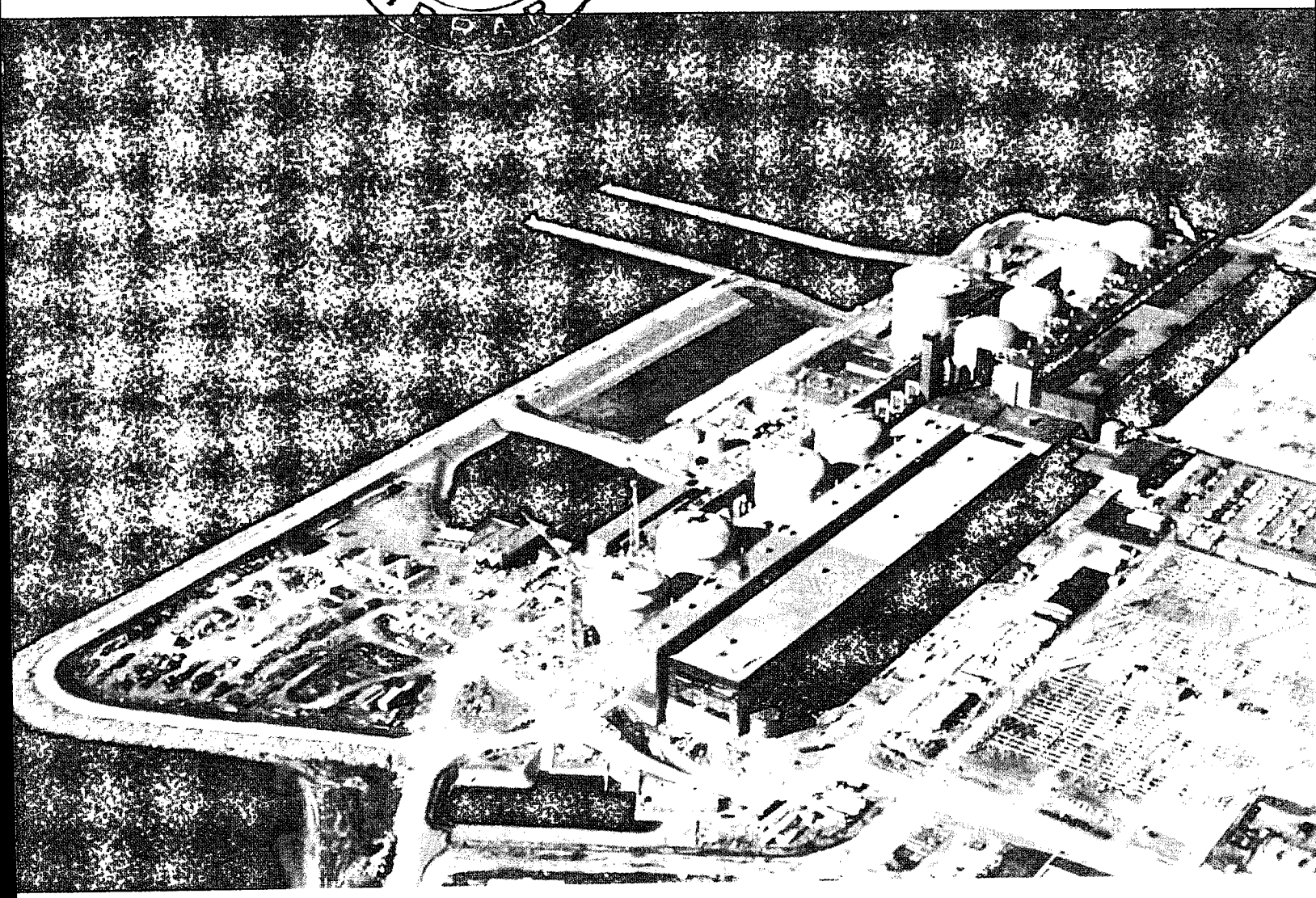
CANADA. INLAND WATERS DIRECTORATE.
SCIENTIFIC SERIES
#156 (FRENCH)

Environnement Canada Environment Canada

CCIW
MAY 25 1987
C 2
LIBRARY

Concentration des radionucléides dans certaines eaux de surface au Canada : rapport sur le programme national de contrôle des radionucléides, 1981-1984

A.S. Baweja, S.R. Joshi et A. Demayo



GB
707
C335
no. 156F

ÉTUDE N° 156, SÉRIE SCIENTIFIQUE

DIRECTION GÉNÉRALE DES EAUX INTÉRIEURES ET DES TERRES
DIRECTION DE LA QUALITÉ DES EAUX
OTTAWA, CANADA, 1987

(Available in English on request)

Photo de la couverture—

Centrale d'énergie nucléaire à Pickering, Ontario. (*Courtoisie : Énergie atomique du Canada Limitée.*)

Environnement Canada Environment Canada

Concentration des radionucléides dans certaines eaux de surface au Canada : rapport sur le programme national de contrôle des radionucléides, 1981-1984

A.S. Baweja*, S.R. Joshi† et A. Demayo*

*Direction de la qualité des eaux
Environnement Canada
Ottawa (Ontario)

†Institut national de recherche sur les eaux
Environnement Canada
Burlington (Ontario)

ÉTUDE N° 156, SÉRIE SCIENTIFIQUE

DIRECTION GÉNÉRALE DES EAUX INTÉRIEURES ET DES TERRES
DIRECTION DE LA QUALITÉ DES EAUX
OTTAWA, CANADA, 1987

(Available in English on request)

Publié avec l'autorisation
du ministre de l'Environnement

© Ministre des Approvisionnements et Services Canada 1987

N° de cat. En 36-502/156F

ISBN 0-662-94294-9

Table des matières

	Page
RÉSUMÉ	v
ABSTRACT	v
UNITÉS DE RADIOACTIVITÉ	vi
INTRODUCTION	1
Mandat de la Direction de la qualité des eaux en matière de contrôle	1
Origine des radionucléides	1
Impacts sur l'environnement et sur la santé	1
Contrôle des radionucléides	4
Objectifs	4
PROGRAMME DE COLLECTE DE DONNÉES	4
Points d'échantillonnage	4
Prélèvement	4
Méthodes de dosage	4
Échantillons d'eau	4
Échantillons de sédiments	8
Assurance de la qualité	8
RÉSULTATS	8
DISCUSSION	11
Nature de la radioactivité	11
Concentrations des radionucléides et tendances	11
Césium-137 et antimoine-125	11
Tritium	11
Uranium et radium-226	12
Variations avec le temps	12
Concentration des radionucléides dans les sédiments	13
Effets de la radioactivité sur la santé	13
Lignes directrices pour la qualité de l'eau	13
Dose radiologique engagée	14
Rapports des activités U-238/Ra-226	15
CONCLUSIONS	16
RECOMMANDATIONS CONCERNANT LES CONTRÔLES FUTURS	17
Objectifs	17
Points d'échantillonnage	17
Méthodes d'analyse des radionucléides	17
Autres bases de données sur les radionucléides	18
Régions présentant un problème particulier	18
Échantillonnage dans plusieurs milieux	18
Fréquence de prélèvement	19
Paramètres non radiologiques	19
Méthodes de prélèvement	19
Assurance de la qualité de l'échantillonnage sur le terrain	19
Techniques de laboratoire	19

Table des matières (suite)

Page

Rapport d'interprétation 19
Examen du programme 19
Coûts 19
Mise en application 19

REMERCIEMENTS 19

RÉFÉRENCES 20

ANNEXE 23

Tableaux

1. Propriétés fondamentales de certains radionucléides importants du point de vue environnemental 3
2. Stations d'échantillonnage contrôlées par la Direction de la qualité des eaux dans le cadre du Programme national de contrôle des radionucléides 6
3. Stations d'échantillonnage contrôlées chaque année pendant la période d'échantillonnage, 1981 à 1984 8
4. Concentration moyenne des radionucléides dans les eaux de surface, 1981 à 1984 9
5. Analyse trimestrielle d'échantillons d'eaux de surface en Ontario 10
6. Concentration des radionucléides dans les sédiments de la rivière des Outaouais, 1982 10
7. Lignes directrices pour les radionucléides dans l'eau potable 13
8. Dose radiologique engagée pour l'organisme entier après utilisation d'eaux de surface comme eau potable 15
9. Concentrations moyennes d'uranium et de radium et rapports des activités U-238/Ra-226 dans les eaux de surface, 1981 à 1984 15

Figures

Figure 1. Radionucléides de la série des chaînes de désintégration de l'uranium-238 avec périodes et modes de désintégration 2
Figure 2. Radionucléides de la série des chaînes de désintégration du thorium-232 avec périodes et modes de désintégration 2
Figure 3. Carte indiquant l'emplacement approximatif des stations d'échantillonnage contrôlées au Canada 5
Figure 4. Spectre gamma d'un échantillon d'eau prélevé en 1984 dans la rivière Niagara, avec les principaux pics et leurs énergies en keV 7
Figure 5. Relation des concentrations d'uranium total et de Ra-226 dans les eaux de surface, quand on fait passer la droite de régression par l'origine (11 stations d'échantillonnage) 16

Résumé

Le Programme national de contrôle des radionucléides a été mis en oeuvre pour évaluer la radioactivité des eaux de surface dans un nombre limité d'endroits un peu partout au Canada. Durant les quatre années de son application (de 1981 à 1984), on a prélevé mensuellement des échantillons d'eau à 13 endroits au plus et des échantillons de sédiments à deux endroits en 1982. La plupart des échantillons ont été combinés sur une base annuelle, mais certains l'ont été sur une base trimestrielle dans le but d'évaluer les variations avec le temps. On a dosé le U total, le Ra-226, le Cs-137, le Sb-125 et le tritium dans ces échantillons composites.

Les concentrations de radionucléides étaient généralement faibles, et on n'a discerné aucune variation avec le temps durant la période de contrôle trimestrielle. À l'exception du U total à certains endroits, les concentrations de tous les autres radionucléides étaient bien inférieures à la «concentration cible» stipulée dans les lignes directrices pour la qualité de l'eau potable au Canada. L'U total et le Ra-226 étaient les radionucléides qui contribuaient le plus à la dose engagée. Cette dose était inférieure à la dose visée de 10 μSv (1 mrem) stipulée dans l'Accord de 1978 sur la qualité de l'eau dans les Grands lacs. La contribution de chaque radionucléide à la dose cumulée diminuait dans l'ordre suivant : U total > Ra-226 > tritium > Cs-137 > Sb-125.

D'après des données limitées sur les sédiments, les installations nucléaires situées sur la rivière des Outaouais, c'est-à-dire la centrale nucléaire de Rolphton et les laboratoires nucléaires de l'Énergie atomique du Canada Limitée à Chalk River, sont responsables d'une augmentation des concentrations de Cs-137 et de Co-60; par contre, les concentrations de Pb-210 et de Ra-226 sont restées inchangées.

Les données sur la radioactivité de l'U total et du Ra-226 laissent supposer l'existence d'un déséquilibre; les concentrations de U total dans l'eau étaient de beaucoup supérieures à celles du Ra-226. Cependant, on a établi, pour la plupart des eaux de surface, une corrélation positive entre la concentration de ces deux radionucléides.

Abstract

The National Radionuclides Monitoring Program was initiated to assess the radiological status of surface waters at a limited number of sites across Canada. During four years of operation (1981 to 1984), up to 13 locations were sampled monthly for water and two for sediments in 1982. Most water samples were composited annually, but some were composited quarterly to assess the temporal variations. The composites were then analyzed for total U, Ra-226, Cs-137, Sb-125 and tritium.

Levels of the radionuclides monitored are generally low, and no time trends were discernible during the monitoring period. Temporal variations among the quarterly analyses are mostly insignificant. Except for total U at certain locations, all other radionuclide levels were much below the "target concentration" guidelines for Canadian drinking water. The main contribution to the radiological dose commitment was from total U and Ra-226. This dose was below the objective dose of 10 μSv (1 mrem) as stipulated in the Great Lakes Water Quality Agreement of 1978. Contributions from individual radionuclides to cumulative dose were in the order: total U > Ra-226 > tritium > Cs-137 > Sb-125.

The limited sediment data suggest that the nuclear facilities along the Ottawa River, which are the nuclear power generating station (NPD) at Rolphton and the Nuclear Laboratories of the Atomic Energy of Canada Limited at Chalk River, have increased the levels of Cs-137 and Co-60 but have not affected those of Pb-210 and Ra-226.

Total U and Ra-226 activities data suggest disequilibrium; the levels of total U in water were much higher than those of Ra-226. Concentrations of the two radionuclides, however, were positively correlated for most surface waters.

Unités de radioactivité

On a utilisé tout au long du présent rapport les unités de mesures du système international. Voici la définition des unités de base du système SI utilisées pour les mesures de radioactivité.

Becquerel (Bq) : Unité de mesure de la radioactivité correspondant à une désintégration (transformation) par seconde (dps).

Gray (Gy) : Unité de mesure de l'efficacité biologique de la dose de rayonnement, qui représente l'absorption d'un joule d'énergie par kilogramme de tissu.

Sievert (Sv) : Unité d'équivalent de dose de rayonnement; c'est le produit de la dose absorbée et d'un facteur de qualité (Q) dont la valeur dépend de la nature du rayonnement. Par exemple, Q est égal à 1 dans le cas des particules bêta et des rayons gamma; par contre, il est de 20 dans le cas des particules alpha (U.S. EPA, 1981). N représente tout autre facteur de modification; on lui attribue ordinairement une valeur unitaire.

UNITÉS ÉQUIVALENTES

1 curie (Ci) équivaut à 3.7×10^{10} dps ou Bq

1 rad équivaut à 100 ergs/g, soit 0.01 Gy

1 rem équivaut à 100 ergs/g $\times$ Q $\times$ N, soit 0.01 Sv

Concentration des radionucléides dans certaines eaux de surface au Canada : rapport sur le programme national de contrôle des radionucléides, 1981-1984

A.S. Baweja, S.R. Joshi et A. Demayo

INTRODUCTION

Mandat de la Direction de la qualité des eaux en matière de contrôle

Le Canada a la chance de posséder d'abondantes réserves d'eau de surface. Il y a lieu de maintenir des programmes de gestion judicieux, si l'on veut que tous les Canadiens puissent disposer, actuellement et à l'avenir, d'une eau de bonne qualité. C'est à la Direction de la qualité des eaux (DQE) qu'il incombe de fournir des données scientifiques et techniques et des conseils sur la qualité des eaux (Direction de la qualité des eaux, 1985a). La qualité d'une eau détermine dans quelle mesure elle convient comme eau destinée à servir à des fins récréatives, comme eau d'irrigation, comme eau d'abreuvement des animaux et comme eau industrielle. La gestion des produits toxiques, entre autres des radionucléides, en vue de déterminer ou d'éliminer leurs effets néfastes sur l'environnement au Canada, est actuellement l'une des principales priorités du ministère.

Origine des radionucléides

Les radionucléides présents dans l'environnement aquatique proviennent de sources naturelles et anthropiques (Whicker et Schultz, 1982). Ce sont les retombées consécutives à l'essai d'armes nucléaires dans l'atmosphère qui constituent la principale source à l'échelle globale de radionucléides d'origine anthropique. Cependant, les apports de cette source ont beaucoup diminué depuis la signature, en 1963, du traité interdisant les essais nucléaires dans l'atmosphère.

L'altération de minéraux radioactifs naturels contenant des radionucléides de la série de l'uranium et du thorium (figures 1 et 2) contribue généralement de faibles concentrations de ces radionucléides dans de vastes plans d'eau, comme en témoignent les données recueillies pour le lac Ontario (Durham et Joshi, 1980a) et le lac Huron (Durham et Joshi, 1980b). Néanmoins, on peut déceler des concentrations élevées de radionucléides naturels dans les eaux douces, en raison de la présence de riches gisements uranifères près de la surface (Commission royale de C.-B., 1980) ou d'activités faisant intervenir le cycle du combustible nucléaire (Hart et McKee, 1985; Platford et coll., 1984).

Divers radionucléides sont produits par l'interaction des rayons cosmiques avec les nucléides atmosphériques; cependant, la quantité de nucléides de cette origine dans l'environnement aquatique est plutôt faible. En général, les radionucléides atmosphériques atteignent l'environnement aquatique avec les précipitations et sous forme de retombées sèches. Les applications industrielles et médicales faisant couramment appel à des radionucléides contribuent très peu, semble-t-il, à la radioactivité des eaux (Durham et Joshi, 1979a).

Le tableau 1 donne les propriétés fondamentales de certains radionucléides importants du point de vue environnemental qui sont rejetés dans le milieu aquatique à diverses étapes des activités nucléaires. Un bon nombre d'entre eux sont aussi présents dans les retombées consécutives aux essais nucléaires dans l'atmosphère.

Impacts sur l'environnement et sur la santé

On dénombre plus de 200 radionucléides dans l'environnement. Le rayonnement ionisant (alpha, bêta et/ou gamma) émis par ces nucléides possède des propriétés physiques différentes et agit différemment avec la matière biologique; les particules alpha produisent des dommages très importants à cause de leur énergie élevée. Dans ce rapport, les résultats des mesures et des doses calculées de rayonnement sont exprimés en unités SI.

Un rayonnement ionisant excessif peut avoir des effets nocifs tant sur les êtres humains que sur la faune et la flore. Par exemple, dans le cas de l'humain, l'exposition de tout l'organisme à un rayonnement d'intensité supérieure à 10 sieverts (Sv) pendant une courte période peut être fatale (Johnson et Tutiah, 1985; U.S. EPA, 1981). Des doses plus faibles peuvent très bien ne pas être immédiatement mortelles, mais produire des effets nocifs après une période de latence, par exemple, induire un cancer ou provoquer des modifications génétiques. Ces effets nocifs

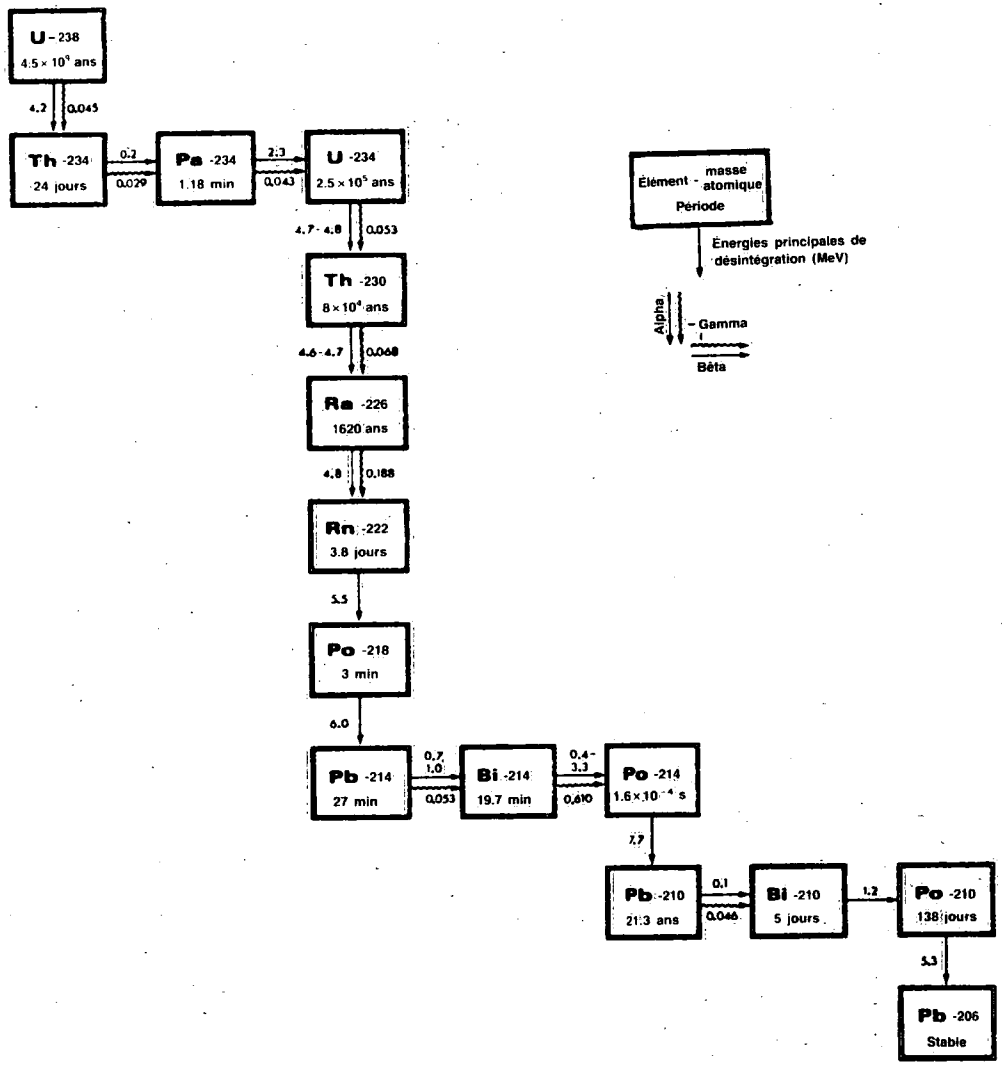


Figure 1. Radionucléides de la série des chaînes de désintégration de l'uranium-238 avec périodes et modes de désintégration (Source : Commission royale de C.-B., 1980).

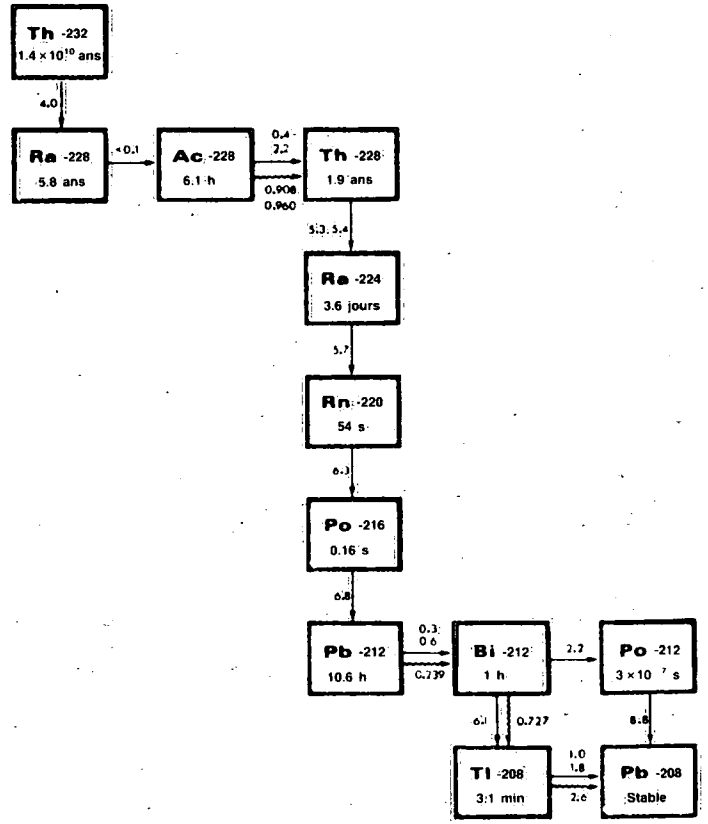


Figure 2. Radionucléides de la série des chaînes de désintégration du thorium-232 avec périodes et modes de désintégration (Source : Commission royale de C.-B., 1980).

Tableau 1. Propriétés fondamentales de certains radionucléides importants du point de vue environnemental*

Radionucléide	Période†	Rendement (%)	Mode de désintégration	Observations
		Produits de fission		
Sr-90	28.5 a	5.9	β	Chimie et métabolisme semblables à ceux du Ca
Ru-106	369 d	0.4	β	
Sb-125	2.77 a	0.03	β,γ	Également un produit d'activation
I-129	1.57×10^7 a	0.6	γ	Volatil
I-131	8.04 d	2.8	β,γ	Volatil; très utilisé en médecine nucléaire
Cs-134	2.06 a	0.03	β,γ	Semi-volatil; quantités plus importantes produites par des réactions d'absorption de neutrons
Cs-137	30.1 a	6.2	β,γ	Semi-volatil
Ce-144	284 d	5.4	β,γ	
		Produits d'activation		
H-3	12.33 a	–	β	Également produit par des neutrons cosmogéniques; rejeté en quantités importantes par les centrales nucléaires CANDU
C-14	5730 a	–	β	Également produit par des neutrons cosmogéniques
Mn-54	313 d	–	γ	Élément important sur le plan métabolique; plusieurs degrés d'oxydation
Fe-55	2.7 a	–	CE	Élément important sur le plan métabolique
Co-60	5.27 a	–	β,γ	
Sr-89	50.5 d	–	β	Chimie et métabolisme semblables à ceux du Ca
Pu-238	87.7 a	–	α	Élément extrêmement toxique sur le plan métabolique
Pu-239,Pu-240	2.4×10^4 a, 6.5×10^3 a	– –	α,α	Élément extrêmement toxique sur le plan métabolique
Am-241	432 a	–	α,γ	
		Présents dans la nature		
U(U-238,U-235)	4.5×10^9 a, 7.1×10^8 a	–	α,α	
Th(Th-232, Th-230,Th-228)	1.4×10^{10} a, 8.0×10^4 a, 1.9 a	–	α,α,α	
Ra-226	1620 a	–	α	Chimie et métabolisme semblables à ceux du Ca
Ra-228	5.8 a	–	β,γ	Chimie et métabolisme semblables à ceux du Ca
Pb-210	22.3 a	–	β,γ	
Po-210	138 d	–	α	

*Compilées à partir de l'ouvrage intitulé *The Gamma Rays of the Radionuclides : Tables for Applied Gamma Ray Spectrometry* par Erdtmann et Soyka (1979).
†a = an, d = jour.

sont généralement proportionnels à la dose reçue. Cependant, les scientifiques ne s'entendent pas sur l'effet de faibles doses, plus précisément sur l'existence d'un seuil limite (effet stochastique ou effet non stochastique) en dessous duquel il n'y avait aucun effet pathologique perceptible (CIPR, 1977, 1979; Johnson et Tutiah, 1985; U.S. EPA, 1981; Whicker et Schultz, 1982). En général, les organismes chargés de la radioprotection se basent sur l'hypothèse linéaire pour fixer des normes et des lignes directrices.

La consommation d'eau potable constitue chez l'homme la plus importante voie d'exposition aux radionucléides contenus dans l'eau (U.S. EPA, 1981). Une fois ingérés, les radionucléides migrent habituellement vers certains organes dits «organes critiques». Par exemple, le radium se dépose dans le tissu osseux et l'uranium dans les reins. La consommation de poissons qui accumulent des radionucléides est en importance la seconde voie d'exposition aux radionucléides présents dans le milieu aquatique (Joshi, 1984).

Au Canada, c'est la Commission de contrôle de l'énergie atomique (CCEA) qui fixe les doses limites. La Commission recommande que les personnes exposées professionnellement à un rayonnement ne reçoivent pas une dose annuelle supérieure à 50 mSv; dans le cas du grand public, cette dose est de 5 mSv par année. Ces doses ne comprennent pas la dose de radioactivité naturelle qui est d'environ 2 mSv par an au Canada (Johnson et Tutiah, 1985). Comme les effets du rayonnement ionisant sur le biote sont cumulatifs, la CCEA recommande de maintenir le degré d'exposition à la valeur raisonnablement la plus faible (Principe ALARA).

Contrôle des radionucléides

C'est à la Direction générale des eaux intérieures (DGEI) qu'il incombe de fournir des données et des renseignements sur la présence de produits toxiques dans l'environnement aquatique. On sait que les eaux de surface contiennent des radionucléides, mais les données dont on dispose à ce sujet sont plutôt limitées. D'autres organismes, comme les ministères provinciaux de l'environnement et Santé et Bien-être social Canada administrent des programmes de contrôle radiologiques destinés à évaluer les concentrations de radionucléides dans les eaux potables du Canada. Dans ces cas, la DGEI s'entend avec ces organismes pour qu'ils lui fournissent leurs données. La Direction de la qualité des eaux et l'Institut national de recherche sur les eaux (INRE) d'Environnement Canada, qui, depuis 1980, administrent conjointement le Programme national de contrôle des radionucléides, ne répètent pas les travaux faits par ces organismes.

Objectifs

Ce rapport a pour but de résumer les données actuellement disponibles, d'identifier les tendances relatives aux concentrations de radionucléides dans l'eau et d'évaluer l'importance environnementale des résultats obtenus jusqu'à présent. On recommandera d'apporter des modifications, s'il y a lieu, après analyse des résultats et examen des objectifs du Programme national de contrôle des radionucléides. Les résultats du programme de collecte de données portent sur la période allant de 1981 à 1984 inclusivement.

PROGRAMME DE COLLECTE DE DONNÉES

Points d'échantillonnage

On a prélevé des échantillons aux endroits où il y avait possibilité de déceler dans l'environnement aquatique des concentrations de radionucléides supérieures aux concentrations de fond, dues à des activités reliées au cycle du combustible nucléaire, à la présence de minéralisation en charbon ou en uranium ou à l'exploitation de gisements houillers ou uranifères. En outre, on a inclu dans le programme d'échantillonnage quelques stations de référence (Direction de la qualité des eaux, 1980). Ce programme n'englobe pas les régions susceptibles de constituer un problème et qui ont été convenablement contrôlées par d'autres organismes. Les points d'échantillonnage contrôlés par la Direction de la qualité des eaux sont mentionnés au tableau 2 et leur emplacement approximatif à la figure 3. En général, on a évité de prélever les échantillons à proximité de sources naturelles, car la plupart de ces endroits sont contrôlés convenablement par d'autres organismes.

Prélèvement

Les échantillons d'eau étaient prélevés par le personnel de la Direction de la qualité des eaux. On prélevait mensuellement dans des récipients en polyéthylène des échantillons de 4 L auxquels on ajoutait 8 mL d'acide chlorhydrique concentré comme agent de conservation. On combinait les 12 échantillons mensuels (de janvier à décembre), puis on expédiait une fois par année un échantillon représentatif de 5 L à l'INRE. Cependant, dans le cas du fleuve Saint-Laurent (à l'île Wolfe) et de la rivière Niagara (à Niagara-on-the-Lake), les échantillons ont été combinés et analysés sur une base trimestrielle pendant trois ans (de 1982 à 1984). En outre, les échantillons d'eau prélevés dans la rivière Niagara à Fort Érié ont été analysés trimestriellement en 1984. La DQE, région de l'Ontario, a également prélevé des échantillons de sédiments à deux endroits dans la rivière des Outaouais (en amont et en aval d'installations nucléaires), dans le cadre d'une étude sur les sédiments de fond de la rivière réalisée en 1982.

Méthodes de dosage

En général, on dosait le tritium, l'antimoine-125, le césium-137, le radium-226 et l'uranium total dans les échantillons d'eau. On a dosé le plomb-210, le césium-137, le radium-226 et le cobalt-60 dans les sédiments de la rivière des Outaouais. Les méthodes de dosage sont brièvement décrites ci-dessous.

Échantillons d'eau

On dosait le tritium dans les échantillons dès leur réception à l'INRE; pour ce faire, on ajoutait de 8 à 17 mL de PCS (mélange scintillateur Amersham) dans un flacon à scintillation en polyéthylène et on effectuait le comptage à 12 °C pendant 200 min dans un compteur à scintillateur liquide de type Searle Mark II. On étalonnait le compteur avec un étalon d'eau tritiée Amersham et on réglait la

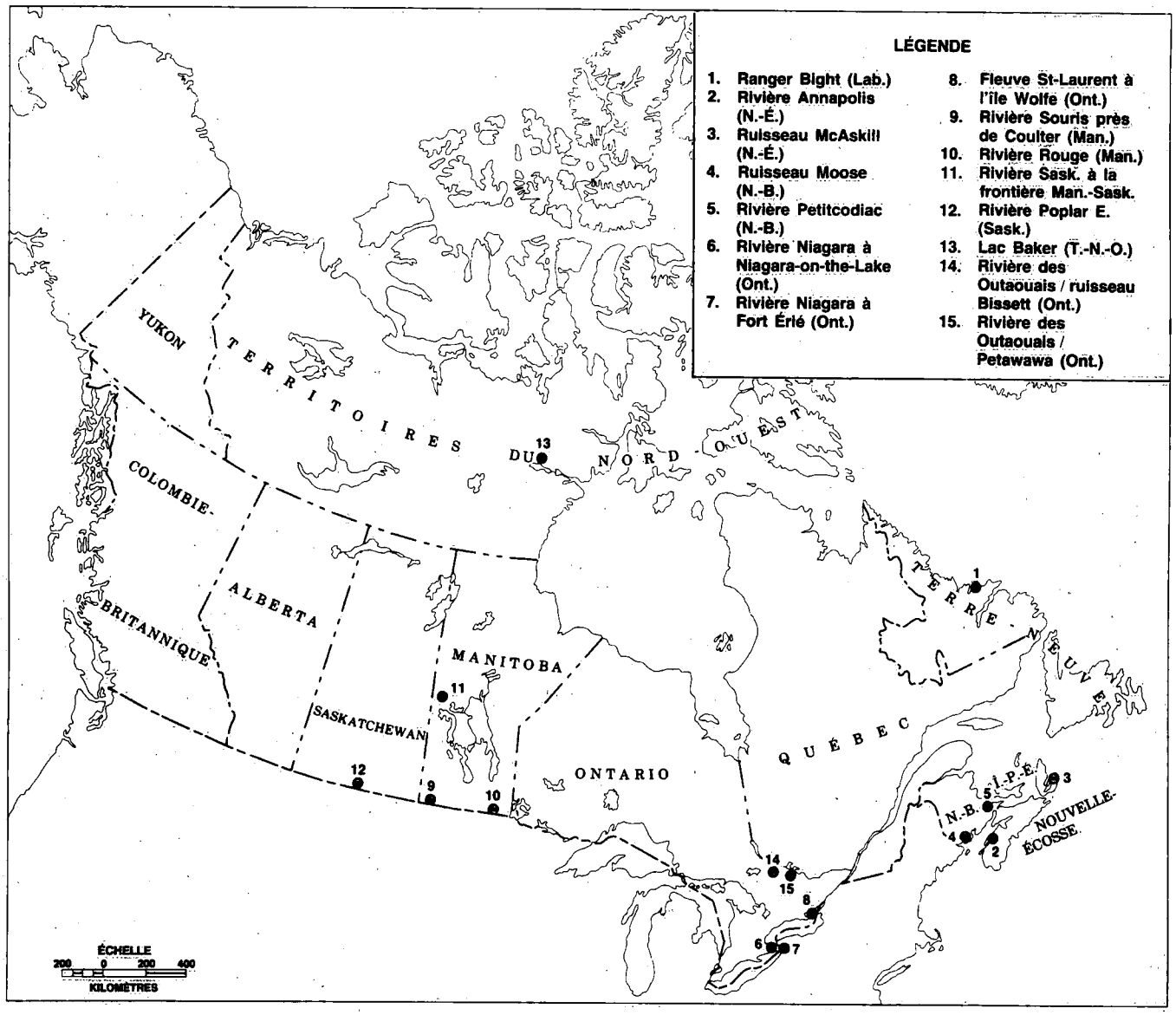


Figure 3. Carte indiquant l'emplacement approximatif des stations d'échantillonnage contrôlées au Canada.

fenêtre de l'analyseur d'amplitude de façon à ce qu'elle ne contienne que 50 % du centre du pic énergétique du H-3, afin de réduire au minimum la contribution de la radioactivité naturelle. On déterminait la contribution de la radioactivité naturelle avec un échantillon d'eau à teneur en tritium pratiquement nulle.

On dosait l'uranium dans des portions de 5 mL à l'aide d'un analyseur à fluorescence-laser Scintrex. On ajoutait des quantités étalons d'uranium au mélange eau/scintillateur en vue de déterminer les effets d'extinction. L'uranium dosé de cette façon est appelé «uranium total» dans ce rapport; il s'agit essentiellement de l'ensemble des isotopes de l'uranium naturel.

Des échantillons d'eau de 2 à 50 L ont été réduits par évaporation jusqu'à un volume final de 40 mL, afin de doser le Cs-137 et le Sb-125 qui sont des radionucléides émettant un rayonnement gamma (Durham, 1974; Durham et Joshi, 1984). On ajoutait de l'acide nitrique concentré en petites quantités aux échantillons lorsque le volume atteignait environ 200 mL, afin de détruire les matières organiques. Des expériences avec les radiotraceurs respectifs ont établi que cette méthode de pré-concentration permettrait d'obtenir des taux de récupération quantitatifs. Les spectres gamma des échantillons finals de 40 mL, contenus dans des bouteilles de polyéthylène, étaient mesurés avec deux détecteurs au germanium hyperpur refroidis à l'azote liquide, dans des enceintes revêtues de 10 cm de plomb. Les

Tableau 2. Stations d'échantillonnage contrôlées par la Direction de la qualité des eaux dans le cadre du Programme national de contrôle des radionucléides

Point d'échantillonnage*	Numéro NAQUADAT	Station d'échantillonnage Longitude nord	Latitude ouest	Motifs du contrôle
		Prélèvement d'échantillons d'eaux de surface		
1. Ranger Bight (Lab.)	00NF 03NG 0004	55°04'54"	59°12'29"	Possibilités de minéralisation en uranium/exploration d'un gisement uranifère
2. Rivière Annapolis (N.-É.)	00NS 01DC 0001	44°57'14"	65°00'10"	Station de référence
3. Ruisseau McAskill (N.-É.)	00NS 01FJ 0021	46°09'06"	59°57'47"	Minéralisation en charbon/exploitation d'un gisement houiller
4. Ruisseau Moose (N.-B.)	02NB 01AQ 0001	45°07'04"	66°22'44"	Centrale nucléaire
5. Rivière Petitcodiac (N.-B.)	02NB 01BU 0002	46°04'28"	64°47'03"	Installation de montage d'éléments combustibles en uranium
6. Rivière Niagara à Niagara-on-the-Lake (Ont.)	000N 02HA 0019	43°15'20"	79°03'20"	Aires de décharge de déchets industriels; possibilité de lessivage de radionucléides jusque dans la rivière
7. Rivière Niagara à Fort Érié (Ont.)	–	42°52'00"	78°55'00"	Résidus provenant de l'installation de retraitement du combustible nucléaire située à West Valley (New York)
8. Fleuve St-Laurent à l'île Wolfe (Ont.)	000N 02MA 0030	44°12'00"	76°13'59"	Activités reliées au secteur du nucléaire
9. Rivière Souris près de Coulter (Man.)	00MA 05NF 0001	49°05'27"	100°56'51"	Exploitation potentielle d'une mine de charbon
10. Rivière Rouge (Man.)	00MA 05OC 0001	49°00'29"	97°12'38"	Activités industrielles
11. Rivière Sask. à la frontière Man.–Sask.	00MA 05KH 0001	53°50'30"	101°20'03"	Écoulement dans la rivière d'eaux provenant de plusieurs sillons houillers et de centrales thermiques
12. Rivière Poplar E. (Sask.)	00SA 11AE 0008	49°00'00"	105°24'33"	Région de charbonnage
13. Lac Baker (T.N.-O.)	01NW 06MA 0001	64°19'09"	96°01'49"	Minéralisation en uranium/exploitation d'un gisement uranifère
		Prélèvement d'échantillons de sédiments		
14. Rivière des Outaouais/ruisseau Bissett (Ont.)	–	46°10'00"	78°05'00"	Station de référence
15. Rivière des Outaouais/Petawawa (Ont.)	–	45°52'00"	77°17'00"	Déversement d'effluents provenant d'une centrale nucléaire et de laboratoires nucléaires (CRNL)

*Les points d'échantillonnage sont indiqués à la figure 3.

détecteurs, disposés de façon coaxiale, étaient couplés à un spectromètre nucléaire Nuclear Data 6620, réglé pour compter pendant 2.5×10^5 s avec 2048 canaux de données spectrales, à 1 keV par canal pour chaque détecteur. Les détecteurs ont été étalonnés en utilisant des radionucléides de Amersham Canada dans les mêmes échantillons de 40 mL et avec la même géométrie. Les taux de comptage des pics ont été convertis en taux de désintégration à partir des données sur l'efficacité des détecteurs et des probabilités d'émission gamma des radionucléides. La figure 4 montre le spectre gamma caractéristique obtenu pour un échantillon d'eau prélevé dans la rivière Niagara en 1984.

On a déterminé les concentrations de Ra-226 dans les échantillons d'eau en utilisant la technique classique d'émanation de radon décrite ailleurs par Durham et Joshi (1980a), sauf que l'on a remplacé l'étape du $Ba/RaSO_4$ par une dilution directe de l'échantillon de 40 mL ci-dessus jusqu'au volume désiré avec de l'eau désionisée doublement distillée. Le dosage du Ra-226 par spectrométrie gamma en utilisant les émissions à 186 keV ou à 352 keV n'a pas donné de résultats satisfaisants.

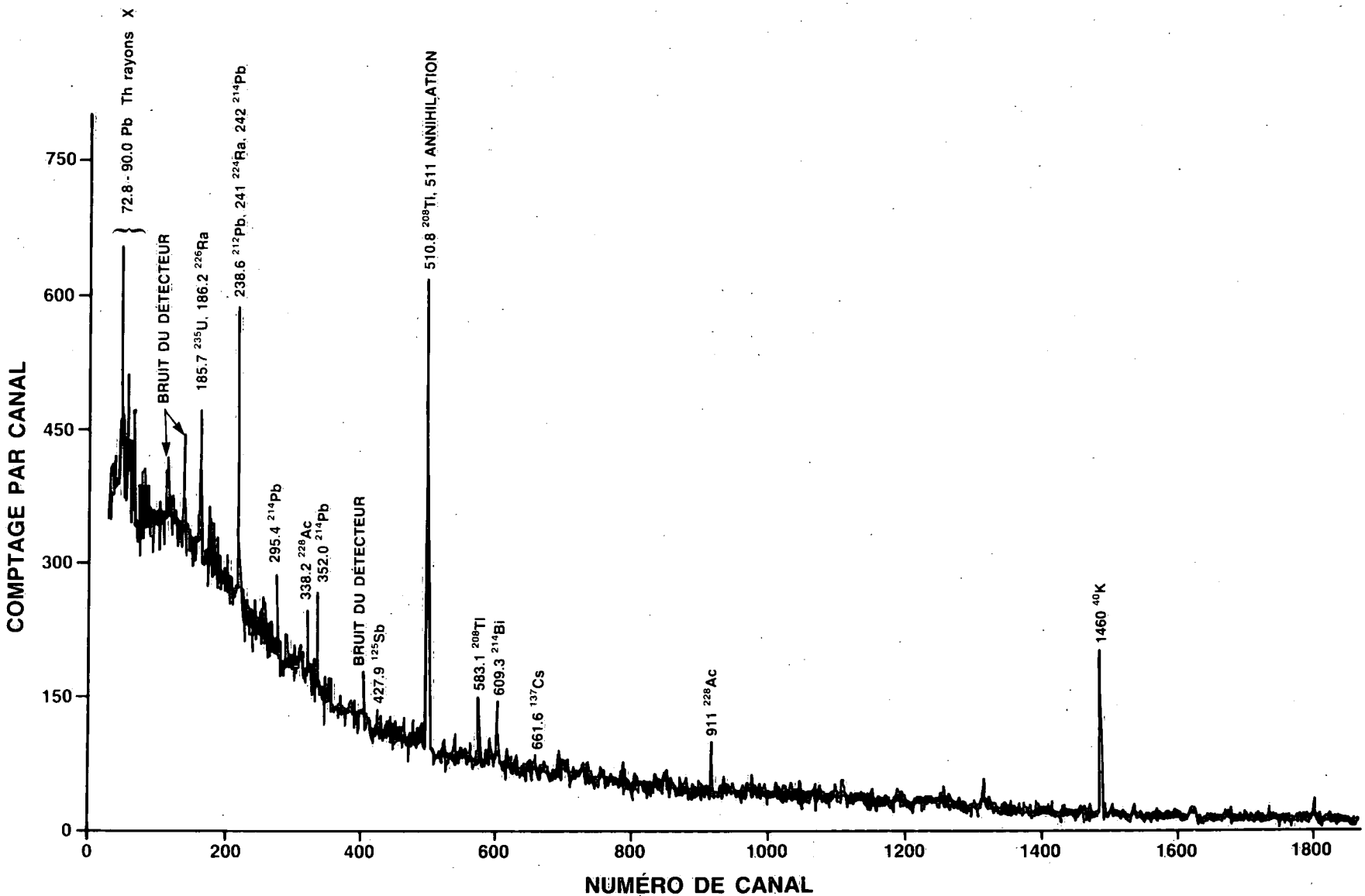


Figure 4. Spectre gamma d'un échantillon d'eau prélevé en 1984 dans la rivière Niagara, avec les principaux pics et leurs énergies (keV).

Échantillons de sédiments

Le dosage du Pb-210, du Ra-226, du Cs-137 et du Co-60 dans les deux échantillons de sédiments de la rivière des Outaouais a aussi été effectué par spectrométrie gamma. Les teneurs en Pb-210 et en Ra-226 des échantillons ont été mesurées avec des détecteurs intrinsèques au germanium en configuration plane, en utilisant les pics à 46.5 keV (Pb-210) et à 186 et 352 keV (Ra-226). On a calculé les concentrations du Cs-137 et du Co-60 à partir des taux de comptage mesurés avec un détecteur intrinsèque au germanium en configuration coaxiale, en utilisant les pics à 662 keV (Cs-137) et à 1173 et 1332 keV (Co-60). Des expériences utilisant des échantillons recouverts d'une couche d'époxy ont révélé que l'émanation de Rn-222 (et la modification consécutive de géométrie) à partir d'échantillons non recouverts d'époxy, contenus dans les flacons de comptage standard, est négligeable; on peut donc utiliser le pic à 352 keV pour doser le Ra-226 dans des échantillons solides. En outre, les résultats en utilisant le pic à 186 keV étaient identiques à ceux obtenus avec le pic à 352 keV. L'efficacité des détecteurs a été déterminée à quatre épaisseurs différentes de la manière décrite par Joshi (1985).

Tableau 3. Stations d'échantillonnage contrôlées chaque année pendant la période d'échantillonnage, 1981 à 1984

Point d'échantillonnage*	Année de contrôle			
	1981	1982	1983	1984
Prélèvement d'échantillons d'eaux de surface				
1. Ranger Bight (Lab.)		x	x	x
2. Rivière Annapolis (N.-É.)	x	x	x	x
3. Ruisseau McAskill (N.-É.)	x	x	x	x
4. Ruisseau Moose (N.-B.)	x	x	x	x
5. Rivière Petitcodiac (N.-B.)	x	x	x	x
6. Rivière Niagara à Niagara-on-the-Lake (Ont.)	x	x	x	x
7. Rivière Niagara à Fort Érié (Ont.)			x	x
8. Fleuve St-Laurent à l'île Wolfe (Ont.)	x	x	x	x
9. Rivière Souris près de Coulter (Man.)	x	x	x	x
10. Rivière Rouge (Man.)			x	x
11. Rivière Sask. à la frontière Man.-Sask.	x	x		x
12. Rivière Poplar E. (Sask.)	x	x		x
13. Lac Baker (T.N.-O.)	x	x	x	x
Prélèvement d'échantillons de sédiments				
14. Rivière des Outaouais/ruisseau Bissett (Ont.)		x		
15. Rivière des Outaouais/Petawawa (Ont.)		x		

*Les points d'échantillonnage sont indiqués à la figure 3.

Assurance de la qualité

Le contrôle/assurance de la qualité constitue un facteur important si l'on veut obtenir des données fiables pouvant être interprétées de façon significative. Dans le cas de ce programme particulier, les personnes travaillant sur le terrain ont suivi les méthodes générales proposées dans le manuel intitulé «Échantillonnage pour la qualité de l'eau» (Environnement Canada, 1983) pour prélever et expédier les échantillons. Pour ce qui est de la conservation des échantillons, le personnel avait reçu une formation appropriée.

La qualité des données analytiques a été évaluée régulièrement grâce à la participation continue à des programmes d'intercomparaison organisés par l'Environmental Protection Agency des É.-U. et à la participation sélective à des programmes semblables organisés par l'Agence internationale de l'énergie atomique. Le contrôle interne de la qualité a été réalisé à l'aide de matériaux de référence authentifiés fournis par le CANMET - EMR (Centre canadien de la technologie des minéraux et de l'énergie — Énergie, Mines et Ressources Canada), le National Bureau of Standards des É.-U., l'Environmental Protection Agency des É.-U. et l'Agence internationale de l'énergie atomique.

RÉSULTATS

De 1981 à 1984, on a déterminé la concentration des radionucléides dans certaines eaux de surface au Canada, dans le cadre du Programme national de contrôle des radionucléides. Le choix des stations d'échantillonnage reposait essentiellement sur l'impact possible sur la qualité de l'eau de la radioactivité due à la présence d'une minéralisation en uranium ou en charbon, à des émissions/rejets de centrales nucléaires, à des déversements d'effluents industriels, y compris ceux provenant de l'extraction et de la préparation de minerais uranifères, et à l'exploitation de la houille (tableau 2).

Les endroits contrôlés sont mentionnés au tableau 3. Leur nombre variait chaque année; il y en avait 10, 11, 11 et 13 en 1981, 1982, 1983 et 1984, respectivement. En 1981, on a dosé le radium-226 (Ra-226), le tritium (H-3) et l'uranium total (U) dans des échantillons d'eau combinés sur une base annuelle. Au cours des années suivantes, on a dosé deux autres radionucléides, soit le césium-137 (Cs-137) et l'antimoine-125 (Sb-125). Les ressources limitées dont on disposait ne nous ont pas permis d'inclure le Sr-90 à cette liste, même s'il n'y a aucun doute que, de tous les

radionucléides présents dans les retombées le strontium-90 est celui qui fournit la plus importante dose de rayonnement (Durham et Joshi, 1984).

Les données analytiques détaillées obtenues avec des échantillons d'eau combinés sur une base annuelle sont présentées aux tableaux A-1 à A-4 dans l'annexe. Les erreurs indiquées avec les mesures individuelles sont les erreurs statistiques de mesure, y compris celles pour la concentration de fond. Toutes les données recueillies au cours des quatre années sont résumées au tableau 4. Ces données sont les moyennes sur quatre ans et sont accompagnées de leur écart type. Afin de déceler des variations temporelles à court terme, on a analysé sur une base trimestrielle certains échantillons provenant de points d'échantillonnage en Ontario; les données obtenues pour trois ans, c'est-à-dire de 1982 à 1984, sont présentées au tableau 5.

On a prélevé des échantillons de sédiments à deux endroits seulement le long de la rivière des Outaouais. Le point où se jette le ruisseau Bissett dans la rivière des Outaouais est situé en amont de la prise d'eau et du point de déversement des effluents de la centrale nucléaire (DCN), tandis que le point d'échantillonnage à Petawawa est situé en aval des laboratoires nucléaires de l'EACL de Chalk River (Ontario). Le premier point a été choisi comme point de référence (concentration de fond), car il représente les conditions naturelles dans la rivière des Outaouais; l'autre point d'échantillonnage devrait refléter l'effet des effluents provenant des installations nucléaires. Les données sur les sédiments prélevés aux deux points d'échantillonnage sur la rivière des Outaouais sont présentées au tableau 6.

En général, la radioactivité causée par la présence dans les eaux de surface de radionucléides, notamment le Ra-226 et le U total, était légèrement supérieure dans les échantillons prélevés en 1983 par rapport à ceux prélevés au cours des autres années (tableaux A-1 à A-4 et tableau 4). Les concentrations d'uranium total et de Ra-226 étaient toutes supérieures à la limite de détection, tandis que les concentrations des produits de fission (notamment le Cs-137 et le Sb-125) étaient en général inférieures à cette limite. Comme l'indique ces données, les limites de détection variaient d'un échantillon à l'autre et même pour un radionucléide donné. En effet, la concentration de fond décelée par le détecteur peut fluctuer ce qui influe sur les limites de détection.

Dans le cas de l'uranium total, les valeurs moyennes annuelles à tous les points d'échantillonnage variaient de 0.90 à 2.05 μg/L. La plus faible valeur mesurée était de 0.10 μg/L pour le lac Baker en 1982 et la plus forte de 6.90 μg/L pour la rivière Rouge en 1983. Les concentrations moyennes annuelles de Ra-226 variaient de 2.13 à 4.60 mBq/L; la plus faible n'était que de 0.74 mBq/L dans les échantillons prélevés dans le ruisseau McAskill et dans la rivière Souris en 1984, tandis que la plus élevée était de 23.68 mBq/L pour la rivière Petitcodiac en 1983. Les concentrations les plus élevées de Cs-137, de Sb-125 et de tritium étaient de 13.69 mBq/L à Ranger Bight (1982), de 22.24 mBq/L dans le ruisseau McAskill (1983) et de 17.46 Bq/L dans le lac Baker (1981) respectivement. Il n'a pas été possible de calculer les concentrations moyennes de ces radionucléides, car elles étaient pour la plupart inférieures à la limite de détection.

Tableau 4. Concentration moyenne des radionucléides dans les eaux de surface, 1981 à 1984

Point d'échantillonnage*	Concentration moyenne†				
	Ra-226 (mBq/L)	Cs-137 (mBq/L)	Sb-125 (mBq/L)	Tritium (Bq/L)	U total (μg/L)
1. Ranger Bight (Lab.)	4.44±1.11	<13.69	<7.78	5.95±2.34	0.70±0.08
2. Rivière Annapolis (N.-É.)	1.48±0.30	<3.97	<8.98	6.02±1.49	0.43±0.05
3. Ruisseau McAskill (N.-É.)	1.48±0.60	<6.66	15.56±9.45	4.70±1.15	0.30±0.04
4. Ruisseau Moose (N.-B.)	1.66±0.64	<3.39	<8.88	6.81±1.78	1.37±0.26
5. Rivière Petitcodiac (N.-B.)	12.67±10.14	<4.44	<7.17	7.88±1.73	2.24±1.91
6. Rivière Niagara à Niagara-on-the-Lake (Ont.)	2.19±0.86	0.70±0.32	<1.81	8.00±0.88	0.48±0.08
7. Rivière Niagara à Fort Érié (Ont.)	1.66±0.26	<1.00	1.05±0.40	5.12±2.06	0.28±0.17
8. Fleuve St-Laurent à l'île Wolfe (Ont.)	1.43±0.53	1.52±0.33	<2.40	8.56±1.67	0.57±0.27
9. Rivière Souris près de Coulter (Man.)	2.13±1.22	<4.46	<6.93	7.64±5.46	2.39±1.14
10. Rivière Rouge (Man.)	3.88±3.92	5.50±4.33	<7.52	<6.33	4.74±3.05
11. Rivière Sask. à la frontière Man.-Sask.	5.92±1.70	<4.63	<8.35	<9.92	0.99±0.07
12. Rivière Poplar E. (Sask.)	7.03±0.37	<3.50	<7.24	<6.48	2.84±0.76
13. Lac Baker (T.N.-O.)	1.57±0.70	4.22±1.77	<10.19	12.24±4.68	0.16±0.08
Moyenne	3.66	–	–	–	1.35

*Les points d'échantillonnage sont indiqués à la figure 3.
†Les valeurs signalées pour chaque radionucléide sont les moyennes des données disponibles, avec leur écart type.

Tableau 5. Analyse trimestrielle d'échantillons d'eaux de surface en Ontario

Année	Point d'échantillonnage*		Concentration de radionucléide†				
			Ra-226 (mBq/L)	Cs-137 (mBq/L)	Sb-125 (mBq/L)	Tritium (Bq/L)	U total (μg/L)
1982	Rivière Niagara à Niagara-on-the-Lake	1Q‡	2.33±0.44	1.27±0.78	<1.81	6.70±2.37	0.40±0.02
		2Q	3.77±0.67	–	–	8.18±3.44	0.43±0.07
		3Q	1.74±0.07	0.52±0.18	0.37±0.33	12.28±3.44	0.54±0.08
		4Q	1.52±0.07	0.96±0.18	<0.30	7.55±1.52	0.65±0.10
		Moyenne	2.34±1.02	0.92±0.38	<1.81	8.68±2.48	0.50±0.11
	Fleuve Saint-Laurent à l'île Wolfe	1Q	0.74±0.37	2.04±0.81	<2.40	10.14±2.37	–
		2Q	1.48±0.74	2.74±0.81	2.04±1.78	9.47±3.66	0.40±0.66
		3Q	1.48±0.15	0.85±0.67	<1.70	10.32±3.44	2.11±0.32
		4Q	1.55±0.22	1.41±0.63	<1.33	11.84±1.52	0.42±0.06
		Moyenne	1.31±0.38	1.76±0.81	<2.40	10.44±1.00	0.98±0.98
1983	Rivière Niagara à Niagara-on-the-Lake	1Q	0.63±0.04	0.28±0.25	<0.47	9.25±2.81	0.60±0.09
		2Q	1.11±0.07	<0.23	<0.61	<4.11	0.62±0.09
		3Q	2.22±0.07	0.36±0.23	1.16±0.77	9.69±2.81	0.60±0.09
		4Q	1.48±0.07	0.77±0.22	<0.74	6.03±2.37	0.50±0.08
		Moyenne	1.36±0.67	0.47±0.26	<1.16	8.32±2.00	0.58±0.05
	Fleuve Saint-Laurent à l'île Wolfe	1Q	1.18±0.15	<0.74	<1.50	8.62±2.81	0.50±0.08
		2Q	0.78±0.07	1.36±0.55	<1.12	<4.11	0.44±0.07
		3Q	0.93±0.07	1.45±0.57	<1.45	7.55±2.81	0.42±0.06
		4Q	1.48±0.11	1.05±0.76	<1.09	5.60±2.37	0.43±0.06
		Moyenne	1.09±0.31	1.29±0.21	<1.50	7.26±1.53	0.45±0.04
1984	Rivière Niagara à Niagara-on-the-Lake	1Q	2.22±0.07	0.53±0.34	1.28±0.84	<2.07	0.42±0.06
		2Q	–	–	–	7.44±1.90	0.47±0.07
		3Q	1.85±0.07	<0.24	<0.80	5.99±1.90	0.42±0.06
		4Q	1.11±0.07	0.73±0.31	<0.58	7.56±1.97	0.48±0.07
		Moyenne	1.73±0.56	<0.73	<1.28	7.00±0.87	0.45±0.03
	Rivière Niagara à Fort Érié	1Q	1.48±0.07	<0.29	<0.59	7.73±2.15	0.39±0.06
		2Q	1.48±0.07	<0.25	<0.77	4.81±1.89	0.50±0.08
		3Q	1.85±0.07	<0.34	<0.63	8.07±1.90	0.38±0.06
		4Q	1.11±0.04	0.50±0.29	<0.68	5.70±1.96	0.33±0.05
		Moyenne	1.48±0.30	<0.50	<0.77	6.58±1.58	0.40±0.07
	Fleuve Saint-Laurent à l'île Wolfe	1Q	1.11±0.07	<0.50	<1.17	7.66±2.15	0.50±0.08
		2Q	1.11±0.07	<0.48	<0.99	8.19±1.90	0.43±0.06
		3Q	1.11±0.07	1.01±0.50	<1.02	9.87±1.91	0.38±0.06
		4Q	1.11±0.07	<0.47	<1.16	6.16±1.97	0.43±0.06
		Moyenne	1.11±0.07	<1.01	<1.17	7.97±1.53	0.43±0.05

* Les points d'échantillonnage sont indiqués à la figure 3.
† Les erreurs signalées avec les mesures trimestrielles sont les erreurs statistiques des mesures individuelles, y compris celles pour la radioactivité naturelle. Cependant, les erreurs signalées avec les moyennes trimestrielles sont les écarts types.
‡ Q représente un trimestre.

Tableau 6. Concentration des radionucléides dans les sédiments de la rivière des Outaouais, 1982

Point d'échantillonnage*	Concentration de radionucléide (Bq/g)†				
	Pb-210	Ra-226	Cs-137	Co-60 (1173 keV)	Co-60 (1332 keV)
Rivière des Outaouais/ruisseau Bissett (Ont.)	0.56±0.02	0.04±0.01	0.39±0.01	<0.01	<0.01
Rivière des Outaouais/Petawawa (Ont.)	0.57±0.02	0.04±0.01	1.32±0.01	0.21±0.01	0.21±0.01

* Les points d'échantillonnage sont indiqués à la figure 3.
† Les erreurs signalées avec chaque mesure sont les erreurs statistiques des mesures individuelles, y compris celles pour la radioactivité naturelle.

DISCUSSION

Nature de la radioactivité

La radioactivité dans l'environnement est causée par la désintégration de radionucléides individuels d'origine naturelle ou anthropique. Les radionucléides de la chaîne de désintégration du U-238 et du Th-232 sont les principaux radionucléides naturels (figures 1 et 2). Les radionucléides d'origine anthropique proviennent essentiellement des retombées atmosphériques consécutives aux essais nucléaires et au cycle du combustible nucléaire. Le tableau 1 résume les propriétés fondamentales de certains radionucléides importants du point de vue environnemental.

Contrairement à la Commission mixte internationale qui s'est surtout occupée de mesurer la concentration des radionucléides d'origine anthropique dans les Grands lacs (Durham, 1974; Durham et Joshi, 1984; Conseil de la qualité de l'eau des Grands lacs, 1981, 1983), le programme dont il est question ici comportait le dosage de l'uranium et du radium qui sont des espèces dont l'origine est principalement naturelle. Cependant, la concentration de ces radionucléides peut avoir augmenté à la suite d'activités anthropiques. Par exemple, les concentrations de radium dans l'eau et dans les sédiments sont élevées à proximité de l'embouchure de la rivière Serpent, en raison de l'extraction et de la préparation de minerais uranifères dans le district d'Elliot Lake en amont (Hart et McKee, 1985; Conseil de la qualité de l'eau des Grands lacs, 1983; Meyerhof, 1984). La rivière Serpent se jette dans le havre Serpent dans le lac Huron.

Concentrations des radionucléides et tendances

D'après les moyennes annuelles (lorsqu'il était possible de les calculer) à tous les points d'échantillonnage et d'après d'autres données, la concentration des radionucléides dans les eaux de surface ne semble pas varier (tableaux A-1 à A-4 de l'annexe). En général, on ne prévoit aucune variation pour les radionucléides naturels, c'est-à-dire l'uranium total et le Ra-226, car les apports de sources naturelles sont généralement constants. Par contre, les concentrations des radionucléides d'origine anthropique (Cs-137, Sb-125 et tritium) devraient diminuer avec le temps, prévoit-on, comme on l'a d'ailleurs constaté dans les Grands lacs (Durham et Joshi, 1984; Tracy et Prantl, 1983). Cette baisse de concentration des produits de fission dans les Grands lacs a été attribuée principalement à une réduction des retombées radioactives à la suite de la signature, en 1963, du traité interdisant les essais nucléaires dans l'atmosphère. Cependant, la République populaire de Chine et la France ont effectué un certain nombre d'essais nucléaires dans l'atmosphère, et les retombées radioactives dans les écosystèmes aquatiques au Canada consécutives à ces essais ont été étudiées par plusieurs auteurs (Direction générale de l'hygiène du milieu, 1979; Roy et coll., 1981). L'absence de toute tendance manifeste pour le Cs-137, le Sb-125 et le H-3 peut être imputée au fait que, contrairement à la plupart des autres études sur les Grands lacs, le nombre d'essais nucléaires atmosphériques effectués pendant la durée de la présente étude était très faible.

Césium-137 et antimoine-125

Comme on l'a mentionné précédemment, la concentration de la plupart des radionucléides d'origine anthropique était inférieure aux limites de détection, notamment dans le cas du Cs-137 et du Sb-125 (tableau 4). Ces données sont généralement dans la même plage que celles qui ont été déterminées pour les Grands lacs au début des années 1980 (Durham et Joshi, 1981, 1984; Conseil de la qualité de l'eau des Grands lacs, 1981, 1983). En plus de la diminution des apports dus aux retombées, le Cs-137 et le Sb-125 ont une forte réactivité vis-à-vis des sédiments. Par exemple, Tracy et Prantl (1983) ont estimé que 93 % et 96 % de l'activité totale du Cs-137 se trouvait dans les sédiments des lacs Supérieur et Huron respectivement. Dans le cas du Sb-125, cette valeur variait de 25 % à 50 %. Ainsi, les concentrations de Cs-137 et de Sb-125 dans la phase aqueuse seraient plutôt faibles.

Tritium

Les concentrations du tritium dans les eaux de surface étaient généralement supérieures à la limite de détection (tableaux A-1 à A-4 de l'annexe et tableau 4), mais elles se situaient essentiellement dans la même plage que celles qui ont été mesurées récemment dans les eaux libres des Grands lacs (Conseil de la qualité de l'eau des Grands lacs, 1983). La plus grande partie du tritium présent dans l'environnement aqueux provient des essais nucléaires dans l'atmosphère (Santé et Bien-être social Canada, 1979b; U.S. EPA, 1981). Là encore, ces concentrations ont diminué pour la peine dans l'environnement aquatique à la suite du traité de 1963 interdisant les essais nucléaires dans l'atmosphère. Kathren (1984) a résumé les données disponibles sur les plans d'eau et les cours d'eau aux États-Unis; selon lui, les concentrations mesurées en 1983 étaient inférieures d'un ordre de grandeur à celles de 1963.

Les centrales nucléaires peuvent également rejeter d'importantes quantités de radionucléides dans leur environnement immédiat. Récemment, la Direction de la qualité des eaux (1985b) a résumé les données sur les radionucléides pour évaluer les concentrations de radionucléides à Rolphton juste en amont de la centrale nucléaire (DCN) et des laboratoires nucléaires de l'EACL à Chalk

River. Elle a ensuite comparé ces valeurs aux concentrations de radionucléides à Pembroke juste en aval de ces deux installations. D'après les données moyennes recueillies sur cinq ans (de 1979 à 1983) à Pembroke, les concentrations de Cs-137 et de tritium ont doublé, mais celles de Sr-90 sont restées les mêmes.

Uranium et radium-226

La radioactivité d'origine naturelle provient essentiellement des radionucléides de la chaîne de désintégration de l'uranium (U-238 et U-235) et du thorium (Th-232). La concentration moyenne de l'uranium dans l'écorce terrestre est d'environ 1 µg/g (rapport de la Commission royale de C.-B., 1980; Cothern et Lappenbusch, 1983); par contre, la concentration du thorium est légèrement supérieure. Selon Hess et coll. (1985), le rapport de l'activité moyenne du Th à celle du U varie entre 1.2 et 1.5; ainsi, en l'absence de procédés d'enrichissement ou d'appauvrissement, les concentrations de radionucléides de la chaîne de désintégration du Th-232 seront supérieures à celles des radionucléides de la série du U-238. Toutefois le thorium est très insoluble et sa concentration dans l'eau sera très faible.

Selon la Commission royale de C.-B. (1980), la concentration d'uranium est de l'ordre de 0.1 µg/L (ppb) environ dans la plupart des eaux de surface. Cette concentration peut atteindre 1 à 5 µg/L dans les eaux de surface en contact avec une minéralisation en uranium. Dans des cas exceptionnels, elle peut atteindre 50 µg/L si les eaux sont en contact avec des gisements uranifères.

Pour ce qui est de la radioactivité naturelle dans l'environnement aquatique, l'uranium et le radium-226 sont considérés comme les radionucléides les plus importants. L'uranium naturel est composé essentiellement de trois isotopes : le U-238 (99.27 %), le U-235 (0.72 %) et le U-234 (0.006 %) (Cothern et Lappenbusch, 1983). Dans des conditions d'équilibre, 1 µg d'uranium naturel a une activité de 2.48 mBq (0.67 pCi).

Le tableau 4 donne les concentrations moyennes de U total et de Ra-226 (données recueillies sur quatre ans) et celles d'autres radionucléides. Les concentrations moyennes de U total variaient de 0.16 µg/L dans le lac Baker à 4.74 µg/L dans les eaux de la rivière Rouge, soit une moyenne de 1.35 µg/L. Ces concentrations se trouvaient essentiellement dans la plage signalée pour les eaux en contact avec une minéralisation en uranium (1 à 5 µg/L, Commission royale de C.-B., 1980). La plupart des eaux de surface drainent des zones de minéralisation en uranium ou en charbon (tableau 2); les concentrations mesurées se trouvaient donc dans la plage prévue. Cependant, les concentrations les plus faibles mesurées dans le lac Baker (0.16 µg/L) étaient plutôt inattendues, puisque ce dernier draine un bassin riche en uranium. Les minéralisations en charbon peuvent contenir jusqu'à 1000 µg/g de U (Commission royale de C.-B., 1980).

Cothern et Lappenbusch (1983) ont revu la littérature sur l'uranium dans les eaux naturelles du globe et en particulier aux États-Unis. La plage de concentrations dans les cours d'eau variait de 0.02 µg/L dans le Saint-Laurent (Canada) à 1.6 µg/L dans le Gange et le Brahmaputra en Inde. Dans le cas des eaux de surface aux É.-U., ces auteurs citent une valeur de 1 pCi/L (1.5 µg/L), valeur qui est très proche de celle donnée au tableau 4 pour les eaux de surface au Canada, soit 1.35 µg/L.

Dans le cas des Grands lacs, les concentrations d'uranium étaient légèrement inférieures (seulement 0.08 à 0.59 µg/L) en 1981 et en 1982 (Conseil de la qualité de l'eau des Grands lacs, 1983). Cependant, les études sur la radioactivité dans l'eau, effectuées en Colombie-Britannique de 1979 à 1981, ont révélé des concentrations assez élevées d'uranium dans certaines eaux de surface et plus encore dans des eaux souterraines et des eaux de puits (B.C. Ministries of Energy, Mines and Petroleum Resources, and of Health, 1980, 1981). En général, on a signalé des valeurs s'approchant/dépassant 10 µg/L dans les zones de minéralisation en uranium de Summerland et de Nelson.

Variations avec le temps

On a analysé trimestriellement certains échantillons au lieu d'analyser des échantillons composites sur une base annuelle, afin de déceler des variations avec le temps. Les données sont présentées au tableau 5. Les écarts types consignés avec les moyennes trimestrielles sont habituellement bien inférieurs à 50 % de la valeur de la moyenne, ce qui n'est pas élevé compte tenu que la plupart des concentrations de radionucléides sont à peine supérieures aux limites de détection.

Au cours des études sur la radioactivité dans l'eau effectuées en Colombie-Britannique, la plupart des échantillons ont été analysés sur une base mensuelle (B.C. Ministries of Energy, Mines and Petroleum Resources, and of Health, 1980). Les données signalées ont révélé des variations cycliques; les concentrations d'uranium mesurées de février à avril étaient supérieures à celles mesurées en mai et en juin (leur tableau 14). Selon les auteurs, de telles variations pourraient peut-être s'expliquer par l'absence de données disponibles sur le débit des eaux. Dans le cas des variations à court terme (sur une base quotidienne et hebdomadaire), les auteurs ont conclu que les «variations de la composition avec le temps semblaient être faibles».

Ainsi, à la lumière des résultats obtenus jusqu'à présent, il faut considérer que les échantillons d'eau composites analysés annuellement sont suffisants à l'heure actuelle.

Concentration des radionucléides dans les sédiments

Les sédiments peuvent constituer un puits ou une source de polluants réactifs, notamment de radionucléides. La quantité importante de radioactivité présente dans les phases aqueuse et solide dépend des concentrations relatives de radionucléides dans les phases respectives; ainsi, les radionucléides peuvent passer d'une phase à l'autre selon les gradients de concentration (Tracy et Prantl, 1983). Dans les eaux qui s'écoulent, les radionucléides peuvent être transportés en solution véritable ou sur de fines particules (Martin et Meybeck, 1979). Dans le cas du fleuve Saint-Laurent, Lupien et Grondin (1984) ont estimé que plus de la moitié des radionucléides naturels mesurés dans la phase aqueuse étaient associés ou fixés à des matières en suspension.

Le tableau 6 donne les concentrations de radionucléides dans les sédiments. Les concentrations de Pb-210 et de Ra-226 d'origine naturelle se situent essentiellement dans la même plage que celle signalée pour le lac Huron par Durham et Joshi (1980b). Les concentrations de Cs-137 semblent également se trouver dans la plage mesurée pour les sédiments du lac Huron; cependant, après une étude plus approfondie, on constate que les concentrations sont plus élevées dans les sédiments de la rivière des Outaouais, car, en fait, celles mesurées dans les sédiments de fond du lac Huron représentent les retombées des essais nucléaires accumulées sur plusieurs années. La présence de Co-60 dans les sédiments de la rivière des Outaouais témoigne également de la présence dans la zone étudiée de radionucléides provenant des laboratoires de Chalk River.

Le tableau 2 indique l'emplacement des stations d'échantillonnage. L'endroit où le ruisseau Bissett se jette dans la rivière des Outaouais est situé en amont de deux installations nucléaires, soit une centrale nucléaire (DCN) et les laboratoires nucléaires de l'EACL à Chalk River (Ontario). L'autre point d'échantillonnage, près de Petawawa, est situé en aval des deux installations nucléaires; ainsi, la différence de concentration entre ces deux points devrait révéler l'impact des deux installations nucléaires sur la qualité des sédiments.

Les données du tableau 6 permettent de constater rapidement l'impact des deux installations nucléaires sur les concentrations de radionucléides dans les sédiments. Les concentrations de césium-137 et de Co-60 étaient très élevées, tandis que celles de Pb-210 et de Ra-226 restaient inchangées. Cependant, si l'on examine les données sur la qualité des eaux de la rivière des Outaouais pour évaluer l'impact radiologique de ces deux installations nucléaires, on constate une augmentation du Cs-137 par un facteur d'environ deux à Pembroke (situé en aval) par rapport aux concentrations naturelles mesurées à Rolphton (Direction de la qualité des eaux, 1985b). Ainsi, il y aurait eu migration du Cs-137 et peut-être du Co-60 de la phase aqueuse vers les sédiments. Tracy et Prantl (1983) ont conclu au phénomène inverse, c'est-à-dire que le Cs-137 passerait maintenant des sédiments vers la phase aqueuse dans les lacs Supérieur et Huron, en raison de la diminution des retombées au cours des dernières années. On ne dispose pas de données sur les sédiments provenant d'autres relevés de plans d'eau.

Effets de la radioactivité sur la santé

L'eau potable peut constituer une voie importante de pénétration des radionucléides chez le biote et chez l'être humain (Santé et Bien-être social Canada, 1979b; U.S. EPA, 1981). Plus particulièrement pour ce qui est de l'absorption d'uranium aux États-Unis, Cothern et Lappenbusch (1983) ont estimé que 85 % des quantités absorbées provenait de l'eau, tandis que le reste, c'est-à-dire 15 % provenait des aliments.

Lignes directrices pour la qualité de l'eau

Afin de protéger le grand public contre une exposition excessive aux rayonnements, Santé et Bien-être social Canada a proposé en 1978 des lignes directrices révisées pour la consommation de l'eau potable; les limites recommandées sont données au tableau 7. Ces lignes directrices sont basées sur une relation linéaire dose-réponse, comme le recommande la Commission internationale de protection radiologique (CIPR) dans ses publications n° 26 et n° 30 (CIPR, 1977; 1979). On a calculé une valeur pour la concentration maximale admissible (CMA) dans l'eau potable; cette concentration correspond à 1 % (0.5 mSv) de la valeur limite de l'équivalent de dose annuelle en milieu de travail

Tableau 7. Lignes directrices pour les radionucléides dans l'eau potable

Radionucléide	Concentration maximale admissible (Bq/L)	Concentration cible (Bq/L)
Césium-137	50	5
Iode-131	10	1
Radium-226	1	0.1
Strontium-90	10	1
Tritium	40 000	4000
Uranium (mg/L)	0.02	≤0.001

Source : *Lignes directrices pour la qualité de l'eau potable au Canada, 1978*, Santé et Bien-être social Canada (1979a).

recommandée par la CIPR pour une exposition continue, alors que la concentration cible (CC) ne correspond qu'à 10 % (0.05 mSv) de la CMA. On peut tolérer des concentrations de radionucléides supérieures à la CMA si la période de concentration accrue est brève et si la concentration moyenne annuelle reste inférieure à cette limite.

Le tableau 4 donne les concentrations moyennes de radionucléides d'origine naturelle (U total et Ra-226) et d'origine anthropique (Cs-137, Sb-125 et H-3). Comme on l'a mentionné précédemment, les concentrations de radionucléides d'origine anthropique sont généralement très faibles. Les concentrations de tritium et de Cs-137 étaient bien inférieures aux concentrations cibles recommandées de 4000 et de 5 Bq/L respectivement. Les concentrations de Sb-125 sont également très faibles, mais il n'existe aucune ligne directrice à ce sujet tant au Canada qu'aux États-Unis (Santé et Bien-être social Canada, 1979a; U.S. EPA, 1981).

Dans tous les cas, la concentration de Ra-226 d'origine naturelle est inférieure à la concentration cible de 100 mBq/L (tableau 7). La Monenco Consultants Limited (1981) était arrivée aux mêmes conclusions au cours de l'étude de 99 sources d'approvisionnement municipales en eau potable en Alberta; la concentration mesurée de Ra-226 variait de 3.7 à 11.1 mBq/L (0.1 à 0.3 pCi/L). Toutefois, les données étaient différentes pour l'uranium total; en effet, la concentration à cinq stations d'échantillonnage et la moyenne globale de 1.35 μg/L dépassaient la concentration cible qui est de 1.0 μg/L. Par contre, la concentration d'uranium dans les Grands lacs n'a jamais été supérieure à la CC en 1981 et en 1982 (Conseil de la qualité de l'eau des Grands lacs, 1983). Cependant, certains échantillons d'eau prélevés en Colombie-Britannique présentaient une concentration supérieure à la CMA de 20 μg/L durant certaines périodes d'échantillonnage mensuelles (B.C. Ministries of Energy, Mines and Petroleum Resources, and of Health, 1980; 1981).

Dose radiologique engagée

La dose engagée annuelle[1] constitue une évaluation quantitative du risque radiologique que comporte l'ingestion d'eau contenant des radionucléides. Dans la présente étude, les doses ont été calculées à partir des données du tableau 4. On a utilisé la même méthode que celle de la Commission mixte internationale (Conseil de la qualité de l'eau des Grands lacs, 1983). On a supposé une consommation quotidienne de 2.2 L (803 L/an) pour les calculs. La conversion en dose à partir de la concentration de radionucléides est basée sur la limite annuelle d'absorption (LAA) qui donne un équivalent de dose effectif de 5 rem (0.05 Sv). La LAA et les facteurs de conversion concentration-dose sont donnés au tableau A-5 de l'annexe. À l'exception de l'uranium total, toutes les autres données sur les radionucléides mentionnées au tableau 3 sont exprimées en unités de radioactivité du SI (becquerel). Ainsi, avant de calculer la dose, on a converti les données relatives à l'uranium en unités de radioactivité, en supposant un équilibre entre les trois isotopes, c'est-à-dire le U-238, le U-235 et le U-234 (tableau A-6 de l'annexe).

Les doses radiologiques pour l'organisme entier sont données au tableau 8. Comme on peut le constater, la valeur globale de l'équivalent de dose effective engagée due aux radionucléides d'origine naturelle (U total et Ra-226) était de beaucoup supérieure à celle due aux radionucléides artificiels (Cs-137, Sb-125 et H-3). Ainsi, on peut résumer de la façon suivante la contribution de chaque radionucléide à la dose :

U total > Ra-226 > Tritium > Cs-137 > Sb-125

C'est l'eau de la rivière Rouge qui donnerait la dose engagée la plus élevée, tandis que celle du lac Baker donnerait l'équivalent de dose effectif le plus faible.

Contrairement aux eaux des Grands lacs, c'est le U total et le Ra-226 d'origine naturelle qui contribuaient le plus à la dose engagée (Durham et Joshi, 1984; Tracy et Prantl, 1983). Dans le premier cas, c'est le Cs-137 et le Sr-90 qui contribuaient le plus à la dose engagée. Cependant, dans les deux cas, la dose engagée était inférieure à la valeur cible de 1 mrem (10 μSv) stipulée dans l'Accord de 1978 sur la qualité de l'eau dans les Grands lacs (Commission mixte internationale, 1978).

L'équivalent de dose effective engagée dû à la consommation d'eaux de surface peut être comparé à d'autres concepts. Récemment, la Commission de contrôle de l'énergie atomique (1985) a proposé la notion de dose de *minimis*, ou dose insignifiante, selon laquelle il ne sera pas nécessaire d'obtenir une autorisation pour des matières contaminées si la dose engagée annuelle est inférieure à 50 μSv. Disons en passant que cette dose engagée est la même que celle résultant de la consommation continue d'eau à la «concentration cible» (Santé et Bien-être social Canada, 1979a). Ainsi, ces doses sont de beaucoup supérieures à celles résultant de la consommation d'eaux de surface (tableau 8).

[1] Le calcul de la dose engagée est basé sur la limite annuelle d'absorption (LAA) recommandée dans la publication n° 30 de la CIPR. La LAA est la quantité d'un radionucléide donné qui, une fois ingérée ou inhalée, entraîne un apport correspondant à un équivalent de dose engagée de 5 rem (0.05 Sv) sur la période ultérieure de 50 ans.

Tableau 8. Dose radiologique engagée pour l'organisme entier après utilisation d'eaux de surface comme eau potable

Point d'échantillonnage*	Équivalent de dose effective engagée (μSv)				
	Ra-226	Cs-137	Sb-125	Tritium	U total
1. Ranger Bight (Lab.)	1.05	<0.15	<0.0041	0.0821	1.12
2. Rivière Annapolis (N.-É.)	0.35	<0.04	<0.0047	0.0831	0.69
3. Ruisseau McAskill (N.-É.)	0.35	<0.07	0.0082	0.0649	0.48
4. Ruisseau Moose (N.-B.)	0.39	<0.04	<0.0047	0.0940	2.20
5. Rivière Petitcodiac (N.-B.)	2.99	<0.05	<0.0039	0.1087	3.59
6. Rivière Niagara à Niagara-on-the-Lake (Ont.)	0.52	<0.01	<0.0010	0.1104	0.77
7. Rivière Niagara à Fort Érié (Ont.)	0.39	<0.01	<0.0006	0.0707	0.45
8. Fleuve St-Laurent à l'île Wolfe (Ont.)	0.34	0.02	<0.0013	0.1181	0.91
9. Rivière Souris près de Coulter (Man.)	0.50	<0.05	<0.0037	0.0682	3.83
10. Rivière Rouge (Man.)	1.31	0.06	<0.0040	<0.0874	7.60
11. Rivière Sask. à la frontière Man.-Sask.	1.40	<0.05	<0.0044	<0.1369	1.59
12. Rivière Poplar E. (Sask.)	1.66	<0.04	<0.0038	<0.0894	4.55
13. Lac Baker (T.N.-O.)	0.37	0.05	<0.0054	0.1689	0.26

*Les points d'échantillonnage sont indiqués à la figure 3.

Tableau 9. Concentrations moyennes d'uranium et de radium et rapports des activités U-238/Ra-226 dans les eaux de surface, 1981 à 1984

Point d'échantillonnage*	Concentration de radionucléide (mBq/L)		Rapport des activités U-238/Ra-226
	U-238†	Ra-226	
Ranger Bight (Lab.)	8.56	4.44	1.93
Rivière Annapolis (N.-É.)	5.26	1.48	3.55
Ruisseau McAskill (N.-É.)	3.67	1.48	2.48
Ruisseau Moose (N.-B.)	16.76	1.66	10.10
Rivière Petitcodiac (N.-B.)	27.40	12.67	2.16
Rivière Niagara à Niagara-on-the-Lake (Ont.)	5.87	2.19	2.68
Rivière Niagara à Fort Érié (Ont.)	3.42	1.66	2.06
Fleuve St-Laurent à l'île Wolfe (Ont.)	6.97	1.43	4.87
Rivière Sask. à la frontière Man.-Sask.	12.11	5.92	2.05
Rivière Poplar E. (Sask.)	34.74	7.03	4.94
Lac Baker (T.N.-O.)	1.96	1.57	1.25
Moyenne	11.50	3.78	3.04

*Les points d'échantillonnage sont indiqués à la figure 3.
†On a calculé la concentration du U-238 à partir de la concentration d'uranium total et d'un facteur de 0.9927.

On peut relier les doses dues aux rayonnements aux risques prévus de cancer. La Commission de contrôle de l'énergie atomique (1985) a proposé un facteur de conversion moyen en risque de 2×10^{-2} par sievert pour les hommes et les femmes de tout âge. D'après ce facteur de conversion, la consommation d'eau de la rivière Rouge, qui présente la dose la plus élevée, entraînerait un risque bien inférieur à 10^{-6} par année; ce degré de risque est généralement considéré comme insignifiant (Santé et Bien-être social Canada, 1979b; U.S. EPA, 1981).

Rapports des activités U-238/Ra-226

L'uranium total se compose essentiellement d'uranium-238 (99.27 % en masse). Le radium-226 est un produit de filiation de la série des chaînes de désintégration du U-238. On suppose généralement que l'uranium-238 et ses produits de filiation sont en équilibre depuis très longtemps; cependant, il y a habituellement un certain déséquilibre dans les matériaux géologiques altérés (Commission royale de C.-B., 1980). Dans des conditions d'équilibre, les deux radionucléides devraient avoir la même activité; ainsi, tout écart de ce rapport est une mesure de l'importance du déséquilibre et des mobilités relatives de ces deux radionucléides.

On a calculé, à partir des données sur l'uranium (tableau 4), l'activité du U-238 (tableau A-6 de l'annexe); l'activité du U-238 et du Ra-226 et le rapport de leur activité sont donnés au tableau 9. Ces rapports variaient de

1.25 dans le lac Baker à un peu plus de 10 dans les eaux du ruisseau Moose, la moyenne globale étant de 3.04. Dans le tableau 8, on ne donne pas les rapports d'activités pour la rivière Souris et la rivière Rouge; la valeur de ces rapports est assez grande soit 13.72 et 14.94 respectivement. Ces rapports laissent simplement supposer que le U-238 est bien plus mobile que le Ra-226.

Veska (1983) a étudié la migration des radionucléides contenus dans les déblais de minerais uranifères près de Bancroft, en Ontario. Il a constaté que le U-238 migrait généralement beaucoup plus loin de sa source que le Ra-226 (sa figure 5.23). King et coll. (1982) et Krishnaswami et coll. (1982), qui ont étudié les mobilités relatives de ces deux radionucléides, sont arrivés à la même conclusion.

Au cours d'une autre étude, Lupien et Grondin (1984) ont étudié les concentrations de radionucléides naturels dans le fleuve Saint-Laurent. D'après leur tableau 1, ils ont calculé des rapports d'activités U-238/Ra-226 de 2.5 à 24.0. En outre, il semblerait, d'après les K_d calculés pour ces deux radionucléides (tableau 2 dans leur ouvrage), que le U-238 est beaucoup plus mobile que le Ra-226.

Des mécanismes ont été proposés pour expliquer les mobilités relatives des deux radionucléides : il y aurait adsorption du radium ionique sur des surfaces solides, principalement par échange d'ions, tandis que les complexes anioniques de l'uranium avec les carbonates et les ions hydroxyle seraient très stables et très mobiles en milieu aqueux (King et coll., 1982; Krishnaswami et coll., 1982; Veska, 1983).

On a effectué des analyses de régression pour voir s'il était possible de prévoir la concentration du Ra-226 dans les eaux de surface à partir de la concentration d'uranium total. Dans ces analyses le U total était considéré comme une variable indépendante et le Ra-226 comme une variable dépendante. La figure A-1 de l'annexe donne une relation curviligne lorsqu'on utilise toutes les valeurs; on a obtenu pour le coefficient de corrélation (r) une valeur non significative de seulement 0.542. Cependant, si l'on exclut les deux valeurs extrêmes, soit celles pour la rivière Souris et la rivière Rouge, on obtient un coefficient de corrélation très significatif de 0.776** ($n = 11$, $P < 0.01$) (figure A-2 de l'annexe). Néanmoins, si l'on fait passer la droite de régression par l'origine, on obtient un coefficient de corrélation légèrement inférieur mais encore très significatif ($r = 0.761$**), comme le montre la figure 5. Ainsi, on peut conclure que, pour la plupart des échantillons d'eau, il existe une relation des concentrations de U total et de Ra-226, et qu'il est possible d'évaluer la concentration d'un des radionucléides à partir de la concentration de l'autre.

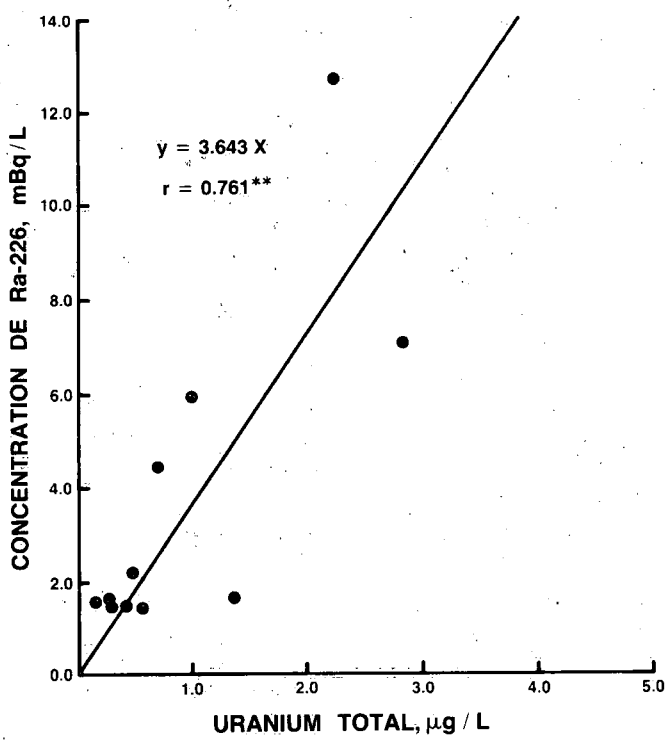


Figure 5. Relation des concentrations d'uranium total et de Ra-226 dans les eaux de surface, quand on fait passer la droite de régression par l'origine (11 stations d'échantillonnage; ** indiquent $P < 0.01$).

CONCLUSIONS

Les concentrations de radionucléides mesurées dans certaines eaux de surface sont généralement faibles. On n'a décelé aucune variation régulière avec le temps au cours de la période de contrôle. À l'exception de la concentration du U total à certains endroits, celles de tous les autres radionucléides étaient bien inférieures aux concentrations cibles stipulées dans les lignes directrices pour la qualité de l'eau potable. La dose radiologique engagée provenant de toutes les eaux de surface était inférieure à la dose visée de 10 µSv (1 mrem) stipulée dans l'Accord de 1978 sur la qualité de l'eau dans les Grands lacs. On peut donc conclure que les concentrations de radionucléides dans les eaux de surface ne présentent actuellement aucun danger pour la santé.

D'après les données limitées sur les sédiments, les deux installations nucléaires—DCN et les laboratoires nucléaires de Chalk River—situées sur la rivière des Outaouais, sont responsables d'une augmentation de la radioactivité dans les sédiments en aval. Il y aurait lieu d'obtenir d'autres données semblables pour d'autres endroits.

Les données sur l'activité du U total et du Ra-226 laissent supposer que dans la plupart des eaux de surface il existe une relation entre les concentrations de ces radionucléides. D'après les rapports d'activités, on a conclu qu'il y a un déséquilibre entre ces deux radionucléides et que l'uranium total est bien plus mobile que le Ra-226.

RECOMMANDATIONS CONCERNANT LES CONTRÔLES FUTURS

Les données disponibles sur la radioactivité dans les eaux de surface au Canada ne sont guère nombreuses. Le Programme national de contrôle des radionucléides permet d'obtenir de telles données grâce à une approche systématique.

Objectifs

Les objectifs de ce rapport étaient de résumer les données radiologiques disponibles, de dégager les tendances concernant la qualité de l'eau et d'évaluer l'importance des résultats pour l'environnement. Les objectifs du programme ont, à toutes fins pratiques, été atteints, si l'on se base sur les résultats présentés ici.

Les premiers millimètres de sédiments sont très réactifs (Hart et McKee, 1985; Lerman, 1979; Tracy et Prantl, 1983) et peuvent libérer des radionucléides ou en absorber à partir de l'eau. Le biote (poisson) agit comme un intermédiaire dans la chaîne alimentaire et peut aussi être utilisé comme moyen de contrôle dans certaines circonstances.

Actuellement, on recommande d'élargir le programme pour qu'il englobe des paramètres associés comme les sédiments et le biote (poisson), ce qui permettrait d'avoir une vue d'ensemble de l'écosystème aquatique.

Points d'échantillonnage

Actuellement, on a contrôlé la radioactivité de l'eau dans 13 endroits, et parfois moins, situés dans six provinces différentes et dans les Territoires du Nord-Ouest. Par contre, on a contrôlé la qualité des sédiments dans deux endroits seulement en Ontario en 1982. Comme on l'a mentionné précédemment, la plupart des endroits ont été choisis parce qu'on soupçonnait qu'ils subissaient les effets néfastes de minéralisations en uranium ou en charbon et d'activités reliées au cycle du combustible nucléaire.

Il existe, en Colombie-Britannique, dans le nord de la Saskatchewan et dans les Territoires du Nord-Ouest, de vastes zones de minéralisation en uranium qui ne font pas encore l'objet de contrôles suffisants. En Colombie-Britannique plus particulièrement, on a trouvé dans certaines eaux de la région de Summerland et de Nelson des concentrations d'uranium supérieures à la «concentration maximale admissible» qui est de 20 μg/L. Le bassin de l'Athabasca, situé dans le nord de la Saskatchewan, renferme des gisements uranifères très riches. De même, on trouve dans les Territoires du Nord-Ouest, à proximité de la région du lac Baker, d'autres minéralisations en uranium qui ne sont pas contrôlées.

On recommande donc d'inclure les stations suivantes dans la liste du Programme national de contrôle des radionucléides :

i) Colombie-Britannique :
   a) Rivière Kettle à Midway.
   b) Rivière Okanagan à Penticton.
   c) Rivière Okanagan en aval de Oliver.
   d) Rivière Thompson à Spences Bridge.

ii) Territoires du Nord-Ouest :
   a) Rivière des Esclaves à Fitzgerald (Alberta).
   b) Rivière Thelon en aval de la sortie d'eau du lac Schultz.
   c) Rivière Anigaq en aval du lac Audra.

iii) Saskatchewan et Manitoba :
   a) Rivière Beaver en amont de Beauval.
   b) Lac Wollaston à la rivière Fond du Lac et à la rivière Cochran.
      Note : les données provenant de ces deux stations seront fournies par la province de la Saskatchewan.
   c) Ruisseau Sunshine - la station sera révisée après discussions avec Parcs Canada.

iv) Québec :
   a) Deux stations : l'une en amont et l'autre en aval de la centrale nucléaire de Gentilly.
   b) Lac David (au sud-est de Maniwaki).

Méthodes d'analyse des radionucléides

Les radionucléides actuellement dosés sont le U total, le Ra-226, le Cs-137, le Sb-125 et le tritium. Santé et Bien-être social Canada a émis des lignes directrices pour le U total, le Ra-226, le I-131, Cs-137, le Sr-90 et le tritium. Nous avons omis le I-131 et le Sr-90.

L'iode-131 présent dans les eaux de surface provient essentiellement des centrales nucléaires et des retombées atmosphériques à la suite d'essais d'armes nucléaires. Ce radionucléide a une brève période de seulement huit jours et ne constitue donc pas un danger à long terme. Par contre,

le Sr-90 compte parmi les radionucléides délétères à période longue, présents dans les retombées et dans les effluents des réacteurs nucléaires; sa période est de 28 ans.

Les radionucléides de la chaîne de désintégration du Th-232 ont été dosés à l'occasion (Durham et Joshi, 1979b; Conseil de la qualité de l'eau des Grands lacs, 1983). Récemment, on reconnaît de plus en plus que, malgré sa faible concentration dans l'eau et les sédiments, le Th-232 et ses produits de filiation peuvent constituer un danger important pour la santé. Dans un rapport récent présenté à Environnement Canada, la firme Beak Consultants a recommandé d'inclure le Th-232 et ses descendants radioactifs dans les programmes de contrôle régulier de la qualité de l'eau (Hart et McKee, 1985).

On recommande donc d'ajouter le Sr-90 à la liste des radionucléides actuellement contrôlés et de rayer de celle-ci le Sb-125 car, jusqu'ici, sa concentration mesurée dans l'eau est très faible. On recommande en outre d'ajouter à cette liste le Th-232 et certains autres isotopes du thorium (p. ex. Th-230 et Th-228). Il serait également souhaitable d'inclure la mesure des rayonnements globaux α et β comme technique de dépistage des radionucléides d'origine naturelle et anthropique respectivement.

La section des radionucléides de l'Institut national de recherche sur les eaux, qui analyse tous les échantillons, est à la fine pointe de l'actualité en matière de méthodes de dosage. Il existe actuellement des méthodes pour doser les radionucléides recommandés mais il faudrait un surcroît d'appareils et de personnel pour effectuer ces dosages.

Autres bases de données sur les radionucléides

Il est possible d'obtenir les données sur la qualité des eaux de surface compilées par le ministère de l'Environnement de l'Ontario (particulièrement celles concernant le réseau hydrographique de la rivière Serpent), le ministère de l'Environnement de la Saskatchewan et le Saskatchewan Research Council. On recommande d'évaluer ces données et d'inclure celles qui sont pertinentes dans la base de données de la Direction de la qualité des eaux (NAQUADAT).

Régions présentant un problème particulier

Les régions mentionnées ci-dessous constituent actuellement un problème en ce qui concerne la radioactivité de l'eau :

1) Port Radium (Echo Bay)/Rayrock (T.N.-O) : On trouve dans ces deux régions des aires de rejet qui ne sont plus utilisées et qui renferment des résidus miniers produits au cours de l'extraction et de la préparation de minerais uranifères à la fin des années 1950. En 1981, les Indiens dénés ont prétendu que la radioactivité émise dans les cours d'eau avait été telle que les radionucléides incorporés dans la chaîne alimentaire avaient influé sur la santé des familles vivant dans la région. Santé et Bien-être social Canada a étudié ce problème; d'après les résultats préliminaires la concentration du Ra-226 dans le lac Sherman est supérieure à la «concentration cible». Les eaux du lac Sherman se déversent dans le réseau hydrographique de la rivière Marian.

ii) Rivière Serpent (Ontario) : Le réseau hydrographique de la rivière Serpent draine le district d'Elliot Lake où s'effectuent depuis le début des années 1950 l'extraction et le traitement à grande échelle de minerais d'uranium. Cette rivière se jette dans le havre Serpent qui est dans le lac Huron. Plusieurs études ont révélé que la concentration de radium et d'autres radionucléides dans les eaux de cette rivière était bien supérieure aux concentrations de fond; cependant, la tendance est à la baisse.

Certains hauts fonctionnaires de Santé et Bien-être social Canada et du ministère de l'Environnement de l'Ontario ont exprimé le désir de voir la Direction de la qualité des eaux s'intéresser aux problèmes de la radioactivité de l'eau du site mentionné ci-dessus. On recommande donc que la Direction de la qualité des eaux collabore avec ces deux organismes gouvernementaux.

iii) Sites de dépôt de déchets nucléaires des États-Unis près de la frontière canadienne : le Department of Energy des États-Unis a annoncé qu'il envisageait plusieurs endroits comme site de dépôt de déchets nucléaires. Quatre de ces sites, situés au Minnesota, sont dans le bassin versant de la rivière Rouge, et un seul site, au Maine, est dans le bassin versant de la rivière St. Croix.

Il serait souhaitable d'obtenir des données de base sur ces rivières. Il existe déjà une station de contrôle sur la rivière Rouge, et on recommande d'en établir une sur la rivière St. Croix.

Échantillonnage dans plusieurs milieux

Les sédiments et le biote (poisson) sont les deux autres composantes importantes des écosystèmes aquatiques. Par conséquent, on recommande d'inclure ces paramètres dans le programme de contrôle à certains endroits.

Fréquence de prélèvement

On prélève actuellement des échantillons d'eau sur une base mensuelle et on les combine sur une base annuelle. Pour la plupart des points d'échantillonnage, un échantillon représentatif est ensuite expédié à l'INRE qui l'analyse. On a analysé certains échantillons trimestriellement, et non annuellement, pour tenter de déceler des variations avec le temps. D'après les résultats, les variations sont acceptables.

Ainsi, on recommande de poursuivre l'analyse des échantillons composites sur une base annuelle. En présence d'une concentration anormale de radionucléides dans un échantillon composite, il faudrait alors analyser plus fréquemment des échantillons provenant de cet endroit. On pourrait aussi prélever plus fréquemment des échantillons.

Paramètres non radiologiques

On sait que les concentrations de radionucléides dans les eaux sont reliées à certains autres paramètres physico-chimiques. Par conséquent, on recommande de mesurer aussi des paramètres comme le pH, la conductance spécifique et les matières totales dissoutes.

Méthodes de prélèvement

Les méthodes utilisées actuellement pour prélever les échantillons semblent appropriées; nous ne faisons donc aucune recommandation à ce sujet.

Assurance de la qualité de l'échantillonnage sur le terrain

On rédige actuellement un manuel sur l'assurance de la qualité de l'échantillonnage sur le terrain. On recommande que toute modification pertinente résultant de cette compilation soit communiquée aux personnes chargées de l'échantillonnage sur le terrain.

Techniques de laboratoire

Les techniques de laboratoire mentionnées au chapitre 2 sont suivies rigoureusement pour assurer la qualité de l'échantillonnage. Ainsi, les échantillons prélevés dans le cadre du programme sont analysés à l'INRE qui utilise un matériel et des techniques de pointe (Durham et Joshi, 1979b; Joshi, 1985; Joshi et Durham, 1976). Au cours des trois années précédentes, on a cherché à mettre au point des techniques fiables de spectrométrie gamma à faible énergie pour doser directement (méthodes non destructives) divers radionucléides. Ces techniques sont actuellement évaluées de façon rigoureuse avec des étalons radioactifs environnementaux obtenus récemment. Toutes les données recueillies à l'INRE sont évaluées sur place et sont comparées dans le cadre de divers programmes d'intercomparaison. Par conséquent, on recommande de poursuivre ces activités sans les modifier.

Rapport d'interprétation

Les données sur les radionucléides dans les échantillons prélevés au cours d'une année sont généralement disponibles vers le milieu de l'année civile suivante. On recommande de signaler annuellement toute anomalie et de préparer à tous les trois ans un rapport sommaire comparant les résultats avec ceux obtenus au cours des années précédentes et avec les valeurs publiées dans la littérature.

Examen du programme

On recommande de réexaminer entièrement le programme à tous les trois ans.

Coûts

Les échantillons d'eau sont actuellement prélevés par les membres des bureaux régionaux de la Direction de la qualité des eaux, et analysés par la section des radionucléides de l'INRE. Comme on l'a fait remarquer précédemment, les analyses représentent un aspect important et coûteux du programme. Après réception des échantillons à l'INRE, il faut environ 0.25 AP pour consigner, préparer et analyser les échantillons, puis expédier les résultats au bureau central de la Direction de la qualité des eaux. En outre, on estime à environ 5000 $ annuellement le coût des produits chimiques, des solutions étalons, des produits de référence authentifiés et de l'entretien du matériel. Ces chiffres ne tiennent pas compte des sommes nécessaires pour acheter et remplacer le matériel.

Si l'on suit les recommandations formulées dans ce rapport, le prélèvement d'échantillons d'eau risque à lui seul de doubler ces chiffres. En outre, si l'on décide d'inclure certains échantillons de sédiments et de poissons, les coûts prévus se situeront entre 0.6 et 0.8 AP et les opérations et l'entretien entre 20 000 $ et 25 000 $ annuellement.

Mise en application

On recommande d'appliquer, au début de l'année financière 1986-1987, les modifications proposées, dès que les décisions auront été prises à ce sujet.

REMERCIEMENTS

Au moment de la rédaction du présent rapport, le Programme national de contrôle des radionucléides était en application depuis quatre ans, soit de 1981 à 1984. Tous les

échantillons d'eau ont été prélevés par les membres de bureaux régionaux de la Direction de la qualité des eaux que nous tenons à remercier vivement pour leur aide. Nous tenons à remercier S.P. Thompson, de l'Institut national de recherche sur les eaux, qui a participé aux analyses initialement effectuées sous la supervision de R.W. Durham. Nous tenons aussi à exprimer notre gratitude à C. Barraud, P. Vasudev et R. Krauel d'Environnement Canada et à D.P. Meyerhof, B.L. Tracy et à E. Veska de Santé et Bien-être social Canada qui nous ont formulé des propositions utiles et fourni des documents.

RÉFÉRENCES

B.C. Ministries of Energy, Mines and Petroleum Resources, and of Health. 1980. Variations in the Uranium and Radioactivity Levels of Potable Surface and Ground Water in the Okanagan and West Kootenay Regions of British Columbia. Imprimeur de la reine pour la Colombie-Britannique, Victoria (Colombie-Britannique).

B.C. Ministries of Energy, Mines and Petroleum Resources, and of Health. 1981. Variations in Uranium and Radioactivity Levels in Surface and Ground Water at Selected Sites in British Columbia, April 1980 - March 1981. Imprimeur de la reine pour la Colombie-Britannique, Victoria (Colombie-Britannique).

CIPR (Commission internationale de protection radiologique). 1977. Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. Annals of the ICRP, ICRP Publication 26, Pergamon Press, Oxford, U.K.

CIPR. 1979. Limits for Intakes of Radionuclides by Workers. Annals of the ICRP, ICRP Publication 30, Vol. 2, No. 3/4, Pergamon Press, Oxford, U.K.

Commission de contrôle de l'énergie atomique. 1985. The Basis for Exempting the Disposal of Certain Radioactive Materials from Licensing. Consultative Document C-85, Commission de contrôle de l'énergie atomique, Ottawa, Canada.

Commission mixte internationale. 1978. Accord de 1978 sur la qualité de l'eau dans les Grands lacs. Commission mixte internationale, Windsor (Ontario).

Commission royale de C.-B. 1980. Royal Commission of Inquiry into Uranium Mining. Commissioner's Report, Vol. 1, Imprimeur de la reine pour la Colombie-Britannique, Victoria (Colombie-Britannique).

Conseil de la qualité de l'eau des Grands lacs. 1981. 1981 Report on Great Lakes Water Quality, Appendix — Great Lakes Surveillance. Rapport présenté à la Commission mixte internationale, Windsor (Ontario).

Conseil de la qualité de l'eau des Grands lacs. 1983. 1983 Report on Great Lakes Water Quality, Appendix — Radioactivity. Rapport présenté à la Commission mixte internationale, Windsor (Ontario).

Cothern, R.C., et W.L. Lappenbusch. 1983. Occurrence of uranium in drinking water in the U.S. Health Phys., 45: 89-99.

Direction générale de l'hygiène du milieu. 1979. La radioactivité ambiante au Canada, 1973-1976. 79-EH-37, Santé et Bien-être social Canada, Ottawa.

Direction de la qualité des eaux. 1980. Program for assessing radionuclides in the aquatic environment. Rapport inédit, Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

Direction de la qualité des eaux. 1985a. Activités de la Direction de la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

Direction de la qualité des eaux. 1985b. Radioactivity in the Ottawa River. Rapport inédit, Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

Durham, R.W. 1974. Radionuclide levels in the Great Lakes Waters — 1973. Étude n° 48, Série scientifique, Direction générale des eaux intérieures, Centre canadien des eaux intérieures, Environnement Canada, Burlington (Ontario).

Durham, R.W., et S.R. Joshi. 1979a. Radionuclide concentrations in two sewage treatment plants on western Lake Ontario, Canada. J. Radioanal. Chem., 54: 367-370.

Durham, R.W., et S.R. Joshi. 1979b. Determination of ^{228}Th, ^{230}Th, and ^{232}Th in environmental samples from uranium mining and milling operations. J. Radioanal. Chem., 52: 181-188.

Durham, R.W., et S.R. Joshi. 1980a. Investigation of Lake Ontario water quality near Port Granby radioactive waste management site. Water, Air Soil Pollut., 13: 17-26.

Durham, R.W., et S.R. Joshi. 1980b. Recent sedimentation rates, ^{210}Pb fluxes, and particle settling velocities in Lake Huron, Laurentian Great Lakes. Chem. Geol., 31: 53-66.

Durham, R.W., et S.R. Joshi. 1981. Concentrations of radionuclides in Lake Ontario water from measurements on water treatment plant sludges. Water Res., 15: 83-86.

Durham, R.W., et S.R. Joshi. 1984. Dose equivalent commitments from fallout radionuclides in the open waters of the Great Lakes, 1973-1981. Environ. Monitoring Assessment, 4: 405-417.

Environnement Canada. 1983. Échantillonnage pour la qualité de l'eau. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

Erdtmann, G., et W. Soyka. 1979. *The Gamma Rays of the Radionuclides: Tables for Applied Gamma Ray Spectrometry*. Verlag Chemie, New York.

Hart, D.R., et P.M. McKee. 1985. Study to assess the distribution of radionuclides in the aquatic ecosystem in the vicinity of the Serpent River mouth. Rapport préparé pour Environnement Canada au nom de Beak Consultants Limited, Mississauga (Ontario).

Hess, C.T., J. Michel, T.R. Horton, H.M. Prichard, et W.A. Coniglio. 1985. The occurrence of radioactivity in public water supplies in the United States. Health Phys., 48: 553-586.

Johnson, H., et M. Tutiah. 1985. Nuclear Information Series — Radiation is Part of Your Life. Énergie atomique du Canada Limitée, Whiteshell Nuclear Research Establishment, Pinawa (Manitoba).

Johnson, J.R. et D.W. Dunford. 1983. Dose conversion factors for intakes of selected radionuclides by infants and adults. AECL-7919, Énergie atomique du Canada Limitée, Chalk River (Ontario).

Joshi, S.R. 1984. ^{137}Cs, ^{226}Ra and total U in fish from Lakes Ontario, Erie, Huron, and Superior during 1976-1982. Water Pollut. Res. J. Can., 19: 110-119.

Joshi, S.R. 1985. Determination of thorium-228, thorium-230, and thorium-232 in sediments by anion exchange and nuclear spectrometry. Anal. Chem., 57: 1023-1026.

Joshi, S.R., et R.W. Durham. 1976. Determination of ^{210}Pb, ^{226}Ra and ^{137}Cs in sediments. Chem. Geol., 18: 155-160.

Kathren, R.L. 1984. *Radioactivity in the Environment: Sources, Distribution, and Surveillance*. Chapter 5, pp. 93-119, Harwood Academic Publishers, New York.

King, P.T., J. Michel, et W.S. Moore. 1982. Ground water geochemistry of ^{228}Ra, ^{226}Ra and ^{222}Rn. Geochim. Cosmochim. Acta, 46: 1173-1182.

Krishnaswami, S., W.C. Graustein, K.K. Turekian, et J.F. Dowd. 1982. Radium, thorium and radioactive lead isotopes in groundwaters: application to the in situ determination of adsorption-desorption rate constants and retardation factors. Water Resour. Res., 18: 1633-1675.

Lerman, A. 1979. *Geochemical Processes: Water and Sediment Environments*. John Wiley & Sons, Inc., New York.

Lupien, M.D., et D. Grondin. 1984. Natural radionuclides in the St. Lawrence River. Water Pollut. Res. J. Can., 19: 120-128.

Martin, J.M., et M. Meybeck. 1979. Elemental mass-balance of material carried by major world rivers. Marine Chem., 7: 173-206.

Meyerhof, D.P. 1984. Revisions to the Guidelines for Canadian Drinking Water Quality Radiological Characteristics. Communication présentée à la cinquième conférence annuelle de l'Association canadienne de radioprotection, Banff (Alberta).

Monenco Consultants Limited. 1981. Survey of naturally occurring radionuclides in Alberta municipal water supplies. Préparé pour Municipal Engineering Branch, Alberta Environment, Edmonton (Alberta).

Platford, R.F., A.G. Bobba, et S.R. Joshi. 1984. The Port Granby radioactive waste management site. Water Pollut. Res. J. Can., 19: 90-96.

Roy, J.-C., J. Turcotte, J.-E. Côté, et P. Beaulieu. 1981. Fallout of ^{85}Co, ^{60}Co and ^{54}Mn in eastern Canada from nuclear weapons testing. Int. J. Appl. Radiat. Isot., 32: 423-428.

Santé et Bien-être social Canada. 1979a. *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada, 1978*. Préparées par le Groupe de travail fédéral-provincial sur l'eau potable du Comité consultatif fédéral-provincial de l'hygiène du milieu et du travail, Approvisionnements et Services Canada, Hull (Québec).

Santé et Bien-être social Canada. 1979b. *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada, 1978 — Pièces à l'appui*. Préparées par le Groupe de travail fédéral-provincial sur l'eau potable du Comité consultatif fédéral-provincial de l'hygiène du milieu et du travail, Approvisionnements et Services Canada, Hull (Québec).

Tracy, B.L., et F.A. Prantl. 1983. 25 years of fission product input to Lakes Superior and Huron. Water Air Soil Pollut., 19: 15-27.

U.S. EPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1981. Radioactivity in Drinking Water. EPA 570/9-81-002, Office of Drinking Water, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.

Veska, E. 1983. Origin and subsurface migration of radionuclides from waste rock at an abandoned uranium mine near Bancroft, Ontario. Thèse de doctorat, Université de Waterloo, Waterloo (Ontario).

Whicker, E.W., et V. Schultz. 1982. *Radioecology: Nuclear Energy and the Environment*. Vol. I, Chapter 4, pp. 73-128, CRC Press, Inc., Boca Raton, Florida.

Annexe

Tableau A-1. Concentration des radionucléides dans les eaux de surface, 1981

Point d'échantillonnage*	Concentration de radionucléide†				
	Ra-226 (mBq/L)	Cs-137 (mBq/L)	Sb-125 (mBq/L)	Tritium (Bq/L)	U total (μg/L)
Rivière Annapolis (N.-É.)	1.85±1.11	–	–	–	0.43±0.06
Ruisseau McAskill (N.-É.)	1.48±0.37	–	–	3.88±3.22	0.29±0.04
Ruisseau Moose (N.-B.)	1.48±0.37	–	–	5.81±1.74	1.60±0.20
Rivière Petitcodiac (N.-B.)	6.66±0.74	–	–	7.33±2.37	1.50±0.20
Rivière Niagara à Niagara-on-the-Lake (Ont.)	3.33±0.37	–	–	–	0.39±0.06
Fleuve St-Laurent à l'île Wolfe (Ont.)	2.22±0.37	–	–	–	0.43±0.06
Rivière Sask. à la frontière Man.-Sask.	7.40±0.74	–	–	9.92±3.22	1.00±0.20
Rivière Souris près de Coulter (Man.)	2.96±0.37	–	–	15.73±1.74	3.60±0.50
Rivière Poplar E. (Sask.)	6.66±0.74	–	–	6.48±3.22	3.40±0.50
Lac Baker (T.N.-O.)	1.11±0.37	–	–	17.46±1.74	0.13±0.02
Moyenne	3.52	–	–	9.52	1.28

*Les points d'échantillonnage sont indiqués à la figure 3.
†Les erreurs signalées avec chaque mesure sont les erreurs statistiques des mesures individuelles, y compris celles pour la radioactivité naturelle.

Tableau A-2. Concentration des radionucléides dans les eaux de surface, 1982

Point d'échantillonnage*	Concentration de radionucléide†				
	Ra-226 (mBq/L)	Cs-137 (mBq/L)	Sb-125 (mBq/L)	Tritium (Bq/L)	U total (μg/L)
Ranger Bight (Lab.)	4.44±0.37	13.69±1.85	<5.55	8.62±2.15	0.73
Rivière Annapolis (N.-É.)	1.11±0.37	<1.85	<5.55	4.96±2.15	0.41
Ruisseau McAskill (N.-É.)	1.48±0.37	6.66±1.48	8.88±4.07	<2.18	0.25
Ruisseau Moose (N.-B.)	1.11±0.37	<1.85	8.88±4.44	6.03±2.15	1.43
Rivière Petitcodiac (N.-B.)	18.50±0.74	4.44±1.85	<3.70	8.18±2.15	0.33
Rivière Sask. à la frontière Man.-Sask.	6.29±1.11	<2.98	<8.35	–	1.05
Rivière Souris près de Coulter (Man.)	3.33±0.37	<1.11	5.92±4.07	4.96±1.92	0.93
Rivière Poplar E. (Sask.)	7.03±0.74	<2.53	5.52±4.73	–	3.16
Lac Baker (T.N.-O.)	1.48±0.37	2.96±1.11	5.18±4.07	14.84±1.92	0.10
Rivière Niagara à Niagara-on-the-Lake (Ont.)	2.34±1.02	0.92±0.38	<1.81	8.68±2.48	0.50±0.11
Fleuve St-Laurent à l'île Wolfe (Ont.)	1.31±0.38	1.76±0.81	<2.40	10.44±1.00	0.98±0.98
Moyenne	4.40	–	–	–	0.90

*Les points d'échantillonnage sont indiqués à la figure 3.
†Les erreurs signalées avec chaque mesure sont les erreurs statistiques des mesures individuelles, y compris celles pour la radioactivité naturelle.

Tableau A-3. Concentration des radionucléides dans les eaux de surface, 1983

Point d'échantillonnage*	Concentration de radionucléide†				
	Ra-226 (mBq/L)	Cs-137 (mBq/L)	Sb-125 (mBq/L)	Tritium (Bq/L)	U total (μg/L)
Ranger Bight (Lab.)	5.55±0.74	<3.48	<7.78	4.29±1.74	0.61±0.09
Rivière Annapolis (N.-É.)	1.48±0.37	3.97±2.55	8.98±7.40	7.07±1.74	0.50±0.02
Ruisseau McAskill (N.-É.)	2.22±0.74	<2.56	22.24±8.47	5.51±1.74	0.34±0.05
Ruisseau Moose (N.-B.)	2.59±0.37	<3.39	<8.42	9.47±1.81	5.77±0.86
Rivière Petitcodiac (N.-B.)	23.68±0.74	<2.57	<6.93	10.06±1.81	4.84±0.73
Rivière Souris près de Coulter (Man.)	1.48±0.37	<2.86	<6.93	5.99±1.74	2.14±0.32
Rivière Rouge (Man.)	6.66±0.37	8.57±3.03	<7.52	6.33±1.74	6.90±1.03
Lac Baker (T.N.-O.)	2.59±0.37	<4.29	<7.39	9.10±1.81	0.29±0.04
Rivière Niagara à Niagara-on-the-Lake (Ont.)	1.36±0.67	0.47±0.26	<1.16	8.32±2.00	0.58±0.05
Rivière Niagara à Fort Érié (Ont.)‡	1.85±0.11	1.00±0.32	1.33±0.91	3.66±2.37	0.16±0.08
Fleuve St-Laurent à l'île Wolfe (Ont.)	1.09±0.31	1.29±0.21	<1.50	7.26±1.53	0.45±0.04
Moyenne	4.60	–	–	7.01	2.05

* Les points d'échantillonnage sont indiqués à la figure 3.
† Les erreurs signalées avec chaque mesure sont les erreurs statistiques des mesures individuelles, y compris celles pour la radioactivité naturelle.
‡ Les données ne s'appliquent qu'au dernier trimestre.

Tableau A-4. Concentration des radionucléides dans les eaux de surface, 1984

Point d'échantillonnage*	Concentration de radionucléide†				
	Ra-226 (mBq/L)	Cs-137 (mBq/L)	Sb-125 (mBq/L)	Tritium (Bq/L)	U total (μg/L)
Ranger Bight (Lab.)	3.33±0.37	<2.58	<5.35	4.94±2.96	0.76±0.11
Rivière Annapolis (N.-É.)	1.48±0.37	<2.28	<5.32	<2.96	0.39±0.06
Ruisseau McAskill (N.-É.)	0.74±0.37	<2.30	<8.56	<2.96	0.32±0.05
Ruisseau Moose (N.-B.)	1.48±0.37	<2.60	<6.99	5.93±2.96	1.09±0.16
Rivière Petitcodiac (N.-B.)	1.85±0.37	<3.08	7.17±5.74	5.93±2.96	2.29±0.34
Rivière Souris près de Coulter (Man.)	0.74±0.37	4.46±2.48	<4.62	3.87±2.96	2.88±0.43
Rivière Rouge (Man.)	1.11±0.37	2.44±2.19	<6.36	<2.96	2.58±0.39
Rivière Sask. à la frontière Man.-Sask.	4.07±0.37	<4.63	<7.84	<2.96	0.91±0.14
Rivière Poplar E. (Sask.)	7.40±0.74	<3.50	<7.24	<2.96	1.97±0.30
Lac Baker (T.N.-O.)	1.11±0.74	5.47±5.01	<10.19	7.58±3.05	0.14±0.02
Rivière Niagara à Niagara-on-the-Lake (Ont.)	1.73±0.56	<0.73	<1.28	7.00±0.87	0.45±0.03
Rivière Niagara à Fort Érié (Ont.)	1.48±0.30	<0.50	<0.77	6.58±1.58	0.40±0.07
Fleuve St-Laurent à l'île Wolfe (Ont.)	1.11±0.07	<1.01	<1.17	7.97±1.53	0.43±0.05
Moyenne	2.13	–	–	–	1.12

*Les points d'échantillonnage sont indiqués à la figure 3.
†Les erreurs signalées avec chaque mesure sont les erreurs statistiques des mesures individuelles, y compris celles pour la radioactivité naturelle.

Tableau A-5. Facteurs relatifs à la dose radiologique engagée pour l'organisme entier, utilisés dans le présent rapport

Radionucléide	Limite annuelle d'absorption (Bq)	Équivalent de dose effective engagée pour une conc. de 1 mBq/L dans l'eau (μSv)
Radium-226	1.7×10^5	2.36×10^{-1}
Césium-137	3.7×10^6	1.09×10^{-2}
Antimoine-125	7.6×10^7	5.28×10^{-4}
Tritium	2.9×10^9	1.38×10^{-5}
Uranium total	6.4×10^5	6.27×10^{-2}

Note : Les valeurs de la limite annuelle d'absorption sont tirées de l'annexe sur la radioactivité du rapport de 1983 de la CMI sur la qualité de l'eau dans les Grands lacs; les valeurs pour l'uranium naturel (total) ont été tirées de Johnson et Dunford (1983).

Tableau A-6. Dose engagée pour l'organisme entier provenant de l'uranium total dans des eaux de surface utilisées comme source d'eau potable

Point d'échantillonnage*	Concentration de U total		Équivalent de dose effective engagée (μSv)
	μg/L	mBq/L†	
1. Ranger Bight (Lab.)	0.70	17.90	1.12
2. Rivière Annapolis (N.-É.)	0.43	10.99	0.69
3. Ruisseau McAskill (N.-É.)	0.30	7.67	0.48
4. Ruisseau Moose (N.-B.)	1.37	35.03	2.20
5. Rivière Petitcodiac (N.-B.)	2.24	57.27	3.59
6. Rivière Niagara à Niagara-on-the-Lake (Ont.)	0.48	12.27	0.77
7. Rivière Niagara à Fort Érié (Ont.)	0.28	7.16	0.45
8. Fleuve St-Laurent à l'île Wolfe (Ont.)	0.57	14.57	0.91
9. Rivière Souris près de Coulter (Man.)	2.39	61.10	3.83
10. Rivière Rouge (Man.)	4.74	121.19	7.60
11. Rivière Sask. à la frontière Man.-Sask.	0.99	25.31	1.59
12. Rivière Poplar E. (Sask.)	2.84	72.61	4.55
13. Lac Baker (T.N.-O.)	0.16	4.09	0.26

*Les points d'échantillonnage sont indiqués à la figure 3.
†On suppose que les isotopes de l'uranium sont en équilibre; 1 μg de U total = 25.567 mBq (0.691 pCi).

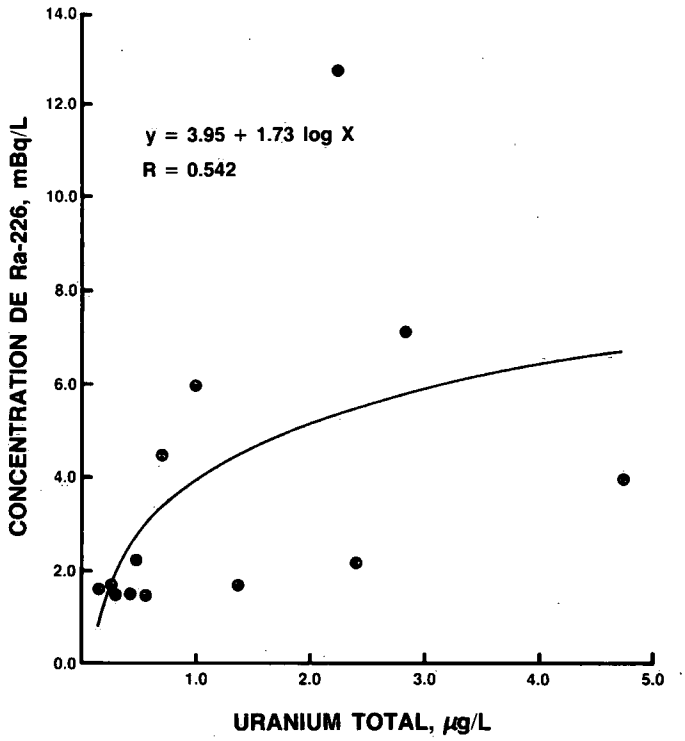


Figure A-1. Relation des concentrations d'uranium total et de Ra-226 dans les eaux de surface (13 stations d'échantillonnage).

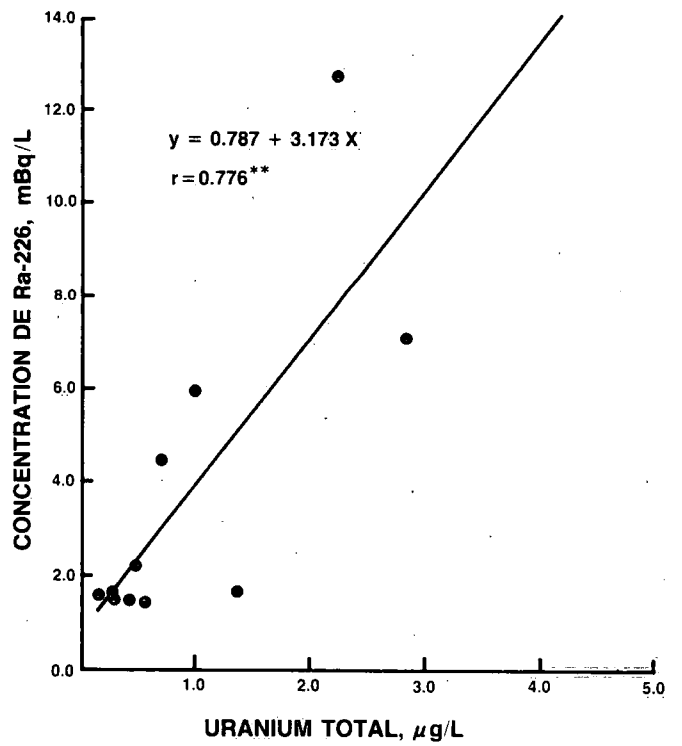


Figure A-2. Relation des concentrations d'uranium total et de Ra-226 dans les eaux de surface (11 stations d'échantillonnage).

9583

Environment Canada Library, Burlington
3 9055 1017 2903 5