

Analyse du rapport de Greenpeace :

« Étude sur les dangers liés au tritium : risques de pollution et de radiation provenant des installations nucléaires au Canada »*

I. Fairlie, juin 2007

par

R.V. Osborne

Ranasara Consultants Inc., Deep River (Ontario)

Étude préparée pour

l'Association nucléaire canadienne

1^{er} août 2007

* Étude publiée en anglais sous le titre *Tritium Hazard Report: Pollution and Radiation Risk from Canadian Nuclear Facilities*

**Analyse du rapport de Greenpeace :
« Étude sur les dangers liés au tritium : risques de pollution et de radiation
provenant des installations nucléaires au Canada »**

R.V. Osborne

Sommaire

L'étude de Greenpeace comprend deux grandes parties. La première traite des propriétés fondamentales du tritium et des niveaux de cet élément dans l'environnement au Canada. Elle s'appuie en grande partie sur les données d'un document préparé en 2002 pour la Commission canadienne de sûreté nucléaire (CCSN), lequel étudie la dose d'exposition de la population dans trois milieux – un milieu représentatif d'une région située à une distance égale ou supérieure à une quarantaine de kilomètres des installations nucléaires; un milieu représentatif d'une zone aux alentours d'une installation nucléaire qui produit ou traite du tritium, où le régime alimentaire comprend des aliments produits localement; un milieu représentatif d'une zone située à proximité d'une installation nucléaire, où le régime comprend les fruits et légumes d'un jardin adjacent à cette installation. Bien qu'il soit évident que l'auteur de l'étude de Greenpeace comprend mal certains aspects de la biocinétique du tritium et de son comportement dans l'environnement, l'analyse donne des valeurs d'exposition similaires sauf dans le cas du milieu où les niveaux sont les plus élevés. Ici, l'auteur a posé l'hypothèse tout à fait irréaliste que l'alimentation proviendrait exclusivement d'un jardin local – hypothèse qui se traduit par des valeurs d'exposition plus de deux fois plus élevées. Néanmoins, l'étude de Greenpeace indique qu'en l'état actuel de nos connaissances concernant les conséquences dosimétriques de ces niveaux de tritium, même avec les niveaux exagérément élevés calculés dans le rapport, les doses d'exposition de la population en général « sont minuscules » et ne posent pas de problème pour la santé. Toutefois, l'auteur affirme que les connaissances actuelles sur la dosimétrie et les effets biologiques du tritium sont erronées, que les doses d'exposition au tritium sont beaucoup plus importantes que les niveaux reconnus à l'heure actuelle (elles seraient au moins 10 fois supérieures, comme l'auteur prétend le démontrer dans la deuxième partie du rapport et dans les annexes), et que cela a de réelles implications pour la santé. Or l'analyse présentée dans la deuxième partie et les annexes n'étaient pas cette affirmation. On y trouve des erreurs d'interprétation de la littérature scientifique, et aucun nouvel argument n'est apporté. Le texte s'appuie en grande partie sur une étude préparée par une ONG européenne aux fins d'examen par un comité britannique en 2003 – examen qui a conclu que l'étude n'était pas convaincante. Le rapport de Greenpeace présente en outre une recension des études épidémiologiques canadiennes, mais plusieurs études sont mal comprises et cette analyse n'offre aucune preuve de l'observation d'effets sur la santé imputables au tritium.

Greenpeace formule six recommandations, fondées sur le danger présumé que représente le tritium à proximité des installations nucléaires. Deux d'entre elles sont entièrement injustifiées. À en croire l'auteur, les femmes enceintes et les jeunes enfants ne devraient pas résider près des installations nucléaires et on ne devrait pas consommer d'aliments provenant de plantes cultivées dans ces zones. Le rapport ne fait ici qu'agiter des épouvantails. En effet, même si les doses d'exposition au tritium étaient 10 fois supérieures aux doses d'exposition considérées comme la quantité maximale, cette recommandation serait superflue. Le rapport préconise la création, au

Canada, d'un comité chargé d'examiner la dosimétrie et les risques du tritium; cette recommandation est raisonnable, compte tenu de la nature du programme de production d'électricité nucléaire canadien, mais ce comité devrait être composé d'experts des domaines scientifiques et médicaux pertinents (comme l'ancien Comité consultatif de la radioprotection de la CCSN) plutôt que de représentants de divers groupes comme le propose le rapport. Par ailleurs, compte tenu de la faiblesse des doses d'exposition de la population imputables au tritium, il est difficile de voir en quoi de nouvelles études épidémiologiques portant sur les effets nocifs possibles du tritium – une autre recommandation – pourraient donner des résultats valables. Les deux dernières recommandations, qui portent sur les mesures à prendre pour réduire les émissions de tritium, ne reposent sur aucune analyse présentée dans le texte. Il aurait fallu à tout le moins présenter une analyse sommaire des avantages de telles mesures. La dose d'exposition au tritium étant faible par rapport aux limites réglementaires et aux variations dans le rayonnement naturel, les mesures proposées ont peu de chances d'être justifiées à partir d'une analyse ALARA.

Table des matières

Raison d'être de l'analyse du rapport de Greenpeace.....	1
Première partie : Rejets de tritium au Canada.....	3
Deuxième partie : Dangers du rayonnement du tritium.....	12
Sources.....	22
Annexe : Biographie de l'auteur.....	26

Analyse du rapport de Greenpeace :

« Étude sur les dangers liés au tritium : risques de pollution et de radiation provenant des installations nucléaires au Canada »

Raison d'être de l'analyse du rapport de Greenpeace

Greenpeace affirme que l'autorité de réglementation a grossièrement sous-estimé le danger des rayonnements provenant du tritium rejeté par les installations nucléaires au Canada. Or, comme nous le montrerons, Greenpeace fait erreur et les recommandations formulées dans son étude sont infondées – en fait, plusieurs recommandations n'ont d'autre but que d'agiter des épouvantails. Les niveaux de tritium et son comportement dans l'environnement au Canada ainsi que ses risques sur le plan radiologique sont suffisamment bien compris pour que l'on puisse affirmer sans crainte que les doses d'exposition de la population aux rayonnements du tritium sont faibles comparativement aux limites réglementaires et aux variations observées dans le rayonnement naturel.

Le tritium est un isotope radioactif de l'hydrogène présent à l'état naturel dans l'environnement, qui est produit par l'interaction des rayons cosmiques dans l'atmosphère. On trouve aussi dans l'environnement des résidus de tritium provenant des essais d'armes nucléaires menés dans l'atmosphère pendant les années cinquante et soixante. De plus, les réacteurs nucléaires produisent du tritium lors de la fission du combustible nucléaire et par irradiation neutronique de l'eau lourde utilisée en recherche nucléaire et dans les réacteurs. Les rejets de ces installations et de certaines installations industrielles qui utilisent du tritium ajoutent à la quantité de tritium d'origine naturelle ou militaire présente dans l'environnement. (On trouvera un court exposé sur le tritium et ses propriétés – sous forme de questions et réponses – dans Osborne [2002a].)

Il y a de nombreuses années que des scientifiques et des organismes nationaux et internationaux étudient et analysent les propriétés environnementales, biologiques et radiologiques du tritium. Mentionnons notamment les premiers examens en comité effectués par le National Council on Radiation Protection and Measurements aux États-Unis – sur les méthodes de mesure du tritium [NCRP 1976], le tritium dans l'environnement [NCRP 1979a] et le tritium organique (OBT) [NCRP 1979b]. Au Canada, le Comité consultatif de la Commission de contrôle de l'énergie atomique (le CCEA, devenu par la suite la Commission canadienne de sûreté nucléaire, la CCSN) a publié une étude au début des années 1990 [Myers et Johnson 1991]. Récemment, au Royaume-Uni, le Committee Examining Radiation Risks of Internal Emitters a effectué une étude approfondie de la littérature sur les dangers du tritium [CERRIE 2004]. Depuis sa création en 1955, le Comité scientifique des Nations Unies pour l'étude des effets des rayonnements ionisants (UNSCEAR) publie régulièrement des analyses sérieuses des études publiées sur les niveaux et le comportement des radionucléides dans l'environnement et sur les effets des rayonnements – notamment ceux du tritium. La plus récente remonte à 2000 [UNSCEAR 2000]. La Commission internationale de protection radiologique (CIPR) s'est inspirée de ces études et de celles de son propre comité pour formuler ses recommandations sur la radioprotection, lesquelles prennent expressément en considération les dangers du tritium. Ses dernières recommandations générales ont été publiées en 1991 [CIPR 1991]. Les règlements en vigueur au

Canada sont fondés sur ces recommandations. La dernière série de recommandations de la CIPR est sous presse actuellement et accessible dans le site Web de l'organisme [CIPR 2007a].

Il existe donc une somme considérable d'expérience et de connaissances spécialisées sur les niveaux et le comportement du tritium dans l'environnement, son comportement dans l'organisme humain et ses dangers sur le plan radiologique. C'est par rapport à cette somme de connaissances que l'on doit examiner les affirmations de Greenpeace.

L'estimation du risque que le tritium pose pour la population canadienne nécessite plusieurs étapes :

- déterminer les concentrations et les formes chimiques du tritium dans l'atmosphère, dans les eaux de surface ainsi que dans les aliments à divers endroits;
- estimer l'exposition interne au tritium dans la population, puisque cet élément n'émet la dose de rayonnement que s'il pénètre dans l'organisme;
- estimer les doses de rayonnement provenant du tritium absorbé par ingestion ou par inhalation; et
- évaluer les effets potentiels de ces doses à la lumière des connaissances sur les effets biologiques des doses de rayonnements.

Ce plan s'inspire de la méthode adoptée par l'étude sur le tritium dans l'environnement canadien préparée pour la CCSN [Osborne 2002b]. La conclusion de cette étude est très explicite : « Les doses de rayonnements du tritium dans la population canadienne en général se situent dans une fourchette bien en-deçà des doses pour lesquelles on a observé des effets sur la santé d'une population quelconque. Les doses estimatives de rayonnements du tritium représentent une mesure adéquate des effets potentiels de l'exposition au tritium sur la santé. Ceci est confirmé même si l'information concernant les effets particuliers du tritium et de son rayonnement bêta est interprétée avec la plus grande prudence. Par conséquent, on peut conclure que les niveaux de tritium dans l'environnement au Canada, même à proximité des installations nucléaires, et l'exposition interne de la population aux rayonnements sont trop bas pour avoir des conséquences observables sur la santé. » [traduction]

L'étude de Greenpeace adopte une démarche similaire pour estimer le danger du tritium pour la santé publique au Canada, mais, à chaque étape, elle rajuste les estimations et tire des conclusions différentes.

Nous reprenons ci-après les principaux points de l'étude de Greenpeace pour les analyser chapitre par chapitre. La première partie (chapitres 1-10) porte sur le tritium dans l'environnement au Canada. Le premier chapitre décrit brièvement le tritium, et les chapitres 2 à 4 discutent des rejets des installations nucléaires, à partir de données obtenues auprès de diverses entreprises canadiennes productrices d'électricité nucléaire et dans des rapports internationaux, ainsi que des limites réglementaires des rejets. Les chapitres 5 à 10 portent sur les étapes nécessaires (décrites ci-dessus) pour estimer le danger du tritium pour la population. Les données utilisées par Greenpeace pour estimer les doses d'exposition de la population sont en grande partie tirées de l'étude susmentionnée, qui a été préparée pour la CCSN [Osborne 2002b]. Les estimations de l'efficacité biologique du tritium utilisées dans la première partie de l'étude de Greenpeace proviennent des données présentées dans la deuxième partie. La seconde partie du

rapport de Greenpeace (chapitres 11-15) ainsi que ses annexes suivent de près un document antérieur préparé au Royaume-Uni aux fins d'examen par le Committee Examining Radiation Risks of Internal Emitters [CERRIE 2003]. Une autre annexe aborde les études épidémiologiques menées sur les populations résidant aux alentours des installations nucléaires canadiennes.

Première partie : Rejets de tritium au Canada

Chapitre 1

Ce chapitre décrit les propriétés fondamentales du tritium. Il souligne avec raison que les installations nucléaires rejettent du tritium dans l'environnement sous deux formes chimiques – l'hydrogène tritié et l'eau tritiée –, que le tritium se répand donc partout dans la biosphère et qu'une partie de l'eau tritiée se fixe dans les matières organiques. Il note aussi avec justesse que la désintégration radioactive du tritium émet une particule bêta (un électron) dont l'énergie est si faible (entre ~zéro et ~18 keV) qu'elle pénètre dans les tissus organiques ou dans l'eau à une profondeur de moins d'un micromètre. Le tritium ne représente un danger qu'en cas d'exposition interne de l'organisme. Les dommages causés par le tritium et son impact biologique augmentent avec la quantité d'énergie (la « dose ») déposée dans le tissu organique. Néanmoins l'auteur de l'étude de Greenpeace s'inscrit en faux contre le fait que le tritium soit considéré comme un radionucléide « faible » en raison de l'énergie relativement faible que dégage la particule bêta issue de sa désintégration, et y voit, à tort, un « paradoxe ». Il fait ici une confusion entre l'énergie de désintégration de la particule bêta du tritium et la façon dont cette énergie se dépose le long du parcours de la particule dans le tissu. On sait que la vitesse à laquelle cette énergie est absorbée le long du parcours de cette particule est plus élevée si l'énergie de la particule bêta est faible, et que, pour la même quantité totale d'énergie déposée, l'efficacité biologique d'un parcours plus dense tend à être plus élevée que celle d'un parcours moins dense. (On trouvera une analyse générale de l'efficacité biologique dans NCRP [1990] et, en ce qui concerne plus précisément le tritium, dans Myers et Johnson [1991].) Mais le facteur de variation est minime et le tritium est considéré à juste titre comme un radionucléide « faible », parce que l'énergie maximale de sa particule bêta est faible comparativement au rayonnement bêta émis par la plupart des radionucléides émetteurs bêta (la différence est de l'ordre de 1 à 10 voire à 100 dans certains cas). Sur le plan de la désintégration, l'impact du tritium est par conséquent beaucoup plus faible que celui de la plupart des radionucléides émetteurs bêta. Le prétendu paradoxe n'existe donc pas.

Chapitre 2

Ce chapitre examine les rejets des installations nucléaires du Canada à partir des données des entreprises de services publics et des études internationales.

Les rejets de tritium sous forme d'oxyde (HTO) et sous sa forme élémentaire (HT) sont mesurés et consignés séparément par les entreprises productrices d'électricité nucléaire et les autres organismes qui ont du tritium dans leurs usines, pour la raison valable qu'on ne peut pas utiliser le même ordre de grandeur pour estimer la dose absorbée par inhalation de HT et la dose absorbée par ingestion de HTO (voir par exemple la CIPR [1995]). Cependant, l'étude de Greenpeace additionne l'activité de ces deux formes de rejets du fait que l'auteur considère à tort que cette somme est importante pour évaluer la dose locale puisqu'à long terme le HT finit par être converti globalement en HTO. Or ce raisonnement est tout à fait erroné. En effet, si l'on peut prendre en compte ces deux formes de tritium ensemble pour évaluer la dispersion de l'élément à long terme (voir, par exemple, les modèles utilisés par UNSCEAR [2000]), cela n'est pas indiqué pour évaluer la dose reçue par des groupes locaux (ou groupes critiques), car seulement

un petit pourcentage du HT rejeté est converti suffisamment rapidement en oxyde pour que l'absorption sous cette forme fasse augmenter les doses reçues par les groupes locaux (ou critiques) [Peterson et Davis 2002].

L'étude de Greenpeace laisse entendre qu'« une petite partie des rejets de tritium » des installations nucléaires au Canada provient des cheminées et que « de la vapeur d'eau tritiée suinte de pratiquement toutes les surfaces, coins et recoins du bâtiment réacteur » [traduction], sans citer une seule source. Cette hypothèse n'a aucun sens. D'abord, une pression négative est maintenue dans le bâtiment réacteur et celui-ci est soumis à des tests d'étanchéité rigoureux. De plus, toute l'eau tritiée qui s'échappe sous forme liquide des systèmes du réacteur à l'intérieur du bâtiment est recueillie et traitée comme un déchet liquide. L'eau tritiée qui s'échappe sous forme de vapeur dans le bâtiment réacteur est recueillie dans des sècheurs avec une efficacité de 99 %, la vapeur restante étant rejetée par des cheminées qui font l'objet de surveillance. L'auteur ne semble pas connaître la conception des centrales CANDU ni leur mode d'exploitation.

Greenpeace semble par ailleurs indiquer que des concentrations croissantes de tritium (dans le modérateur et le caloporteur des réacteurs CANDU) ont causé une dégradation dans les joints, les résines et les filtres par suite de l'exposition aux rayonnements, sans mentionner de source. Cette affirmation est tout aussi erronée. Le texte de cette section, qui traite des problèmes liés à de fortes concentrations de tritium, est le suivant : « Ces concentrations croissantes de tritium ont causé de nombreux problèmes par le passé, notamment l'exposition croissante des opérateurs, qui ingéraient et inhalaient de la vapeur d'eau tritiée. Un autre problème touchant la dégradation des joints, des résines et des filtres par suite de l'exposition aux rayonnements a entraîné un nombre croissant d'arrêts des centrales et une baisse du facteur de capacité... De plus, à la fin des années 1980, les rejets ont été à l'origine de niveaux élevés de contamination au tritium... » [traduction] Le texte ne dit pas précisément que la dégradation est attribuable au rayonnement du tritium, mais la juxtaposition des affirmations relatives au tritium donne certainement cette impression au lecteur. Les doses de rayonnement absorbées par les matériaux dans le réacteur proviennent principalement de l'irradiation gamma ou des neutrons. Donc, si l'auteur cherche à affirmer que les particules bêta du tritium ont causé des dégâts à l'origine des fermetures des centrales, il fait erreur. S'il formule ce commentaire hors de son contexte et qu'il parle les rayonnements en général, il se trompe aussi : on sait que les joints d'élastomère se dégradent pour de nombreuses raisons, dont les rayonnements. Dans toutes les centrales nucléaires (pas seulement les centrales CANDU), on utilise des élastomères à haute résistance aux rayonnements et toute dégradation est détectée lors des inspections menées dans le cadre des programmes de maintenance préventive.

En outre, au sujet du traitement de l'eau lourde du modérateur et du caloporteur dans les centrales nucléaires de Pickering et de Bruce, l'auteur parle du « problème du nombre estimatif de 4 000 envois par chargement de camion par an » qui seraient nécessaires au transport de l'eau lourde vers les installations de Darlington. Cette affirmation est fautive. D'une part, même si toute l'eau lourde livrée à Darlington était acheminée par camion, ce chiffre serait au moins 10 fois trop élevé et, d'autre part, ce transport n'est pas nécessaire puisque pour les réacteurs de Darlington l'emplacement est le même.

L'auteur a souvent recours aux qualificatifs « grand », « très grand », « extrêmement grand » et « étonnamment grand » pour décrire les rejets de tritium, sans toutefois préciser sur quels critères il se fonde. De fait, le chapitre tout entier et la recommandation finale de réduire les rejets de tritium omettent de préciser les conséquences dosimétriques des rejets. Comme nous le verrons dans les chapitres qui suivent, ces doses sont faibles, même pour les groupes les plus exposés, comparativement aux normes réglementaires et à l'ampleur des fluctuations des rayonnements d'origine naturelle auxquels est exposée la population.

Chapitre 3

Ce chapitre aborde les limites des rejets de tritium. L'auteur signale que les rejets des centrales CANDU sont bien inférieurs aux limites de rejets calculées à partir de la limite réglementaire canadienne de 1 mSv/an par habitant. Il en conclut que l'organisme de réglementation, la CCSN, ne « limite » pas la quantité de matières radioactives rejetées comme elle prétend le faire. Ici, Greenpeace joue sur les mots et passe entièrement sous silence l'application du principe ALARA¹ bien établi, dont il est tenu compte dans les conditions des permis d'aménagement des sites et l'imposition de seuils d'intervention.

Le document de Greenpeace compare aussi les limites de rejet imposées dans différents pays à celles du Canada uniquement sous l'angle du niveau d'activité annuel. Or les taux d'activité et de rejet maximaux sont choisis par les autorités de ces pays en fonction d'objectifs administratifs et réglementaires adaptés à leur situation et à leurs installations particulières. Il n'y a donc pas d'utilité à comparer, comme le fait Greenpeace, les rejets et les limites imposées au Canada aux rejets et aux limites en vigueur dans d'autre pays, puisqu'ils se rapportent à des installations et à des milieux différents. Par exemple, si le tritium produit dans un réacteur européen provient uniquement de la fission (comme c'est effectivement le cas), les rejets de tritium seront naturellement plus faibles et l'organisme de réglementation du pays s'attendra à ce qu'il en soit ainsi. La comparaison n'a donc aucun intérêt.

¹ Le principe du « niveau le plus bas que l'on peut raisonnablement atteindre » (*As Low As Reasonably Achievable*)

Chapitre 4

Ce chapitre porte sur les limites imposées à la teneur en tritium de l'eau de consommation. Ici, l'auteur fait une confusion entre les différentes méthodes utilisées pour fixer les limites applicables à la teneur en substances chimiques et en radionucléides dans l'eau de consommation. Il suggère même d'utiliser les seuils de détection pour fixer ces limites. Étant donné la précision avec laquelle on peut détecter les radionucléides, en particulier le tritium dans l'eau (~une part par millionième de millionième d'un million), un tel critère entraînerait la création d'une norme absurde correspondant à un débit de dose inférieur à 2 nSv/an provenant d'une ingestion continue d'eau ayant cette teneur; ce débit de dose est inférieur à un millionième du débit de dose provenant du rayonnement naturel. Même le niveau de tritium d'origine naturelle dans l'eau de consommation est plus élevé.

Concernant les radionucléides, une méthode cohérente consiste à établir les limites en fonction de la dose de rayonnement dont les dangers sont bien connus et pour laquelle des limites ont été fixées en fonction des risques pour la santé – dose que l'on peut en outre comparer aux doses provenant du rayonnement naturel. Il n'est pas nécessaire de traiter chaque radionucléide séparément, comme a essayé de le faire le Comité consultatif de l'Ontario sur les normes environnementales [CCNE 1994], méthode citée et avalisée par Greenpeace; cette méthode ne convient pas, car elle imposerait au contribuable des coûts superflus sans lui offrir aucun avantage compte tenu des doses annuelles en cause. Ces différentes démarches ont été examinées en détail par un comité conjoint du Comité consultatif de la CCEA et de Santé Canada à la demande du ministère de l'Environnement de l'Ontario [Santé Canada 1998]. Dans son rapport, le comité conjoint examinait les méthodes d'évaluation des risques et les cadres décisionnels utilisés pour les rayonnements ionisants et les substances chimiques génotoxiques. Il a estimé que les méthodes d'évaluation des risques étaient bien conçues et en général similaires sur le plan des principes; que les estimations des risques provenant des rayonnements reposaient en grande partie sur les données épidémiologiques, tandis que les risques liés aux substances chimiques génotoxiques s'appuyaient principalement sur des données toxicologiques découlant d'expériences en laboratoire; et que, pour évaluer les risques d'exposition aux rayonnements, les risques combinés d'exposition à différents radionucléides par différents vecteurs étaient calculés systématiquement. Le rapport soulignait que ce n'était généralement pas fait dans le cas des substances génotoxiques, en raison de leur nature variable, du nombre élevé et croissant de substances et des effets synergiques et antagonistes qui peuvent se manifester entre différentes substances. Il concluait de plus que les stratégies de gestion des risques – tant pour les rayonnements ionisants que pour les substances génotoxiques – étaient au point et similaires en ce qu'elles permettaient dans les deux cas d'établir des limites légales d'exposition, qu'elles adhéraient au principe ALARA et qu'elles utilisaient des méthodes comme les contrôles à la source, les contrôles au point d'utilisation ainsi que la sensibilisation. Le comité conjoint a conclu que les stratégies de gestion des risques visant des pratiques réglementées tant dans le cas des rayonnements ionisants que dans celui des substances génotoxiques offrent un degré élevé de protection de la santé.

Par conséquent, nous pouvons conclure que la démarche actuelle en matière de protection radiologique assure un haut niveau de protection, comme le souligne le comité conjoint, et qu'il

n'est pas nécessaire d'adopter la méthode utilisée pour les substances chimiques, comme le propose Greenpeace.

Dans le cas des doses de rayonnement provenant des radionucléides, les organismes de réglementation des différents pays utilisent différents niveaux de dose comme critère approprié, selon leur situation. Tous les principes de la radioprotection entrent en jeu – justification, limite de dose et optimisation de la protection (principe ALARA). Pour ce qui est de la norme fédérale canadienne, le critère est de 100 $\mu\text{Sv/a}$, ce qui donne une concentration de 7 000 Bq/L dans l'eau de consommation.

L'étude de Greenpeace commente les valeurs utilisées dans d'autres pays sans examiner sur quoi sont fondés ces choix ni dans quelles circonstances ils ont été faits. Elle ne mentionne pas que les organismes de ces pays établissent leurs critères en fonction de leurs besoins particuliers. Dans le cas de l'Agence de protection de l'environnement des États-Unis (USEPA) – un des organismes que mentionne l'étude –, Greenpeace indique que le critère choisi est de 40 $\mu\text{Sv/a}$. Or, l'auteur ne remarque pas que la valeur de la USEPA est mal calculée. La norme originale autorise une concentration de tritium dans l'eau de 20 000 picocuries par litre (pCi/L), soit ~ 740 Bq/L. Dans une révision subséquente des normes effectuée en 1991, la valeur du tritium a été calculée à 60 900 pCi/L, ce qui correspond à 2 253 Bq/L. La USEPA a cependant décidé de conserver la valeur de 20 000 pCi/L. La norme actuelle établie par cet organisme ne correspond donc pas à son propre critère et est fondée non pas sur la norme principale de 40 $\mu\text{Sv/a}$, mais sur une valeur de 13 $\mu\text{Sv/a}$ [NRC 2006].

Chapitre 5

Ce chapitre résume les concentrations de tritium mesurées dans les Grands lacs en 1997-1998. Les valeurs sont les mêmes que celles qui sont citées dans Osborne [2002] – les documents de référence sont les mêmes –, mais le rapport de Greenpeace ne fait pas état des valeurs recensées les années précédentes. Or ces dernières montrent que les concentrations de tritium dans les Grands lacs diminuent depuis le milieu des années soixante, époque à laquelle les retombées des essais nucléaires avaient atteint un maximum – et ce, même dans le lac Huron et le lac Ontario malgré les rejets des installations nucléaires. Ainsi, alors qu'en 1965, la valeur mesurée dans le lac Ontario était de 43 Bq/L, elle n'était plus que de 7 Bq/L en 1997 [King et Workman 1997].

Malgré ces données éloquentes, l'auteur affirme que les « niveaux de concentration de tritium dans les Grands lacs continuent de grimper », ce qui selon lui représente « un problème préoccupant » [traduction]. Il énumère également les incidents au cours desquels il y a eu des rejets occasionnels de tritium et soutient que ces rejets sont aussi inquiétants. La discussion au sujet des concentrations de tritium et des préoccupations qu'elles soulèvent est entièrement axée sur la quantité de becquerels par litre (Bq/L) mais ne donne ni indication, ni évaluation des conséquences dosimétriques des incidents signalés ou des concentrations transitoires subséquentes de tritium dans les masses d'eau touchées. Comme nous le verrons plus loin dans notre analyse, les doses de rayonnement provenant de n'importe quelle concentration de tritium observée dans les Grands lacs ne représentent qu'une augmentation minuscule des doses de rayonnement naturel ou correspondent à leurs variations d'un endroit à un autre. Que Greenpeace

donne à entendre que des concentrations de tritium dans l'eau de l'ordre de quelques dizaines de Bq/L représentent un problème sanitaire est une affirmation absurde que rien ne vient étayer.

Chapitre 6

L'étude examine les concentrations de tritium dans l'atmosphère à diverses distances des installations nucléaires. Les données sont celles étudiées par Osborne [2002]. L'auteur souligne le fait que c'est la concentration de tritium dans l'humidité de l'air qui est importante (selon lui, « le paramètre crucial ») plutôt que la concentration dans l'air. Quoique cette concentration corresponde à la limite théorique supérieure de la concentration d'humidité qui peut être atteinte dans la végétation pouvant être exposée à l'élément, la concentration réelle dépend des apports relatifs à l'eau tritiée dans le sol et à l'eau de transpiration des plantes dans l'atmosphère. De plus, en ce qui concerne l'exposition des personnes, l'inhalation, l'absorption par la peau et l'échange par les surfaces dépendent principalement de la concentration dans l'air. Par exemple, si l'on inspire 10 litres d'air dont la teneur en tritium est de 10 Bq/L, on absorbe 10 Bq de l'élément, quel que soit le degré d'humidité de l'air. Exprimer les concentrations de tritium dans l'air comme des concentrations de tritium dans la vapeur d'eau pour ensuite comparer ces valeurs avec les normes applicables à l'eau de consommation pour la population ou avec les valeurs du rayonnement naturel dans les cours d'eau n'a aucun sens sur le plan scientifique ou radiologique. La question doit demeurer la suivante : « Quelle sera la quantité de tritium absorbée par l'organisme et quelles sont les doses radiologiques qui en résultent? »

L'auteur affirme que les modèles de dose ne prennent pas en compte l'accumulation de tritium organique (OBT) dans le biote à la suite d'expositions répétées. On ne sait pas s'il veut dire que l'évaluation des doses provenant des rejets ne tient pas compte de l'accumulation de tritium à proximité des réacteurs nucléaires ou s'il fait référence au traitement du tritium organique dans les modèles biocinétiques appliqués à l'être humain. Dans les deux cas, il a tort. Pour ce qui est de la modélisation relative à l'environnement, le tritium organique est mesuré dans des échantillons de la chaîne alimentaire (par exemple par OPG), et la dose est établie selon les modèles actuels de la CIPR. Ces doses ne représentent habituellement qu'un tout petit pourcentage des doses d'exposition potentielles des groupes critiques. Dans le cas des modèles de dose, ceux-ci prennent en compte l'OBT, comme on le verra ci-dessous.

L'auteur affirme par ailleurs que les concentrations annuelles moyennes de tritium dans l'air sont de mauvais indicateurs des risques, parce qu'elles « cachent » d'éventuels « pics » de rejet de tritium. Or ces « pics » risquent d'entraîner une « fixation élevée » de tritium dans les cellules des embryons et des fœtus. Nous reviendrons sur ce point, mais nous nous contenterons ici de signaler que cette affirmation révèle une méconnaissance de la biocinétique. L'analyse de ce cas de figure (par exemple, celle qu'a réalisée l'Agency for Toxic Substances and Disease Registry [ATSDR 2002]) montre que, même si les rejets annuels sont contenus dans un pic de ce type et que le tritium absorbé reste fixé dans les cellules (c'est-à-dire, qu'on ne tient pas compte du renouvellement des tissus organiques), au fil du temps, la dose résultante d'une telle exposition ponctuelle ne serait pas élevée comparativement aux doses annuelles reçues au cours de la même période.

L'étude de Greenpeace fait état de variation des émissions aéroportées annuelles provenant des centrales nucléaires de Pickering, de Darlington et de Bruce, qui affichent toutes trois une tendance générale à la baisse. L'organisme qualifie cette évolution de « rassurante ».

Chapitre 7

L'étude examine les concentrations de tritium dans les aliments, mesurées à différentes distances des installations nucléaires. Ici encore, les données sont celles de l'étude d'Osborne [2002]. Greenpeace met l'accent sur une comparaison avec la concentration de tritium d'origine naturelle et militaire dans les eaux canadiennes (~2 Bq/L). L'étude passe sous silence le fait que la seule mesure pertinente et significative pour établir les conséquences sur la santé est la dose associée aux niveaux de concentration de tritium. Comme nous le verrons par la suite, ces valeurs sont minimales comparativement à n'importe quelle limite réglementaire et par rapport aux variations des doses de rayonnement naturel.

Chapitre 8

L'auteur fait une estimation de l'exposition interne au tritium dans trois milieux présentant des niveaux de tritium différents. La démarche adoptée est similaire à celle de l'étude d'Osborne [2002b]. Cette dernière étudie un milieu représentatif d'une région située à une distance égale ou supérieure à une quarantaine de kilomètres des installations nucléaires; un milieu représentatif d'une zone aux alentours d'une installation nucléaire qui produit ou traite du tritium, où le régime alimentaire comprend des aliments produits localement; et un milieu représentatif d'une zone située à proximité d'une installation nucléaire, où le régime comprend les fruits et légumes d'un jardin adjacent à cette installation. L'exposition reçue dans le dernier milieu peut être considérée comme comparable à celle d'un membre d'un groupe critique (individu de référence). Les milieux choisis par Greenpeace sont légèrement différents : celui qui présente les plus faibles concentrations de tritium dans l'air, l'eau et les aliments est beaucoup plus éloigné des installations nucléaires (> 300 km au lieu de > 40 km) et correspond à une région où l'exposition provient uniquement du tritium d'origine naturelle ou militaire. En conséquence, l'estimation par Greenpeace de l'exposition interne au tritium dans ce milieu est environ 10 fois moins élevée que dans le milieu plus rapproché. Une différence plus importante concerne le choix de valeurs dans la zone présentant les niveaux de tritium les plus élevés. L'étude de Greenpeace établit les concentrations de tritium dans les aliments consommés pendant l'année à partir des valeurs observées dans certains fruits et légumes cultivés près des installations nucléaires. Ce modèle n'est pas réaliste. En effet, une petite proportion seulement des aliments consommés pourrait provenir d'un jardin local : il est donc absurde de présumer que ces valeurs s'appliquent à tous les aliments consommés tout au long de l'année. Dans son étude, Osborne utilise la valeur plus réaliste de 100 Bq/L pour la plupart des aliments, et de 3 000 Bq/L pour les fruits et légumes consommés pendant la saison de végétation en Ontario. Compte tenu du choix d'une valeur de tritium excessivement élevée dans les aliments, l'étude de Greenpeace conclut à une exposition interne plus élevée dans ce milieu que l'étude d'Osborne, laquelle repose pourtant sur des données prudentes. Dans le cas de l'OBT, la valeur est de 25 % plus élevée; dans le cas du HTO, elle atteint plus du double.

L'auteur conclut ce chapitre en affirmant que ces niveaux sont dangereux. Cependant la conclusion n'est pas fondée sur la dose de rayonnement, mais plutôt (comme auparavant) sur diverses normes visant l'eau de consommation et sur un « point de repère » (100 000 Bq) utilisé pour étudier l'exposition interne aux émetteurs bêta ou gamma. Aucune de ces normes n'est pertinente. Il serait plus utile d'utiliser comme point de repère l'exposition interne d'un adulte à 1 million de becquerels de tritium sous forme de HTO, qui entraîne une dose de rayonnement de ~20 µSv. Dans le cas d'un enfant, la dose serait trois fois plus élevée; en cas d'exposition interne au tritium organique, ce résultat devrait être majoré d'un facteur allant jusqu'à deux [voir Osborne 2002b]. Même pour l'exposition annuelle la plus élevée dans les cas de figure mentionnés, la dose annuelle serait d'environ 13 µSv chez un adulte; chez un enfant, elle serait jusqu'à deux fois plus élevée.

Chapitre 9

Dans ce chapitre, l'auteur examine si les niveaux estimatifs de tritium sont dangereux pour la santé et il souligne à juste titre que lorsque les doses d'exposition discutées dans les chapitres précédents sont estimées à l'aide des facteurs de dose utilisés par les organismes de réglementation, les « doses résultantes sont minuscules ». Il affirme ensuite que « ... les personnes les plus exposées... ne reçoivent qu'environ 20 µSv par an attribuables au tritium (c'est-à-dire une dose 50 fois inférieure à la limite de sécurité de 1 000 µSv) » [traduction].

L'auteur mentionne en passant qu'il y a un problème, parce que les facteurs de doses « minuscules » du tritium sont les plus faibles, et ce, à un degré considérable, de tous les radionucléides courants (par exemple, le facteur de dose du ¹³⁷Cs est 700 fois plus élevé). Compte tenu de l'activité énergétique relative (c'est-à-dire l'énergie cédée par désintégration) du tritium par rapport à la plupart des radionucléides courants et de sa période de rétention relativement courte, on doit s'attendre à ce que les facteurs de dose soient effectivement fort différents. La comparaison avec le ¹³⁷Cs ne fait donc qu'embrouiller les choses.

Greenpeace affirme que les facteurs de dose du tritium sous forme de HTO et d'OBT sont beaucoup trop bas et qu'ils devraient être relevés : le facteur de dose du HTO devrait être multiplié par 10, et celui de l'OBT devrait être cinq fois supérieur à celui du HTO (actuellement, il est 2,3 fois plus élevé). Cette affirmation est fondée sur les conclusions de la deuxième partie du rapport, qui examine les dangers radiologiques du tritium. En augmentant ainsi les facteurs de dose, affirme-t-on, les doses annuelles reçues par les personnes les plus exposées « dépasseraient largement la limite de 1 000 µSv » [traduction]. On se demande comment une telle augmentation pourrait faire passer les doses d'exposition que Greenpeace estime à environ 20 µSv, à un chiffre supérieur à 1 000 µSv.

L'analyse présentée par Greenpeace dans la deuxième partie et dans ses annexes renferme cependant de graves erreurs, que nous examinerons ci-après, et l'affirmation selon laquelle les facteurs de dose sont grossièrement sous-estimés est une erreur évidente. C'est aussi la conclusion à laquelle sont parvenus la majorité des membres du comité britannique qui a étudié le document de 2003 sur lequel s'appuie cette deuxième partie [CERRIE 2003, 2004].

Nous analyserons la deuxième partie (chapitres 11-15 et annexes) ci-dessous, à la suite de nos commentaires au sujet des recommandations de la première partie de l'étude de Greenpeace (chapitre 10).

Chapitre 10

Comme il n'existe aucun argument convaincant étayer l'hypothèse selon laquelle les facteurs de dose du tritium utilisés actuellement sous-estiment gravement les doses de rayonnement, l'affirmation de Greenpeace voulant que l'organisme de réglementation nucléaire canadien ne reconnaisse pas suffisamment les dangers du tritium est sans fondement.

Néanmoins, Greenpeace formule six recommandations qui portent sur les dangers prétendus du tritium à proximité des installations nucléaires au Canada. Deux en particulier sont totalement injustifiées – le fait que les femmes enceintes et les jeunes enfants ne devraient pas habiter près d'une installation nucléaire et que les aliments provenant de jardins situés aux alentours d'une installation nucléaire ne devraient pas être consommés. Ces recommandations ne servent qu'à attiser la peur sans aucune justification. En effet, même si les doses d'exposition provenant du tritium étaient 10 fois plus élevées que ce qu'on pourrait raisonnablement estimer être le maximum, ces recommandations seraient inutiles. La recommandation préconisant la création d'un comité chargé d'examiner la dosimétrie du tritium est toutefois raisonnable, compte tenu de la nature du programme de production d'électricité nucléaire canadien, mais ce comité devrait être formé de scientifiques et d'experts médicaux (à l'instar de l'ancien Comité consultatif de la radioprotection de la CCSN) plutôt que de représentants de certains groupes comme le propose Greenpeace. Par ailleurs, compte tenu de la faiblesse des doses d'exposition de la population imputables au tritium, il est difficile de voir en quoi de nouvelles études épidémiologiques portant sur les effets nocifs possibles du tritium – une autre recommandation – pourraient donner des résultats valables. Les deux dernières recommandations, qui portent sur les mesures à prendre pour réduire les émissions de tritium, ne reposent sur aucune analyse présentée dans le texte. Il aurait fallu à tout le moins présenter une analyse sommaire des avantages de telles mesures. La dose d'exposition au tritium étant faible par rapport aux limites réglementaires et aux variations dans le rayonnement naturel, les mesures proposées ont peu de chances d'être justifiées à partir d'une analyse ALARA

Deuxième partie : Dangers du rayonnement du tritium

Les chapitres 11-15 forment la deuxième partie de l'étude et, avec les annexes de cette partie, s'appuient en grande partie sur un document antérieur préparé aux fins d'examen par le Committee Examining Radiation Risks of Internal Emitters (CERRIE) au Royaume-Uni [CERRIE 2003]. L'information a été en partie réorganisée, mais le texte est en grande partie identique. On trouve très peu de nouvelles données; quelques valeurs de la mesure de l'efficacité biologique relative (EBR) obtenues par des expériences *in vitro* ont été ajoutées à un tableau du chapitre 14, et une annexe analyse les études épidémiologiques menées sur des populations à proximité des installations nucléaires canadiennes.

Chapitres 11 et 12

Au sujet des coefficients de dose (appelés facteurs de dose dans la première partie), l'auteur estime paradoxal que le tritium ait le coefficient de dose le plus faible des radionucléides courants. Pourtant, compte tenu des propriétés radiologiques et biocinétiques du tritium, le contraire serait étonnant. Il affirme qu'en raison de l'efficacité biologique plus élevée de la particule bêta du tritium par rapport aux rayons gamma, cet élément ne devrait pas être classé comme un radionucléide « faible » et à « faible » radiotoxicité. La comparaison fait bien entendu abstraction de toutes les autres propriétés radiologiques pertinentes qui ont une incidence beaucoup plus importante sur la radiotoxicité et, en fait, n'ébranle pas notre conviction que le tritium est classé à juste titre comme un radionucléide à faible risque radiologique.

L'étude laisse entendre que pour estimer le coefficient de dose provenant de l'ingestion de HTO, la fonction de rétention est une simple exponentielle associée à une demi-vie de 10 jours et que les doses d'OBT ne sont pas prises en compte. C'est inexact et d'ailleurs l'auteur de l'étude de Greenpeace se contredit dans le chapitre suivant, soulignant que la conversion du HTO en OBT est prise en compte. Nous reviendrons sur cette confusion.

Chapitre 13

À propos du modèle utilisé par la CIPR pour calculer les coefficients de dose du tritium, l'auteur déclare ce qui suit : « [Le modèle] pose l'hypothèse que 3 % du HTO administré est lié sous forme d'OBT et qu'on peut sans danger ne pas tenir compte des doses d'OBT provenant du HTO administré » [traduction]. Selon Greenpeace, l'exposition interne au tritium organique a été sous-estimée, et il faudrait multiplier par trois le coefficient de dose provenant de l'exposition interne au HTO pour tenir compte de l'OBT.

Cette assertion n'est pas valide. Tout au long du chapitre, il est clair que l'auteur comprend mal la biocinétique du tritium et la littérature sur la question. La phrase citée éclaire en partie cette confusion. La fraction de tritium modélisée comme tritium converti en OBT et la fraction de dose issue de cette conversion ne sont pas les mêmes comme l'auteur semble le croire. En effet, il faut également prendre en compte le temps de rétention de l'OBT.

À cause de cette confusion, l'auteur conclut que le modèle de la CIPR est en contradiction avec les conclusions de Trivedi, Galeriu et Richardson [1997], ce qui est loin d'être le cas. Le modèle

actuel établit à 3 % la fraction de tritium converti en OBT. La dose de cet élément représente environ 10 % de la dose totale. Trivedi, Galeriu et Richardson [1997] et, récemment, Trivedi, Galeriu et Lamothe [2000] ont estimé, à partir d'analyses prises sur des individus qui avaient subi une exposition interne au tritium, que la dose provenant de l'OBT devrait représenter de 3 à 9 % (4,7%-9,9 % selon l'étude la plus récente) de la dose provenant du HTO seul. L'auteur de l'étude Greenpeace considère à tort que cette valeur (la dose relative provenant de l'OBT) est la fraction du tritium absorbé qui a été converti en OBT.

Il ne comprend pas bien non plus la biocinétique de la fixation dans les tissus organiques. Dans un tissu qui se renouvelle lentement, la proportion de matière marquée à la suite d'une exposition donnée au HTO sera plus faible que dans un tissu qui se renouvelle plus rapidement [NCRP 1979b]. Ce qui compte pour estimer la dose, c'est la fraction d'hydrogène dans un tissu organique qui peut être formée dans l'eau. C'est le principe sur lequel repose l'argument d'Osborne [1972] – et Greenpeace le cite, mais apparemment sans prendre conscience du fait que cet argument impose une limite naturelle à la fraction du HTO absorbé qui peut entrer dans un élément d'OBT en particulier.

L'affirmation selon laquelle la dose totale provenant de l'OBT sera plus importante, relativement à la dose provenant du HTO, en cas d'exposition chronique au HTO fait encore ressortir une méconnaissance de la biocinétique. En effet, l'importance relative des doses n'est pas liée au fait que l'exposition soit aiguë ou chronique, comme l'auteur du rapport de Greenpeace semble le croire. Une exposition chronique entraîne une accumulation de tritium associé à des tissus ayant des constantes de temps d'incorporation et d'excrétion plus longues pour ce qui est de l'élément HTO. Ceci ne signifie pas que la dose cumulative de ces éléments sera relativement plus élevée que la dose provenant du HTO dans une exposition chronique que dans une exposition aiguë. C'est un problème élémentaire. Pourquoi le devenir d'un atome de tritium dans l'organisme après ingestion de HTO dépendrait-il du fait que d'autres atomes de tritium ont été absorbés le même jour ou deux semaines plus tard? N'oublions pas qu'une concentration de tritium dans l'eau de 100 Bq/L représente moins d'une partie par millier de millionième d'un million; il n'existe pas de principes cinétiques secondaires s'appliquant à des concentrations élevées. Il est donc inexact d'affirmer, comme le fait l'auteur, qu'en cas d'exposition durable au HTO, les doses provenant du tritium sous forme d'OBT ajoutent un apport relativement plus important à la dose totale.

Au sujet de la rétention du tritium organique, l'auteur attribue à tort aux formes de tritium facilement échangeable (c'est-à-dire le tritium lié à l'azote [N], au phosphate [P] et au soufre [S]) un taux de rétention de 40 jours et à la forme de tritium non échangeable (c'est-à-dire le tritium lié au carbone [C] désigné comme OBT) un taux de rétention beaucoup plus long (550 jours). Or cette analyse est contraire aux propriétés physiques, chimiques et biocinétiques connues des diverses formes de tritium [NCRP 1979b].

Du fait de ces confusions, il n'existe aucun fondement valide pour étayer l'argument de l'auteur selon lequel, en raison d'inexactitudes dans les modèles biocinétiques, le coefficient de dose du tritium sous forme de HTO est trois fois plus faible que ce qu'il devrait être, et celui de l'OBT quatre à cinq fois trop bas. Nul ne saurait prétendre que les coefficients de dose recommandés par la CIPR sont exempts de toute incertitude, mais, comme le montre l'analyse récente de

Harrison, Khursheed and Lambert [(2002)] qui se sont penchés sur la portée de telles incertitudes en biocinétique, il n'existe pas de distorsion appréciable dans les valeurs des deux coefficients de dose.

Chapitre 14 et annexes I-VI

Bien qu'il soit intitulé « Dosimétrie interne du tritium » (*Internal dosimetry of tritium*), le chapitre 14 porte en fait sur l'efficacité biologique relative (EBR) de l'élément.

On sait que les valeurs de l'EBR pour un rayonnement donné dépendent de nombreuses variables expérimentales – par exemple, les différentes caractéristiques spatiales des incidents de rayonnements ionisants à l'étude; la mesure de l'effet biologique final; l'organisme, le tissu ou les cellules étudiés; la magnitude absolue des doses et des débits de dose des deux rayonnements que l'on compare [NCRP 1990]. Dans le cas du tritium, il est possible qu'il existe divers facteurs d'influence résultant de l'emplacement au sein d'une cellule et des effets de transmutation [Myers et Johnson 1991].

On sait également, en ce qui concerne la première variable – les caractéristiques des incidents de rayonnements ionisants –, qu'on observe différents niveaux d'efficacité relative compris dans la gamme de ce que l'on nomme les rayonnements à bas transfert linéique d'énergie (TLE) (par exemple, le rayonnement gamma, les rayons X et les particules bêta, dont celles du tritium). Les rayonnements à plus faible énergie comme les rayons X, qui ont un transfert linéique d'énergie moyen plus élevé, ont en général une plus grande efficacité biologique que les rayonnements à plus forte énergie comme les rayons gamma. Les caractéristiques de l'ionisation le long du parcours d'une particule bêta de tritium ayant une énergie moyenne sont similaires à celles de rayons X de 65 kV_p, c'est-à-dire qu'elles se situent entre les caractéristiques des rayons X utilisés pour une mammographie et celles des rayons X à usage diagnostique plus général [Myers et Johnson 1991].

L'efficacité biologique d'un rayonnement donné est habituellement exprimée par rapport au rayonnement gamma ou aux rayons X. C'est pourquoi, dans la mesure où le transfert linéique d'énergie détermine l'EBR, les valeurs mesurées pour le tritium devraient être près de l'unité par rapport aux rayons X, et légèrement supérieures à 1 par rapport aux rayons gamma. L'EBR devrait varier en fonction de la dose puisque l'efficacité des rayonnements qui se situent à l'extrémité inférieure de l'échelle de TLE tend à diminuer plus rapidement avec la dose que celle des rayonnements à l'autre extrémité de l'échelle.

L'évaluation de l'EBR du tritium a fait l'objet de nombreuses études expérimentales relativement à tout un éventail d'effets finals, de rayonnements de référence et de combinaisons de conditions expérimentales. L'étude de Greenpeace reprend le tableau des valeurs de l'EBR mentionnées dans les rapports de procédures *in vivo* d'un rapport antérieur [CERRIE 2003] et y ajoute quelques valeurs provenant de procédures *in vitro* rapportées dans des études. Les valeurs citées vont de 1 à 5,9, mais la plupart n'ont pas d'intervalle de confiance et ne sont donc pas utiles en tant que telles. Les valeurs les plus élevées sont celles qui sont associées aux procédures *in vitro*.

L'étude de Greenpeace omet de mentionner que les valeurs pertinentes aux fins de la protection radiologique sont celles qui portent sur l'induction du cancer. Ces valeurs se rapprochent de l'unité dans une comparaison avec les rayons X et sont légèrement supérieures à 1 si la comparaison est faite avec les rayons gamma. (Voir, par exemple, les sommaires de Myers et Johnson [1991]; Harrison, Khursheed et Lambert [2002] et la CIPR [2007a].)

L'influence des facteurs qui sont spécifiques au tritium (par exemple, les effets de la transmutation et de l'enveloppe d'hydratation de l'ADN) doit se faire sentir une certaine mesure dans ces calculs expérimentaux de l'EBR. De plus, les conclusions des études portant sur ces phénomènes sont que, bien qu'ils puissent se produire, leur contribution relative aux dégâts causés et à l'EBR est limitée comparativement à l'effet de la dose de rayonnement (voir, par exemple, Myers et Johnson [1991]).

Pour calculer la valeur de pondération appropriée des doses de tritium aux fins de la protection radiologique, l'étude de Greenpeace tient compte de toutes les estimations de l'EBR, peu importe la pertinence des expériences considérées en matière de radioprotection ou la fiabilité de valeurs particulières. En conséquence, Greenpeace affirme que la CIPR a tort d'attribuer un facteur de pondération de 1 aux doses de rayonnement pour tous les rayonnements à faible TLE. En se fondant sur l'éventail des valeurs de l'EBR mesurées par l'ensemble des expériences, Greenpeace propose d'appliquer un facteur de pondération de 2. Or, comme nous l'avons vu, les valeurs mesurées pour le tritium et la carcinogenèse, qui ne sont pas très différentes de l'unité et qui sont des valeurs pertinentes, n'étaient pas cette conclusion.

La recommandation de la CIPR, incluse dans les recommandations qu'elle a publiées et sur lesquelles sont fondés les règlements canadiens actuellement en vigueur [CIPR 1991], établit que pour des raisons pratiques en matière de radioprotection, compte tenu des faibles doses en cause, il n'est pas nécessaire d'attribuer des facteurs de pondération distincts aux doses de rayonnement à faible TLE. Cette conclusion et recommandation se retrouvent également dans les recommandations en cours de publication [CIPR 2007b]. Compte tenu des preuves expérimentales, cette approche semble adéquate.

Chapitre 15

Selon les conclusions du rapport de Greenpeace, il faudrait multiplier par 12 (arrondir à un facteur de 10) le coefficient de dose pour le tritium sous forme de HTO; en outre, le coefficient pour le tritium sous forme d'OBT devrait représenter 5 fois celui du HTO, comparativement à 2,3 fois à l'heure actuelle. Ces conclusions sont examinées au tableau 1 ci-après.

Tableau 1 : Évaluation du raisonnement qui sous-tend la recommandation de Greenpeace sur les facteurs de multiplication des coefficients de dose

Élément	Facteur	Commentaires
Facteur de pondération des rayonnements	2	Mesure non justifiée. Les taux d'EBR mesurés ne justifient pas l'augmentation du coefficient à des fins de radioprotection.
OBT de longue vie et expositions chroniques	3	Mesure non justifiée. La biocinétique du HTP et de l'OBT est mal comprise et l'interprétation des études est erronée.
Transport et exposition interne rapides	2	Mesure non justifiée. Cette affirmation ne vient de nulle part et n'est pas étayée par des données probantes.
Exposition interne à une protéine tritiée (OBT)	~2	Mesure non justifiée. Le temps de rétention varie d'une espèce chimique à l'autre, mais aucune donnée probante n'indique que la dose d'OBT a été globalement sous-estimée.

Comme l'indique le tableau, il ressort à la lumière de l'examen du rapport de Greenpeace que les modifications recommandées par Greenpeace à l'égard des coefficients de dose du tritium ne sont nullement justifiées.

Dans le dernier paragraphe du chapitre 15, l'auteur laisse entendre que de fortes concentrations transitoires de HTO pourraient entraîner une fixation du tritium à des étapes cruciales de l'embryogenèse et par le fait même une augmentation des taux d'issues de grossesse indésirables, notamment des mortinaissances, des malformations congénitales et des morts néonatales. L'allégation selon laquelle ces issues pourraient découler de doses de rayonnements quelconques reçues par des membres de la population constitue simplement une spéculation injustifiée que rien ne vient étayer. De surcroît, même en cas d'exposition interne transitoire beaucoup plus élevée que la moyenne au tritium présent à une très forte concentration dans l'environnement, au cours de l'embryogenèse, la fixation de cellules de longue vie dans l'embryon ne se traduirait pas par une augmentation appréciable des doses attribuables au tritium sous forme de HTO, même pour la fixation des oocytes [ASDTR 2002].

Annexe VII

L'auteur de Greenpeace signale à juste titre certaines difficultés inhérentes à l'interprétation des résultats d'études épidémiologiques, en particulier les études écologiques. Néanmoins, dans l'analyse des études examinées ci-après portant sur différentes populations canadiennes, il semble faire fi de certaines mises en garde.

Leukaemia in children near CANDU nuclear facilities [Clarke, McLaughlin et Anderson 1989, 1991]

Dans cette étude écologique de l'incidence et du taux de mortalité associés à la leucémie chez les enfants qui vivent à proximité d'installations nucléaires canadiennes, aucune donnée probante ne témoigne d'une augmentation de cas. L'intervalle de confiance de 95 % s'appliquant à toutes les estimations du ratio du nombre de cas observés et du nombre de cas attendus (cas observés/cas attendus) incluait l'unité. L'affirmation énoncée dans le rapport de Greenpeace selon laquelle il pourrait y avoir un plus grand nombre de cas de leucémie (dans les régions de Pickering et de Bruce) du fait que la limite de confiance supérieure dépasse « 1 » ne tient pas la route; on pourrait tout aussi bien affirmer qu'il pourrait y avoir un nombre moindre de cas de leucémie étant donné que la limite de confiance inférieure se trouve en deçà de « 1 ». Par ailleurs, l'auteur affirme que le taux de décès imputables à la leucémie a augmenté après le démarrage des réacteurs. Là encore, il ne prend pas en compte les larges intervalles de confiance qui se chevauchent.

Curieusement, l'auteur de Greenpeace affirme que les intervalles de confiance donnés sont moins rigoureux dans le premier des deux rapports que dans le deuxième (90 % contre 95 %) et que si l'on avait estimé l'intervalle à 90 % dans le deuxième rapport, les résultats auraient été statistiquement différents. Il est vrai que si l'on réduit la largeur de l'intervalle de confiance utilisé dans ce type d'études (par exemple, en atténuant la rigueur du test), il y aura de plus fortes chances qu'un critère donné (dans ce cas l'unité pour la valeur du ratio cas observés/cas attendus) se trouve à l'extérieur de l'intervalle. Mais, comme le rapport préliminaire n'utilise pas de limite de 90 %, on peut difficilement comprendre pourquoi l'auteur du rapport de Greenpeace formule ce commentaire.

La seule conclusion sensée, c'est que rien dans ces résultats ne semble indiquer une augmentation du nombre de leucémies dans les zones entourant les installations nucléaires.

Birth defects and infant mortality in the vicinity of the Pickering nuclear facility [Johnson et Rouleau 1991]

Johnson et Rouleau en sont arrivés à la conclusion suivante : « [...] l'analyse ne corrobore pas l'hypothèse d'une augmentation des taux de mortinaissances ou de mortalité néonatale ou infantile à proximité de la centrale nucléaire de Pickering. Depuis le démarrage de la centrale en 1971, ces taux ne sont pas élevés dans l'ensemble et on n'a observé aucune constante de taux annuels imprévus au sein des collectivités avoisinantes. En outre, l'analyse ne corrobore pas l'hypothèse d'une augmentation de la fréquence des naissances d'enfants atteints d'anomalies

congénitales à proximité de cette centrale nucléaire dans 21 des 22 catégories de diagnostic entre lesquelles on a réparti les anomalies congénitales pour les besoins de l'analyse. » [traduction]

Le rapport de Greenpeace met l'accent sur une catégorie de diagnostic (le syndrome de Down) pour lequel l'intervalle de confiance visant le ratio cas observés/cas attendus estimatif excluait l'unité. L'auteur ne reconnaît pas qu'avec plus de 20 catégories de diagnostic et une limite de confiance de 95 %, il est logique trouver au moins une série de limites de confiance excluant l'unité. Les auteurs de l'étude ont cherché à établir une corrélation entre, d'une part, le nombre de cas de syndrome de Down à Pickering et à Ajax et, d'autre part, les rejets de tritium aéroportés et les données de surveillance au sol, mais ils n'y sont pas parvenus. Greenpeace en arrive cependant à la conclusion qu'il pourrait y avoir un lien entre le tritium et le syndrome de Down et présente comme preuve du « nombre excédentaire de cas dans les zones exposées à des retombées radioactives, notamment de tritium » [traduction] une liste d'études portant sur le syndrome de Down après l'accident de Tchernobyl. La mention « notamment de tritium » qui figure à la fin de la citation relève en quelque sorte d'une gymnastique visant à mettre en cause le tritium, compte tenu de sa très faible contribution à l'inventaire de base total au moment de l'accident (voir Volume II, Annexe J de UNSCEAR [2000]). Qui plus est, cette simple énumération de titres d'études ne montre pas que deux d'entre elles [Burkart, Grosche et Schoetzau 1997; Little 1993] sont des examens détaillés qui démentent les allégations selon lesquelles une augmentation quelconque du nombre de cas de syndrome de Down découle des retombées de Tchernobyl. La liste ne fait pas non plus état d'une étude des registres de 19 anomalies congénitales en Europe, laquelle a révélé qu'il n'y avait eu aucune augmentation des taux après l'accident de Tchernobyl [De Wals, Bertrand, De la Mata et coll. 1988]. Dans la région visée par cette étude, les expositions les plus élevées correspondaient grosso modo au double de la dose annuelle provenant de rayonnements naturels. La liste ne fait pas non plus état de l'examen approfondi du syndrome de Down et des rayonnements réalisé par UNSCEAR, laquelle a conclu à l'absence de données convaincantes témoignant d'une augmentation d'effets génétiques quelconques, y compris le syndrome de Down, par suite de l'accident de Tchernobyl [UNSCEAR 2001].

Offspring of Canadian nuclear workers [Green, Dodds, Miller et coll. 1997]

Le rapport de Greenpeace cherche à trouver des éléments marquants dans les résultats de cette étude portant sur des cas d'anomalies congénitales et des groupes témoins appariés chez les enfants des travailleurs nucléaires. Or, les auteurs de l'étude n'ont relevé aucune association appréciable avec l'exposition au tritium. Quoiqu'il en soit, tout en reconnaissant que les résultats ne sont pas statistiquement significatifs, Greenpeace n'en continue pas moins de considérer les deux cas observés de troubles chromosomiques comme des « éléments pouvant être révélateurs » d'un lien avec l'exposition au tritium. Cela ne veut tout simplement rien dire. La conclusion des auteurs de l'étude, Green, Dodds, Miller et coll., est très claire : « Dans l'ensemble, les travailleurs de l'industrie de l'énergie nucléaire, en particulier ceux exposés à de faibles niveaux de rayonnements ionisants avant la conception d'un enfant, ne semblent pas présenter un risque accru d'avoir un enfant né vivant atteint d'une anomalie congénitale. » [traduction]

Offspring of Ontario nuclear workers [McLaughlin, Anderson, Clarke et coll. 1992; McLaughlin, King, Anderson et coll. 1993]

Les auteurs de cette étude des cas de leucémie chez les enfants de travailleurs nucléaires de l'Ontario et dans des groupes témoins appariés en sont arrivés à une conclusion sans équivoque dans leur rapport de 1993 : « Les constats de l'étude que nous avons menée en Ontario ne corroborent pas l'hypothèse selon laquelle il existerait un lien entre la leucémie infantile et l'exposition du père à des rayonnements ionisants dans un contexte professionnel avant la conception de l'enfant. » [traduction] En outre : « Nous concluons qu'il n'existe aucun lien entre la leucémie infantile et l'exposition des pères à des rayonnements ionisants dans un contexte professionnel avant la conception. Nous n'avons observé aucune association pour une dose externe du corps entier, une dose de tritium ou l'exposition au radon ni pour toute période d'exposition avant la conception ou le diagnostic. » [McLaughlin, King, Anderson et coll. 1993] [traduction] L'affirmation est sans équivoque, mais Greenpeace y voit « une certaine preuve de risques accrus attribuables à l'exposition interne au tritium et à l'exposition externe aux rayonnements » [traduction]. Cette affirmation semble fondée sur le seul résultat (rapport de cotes = 1,19) tiré d'un tableau de résultats dans le rapport cité. La liste plus complète de ces résultats présentée au tableau 2 ci-après montre bien que Greenpeace ne retient que les renseignements qui sont utiles à sa cause.

Tableau 2 : Résultats tirés du tableau III de McLaughlin, King, Anderson et coll. [1993]

Nombre de cas de leucémie infantile où l'exposition paternelle est égale ou supérieure à 0,1 mSv		Rapport de cotes	Intervalle de confiance de 95 %
<i>Dose totale du corps entier (dose externe et dose interne attribuable au tritium)</i>			
Avant la conception	6	0,87	0,32–2,34
Pendant 6 mois avant la conception	5	0,96	0,34–2,77
Pendant 3 mois avant la conception	9	0,96	0,34–2,77
Avant le diagnostic	9	1,19	0,54–2,73
<i>Dose externe du corps entier</i>			
Avant la conception	6	0,87	0,32–2,34
<i>Dose de tritium</i>			
Avant la conception	0	0	0–2,39

Cette fois encore, la sélection de l'un des tests effectués et le large intervalle de confiance à l'égard du critère utilisé — le rapport de cotes — indiquent que l'auteur de Greenpeace ignore absolument les réalités statistiques. Comme l'ont conclu les auteurs de l'étude, rien n'indique que la leucémie pourrait être attribuable à l'exposition parentale.

Analysis of Mortality among Canadian Nuclear Power Industry Workers after Chronic Low-Dose Exposure to Ionizing Radiation [Zablotska, Ashmore et Howe 2004]

Dans cette étude de la mortalité des travailleurs canadiens sous rayonnements, Zablotska, Ashmore et Howe vérifient deux hypothèses – l’existence d’un lien, d’une part, entre la dose de rayonnements et les formes de leucémie autres que la leucémie lymphoïde chronique (LLC) et, d’autre part, entre la dose de rayonnements et les cancers mettant en cause des tumeurs solides. Greenpeace fait des spéculations sur les implications des valeurs ponctuelles des risques relatifs excédentaires estimatifs, passant outre une fois de plus aux larges limites de confiance à l’égard des valeurs. Compte tenu des hypothèses de départ de l’étude, il est illogique de puiser dans ces résultats, comme le fait Greenpeace, pour trouver le seul des huit types de cancer mettant en cause des tumeurs solides (cancer rectal) pour lequel l’intervalle de confiance à l’égard des risques relatifs excédentaires estimatifs exclut la valeur zéro.

Les erreurs d’interprétation des résultats portant sur des doses de tritium sont encore plus flagrantes. Les auteurs de l’étude comparent les risques estimatifs attribuables aux expositions selon que l’on inclut à la fois les doses de rayons gamma et de tritium ou seulement les doses de rayons gamma. Il ressort de l’analyse que la combinaison des doses de tritium et de rayons gamma n’a pratiquement aucune incidence sur les risques estimatifs. Greenpeace fausse complètement les données de l’étude, imaginant qu’il s’agissait d’une comparaison entre les risques subis par un groupe de travailleurs exposés uniquement à des rayons gamma et ceux subis par d’autres travailleurs exposés à la fois à des rayons gamma et au tritium. Or, il y avait un seul groupe de travailleurs. L’analyse subséquente présentée dans le rapport de Greenpeace est par conséquent complètement erronée.

Malformations congénitales en Inde

L’allégation selon laquelle il y aurait une forte incidence de malformations congénitales en Inde près d’un réacteur indien dont la conception est similaire à celle des CANDU découle d’une émission télédiffusée en 1991 par le canal 4 du Royaume-Uni et d’un article publié en 1994 dans la revue de l’International Institute of Concern for Public Health. Les différents organismes internationaux, par exemple, UNSCEAR et la CIPR, qui ont examiné de façon approfondie les malformations congénitales et les rayonnements n’ont trouvé aucune donnée concrète prouvant l’existence d’un lien entre les deux. Ces sources ne semblent pas offrir de renseignements de fond à l’effet contraire, qui auraient été soumis à un examen par les pairs.

Études non publiées

Le rapport de Greenpeace mentionne une étude non publiée [McArthur 1988] qui établirait un lien entre la mortalité chez les nouveau-nés et les rejets de tritium. Il reconnaît – à juste titre – que l’on a reproché à cette étude de comporter certaines lacunes sur le plan statistique. Dans le rapport cité ci-dessus, Johnson et Rouleau [1991] reprennent à leur compte les critiques formulées par le ministère de la Santé de l’Ontario et la Durham Region Health Unit, qui se sont regroupés en 1989 pour critiquer cette étude, en y ajoutant leurs propres critiques. Selon l’une de leurs conclusions les plus éloquentes, lorsque l’on applique au-delà de la période étudiée par McArthur la corrélation entre le taux de décès néonatal et les rejets annuels de tritium présents

dans l'eau, la corrélation présumée entre l'augmentation du taux de décès plus élevé et l'augmentation des rejets de tritium disparaît complètement. Le rapport de Greenpeace n'en fait nullement état.

Le rapport de Greenpeace ne signale pas non plus que les allégations découlant de l'étude de McArthur ont également été présentées dans un traité de 16 pages publié par Greenpeace en 1990 sous le titre *Canada's radiation scandal* et que la Commission canadienne de sûreté nucléaire, dans un document intitulé *Canada's radiation scandal?*, a judicieusement réfuté les allégations et les autres arguments invoqués dans ce traité, les qualifiant de faux, trompeurs et déformés. [Greenpeace 1990; CCSN 1990].

Une étude exclue du rapport de Greenpeace

La récente étude écologique effectuée par le Durham Region Health Department [2007] a peut-être été publiée trop tard pour être prise en compte dans l'examen fait par Greenpeace. Or, les résultats qui en ressortent sont utiles pour les besoins de notre analyse.

L'étude compare avec les valeurs obtenues dans le reste de l'Ontario les indicateurs de santé dans la région de Durham et les municipalités en faisant partie. Les indicateurs sont regroupés en trois catégories, soit ceux associés très clairement à une exposition aux rayonnements, à savoir la leucémie (sauf la leucémie lymphoïde chronique) et le cancer de la thyroïde; ceux associés à une exposition aux rayonnements mais pouvant être fortement influencés par d'autres facteurs de risque que les indicateurs de la première catégorie; et ceux légèrement associés, voire non associés du tout, à une exposition aux rayonnements. Ces catégories ont été utilisées pour déterminer les variations et les courbes prévues à l'égard des indicateurs pour l'ensemble de la région ainsi que les tendances prévues, dans l'hypothèse où les installations nucléaires auraient une incidence quelconque dans certaines municipalités. Les auteurs de l'étude ont examiné les résultats de façon méthodique en fonction de ces prévisions.

Selon la conclusion générale de l'étude du Durham Region Health Department, « les taux de maladie à Ajax-Pickering et à Clarington ne révèlent aucune tendance indiquant que les centrales nucléaires de Pickering et de Darlington nuiraient à la santé de la population. La plupart des tendances observées dans le comté de Simcoe étaient similaires et certaines observées dans la région de Halton l'étaient également. Compte tenu du niveau extrêmement faible d'exposition aux rayonnements attribuables aux centrales, des effets quelconques semblent improbables. » [traduction]

Conclusion sur les études épidémiologiques

Sur la base de son interprétation des études épidémiologiques canadiennes, le rapport de Greenpeace conclut qu'elles fournissent « des indices, quoique limités, montrant que l'exposition au tritium accroît les effets sur la santé » [traduction]. Comme il ressort de notre examen, l'auteur a interprété de façon erronée ou mal compris les études et exagéré l'importance des résultats. Les études épidémiologiques citées ne démontrent aucune augmentation d'effets sur la santé imputables au tritium.

Sources

- Agency for Toxic Substance and Disease Registry. Environmental tritium evaluations at SRS and LLNL with emphasis on the monitoring and dosimetry of organically-bound tritium. Atlanta, Georgia (Etats-Unis). US Department of Health and Human Services, Centers for Disease Control and Prevention; 2002.
- Burkart W, Grosche B, Schoetzau A. Down syndrome clusters in Germany after the Chernobyl accident. *Radiat Res* 147:321–328; 1997.
- Clarke EA, McLaughlin J, Anderson TW. Childhood leukaemia around Canadian nuclear facilities—Phase II. Ottawa (Ontario). Commission de contrôle de l'énergie atomique; INFO-0300-2; 1991.
- Clarke EA, McLaughlin J, Anderson TW. Childhood leukaemia around Canadian nuclear facilities—Phase I. Ottawa (Ontario). Commission de contrôle de l'énergie atomique; INFO-0300-1; 1989.
- Comité consultatif des normes environnementales. A standard for tritium. Toronto (Ontario). Ministère de l'Environnement; rapport du CCNE 94-01; 1994.
- Comité scientifique des Nations Unies pour l'étude des effets des rayonnements ionisants. Sources and Effects of Ionizing Radiation; 2000 Report to the General Assembly, with Annexes: Volume I and Volume II, New York, NY, Publications des Nations Unies; 2000.
- Comité scientifique des Nations Unies pour l'étude des effets des rayonnements ionisants. 2001 Report to the General Assembly with Scientific Annex: Annex, Hereditary effects of radiation. New York, NY. Publications des Nations Unies; 2001.
- Commission de contrôle de l'énergie atomique. Canada's radiation scandal? Ottawa (Ontario). Pamphlet de la Commission de contrôle de l'énergie atomique; 1990.
- Commission internationale de protection radiologique. Recommandations de 1990 de la Commission internationale de protection radiologique. Oxford: Pergamon Press; publication de la CIPR 60; Ann CIPR 21(1–3); 1991.
- Commission internationale de protection radiologique. Age-dependent doses to members of the public from intake of radionuclides: Part 4 Inhalation dose coefficients. Oxford: Pergamon Press; publication de la CIPR 71; Ann CIPR 25(3–4); 1995.
- Commission internationale de protection radiologique. Recommandations de la Commission internationale de protection radiologique. Annex B: Committee II report, Basis for dosimetric quantities used in radiological protection; *sous presse* 2007b. Peut être consulté à l'adresse <http://www.CIPR.org/>. Document consulté le 21 juin 2007.

Commission internationale de protection radiologique. Oxford: Pergamon Press; *sous presse* 2007a. Peut être consulté à l'adresse <http://www.CIPR.org/>. Document consulté le 21 juin 2007.

Committee Examining Radiation Risks from Internal Emitters. Report of the committee examining radiation risks of internal emitters (CERRIE). Londres. Department for Environment Food and Rural Affairs; 2004.

Committee Examining Radiation Risks from Internal Emitters. Tritium: properties, metabolism and dosimetry. Étude non publiée préparée aux fins d'examen par le comité, document 9-01; 2003.

De Wals P, Bertrand F, De la Mata I, Lechat MF. Chromosomal anomalies and Chernobyl. *Int J Epidemiol* 17:230–231; 1988.

Durham Region Health Department. Radiation and health in Durham region. Whitby (Ontario). Municipalité régionale de Durham; 2007.

Green LM, Dodds L, Miller AB, Tomkins DJ, Li J, Escobar M. Risk of congenital anomalies in children of parents occupationally exposed to low level ionising radiation. *Occup Environ Med* 54: 629–635; 1997.

Greenpeace. Canada's radiation scandal. Pamphlet de Greenpeace; 1990.

Harrison JD, Khursheed A, Lambert BE. Uncertainties in dose coefficients for intakes of tritiated water and organically bound forms of tritium by members of the public. *Radiat Prot Dosim* 98:299–311; 2002.

Johnson KC, Rouleau J. Tritium releases from the Pickering nuclear generating station and birth defects and infant mortality in nearby communities 1971–1988. Ottawa (Ontario). Commission de contrôle de l'énergie atomique; INFO-0401; 1991.

King KJ, Workman WJG. Tritium in the Great Lakes: 1997. Chalk River (Ontario). Énergie atomique du Canada limitée; rapport RC-1981; 1998.

Little J. The Chernobyl accident, congenital anomalies and other reproductive outcomes. *Pediatr Perinat Epidemiol* 7:121–151; 1993.

McArthur D. Fatal births defects, newborn infant fatalities and tritium emissions in the town of Pickering, Ontario: A preliminary examination, Toronto (Ontario). Durham Nuclear Awareness Project; 1988.

McLaughlin J, Anderson TW, Clarke EA, King W. Occupational exposure of fathers to ionizing radiation and the risk of leukaemia in offspring—a case-control study. Ottawa (Ontario). Commission de contrôle de l'énergie atomique; INFO-0424; 1992.

- McLaughlin JR, King WD, Anderson TW, Clarke EA, Ashmore JP. Paternal radiation exposure and leukaemia in offspring: the Ontario case-control study. *Br Med J* 307:959–966; 1993.
- Myers DK, Johnson JR. Toxicity and dosimetry of tritium: a review. Ottawa (Ontario). Commission de contrôle de l'énergie atomique; Comité consultatif de la radioprotection; INFO-0377; 1991.
- National Council on Radiation Protection and Measurements. The relative biological effectiveness of radiations of different quality. Washington, DC. National Council on Radiation Protection and Measurements; rapport du NCRP n° 104; 1990.
- National Council on Radiation Protection and Measurements. Tritium measurement techniques. Washington, DC. National Council on Radiation Protection and Measurements; rapport du NCRP n° 47; 1976.
- National Council on Radiation Protection and Measurements. Tritium in the environment. Washington, DC. National Council on Radiation Protection and Measurements; rapport du NCRP n° 62; 1979a.
- National Council on Radiation Protection and Measurements. Tritium and other radionuclide labeled organic compounds incorporated in genetic material. Washington, DC. National Council on Radiation Protection and Measurements; rapport du NCRP n° 63; 1979b.
- Nuclear Regulatory Commission. Radiation Protection Limits, and Drinking Water Standards. NRC Fact Sheet on Tritium. Peut être consulté à l'adresse <http://www.nrc.gov/reading-rm/doc-collections/fact-sheets/tritium-radiation-fs.html>. Consulté le 24 novembre 2006.
- Osborne RV. Permissible levels of tritium in the environment. *Radiat Res* 50:197–211; 1972.
- Osborne RV. Tritium in the Canadian environment: levels and health effects. Ottawa (Ontario). Commission canadienne de sûreté nucléaire; RSP-0153-1; 2002b.
- Osborne RV. Tritium in the Canadian environment: questions and answers. Ottawa (Ontario). Commission canadienne de sûreté nucléaire; RSP-0153-2; 2002a.
- Peterson S-R, Davis PA. Tritium doses from chronic atmospheric releases: a new approach proposed for regulatory compliance. *Health Phys* 82:213–225; 2002.
- Santé Canada. Évaluation et gestion des risques de cancer associés aux rayonnements ionisants et aux agents chimiques. Ottawa (Ontario). Santé Canada; H39-428/1998F; 1998.
- Trivedi A, Galeriu D, Lamothe ES. Dose contribution from metabolized organically bound tritium after chronic tritiated water intakes in humans. *Health Phys* 78:2–7; 2000.
- Trivedi A, Galeriu D, Richardson RB. Dose contribution from metabolized organically bound tritium after acute tritiated water intakes in humans. *Health Phys* 73:579–586; 1997

Zablotska LB, Ashmore JP, Howe GR. Analysis of mortality among Canadian nuclear power industry workers after chronic low-dose exposure to ionizing radiation. *Radiat Res* 161:633–41; 2004.

Annexe

Biographie de l'auteur

Richard V. Osborne
Président, Ranasara Consultants Inc.

Après avoir obtenu en 1959 son baccalauréat spécialisé en sciences naturelles à l'Université Cambridge, Richard V. Osborne a poursuivi des études supérieures et fait de la recherche avec le professeur W.V. Mayneord à l'Institute of Cancer Research, de Londres. L'Université de Londres lui a décerné un Ph.D. en biophysique en 1962. Il a alors reçu une bourse pour faire de la recherche avec le D^r Eisenbud à l'Institute of Environmental Medicine du New York Medical Center.



En 1963, M. Osborne a joint les rangs d'EACL à Chalk River en qualité d'agent de recherche au Service de la radioprotection. Il a été nommé gestionnaire du Service de recherche sur l'environnement aux Laboratoires de Chalk River (LCR) en 1981 et a accepté en juillet 1998 une affectation spéciale à titre de adjoint exécutif du président de la société EACL Recherches à Ottawa. Il a réintégré les LCR en novembre 1989 en qualité de directeur de la Division des sciences de la santé et de l'environnement. Entre 1991 et 1994, en plus d'assumer la responsabilité tous les programmes de santé et de sécurité au travail au sein d'EACL Recherches, M. Osborne dirigeait le programme de recherche en sciences de la santé. De 1994 à son départ d'EACL en 1998, il a dirigé les programmes de recherche de l'entreprise dans les domaines de la biologie des rayonnements, de la radioprotection et de l'environnement. M. Osborne a présidé le Groupe de travail d'EACL sur la santé et l'environnement et siégé au Comité d'examen de la sûreté ainsi qu'au groupe de spécialistes en environnement de l'entreprise. Il est maintenant président de Ranasara Consultants Inc., qui exerce ses activités dans le domaine de la protection radiologique. L'entreprise compte au nombre de ses clients Ressources naturelles Canada, la Commission canadienne de sûreté nucléaire, la US Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Énergie atomique du Canada limitée, SENES Consultants Limited, l'Agence internationale de l'énergie atomique, l'Agence de l'OCDE pour l'énergie nucléaire, SRB Technologies, Ecometrix Incorporated et le Conseil canadien des travailleurs du nucléaire.

M. Osborne a reçu en 1975 le prix Elda E. Anderson décerné par la Health Physics Society. Au sein de cette association, après avoir siégé au conseil d'administration entre 1976 et 1979 et été orateur pour les séries de conférences G. William Morgan en 1992 et Robert S. Landauer en 2004, il a été élu membre (*fellow*) en 2005. M. Osborne a fondé la Canadian Radiation Protection Association en 1979 et il en a été le premier président. Auparavant, entre 1992 et 1996, il avait été vice-président de l'Association internationale pour la protection contre les radiations.

M. Osborne a siégé au comité n° 4 de la Commission internationale de protection radiologique (CIPR) comme membre de 1980 à 1993 et comme vice-président de 1997 à 2001. Il a présidé en 1989 le groupe de travail de la CIPR sur le radon dans les bâtiments et de 1997 à 2001 son groupe de travail sur les doses contrôlables. Il a aussi fait partie de comités et de groupes consultatifs de l'Agence de l'OCDE pour l'énergie nucléaire à Paris, du National Committee on Radiation Protection (NCRP) aux États-Unis, de l'Agence internationale de l'énergie atomique à Vienne (notamment le Comité consultatif pour les normes de sûreté radiologique), ainsi que de différents organismes canadiens, dont le Comité consultatif de la radioprotection de la Commission canadienne de la sûreté nucléaire. M. Osborne a été membre de la commission du National Research Council des États-Unis sur la sûreté radiologique aux îles Marshall. Il a représenté le Canada auprès d'UNSCEAR en 1996 et 1997 et, en 1997, a été responsable de tâche concernant les aspects du tritium en matière de sûreté et ses effets sur l'environnement pour l'accord de mise en œuvre de l'Agence internationale de l'énergie sur les aspects de la fusion nucléaire touchant

l'environnement, la sûreté et l'économie. À la fin des années 90, il a siégé au comité consultatif sur la recherche pour l'Institut national des sciences radiologiques au Japon.

Les premiers travaux de M. Osborne portaient sur le comportement et la mesure de la radioactivité naturelle dans la biosphère. Il a par la suite dirigé un programme de recherche-développement sur la radioprotection contre le tritium, qui a donné lieu à de nombreuses publications sur des sujets allant de la biocinétique à la protection opérationnelle en passant par l'instrumentation. Dans son travail pour le compte de différents organismes, il a été responsable de la rédaction et de la révision de nombreux rapports sur l'application pratique des principes de protection radiologique.