

## 8 CARACTÉRISATION DU RISQUE

---

Cette section présente les résultats du calcul des risques écotoxicologiques et toxicologiques associés à l'exposition des récepteurs écologiques et humains aux radionucléides et aux substances chimiques. Une description des éléments d'incertitude associés aux différentes hypothèses et aux paramètres de base utilisés pour la modélisation est également présentée.

### 8.1 Estimation du risque écotoxicologique

#### 8.1.1 Radionucléides

Une première estimation des risques écotoxicologiques associés aux radionucléides émis au site de Gentilly a été réalisée sur la base d'hypothèses conservatrices qui seront discutées en détails à la section 8.3. Les résultats des doses radiologiques (doses efficaces) et les indices de risque (IR) calculés pour chacun des récepteurs écologiques considérés sont présentés au tableau 8-1. À titre indicatif, la contribution relative du tritium, du carbone-14 et des autres radionucléides au risque estimé y est également indiquée. Il importe de rappeler que les doses estimées sont associées à des concentrations modélisées sur une période de 50 ans, soit la durée de vie projetée de l'exploitation de la centrale de Gentilly-2 à la suite d'une réfection majeure. Il s'agit en l'occurrence d'un scénario conservateur.

De manière générale, aucun potentiel de risque n'est observé pour tous les récepteurs du milieu terrestre (faune et flore) puisque les IR sont de 42 fois à  $10^8$  fois inférieurs à l'unité, pour le canard et la couleuvre respectivement. Notons que la contribution relative des émetteurs bêta (tritium et carbone-14) à la dose totale calculée est également plus importante que celle des autres radionucléides.

Par ailleurs, pour les récepteurs écologiques associés au milieu aquatique, un potentiel de risque a été observé chez les invertébrés benthiques (IR = 12) en considérant les diverses voies d'exposition. Dans le cas des poissons (grand brochet et carpe), la valeur calculée est de 0,3. Pour ces trois récepteurs aquatiques, l'indice de risque obtenu est attribuable essentiellement à la contribution du carbone-14 à la dose totale. L'annexe G présente le détail des équations ayant servi au calcul du risque.

Dans le cas des plantes aquatiques, l'IR est près de 1 000 fois inférieur à l'unité. La dose calculée est attribuable essentiellement au tritium. Il faut souligner que les IR calculés par Environnement Canada et Santé Canada dans le cadre de l'élaboration de la LSIP2 pour les organismes aquatiques étaient également très faibles avec des valeurs de 300 à 20 000 fois inférieures à l'unité, respectivement pour le poisson et les plantes aquatiques.

#### 8.1.2 Substances chimiques

Comme présenté au tableau 8-2, aucun potentiel de risque n'est observé pour tous les mammifères terrestres considérés en regard d'une exposition par ingestion au B(a)P associé aux émissions de la centrale de Bécancour et à la déposition des particules dans

le sol et les plantes. Les IR obtenus sont inférieurs à l'unité par un facteur variant de 1 250 à 1 500 fois, pour le campagnol et le chevreuil respectivement.

### 8.1.3 Données écotoxicologiques complémentaires

En juillet 1994, une série de tests écotoxicologiques (bioessais) ont été réalisés sur des organismes aquatiques (invertébrés aquatiques et poissons), à partir de prélèvements d'eau faits au canal d'amenée, au canal de rejet, à la confluence du fleuve et du canal de rejet ainsi qu'à l'effluent du traitement des eaux usées domestiques (voir le tableau 8-3). La méthode utilisée était basée sur le protocole défini par le ministère de l'Environnement de l'Ontario (OME, 1992). Les résultats ont montré que tous les échantillons analysés étaient non toxiques ( $CL_{50} > 100 \%$ , mortalité  $< 30 \%$ ). Quoique des mesures spécifiques et détaillées des différentes substances radioactives et chimiques présentes dans l'eau n'aient pas été réalisées sur les échantillons d'eau, il semble à première vue que l'exposition des organismes testés n'entraînent pas d'effets toxiques. Il faut préciser toutefois que ces résultats constituent une évaluation des effets aigus et qu'ils ne permettent pas d'évaluer les effets à long terme sur l'exposition des organismes aquatiques retrouvés dans ce secteur.

## 8.2 Estimation du risque toxicologique

### 8.2.1 Radionucléides

Une première estimation des risques toxicologiques associés aux radionucléides émis au site de Gentilly a été réalisée sur la base d'hypothèses conservatrices (ex. : taux d'émission maximum, etc.). Les résultats des doses d'exposition cumulées à vie et les IR calculés pour chacun des groupes cibles considérés sont présentés au tableau 8-4. De plus, la contribution de différents isotopes, notamment le tritium et le carbone-14, au risque estimé y est également indiquée.

En général, aucun potentiel de risque n'est observé pour tous les groupes cibles considérés puisque les IR sont inférieurs à l'unité par un facteur d'environ 13 à 14 000 fois, pour les enfants et les travailleurs respectivement. Ajoutons que le carbone-14 contribue à plus de 87 % de la dose cumulée à vie pour les adultes et les enfants (population environnante). Pour les travailleurs, ce sont les radionucléides de type alpha et gamma qui contribuent le plus à la dose cumulée à vie. Il faut préciser que l'ingestion d'aliments de source locale n'est pas considérée pour ce dernier groupe, l'exposition étant attribuable principalement à l'inhalation (voir le tableau 6-2).

Par ailleurs, la comparaison des IR obtenus pour le groupe critique dans le cadre du programme de surveillance d'Hydro-Québec pour l'année 2000 ( $IR = 0,008$ ) avec ceux modélisés pour l'adulte ( $IR = 0,06$ ) montre une différence d'environ un ordre de grandeur. Quoique la proportion de la dose totale attribuable au tritium ou au carbone-14 soit différente dans les deux cas, la dose totale de ces émetteurs bêta (89 %) est comparable, tout comme celle des autres radionucléides (11 %).

### 8.2.2 Substances chimiques

L'estimation du risque pour les substances chimiques a été réalisée pour le B(a)P seulement. Les IR calculés, en considérant les effets cancérigènes pour les voies orales

(ingestion) et respiratoire (inhalation), sont présentés au tableau 8-5. En considérant un risque acceptable de 1 sur un million et la dose moyenne à vie pour les adultes et les travailleurs, les IR calculés sont tous inférieurs à l'unité avec des valeurs respectives de 0,3 et 0,004.

Ces résultats sont comparables à ceux obtenus lors de l'évaluation des risques toxicologiques de la population environnante exposée aux HAP mesurés dans l'air au site de Gentilly (IR = 0,13) réalisée par Hydro-Québec en mai 1997 (Hydro-Québec, 1997). Cette étude concluait, sur la base de scénarios conservateurs, qu'il n'existerait pas de potentiel de risque significatif pour la santé de la population environnante associé à l'exposition aux émissions de HAP, plus spécifiquement le B(a)P provenant de la centrale de Bécancour.

### 8.3 Évaluation des éléments d'incertitude

D'une manière générale, on distingue trois types ou niveaux d'incertitude, associés à l'estimation des concentrations dans les médias environnementaux, au calcul de la dose ou à celui du risque, à savoir :

- La variabilité aléatoire (*random errors*), exprimée par une distribution de probabilités et un paramètre statistique (ex. : médiane). Ce type d'incertitude affecte le niveau de précision des estimations (ex. : concentration de carbone-14 mesurée dans les rejets aériens) : type 1.
- L'erreur systématique ou biais (*bias*) entraînant une surestimation ou une sous-estimation de la variable aléatoire (*True value*) (ex. : facteur d'ajustement ou d'incertitude associé à une valeur de référence toxicologique (VESEO)) : type 2.
- L'erreur attribuable à l'ignorance (*lack of knowledge*) ou à l'absence de données spécifiques relatives au paramètre à l'étude (ex.: concentration de carbone-14 dans les sédiments) : type 3.

Dans les sections suivantes, nous décrivons les principaux éléments d'incertitude affectant le calcul du risque. Nous insisterons plus particulièrement sur les aspects reliés au calcul des taux d'émissions à la source, aux paramètres d'entrée du logiciel IMPACT, aux limites du logiciel ainsi qu'à l'incertitude attribuable aux valeurs de référence.

#### 8.3.1 Incertitude attribuable aux sources d'émissions et de rejets

Il importe de rappeler que la plupart des taux d'émissions et de rejets de radionucléides de la centrale de Gentilly-2 ont été déterminés à partir de mesures réalisées à la cheminée et au canal de rejet (voir tableau 6-3). Dans le cas de l'ASDR, il ne s'agit pas de taux d'émissions de radionucléides mesurés mais plutôt de valeurs déduites cette fois à partir de concentrations mesurées dans différents compartiments environnementaux autour de l'aire de stockage.

Ainsi, lorsque des mesures d'émissions ou de rejets étaient disponibles pour un radionucléide donné, la valeur annuelle maximale observée depuis 1990 a été utilisée pour la modélisation. Pour les radionucléides qui contribuent pour plus de 99 % à la dose totale, soit le tritium, le carbone-14, le cobalt-60 et les gaz rares, la distribution historique

des rejets annuels cumulés sur cette période varie par un facteur d'environ 10 (incertitude de type 1).

Pour certains radionucléides (ex. : Rb, Sr, Pu), les rejets ont été estimés sur la base d'hypothèses, notamment sur l'activité dans le caloporteur ou de radionucléides spécifiques. L'incertitude associée au manque de données peut atteindre un facteur de 1 000 selon l'hypothèse utilisée (incertitude de types 2 et 3). Il faut toutefois noter que la contribution de ces radionucléides à la dose totale et au risque qui en découle est généralement très faible par rapport au tritium ou au carbone-14 (< 1%).

### 8.3.2 Incertitude attribuable aux paramètres d'entrée du logiciel.

D'une manière générale, le logiciel IMPACT utilise près d'une centaine de paramètres d'entrée répartis en fonction de types de radionucléides ou de substances chimiques, du type de médias environnementaux (ex. : air, eau, sol, eau souterraine, sédiment) et du type de récepteurs écologiques (ex. : plante, animal) ou humains (ex. : adulte, enfant, travailleur).

L'analyse de l'incertitude entourant ces paramètres peut être évaluée, soit de façon qualitative, en s'appuyant sur la contribution relative d'un paramètre sur la dose estimée, soit de façon quantitative en utilisant une approche stochastique (ex. : simulations de Monte Carlo). Cette dernière approche vise à calculer une distribution de probabilité d'une variable de sortie donnée ( $y$  = dose d'exposition par inhalation d'une substance  $x$ ) à partir de la distribution de probabilité respective (théorique ou réelle) de tous les paramètres impliqués dans le calcul de cette dose (ex. :  $x_1$  = taux d'inhalation d'air ;  $x_2$  = concentration dans l'air ;  $x_3$  = poids corporel). Suivant un processus d'échantillonnage aléatoire simple informatisé (ex. : méthode de Monte Carlo), un certain nombre de valeurs sont sélectionnées successivement à partir des distributions individuelles de chaque paramètre, ceci afin de générer la distribution de la variable  $y$ . Précisons que cette méthode est généralement utilisée lors de la réalisation d'une analyse de risque de niveau 3 (*tier 3*).

Une autre approche vise à comparer les concentrations prédites par le logiciel pour différents compartiments environnementaux et à celles mesurées *in situ* dans le cadre du programme de surveillance environnementale. Cette étape consiste en fait à valider les résultats de la modélisation afin d'évaluer l'écart entre les valeurs modélisées et prédites et à permettre notamment de juger du niveau de précision et du biais (conservatisme) défini lors de la modélisation. Dans le cadre de la présente étude, c'est cette dernière approche qui a été utilisée.

Depuis plusieurs années, Hydro-Québec mesure dans différents médias, les concentrations de certains radionucléides spécifiques dans le cadre de son programme de surveillance environnementale (Hydro-Québec, 2002). Ces mesures ont été prises à différentes stations d'échantillonnage à proximité du site (voir les cartes 3 et 4 de l'annexe cartographique du présent rapport). Les figures de l'annexe I présentent le ratio des concentrations modélisées par rapport aux valeurs maximales mesurées dans l'environnement. Les valeurs individuelles mesurées et modélisées proprement dites sont également présentées à cette annexe.

### 8.3.2.1 Tritium

Dans le cas du tritium (figure I-1, annexe I), le logiciel surestime (concentration modélisée/mesurée, ratio > 1) ou sous-estime (ratio < 1) les concentrations dans les plantes terrestres, le sol et l'eau par un facteur d'environ 10 fois. Considérant la précision de ce type de logiciel, les valeurs prédites peuvent être considérées comme adéquates.

Plus spécifiquement, il faut noter que la concentration modélisée dans l'eau de l'anse à Lemarier ( $3,88E+04$  Bq/L) est basée sur un taux d'émission maximum mesuré sur une période de plus de 10 ans au niveau du canal de rejet (voir tableau 6-3). De plus, afin de considérer les concentrations réelles susceptibles d'être rencontrées dans l'anse à Lemarier par rapport au canal de rejet (source), un facteur de dilution de 200 a été utilisé pour la modélisation (Lupien et autres, 1987). En considérant, d'une part, que les rejets annuels moyens au niveau du canal sont d'environ un ordre de grandeur inférieur au taux utilisé, et d'autre part, que le taux de dilution utilisé est réaliste, le ratio de la concentration modélisée ( $3,88E+04/10$ ) sur la valeur mesurée ( $2,87E+03$  Bq/L) dans l'anse à Lemarier pourrait se situer près de l'unité. Par ailleurs, il faut souligner que la variabilité des mesures prises dans l'eau du canal de rejet ou dans l'anse à Lemarier montre l'importance des facteurs hydrodynamiques au niveau de la dilution dans le fleuve Saint-Laurent ainsi que sur la direction du panache en fonction du courant. À ce propos, une étude visant à évaluer l'impact des rejets d'eau tritiée entre Gentilly et Lévis a montré qu'il existe une dilution importante en fonction de la distance de la source (canal de rejet de la centrale nucléaire de Gentilly-2) (Lefrançois, 1996). De fait, les concentrations mesurées à 18 km (Saint-Pierre-les-Becquets) et à 40 km (Lotbinière) de la source étaient respectivement de 75 et 40 Bq/L, soit des valeurs près de 50 à 1 000 fois plus faibles que celles modélisées ou mesurées à l'anse à Lemarier.

Dans le cas du lait de vache et de l'air, les concentrations modélisées sous-estiment les valeurs mesurées par un facteur d'environ 20 à 80 fois respectivement. Cette différence découle notamment du choix des teneurs maximales mesurées dans ces médias pour le calcul des ratios. Ainsi, l'utilisation d'une valeur moins conservatrice, soit en l'occurrence la médiane mesurée entre 1993 et 1999 (Hydro-Québec, 2002) ramène les ratios calculés à l'intérieur d'un ordre de grandeur très satisfaisant avec une valeur de 0,2 pour le lait (sous-estimation) et de 1,6 pour l'air (surestimation).

### 8.3.2.2 Carbone-14

Dans le cas du carbone-14 (figure I-2, annexe I), les valeurs prédites par le logiciel pour les plantes terrestres et l'air sont à l'intérieur d'un ordre de grandeur par rapport aux valeurs mesurées. Dans le cas des poissons cependant, les valeurs obtenues par modélisation surestiment par un facteur de 1 600 (carpe) à 3 000 (grand brochet) fois les concentrations mesurées dans la chair des espèces pêchées dans le fleuve Saint-Laurent. Cet écart peut être attribuable à plusieurs facteurs.

Tout d'abord, la concentration de carbone-14 utilisée pour les calculs correspond à une valeur estimée par modélisation après 50 ans d'opération ( $3,9$  Bq/L) suivant un taux de rejet maximum au canal de rejet d'environ  $4,07 E+10$  Bq/an (voir tableau 6.3). Or, ce niveau de rejet maximum sur une période de 50 ans est hypothétique et très conservateur. De fait, les rejets effectués au niveau du canal de rejet sont généralement ponctuels et de courte durée (< 5 heures en période d'opération). Par conséquent,

l'exposition réelle des poissons à de fortes concentrations de carbone-14 dans l'eau est nécessairement peu fréquente et limitée dans le temps et dans l'espace. Par ailleurs, les caractéristiques chimiques (ex. : présence de carbonates) et physiques (ex. : débit du canal de rejet et du fleuve) de l'eau de surface et le comportement chimique du carbone-14 dans l'eau devraient faire en sorte que les concentrations de ce radionucléide soient en réalité très faibles. Mentionnons finalement que la concentration dans le poisson est basée sur l'utilisation de facteurs de bioconcentration (FBC) très élevés (60 000 L/kg). Il faut noter que cette dernière valeur est empreinte d'une incertitude difficile à quantifier, et ce, d'autant plus que la source de carbone des poissons se retrouve principalement sous forme organique (aliments) et non pas sous forme inorganique (CO<sub>2</sub> ou carbonates), comme retrouvée généralement dans l'eau. Il faut rappeler que le FBC correspond essentiellement au ratio des concentrations d'un radionucléide donné dans la chair d'un poisson avec celle mesurée dans l'eau de surface environnante. Ce facteur permet ainsi de déduire la concentration dans la chair du poisson à partir de la concentration mesurée ou estimée dans l'eau de surface [ $C_{\text{poisson}}(\text{Bq/kg}) = C_{\text{eau de surface}}(\text{Bq/L}) \times \text{FBC}$ ]. De toute évidence, la surestimation de la concentration dans l'eau de surface alliée à un FBC élevé concourent à l'obtention d'une concentration estimée dans le poisson significativement plus élevée que celle mesurée *in situ*.

Le tableau 8-6 présente, à titre comparatif, les IR calculés pour le grand brochet en considérant, d'une part, les valeurs modélisées par le logiciel IMPACT et, d'autre part, en remplaçant, lorsque possible les concentrations modélisées par des valeurs mesurées disponibles (ex. : <sup>14</sup>C, <sup>137</sup>Cs, <sup>40</sup>K). L'annexe J présente le détail du calcul. Soulignons que l'IR pour cette espèce diminue par environ deux ordres de grandeur, en intégrant les valeurs mesurées au calcul. De plus, la contribution du tritium et du carbone-14 est considérablement réduite. D'une manière générale, l'indice de risque calculé dans le cadre du LSIP2 (Bird et autres, 2000; IR = 0,03) se situe entre celui calculé par modélisation (IR = 0,3) et avec les valeurs mesurées (IR = 0,004).

De façon analogue, cette surestimation pour le poisson devrait s'appliquer à la carpe ainsi qu'aux invertébrés benthiques si l'on considère que ces deux groupes ou espèces utilisent les mêmes facteurs de bioconcentration ainsi que la même concentration (surestimée) de carbone-14 dans l'eau.

Par ailleurs, il faut préciser que la dose calculée pour les invertébrés benthiques est affectée essentiellement par la concentration de radionucléides dans les sédiments (> 99 %) par rapport à l'eau, et plus spécifiquement, à la concentration en carbone-14 (94 %). Or, la dose utilisée pour les calculs de risque est basée sur la teneur dans les sédiments après 50 ans d'opération en utilisant la concentration maximale mesurée par le MEL. Selon les résultats de la modélisation, la dose obtenue après 1 an de rejet maximum serait près de 1000 fois inférieure à la valeur utilisée (IR = 0,01; tableau 8-7). De plus, si l'on considère la surestimation des teneurs de carbone-14 dans l'eau (environ 100 fois) et le transfert direct aux sédiments, la concentration réelle dans les organismes benthiques et le risque qui en découle pourraient être encore plus faibles. Aussi, à l'instar de l'évaluation comparative réalisée pour le grand brochet (voir tableau 8-6), la contribution relative du carbone-14 à la dose totale pourrait être considérablement réduite par rapport aux autres radionucléides. Par ailleurs, l'évaluation effectuée dans le cadre du LSIP2 (Bird et autres, 2000) montre que le risque associé à ce groupe taxonomique ne dépasse pas l'unité (IR = 0,001).

### 8.3.2.3 *Autres radionucléides*

D'une manière générale, les concentrations modélisées pour les autres radionucléides, associés principalement au type gamma, sont systématiquement sous-estimées (voir les figures I-3 et I-4, annexe I). Toutefois, la majorité des concentrations des substances de cette classe sont sous-estimées par un facteur se situant entre 10 et 1000 fois. Il faut rappeler qu'en dépit de ce biais, l'importance relative de ces isotopes à la dose totale est négligeable par rapport aux émetteurs bêta notamment.

Soulignons enfin que le modèle IMPACT est sensible au coefficient de partage eau/particules en suspension ( $K_d$ ) pour le calcul de la concentration dans le poisson. En effet, pour les radionucléides ayant un  $K_d$  élevé (ex. : césium-137), les concentrations estimées dans l'eau diminuent avec le temps, réduisant d'autant les concentrations dans le poisson modélisées à partir du FBC et de la concentration dans l'eau de surface.

### 8.3.3 Incertitude au niveau du risque pour la santé humaine

D'une manière générale, les paramètres associés au taux de contact pour les humains (ex. : taux d'ingestion ou d'inhalation) sont basés sur des valeurs moyennes proposées par différents organismes gouvernementaux (incertitude de type 1). Précisons que pour plusieurs radionucléides, particulièrement pour ceux de la famille des émetteurs gamma, les données disponibles dans la littérature pour estimer les FCD et les FT étaient limitées (incertitude de type 2). Quant aux concentrations dans les médias environnementaux (ex. : sol) ou d'exposition (ex. : aliments), les valeurs utilisées sont, d'une manière générale, empreintes de la même incertitude que les données pour le biote décrites précédemment.

Le B(a)P est bien documenté quant aux paramètres initiaux (ex. : coefficient de partage sol/eau) utilisés pour calculer les concentrations dans les différents médias. La principale source de variabilité (incertitude de type 1) a trait au taux d'émission utilisé pour estimer les concentrations dans l'air et le devenir dans les autres compartiments environnementaux. Le niveau d'incertitude est relativement faible puisqu'il s'agit de données mesurées lors des essais de conformité pour la centrale de Bécancour et d'une estimation conservatrice pour la centrale de Gentilly-2 (incertitude de type 2). Dans ce dernier cas, les taux estimés sont dix fois inférieurs aux valeurs mesurées à la centrale de Bécancour.

### 8.3.4 Incertitude attribuable au logiciel IMPACT

La présente section résume les principales limitations associées au logiciel IMPACT. L'annexe K présente le détail de ces limitations décrites par les développeurs du logiciel.

#### 8.3.4.1 *Module : dispersion atmosphérique*

Le modèle de dispersion atmosphérique utilisé par le logiciel IMPACT, soit le modèle gaussien simple de panache, tel que décrit dans la norme CAN/CSA-N288.1-M87 (R1998) (CSA, 1998a), calcule une moyenne des concentrations des substances d'intérêt émises à long terme à l'intérieur d'un rayon d'environ 20 km du point d'émission. Les émissions à court terme, telles que celles rencontrées lors d'incidents, ne conviennent pas à ce type de modèle. Une approche plus adéquate est décrite dans la norme

CSA-N288.2. De plus, ce modèle ne tient pas compte des gaz plus lourds que l'air. Le logiciel IMPACT considère également les sources ponctuelles multiples comme une seule source en utilisant une approche dite « *virtual setback distance approach* ». Ce calcul est réalisé lorsque deux ou plusieurs sources coexistent.

Lors du calcul des concentrations d'une substance dans l'air, un seul facteur de rugosité de surface ( $Z_0$ ) est appliqué, sans aucun égard à l'état réel du terrain au-dessus duquel le panache a voyagé pour se rendre à un point. Cette simplification peut sous-estimer ou surestimer les concentrations des substances d'intérêt dans les polygones plats ou très inégaux. De plus, le logiciel assume que les émissions atmosphériques s'effectuent au niveau du centroïde du polygone et non au niveau de la surface totale de ce polygone.

Il importe de souligner que lors de tests effectués aux installations d'Ontario Power Generation (OPG), il a été observé que le modèle de dispersion atmosphérique du logiciel IMPACT tend à surestimer (par au moins le double) les concentrations atmosphériques de radionucléides aux sites situés près du point d'émission, c'est-à-dire à l'intérieur de quelques kilomètres. La révision actuellement en cours du logiciel IMPACT tiendra compte de certains facteurs tels que la flottabilité du panache dans l'air et les effets de sillage (« *building wake* »), dans le but d'améliorer la précision du modèle de dispersion atmosphérique.

#### 8.3.4.2 Module : dispersion et transport dans l'eau

Afin de réaliser la simulation de la dispersion aquatique, le logiciel IMPACT utilise actuellement un modèle de dilution simple. Les limites d'échelle et de précision sont liées à la compréhension explicite de la dilution réelle ou observée au site d'intérêt. La révision actuelle du logiciel IMPACT devrait intégrer un algorithme plus sophistiqué qui tiendra compte de divers aspects hydrodynamiques du milieu récepteur aquatique (ex.: la vitesse et la direction du courant). Dans la présente étude, un facteur de dilution de 200 a été appliqué aux concentrations en radionucléides entre l'émission à la source (canal de rejet) et le fleuve. Cette valeur est basée sur des mesures de débit effectuées par Hydro-Québec à la confluence des eaux du canal et des eaux du fleuve (Lupien et coll., 1987).

Afin de calculer le bilan de masse hydrique, le modèle assume que les précipitations sont égales à l'évaporation. En conséquence, le flux net dans la colonne d'eau est nul. De plus, les substances à l'étude ne sont pas retirées de la colonne d'eau par le processus de volatilisation. Ceci est valable pour les radionucléides, mais surestime les concentrations des substances chimiques présentes dans la colonne d'eau.

De plus, la résolution des équations de transfert eau-sédiments par le modèle entraîne une augmentation progressive des concentrations dans les sédiments et dans l'eau, en fonction du temps (*build-up*). Cet effet n'est pas problématique pour les espèces ayant une longévité courte (< 2 ans) mais peut entraîner une surestimation des concentrations et de la dose pour certains organismes à plus long terme.

#### 8.3.4.3 Caractéristiques et comportement des substances d'intérêt

Dans le logiciel IMPACT, la désintégration radioactive est représentée par des réactions de premier niveau. Ces réactions ne peuvent avoir qu'un seul contaminant-parent ainsi qu'un seul contaminant-fille. Si plus d'un contaminant-fille est produit lors d'une réaction, il faut les inclure comme des réactions séparées. Cependant, aucune méthode équivalente



n'est disponible pour simuler une réaction avec deux contaminants-parents. De plus, il faut vérifier les concentrations, les doses et les risques associés à chaque substance afin de déterminer leurs effets associés. Dans la plupart des cas, le logiciel IMPACT ne fait pas la sommation de ces effets afin d'estimer les effets globaux. Ceux-ci doivent être calculés manuellement.

Pour certains médias/récepteurs il est possible de définir un ratio de réaction spécifique au média, par exemple la formation de tritium organique (OBT) à partir d'eau tritiée (HTO), sauf pour les récepteurs « animaux terrestres », « animaux aquatiques » et « humains ».

#### 8.3.4.4 *Module : transport et devenir dans le sol*

Le logiciel IMPACT définit une seule couche de sol. Par conséquent, il ne tient pas compte des différentes propriétés chimiques des horizons composant les sols pouvant affecter la disponibilité des substances. Le processus de lessivage est considéré comme un mécanisme d'élimination et n'entraîne pas une migration des substances dans les horizons profonds du sol.

Il n'y a pas de migration des eaux souterraines vers la zone non saturée du sol pour représenter les mécanismes de flux vertical des substances (ex. : battement de la nappe, volatilisation). De plus, les substances ne sont pas éliminées du sol par un processus de volatilisation. Cette approche est conservatrice car elle peut surestimer la masse totale restante dans le compartiment sol.

Le principe de base utilisé pour calculer le facteur de volatilisation ( $FV$ ) « sol » vers « air » est applicable seulement si la concentration en contaminant dans le sol est saturée ou sous le niveau de saturation. Le modèle suppose aussi que la concentration en contaminant dans le sol est initialement homogène, de la surface du sol jusqu'au niveau de la nappe phréatique, et que les matériaux contaminés ne sont pas recouverts par des matériaux non contaminés. De plus, en raison de perturbations physiques (labours, averses, etc.), le modèle suppose que ces conditions d'homogénéité perdurent  $T$  années, où  $T$  est un paramètre de fréquence de renouvellement.

L'apport en contaminants volatils ou mis en suspension n'est pas modélisé. Par exemple, si un contaminant-parent  $A$  produit par désintégration un contaminant-fille  $B$ , tous les  $A$  présents dans la poussière mise en suspension ne se développeront pas en  $B$ . La seule source de  $B$  dans cette poussière proviendra des  $B$  produits dans le sol.

#### 8.3.4.5 *Module : transport et devenir dans les plantes*

L'équation servant à calculer l'assimilation de contaminants présents dans le sol par les racines utilise une valeur empirique du ratio de la concentration plante-sol ( $B_v$ ), qui a été établie à partir d'observations réalisées dans diverses conditions de sol. Les valeurs de  $B_v$  tiennent compte indirectement de processus complexes tels que l'action des enzymes associées aux racines dans l'augmentation de la mobilité des contaminants retenus dans le sol. Cependant, ces paramètres ne tiennent pas compte de l'effet du pH du sol et du contenu en matière organique sur l'assimilation des contaminants. Une seule valeur de  $B_v$  est utilisée pour tous les types de sols.

La relation entre la concentration en contaminants dans les plantes aquatiques et la colonne d'eau est décrite par un facteur de bioconcentration. Cette relation peut ne pas prédire, d'une façon précise, l'assimilation de contaminants présents dans les sédiments par les racines des plantes si les conditions entre la colonne d'eau et les sédiments ne sont pas en équilibre. Cette situation ne survient pas, en général, car les conditions d'équilibre sont habituellement maintenues par diffusion, à moins qu'il n'y ait un apport direct de contaminants dans une de ces couches (par exemple : écoulement d'eau souterraine).

Le logiciel IMPACT ne calcule pas directement la dose totale pour les radionucléides absorbés par la plante. Ce calcul doit se faire séparément, sur chiffrier électronique, en utilisant les FCD appropriés et les concentrations prédites par le logiciel IMPACT dans les végétaux.

#### 8.3.4.6 *Module : transport et devenir dans les animaux*

Les concentrations des divers contaminants dans les organes (par exemple : os, muscle, foie) ne sont pas calculées pour les animaux terrestres. De même, il n'y a pas de distinction faite entre les différents tissus provenant des poissons (par exemple : peau, chair, os) dans cette version du logiciel IMPACT. Ceci pourrait être important à l'échelle locale si la consommation de certains tissus animaux était privilégiée.

On estime, pour les animaux terrestres, que la surface de la peau exposée par contact dermique aux sédiments est la même que celle associée par contact dermique au sol.

Dans le logiciel IMPACT, il n'y a pas de voie de transfert de l'air vers les animaux aquatiques. Cependant, celle-ci pourrait s'avérer importante pour certains types d'amphibiens exposés aux contaminants aériens (ex. : grenouilles et autres amphibiens).

Pour les poissons, plusieurs FBC présents dans la littérature consistent en des valeurs empiriques qui sont basées sur des données dérivées incluant le phénomène de bioamplification. Ainsi, l'utilisation de FBC dans le logiciel IMPACT peut mener vers une assimilation de contaminants plus élevée que la valeur réelle.

Le logiciel IMPACT ne calcule pas directement la dose totale pour les radionucléides absorbés par les animaux. Ce calcul doit se faire séparément sur chiffrier électronique en utilisant les FCD appropriés et les concentrations prédites par le logiciel IMPACT dans les animaux.

#### 8.3.5 Incertitude attribuable aux valeurs de référence

Dans le cas de l'évaluation du risque écologique associé à une exposition aux radionucléides ou aux substances chimiques, le choix des valeurs de référence (VESEO) pour les différents groupes taxonomiques est généralement basé sur des études effectuées sur des espèces animales ou végétales représentatives de chaque groupe. Toutefois, différents facteurs d'ajustement, pouvant varier de 10 à 1 000, doivent être appliqués aux données toxicologiques de base (ex. : DMSEO ou NOAEL) afin de considérer plusieurs facteurs. De ce nombre, mentionnons l'incertitude associée à la sensibilité et à la représentativité de l'espèce testée, le type d'études réalisées (ex. : chronique ou aiguë), l'absence de données ou de preuves concluantes quant aux effets

d'une substance donnée sur un organisme cible (ex. : exposition aux radionucléides des invertébrés terrestres), à l'efficacité biologique de certains types de rayonnements sur le biote, ou pour tenir compte des caractéristiques physiologiques du récepteur cible considéré. D'autres facteurs de pondération peuvent également être considérés afin de tenir compte du niveau de précision de l'évaluation du risque écotoxicologique (ex. : niveaux 1, 2 et 3).

L'ensemble de ces facteurs entraîne une surestimation (conservatisme) des doses limites acceptables visant à s'assurer de protéger adéquatement, sur une base individuelle, les récepteurs cibles. Par ailleurs, l'extrapolation des IR calculés à partir de ces valeurs de référence à la population, à la communauté, voire à tout l'écosystème affecté, est basée sur d'autres considérations s'appuyant sur le poids de la preuve (ex. : tests écotoxicologiques, mesures *in situ*, etc.).

## 8.4 Évaluation globale selon le poids des évidences

La présente étude a permis d'évaluer les risques écotoxicologiques et toxicologiques associés à une exposition environnementale à des radionucléides et à des substances chimiques (Tran et autres, 2000 ; Chen et McKone, 2001). Il existe, à l'heure actuelle, peu d'analyses ayant traité simultanément de ces deux types d'exposition pour le biote et les humains. Il faut préciser que les méthodes d'évaluation se distinguent sur plusieurs aspects et que les données toxicologiques (ex. : dose-réponse) disponibles pour chacune d'entre elles sont, dans certains cas, très limitées. L'évaluation des effets synergiques ou cumulatifs associés à une exposition à différents types de substances ou à des mélanges est particulièrement délicate et peut être masquée par des variations de l'échelle d'observation, tout comme par la contribution du bruit de fond ou des sources naturelles de contamination.

Dans ce contexte, l'estimation des risques basée sur la méthodologie présentée comporte certaines limitations et incertitudes qui doivent être compensées par une analyse globale de la problématique. Ainsi, en plus des risques associés à une exposition à des substances chimiques ou radiologiques, il faut considérer également d'autres facteurs environnementaux qui peuvent agir ou modifier la structure, le fonctionnement et l'intégrité de l'écosystème ainsi qu'affecter la qualité de vie de la population environnante.

Les résultats de l'évaluation des risques écotoxicologiques et toxicologiques de la présente étude tendent à montrer que les récepteurs écologiques et humains limitrophes seraient peu affectés par les émissions ou les rejets provenant du site de Gentilly. Toutefois, pour les organismes aquatiques, les résultats montreraient une sensibilité accrue pour les rejets de radionucléides dans le fleuve. Le conservatisme des hypothèses retenues ne permet pas de confirmer de façon absolue un potentiel de risque significatif pour ces organismes, mais indique les pistes à suivre pour raffiner l'évaluation et augmenter la précision des estimations. Dans cette optique, certaines mesures, qui seront décrites au chapitre 9, devraient être prises pour s'assurer que les conditions environnementales sont acceptables et sécuritaires pour le biote et la population environnante.

Par ailleurs, certains facteurs associés par exemple aux rejets d'eau chaude de la centrale de Gentilly-2 (voir l'annexe L) et aux modifications de l'habitat causées par les activités industrielles, agricoles ou urbaines, peuvent également affecter, dans une certaine mesure, les populations animales ou végétales, aquatiques ou terrestres, dans le secteur à l'étude. Les impacts associés à ces derniers facteurs sont toutefois difficiles à préciser.

**Tableau 8-1 : Indices de risque calculés pour les récepteurs écologiques d'intérêt exposés aux radionucléides**

Milieu	Groupe taxonomique	Récepteur écologique d'intérêt	Dose radiologique (Gy/a)	VESEO <sup>(a)</sup> niveau 2 (Gy/a)	Indice de risque	Indice de risque calculé dans le cadre du LSP2 <sup>(b)</sup>	Contribution de différents isotopes au risque estimé		
							Tritium	<sup>14</sup> C	Autres radionucléides
Aquatique	Plantes aquatiques	Macrophytes	1,45E-03	1,0	0,001	0,00005	100 %	0 %	< 1 %
	Invertébrés aquatiques	Invertébrés benthiques	4,65E+00	0,4	11,6	0,0002	< 1 %	100 %	< 1 %
	Poissons	Carpe - <i>Cyprinus carpio</i>	6,11E-02	0,2	0,3	0,003	5 %	94 %	< 1 %
		Grand brochet - <i>Esox lucius</i>	6,11E-02	0,2	0,3	0,003	5 %	94 %	< 1 %
Terrestre	Plantes terrestres	Érable argenté - <i>Acer saccharinum</i>	4,26E-06	1,0	0,000004	n.d. <sup>(c)</sup>	99 %	1 %	< 1 %
	Invertébrés terrestres	Ver de terre	4,98E-10	0,0035	0,0000001	n.d.	55 %	0 %	45 %
	Amphibiens et reptiles	Grenouille léopard - <i>Rana pipiens</i>	3,23E-05	0,8	0,00004	n.d.	< 1 %	100 %	< 1 %
		Couleuvre rayée - <i>Thamnophis sirtalis</i>	6,37E-09	0,8	0,00000001	n.d.	< 1 %	96 %	4 %
	Oiseaux	Canard noir - <i>Anas rubripes</i>	4,87E-02	2,0	0,024	n.d.	2 %	98 %	< 1 %
		Goéland à bec cerclé - <i>Larus delawarensis</i>	4,28E-02	2,0	0,021	n.d.	6 %	94 %	< 1 %
	Mammifères	Campagnol	4,71E-07	1,0	0,0000005	n.d.	99 %	1 %	< 1 %
		Raton laveur - <i>Procyon lotor</i>	9,67E-03	1,0	0,0097	n.d.	< 1 %	100 %	< 1 %
		Cerf de Virginie - <i>Odocoileus virginianus</i>	1,14E-06	1,0	0,000001	n.d.	99 %	1 %	< 1 %

<sup>(a)</sup> : Valeur estimée sans effet observé.

<sup>(b)</sup> : Environment Canada and Health Canada (2001).

<sup>(c)</sup> : Non défini.

**Tableau 8-2 : Indices de risque calculés pour les récepteurs écologiques d'intérêt exposés au benzo(a)pyrène**

Récepteur écologique d'intérêt	Ingestion		Indice global de risque (c = [b/a])
	VESEO ajustée <sup>(1)</sup> (mg/kg/j) (a)	Dose moyenne à vie (mg/kg/j) (b)	
Campagnol sp.	9,51E-01	7,15E-04	0,0008
Raton laveur - <i>Procyon lotor</i>	2,63E-01	1,56E-04	0,0006
Cerf de Virginie - <i>Odocoileus virginianus</i>	1,52E-01	1,09E-04	0,0007

<sup>(1)</sup> : Valeurs présentées au tableau 7.2.

**Tableau 8-3 : Résultats des tests de toxicité (bioessais) effectués sur les effluents liquides récoltés à la centrale de Gentilly-2 le 20 juillet 1994**

Groupe taxonomique	Organisme	Échantillon	CL <sub>50</sub> -48h	Pourcentage de mortalité	Unité toxique	Conclusion
Invertébrés aquatiques	Daphnie - <i>Daphnia magna</i>	Canal d'amenée	> 100 % V/V	10	< 1	Non toxique
		Canal de rejet	> 100 % V/V	0	< 1	Non toxique
		Confluence fleuve - canal de rejet	> 100 % V/V	0	< 1	Non toxique
		Sortie du traitement des eaux usées domestiques	> 100 % V/V	0	< 1	Non toxique
Poisson	Truite arc-en-ciel - <i>Oncorhynchus mykiss</i>	Canal d'amenée	> 100 % V/V	30	< 1	Non toxique
		Canal de rejet	> 100 % V/V	0	< 1	Non toxique
		Confluence fleuve - canal de rejet	> 100 % V/V	20	< 1	Non toxique
		Sortie du traitement des eaux usées domestiques	> 100 % V/V	30	< 1	Non toxique

**Tableau 8-4 : Indices de risque calculés pour les groupes cibles considérés exposés aux radionucléides**

Groupe cible	Durée de l'exposition (année)	Dose maximale admissible (Sv/a) (a)	Dose radiologique (Sv/a) (b)	Indice de risque (c = [b/a])	Contribution de différents isotopes au risque estimé		
					Tritium	<sup>14</sup> C	Autres radionucléides
Adulte	50	0,001	6,38E-05	0,064	1 %	87 %	12 %
Enfant	50	0,001	7,68E-05	0,077	2 %	97 %	1 %
Travailleur	50	0,001	7,22E-08	0,000072	< 1 %	< 1 %	99 % <sup>(1)</sup>
Groupe critique <sup>(2)</sup>	50	0,001	8,00E-06	0,008	54 %	35 %	11 %

<sup>(1)</sup> : <sup>238</sup>U = 85 %.

<sup>(2)</sup> : Hydro-Québec (2001).



**Tableau 8-5 : Indices de risque calculés pour les groupes cibles considérés exposés au benzo(a)pyrène (effets cancérigènes)**

Groupe cible	Inhalation		Ingestion		Indice global de risque  (e = [(a x b)+(c x d)]/1E-06)
	Coefficient de cancérogénicité (mg/kg/j) <sup>-1</sup> (a)	Dose moyenne à vie <sup>(1)</sup> (mg/kg/j) (b)	Coefficient de cancérogénicité (mg/kg/j) <sup>-1</sup> (c)	Dose moyenne à vie <sup>(1)</sup> (mg/kg/j) (d)	
Adulte	3,90E+00	5,77E-10	7,30E+00	3,80E-08	0,3
Travailleur	3,90E+00	1,03E-09	7,30E+00	6,31E-12	0,004
Adulte <sup>(2)</sup>	3,90E+00	1,17E-08	7,30E+00	1,20E-08	0,13

<sup>(1)</sup> : Les doses ont été estimées à partir d'une modélisation réalisée avec le logiciel IMPACT.

<sup>(2)</sup> : Hydro-Québec (1997).

**Tableau 8-6 : Comparaison des indices de risque calculés à partir des concentrations de radionucléides modélisées et mesurées dans le grand brochet**

Type de calcul	Récepteur écologique	Dose radiologique (Gy/a)	VESEO <sup>(a)</sup> niveau 2 (Gy/a)	Indice de risque	Contribution de différents isotopes au risque estimé		
					Tritium	<sup>14</sup> C	Autres radionucléides
Dose estimée l'aide du logiciel IMPACT <sup>(b)</sup>	Grand brochet - <i>Esox lucius</i>	6,11E-02	0,2	0,31	5 %	94 %	1 %
Dose estimée à l'aide du logiciel IMPACT à partir de concentrations mesurées ou estimées dans le poisson <sup>(b)</sup>	Grand brochet - <i>Esox lucius</i>	7,79E-04	0,2	0,004	1 %	2 %	97 %

<sup>(a)</sup> : Valeur estimée sans effet observé.

<sup>(b)</sup> : Tiré du tableau 8-1, voir le détail des calculs présenté à l'annexe J.

**Tableau 8-7 : Comparaison des indices de risque calculés à partir des concentrations de radionucléides modélisées dans les invertébrés benthiques**

Type de calcul	Récepteur écologique	Dose radiologique (Gy/a)	VESEO <sup>(a)</sup> niveau 2 (Gy/a)	Indice de risque	Contribution de différents isotopes au risque estimé		
					Tritium	<sup>14</sup> C	Autres radionucléides
Dose estimée à l'aide du logiciel IMPACT pour une période de 50 ans (durée projetée d'exploitation de Gentilly-2) <sup>(b)</sup>	Invertébrés benthiques	4,65E+00	0,4	11,6	< 1 %	100 %	< 1 %
Dose estimée à l'aide du logiciel IMPACT pour une période de 1 an (concentration initiale estimée dans l'eau et les sédiments)	Invertébrés benthiques	4,11E-03	0,4	0,01	6 %	94 %	< 1 %

<sup>(a)</sup> : Valeur estimée sans effet observé.

<sup>(b)</sup> : Tiré du tableau 8-1.

## 9 SYNTHÈSE DE L'ÉVALUATION DES RISQUES

---

### 9.1 Bilan de l'évaluation des risques écotoxicologiques et toxicologiques

La présente étude avait comme principal objectif d'évaluer le potentiel de risque chez des récepteurs écologiques (évaluation des risques écotoxicologiques) et humains (évaluation des risques toxicologiques) en fonction de leur exposition aux émissions atmosphériques ou aux rejets de radionucléides et de substances chimiques des installations du site de Gentilly. Cette évaluation a été réalisée en tenant compte des caractéristiques propres aux sources d'émissions et de rejets et aux composantes de l'écosystème spécifiques au site de Gentilly. Des composantes valorisées de l'écosystème ont été déterminées afin de sélectionner notamment les récepteurs écologiques et humains pour l'évaluation des risques.

Il est important de mentionner que l'évaluation des risques écotoxicologiques et toxicologiques a été réalisée en considérant des scénarios et des hypothèses conservateurs (analyse de niveau 1), notamment en ce qui a trait au choix des quantités de radionucléides et de substances chimiques rejetées dans l'environnement, au niveau d'exposition des récepteurs d'intérêt et à la sélection des valeurs de référence écotoxicologiques ou toxicologiques utilisées.

D'une manière générale, l'évaluation des risques écotoxicologiques a mis en évidence un potentiel de risque pour certains récepteurs écologiques aquatiques (invertébrés benthiques) exposés aux radionucléides (tableau 9-1). Ce risque serait attribuable essentiellement au tritium et au carbone-14 rejetés dans le canal de rejet par la centrale de Gentilly-2. Toutefois, si l'on considère le niveau de conservatisme des hypothèses utilisées dans le cadre de cette analyse de 1<sup>er</sup> niveau (ex. : concentrations de carbone-14 dans l'eau), ce risque peut être considéré comme faible. D'autre part, les résultats obtenus indiquent l'absence d'un risque significatif chez les récepteurs écologiques terrestres.

En ce qui concerne l'évaluation des risques toxicologiques, les indices de risques calculés ont permis de conclure à l'absence d'un risque significatif pour les enfants, les adultes et les travailleurs exposés aux émissions atmosphériques ou aux rejets de radionucléides et de substances chimiques des installations du site de Gentilly.

### 9.2 Impacts du rejet thermique

Sous des conditions normales d'opération, le rejet thermique de la centrale nucléaire de Gentilly-2 crée un panache de dispersion dans lequel la température de l'eau varie, par rapport à la température de l'eau du canal d'amenée, au plus de + 12 °C. La portion chaude du panache (noyau) s'étale sur une distance d'au plus 600 m en aval du canal de rejet.

Sous ces conditions, l'élévation de la température peut attirer certaines espèces de poissons qui fréquentent de préférence le canal de rejet. L'augmentation de la

température peut aussi avoir des effets sur la reproduction du grand brochet. Cette affirmation doit toutefois être considérée avec circonspection puisque cet effet du rejet thermique sur la reproduction du grand brochet n'est rapporté que par une seule étude. Toutefois, le canal de rejet ne constitue pas un site de fraye pour cette espèce (Armellin et Mousseau, 1998).

Sous ces conditions, il apparaît donc peu probable que la pérennité des populations de poissons fréquentant le tronçon du fleuve Saint-Laurent à la hauteur du complexe nucléaire de Gentilly soit compromise en raison des considérations exposées ci-après :

- la faune ichthyenne du secteur est principalement composée d'espèces d'eau fraîche et d'eau chaude qui démontrent, pour la plupart, des températures optimales pour la croissance supérieures à 20 °C ;
- les poissons dont le préférendum thermique se situe à des températures plus basses peuvent éviter la zone de rejet d'eau chaude en tout temps ;
- le rejet d'eau chaude n'entraînera pas de changements brusques de la température de l'eau en saison froide ;
- il est peu probable que l'influence du rejet d'eau chaude entraîne un impact négatif significatif sur la frayère à grand brochet répertoriée à environ 1 km en aval du canal de rejet puisqu'à cet endroit le gradient thermique est d'environ + 2 °C seulement.

## 9.3 Surveillance environnementale

### 9.3.1 Programme de surveillance de l'environnement d'Hydro-Québec

Le programme de surveillance de l'environnement actuellement appliqué par Hydro-Québec permet d'exercer une surveillance radiologique des différentes composantes abiotiques (air, eau et sol) de l'environnement du site de Gentilly de même que certains récepteurs écologiques entrant dans la chaîne alimentaire humaine (lait, légumes et poissons). Les résultats du programme de surveillance radiologique permettent d'évaluer l'exposition de la population environnante aux émissions atmosphériques et aux rejets liquides de radionucléides des installations de la centrale de Gentilly-2 et de s'assurer du respect des différentes normes.

Le programme a également pour objectif d'acquérir des données spécifiques au site de Gentilly relativement au comportement des radionucléides dans l'environnement; notamment sur les aspects écologique, hydrologique, géochimique et météorologique. Ces informations facilitent la compréhension des interactions entre les différents médias environnementaux et les récepteurs écologiques afin de réaliser des évaluations de risques plus réalistes.

### 9.3.2 Évolution de la gestion environnementale

Depuis l'entrée en vigueur de la nouvelle *Loi sur la sûreté et la réglementation nucléaires*, la CCSN veille à ce que les risques pour les organismes non humains (biote) dans le cadre des activités réglementées soient considérés au même titre que les risques pour la santé humaine. De plus, la CCSN désire intégrer à l'évaluation des risques

écotoxicologiques et toxicologiques toutes les sources d'émissions ou substances chimiques d'intérêt émises par les opérations d'installations nucléaires. Ce type d'évaluation constitue une nouvelle exigence de la CCSN.

En regard de ces nouvelles exigences, Hydro-Québec désire procéder à une révision systématique de son programme de surveillance de l'environnement afin de s'assurer de la protection de l'être humain, des récepteurs écologiques de même que la qualité de l'environnement. Le programme révisé tiendra compte de toutes les sources d'émissions ou de rejets de radionucléides et de substances chimiques dans l'environnement résultant des opérations des installations sur le site de Gentilly incluant les centrales de Gentilly-2 et de Bécancour ; de même que les installations de gestion des déchets radioactifs. Il pourra éventuellement être intégré au système de gestion environnementale (SGE) d'Hydro-Québec, basé sur la norme ISO 14 001.

La présente évaluation des risques écotoxicologiques et toxicologiques s'inscrit donc dans ce contexte de révision du programme de surveillance et constitue la première étape du processus.

### 9.3.3 Améliorations proposées

Les résultats de la présente évaluation des risques écotoxicologiques et toxicologiques ont servi d'assise pour l'élaboration de recommandations visant à actualiser et à optimiser le programme de surveillance de l'environnement actuellement appliqué par Hydro-Québec au site de Gentilly. Les recommandations proposées pourront être considérées par les gestionnaires d'Hydro-Québec responsables de la révision du programme de surveillance de l'environnement.

L'élaboration des recommandations a été réalisée en utilisant les résultats schématisés présentés aux tableaux 9-1 et 9-2. Ces derniers mettent en relation, d'une part, l'état actuel des connaissances relatives aux radionucléides et aux substances chimiques présents dans chacun des médias environnementaux (composante abiotique) et, d'autre part, les résultats de l'évaluation des risques obtenus pour les récepteurs écologiques et humains d'intérêt (composantes biotique et humaine).

Les sections qui suivent présentent les recommandations élaborées à partir de ces tableaux de même que les principaux éléments justificatifs les supportant.

#### 9.3.3.1 Substances chimiques

De manière générale, les quantités de substances chimiques rejetées ou émises dans l'environnement par les installations du site de Gentilly sont négligeables ou non significatives et respectent les normes ou critères en vigueur applicables aux différents médias environnementaux (air, eau et sol). L'exposition des récepteurs écologiques (mammifères seulement) et humains, découlant des émissions atmosphériques de HAP provenant de la centrale de Bécancour, est jugée non significative et permet de conclure à l'absence de risque significatif.

De plus, les faibles quantités de composés organiques ou inorganiques mesurées ou estimées pouvant atteindre potentiellement le fleuve Saint-Laurent, alliées au pouvoir de

dilution de celui-ci, ne permettent pas de considérer la contribution de la centrale de Gentilly-2 et de la centrale de Bécancour comme significative (voir l'annexe F).

Cependant, il est recommandé de réaliser une surveillance des différents paramètres physico-chimiques à la source afin de s'assurer que les pratiques d'exploitation des installations respectent les normes en vigueur et protègent la qualité de l'environnement. De plus, le programme de surveillance permettrait d'acquérir des données spécifiques au site qui pourront être utilisées pour des évaluations subséquentes de risques.

#### 9.3.3.2 Radionucléides

D'une manière générale, les concentrations estimées ou mesurées dans les différents compartiments environnementaux à distance des sources sont associées aux émissions atmosphériques provenant de la cheminée de la centrale de Gentilly-2. La contribution de la centrale de Bécancour est négligeable et surtout associée aux radionucléides naturels. Les estimations du risque pour le biote terrestre et les humains indiquent par ailleurs qu'il n'existerait aucun potentiel de risque associé à une exposition à long terme aux radionucléides sur la base des connaissances actuelles.

Par conséquent, aucune mesure additionnelle de suivi n'est proposée pour les humains et pour les récepteurs écologiques terrestres à distance des sources. Cependant des mesures de sol et de végétation dans la zone rapprochée sont suggérées afin d'acquérir des données locales.

Les rejets de radionucléides dans le milieu aquatique, effectués par le biais du canal de rejet, entraîneraient un potentiel de risque pour les organismes benthiques. Rappelons toutefois que le conservatisme des hypothèses retenues ne permet pas de confirmer de façon absolue un potentiel de risque significatif pour ces organismes, mais indique les pistes à suivre pour raffiner l'évaluation et augmenter la précision des estimations. Il importe donc d'évaluer l'exposition réelle de ce groupe taxonomique ainsi que des autres organismes aquatiques (ex. : plante, poisson) afin de s'assurer de l'absence d'effets significatifs.




En conséquence, des mesures environnementales complémentaires devraient être réalisées dans certains médias environnementaux (eau et sédiments du canal de rejet, et du fleuve Saint-Laurent) et composantes biotiques associées à la production primaire (phytoplancton et macrophytes) et secondaire (invertébrés benthiques) qui constituent des médias d'exposition pour les espèces appartenant au maillon supérieur de la chaîne alimentaire (carpe et grand brochet). Actuellement, le programme de surveillance n'inclut aucune mesure de tritium dans les plantes aquatiques. Les mesures de carbone-14 dans les invertébrés benthiques sont également inexistantes. Cette absence de données quantitatives entraîne une grande incertitude du risque calculé pour les invertébrés benthiques de même que pour les autres récepteurs écologiques associés au milieu aquatique.

**Tableau 9-1 : Bilan de l'évaluation des risques écotoxicologiques et toxicologiques au site de Gentilly**







Milieu	Média / Groupe taxonomique / Groupe cible	Média environnemental ou récepteurs écologique et humain d'intérêt	Radio- nucléide	Substances chimiques d'intérêt			
				HAP	Huiles usées	Métaux	Autres substances*
<b>Composante abiotique</b>							
Atmosphérique	Air	Air (extérieur)					
		Déposition sèche et humide					
Aquatique	Sédiments	Canal de rejet					
		Fleuve Saint-Laurent					
	Eau	Canal de rejet					
		Fleuve Saint-Laurent					
Terrestre	Sol	Rhizosphère					
	Eau	Eau de surface et d'infiltration					
		Nappe phréatique					
<b>Composante biotique</b>							
Aquatique	Plantes aquatiques	Phytoplanton					
		Macrophytes					
	Invertébrés aquatiques	Invertébrés benthiques					
		Carpe - <i>Cyprinus carpio</i>					
	Poissons	Grand brochet - <i>Esox lucius</i>					
Érable argenté - <i>Acer saccharinum</i>							
Terrestre	Plantes terrestres	Légume à feuilles					
		Légume à racines					
		Fourrage					
		Ver de terre					
	Amphibiens et reptiles	Grenouille léopard - <i>Rana pipiens</i>					
		Couleuvre rayée - <i>Thamnophis sirtalis</i>					
	Oiseaux	Canard noir - <i>Anas rubripes</i>					
		Goéland à bec cerclé - <i>Larus delawarensis</i>					
		Poule (œufs)					
	Mammifères	Poule (viande)					
		Campagnol					
		Raton laveur - <i>Procyon lotor</i>					
		Cerf de Virginie - <i>Odocoileus virginianus</i>					
		Bœuf (viande)					
	Vache (lait)						
<b>Composante humaine</b>							
Terrestre	Humains	Enfant					
		Adulte					
		Travailleur					

\* Note : Autres substances (chlore, hydrazine, morpholine).

**Composante abiotique**

-  Mesures environnementales ou valeurs estimées adéquates
-  Données manquantes ou incomplètes
-  Quantité rejetée ou émise dans l'environnement négligeable ou non significative

**Composantes biotique et humaine**

-  Potentiel de risque (IR>=1)
-  Potentiel de risque négligeable ou non significatif en raison du conservatisme des hypothèses associées à une analyse de f<sup>r</sup> niveau
-  Aucun potentiel de risque (IR<1)
-  Risque non calculé en raison des valeurs de référence toxicologiques (VESEO) non disponibles
-  Risque non calculé : récepteur utilisé seulement pour le calcul de la dose pour l'humain
-  Risque non calculé et probablement négligeable en raison des faibles quantités émises ou susceptibles d'être émises dans l'environnement



**Tableau 9-2 : Sélection des radionucléides pour le programme de surveillance environnementale**

Milieu	Média / Groupe taxonomique / Groupe cible	Média environnemental ou récepteurs écologique et humain d'intérêt	Radionucléide					
			Programme actuel			Mesures additionnelles proposées		
			Tritium	<sup>14</sup> C	Autres	Tritium	<sup>14</sup> C	Autres
<b>Composante abiotique</b>								
Atmosphérique	Air	Air (extérieur)						
		Déposition sèche et humide						
Aquatique	Sédiments	Canal de rejet						
		Fleuve Saint-Laurent						
	Eau	Canal de rejet						
		Fleuve Saint-Laurent						
Terrestre	Sol	Rhizosphère						
	Eau	Eau de surface et d'infiltration						
		Nappe phréatique						
<b>Composante biotique</b>								
Aquatique	Plantes aquatiques	Phytoplanton						
		Macrophytes						
	Invertébrés aquatiques	Invertébrés benthiques						
		Poissons	Carpe - <i>Cyprinus carpio</i>					
Grand brochet - <i>Esox lucius</i>								
Terrestre	Plantes terrestres	Érable argenté - <i>Acer saccharinum</i>						
		Légume à feuilles						
		Légume à racines						
		Fourrage						
	Invertébrés terrestres	Ver de terre						
	Amphibiens et reptiles	Grenouille léopard - <i>Rana pipiens</i>						
		Couleuvre rayée - <i>Thamnophis sirtalis</i>						
	Oiseaux	Canard noir - <i>Anas rubripes</i>						
		Goéland à bec cerclé - <i>Larus delawarensis</i>						
		Poule (œufs)						
	Mammifères	Poule (viande)						
		Campagnol						
		Raton laveur - <i>Procyon lotor</i>						
		Cerf de Virginie - <i>Odocoileus virginianus</i>						
	Bœuf (viande)							
	Vache (lait)							
<b>Composante humaine</b>								
Terrestre	Humains	Enfant						
		Adulte						
		Travailleur						

Note : Les concentrations mesurées dans les différents médias d'exposition et récepteurs d'intérêt apparaissent à l'annexe I.

- Radionucléide mesuré
- Radionucléide mesuré ponctuellement
- Aucune mesure pour certains radionucléides d'intérêt (ex: rayonnement alpha)
- Radionucléides à mesurer
- Aucune mesure additionnelle
- Aucune mesure

## RÉFÉRENCES

---

- Agence canadienne d'évaluation environnementale (ACEE) (1999). *Évaluation des effets cumulatifs. Guide du praticien*. 79 p. et annexes.
- Agency for toxic substances and disease registry (ATSDR) (1997). Toxicological Profile for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) (Update). U.S., Department of Health and Human Services, CRC Lewis Publisher.
- Andelman, J.B. (1990). Total Exposure to Volatile Organic Chemicals in Potable Water. N.M. Ram, R.F. Christman, K.P. Cantor (eds.). Lewis Publishers.
- Aménatech Inc. (1993). Suivi du rejet thermique de la centrale nucléaire Gentilly-2, Volumes 1 et 2. Hydro-Québec, région Mauricie.
- American Society for Testing and Materials (ASTM) (1998). Standard Guide for Risk-Based Corrective Action. Philadelphia. PA., ASTM.
- Amiro, B. D. (1994). "Response of boreal forest tree canopy cover to chronic gamma irradiation." *J. Environmental Radioactivity* **24**: 181-197.
- Amiro, B.D. and Sheppard, S.C. (1994). "Effects of ionizing radiation on the boreal forest: Canada's FIG experiment, with implications for radionuclides." *Science of the Total Environment*. **157**: 371-382.
- Angus, D.S. (1984). Mutagenicity of Seven Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Compounds in *Drosophila*. *Heredity* **53**(3): 221-225.
- Armellin, A. et P. Mousseau (1998). Synthèse des connaissances sur les communautés biologiques du secteur d'étude Trois-Rivières-Bécancour. Zones d'intervention prioritaire 12 et 13., Environnement Canada - Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent. Rapport technique: 256.
- Asseau-INRS (1992). Bilan des apports toxiques et inventaire des usages du fleuve Saint-Laurent, Environnement Canada, Conservation et Protection - région du Québec. Centre-Saint-Laurent.
- Association québécoise des groupes d'ornithologues (AQGO) (1995). Société québécoise pour la protection des oiseaux Service canadien de la faune d'Environnement Canada. Atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional, Banque informatisée de données.
- Association québécoise des groupes d'ornithologues (AQGO) (2001). Étude des populations d'oiseaux du Québec (ÉPOQ) - Banque informatisée de données.

- Balk, L., J. Meijer, J.W. Depierre et L.E. Appelgren (1984). The Uptake and Distribution of <sup>3</sup>H-Benzo-a-pyrene in the Northern Pike (*Esox lucius*). Examination by Whole Body Autoradiography and Scintillation Counting. Toxicology and Applied Pharmacology **74**(3): 430-449.
- Barbeau, C. et Jean-Eudes Côté (2001). Suivi de la dispersion du tritium autour de l'aire de stockage des déchets radioactifs de la centrale Gentilly-2 (intégration des résultats historiques). Sainte-Foy, Université Laval: 52 p. + annexes.
- Baumgartner, J. (1985). "The Effect of Total Body  $\gamma$ -Irradiation on Mortality, Egg Production and Egg Weight of Japanese Quails." Int. J. Radiat. Biol. **47**: 591-597.
- Beak International inc. (2001a). Logiciel IMPACT.
- Beak International inc. (2001b). Integrated Model for the Probabilistic Assessment of Contaminant Transport, Draft User Manual, version 3.0.
- Bell, M.C., L.B. Sasser et J.L. West (1971). Simulated-Fallout-Radiation Effects on Livestock, Survival of Food Crops and Livestock in the Event of Nuclear War. AEC Symposium Series 24, CONF-700909, US Atomic Energy Commission. D. W. Bensen, Sparrow, A.H., Eds. Oak Ridge, TN: 193.
- Bider, J. R. et S. Matte (1994). Atlas des amphibiens et des reptiles du Québec. Société d'histoire naturelle de la vallée du Saint-Laurent et Ministère de l'Environnement et de la Faune. Québec.
- Bird, G.A., P.A. Thompson, C. Macdonald, M.I. Sheppard et S.C. Sheppard (2000). Canadian Environmental Protection Act - Priority Substances List - Supporting Document for the Priority Substances List Assessment of Releases of Radionuclides from Nuclear Facilities (Impact on Non-Human Biota). Prepared for the Commercial Chemicals Evaluation Branch, Hull, Quebec.
- Blair, W.F. (1960). Radiation-induced Genetic Damage in the Mexican Toad (*Bufo Valliceps*). Texas J. Sci. **12**: 216-227.
- Blaylock, B.G. (1965). Chromosomal Aberrations in a Natural Population of *Chironomus Tentans* Exposed to Chronic Low-level Radiation. Evolution **19**: 421-429.
- Blaylock, B.G. et N.A. Griffith (1971). Effect of Acute Beta and Gamma Radiation on Developing Embryos of Carp (*Cyprinus Carpio*). Radiat. Res. **46**: 99-104.
- Blaylock, B.G. et J.R. Trabalka (1978). Evaluating the Effects of Ionizing Radiation on Aquatic Organisms. *In: Radiation Biology*. Alder H. et J.T. Lett (Eds), Academic Press, N.Y., U.S.A. **7**: 103-152.
- Blaylock, B.G., M.L. Frank and J.F. McCarthy (1985). Comparative Toxicity of Copper and Acridine to Fish, Daphnia and Algae. Environ. Toxicol. Chem. **4**(1): 63-72.
- Boney, A.D. (1974). Aromatic Hydrocarbons and the Growth of Marine Algae. Mar. Pollut. Bull. **5**: 185-186.

- Bonham, K. and Donaldson, L.R. (1966). Low-level chronic irradiation of salmon eggs and alevins., International Atomic Energy Agency (IAEA). Vienna.
- Bonham, K. A. Welander, A.D. (1963). Increase in Radioresistance of Fish to Lethal Doses with Advancing Embryonis Development, New-York, Reinhold Publishing Corp., New-York.
- Brisbin, I. L., Jr. (1991). Avian Radioecology. Power D.M. Current Ornithology **8**: 60-140.
- Brown, R.S., R.E. Wolke, C.W. Brown et S.B. Saila (1979). Hydrocarbon Pollution and the Prevalence of Neoplasia in New England Soft-Shell Clams (*Mya arenaria*). *In: Animals as Monitors of Environmental Pollutants*. Migala, G, S.W. Nielsen et D.G. Scarpelli (Eds). Washington, D.C., National Academy of Sciences: pp. 41-51.
- Brown, S.O., G.M. Krise, H.B. Pace et J. de Boer (1964). Effect of Continuous Radiation on the Reproductive Capacity and Fertility of Albino Rat and Mouse. *In: Effects of Ionizing Radiation on the Reproductive System*. W. Carlson (Ed). Pergamon Press: 103-110 [cité dans Rose, 1992].
- Bruenger, F. W., R.D. Lloyd, G.N. Taylor, S.C. Miller et C.W. Mays (1990). "Kidney Disease in Beagles Injected with polonium-210." Radiat. Res. **122**: 241-251.
- Buech, R.R. (1977). Small Mammals in a Gamma-irradiated Northern Forest Community. *In: The Enterprise, Wisconsin, Radiation Forest: Radioecological Studies*. Zavitkovski, J. (Ed). Washington, D.C., Energy Research and Development Administration: 167 (ERDA Report TID-26113-P2) [cité dans AEIA, 1992].
- Canadian Council of the Ministers of Environment (CCME) (1996). A Framework for Ecological Risk Assessment : General Guidance. Canadian Council of the Ministers of Environment.
- Canadian Council of the Ministers of Environment (CCME) (1997). A Framework for Ecological Risk Assessment : Technical Appendices. Canadian Council of the Ministers of Environment.
- Canadian Nuclear Society (CNS) (1997). Impacts d'émissions de radionucléides des installations nucléaires sur les espèces autre que l'humain. Ottawa, Canada, Canadian Nuclear Society.
- Canadian Standards Association (CSA), Ed. (1998a). *Guidelines for Calculating Derived Release Limits for Radioactive Material in Airborne and Liquid Effluents for Normal Operation of Nuclear Facilities*. Toronto, National Standards of Canada, CAN/CSA-N288.1-M87 (R1998).
- Canadian Standards Association (CSA), Ed. (1998b). *Guidelines for Radiological Monitoring of the Environment*. Toronto, National Standards of Canada, CAN/CSA-N288.4-M91 (R1998).

- Canadian Standards Association (CSA), Ed. (1998c). *Guidelines for Calculating Radiation Doses to the Public From a Release of Airborne Radioactive Material Under Hypothetical Accident Conditions in Nuclear Reactors*. Toronto, National Standards of Canada, CAN/CSA-N288.2-M91 (R1998).
- Carnes, B. A., et T.E. Fritz (1993). "Continuous Irradiation of Beagles with Gamma Rays." Radiat. Res. **136**: 103-110.
- Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ) (1998). Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés. Québec, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, Ministère de l'Environnement du Québec.
- Centre de données sur le patrimoine naturel du Québec (CDPNQ) et FAPAQ (2001). Espèces fauniques menacées ou vulnérables ou susceptibles d'être ainsi désignées.
- Centre de données sur le patrimoine naturel du Québec (CDPNQ), MENV (2001). Plantes vasculaires menacées ou vulnérables ou susceptibles d'être ainsi désignées - Banque de données informatisée.
- Centre Saint-Laurent (1993). Qualité des sédiments et bilan des dragages sur le Saint-Laurent. Direction du développement technologique.
- Chandorkar, K.R., Szachrajuk, R.B. et Clark (1978). Effect of extremely low radiation dosages on synchronized cultures of *Chlorella pyrenoidosa*. Health Physician **34**: 494-498.
- Chandorkar, K.R. et N.G. Dengler (1987). Effect of Low Level Continuous Gamma Irradiation on Vascular Cambium Activity in Scotch Pine (*Pinus Sylvestris L.*). Environ. Exp. Bot. **27**: 165-175.
- Chen, W.-C. G., and Thomas E. McKone (2001). "Chronic Health Risks from Aggregate Exposures to Ionizing Radiation and Chemicals: Scientific Basis for an Assessment Framework." Risk Analysis **Vol. 21**(No. 1): p. 25-42.
- Cherradi, M. (1987). Étude de l'abondance et de la diversité des poissons du fleuve Saint-Laurent dans le secteur de la centrale nucléaire de Gentilly. Québec, Université du Québec: 119 p.
- Cole, M.M. et autres (1959) Effect of Gamma Radiation on Some Insects Affecting Man. J. Econ. Entomol. **52**: 448-450 [cité dans Rose 1992].
- Commission de contrôle de l'énergie atomique (CCEA) (1998). *Annual Report 1997-1998*. Ottawa, Ontario (CC 171-1998).
- Commission on Radiological Protection (Federal Republic of Germany) (1989). Effects of Prenatal Irradiation 2nd Edition. German, Gustav Fisher Verlag, Stuttgart.
- Conger, A. D., et J.H. Clinton (1973). "Nuclear Volumes, DNA Contents, and Radiosensitivity in Whole-Body Irradiated Amphibians." Radiat. Res. **54**: 69-101.

- Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement (CCMRE) (1987). Recommandations pour la qualité des eaux au Canada, Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux du Conseil canadien des ministres des Ressources et de l'Environnement, Environnement Canada, Ottawa.
- Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement (CCME) (1996). A Framework for Ecological Risk Assessment : General Guidance. Canadian Council of Ministers of the Environment, National Contaminated Sites Remediation Program, Ottawa, ON.
- Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement (CCME) (1997). A Framework for Ecological Risk Assessment : Technical Appendice. Canadian Council of Ministers of the Environment, National Contaminated Sites Remediation Program, Ottawa, ON.
- Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) (2000). Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, 2001. Winnipeg,
- Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) (2001). Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, 2001. Winnipeg,
- Cooke, S. J., and R.S. McKinley (1999). Winter Residency and Activity Patterns of Channel Catfish, *Ictalurus Punctatus* (Rafinesque), and Common Carp, *Cyprinus Carpio* L., in a Thermal Discharge Canal. Fisheries Management and Ecology Vol. 6 : p. 515-526.
- Cooley, J.L. et D.J. Nelson (1970). Effects of Chronic Irradiation and Temperature on Populations of the Aquatic Snail *Physa Heterostropha*. Oak Ridge, Tennessee, Oak Ridge National Laboratory.
- COSEPAC (2002). Espèces canadiennes en péril, mai 2002. Ottawa, Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Site internet : [www.cosepac.gc.ca](http://www.cosepac.gc.ca).
- COSYMA (1991). Logiciel dérivé du projet de recherche "COde SYstem from MAria" de la communauté européenne. An accident consequence assessment package for use on a PC.
- Couture, R., J. Laperrière et G. Vaillancourt (1976). Secteur du fleuve Saint-Laurent, région du complexe nucléaire Gentilly 1975-1976, Études ichtyologiques. Université du Québec à Trois-Rivières: 130 p.
- Cristaldi, M., L.A. Ieradi, D. Mascanzoni et T. Mattei (1991). "Environmental Impact of the Chernobyl Accident: Mutagenesis in Bank Voles from Sweden." Int. J. Radiat. Biol. **59**: 31-40.
- Desgranges, J.L. et J.P. Ducruc, (sous la direction de) (2000). Portrait de la biodiversité du Saint-Laurent.

- Dobson, R.L. (1982). Low-Exposure Tritium Radiotoxicity in Mammals. *In: Proceedings of a Workshop on Tritium Radiobiology and Health Physics, Biomedical Sciences Division, Lawrence Livermore National Laboratory, Livermore, California.*
- Donaldson, L.R. et Bonham, K. (1964). Effects of Low-Level Chronic Irradiation of Chinook and Coho Salmon Eggs and Alevins. Trans. American Fish Society **93**: 333-341.
- Dong, J., X. Zhou et C. Zhang (1985). "RBE of Tritium Beta Rays for Oocyte Survival in Female Mice." Radiat. Prot. **5**: 123-128.
- ECOMatters Inc. (1999). Effect of Radionuclides on Plants. Pinawa, Manitoba., Prepared for the Chemical Evaluation Division, Commercial Chemicals Evaluation Branch, Environment Canada.
- Ellenton, J.A. (1982). Teratogenic Activity of Aliphatic and Aromatic Fractions of Prudhoe Bay Crude and Fuel Oil No. 2 in the Chicken Embryo. Toxicol. Appl. Pharmacol. **63**: 209-215.
- Emerson, R.N. (1981). Letter Dated October 13, 1981 Concerning PAH Damage to a Toronto Vegetable Garden, Air Resources Branch: 5 pp.
- Environment Canada and Health Canada (2001). Releases of Radionuclides from Nuclear Facilities (Impact on Non-Human Biota). Health Canada, Canadian Environmental Protection Act, Priority Substances List, Assessment Report.
- Environnement Canada (1993). Normales climatiques au Canada 1961-1990 - Québec. Ottawa, Ministre des Approvisionnements et Services Canada.
- Environment Canada (1994). A Framework for Ecological Risk Assessment at Contaminated Sites in Canada: Review and Recommendations. Ottawa, Ontario, Environment Canada.
- Environnement Canada (1997). Évaluation environnementale des substances d'intérêt prioritaire conformément à la Loi canadienne sur la protection de l'environnement, Guide Version 1.0. Division de l'évaluation des produits chimiques, Direction de l'évaluation des produits chimiques commerciaux.
- Environnement Canada (2000). Inventaire national des rejets de polluants (INRP). [http://www.ec.gc.ca/pdb/hpri\\_dat\\_rep\\_f.cfm](http://www.ec.gc.ca/pdb/hpri_dat_rep_f.cfm)
- Environnement Canada (2001a). Espèces en péril – Dard de sable. Site Internet : [www.ec.gc.ca](http://www.ec.gc.ca).
- Environnement Canada (2001b). Espèces en péril – Monarque. Site Internet : [www.ec.gc.ca](http://www.ec.gc.ca).
- Environnement Canada. (2002). Cartographie des espèces en péril au Canada. Site Internet : [www.ec.gc.ca](http://www.ec.gc.ca).

- Ewing, L.L., C.R. MacDonald et B.D. Amiro (1996). Radionuclide Transfer and Radiosensitivity in Amphibians and Reptiles. Pinawa, Manitoba, Atomic Energy of Canada Limited: 34 pp.
- Fernandez, M., J. L'Haridon, L. Gauthier, et C. Zoll-Moreux (1993). Amphibian Micronucleus Test(s): A Simple and Reliable Method for Evaluating in Vivo Genotoxic Effects of Freshwater Pollutants and Radiations. Initial Assessment, Mutat. Res. **292**: 83-99.
- Fletcher, G.L., M.J. King, J.W. Kicenuik et R.F. Addison (1982). Liver hypertrophy in Winter Flounder Following Exposure to Experimentally Oiled Sediments. Comp. Biochem. Physiol. **73**: 457-462.
- Galeriu, D. (1994). *Transfer Parameters for Routine Release of HTO – Consideration of OBT*. Atomic Energy of Canada Limited Report AECL-11052.
- Garner, R.J. et D.A. Barber (1966). Effects of Radioactive Substances on Plants. *In: Radioactivity and Human Diet*. R. S. Russell, Ed. Oxford, Pergamon Press: 159-170.
- GDG Conseil inc. (1999). Étude sur les poissons lors de l'arrêt du réacteur de la centrale de Gentilly en avril 1999, Hydro-Québec, centrale de Gentilly.
- George, L. S., Dallas, C.E., Brisbin, Jr and Evans, D.L. (1991). Flow cytometric DNA analysis of ducks accumulating <sup>137</sup>Cs on a reactor reservoir. *Ecotoxicological and Environmental Safety* 21: 337-347.
- Giannetti, M., A. Trux, B. Giannetti, et Z. Zubrzycki (1990). *Xenopus Laevis* South African Clawed Toad - A Potential Indicator for Radioactive Contamination in Ecological Studies? *In: Biology and Physiology of Amphibians*. W. Hanke (Ed) New York, Gustav Fisher Verlag: pp. 279-285.
- Gilbert, E.S., F.T. Cross, et G.E. Dagle (1996). Analysis of Lung Tumor Risks in Rats Exposed to Radon. Radiat. Res. **145**: 350-360.
- Golder Associates Ltd. (1996). A Review of the Biophysical Effects of Uranium Mining and Milling in Canada. Calgary, Alberta, Préparé pour la Commission de contrôle de l'énergie atomique, Ottawa, Ontario.
- Goud, S. N., J.M. Feola et Y. Maruyama (1987). "Sperm Shape Abnormalities in Mice Exposed to Californium-252 Radiation." Int. J. Radiat. Biol. **52**: 755-760.
- Grande, T., et J.A. Bueren (1995). "Analysis of Hematopoiesis in Mice Irradiated with 500 mGy of X Rays at Different Stages of Development." Radiat. Res. **143**: 327-333.
- Gunckel, J.E., et A.H. Sparrow (1961). Ionizing Radiations: Biochemical, Physiological and Morphological Aspects of their Effects on Plants. *In: External Factors Affecting Growth and Development, Encyclopedia of Plant Physiology*. W. Ruhland (Ed). Berlin, Springer-Verlag: pp. 555-583.



- Gupta P. et autres (1993). Prevalence of impaired lung fonction in rubber manufacturing factory workers exposed to benzo(a)pyrene and respirable particulate matter Indoor Environ, 2 : 26-31.
- Hahn, F. F., B.B. Boecker, W.C. Griffith et B.A. Muggenburg (1997). "Biological Effects of Inhaled  $^{144}\text{CeCl}_3$  in Beagle Dogs." Radiat. Res. **147**: 92-108.
- Harrison, F. (1997). Radiobiological Endpoints Relevant to Ecological Risk Assessment. In: Symposium on Radiological Impacts from Nuclear Facilities on Non-human Species, Ottawa, Ontario, December 1-2, 1996. Toronto, Ontario, Canadian Nuclear Society: pp. 39-52.
- Harrison, F.L. and Anderson (1994). The effects of acute irradiation on reproductive success of the polychaete worm, *Neanthes arenaceodentata*. Radiat. Res. **140**: 401-409.
- Harrison, F.L. and Knezovich, J.P (2001). "Effects of radiation on aquatic and terrestrial organisms." Radioecology: Radioactivity and Ecosystems(In press).
- Hart, D.R. et J.B. Armstrong (1984). Assessment of the Mutagenic Damage by Monofunctional Alkylating Agents and Gamma Radiation in Haloid and Diploid frogs, *Xenopus Laevis*. Environ. Mutagen **6**: 719-735.
- Hasemann, I. and J.A. Jones (1991). COSYMA User Guide Version 95/1, EUR 13045/KfK 4331 B.
- Hose, J.D. (1985). Potential Uses of Sea Urchin Emryos for Identifying Toxic Chemicals: Description of a Bioassay Incorporating Cytologic, Cytogenetic and Embryologic Endpoints. J. Appl. Toxicol. **5**: 245-254.
- Hydro-Québec (1993a). Stockage à sec du combustible nucléaire irradié de la centrale Gentilly-2, rapport d'avant-projet et résumé, Hydro-Québec: 286 p.
- Hydro-Québec (1993b). Essais de conformité - Centrale à turbines à gaz de Bécancour, rapport final, rév.1.
- Hydro-Québec (1997). Validation des impacts potentiels associés aux émissions atmosphériques de la centrale de Bécancour, Service Gestion des contaminants, Vice-présidence Environnement et Collectivités.
- Hydro-Québec (1999). Programme de surveillance radiologique de l'environnement du site de Gentilly, Centrale nucléaire Gentilly-2. Norme et méthode NM-5.08.
- Hydro-Québec (2002). Résultats du programme de surveillance radiologique de l'environnement du site de Gentilly, Rapport technique G2-RT-2001-00518-05, Centrale nucléaire Gentilly-2.
- ICRP (International Commission on Radiological Protection) (1977). Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 26. Pergamon Press : Oxford.

- ICRP (International Commission on Radiological Protection) (1990). Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. Publication 60, Pergamon Press, New York, USA.
- Ilyinskikh, N. N., Ilyinskikh, E.N. and Ilyinskikh, I.N. (1998). "Micronucleated erythrocytes frequency and radiocesium bioconcentration in pikes (*Esox lucius*) caught in the Tom River near the nuclear facilities of the Siberian Chemical Complex (tomsk-7)." Mut. Res. **421**: 197-203.
- International Agency for Research on Cancer (IARC) (1984). Polynuclear Aromatic Compounds, Part 3, Industrial Exposures in Aluminium Production, Coal Gazification, Coke Production, and Iron and Steel Founding. IARC Monographs on the Evaluation of the Carcinogenic Risk of Chemical to Humans. Vol. 34, Lyon, France.
- International Agency for Research on Cancer (IARC) (1985). Polynuclear Aromatic Compounds, Part 4, Bitumens, Coal-Tars and Derived Products, Shale-Oils and Soots. IARC Monographs on the Evaluation of the Carcinogenic Risk of Chemical to Humans. Vol. 35, Lyon, France.
- International Agency for Research on Cancer (IARC) (1987). Overall Evaluations of Carcinogenicity: an Updating of IARC Monographs. Volumes 1 to 42. IARC Monographs on the Evaluation of the Carcinogenic Risk of Chemical to Humans. Suppl. 7, Lyon, France.
- International Atomic Energy Agency (IAEA). (1976). Effects of Ionizing Radiation on Aquatic Organisms and Ecosystems. Vienna.: 131 pp.
- International Atomic Energy Agency (IAEA). (1992). Effects of Ionizing Radiation on Plants and Animals at Levels Implied by Current Radiation Protection Standards. Vienna.
- International Commission on Radiological Protection (ICRP) (1991). Annual Limits on Intake of Radionuclides by Workers Based on the 1990 Recommendations. Pergamon Press, Oxford, ICRP.
- Jensh, R. P., R.L. Brent et W.H. Vogel (1986). "Studies Concerning the Effects of Low Level Prenatal X-Irradiation on Postnatal Growth and Adult Behavior in the Wistar Rat." Int. J. Radiat. Biol. **50**: 1069-1081.
- Jerina, D.W., H. Selander, H. Yagi, M.C. Wells, J.F. Davey, V. Makadeva et D.T. Gibdon (1976). Dihydrodiols from Anthracene and Phenanthrene. J. Am. Chem. **98**: 5988-5996.
- Jiang, T. N., B.I. Lord et J.H. Hendry (1994). "Alpha Particles are Extremely Damaging to Developing Hemopoiesis Compared to Gamma Irradiation." Radiat. Res. **137**: 380-384.

- Jourdain, A., et J.F. Bibeault (1998). Synthèse des connaissances sur les aspects socio-économiques du secteur d'étude Trois-Rivières-Bécancour., Environnement Canada - Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent: 282.
- King, K. J., T. Yankovich et S. Mainguy (2001). Environmental Features and Valued Ecosystem Components in the Vicinity of Each Canadian CANDU Site. Campbellville, Ontario, North-South Environmental, Inc., CANDU Owners Group Inc.
- Krahn, M.M., L.D. Rhodes, M.S. Myers, L.K. Moore, W.D. Macleod Jr. et D.G. Malins (1986). Associations Between Metabolites of Aromatic Compounds in Bile and the Occurrence of Hepatic Lesions in English Sole (*Parophrys vetulus*) from Puget Sound. Arch. Environ. Contam. Toxicol. **15**: 61-67.
- Kryshev, I.I. and Sazykina, T.G. (1998). "Radioecological effects on aquatic organisms in the areas with high levels of radioactive contamination: environmental protection criteria." Radiation Protection Dosimetry **75**: 187-191.
- Kveseth, K., B. Sortland et M.B. Stobet (1981). Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Leafy Vegetables, a Comparison of the Nordic Results. Olsol, Norway, Central Inst. for Industrial Research.
- Laboratoire de matériaux de Québec (1987) inc. (LMQ) (1998). ASDR - Centrale nucléaire Gentilly-2, Gentilly, Québec, Installation de piézomètres pour fin de modélisation de la propagation du tritium autour de l'ASDR, Volume 1 et 2 de 2, Hydro-Québec: 25 p. + annexes.
- Lacasse, S. et P. Magnan (1993). Distribution post-glaciaire des poissons dans le bassin hydrographique du fleuve Saint-Laurent : impact des interventions humaines, ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec, Direction de la gestion des espèces et des habitats, 68 p. + 3 annexes.
- Lacoursière, E., C. Tessier et C. Genest (1980). Plan de zonage et carte préliminaire des groupements végétaux de la réserve du lac Saint-Paul. Trois-Rivières, Université du Québec à Trois-Rivières: 30 p.
- Lamb, T., J.W. Bickham, T.B. Lyne, et J.W. Gibbons (1995). The Slider Turtles as an Environmental Sentinel: Multiple Tissue Assays Using Flow Cytometric Analysis. Ecotoxicology **4**: 5-13.
- Lamontagne, D., G. Vaillancourt, R. Couture et Y. Mailhot (1988). Synthèse des études ichtyologiques réalisées dans le secteur de Gentilly. Trois-Rivières-Ouest, Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction régionale de Trois-Rivières, Service de l'Aménagement et de l'Exploitation de la faune et Université du Québec à Trois-Rivières, Laboratoire de recherches sur les communautés aquatiques.
- Laplante, G. (1981). Importance hivernale de la rivière Magog pour la sauvagine, ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec, Direction des opérations régionales, 76 p.

- Lefrançois, J.F. (1996). Tritium dans le fleuve Saint-Laurent : impact des rejets d'eau tritiée de Gentilly-2. Mémoire de maîtrise en Chimie. Université Laval, 111 pages.
- Lloyd, R. D., M.E. Wrenn, G.N. Taylor, C.W. Mays, W.S.S. Jee, F.W. Bruenger, S.C. Miller et A.S. Paschoa (1984). Toxicity of  $^{228}\text{Ra}$  and  $^{228}\text{Th}$  Relative to  $^{226}\text{Ra}$  for Bone Sarcoma Induction in Beagles. The Radiobiology of Radium and Thorotrast. G. B. G. Gössner W., U. Hagen et A. Luz (ed). Munchen, Urban & Schwarzenberg.
- Lofts, B., et J. Rotblat (1962). Effects of Whole Body Irradiation on the Reproductive Rhythm of the Avian Testis. Int. J. Radiat. Biol. **4**: 217.
- Loi canadienne sur la protection de l'environnement (LCPE) (1999). L.C. 1999, c.33.
- Lupien, M. D., S. Benoit et M. Hardy (1987). Étude de diffusion des rejets liquides de la centrale nucléaire Gentilly 2 dans le milieu aquatique: 53 p. + annexes.
- Macdonald, C.R. (1996). Ingestion Rates and Radionuclide Transfer in Birds and Mammals on the Canadian Shield. Pinawa, Manitoba, Atomic Energy of Canada Limited.
- Mackenzie K.M. et D.M. Angevine (1981). Infertility in Mice Exposed in Utero to Benzo (a) pyrène. Biol. Reprod., **24** : 183-191.
- Maloney, M.A., F.R. Mraz (1969). The Effect of Whole Body Gamma Irradiation on Survivors' Egg Production in the White Leghorn, *Coturnix coturnix japonica*, and Bob-White Quail, Poult. Sci. **48** (1969).
- Marko, A.M. (Ed). (1981). Biological Effects of Ionizing Radiation, Atomic Energy of Canada Limited Report.
- Mason, T. M., B.I. Lord, G. Molineux et E.R. Humphreys (1992). "Alpha-Irradiation of Haemopoietic Tissue in Pre- and Postnatal Mice: 2. Effects of Mid-Term Contamination with  $^{239}\text{Pu}$  *in utero*." Int. J. Radiat. Biol. **61**: 393-403.
- McKee, P.M., D.R. Hart, et D.L. Lush (1988). Sensitivity to Ionizing Radiation of Organisms Other than Man - an Overview with Emphasis on Cellular and Ecosystem Effects. Beak Consultants Limited pour le Service de protection de l'environnement, Environnement Canada, Toronto, Ontario, et la Commission de contrôle de l'énergie atomique, Ottawa, Ontario.
- Mericle, L.W., V.R. Phelps, et A.C. Wheeler (1955). Dose-effect Relationships in X-irradiated Barley Embryos. Genetics **40**: 585 [cité dans Luckey, 1980].
- Meyers-Schöne, L., L.R. Shugart, J.J. Beauchamp et B.T. Walton (1993). "Comparison of Two Freshwater Turtle Species as Monitors of Radionuclide and Chemical Contamination: DNA Damage and Residue Analysis." Environ. Toxicol. Chem. **12**: 1487-1496.
- Mihok, S., B. Schwartz et S.L. Iverson (1985). Ecology of Red-Backed Voles (*Clethrionomys gapperi*) in a Gradient of Gamma Radiation. Annales Zoologicae Fennici **22**: 257.

- Ministère de l'Environnement du Québec, 2000. Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés. Dernière mise à jour : 12 janvier 2000.
- Ministère de la Santé et des Services sociaux (MSSS) (1999a). Évaluation du risque toxicologique au Québec. Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique pour la santé humaine dans le cadre de la procédure d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement et l'examen de réhabilitation de terrains contaminés. Montréal, Ministère de la santé et des services sociaux.
- Ministère de la Santé et des Services sociaux (MSSS) (1999b). Évaluation et gestion du risque toxicologique pour la santé humaine. Principes directeurs. Montréal, Ministère de la santé et des services sociaux.
- Ministère de l'énergie et des ressources (MER) (1984). Cartes forestières.
- Ministère de l'Environnement du Québec (MENV) (2001). Critères de qualité de l'eau de surface au Québec. Direction des écosystèmes aquatiques, ministère de l'Environnement et de la Faune, Québec. <http://www.menv.gouv.qc.ca/eau>.
- Ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF) (1998a). La qualité de l'air à Bécancour (avril 1995 à mars 1997). Direction du milieu atmosphérique: 76 p.
- Ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF) (1998b). Liste des critères provisoires de qualité de l'air, Direction du milieu atmosphérique.
- Ministère de l'Environnement et de la faune du Québec (MEF) (1991). Les habitats fauniques. Cartes.
- Ministère de l'Environnement et de la faune du Québec (MEF) (1997). Plan de gestion du cerf de Virginie au Québec 1996-2000, Sommaire des consultations et modalités de gestion retenues. 57 p.
- Ministère des Ressources naturelles (MRN) (1994). Cartes écoforestières.
- Ministère des Ressources naturelles (2001). Zones de végétation et domaines bioclimatiques du Québec., Gouvernement du Québec: 2 p.
- Mothersill, C. et C. Seymour (1997). Lethal Mutations and Genomic Instability. Int. J. Radiat. Biol. **71**: 751-758.
- Mraz, F.R. et M.C. Woody (1972). Effect of Continuous Gamma Irradiation of Chick Embryos upon their Gonadal Development. Radiat. Res. **50**: 418-425.
- Muggenburg, B. A., F.F. Hahn, W.C. Griffith, Jr, R.D. Lloyd et B.B. Boecker (1996). "The Biological Effects of Radium-224 Injected into Dogs." Radiat. Res. **146**: 171-186.
- National Council on Radiation Protection and Measurements (NCRP) (1991). Effects of Ionizing Radiation on Aquatic Organisms. Bethesda, MD.

- National Research Council (NRC) (1983). Risk Assessment in the Federal Government: Managing the Process. Washington, DC.
- Nikula, K. J., B.A. Muggenburg, I.-Y. Chang, W.C. Griffith, F.F. Hahn et B.B. Boecker (1995). "Biological Effects of <sup>137</sup>CsCl Injected in Beagle Dogs." *Radiat. Res.* **142**: 347-361.
- Nove Environnement inc. (2002). Inventaire des espèces fauniques et floristiques d'intérêt du site de Gentilly.
- O'Brien, R.E. et L.S Wolfe (1964). Non Genetic Effects of Radiation. *In: Radiation, Radioactivity and Insects*. Academic Press. New York, NY: pp. 23-54 [cité dans Rose, 1992].
- Ontario Ministry of the Environment (OME) (1990). The Environmental Toxicology of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. The Environmental Applications Group Ltd.
- Ontario Ministry of the Environment (OME) (1992). *Evaluation of Acute and Chronic Toxicity of Ontario Sewage Treatment Plant Effluents*. PIBS 1932, 314 p.
- Ontario Ministry of the Environment (OME) (2001). *Summary of point of impingement standards, Point of impingement guidelines and ambient air quality criteria*.
- Panter, H.C. (1986). Variations in Radiosensitivity During the Development of the Frog *Limnodystes tasmaniensis*. *J. Exp. Zool.* **238**: 193-199.
- Panter, H.C., J.E. Chapman et A.R. Williams (1987). Effect of Radiation and Trophic State on Oxygen Consumption of Tadpoles of the Frog *Limnodystes tasmaniensis*. *Comp. Biochem. Physiol.* **88A**: 373-375.
- Parkhurst, B.R., A.S. Bradshaw, J.L. Forte et G.P. Wright (1981). The Chronic Toxicity to *Daphnia magna* of Acridine, a Representative Azarene Present in Synthetic Fossil Fuel Products and Wastewaters. *Environmental Pollution (Series A)* **24**: 21-30.
- Pelletier, M. et G. Fortin (1998). Synthèse des connaissances sur les aspects physiques et chimiques de l'eau et des sédiments du secteur d'étude Trois-Rivières-Bécancour. Environnement Canada - Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent. Rapport technique. Zones d'intervention prioritaire 12 et 13: 190 p.
- Phillips, L.J. and J.E. Coggle (1988). The radiosensitivity of embryos of domestic chickens and black-headed gulls. *Int J Radiat Biol Relat Stud Phys Chem Med* 1988 Feb ;53(2):309-17.
- Poiré, Y. et G. Pelletier (1998). Rapport de l'étude exploratoire sur la mortalité de poissons dans le canal de rejet de la centrale de Gentilly en 1998, Hydro-Québec, Centrale de Gentilly.
- Prescott J. et P. Richard (1982). Mammifères du Québec - Volume 1 et 2. Montréal, Éditions France-Amérique.

- Proulx, H. et autres (1987). Climatologie du Québec méridional, Environnement Québec, Direction de la climatologie: 198 p.
- QSAR inc. (2002). Paramètres d'entrée du logiciel IMPACT utilisés dans le cadre de l'évaluation des risques écotoxicologiques et toxicologiques associés à l'exploitation des centrales de Gentilly-2 et de Bécancour.
- Rao, D. V., V.R. Narra, R.W. Howell, G.F. Govelitz et K.S.R. Sastry (1989). "In-Vivo Radiotoxicity of DNA-Incorporated <sup>125</sup>I Compared with that of Densely Ionising Alpha-Particles." Lancet **2**: 650-653.
- Rao, D. V., V.R. Narra, R.W. Howell, V.K. Lanka et K.S.R. Sastry (1991). "Induction of Sperm Head Abnormalities by Incorporated Radionuclides: Dependence on Subcellular Distribution, Type of Radiation, Dose Rate, and Presence of Radioprotectors." Radiat. Res. **125**: 89-97.
- Robinson, J.R. (1975). Relationship between Aromatic Hydrocarbon Responsiveness and the Survival Time in Mice Treated with Various Drugs and Environmental Compounds. Mol. Pharmacology, **11** : 850-865.
- Robitaille, J. (1998). Bilan régional - Pointe-du-Lac-Deschambeault. Zone d'intervention prioritaire 12. Environnement Canada - région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent: 90 p.
- Roed, K. H., I.M.H. Eikermann, M. Jacobsen et O. Pedersen (1991). "Chromosome Aberrations in Norwegian Reindeer Calves Exposed to Fallout from the Chernobyl Accident." Hereditas **115**: 201-206.
- Rose, K.S.B. (1992). Lower Limits of Radiosensitivity in Organisms, Excluding Man. J. Environmental Radioactivity **15**: 113-133.
- Roussel, R., M. Allaire et R.S. Friar (1992). Atmospheric Polycyclic Aromatic Hydrocarbons at a Point Source of Emissions. Part A: Identification and Determination of Polycyclic Aromatic Compounds in Airborne Particulate Matter Near a Horizontal Stud Söderber Plant. J. Air Waste Manage. Assoc., **42**, 1609-1613.
- Sabourin, A. (2001). Rapport d'étape de l'inventaire des plantes menacées ou vulnérables ou susceptibles d'être ainsi désignées sur le territoire de la centrale Gentilly-2.: 1 p.
- Sample, B.E., D.M. Opresko and G.W. Suter II. (1996). Toxicological Benchmarks for Wildlife : 1996 Revision. Prepared by the Risk Assessment Program, Health Sciences Research Division for the U.S. Department of Energy. ES/ER/TM-86/R3.
- Samuels, L. D. (1966). "Effects of Polonium-210 on Mouse Ovaries." Int. J. Radiat. Biol. **11**: 117-129.
- Santé Canada (1996). Guidelines for canadian drinking water quality. 6<sup>th</sup> edition.

- Sarapultsev, B. I., et S.A. Geraskin (1993). Genetic Principles of Radioresistance and Evolution. Moscow, Energoatomizdat.
- Satow, Y., H. Hori, J.-Y. Lee, M. Ohtaki, S. Sawada, N. Nakamura et S. Okada (1989). "Effect of Tritiated Water on Female Germ Cells: Mouse Oocyte Killing and RBE." Int. J. Radiat. Biol. **56**: 293-299.
- Scott, W.B. et E.J. Crossman (1974). Freshwater fishes of Canada. Ottawa, Ontario, Fisheries Research Board of Canada.
- Searle, A.G. et autres (1976). Cytogenetic Effects of Protracted Exposures to Alpha-Particles from Plutonium-239 and to Gamma-Rays from Cobalt-60 Compared in Male Mice. Mut. Res. **41**: 297-310.
- Sheppard, S.C., W.G Evenden et A.J. Anderson (1992). Multiple Assays of Uranium Toxicity in Soil. Environ. Toxicol. Water Qual. **7**: 275-294.
- Smith, R.L. et B.R. Hargreaves (1984). Oxygen Consumption in *Neomysis Americana* (Crustacea: Mysidacea) and the Effects of Naphtalene Exposure. Mar. Biol. **79**: 109-116.
- Société de la faune et des parcs du Québec (FAPAQ) (1999). Les habitats fauniques. Cartes.
- Société de la faune et des parcs du Québec (FAPAQ) (2000). Atlas des micromammifères du Québec. Banque informatisée de données, version 2.1. Direction du développement de la faune.
- Société de la faune et des parcs du Québec (FAPAQ) (2001a). Les habitats fauniques. Cartes.
- Société de la faune et des parcs du Québec (FAPAQ) (2001b). Les habitats fauniques. Cartes.
- Société de la faune et des parcs du Québec (FAPAQ) (2001c). Inventaires de la sauvagine. Banque informatisée de données. Directions régionales de la Mauricie et du Centre du Québec.
- Société de la faune et des parcs du Québec (FAPAQ) (2001d). Espèces fauniques menacées ou vulnérables au Québec – Fougère-rouge. Site Internet : [www.fapaq.gouv.qc.ca](http://www.fapaq.gouv.qc.ca).
- Société de la faune et des parcs du Québec (FAPAQ) (2001e). Espèces fauniques menacées ou vulnérables au Québec – Grenouille des marais. Site Internet : [www.fapaq.gouv.qc.ca](http://www.fapaq.gouv.qc.ca).
- Société de la faune et des parcs du Québec (FAPAQ) (2001f). Espèces fauniques menacées ou vulnérables au Québec – Tortue ponctuée. Site Internet : [www.fapaq.gouv.qc.ca](http://www.fapaq.gouv.qc.ca).



- Société de la faune et des parcs du Québec (FAPAQ) (2001g). Espèces fauniques menacées ou vulnérables au Québec – Petit blongios. Site Internet : [www.fapaq.gouv.qc.ca](http://www.fapaq.gouv.qc.ca).
- Société d'histoire naturelle de la vallée du Saint-Laurent (SHNVSL) (2001). Atlas des amphibiens et reptiles du Québec. (Banque informatique de données).
- Sparling, D.W. et autres (2000). Ecotoxicology of Amphibians and Reptiles. SETAC Technical Publications Series.
- Sparrow, A. H., C.H. Nauman, G.M. Donnelly, D.L. Willis et D.G. Baker (1970). "Radiosensitivities of Selected Amphibians in Relation to their Nuclear Volume and dchromosome Volumese." Radiat. Res. **42**: 353-371.
- Statistique Canada (1996a). Recensement de la population de 1996. Base de données.
- Statistique Canada (1996b). Recensement de l'agriculture – Les fermes, Canada, provinces et régions. Base de données.
- Sutter, G.W. (1993). Ecological risk assessment. Lewis Publishers, Chelsea, Michigan (cité dans Environnement Canada, 1997).
- Sutter, G.W. (1999). Developing Conceptual Models for Complex Ecological Risk Assessments. Human and Ecological Risk Assessment **5**(2): 375-396.
- Szczeklik, A. et autres (1994). Humoral Immunosuppression in Men Exposed to Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Related Carcinogens in Polluted Environments. Environ. Health Perspect. **102**(3) : 302-304.
- Talmadge, K.W. and R. Peck (1986). An Assay of Macrophage Activating Factor Based on the Adherence of Oil-Elicited Guinea-Pig Macrophages-Characterization of a Lymphokine-Induced Release of Hydrogen-Peroxide from elicited Macrophage. Lymphok. Res., 1986. 5 : p. 35-47.
- Terry, J.L., Jr., L.A. Damewood and J. De Boer (1964). "The Effects of Chronic and LD<sub>50</sub> X-Ray Doses on the Reproductive Potential of Sheep". Effects of Ionizing Radiation on the Reproductive System (Proc. Int. Symp. Fort Collins, CO, 1963) (Carlson, W.D., F.X. Gassner, Eds). Pergamon Press, Oxford and New York (1964).
- Tester, J. R., F. McKinney et D.B. Siniff (1968). "Mortality of Three Species of Ducks - *Anas discors*, *A. crecca* and *A. clypeata* - Exposed to Ionizing Radiation." Radiat. Res. **33**: 364-370.
- Trabalka, J.R. et C.P. Allen (1977). Aspects of Fitness of a Mosquitofish *Gambusia Affinis* Population Exposed to Chronic Low-level Environmental Radiation. Radiat. Res. **70**: 198-211.
- Tran, N. L., P.A. Locke, et T.A. Burke, (2000). "Chemical and Radiation Environmental Risk Management: Differences, Commonalities, and Challenges." Risk Analysis **20**(2): 163.

- Tufescu, M. V. A., and T.V. Tufescu (1996). Ratios of Expected Values (REX), a Method for Impact Evaluation of Thermal Discharges on the Fish Community in the Pickering Littoral Waters of Lake Ontario. *Hydrobiologia* Vol. 328: p. 75-83.
- Turner, F.B. et P.A. Medica (1977). Sterility Among Female Lizards (*Uta Stansburiana*) Exposed to Continuous Gamma-irradiation. *Radiat. Res.* **70**: 154-163.
- U.S. Environmental Policy Agency (U.S. EPA) (1988a). Drinking Water Criteria Document for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs). Environmental Criteria and Assessment Office, Cincinnati, OH, ECAO-CIN-D010.
- U.S. Environmental Policy Agency (U.S. EPA) (1988b). 13-Week Mouse Oral Subchronic Toxicity Study. Prepared by Toxicity Research Laboratories Ltd., Muskegon, MI for the Office of Solid Waste, Washington, DC.
- U.S. Environmental Policy Agency (U.S. EPA) (1989). Risk Assessment Guidance for Superfund Volume I Human Health Evaluation Manual (Part A). Washington, DC, Office of Emergency and Remedial Response.
- U.S. Environmental Policy Agency (U.S. EPA) (1991a). Risk Assessment Guidance for Superfund Volume I Human Health Evaluation Manual (Part A). Washington, DC, Office of Emergency and Remedial Response.
- U.S. Environmental Policy Agency (U.S. EPA) (1991b). Risk Assessment Guidance for Superfund Volume I Human Health Evaluation Manual (Part B). Washington, DC, Office of Emergency and Remedial Response.
- U.S. Environmental Policy Agency (U.S. EPA) (1992). Framework for Ecological Risk Assessment. Washington, DC, Risk Assessment Forum.
- U.S. Environmental Policy Agency (U.S. EPA) (1998). Framework for Ecological Risk Assessment. Washington, D.C.
- United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR) (1994). Sources and Effects of Ionizing Radiation. UNSCEAR 1994 Report to the General Assembly, with Scientific Annexes.
- United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR) (1996). Effects of Radiation on the Environment. New York, N.Y., United Nations.
- United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR) (2000). Sources and effects of ionizing radiation. Volumes I et II. New York, N.Y., United Nations.
- Van Den Heuvel, R. L. (1990). "Bone Marrow from Balb/c Mice Radiocontaminated with <sup>241</sup>Am *in utero* Shows a Deficient *in vitro* Haemopoiesis." *Int. J. Radiat. Biol.* **57**: 103-115.

- Vincent, B., G. Vaillancourt, R. Couture et E. Lacoursière (Non daté). Le peuplement des invertébrés du fleuve Saint-Laurent près des installations nucléaires de Gentilly (Québec). Travail effectué pour Énergie Atomique du Canada Limité, division Usine d'Eau Lourde. Département Chimie-Biologie, Groupe de Recherche Thermopol, Université du Québec à Trois-Rivières, Québec: 40 p.
- Welander, A.D. (1954). Some Effects of X-irradiation of Different Embryonic Stages of the Trout (*Salmo Gairdnerii*). Growth **18**: 227-255.
- Whicker, F.W. et V. Schultz (1982). Radioecology: Nuclear Energy and the Environment Vol. I et II. Florida, CRC Press, Inc.
- Widdows, J., T. Bakke, B.L. Bayne, P. Donkin, D.R. Livingston, D.M. Lowe, M.N. Moore, S.V. Evans et S.L. Moore (1982). Responses of *Mytilus edulis* on Exposure to the Water-Accumulated Fraction of North Sea Oil. Mar. Biol. **67**: 15-31.
- Willis, D.L. et W.L. Lappenbusch (1975). The Radiosensitivity of the Rough-skinned newt (*Taricha Granulosa*). *In: Radioecology and Energy Resources*. C.E. Cushing Jr (Ed). Sroudsburg, PA, Dowden, Hutchinson, and Ross: 363-375.
- Woodhead, A.D. et V. Pond (1987). Effects of Radiation Exposure on Fishes. *In: Oceanic Processes in Marine Pollution. - Vol. 1 Biological Processes and Wastes in the Ocean*. Capuzzo, J.M. et D.R. Kester (Eds). Robert E. Krieger Publishing. Malabar, FL. pp. 157-180.
- Woodhead, D.S. (1997). The Report on "Effects of Radiation on the Environment" from UNSCEAR (Comité scientifique des Nations Unies pour l'étude des effets des rayonnements Ionisants). *In: Symposium on Radiological Impacts from Nuclear Facilities on Non-Human Species, Ottawa, Ontario, December 1-2, 1996*. Toronto, Ontario, Canadian Nuclear Society: pp. 109-119.
- World Health Organization (WHO) (1999). Environmental Health Criteria 210, Principles for the Assessment of Risks to Human Health from Exposure to Chemicals. Geneva, Inter-Organization Programme for the Sound Management of Chemicals (IOMC).
- Zach, R. et K.R. Mayoh (1986a). Gamma Irradiation of Tree Swallow Embryos and Subsequent Growth and Survival. Condor **88**: 1-10.
- Zach, R. et K.R. Mayoh (1986b). Gamma-Radiation Effects on Nestling House Wrens: a Field Study. Radiat. Res. **105**: 49-57.