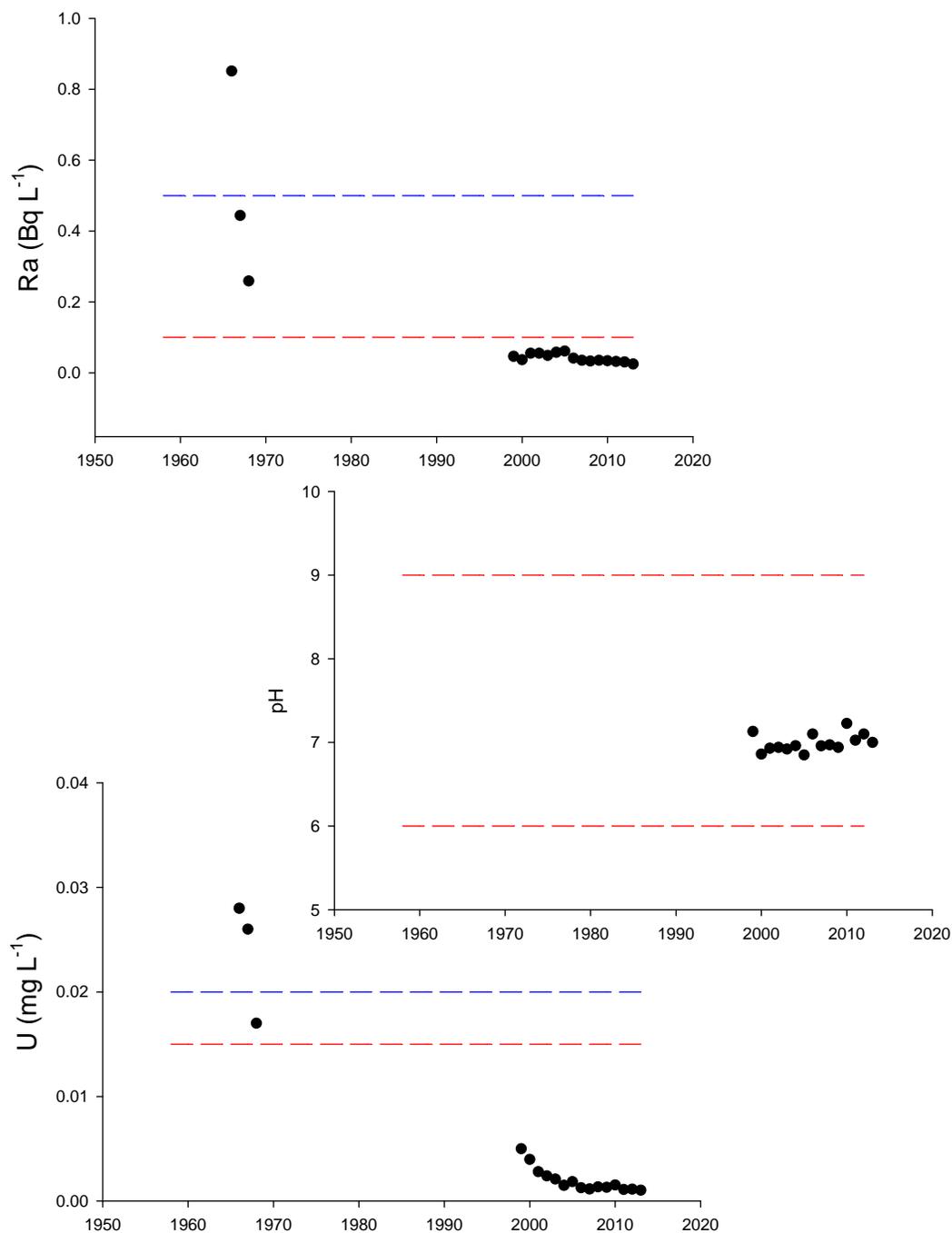


Figure 5. Variation temporelle du Radium-226 (panneau supérieur), du pH (panneau du centre) et de l'uranium (panneau inférieur) dans le lac Nordic (●). Le tiret rouge indique la recommandation Canadienne pour la Qualité des Eaux pour la protection du milieu aquatique (pH et U) et l'objectif de qualité des eaux de surface de la Saskatchewan. Le tiret bleu indique la recommandation pour la qualité de l'eau potable au Canada. Les données proviennent de différents rapports de suivi de l'environnement [18-21,26].

Tableau 4. Substances non-radioactives mesurées ($\mu\text{g/L}$) en 1999-2000 dans le lac Nordic [18].

	Tl	Mo	Ag	Se	Zn	Ni	Cu	Co	Cd	As
RQEPC*	--	--	--	50	5000	--	1000	--	5	10
RCQE**	0.8	73	0.1	1	30	25	2	0.9	0.09	5
Limite de détection	0.1	0.8	0.2	0.06	0.4	0.6	0.1	0.04	0.03	2
Lac Nordic***	0.1	0.8	0.6	0.8	0.4	0.6	0.5	0.4	0.03	2

*Recommandation pour la Qualité de l'Eau Potable au Canada

** Recommandation Canadienne pour la Qualité des Eaux sauf pour le cobalt qui est un objectif provincial de la qualité des eaux en Ontario

*** Moyenne mesurée en 1999-2000

3.5 Qualité de l'eau en aval du parc à résidus miniers Stanleigh

Le lac McCabe reçoit l'effluent traité du parc à résidus minier Stanleigh dont le déclassement a été réalisé entre 1996 et 1998. La figure 6 présente la qualité des eaux dans les lacs McCabe, May et Pecors. En 1965, les niveaux de radium étaient très élevés à près de 3.75 Bq/L dans le lac McCabe, au-dessus de l'objectif actuel de la qualité des eaux de surface de la Saskatchewan et au-dessus de la recommandation actuelle pour la potabilité de l'eau.

Les concentrations en uranium étaient tout juste au-dessus du critère de 15 $\mu\text{g U/L}$ pour la protection de la vie aquatique dans les lacs McCabe et Pecors mais sous la recommandation pour la potabilité de l'eau (Fig.6). Le pH du lac Pecors situé à quelques 10 km du parc à résidus Stanleigh s'acidifiait aussi avec le temps jusqu'au début des années 80 (Fig.6). Après 1965, avec l'avènement du traitement des effluents au chlorure de barium, les concentrations en radium diminuèrent de façon graduelles dans les lacs McCabe et Pecors et atteignirent des valeurs sous 0.1 Bq/L et ces concentrations y sont demeurées constantes depuis ce temps. Le pH dans les lacs Pecors et McCabe est près de la neutralité depuis les années 80 (Fig.6).

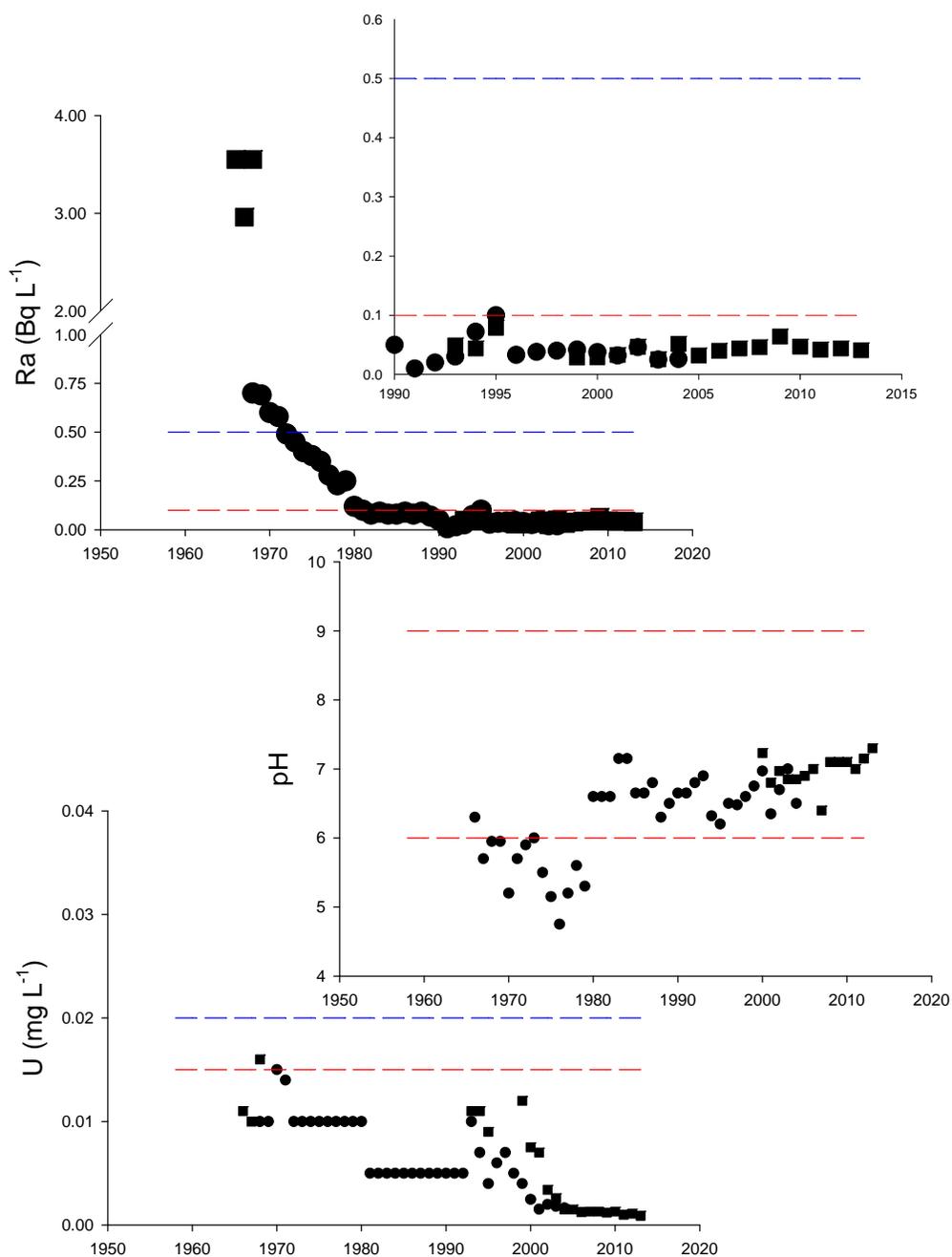


Figure 6. Variation temporelle du Radium-226 (panneau supérieur), du pH (panneau du centre) et de l'uranium (panneau inférieur) dans le lac McCabe (■), May (◆) et Pecors (●). Le tiret rouge indique la recommandation Canadienne pour la Qualité des Eaux pour la protection du milieu aquatique (pH et U) et l'objectif de qualité des eaux de surface de la Saskatchewan. Le tiret bleu indique la recommandation pour la qualité de l'eau potable au Canada. Les données proviennent de différents rapports de suivi de l'environnement [18-21,26].

Pour ce qui est des substances non-radioactives, elles étaient pour la plupart sous les recommandations actuelles pour la potabilité et sous les normes actuelles de qualité des eaux pour la protection de la vie aquatique dans les lacs McCabe et Pecors (Tableau 5). Par contre, les concentrations moyennes en Ag, Se, Cd et As étaient en-dessous des recommandations actuelles pour la potabilité de l'eau mais au-dessus des recommandations actuelles de qualité des eaux pour la protection de la vie aquatique dans le lac McCabe. Dans le Lac Pecors, seulement l'argent était au-dessus de la recommandation pour la qualité des eaux. Les concentrations en Ag, Cd, Se et As sont revenues sous les recommandations de la qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique en 2006 [21].

Tableau 5. Substances non-radioactives mesurées ($\mu\text{g/L}$) en 1999-2000 dans les lacs McCabe et Pecors [18].

	Tl	Mo	Ag	Se	Zn	Ni	Cu	Co	Cd	As
RQEPC*	--	--	--	50	5000	--	1000	--	5	10
RCQE**	0.8	73	0.1	1	30	25	2	0.9	0.09	5
Limite de détection	0.1	0.8	0.2	0.06	0.4	0.6	0.1	0.04	0.03	2
Lac McCabe***	0.1	0.8	1.0	1.2	3.5	1.5	0.8	0.4	0.1	12
Lac Pecors***	0.2	0.8	0.3	0.9	2.3	1.2	1.7	0.4	0.04	2.7

*Recommandation pour la Qualité de l'Eau Potable au Canada

** Recommandation Canadienne pour la Qualité des Eaux sauf pour le cobalt qui est un objectif provincial de la qualité des eaux en Ontario

*** Moyenne mesurée en 1999-2000

4.0 Qualité de la chair des poissons des écosystèmes de la rivière Serpent

La section précédente indique que la qualité de l'eau dans les lacs en aval des parcs à résidus miniers de la région d'Elliott Lake est de bonne qualité car elle respecte les recommandations pour la potabilité de l'eau, pour la protection de la vie aquatique, de même que l'objectif de qualité des eaux de surface de la Saskatchewan pour le ^{226}Ra . Étant donné que les concentrations de métaux, de ^{226}Ra et d'uranium sont sous ces seuils, il est probable que la qualité de la chair des poissons est aussi acceptable. Par contre, il est possible que les poissons demeurent exposés à de fortes teneurs en radionucléides et en métaux quand ils recherchent leur nourriture dans les sédiments qui ont été historiquement contaminés.

Il faut d'abord rappeler que les radionucléides s'accumulent préférentiellement dans les tissus osseux des poissons [15-17] plutôt que dans leurs muscles et que, par le fait même,

les niveaux dans les muscles (ou la chair) sont beaucoup plus faibles. L'exposition du public aux radionucléides due à la consommation de la chair des poissons est donc amoindrie. Pour ce qui est des métaux, il n'y a pas d'accumulation préférentielle dans les os.

Tout de même, afin de déterminer si le public et les autochtones courent un risque en consommant le poisson de ces plans d'eau, il faut d'abord déterminer un taux de consommation de poisson par les différentes classes d'âge assez élevé pour protéger la majorité de la population. Pour ce faire, Santé Canada [22] recommande d'utiliser une consommation de 220 g de poisson par jour pour représenter une forte consommation de poisson par les populations autochtones. A titre comparatif, Santé Canada [22] recommande d'utiliser une consommation de 111 g de poisson par jour pour représenter une forte consommation de la part du public canadien. Nous avons donc choisi d'utiliser une consommation de 220 grammes de poisson par jour dans nos calculs de la qualité de la chair des poissons.

Pour les radionucléides, une dose de référence de 0.1 mSv par année, soit un dixième de la dose réglementaire de la CCSN a été utilisée pour calculer la dose associée à la consommation de la chair des poissons de la région d'Elliott Lake. Cette approche est équivalente à l'approche utilisée par l'Organisation Mondiale de la Santé et Santé Canada pour le calcul des normes d'eau potable pour les radionucléides. Pour ce qui est des substances non-radioactives, nous avons utilisé, pour la plupart des métaux, les doses de référence recommandées par Santé Canada [22]. Pour l'argent, nous avons utilisé la banque de données des doses de références de l'Agence de Protection de l'Environnement des États-Unis (Voir annexe B). Les concentrations dans la chair des poissons présentées dans cette étude sont donc conservatrices. La méthode de calcul et les suppositions considérées afin d'obtenir les doses de référence sont décrites à l'annexe B.

4.1 Qualité de la chair des poissons dans le lac McCarthy et la Rivière Serpent

La figure 7 nous indique que les concentrations d'uranium et de radium dans la chair des poissons est sous les concentrations de référence pour une consommation journalière de 220g. De même, la figure 8 nous indique que les concentrations en métaux dans la chair des poissons est sous les concentrations de référence pour une consommation journalière de 220g.

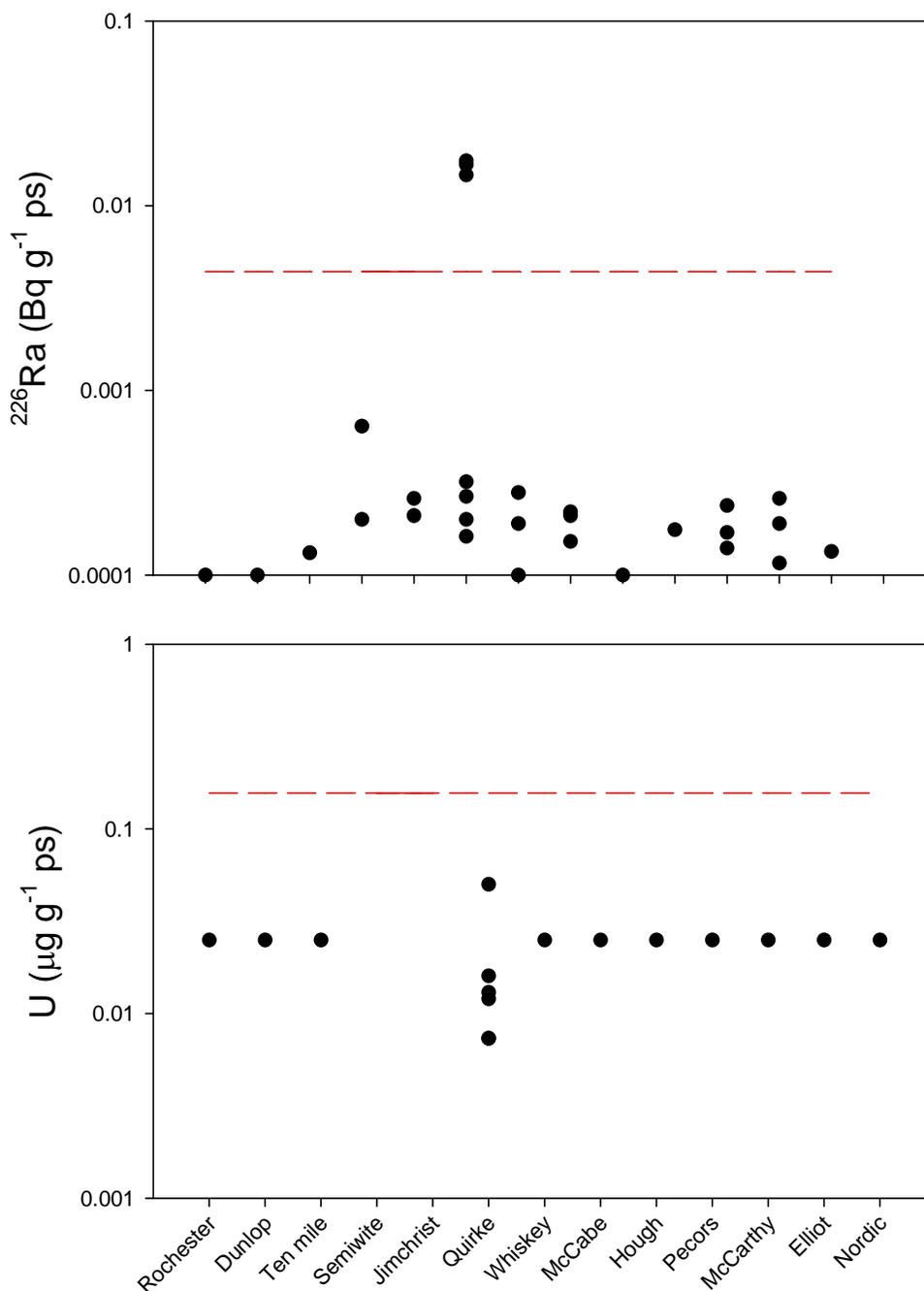


Figure 7. Variation des concentrations en U et en ^{226}Ra dans la chair des poissons pêchés en 1998, 2004 et 2011 dans les lacs exposés aux effluent traités des parc à résidus miniers et dans des lacs non-exposés (i.e. Rochester, Dunlop et Ten Mile). Le tiret rouge indique les concentrations dans la chair de poisson équivalentes à une dose de 0.1 millisievert par an (mSv/a) pour une consommation de poisson journalière de 220g [22]. Les concentrations dans la chair des poissons proviennent de Minnow [18-21,27].

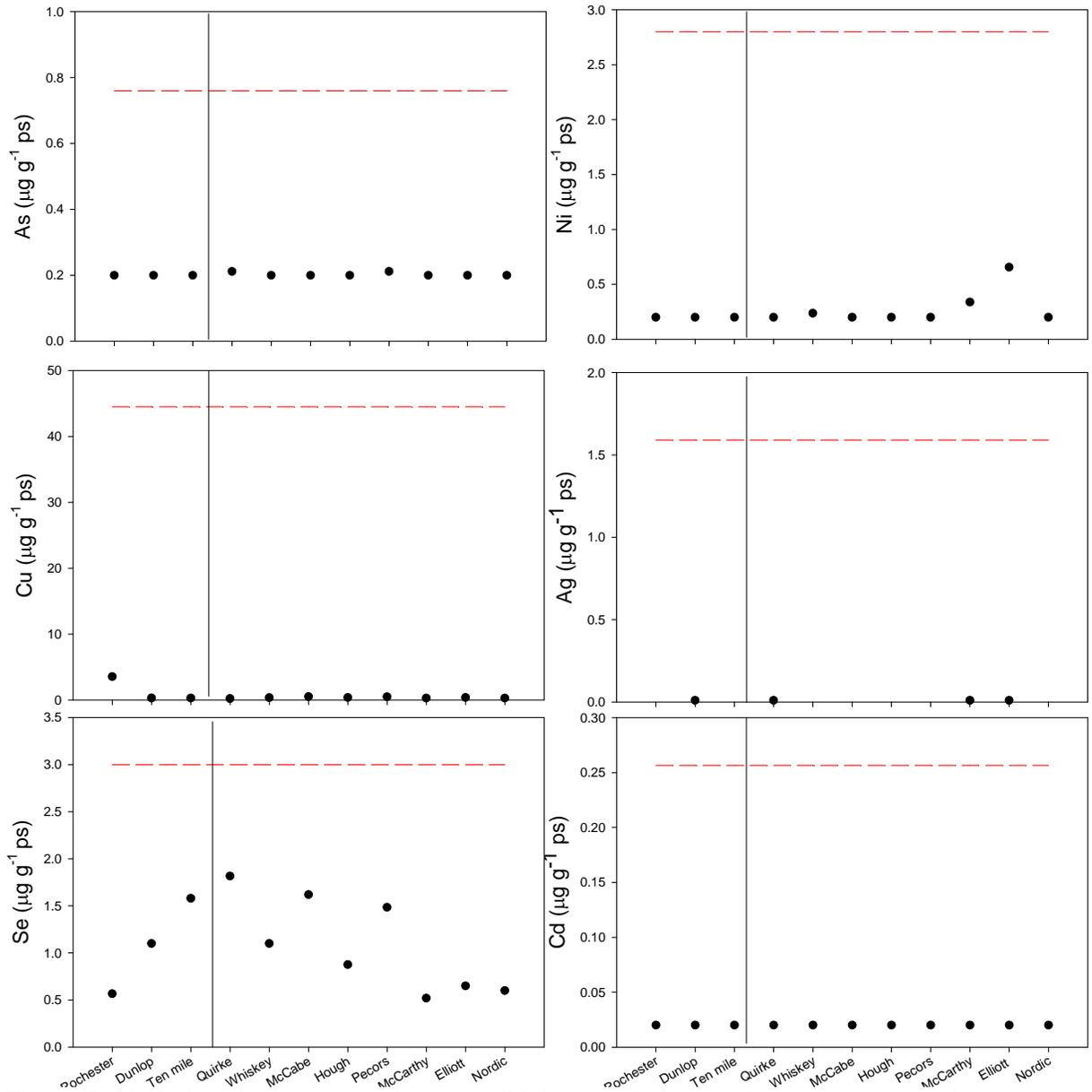


Figure 8. Variation des concentrations en sélénium, cadmium, cuivre, argent, arsenic et nickel dans la chair des poissons pêchés en 2004 dans les lacs exposés aux effluent traités des parc à résidus miniers et dans des lacs non-exposés (Rochester, Dunlop et Ten Mile). Le tiret rouge indique les concentrations dans la chair de poisson sécuritaires pour une consommation de poisson de 220g par jour [22]. Les concentrations dans la chair des poissons proviennent de Minnow [19].

4.2 Qualité de la chair des poissons dans le lac Quirke et Whiskey

La figure 7 nous indique que les concentrations en U dans le lac Whiskey sont en-dessous des concentrations de référence pour une consommation de 220g par jour de poissons. Par contre, les concentrations en U dans la chair des poissons du Lac Quirke varient à l'intérieur d'un ordre de grandeur (Fig. 7). Cette variation est due à une diminution des concentrations en U dans la chair des poissons de 1999 à 2011 (Fig. 9). La figure 9 confirme donc que les concentrations en U ont diminuées et sont en-dessous des concentrations de référence pour une consommation journalière de 220g de poisson dans le Lac Quirke. De même, la figure 8 nous indique que les concentrations en métaux dans la chair des poissons est sous les concentrations de référence pour une consommation journalière de 220g pour les lacs Whiskey et Quirke.

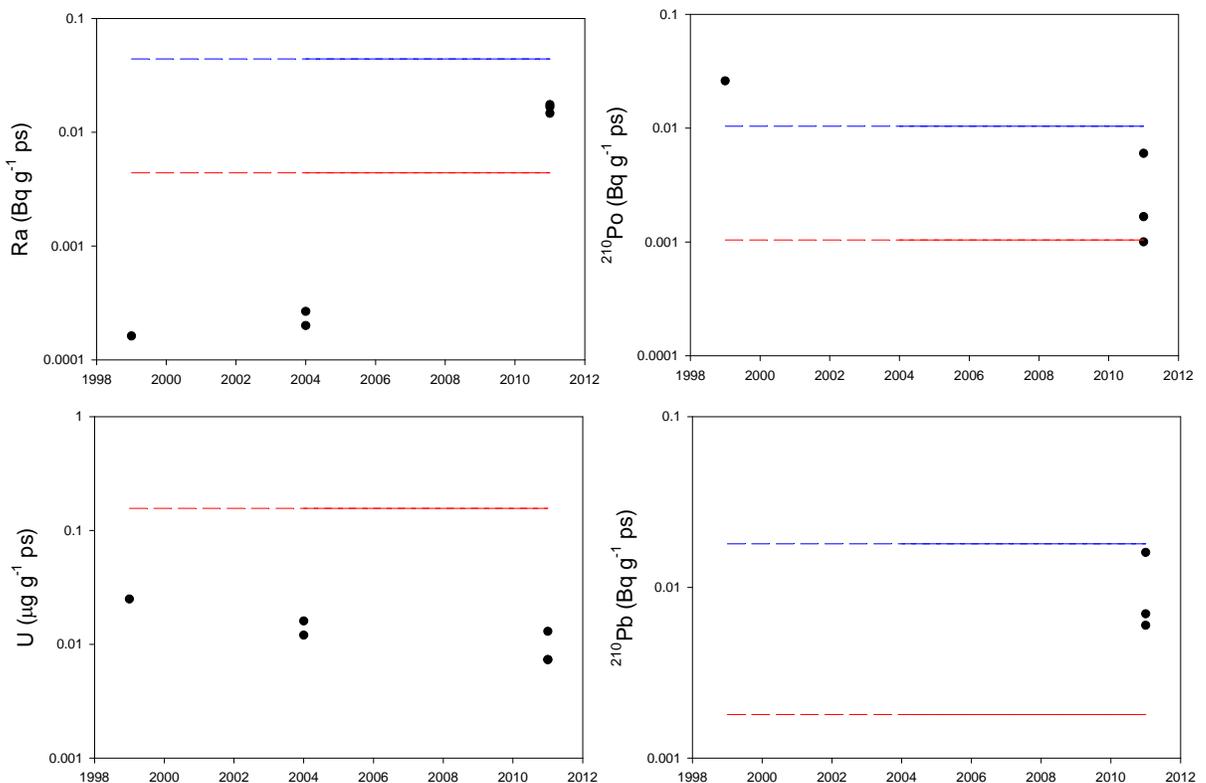


Figure 9. Variation temporelle des teneurs en uranium et radium dans la chair des poissons pêchés dans le lac Quirke. Le tiret rouge indique les concentrations dans la chair de poisson équivalentes à une dose de 0.1 millisievert (mSv) par an et le tiret bleu indique les concentrations dans la chair de poisson équivalentes à une dose de 1 millisievert (mSv) par an pour une consommation de poisson de 220g par jour [22]. Les concentrations dans la chair des poissons proviennent de Minnow [18-21,27].

Pour le ^{226}Ra , les concentrations dans la chair du poisson sont en-dessous des concentrations de référence pour une consommation de 220 g par jour de poisson dans le lac Whiskey (Fig. 7). Par contre, les concentrations en ^{226}Ra dans la chair des poissons dans le lac Quirke ont augmentés depuis 1999 (Fig. 9) et sont maintenant au-dessus de la

concentration de référence menant à une dose de 0.1 mSv. Pour le ^{210}Po et le ^{210}Pb , les concentrations dans la chair des poissons pêchés dans le lac Quirke sont aussi au-dessus des concentrations de référence menant à une dose de 0.1 mSv par an pour une consommation journalière de 220 g de poisson (Fig. 7). Par contre, les concentrations en ^{210}Po ont diminués depuis 1999 dans le lac Quirke (Fig. 9). Les données temporelles pour le ^{210}Pb n'étaient par contre pas disponibles (Fig. 9).

En utilisant une limite de référence menant à une dose de 1 mSv par an, qui correspond à la dose réglementaire pour la protection du public au Canada, les concentrations de références deviennent dix fois plus élevés (Tiret bleu dans la figure 9). Les concentrations en ^{226}Ra , ^{210}Po et en ^{210}Pb dans la chair des poissons du lac Quirke sont tous sous cette limite de référence. La CCSN continue tout de même de suivre l'évolution des concentrations de ^{226}Ra dans la chair des poissons du lac Quirke.

4.3 Qualité de la chair des poissons du lac Elliott

Les concentrations en uranium et en radium dans la chair des poissons du Lac Elliott sont sous les concentrations de référence pour une consommation de 220g de poisson par jour (Fig.7). De même, la figure 8 nous indique que les concentrations en métaux dans la chair des poissons est sous les concentrations de référence pour une consommation journalière de 220g.

4.4 Qualité de la chair des poissons dans le lac Nordic

Les concentrations en uranium sont en dessous des concentrations de référence pour une consommation de 220g de poisson par jour (Fig. 7). Les niveaux de ^{226}Ra n'ont pas été mesurés dans ce plan d'eau mais devrait être similaires aux valeurs obtenus dans les autres lacs. De même, la figure 8 nous indique que les concentrations en métaux dans la chair des poissons est sous les concentrations de référence pour une consommation de 220g même si les concentrations en argent et en cadmium étaient au-dessus des recommandations de la qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique avant 2006.

4.5 Qualité de la chair des poissons dans le lac McCabe

Les concentrations en radium et en uranium sont en dessous des concentrations de référence pour une consommation de 220 g par jour de poissons (Fig. 7). De même, la figure 8 nous indique que les concentrations en métaux dans la chair des poissons est sous les concentrations de référence pour une consommation de 220g même si les niveaux en sélénium, en cadmium et en argent étaient au-dessus des recommandations de la qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique avant 2006.

5.0 Discussion de l'état des écosystèmes de la Rivière Serpent

L'objectif de ce rapport était de faire état de la santé des écosystèmes aquatiques en aval des différents parcs à résidus miniers dans le bassin de la Rivière Serpent. Pour ce faire, nous avons présenté les variations temporelles et spatiales de la contamination des eaux de surface ainsi que la qualité de la chair des poissons. L'étude voulait aussi indiquer si

l'ensemble de la population, autochtones et le public, même avec une consommation élevée de poisson, pouvait consommer les poissons de la rivière Serpent de façon sécuritaire.

5.1 Impacts de l'exploitation des gisements uranifères avant 1980 sur la santé des écosystèmes de la Rivière Serpent

Un premier constat est que les rejets d'effluents non-traité jusqu'en 1965 dans les différents plans d'eau de la Rivière Serpent ont causé des torts considérables. En effet, les concentrations en ^{226}Ra dans la Rivière Serpent à la jonction de la route 17, qui est situé à plus de 20 km du parc à résidus miniers le plus près, oscillaient autour de 1 Bq/L, et ce, au-dessus de la recommandation actuelle pour la potabilité de l'eau de 0.5 Bq/L (Fig. 2). Par contre, le pH demeura près de la neutralité et les concentrations en uranium demeurèrent en-dessous du critère de qualité pour la protection de la vie aquatique et pour la potabilité de l'eau (Fig.2). Ces concentrations élevées en ^{226}Ra dans les eaux de surfaces étaient aussi observés dans les lacs en amont (fig. 3, 4, 5, 6), et plus spécifiquement dans le lac McCabe où les concentrations en ^{226}Ra ont atteint les 3.75 Bq/L (Fig. 6). Il est donc possible de confirmer que la détérioration de la qualité de l'eau ont contribué à une diminution importante du nombre de poissons pêchés dans le bassin versant, et ce, même jusqu'en 1977 [23]. De ce fait, il y avait peu d'opportunité à consommer le poisson durant cette période. Les impacts sur les écosystèmes de la rivière Serpent étaient donc très sévères et étendues dans l'ensemble des lacs du bassin sur des dizaines de kilomètres pendant une période de 30 ans. Par contre, l'écosystème du Lac Elliot, dont le drainage provient du parc à résidus Milliken, a été essentiellement épargné.

5.2 Impact de l'exploitation des gisements uranifères après les années 1980 sur les écosystèmes de la Rivière Serpent

À partir des années 80s, la qualité des eaux de surface commença à s'améliorer progressivement jusqu'à ce que les concentrations en U et en Ra soient sous les critères pour la protection de la vie aquatique et pour la potabilité de l'eau et que le pH des eaux de surfaces se maintient près de la neutralité (Figs. 2, 3, 4, 5, 6) dans les années 2000. Les niveaux de certains métaux dont le cadmium, le sélénium, l'argent et l'arsenic sont revenus sous les recommandations de la qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique en 2006, suite à l'adoption de la loi sur la sécurité nucléaire qui exigeait de contrôler non seulement les rejets de radionucléides mais aussi des substances non-radioactives.

Suite à l'amélioration de la qualité des eaux dans les années 1980, le ministère des ressources naturelles de l'Ontario procéda à l'ensemencement de truites de lacs dans le lac Pecors et dans les lacs en amont en 1983 [15-16]. Il en résulta une augmentation importante du recensement des poissons entre 1976 et 1993 [24,25]. Cette réintroduction des poissons pour la pêche sportive nécessita par contre une évaluation des risques quant à la consommation de la chair de ces poissons. Les différents résultats répertoriés dans cet ouvrage indiquent que le public et les autochtones ayant une consommation de chair de poisson élevée par jour ne courent aucun risque pour leur santé (Fig. 7-8-9).

Par contre, étant donné l'augmentation des concentrations en radium dans la chair des poissons du Lac Quirke, la CCSN s'attend à ce que le détenteur de permis fasse un suivi de ces concentrations dans les années à venir. Toutefois, ces concentrations de radium dans la chair de poisson ne représentent pas un risque pour la santé; les doses associées à une consommation de 220g par jour demeurent en deçà de la limite réglementaire de 1 mSv par an.

6.0 Conclusions

Cet ouvrage démontre que l'exploitation des gisements uranifères dans les années 50, 60 et 70 ont causé des torts irréparables à certains lacs utilisés comme parc à résidus miniers. En aval des parcs à résidus miniers, les activités minières ont aussi causé des torts considérables aux lacs du bassin versant de la Rivière Serpent. Les impacts aux lacs situés en aval des parcs à résidus miniers se sont par la suite peu à peu résorbés de sorte qu'aujourd'hui, les écosystèmes directement en aval des parcs à résidus miniers sont en bonne santé car les concentrations en ^{226}Ra , uranium et autres métaux dans les eaux de surface sont sous les normes de protection de la vie aquatique et pour la potabilité de l'eau et le public peut consommer la chair des poissons de façon sécuritaire.

Il est clair que la gestion des résidus miniers d'autrefois n'est plus envisageable aujourd'hui. La CCSN recommande la gestion des résidus miniers de façon à minimiser le plus possible le suivi à long terme de barrages contenant les résidus miniers en déposant, par exemple, les résidus miniers radioactifs dans d'anciennes mines à ciel ouvert ou en remblayant les galeries sous-terraines. Les résidus miniers radioactifs des mines Rabbitt Lake, McClean Lake et Key Lake sont de nos jours déposés dans d'anciennes mines à ciels ouvert dont on en a tapissé les parois de couches perméables de roches concassés permettant ainsi l'écoulement des eaux sous-terraines et minimisant ainsi le contact avec les résidus miniers radioactifs. Ces résidus miniers seront ensuite recouverts d'une couverture sèche ou aqueuse et le suivi institutionnel à long terme sera beaucoup moins important et les garantie financière pour parer à toute éventualité beaucoup moindre.

7.0 Références

1. Association Canadienne des barrages. 2007. Recommandation de sécurité des barrages.
http://www.imis100ca1.ca/cda/Francais/Publications_FR/Recommandations_pour_la_securite/Francais/Publications_Pages/Dam_Safety_Guidelines_FR.aspx?hkey=73959a05-1444-466a-bb47-a87d4c754b4a
2. Rio Algom Ltd. 1995. Environmental Impact Statement: Decommissioning of the Quirke and Panel Waste management areas. Rio Algom Ltd., Elliot Lake Ontario.
3. Environment Canada. 2011. Guide sur l'évaluation des solutions de rechange pour l'entreposage des déchets miniers.
<http://ec.gc.ca/pollution/default.asp?lang=Fr&n=125349F7-1>
4. Linkov I, Loney D, Cormier S, Satterstrom FK, Bridges T. 2009. Weight-of-evidence evaluation in environmental assessment: Review of qualitative and quantitative approaches. *Science of the Total Environment* 407:5199-5205.
5. Huang IB, Keisler J, Linkov I. 2011. Multi-criteria decision analysis in environmental sciences: Ten years of applications and trends. *Science of the Total Environment* 409:3578-3594
6. Commission Canadienne de sûreté Nucléaire. 2006. Guide d'application de la réglementation G-320: Évaluation de la sûreté à long terme de la gestion des déchets radioactifs. www.nuclearsafety.gc.ca/pubs_catalogue/uploads_fre/G-320_FinalPaper_f.pdf
7. Commission Canadienne de sûreté Nucléaire. 2012. RD/GD-370: Gestion des stériles des mines d'uranium et des résidus des usines de concentration d'uranium. <http://www.cnsccsn.gc.ca/fra/acts-and-regulations/regulatory-documents/history/rdgd-370.cfm>
8. Clulow FV, Cloutier NR, Dave NK, Lim TP. 1986. Ra-226 Concentrations in Feces of Snowshoe Hares, *Lepus-Americanus*, Established Near Uranium-Mine Tailings. *Journal of Environmental Radioactivity* 3:305-314.
9. Clulow FV, Dave NK, Lim TP, Cloutier NR. 1996. U- and Th-series radionuclides in snowshoe hare (*Lepus americanus*) taken near U mill tailings close to Elliot Lake, Ontario, Canada. *Environmental Pollution* 94:273-281.
10. Clulow FV, Lim TP, Dave NK, Avadhanula R. 1992. Ra-226 Levels and Concentration Ratios Between Water, Vegetation, and Tissues of Ruffed Grouse (*Bonasa-Umbellus*) from A Watershed with Uranium Tailings Near Elliot Lake, Canada. *Environmental Pollution* 77:39-50.
11. Cloutier NR, Clulow FV, Lim TP, Dave NK. 1985. Metal (Cu, Ni, Fe, Co, Zn, Pb) and Ra-226 Levels in Meadow Voles *Microtus-Pennsylvanicus* Living on Nickel and Uranium-Mine Tailings in Ontario, Canada - Environmental and Tissue-Levels. *Environmental Pollution Series B-Chemical and Physical* 10:19-46.
12. Cloutier NR, Clulow FV, Lim TP, Dave NK. 1986. Transfer-Coefficient of Ra-226 from Vegetation to Meadow Voles, *Microtus-Pennsylvanicus*, on U-Mill Tailings. *Health Physics* 50:775-780.
13. Clulow FV, Mirka MA, Dave NK, Lim TP. 1991. Ra-226 and Other Radionuclides in Water, Vegetation, and Tissues of Beavers (*Castor-Canadensis*) from A

- Watershed Containing U-Tailings Near Elliot Lake, Canada. *Environmental Pollution* 69:277-310.
14. Mirka MA, Clulow FV, Dave NK, Lim TP. 1996. Radium-226 in cattails, *Typha latifolia*, and bone of muskrat, *Ondatra zibethica* (L), from a watershed with uranium tailing near the city of Elliot Lake, Canada. *Environmental Pollution* 91:41-51.
 15. Clulow FV, Dave NK, Lim TP, Avadhanula R. 1998. Radium-226 in water, sediments, and fish from lakes near the city of Elliot Lake, Ontario, Canada. *Environmental Pollution* 99:13-28.
 16. Clulow FV, Dave NK, Lim TP, Avadhanula R. 1998. Radionuclides (lead-210, polonium-210, thorium-230, and -232) and thorium and uranium in water, sediments, and fish from lakes near the city of Elliot Lake, Ontario, Canada. *Environmental Pollution* 99:199-213.
 17. Pyle GG, Clulow FV. 1998. Radionuclide equilibria between the aquatic environment and fish tissues. *Journal of Environmental Radioactivity* 40:59-74.
 18. Minnow Environmental Inc, Beak International Inc. Serpent River Watershed Monitoring Program - 1999 Study. edocs#952532.
 19. Minnow Environmental Inc, Beak International Inc. Serpent River Watershed Monitoring Program - 2004 Study. edocs#1260180. Rio Algom ltd. & Denison Mines Inc..
 20. Minnow Environmental Inc. Serpent River Watershed: State of the environment report. edocs#3335595. Rio Algom ltd. & Denison Mines Inc..
 21. Minnow Environmental Inc. Serpent River Watershed: State of the environment report. edocs#3753021. Rio Algom ltd. & Denison Mines Inc..
 22. Santé Canada. 2010. L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada, Partie I: l'évaluation quantitative préliminaire des risques (ÉQPR) pour la santé humaine; Partie II: Valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada et paramètres de substances chimiques sélectionnées. http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contamsite/part-partie_ii/index-fra.php
 23. Duckworth GA. A report on the fisheries investigation of the Serpent River watershed. Ministry of natural resources, Blind River District.
 24. Halbert BE, Arthurs P, Hoggarth CT, Januszewski S, Vivyurka A. Evaluation of the aquatic environment in the serpent river watershed. *Sudbury 1995 Mining and the Environment conferenc*, pp 745-754.
 25. SENES Consultants Ltd., Niblett environmental associates ltd. Evaluation of the aquatic environment in the Serpent River watershed.
 26. Ontario Resources Commission. Water pollution from the Uranium Mining industry in the Elliot lake and Bancroft areas: Volume 2 detailed findings.
 27. Minnow Environmental Inc. Quirke Lake radionuclides in Fish and macrophytes.

Annexe A – Description de la gestion des résidus miniers aux différents sites miniers

A.1 Parc à résidus miniers Quirke

Le parc à résidus minier de la mine Quirke a été développé en 4 bassins, situés un à la suite de l'autre avec un dénivelé total de 14 mètres. Le parc couvre 1.92 km² de terrain dans une vallée et contient 46 millions de tonnes de stériles et de résidus miniers. Puisque les résidus sont générateurs d'acide, le parc à résidus miniers a été ennoyé. L'effluent traité du parc à résidus miniers est déversé dans la Rivière Serpent qui se jette ensuite dans le lac Quirke (Fig.A-1).

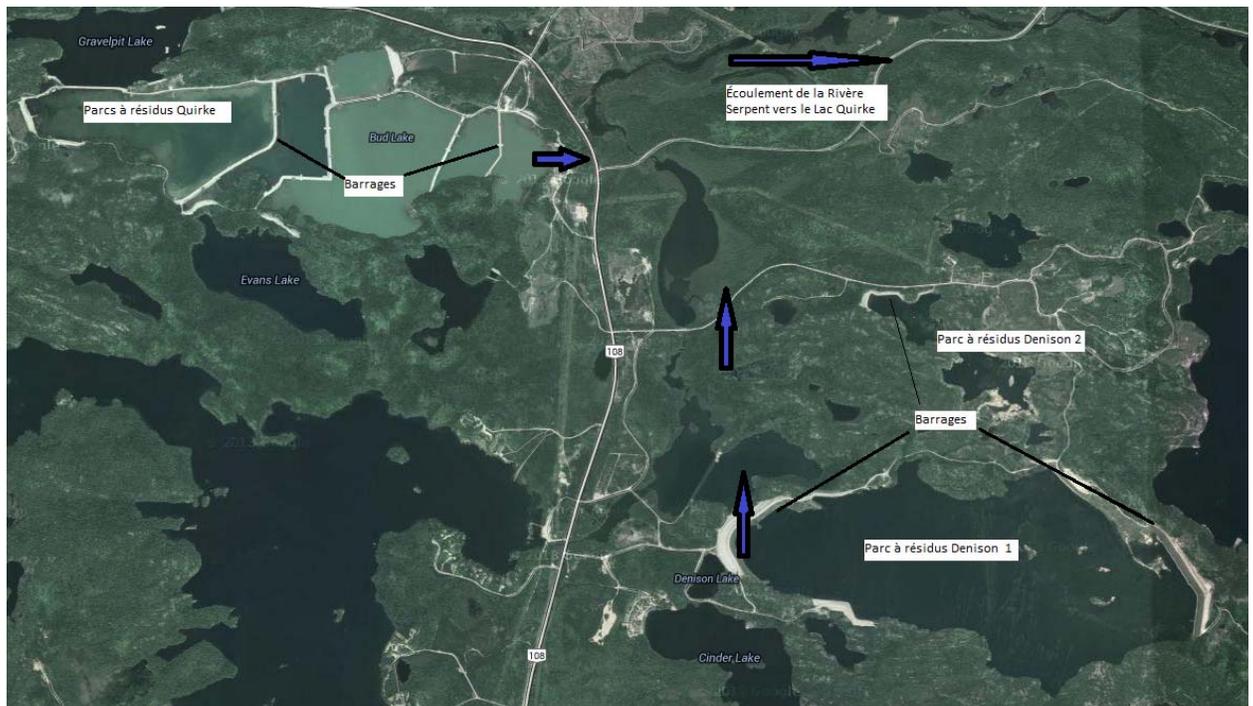


Figure A-1. Parc à résidus miniers de la mine Quirke et de la Mine Denison. Les flèches bleues indiquent la direction de l'écoulement des eaux de surface.

A.2 Parc à résidus miniers Panel

Le parc à résidus miniers Panel comporte un bassin principal au nord de 0.84 km² et un bassin secondaire au sud de 0.39 km². Rio Algom a déversé 16 millions de tonnes de résidus miniers et de stériles dans le bassin principal qui était jadis le lac Strike où l'accumulation de ces matériaux a nécessité la construction de 4 barrages afin de permettre une plus grande capacité (Fig.A-2). L'eau surnageant du bassin principal s'achemine ensuite vers le bassin sud formé par 2 barrages et 2 digues. L'eau surnageant est ensuite traitée et acheminée dans un petit cours d'eau qui se jette éventuellement dans le Lac Quirke.



Figure A-2. Parc à résidus miniers de la mine Panel. Les flèches bleues indiquent la direction de l'écoulement des eaux de surface.

A.3 Parc à résidus miniers Denison

Les parcs à résidus miniers Denison 1 (TMA-1) et 2 (TMA-2) sont situés entre le lac Dunlop et le Lac Quirke (Fig.A-1). Pendant les opérations de la Mine Denison, les résidus miniers ont été déposés dans les lacs Smith, Williams, Bear Cub, Stollery et Long. La surface du parc à résidus occupe 2.58 km². À la fin des opérations en avril 1992, on estimait à 3.3 millions de tonnes de résidus miniers dans le parc numéro 2 et 59.7 millions de tonnes de résidus dans le parc numéro 1. Malgré l'utilisation des lacs, plusieurs barrages ont été construits afin de contenir les résidus miniers. Le parc à résidus miniers numéro 1 est maintenu par quatre barrages (#9, 16, 17 et 18). Pour ce qui est du deuxième parc à résidus miniers, quatre barrages (#1, 2, 4 et 12) séparent le lac Williams du lac Smith. Au total, 18 structures ont été construites depuis 1957 pour contenir les résidus. Puisque les résidus sont générateurs d'acide, le parc a été ennoyé de façon

permanente. L'effluent traité du parc à résidus miniers se jettent dans la Rivière Serpent qui se jette par la suite dans le Lac Quirke.

A.4 Parc à résidus miniers Stanrock

Les mines Stanrock et Can-Met ont utilisé une aire commune pour le dépôt de leurs résidus miniers. Entre 1957 et 1964, 5.7 millions de tonnes de résidus miniers ont été déposés dans une vallée. Les résidus miniers ont été utilisés pour construire les barrages A, B, C et D lesquels ont été renforcés à l'aide de stériles propres lors du déclassement du site (Fig.A-3). Le parc à résidus miniers couvre une superficie totale de 0.52 km² et est maintenant recouvert de végétation. Le ruissellement et le lixiviat du parc à résidus miniers sont acheminés à l'usine de traitement d'eau. L'effluent traité est ensuite déversé dans le lac Moose pour décantation et ensuite dans le lac Orient pour polissage avant de se déverser dans le lac Halfmoon et éventuellement dans le lac May (Fig.A-3).



Figure A-3. Parc à résidus minier Stanrock. Les flèches bleues indiquent la direction de l'écoulement des eaux de surface.

A.5 Parc à résidus miniers Stanleigh

Le parc à résidus Stanleigh est situé à 5 km au Nord d'Elliot Lake (Fig.1). Il contient 20 millions de tonnes de résidus provenant de la mine Milliken et de la mine Stanleigh. De 1958 à 1964, 5.7 millions de tonnes de résidus miniers ont été déposés dans le lac Crotch par l'activité de la mine Milliken (Fig. A-4). Pendant la même période (1957-60) la mine Stanleigh y déversa aussi 1.7 millions de tonnes de résidus miniers. Le parc à résidus miniers est renforcé par plusieurs barrages (Fig.A-4). En 1980, la mine Stanleigh a été réouverte et on y construisit 4 barrages pour réduire le bassin versant du parc à résidus minier de 22 à 13 km². De 1983 à 1996, 12.8 millions de tonnes de résidus miniers

additionnels y ont été ajoutés. À la fermeture de la mine en 1996, on procéda à l'ennoiement du parc à résidus miniers en élevant davantage les barrages afin de permettre un ennoiement perpétuel des résidus miniers générateurs d'acide. Le parc à résidus miniers occupe donc une superficie totale de 4.11 km². L'effluent traité est ensuite rejeté dans le lac McCabe (Fig.A-4).

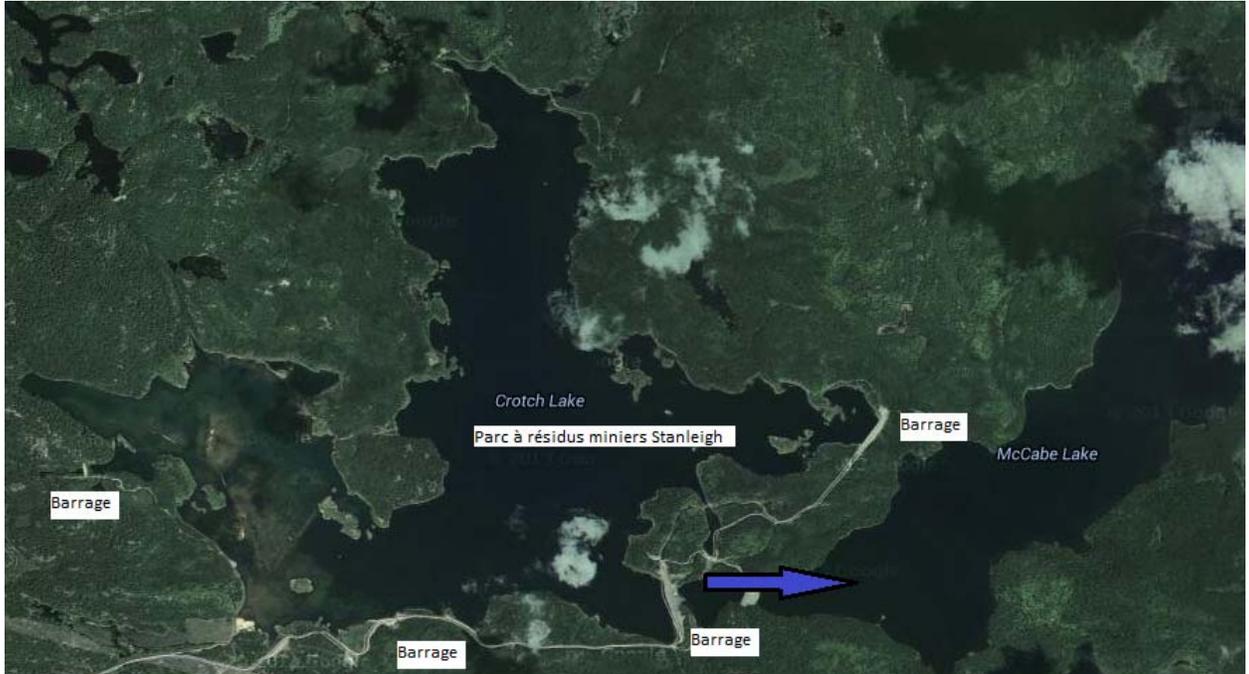


Figure A-4. Parc à résidus miniers Stanleigh. Les flèches bleues indiquent la direction de l'écoulement des eaux de surface.

A.6 Parc à résidus miniers Milliken

Le parc à résidus Milliken est situé à 2 km au nord-est d'Elliot Lake. La mine Milliken a opéré de 1958 à 1964 et a déversé 5.7 millions de tonnes de résidus dans le parc à résidus Stanleigh (Voir section A.5). Pendant la même période, environ 0.08 millions de tonnes de résidus ont été déversés dans le ruisseau Sheriff pour former une aire de 0.17 km². À la fin des années 1970, les résidus miniers ont été recouverts de 1 mètre de substrat sablonneux et ensuite ennoyés pour créer un marais d'une superficie de 0.23 Km². En 1997, une digue a été construite afin de maintenir le niveau d'eau constant. L'eau surnageant du marais Sheriff se déverse dans le Lac Horne qui se jette ensuite dans le lac Elliot (Fig.1).

A.7 Parcs à résidus miniers Lacnor et Nordic

Le parc à résidus miniers Lacnor est situé à environ 7km à l'est d'Elliot Lake. La mine Lacnor opéra de 1957 à 1960 et déposa 2.7 millions de tonnes de résidus miniers dans une vallée retenue par 2 barrages créés à l'aide de stériles propres. Le parc à résidus miniers Lacnor couvre une superficie de 0.27 km². À la fermeture de la mine, la revégétation du parc à résidus miniers commença mais l'acidité des résidus empêcha l'établissement de la végétation (Fig. A-5). Entre 1998 et 1999, 200 kg de chaux par

0.01km² ont été épandus sur les résidus miniers qui ont ensuite été recouverts d'une couche de roche concassée pour favoriser l'écoulement de l'eau sous-terraine et limiter ainsi le contact avec les résidus miniers. Par la suite, la couverture de roche a été recouverte de sol et fertilisée afin de favoriser l'établissement de végétation. Le ruissellement et le lixiviat du parc à résidus miniers se retrouvent dans un étang de rétention avant de se déverser dans le parc à résidus Nordric situé juste au sud (Fig. A-5).



Figure A-5. Parcs à résidus miniers Lacnor et Nordric. Les flèches bleues indiquent la direction de l'écoulement des eaux de surface.

La mine Nordric opéra de 1957 à 1968 et produit 12 millions de tonnes de résidus miniers. Les résidus miniers furent déposés dans le parc à résidus minier principal et dans une autre partie à l'ouest. Des barrages construits avec des stériles formèrent une enceinte principale et une autre à l'ouest. Le parc à résidus miniers fut déclassé de la même manière que pour le parc à résidus Lacnor. Aujourd'hui, la végétation couvre complètement le parc à résidus Nordric. Le ruissellement et le lixiviat du parc à résidus minier Nordric sont canalisés vers une usine de traitement. L'effluent traité est ensuite rejeté dans le marais Buckles (Fig. A-5) et par la suite dans le lac Nordric (Fig. 1).

Annexe B – Concentration dans la chair des poissons

Exemples de calcul – Concentrations dans la chair de poisson

Exemples de calcul – Valeurs toxicologiques de référence pour les poissons

Les valeurs toxicologiques de référence pour les poissons, VTR_{poisson} (mg/g), représentent les concentrations de référence des substances dangereuses dans les tissus des poissons consommés. Elles donnent une estimation de l'exposition potentielle d'une personne ayant un régime alimentaire prélevé dans la nature et qui est composé principalement de poisson. La sélection des poissons pour ce type d'évaluation a été effectuée sur la base de considérations pratiques compte tenu de la grande quantité de données sur les tissus de poissons pour de nombreux contaminants potentiellement prioritaires (CPP). Il y avait peu de données mesurées pour les autres animaux prélevés dans la nature (orignal, caribou, sauvagine, etc.) comparativement aux données modélisées.

Les VTR ont été calculées à l'aide de l'équation C1.

$$VTR_{\text{poisson}} = \frac{VTR_{\text{danger}} \times PC}{TC_{\text{poisson}}}$$

Équation C1

où:

- VTR_{danger} [mg/kg p.c. par jour] est la valeur toxicologique de référence (Santé Canada, 2010; CanNorth, 2014)
- PC [kg] est le poids corporel associé aux cinq groupes d'âge dans le document de Santé Canada (2010)
- TC_{poisson} [g] est le taux de consommation de poisson (Richardson, 1997; Santé Canada, 2010)

Le taux de consommation de poisson de 220g par jour provient de Richardson (1997). Cette valeur est recommandée par Santé Canada (2010) comme valeur représentant une consommation élevée de poisson par un autochtone du Canada.

Pour les contaminants dont les VTR_{danger} sont différentes de celles indiquées par Santé Canada pour les cinq groupes d'âge, celle présentant la valeur la plus prudente a été utilisée.

Exemples de calcul – Concentrations de référence des substances nucléaires dans le poisson

Tout comme dans le cas du calcul pour les substances dangereuses, des concentrations de référence ($C_{poisson}$) se traduisant par une dose annuelle de 0,1 mSv ont été calculées pour les substances nucléaires à l'aide de l'équation C2.

La dose limite réglementaire pour les membres du public est de 1 mSv par année. L'utilisation prudente du dixième de cette valeur tient compte de l'absorption d'autres radionucléides de la chaîne de désintégration de l'uranium ainsi que de substances provenant d'autres voies dans le cas où un seul élément du régime alimentaire (poisson) et un seul radionucléide sont examinés à la fois. D'un point de vue conceptuel, $C_{poisson}$ représente un outil servant à déterminer les cas où une personne ayant un régime alimentaire composé principalement de poisson, ce qui est fréquent dans le nord du Canada en raison de la présence de nombreux lacs, s'approcherait de la limite de dose pour le public. Le calcul comprend un coefficient de sécurité de dix afin de tenir compte des incertitudes sur le plan de la modélisation et de l'absorption de l'ensemble des CPP provenant de toutes les sources.

$$C_{poisson} = \frac{D_{référence}}{CD_{ingestion} \times 365,25 \times TC_{poisson}}$$

Équation C2

où :

- $D_{référence}$ [mSv] représente le dixième de la limite de dose du public (0,1 mSv)
- $CD_{ingestion}$ [mSv/Bq] représente le coefficient de dose par ingestion pour le radionucléide en fonction de l'âge et est tiré de la publication 72 de la CIPR
- 365,25 [j] est le nombre moyen de journées dans une année
- $TC_{poisson}$ [g] est le taux de consommation de poisson (Santé Canada, 2010)

Le taux de consommation de poisson de 220g par jour provient de Richardson (1997). Cette valeur est recommandée par Santé Canada (2010) comme valeur représentant une consommation élevée de poisson par un autochtone du Canada.

Références

CanNorth : Canada North Environmental Services, 2014. *Eastern Athabasca Region Monitoring Program 2012 Community Report*. <http://www.earmp.com/reports.html>

CIPR : Commission internationale de protection radiologique, 1995. *Age-dependent Doses to the Members of the Public from Intake of Radionuclides - Part 5 Compilation of Ingestion and Inhalation Coefficients*, publication 72 de la CIPR, Annals of the ICRP 26 (1).

Richardson, G.M. 1997. *Compendium of Canadian Human Exposure Factors for Risk Assessment*. Ottawa: O'Connor Associates Environmental Inc.

Santé Canada, 2010, L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada, Partie I : l'évaluation quantitative préliminaire des risques (ÉQPR) pour la santé humaine, version 2.0

Santé Canada, 2010, Partie II : Valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada et paramètres de substances chimiques sélectionnées, version 2.0, et annexe A du même document