

## ANALYSIS OF RIVERBED SEDIMENTS NEAR THE CHALK RIVER LABORATORIES

David R. Lee and Dale S. Hartwig, Environmental Technologies, Atomic Energy of Canada Limited, Chalk River Laboratories, Chalk River, Ontario.

### EXTENDED ABSTRACT

The Chalk River Laboratories (CRL) are situated on the Ontario side of the Ottawa River about 200 km NW of the City of Ottawa. Beginning in 1947, cooling water from the research reactors was piped to the Ottawa River. Since 1952, cooling water has been piped through the Process Sewer. Over the years this sewer has also carried small additional effluents from a heavy water recovery plant, a decontamination centre and a waste treatment centre (Cooper, 1985). The rate of discharge was 1.5 to 2 m<sup>3</sup>/s. The effluent has been monitored (e.g. AECL, 2002) and has met applicable regulatory requirements. The end of the sewer pipe is in 18 m of water, 65 m offshore. Discharge is directed upward through three "diffuser vents." Under conditions of reactor operation, this creates a turbulent swirl at the river surface, often maintaining a patch of open water in winter. In 2001, a study was performed to determine the radionuclide inventory in the river sediments adjacent to CRL, to estimate the timing and mechanism of deposition and to test the potential for harm to benthic invertebrates.

To determine the spatial distribution of radioactivity on the riverbed, a reconnaissance survey was performed by towing a radiation detector (Lee and Beattie, 1991; Lee et al. 1991; Lee et al. 1992) along the bottom of the river behind a boat moving 1 m/s. The position of the boat was recorded, as were gamma-activity and electrical conductivity measurements. Data were recorded at 0.33s intervals on 12 km of survey lines. Results were also observed in real time and a higher density of coverage was used where there were higher levels of radiation. Decreasing amounts of radioactivity were found with increasing distance from the discharge end of the pipe. Radioactivity measurements revealed an area of sediments having greater-than-background concentrations in 8 to 30-m of water over an area 400-m long and 200-m wide. This was termed the target area. Upstream and lateral edges of the target area were at background radiation levels. The areal distribution of radioactivity agreed with the results of Ophel (1959) and Lee et al. (1991), suggesting that radioactivity has resided there for many years. A map of the reconnaissance data was used to guide a coring program to quantify the radioactivity in and around the target area. Results of the reconnaissance survey also provided a rationale for interpolation between core locations.

Cores, 7-cm in diameter and 15- to 43-cm long, were taken at 70 locations over a 19-km long reach of river. Forty-two of these cores were collected within 300 m of the target centre. Cores were kept upright and stored at 5 C. Discrete depths were sampled by carefully extruding the sediment from the core-barrels, sectioning (1-cm-thick slices from

surface to 15 cm depth, 2 cm from 15 to 25 cm depth and 4 cm from 25 cm to the bottom of the core) and excluding the smeared outer material from the material to be analyzed. This generated more than 1400 samples for measurement of gross beta radioactivity. Unless attributed to a specific isotope, quantities of radioactivity were expressed as total beta activity. Specific isotopes were identified using gamma-ray spectrometry.

Sediments in this section of the Ottawa River reflect a long history of deposition. In water more than 8 m deep the sediment was silty clay (e.g. 10% very fine sand, 25% silt and 65% clay) consistent with Merriman's (1987) findings. About 0.5 to 1 cm of orange-brown fluffy material comprised the top of each core and extreme care was taken to retain this, the most recently deposited material, for analysis. Black streaks and the faint odor of H<sub>2</sub>S were generally encountered within the underlying grey silty clay and indicated reducing conditions below 1.5 to 2 cm. Subtle variations in grey colour revealed horizontal laminae on a scale of 1 or 2 mm, suggesting minimal perturbation by benthic fauna or currents. Only one benthic worm and one mayfly larva were encountered in 70 cores, although some sediment had occasional wormholes. Naturally reducing conditions probably account for the paucity of benthic macro-invertebrates. Considering river width (>0.8 km), mean depth (~13 m) and flows (maximums of 4800 m<sup>3</sup>/s, annual means of 800 m<sup>3</sup>/s and annual minimums as low as 77 m<sup>3</sup>/s) currents along the riverbed would be expected to be very small. In fact, the ubiquitous clay and its cover of flocculent orange-brown material confirmed this. Considering the flows and cross section along with the 25 km fetch in the NW-SE direction, this section of the Ottawa River might be better characterized as a large lake rather than a river. However small the bottom currents may be, the overall net current is downstream and, unlike lakes in the region, the organic content of the sediments is low (10 to 13%).

Target-area sediments were similar to the sediments elsewhere in the river, with a few notable exceptions. Within 15 or 20 m of the sewer and in the upper 10 cm of sediment, a few cores contained specks or droplets of dark brown oil, occasional white or terra cotta granules and bits of rust-like material 1- to 3-mm in size. Very near the sewer discharge, the upper fluffy material was absent, perhaps due to sewer-induced currents.

Vertical profiles of radioactivity in the sediment revealed as many as four distinct peaks in the upper 15 cm of sediment. Maximum values commonly occurred between 6 to 10 cm and values were usually lower in the topmost centimetre as compared with deeper samples, suggesting less radionuclide deposition in the past decade or so.

Near the sewer, the maximum gross-beta measurement was 480 Bq/g. All man-made radioactivity was in the upper 15 cm of sediment. In order of abundance, the principal nuclides were <sup>137</sup>Cs, <sup>60</sup>Co, and <sup>90</sup>Sr with smaller amounts of <sup>152</sup>Eu, <sup>154</sup>Eu and <sup>241</sup>Am. Earlier, Evans et al. (1988) obtained 2 cores in this area and found the greatest amounts of <sup>137</sup>Cs (28 Bq/g) and <sup>60</sup>Co (99 Bq/g) 1 to 2 cm below the sediment-water interface.

Upstream cores contained 1.0 to 1.3 Bq/g, which was considered background. Downstream cores generally contained 1.3 to 2 Bq/g in the upper 10 cm.

An inventory of radioactivity was obtained as follows. 1) Average values for the upper 15 cm of sediment at each core location were determined. These average values showed the same pattern as the reconnaissance survey. The radioactivity of cored sediments in the target area ranged from a low of 70 kBq/m<sup>2</sup>, which was the upstream background, to a high of 4 x 10<sup>6</sup> kBq/m<sup>2</sup>. 2) These values were contoured, and the values for each contour were multiplied by the area of each contour. 3) The values for each contour area were summed and the natural background subtracted from the total. The result gave an estimated total inventory of 4 x 10<sup>7</sup> kBq.

Assuming that anthropogenic radioactivity began to be deposited with the start-up of the NRX reactor in 1947, sedimentation in the target area has been on the order of 2 to 3 mm per year. Based on the depth distribution of activity and on the observation that in most of the target area there was 'cleaner' material in the topmost sediment, recent operations appeared to have been cleaner and natural sediments have been covering the deposits of the past.

Dye studies (Merritt, 1964) showed that solutes from this sewer do not disperse over the entire depth of the river, i.e. do not touch bottom, for a distance of 0.4 to 1.6 km downstream. However, the process sewer is obviously the only possible source of man made nuclides in the sediment and most of those nuclides reside within 100 m of the discharge. The only mechanism for deposition that close to the sewer would be the discharge and the settling of particles. Stoke's Law was used to estimate the sizes of particles that would be deposited within 100 m of the pipe in 20 m of water under typical currents of 8 or 9 cm/s. For a range of particle densities (1.5 to 10 g/cm<sup>3</sup>), particles that would settle within 100 m of the sewer pipe would be in the size range of sand (320 to 75 µm).

Sediment chronology was also determined using <sup>210</sup>Pb dating and heavy metal profiles. Lead 210 results showed that upstream and downstream areas were accumulating sediment at about 1 mm/yr. Abrupt increases in Cu, Zn, Pb, and Hg, were found and were shown by the <sup>210</sup>Pb results to have begun in the early 1900s. The <sup>210</sup>Pb method was not used within the target area (due to expected isotopic interferences), but an abrupt increase in metals in the target area, if assumed to have occurred in the early 1900s, suggested an annual sedimentation rate of 2 to 3 mm. This independent estimate agreed with the appearance of man-made nuclides in the late 1940s and early 1950s.

To measure potential ecological impact, target-area sediments were collected using a Ponar dredge and tested using standard macro-invertebrate bioassays (EPS, 1997; ASTM, 1994). The sediments produced no toxicity and reduced neither growth nor reproduction. In fact, both upstream and contaminated test sediments performed better than laboratory controls.

Taken together, the results suggested that the period of NRX reactor operations, 1947 to 1992, marked both the approximate start and end of the riverbed deposition documented here. The coring program was guided by a riverbed reconnaissance that helped site 42 cores for quantifying the radioactivity inventory. On the lateral and upstream edges of the target area, concentrations were at or near background levels of 1 to 1.3 Bq/g. Levels of activity in the range 1.3 to 2 Bq/g extended downstream as far as 5 km. The calculated total inventory in the target area was 40 GBq or one Curie of activity. Major isotopes were <sup>137</sup>Cs, <sup>60</sup>Co, and <sup>90</sup>Sr with smaller amounts of <sup>152</sup>Eu, <sup>154</sup>Eu and <sup>241</sup>Am. Based on <sup>210</sup>Pb-age dating, abrupt increases in the vertical profiles of heavy metals occurred in the early 1900s, when mining began in upper parts of the Ottawa River basin. Sediment chronology, using <sup>210</sup>Pb and heavy-metal data, showed that radionuclide deposition near the sewer discharge occurred during the past half century. Since lower concentrations of radionuclides were found in the upper one or two centimetres of the sediments, the observed inventory must be historic, and recently deposited material reflects the past 5 or 10 years of cleaner operations. Bioassays suggested no adverse biological effects.

## RÉSUMÉ DÉTAILLÉ

Les Laboratoires de Chalk River (LCR) sont situés du côté Ontario de la rivière des Outaouais, à environ 200 km au nord-ouest d'Ottawa. De 1947 à 1952, l'eau de refroidissement des réacteurs de recherche était évacuée par des tuyaux qui se jetaient dans la rivière des Outaouais. À partir de 1952, l'eau de refroidissement passait tout d'abord par l'égout des procédés avant d'être rejetée dans la rivière. Au fil des ans, cet égout a également transporté quelques effluents supplémentaires provenant d'une usine de récupération d'eau lourde, d'un centre de décontamination et d'un centre de traitement des déchets (Cooper, 1985). Le débit de rejet était de 1,5 à 2 m<sup>3</sup>/s. L'effluent était contrôlé et conforme aux exigences réglementaires en vigueur (p. ex. EACL, 2002). L'extrémité de la conduite d'égout se trouve à 18 mètres de profondeur et à 65 mètres de la rive. Le rejet est orienté vers la surface de la rivière par trois «diffuseurs». Lorsque le réacteur est en service, cela crée un tourbillon turbulent qui empêche souvent une petite partie de la rivière de geler en hiver. En 2001, on a réalisé une étude pour déterminer la quantité de radionucléides contenue dans les sédiments de la rivière à proximité des LCR, évaluer la fréquence et le mode de dépôt des sédiments et analyser les dommages potentiels aux invertébrés benthiques de la région.

Dans le but de déterminer la répartition spatiale de la radioactivité sur le lit de la rivière, on a entrepris une étude de reconnaissance consistant à faire remorquer un détecteur de rayonnements ionisants sur le fond (Lee et Beattie, 1991; Lee et coll., 1991; Lee et coll., 1992) par un bateau se déplaçant à une vitesse de 1 m/s. On a enregistré la position du bateau ainsi que les mesures d'activité gamma et de conductivité électrique. On a enregistré les données à 0,33 seconde d'intervalle le long des lignes de levé, réparties sur une longueur de 12 km. On a également observé les résultats en temps réel, l'étude portant un champ d'observation plus précis quand l'intensité du rayonnement était supérieure. On a découvert que l'intensité de la radioactivité diminuait au fur et à mesure que l'on s'éloignait de l'extrémité de la conduite d'égout. Les mesures de la radioactivité ont révélé la présence d'une zone de sédiments dont la concentration était supérieure à celle du fond de rayonnement. Cette zone de sédiments, dénommée zone cible, était comprise dans 8 à 30 mètres d'eau, sur une longueur de 400 mètres et une largeur de 200 mètres. Les bords amont et latéraux de la zone cible avaient l'intensité du fond de rayonnement. La distribution spatiale de la radioactivité concordait avec les résultats d'Ophel (1959) et de Lee et coll. (1991), ce qui laisse supposer qu'il y avait des substances radioactives depuis de nombreuses années. On a utilisé une carte contenant les données de reconnaissance pour mener un programme de carottage visant à quantifier la radioactivité à l'intérieur et autour de la zone cible. Les résultats de cette étude de reconnaissance ont également fourni une justification pour interpoler l'emplacement des carottes.

On a prélevé des carottes d'un diamètre de 7 cm et d'une longueur de 15 à 43 cm à 70 emplacements répartis sur un

tronçon de 19 km. On a prélevé 42 de ces carottes à moins de 300 mètres de la zone cible. On les a stockées en position verticale à une température de 5 °C. On a constitué des échantillons de profondeur discrète en extrudant minutieusement les sédiments des carottiers. À cette fin, on a coupé des tranches (d'une épaisseur de 1 cm pour celles situées entre la surface et une profondeur de 15 cm; de 2 cm pour celles situées entre 15 cm et 25 cm de profondeur et de 4 cm pour celles situées entre 25 cm et le fond), et ce à l'exception de la partie souillée de la matière à analyser. On a ainsi produit plus de 1 400 échantillons pour mesurer la radioactivité bêta globale. Sauf dans le cas d'isotopes particuliers, on a exprimé les quantités de radioactivité en termes de radioactivité bêta globale. On a déterminé les isotopes particuliers en utilisant la spectrométrie gamma.

Les sédiments contenus dans cette section de la rivière des Outaouais ont révélé que le dépôt a débuté depuis longtemps. Les sédiments provenant d'une profondeur de plus de 8 m étaient constitués d'argile limoneuse (soit 10 % de sable très fin, 25 % de limon et 65 % d'argile), ce qui concordait avec les résultats de Merriman (1987). La partie supérieure de chaque carotte renfermait une matière molle orange-marron d'une épaisseur de 0,5 à 1 cm, que l'on a conservée avec le plus grand soin aux fins d'analyse, vue qu'elle contenait les dépôts les plus récents. On a observé généralement des stries noires et décelé une faible odeur d'H<sub>2</sub>S dans l'argile limoneuse grise sous-jacente, ce qui indiquait des conditions réductrices en dessous de 1,5 à 2 cm. Des variations à peine perceptibles de la couleur grise indiquaient la présence de feuillets horizontaux de 1 à 2 mm, ce qui révèle des perturbations minimales causées par la faune benthique ou le courant. On n'a trouvé qu'un seul ver benthique et qu'une seule larve d'éphémère commune dans les 70 carottes analysées, bien que l'on ait occasionnellement découvert des trous de vers dans certains sédiments. Les conditions réductrices naturelles expliquent probablement la pénurie d'invertébrés benthiques. Compte tenu de la largeur de la rivière (>0,8 km), de sa profondeur moyenne (~ 13 m) et de ses débits (maximums de 4 800 m<sup>3</sup>/s, moyennes annuelles de 800 m<sup>3</sup>/s et minimums annuels pouvant aller jusqu'à 77 m<sup>3</sup>/s), les courants sur le lit devraient être très faibles. En fait, l'omniprésence d'argile et la matière orange-marron molle dont les carottes sont recouvertes confirment cette hypothèse. En tenant compte des courants de la section transversale et de la course de 25 km en direction nord-ouest et sud-est, on pourrait plutôt caractériser ce segment de la rivière des Outaouais comme un lac que comme une rivière. Même si les courants de fond sont faibles, le courant global net est descendant et, contrairement aux lacs de la région, les sédiments ont une faible teneur en matières organiques (de 10 à 13 %).

Les sédiments de la zone cible étaient semblables aux sédiments prélevés ailleurs dans la rivière, à l'exception de quelques cas notables. À moins de 15 ou 20 cm de la conduite d'égout et dans la partie supérieure (10 premiers cm) des sédiments prélevés, quelques carottes contenaient des tâches ou des gouttelettes d'huile marron foncé, des grains occasionnels de couleur blanche

ou terre brûlée et des fragments de matière ressemblant à de la rouille de 1 à 3 mm. La surface des sédiments situés très près de l'évacuation d'égout ne contenait pas la matière molle mentionnée auparavant, en raison peut-être des courants créés par l'égout.

Les profils verticaux de radioactivité dans les sédiments ont indiqué jusqu'à quatre maximums distincts dans les 15 cm supérieurs. Les valeurs maximales relevées variaient généralement de 6 à 10 cm, tandis que les échantillons prélevés à la surface indiquaient souvent des valeurs inférieures à celles des échantillons prélevés dans les couches plus profondes, ce qui laisse supposer que le dépôt de radionucléides a diminué dans les quelque 10 dernières années.

Près de l'égout, la mesure bêta globale était de 480 Bq/g. Toute la radioactivité causée par l'homme se trouvait dans la partie supérieure du sédiment (15 premiers cm). Par ordre d'abondance, voici les principaux nucléides que l'on a découverts : le <sup>137</sup>Cs, le <sup>60</sup>Co et le <sup>90</sup>Sr, ainsi que de plus petites quantités d'<sup>152</sup>Eu, d'<sup>154</sup>Eu et d'<sup>241</sup>Am. Auparavant, Evans et coll. (1988), qui avaient obtenu deux carottes provenant de cette région, y avaient trouvé des quantités plus abondantes de <sup>137</sup>Cs (28 Bq/g) et de <sup>60</sup>Co (99 Bq/g), à 1 ou 2 cm au-dessous de l'interface sédiment-eau.

Les carottes prélevées en amont contenaient de 1,0 à 1,3 Bq/g, que l'on considère comme fond de rayonnement. La partie supérieure (10 premiers cm) des carottes prélevées en aval contenaient de 1,3 à 2 Bq/g.

Voici comment l'inventaire de matières radioactives a été constitué. 1) On a déterminé les valeurs moyennes de la partie supérieure (15 premiers cm) des sédiments de chaque emplacement. Ces valeurs moyennes ont révélé un profil identique à celui de l'étude de reconnaissance. La radioactivité des sédiments prélevés dans la zone cible variait de 70 kBq/m<sup>2</sup>, correspondant au fond de rayonnement de la région amont, à un maximum de 4 x 10<sup>6</sup> kBq/m<sup>2</sup>. 2) On a tracé les contours, puis multiplié les valeurs de chaque contour par la superficie de chaque contour. 3) On a additionné les valeurs de chaque superficie de contour et soustrait du total la valeur du fond de rayonnement. On a obtenu un inventaire total évalué à 4 x 10<sup>7</sup> kBq.

En supposant que les sédiments radioactifs anthropiques aient commencé à se former après la mise en service du réacteur NRX en 1947, la sédimentation de la zone cible a été de l'ordre de 2 à 3 mm par année. Compte tenu de la distribution en profondeur de l'activité et du fait que l'on a découvert que presque partout dans la zone cible, la partie supérieure des sédiments contenait une matière «plus propre», les activités récentes se sont révélées plus propres et les sédiments naturels ont commencé à recouvrir les dépôts du passé.

Les essais de coloration (Merritt, 1964) ont révélé que les solutés de cet égout ne se dispersent pas toujours au fond de la rivière, c'est-à-dire qu'ils n'en touchent pas le fond sur

une distance descendante de 0,4 à 1,6 km. Toutefois, l'égout des procédés est de toute évidence l'unique source des nucléides anthropiques découverts dans les sédiments, et la plupart de ces nucléides se trouvent à moins de 100 mètres du point de rejet. Le seul mécanisme de dépôt semblable aussi près de l'égout serait le mécanisme de rejet et de sédimentation des particules. On a utilisé le principe de Stokes pour évaluer la taille des particules qui se déposeraient à moins de 100 m du tuyau, dans 20 m d'eau, avec un courant type de 8 ou 9 cm/s. Dans le cas des particules dont la densité varie de 1,5 à 10 g/cm<sup>3</sup>, celles qui se déposeraient à moins de 100 m du tuyau d'égout auraient la dimension de grains de sable (320 à 75 µm).

On a également déterminé la chronologie de sédimentation grâce à la datation au <sup>210</sup>Pb et aux profils de métaux lourds. Les résultats de la datation au plomb 210 ont révélé que les sédiments s'accumulaient dans les régions aval et amont à un débit de sédimentation d'environ 1 mm par année. Les résultats de la datation au <sup>210</sup>Pb ont également indiqué que les concentrations de cuivre, de zinc, de plomb et de mercure avaient brusquement augmenté depuis le début des années 90. On n'a pas utilisé la datation au <sup>210</sup>Pb dans la zone cible (en raison des interférences isotopiques prévues), mais si l'on suppose que l'augmentation brusque de métaux dans la région cible s'est produite au début des années 90, cela signifie que la vitesse de sédimentation a été de 2 à 3 mm par année. Cette évaluation indépendante corrobore l'hypothèse selon laquelle les nucléides anthropiques sont apparus vers la fin des années 40 et le début des années 50.

Dans le but de mesurer les répercussions écologiques potentielles, on a prélevé des sédiments de la zone cible à l'aide d'une drague Ponar, puis on les a examinés en effectuant des essais biologiques standard pour les macro-invertébrés (EPS, 1997; ASTM, 1994). On a constaté que les sédiments ne contenaient aucun produit toxique et n'avaient aucun impact sur la croissance ou la reproduction. En fait, les essais sur les sédiments provenant des régions en aval et les sédiments contaminés ont donné de meilleurs résultats que ceux des contrôles en laboratoire.

Mis ensemble, ces résultats indiquent que la durée d'exploitation du réacteur NRX, entre 1947 et 1992, a marqué le début et la fin approximatifs du dépôt de radionucléides dans le lit de la rivière illustrée dans le présent document. Le programme de carottage s'est appuyé sur une reconnaissance du lit de la rivière, laquelle a permis d'établir 42 carottes pour quantifier l'inventaire de radioactivité. Sur les côtés latéraux et amont de la zone cible, les concentrations étaient équivalentes ou comparables à celles du fond de rayonnement, c'est-à-dire de 1 à 1,3 Bq/g. En aval de la rivière, à moins de 5 km, l'intensité de la radioactivité était comprise entre 1,3 et 2 Bq/g. L'inventaire de radioactivité total de la zone cible s'élevait à 40 GBq ou un curie. Les principaux isotopes étaient : le <sup>137</sup>Cs, le <sup>60</sup>Co et le <sup>90</sup>Sr, ainsi que de plus petites quantités d'<sup>152</sup>Eu, d'<sup>154</sup>Eu et d'<sup>241</sup>Am. D'après la datation au <sup>210</sup>Pb, les profils verticaux des métaux lourds ont brusquement augmenté au début des années 1900, lorsque les travaux d'extraction minière ont débuté en amont du

bassin de la rivière des Outaouais. La chronologie de sédimentation réalisée à l'aide des données du plomb 210 et des métaux lourds indique que la sédimentation de radionucléides près de la sortie d'égout a eu lieu au cours des 50 dernières années. Étant donné qu'on a découvert des radionucléides à la surface des sédiments (à 1 ou 2 cm de la surface), l'inventaire observé est probablement antérieur et les matières sédimentaires récentes indiquent que les activités des 5 à 10 dernières années sont plus propres. Les essais biologiques semblent indiquer qu'il n'y a aucune répercussion biologique.

#### REFERENCES

- AECL, 2002. Annual Report of Radiological Monitoring Results for the Chalk River and Whiteshell Laboratories Sites. Vol. 2. Effluent Monitoring. AECL-MISC-362-01.
- ASTM, 1994. Standard Guide for Conducting Sediment Toxicity Tests with Freshwater Invertebrates" Ceriodaphnia dubia ASTM method E 1383-94a
- Cooper, E.L. 1985. Radiological Monitoring in the Environment at the Chalk River Nuclear Laboratories. AECL-8834
- EPS, 1997. Biological Test Method: Test for Survival and Growth in Sediment Using the Larvae of Freshwater Midges, Chironomus tentans or Chironomus riparius. (EPS 1/RM/32-December 1997).
- Evans, R.D., Andrews, D., Cornett, R.J. 1988. Chemical fractionation and bioavailability of cobalt-60 to benthic deposit-feeders. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 45, pp 228-236
- Lee, D.R. and W.J. Beattie. 1991. Gamma survey probe for use on ocean, lake, estuary and river sediments. U.S. Pat. 5,050,525.
- Lee, D.R., M. J. St. Aubin and S. J. Welch . 1991. Underwater Sediment-Contact Radiation Survey Method. Transactions of the American Nuclear Society Vol. 64. p. 80.
- Lee, D.R., M. J. St. Aubin and R. Dal Bianco. 1992. Development of Gamma Probe for Radiation Surveys on the Bottoms of Surface Waters. Proceedings, International Radiation Protection Association. Vol 2. pp. 1305-1307.
- Merriman, J.C. 1987. Bottom sediment quality of the Ottawa River. Environment Canada - Inland Waters/Lands Directorate, Water Quality Branch Ontario Region, Burlington, Ontario.
- Merritt, W.F. 1964. Studies of dilution in the Ottawa River using rhodamine B - 2. CRNL to Pembroke. Atomic Energy of Canada Limited, Chalk River, Ontario. AECL-2030
- Ophel, I.L. 1959. Monitoring of Fresh Waters Used for Dispersal of Radioactive Wastes in : Atomic Energy of Canada Limited. Papers Presented by AECL to the IAEA Conference on the Disposal of Radioactive Wastes, Monaco. AECL-987, pp. 324-327