



Étude des conséquences d'un grave accident nucléaire hypothétique et de l'efficacité des mesures d'atténuation

Septembre 2015



Étude des conséquences d'un grave accident nucléaire hypothétique et efficacité des mesures d'atténuation

© Commission canadienne de sûreté nucléaire (CCSN) 2015
Numéro de catalogue de TPSGC CC172-119/2015F-PDF
ISBN 978-0-660-23327-7

La reproduction d'extraits du présent document à des fins personnelles est autorisée à condition que la source soit indiquée en entier. Toutefois, sa reproduction en tout ou en partie à des fins commerciales ou de redistribution nécessite l'obtention préalable d'une autorisation écrite de la Commission canadienne de sûreté nucléaire.

Also available in English under the title: Study of Consequences of a Hypothetical Severe Nuclear Accident and Effectiveness of Mitigation Measures

Disponibilité du document

Les personnes intéressées peuvent consulter le document sur le site Web de la CCSN à suretenucleaire.gc.ca ou l'obtenir, en français ou en anglais, en communiquant avec la :

Commission canadienne de sûreté nucléaire
280, rue Slater
C.P. 1046, succursale B
Ottawa (Ontario) K1P 5S9
Canada

Téléphone : 613-995-5894 ou 1-800-668-5284 (Canada seulement)
Télécopieur : 613-995-5086
Courriel : info@cnsccsn.gc.ca
Site Web : suretenucleaire.gc.ca
Facebook : facebook.com/Commissioncanadiennesuretenucleaire
YouTube : youtube.com/ccsnsc
Twitter : [@CCSN_CNCS](https://twitter.com/CCSN_CNCS)

Historique de publication

Septembre 2015 Édition 1.0

Résumé

Introduction

L'Étude des conséquences d'un grave accident nucléaire hypothétique et efficacité des mesures d'atténuation résulte de la décision de la Commission au sujet de l'évaluation environnementale (EE) concernant la réfection et la poursuite de l'exploitation de la centrale nucléaire de Darlington, dans la municipalité de Clarington, en Ontario. La Commission a ordonné au personnel de la Commission canadienne de sûreté nucléaire (CCSN) d'entreprendre une évaluation des conséquences de scénarios d'accidents nucléaires graves sur la santé et l'environnement et d'informer la Commission des résultats de cette étude afin qu'elle soit au courant des questions liées aux accidents graves discutées par les intervenants pendant l'audience et puisse mettre cette information à la disposition du public (en la publiant).

De façon globale, l'étude consistait à définir et à modéliser le rejet d'une grande quantité de radionucléides dans l'atmosphère dans le cas d'un accident nucléaire grave hypothétique (désigné comme rejet important générique) à la centrale de Darlington, à estimer les doses reçues par des personnes à diverses distances de la centrale nucléaire en tenant compte de mesures de protection lors d'interventions en cas d'urgence (p. ex. évacuations) et, finalement, à déterminer les conséquences sur la santé humaine et sur l'environnement de l'exposition aux rayonnements produits par un accident nucléaire grave.

Réalisations

La modélisation d'un grave accident nucléaire hypothétique consistait à utiliser certaines hypothèses de départ prudentes pour simplifier un sujet complexe, tout en répondant aux préoccupations soulevées par les participants à l'audience publique sur l'évaluation environnementale. Ainsi, l'étude partait de l'hypothèse d'un rejet radioactif provenant d'une centrale nucléaire sans tenir pleinement compte des caractéristiques de conception propres à la centrale ni des mesures prises par les opérateurs pour atténuer ce rejet. Les centrales nucléaires canadiennes sont réglementées et conçues pour minimiser les risques pour le public et l'environnement. Elles sont fondamentalement conçues et exploitées pour résister à des événements tels qu'une panne d'électricité sur place et hors site, la défaillance des génératrices de secours, une panne d'électricité complète dans une centrale, l'usure des générateurs de vapeur, la surchauffe du combustible dans le réacteur et les dommages au cœur du réacteur, ou encore pour minimiser les rejets que ces incidents pourraient entraîner. Ces aspects ont été renforcés au moyen de la mise en œuvre des leçons retenues de l'accident à Fukushima par la CCSN (les améliorations de Fukushima). Si toutes les caractéristiques de conception et de sûreté spécifiques à la centrale, les mesures prises par les opérateurs et les autres améliorations apportées aux réacteurs à la suite de l'accident de Fukushima (comme la disponibilité hors site d'équipements d'atténuation en cas d'urgence qui constituent des moyens indépendants et redondants pour assurer l'alimentation électrique et l'approvisionnement en eau de la centrale) avaient été pleinement prises en compte et mises en œuvre, la probabilité d'un accident grave aurait été pratiquement éliminée, de sorte que le rejet de matières radioactives envisagé dans le cadre de l'étude et son impact sur la santé humaine et l'environnement auraient été réduits considérablement.

Le point de départ de l'étude visait à établir un « terme source ». Ce terme, qui décrit les identités et les quantités respectives de radionucléides qui sont rejetés dans l'environnement, sert de base pour l'ensemble du rejet générique. L'ampleur du terme source dans l'étude était égale ou supérieure à celle déjà évaluée dans des EE antérieures portant sur les accidents nucléaires de centrales nucléaires. En outre, le terme était fondé sur les objectifs de sûreté de la CCSN qui sont dérivés de recommandations internationales établies pour assurer que des caractéristiques de conception de centrales sont en place pour limiter à des niveaux suffisamment bas le risque pour la population et l'environnement. La composition

relative en radionucléides du terme source reflète celle des réacteurs de la centrale de Darlington. En outre, pour simuler un accident affectant les quatre réacteurs de la centrale de Darlington, la quantité de radionucléides rejetés a été multipliée par quatre pour deux des scénarios.

En ce qui concerne les rejets réels, il était important d'établir la période de rétention et la durée du rejet. La rétention est le temps qui s'écoule entre le début de l'accident à la centrale et le moment où les matières radioactives sont rejetées dans l'environnement. Les rejets sont habituellement retenus par l'enceinte de confinement avant d'être libérés dans l'environnement. La durée du rejet est le temps pendant lequel de la matière radioactive est rejetée dans l'environnement. Pour tous les scénarios d'accidents examinés, la matière était retenue pendant 24 heures dans la centrale, conformément à la compréhension de la progression de l'accident à Darlington. Trois scénarios d'accidents hypothétiques ont été évalués selon des rejets de radionucléides dans l'atmosphère de courte (1 heure), moyenne (24 heures) et longue (72 heures) durées. La modélisation simulait ensuite le transport et la dispersion du panache radioactif dans l'atmosphère jusqu'à 90 km de la centrale, en reproduisant les conditions météorologiques typiques autour de la centrale de Darlington, notamment la vitesse et la direction du vent. Les sorties de la modélisation étaient des doses (signalées en millisieverts [mSv]) reçues par des particuliers à diverses distances de la centrale.

Les doses estimées sont des intrants essentiels à la préparation aux situations d'urgence, car elles éclairent les décideurs sur les mesures qui devraient être prises pour protéger le public. Les mesures de protection à court terme comprennent l'évacuation (c.-à-d. le déplacement vers une zone sûre), la mise à l'abri (on incite les gens à rester à l'intérieur) et l'ingestion de comprimés d'iodure de potassium (KI) (pour saturer la glande thyroïde de KI afin d'inhiber l'absorption d'iode radioactif provenant d'un rejet). Dans le cas d'un incident réel à une centrale nucléaire, les interventions d'urgence relèvent de multiples paliers gouvernementaux et parties intéressées. Les interventions menées à partir de l'extérieur du site sont dirigées par la province et, dans le cas de l'Ontario, le Bureau du commissaire des incendies et de la gestion des situations d'urgence est l'organisation centrale responsable de l'administration provinciale du plan provincial d'intervention en cas d'urgence nucléaire (PPIUN). Le PPIUN établit, entre autres, des zones prédéfinies de planification d'urgence (connues sous le nom de zones contiguës, primaires et secondaires autour d'une centrale nucléaire) ainsi que des niveaux d'intervention de protection. Les seuils d'application des mesures de protection (SAMP) sont des niveaux ou des gammes de doses destinés à aider les responsables des interventions d'urgence quant au choix des mesures de protection appropriées pour protéger la santé publique – par exemple, la décision d'évacuer ou non.

Pour la présente étude, les SAMP provinciaux de l'Ontario ont été appliqués aux doses estimées pour déterminer l'ampleur de l'évacuation, de la mise à l'abri ou de l'ingestion de comprimés de KI. Lorsque le SAMP était signalé sous forme de gamme de doses, on a tenu compte de la limite inférieure de celle-ci. Pour l'étude, on a supposé que toutes les personnes au sein de la zone à évacuer ont bien été évacuées (c.-à-d. qu'elles ont reçu une dose nulle). Pour celles nécessitant une mise à l'abri, on a supposé une réduction de 20 % de la dose. Pour ce qui est des comprimés de KI, on a supposé que, à l'intérieur de la zone primaire (analogue à 12 km dans l'étude), à des distances qui dépassaient le SAMP pour le blocage de la thyroïde, les comprimés de KI ont été ingérés en temps voulu, ce qui a entraîné une dose nulle.

Les doses résiduelles restantes après l'application de mesures de protection ont été utilisées comme intrants dans l'évaluation des risques pour la santé humaine. Une telle évaluation vise à fournir des informations complètes qui permettent de prendre les meilleures décisions possible pour protéger la santé des gens et communiquer des informations de grande qualité au public. Sur le plan de la santé humaine, l'objet de l'étude était d'examiner l'impact possible sur l'incidence de cancer. Le cancer est décrit comme un effet stochastique ou latent dont la probabilité d'occurrence est proportionnelle à l'exposition ou à la dose. Les effets déterministes, comme le syndrome d'irradiation aiguë, n'ont pas été examinés parce que les doses estimées dans l'étude étaient inférieures aux seuils pour ces types d'effets.

À l'aide d'une méthodologie conforme à la pratique internationale, le risque accru de cancer (tous cancers confondus), de leucémie et de cancer de la thyroïde (des adultes et des enfants) a été évalué quantitativement en fonction d'une exposition aux rayonnements présents pendant les sept premiers jours des scénarios d'accidents hypothétiques. Les types de cancer choisis étaient ceux qui sont sensibles aux rayonnements. De même, on a choisi spécifiquement la population d'enfants pour l'évaluation du cancer de la thyroïde, parce que l'on sait que la thyroïde de l'enfant est radiosensible. Le risque a été signalé sous deux formes : le risque futur excédentaire, soit le risque attribuable à l'exposition aux rayonnements – dans ce cas, à partir du début de l'accident (à savoir le temps d'exposition aux radionucléides) jusqu'à la fin prévue de la vie; et le risque futur de référence, soit le risque qui existerait en l'absence d'exposition au rayonnement de l'accident. Ces deux éléments étaient nécessaires pour mettre en contexte le risque global.

Résultats

L'étude a démontré que, pour tous les scénarios hypothétiques examinés, les doses diminueraient rapidement avec la distance de la centrale. Du point de vue de l'intervention d'urgence, pour certains scénarios, il serait nécessaire de procéder à l'évacuation des personnes dans un rayon de 3 km. Pour le pire des cas, l'évacuation au-delà de la zone primaire, qui correspond à 12 km dans la présente étude, ne serait pas nécessaire étant donné les doses estimées.

En ce qui concerne les résultats pour la santé humaine, il serait presque impossible de distinguer la plupart des cancers radio-induits (tous cancers confondus, la leucémie et le cancer de la thyroïde de l'adulte) des cancers de référence examinés dans l'étude. Pour mettre cette constatation en perspective, le risque de référence de développer un cancer en Ontario est d'environ 49 %. Le risque accru de développer un cancer radio-induit (tous cancers confondus) en raison de l'exposition à un scénario d'accident hypothétique (24 heures de rétention, suivies d'un rejet pendant 1 heure) se traduirait par une augmentation de 0,0004 % du risque comparativement au risque futur de référence de 49 %, soit une augmentation indiscernable.

Inversement, le cancer de la thyroïde chez les enfants était le seul cancer radio-induit qui pouvait être distingué du risque de référence. Ce risque accru de cancer de la thyroïde chez les enfants a été prévu pour tous les scénarios. Par exemple, dans le scénario de la pire éventualité, où le rejet radiologique a été multiplié par quatre pour qu'il soit représentatif d'un accident dans une centrale à plusieurs tranches, le risque futur excédentaire prévu de développer un cancer de la thyroïde chez des enfants à proximité d'une centrale était de 0,3 % supérieur au risque futur de référence établi à environ 1 %. Cela n'est pas inattendu étant donné la radiosensibilité de la glande thyroïde chez l'enfant. Ces résultats sont aussi dans l'ensemble conformes à l'expérience consécutive à l'accident de Tchernobyl.

Des répercussions psychosociales seraient à prévoir pour tous les scénarios et elles pourraient inclure la peur de l'exposition aux rayonnements, l'anxiété et le stress. Des communications claires, crédibles et régulières par les parties responsables avant, pendant et après la situation d'urgence aideraient à minimiser ces effets. En outre, ces effets devraient diminuer rapidement dès le retour de la population touchée à ses habitudes de vie normales. Pour les biotes non humains, comme les oiseaux et les mammifères, aucun effet aigu ne serait attendu.

Observations et conclusions

Lorsqu'on établit les résultats pour la santé humaine, on peut affirmer que le risque est probablement surestimé puisqu'il est fondé sur le transport et la dispersion de radionucléides ainsi que les estimations de doses plutôt que sur des mesures réelles dans l'environnement ou chez des personnes (ou les deux). L'accident de Fukushima a démontré cet effet de surestimation de la modélisation préliminaire. En effet, les doses estimées à partir des mesures après le rejet étaient de deux à cinq fois inférieures aux doses préliminaires estimées par la modélisation. Dans une autre perspective, les doses mesurées à Fukushima sont comparables aux doses estimées par la présente étude, et les autorités internationales ont indiqué qu'il est improbable que l'on constate une hausse de l'incidence de cancer (p. ex. cancer de la thyroïde) à l'avenir au Japon.

En outre, la présente étude ne prend pas en compte les améliorations apportées à la conception de la centrale, aux dispositions d'exploitation, à la gestion des accidents et aux mesures d'urgence émanant du Plan d'action sur Fukushima. Ces améliorations continues permettraient de réduire davantage la probabilité d'un accident grave, et s'il s'en produisait un, les mesures d'intervention d'urgence seraient efficaces pour protéger le public (par exemple, au moyen de l'évacuation, de la mise à l'abri et de l'ingestion de comprimés de KI).

La planification en cas d'urgence est intrinsèquement souple, et la prise en compte de récepteurs sensibles tels que les enfants fait partie intégrante du processus décisionnel fédéral et provincial en cas d'urgence. Dans le cas d'un accident réel au niveau de risque prévu, les décideurs pourraient atténuer davantage le risque par l'administration de comprimés de KI ou par l'évacuation dans les zones les plus susceptibles d'être touchées.

En résumé, la présente étude a donné suite à la demande de la Commission d'évaluer les conséquences de l'exposition au rayonnement découlant d'un grave accident nucléaire sur la santé humaine et l'environnement. De nature théorique, l'étude est fondée sur des scénarios de graves accidents hypothétiques. Globalement, ses conclusions indiquent un risque accru non détectable pour la santé chez la plupart des gens, mais révèlent une augmentation théorique du risque de cancer de la thyroïde chez les enfants vivant à proximité de la centrale nucléaire de Darlington, ce qui souligne l'importance d'examiner de plus près la manière dont les récepteurs sensibles (c.-à-d. les enfants) sont pris en compte dans la planification des interventions d'urgence, comme l'administration de comprimés de KI.

Du point de vue de l'acceptabilité du risque, la capacité du PPIUN à réduire efficacement le risque pour la santé, associée à la très faible probabilité d'accident nucléaire grave compte tenu des améliorations apportées aux centrales après l'accident de Fukushima (c.-à-d. qu'un tel événement sera pratiquement éliminé), permet de gérer efficacement les risques à un niveau acceptable, conformément aux cadres internationaux en matière de risque et de radioprotection.

Remerciements

La CCSN remercie Ontario Power Generation, le Pacific Northwest National Laboratory et la D^{re} Lydia Zablotska de leurs contributions.

Table des matières

1.	Aperçu du projet.....	1
1.1	À propos de l'étude.....	1
1.2	Définition d'accident grave.....	1
1.3	En quoi l'étude diffère-t-elle des études passées et en cours?	2
1.4	Étapes suivies au cours de l'étude	3
2.	Les réacteurs nucléaires au Canada.....	5
2.1	Exigences réglementaires.....	5
2.2	Défense en profondeur	5
2.3	Aperçu des centrales nucléaires canadiennes.....	6
2.3.1	Les trois fonctions de sûreté fondamentales et les conditions d'exploitation normales.....	7
2.3.2	Les trois fonctions de sûreté fondamentales et le risque d'accident	10
2.3.3	Mesures prises par les opérateurs	12
2.3.4	Autres couches de protection – caractéristiques de conception propres à la centrale.....	12
2.3.5	Couches supplémentaires de protection – lignes directrices sur la gestion des accidents graves et équipement d'atténuation en cas d'urgence.....	14
3.	Rejets radiologiques.....	18
3.1	Méthode d'identification d'un grave accident nucléaire hypothétique pour la présente étude	18
3.2	Hypothèses retenues pour un rejet générique important	19
3.3	Moment et durée des rejets	20
3.4	Dispersion du panache radioactif.....	21
3.5	Analyses de sensibilité – augmentation du terme source.....	24
3.6	Dose – prochaines étapes	24
4.	Préparation et intervention en cas d'urgence	26
4.1	À propos de la gestion des urgences	26
4.2	Principes et objectifs de la préparation et de l'intervention en cas d'urgence	26
4.3	Décisions et mesures d'urgence relatives aux différentes étapes d'un accident nucléaire.....	27
4.4	Déroulement d'une intervention en cas d'urgence nucléaire.....	30

4.5	Seuils d'application des mesures de protection	31
4.6	Zones de planification d'urgence.....	32
4.7	Vérification de la robustesse et de l'efficacité des plans d'intervention en cas d'urgence	33
5.	Effets sur la santé et l'environnement.....	35
5.1	Évaluation des doses.....	35
5.2	Modélisation des doses	36
5.3	Entrants de l'évaluation des risques.....	37
5.4	Lien entre la dose et le risque	39
5.4.1	Effets déterministes sur la santé.....	40
5.4.2	Effets stochastiques sur la santé.....	40
5.5	Détermination des effets sur la santé à partir des scénarios d'accident grave	44
5.6	Effets psychosociaux	46
5.7	Effets sur le biote non humain	47
6.	Résultats.....	48
6.1	Évaluation des doses.....	48
6.2	Mise en œuvre des plans d'urgence.....	48
6.2.1	Zones de planification d'urgence et seuils d'application des mesures d'évacuation.....	50
6.2.2	Seuils d'application de la mise à l'abri	51
6.2.3	Seuils d'application du blocage thyroïdien.....	51
6.3	Évaluation des risques pour la santé humaine	52
6.3.1	Évaluation du risque de cancer dans la population générale	52
6.3.2	Tous cancers confondus.....	53
6.3.3	Leucémie.....	57
6.3.4	Cancer de la thyroïde chez l'adulte.....	60
6.3.5	Cancer de la thyroïde chez l'enfant	63
6.3.6	Incertitudes de l'évaluation des risques pour la santé.....	68
6.4	Effets psychosociaux	70
6.5	Effets sur le biote non humain	72
7.	Observations tirées de l'étude.....	74
7.1	Hypothèses et contexte	74
7.2	Mesures de protection.....	74

7.3	Effets sur la santé humaine	75
7.4	Planification en cas d'urgence et considérations relatives à la santé humaine	76
7.5	Acceptabilité du risque	78
7.6	Conclusions et recommandations	79
	Glossaire.....	81
	Sigles	86
	Références	88
	Annexe 1 : Estimation des rejets de radionucléides et du stock du cœur	93
	Annexe 2 : Structure de modélisation – vent et population	96
	Annexe 3 : Risques de cancer tenant compte des mesures de protection prises (évacuation, mise à l'abri et blocage thyroïdien)	98
	Annexe 4 : Hypothèses clés retenues pour l'évaluation des risques pour la santé humaine.....	118
	Annexe 5 : Effets sur le biote non humain.....	121
	Annexe 6 : Analyse de sensibilité à l'aide de diverses valeurs de SAMP.....	123
	Annexe 7 : Fourchettes de risque relatives aux estimations de risques de cancer découlant des scénarios d'accident nucléaire grave hypothétique.....	132

1. Aperçu du projet

Le présent chapitre décrit l'objectif de l'étude, son contexte et la méthode suivie tout au long de sa réalisation.

1.1 À propos de l'étude

L'objet de l'étude est d'examiner des scénarios d'accidents nucléaires graves hypothétiques et d'évaluer leurs conséquences sur la santé humaine et l'environnement, en partant de l'hypothèse où certains aspects des plans d'intervention d'urgence ont été mis en œuvre.

L'étude découle du *Compte rendu des délibérations, y compris les motifs de décision à l'égard de – Ontario Power Generation Inc. – Examen environnemental préalable du projet de réfection et d'exploitation continue de la centrale nucléaire de Darlington située dans la municipalité de Clarington (Ontario)* [CCSN 2013a] de la Commission. Celle-ci a demandé au personnel de la Commission canadienne de sûreté nucléaire (CCSN) de réaliser une évaluation des conséquences sur la santé et l'environnement de différents scénarios d'accidents nucléaires graves et de l'informer en conséquence. Les résultats devaient être présentés dans un document d'information ou l'équivalent, et tenir compte des questions relatives à un accident grave soulevées par divers intervenants lors de l'audience publique.

Les résultats de l'étude seront utiles à la planification et de l'intervention en cas d'urgence. Le présent document a surtout le mérite de renseigner le public et les différentes parties intéressées sur les conséquences possibles d'un grave accident nucléaire hypothétique, sur l'efficacité des plans d'intervention d'urgence et sur la sûreté inhérente des centrales nucléaires canadiennes.

1.2 Définition d'accident grave

Pour bien comprendre ce que signifie un accident grave, il faut revenir sur la classification des accidents nucléaires.

- Un incident de fonctionnement prévu ou transitoire désigne un écart de fonctionnement par rapport au fonctionnement normal, mais qui ne dépasse pas les limites de conception et n'a pas d'incidence sur les fonctions de sûreté; ces incidents se produisent au moins une fois au cours d'une période de 100 ans.
- Un accident de dimensionnement désigne les conditions accidentelles auxquelles une installation est conçue pour résister conformément à des critères de conception spécifiés et dans lesquelles l'endommagement du combustible et le rejet de matières radioactives sont maintenus en dessous des limites autorisées. La probabilité d'occurrence d'un accident de dimensionnement est de l'ordre de 1×10^{-5} (1 sur 100 000) ou plus par année.
- Un accident hors dimensionnement désigne les conditions accidentelles plus graves qu'un accident de dimensionnement, qui donnent lieu à une dégradation importante du cœur ou du combustible dans la piscine de combustible usé (ou piscine de combustible irradié).

1.3 En quoi l'étude diffère-t-elle des études passées et en cours?

Plusieurs évaluations environnementales (EE) liées au nucléaire ont étudié les conséquences d'accidents hors dimensionnement (y compris d'accidents graves) présentant une probabilité annuelle d'occurrence supérieure à 1×10^{-6} (1 sur 1 000 000). Au nombre de ces EE figurent celles consacrées à la réfection et à la poursuite de l'exploitation de la centrale nucléaire de Darlington, à la construction et à l'exploitation de nouvelles centrales nucléaires sur le site de Darlington, ainsi qu'à la réfection et à la poursuite de l'exploitation des centrales nucléaires de Pickering-B, de Bruce-A et de Gentilly-2. Dans le cadre de ces EE, des accidents hors dimensionnement accompagnés de rejets hors site ont été évalués sous l'angle de leurs conséquences pour la santé humaine et l'environnement en grande partie à l'aide d'études probabilistes des risques tirées des rapports d'analyse de sûreté propres à chaque centrale.

La présente étude part de l'hypothèse que des rejets radiologiques se produiront quelle que soit la probabilité d'occurrence, et que leur ampleur sera supérieure ou égale à celle des rejets évalués antérieurement dans le cadre de différentes EE. Autrement dit, elle ne tient pas pleinement compte des mesures prises par les opérateurs ou des caractéristiques de conception de la centrale qui pourraient permettre d'éviter ou d'atténuer ces rejets. Le chapitre 2 du présent document fournit un aperçu de ces différents aspects. Ces scénarios d'accident hypothétique sont irréalistes d'un point de vue strictement opérationnel, mais ils doivent néanmoins être examinés pour la mise en œuvre des plans d'intervention d'urgence et pour l'évaluation de leurs conséquences.

Aux fins de la modélisation des mesures de protection d'urgence, la présente étude part du principe que les procédures d'évacuation ou de mise à l'abri sont menées à bien dans un périmètre qui correspond aux seuils d'application des mesures de protection prévus dans le Plan provincial d'intervention en cas d'urgence nucléaire (PPIUN) de l'Ontario. Pour le blocage thyroïdien, l'étude suppose que des comprimés d'iodure de potassium (KI) ont été ingérés dans tout le périmètre de la zone primaire définie dans le PPIUN (correspondant à une dose de 50 mSv à la thyroïde d'un adulte). D'autres détails sur la préparation et l'intervention en cas d'urgence, ainsi que sur l'efficacité de l'application des plans d'urgence en cas d'accident grave, sont présentés au chapitre 4.

Le Plan d'action intégré de la CCSN sur les leçons tirées de l'accident nucléaire de Fukushima Daiichi met l'accent sur la prévention et l'atténuation d'accidents graves. Ces éléments sont décrits davantage au chapitre 2.

La présente étude a été réalisée pour répondre spécifiquement aux instructions que la Commission a données au personnel de la CCSN. C'est pourquoi elle n'examine pas les conséquences économiques. Le Canada dispose toutefois d'un programme de compensation s'appliquant à l'éventualité d'un incident nucléaire.

Les résultats de l'étude sont utiles à l'appui d'autres initiatives, mais ils ne reflètent aucun scénario d'accident propre à un réacteur en particulier et ils ne font pas partie des mesures découlant du Plan d'action sur Fukushima ou des activités entreprises par d'autres parties (p. ex. l'actualisation des plans d'intervention en cas d'urgence nucléaire).

Rôle de la Commission canadienne de sûreté nucléaire

En vertu du mandat que lui confère la *Loi sur la sûreté et la réglementation nucléaires*, la CCSN réglemente l'utilisation de l'énergie et des matières nucléaires afin de préserver la santé, la sûreté et la sécurité des Canadiens, de protéger l'environnement, de respecter les engagements internationaux du Canada à l'égard de l'utilisation pacifique de l'énergie nucléaire, et d'informer objectivement le public sur les plans scientifique ou technique ou en ce qui concerne la réglementation du domaine de l'énergie nucléaire.

Le cycle de vie des installations nucléaires comporte plusieurs étapes. La Commission doit donner son approbation pour chacune de ces étapes, qu'il s'agisse de l'aménagement d'un site ou de la construction, de l'exploitation, du déclassement ou de l'abandon d'une installation nucléaire.

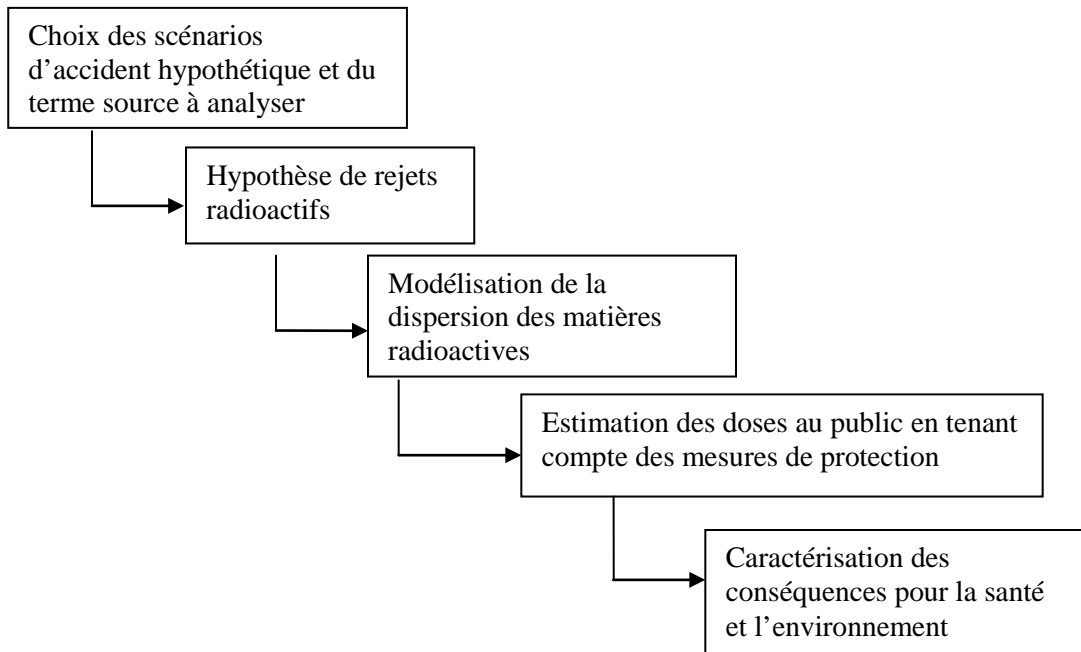
Des inspecteurs de la CCSN travaillent sur le site de toutes les centrales nucléaires. Ils sont chargés de vérifier et d'assurer continuellement la conformité aux conditions rigoureuses du permis d'exploitation, afin de préserver la santé, la sûreté, et la sécurité et de protéger l'environnement.

Le présent document fera régulièrement référence aux aspects pertinents du cadre de réglementation de la CCSN qui lui permettent d'exécuter de son mandat.

1.4 Étapes suivies au cours de l'étude

Au cours des audiences consacrées à l'EE du projet de réfection et d'exploitation continue de la centrale nucléaire de Darlington, des intervenants ont fait part de leurs préoccupations au sujet de la gravité de l'accident évalué, de l'absence d'un scénario de « rejet précoce », de la pertinence des plans d'urgence hors site, y compris des procédures d'évacuation, et des effets potentiels sur la santé publique. L'étude vise à répondre à ces préoccupations le mieux possible, tout en tenant compte des aspects inhérents de la conception des réacteurs CANDU et des améliorations qui leur ont été apportées conformément au Plan d'action sur Fukushima. La figure 1.1 illustre les différentes étapes de l'étude.

Figure 1.1 : Schéma séquentiel de l'étude des conséquences d'un grave accident nucléaire hypothétique



Réponse de la CCSN à l'accident de Fukushima

Le 11 mars 2011, le Japon a été frappé par un séisme de magnitude 9,0, suivi d'un tsunami dévastateur qui a laissé dans son sillage près de 25 000 morts ou disparus, un demi-million de résidences détruites ou endommagées et 560 km² de terres inondées. Les répercussions combinées du séisme et du tsunami sur la centrale nucléaire de Fukushima Daiichi ont provoqué l'un des pires accidents nucléaires au monde.

Cet accident nucléaire a poussé de nombreux pays à évaluer la sûreté de leur infrastructure nucléaire. La CCSN a entamé un examen de toutes les grandes installations nucléaires au Canada. Cet examen, effectué par un groupe de travail multidisciplinaire de la CCSN, a confirmé que les installations pouvaient résister à des événements externes plausibles comme des séismes. Un plan d'action quadriennal est en cours d'élaboration pour renforcer la défense en profondeur, rehausser la capacité d'intervention en cas d'urgence et améliorer le cadre de réglementation et les processus connexes de la CCSN.

La présente étude est comparée, au besoin, aux accidents survenus à Fukushima et à Tchernobyl.

2. Les réacteurs nucléaires au Canada

Le présent chapitre revient sur les exigences réglementaires applicables aux centrales nucléaires et décrit sommairement la conception des réacteurs CANDU, ainsi que les caractéristiques qui permettent d'assurer l'exploitation sécuritaire des centrales nucléaires canadiennes et de prévenir et d'atténuer les accidents.

2.1 Exigences réglementaires

La CCSN possède un cadre de réglementation solide s'appuyant avant tout sur la *Loi sur la sûreté et la réglementation nucléaires* et ses règlements d'application. Ses documents d'application de la réglementation décrivent en détail les exigences établies dans la *Loi sur la sûreté et la réglementation nucléaires* et ses règlements d'application et ils portent sur un large éventail de sujets tels que les analyses de sûreté, l'évaluation des sites, la délivrance des permis, le prolongement de la durée de vie des centrales nucléaires existantes, les plans d'intervention en cas d'urgence et les programmes de gestion des accidents graves.

Les domaines de sûreté et de réglementation qui s'appliquent à l'ensemble des installations et activités réglementées et qui font partie du cadre de réglementation global permettent au personnel de la CCSN d'examiner, d'évaluer, d'inspecter et de vérifier les exigences réglementaires, la mesure dans laquelle elles sont respectées et leur rendement, ainsi que d'établir des rapports à ce sujet.

2.2 Défense en profondeur

La défense en profondeur est une approche exhaustive en matière de sûreté qui permet de garantir avec une certitude raisonnable que le public et l'environnement sont protégés contre tous les dangers que peut présenter une centrale nucléaire. Le concept de défense en profondeur s'applique à toutes les activités de sûreté, qu'elles aient trait à l'organisation, au comportement ou à la conception, de manière à ce qu'elles soient assujetties à des dispositions qui se recouvrent, et de sorte à détecter, à compenser ou à corriger toute défaillance qui pourrait se produire. L'approche de défense en profondeur est appliquée pendant la conception et l'exploitation d'une centrale afin que des niveaux de défense soient en place pour prévenir les accidents et assurer une protection appropriée au cas où les mesures de prévention échoueraient.

La défense en profondeur comporte cinq niveaux. Le tableau 2.1 présente ces niveaux et les moyens à mettre en œuvre pour atteindre l'objectif qu'ils visent. L'objectif général de la défense en profondeur est de garantir qu'une défaillance unique, qu'elle soit matérielle ou humaine, à un niveau de défense (et même l'accumulation de défaillances à plus d'un niveau) ne compromettra pas la défense en profondeur aux niveaux suivants.

Tableau 2.1 : Niveaux de défense en profondeur et moyens pour atteindre les objectifs correspondants

Niveaux de défense en profondeur	Moyens pour atteindre les objectifs
<p>Niveau 1 Prévention des conditions anormales d'exploitation et des défaillances</p>	<p>La défense en profondeur de niveau 1 doit comprendre une conception prudente et une construction de qualité supérieure afin de garantir que les défaillances de la centrale et les écarts par rapport aux états d'exploitation normaux sont réduits au minimum et que les accidents sont évités.</p>

Niveaux de défense en profondeur	Moyens pour atteindre les objectifs
<p><u>Niveau 2</u> Contrôle des conditions anormales d'exploitation et détection des défaillances</p>	<p>La défense en profondeur de niveau 2 s'entend du contrôle du comportement de la centrale pendant et après un événement hypothétique en utilisant à la fois des procédures et des dispositifs de conception technique et inhérente pour minimiser ou exclure, dans la mesure du possible, les événements non contrôlés.</p>
<p><u>Niveau 3</u> Maintien des accidents à l'intérieur des limites de dimensionnement</p>	<p>La conception doit prévoir des dispositifs inhérents de sûreté, une conception à sûreté intégrée, des dispositifs de conception technique et des procédures qui réduisent au minimum les conséquences des accidents de dimensionnement (AD). Ces mesures permettent de placer la centrale dans un état contrôlé, puis d'arrêter le réacteur en toute sûreté, tout en maintenant au moins une barrière pour le confinement des matières radioactives. La mise en marche automatique des dispositifs de conception technique doit être prévue pour réduire au minimum l'intervention de l'opérateur au début d'un AD.</p>
<p><u>Niveau 4</u> Contrôle des anomalies graves, pour éviter notamment qu'elles ne dégénèrent en accidents et pour atténuer les conséquences des accidents graves</p>	<p>La conception doit prévoir de l'équipement et des procédures pour gérer les accidents et en atténuer les conséquences dans la mesure du possible. Une protection adéquate est fournie grâce à de solides mesures de confinement. Ceci inclut l'utilisation de dispositifs de conception complémentaires pour empêcher la progression d'un accident et atténuer les conséquences de certains accidents graves. Les mesures de confinement doivent également être renforcées à l'aide de procédures de gestion des accidents graves.</p>
<p><u>Niveau 5</u> Atténuation des conséquences radiologiques d'un rejet important de substances radioactives</p>	<p>La conception doit inclure la mise en place d'installations de soutien d'urgence adéquatement équipées et de plans pour l'intervention d'urgence sur le site et à hors site.</p>

La CCSN a délivré des permis aux centrales nucléaires canadiennes en se fondant sur des rapports de sûreté exhaustifs et des analyses supplémentaires qui démontrent que la conception des installations respecte les attentes et les exigences réglementaires. Ces analyses ont aussi porté sur les dispositifs de sûreté intégrés à la conception des installations.

2.3 Aperçu des centrales nucléaires canadiennes

Les centrales nucléaires canadiennes sont conçues pour minimiser les risques pour le public et l'environnement. Au Canada, chaque centrale nucléaire dispose de plusieurs systèmes de sûreté redondants qui ont été conçus pour prévenir les accidents et en réduire les conséquences s'il y a lieu. Tous ces systèmes sont entretenus et inspectés régulièrement pour que les centrales respectent ou dépassent les normes de sûreté rigoureuses établies par la Commission canadienne de sûreté nucléaire. Les systèmes exécutent trois fonctions de sûreté fondamentales : le contrôle du réacteur, le refroidissement du combustible et le confinement de la radioactivité.

2.3.1 Les trois fonctions de sûreté fondamentales et les conditions d'exploitation normales

Contrôle du réacteur

Dans des conditions d'exploitation normale, le contrôle du réacteur consiste à augmenter, à réduire ou à arrêter la réaction en chaîne (le niveau de puissance du réacteur). Lorsque le réacteur est en marche, le contrôle de la réaction en chaîne s'effectue à l'aide de divers dispositifs de contrôle de la réactivité indépendants qui peuvent rapidement faire arrêter la réaction. Des détecteurs sensibles surveillent constamment différentes variables telles que la température, la pression et le niveau de puissance du réacteur. Au besoin, des systèmes de mise à l'arrêt indépendants peuvent arrêter automatiquement et de manière sécuritaire les réacteurs CANDU en quelques secondes.

Refroidissement du combustible

Le refroidissement du combustible est assuré par le circuit caloporteur primaire, qui achemine la chaleur produite par le réacteur aux générateurs de vapeur au moyen de conduites d'eau lourde. Le système secondaire, soit le circuit de vapeur, utilise de l'eau ordinaire pour extraire la chaleur du circuit caloporteur. La chaleur du réacteur transforme cette eau en vapeur, laquelle actionne les turbines et les générateurs. La vapeur est ensuite refroidie et condensée à l'aide d'un troisième système qui pompe de l'eau froide provenant d'un plan d'eau, comme un lac ou un réservoir. Ce système est appelé circuit de refroidissement du condenseur.

Inventaire d'eau lourde

Il y a davantage d'eau disponible pour garder le combustible froid dans un réacteur CANDU que dans les différents modèles de réacteur à eau légère. Un réacteur CANDU contient entre 1,5 et 7,5 fois plus d'eau qu'un réacteur à eau légère. En outre, l'inventaire d'eau disponible dans un réacteur CANDU par unité d'énergie électrique produite (c.-à-d. le rapport masse d'eau/énergie électrique) est deux fois plus élevé que celui des réacteurs à eau pressurisée et plus de 3,5 fois plus élevé que celui des réacteurs à eau bouillante. Toutefois, la probabilité de la défaillance simultanée de tous les circuits de refroidissement d'urgence du cœur d'un réacteur CANDU entraînant le rejet de la chaleur dans les inventaires d'eau susmentionnés est très faible.

Confinement de la radioactivité

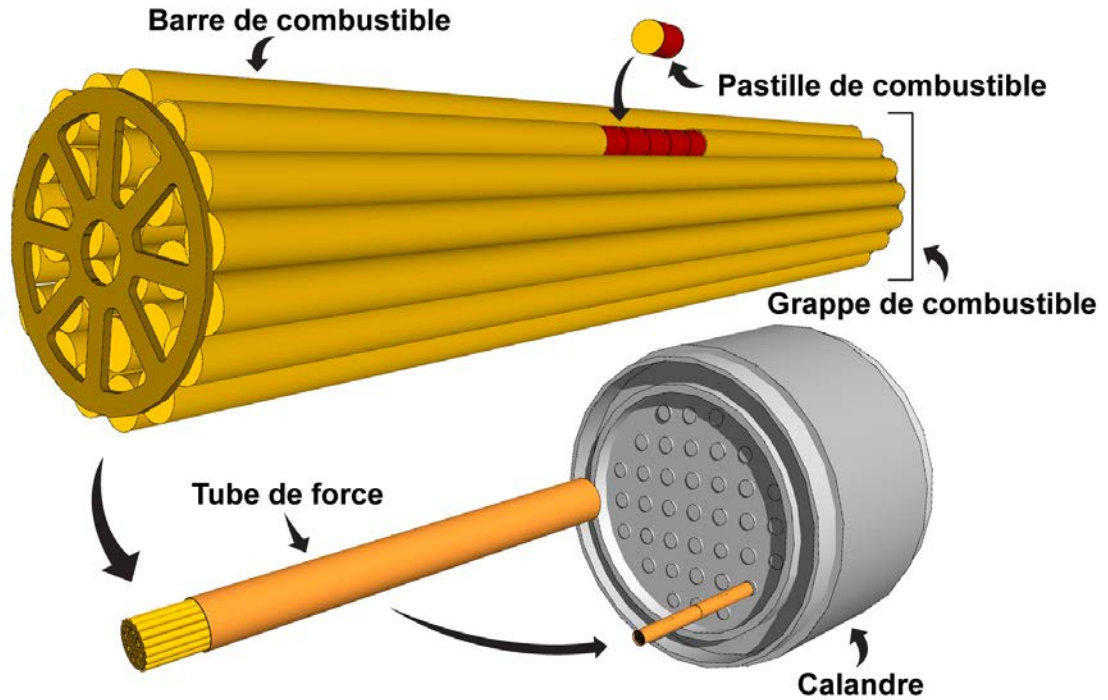
Les réacteurs nucléaires sont équipés de barrières multiples qui servent à confiner la radioactivité en toute sûreté. Le cœur de tous les réacteurs CANDU abrite des pastilles de céramique durcie contenant de l'uranium naturel. Ces pastilles confinent les matières radioactives et forment par conséquent la première couche de confinement.

Les pastilles sont stockées dans des barres, qui constituent la deuxième couche de confinement. Les barres de combustible CANDU sont faites de zirconium, un alliage métallique qui résiste à la chaleur et à la corrosion.

Les barres, assemblées en grappe, sont placées dans des tubes de force qui font partie du circuit caloporteur primaire et constituent la troisième couche de confinement. Les tubes de force sont

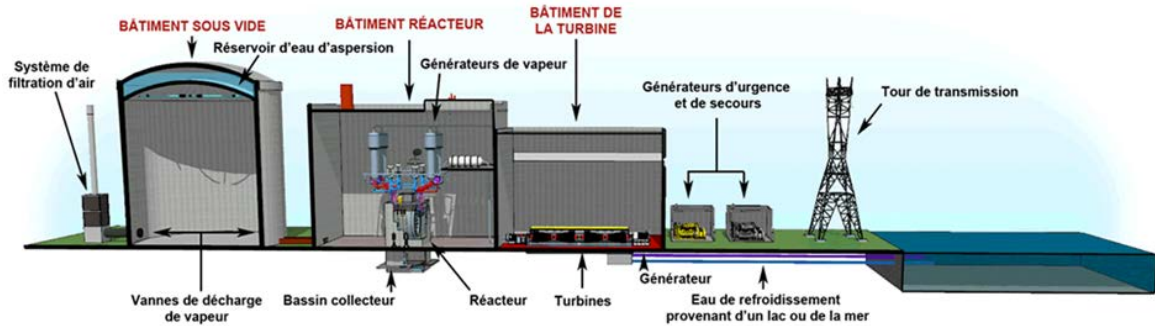
placés dans une calandre métallique, située à l'intérieur d'une épaisse enceinte en béton armé. Ces trois couches de confinement sont présentées à la figure 2.1.

Figure 2.1: Barrières de confinement d'un réacteur CANDU



Le bâtiment qui loge et protège le réacteur constitue la quatrième couche de confinement. Les murs du bâtiment-réacteur sont en béton armé et mesurent au moins un mètre d'épaisseur. Ils intègrent les systèmes permettant de réguler la pression dans le bâtiment-réacteur en cas d'accident. Dans une centrale à tranche unique, la pression interne est réduite en vaporisant de l'eau provenant d'un réservoir. Dans une centrale à tranches multiples, la pression est réduite par évacuation de la vapeur et des gaz chauds du bâtiment-réacteur vers le bâtiment sous vide également équipé d'un système d'aspersion et de refroidisseurs d'air (voir figure 2.2). La cinquième couche de confinement, la zone d'exclusion, est une zone tampon constituée de terrains qui relèvent de l'autorité légale du titulaire de permis et qui est située à l'intérieur ou autour de l'installation nucléaire où il ne se trouve aucune habitation permanente.

Figure 2.2: Vue transversale d'une centrale nucléaire CANDU à tranches multiples, entourée d'une zone d'exclusion (zone tampon)



Constatations du Groupe de travail sur Fukushima et prochaines étapes

Le Groupe de travail de la CCSN sur Fukushima a confirmé que les centrales nucléaires canadiennes sont sûres et qu'elles s'appuient sur de multiples niveaux de défense en profondeur.

Le Groupe de travail a publié le [Plan d'action intégré de la CCSN](#) pour renforcer la sûreté des installations nucléaires canadiennes en exploitation et réduire les risques associés à leur exploitation au niveau le plus bas qu'il soit raisonnablement possible d'atteindre. Le Plan intègre les résultats des évaluations et les recommandations du Groupe de travail et d'un comité consultatif externe.

Les recommandations ont été confirmées de nouveau par l'examen indépendant mené par la mission de suivi du Service d'examen intégré de la réglementation (SEIR) de l'Agence internationale de l'énergie atomique (AIEA) et par les commentaires des membres du public et des parties intéressées recueillis dans le cadre de trois séries de consultations publiques.

Le *Plan d'action intégré de la CCSN* s'applique à la CCSN et à toutes les installations nucléaires en exploitation. Voici les points à améliorer qui ont été relevés dans le Plan :

- renforcer la défense en profondeur
- améliorer l'intervention d'urgence
- améliorer le cadre de réglementation et les processus réglementaires
- resserrer la coopération internationale
- renforcer les activités de communication et de sensibilisation du public

Les exploitants des centrales nucléaires canadiennes devraient avoir terminé la mise en œuvre des mesures indiquées dans le plan d'ici décembre 2015.

Les améliorations à la sûreté mises en œuvre dans l'ensemble des sites nucléaires canadiens à la lumière des leçons tirées de l'accident de Fukushima, et qui visent notamment à renforcer les procédures de conception et d'exploitation, permettront d'accroître les marges de sûreté en réduisant la probabilité d'un accident grave et en en atténuant les conséquences.

De plus amples renseignements sur l'événement survenu au Japon et le Groupe de travail sur Fukushima sont disponibles sur le [site Web de la CCSN](#).

2.3.2 Les trois fonctions de sûreté fondamentales et le risque d'accident

Le Groupe de travail de la CCSN sur Fukushima a été établi pour évaluer les leçons tirées de l'accident nucléaire survenu le 11 mars 2011 à la centrale de Fukushima Daiichi et ses répercussions opérationnelles, techniques et réglementaires sur les centrales nucléaires canadiennes.

Le Groupe de travail de la CCSN a renforcé chaque niveau de défense intégré à la conception et à la philosophie d'autorisation des centrales nucléaires au Canada pour que la probabilité d'accident entraînant de graves conséquences radiologiques soit extrêmement faible. Puisque le cadre de réglementation actuel concerne essentiellement les accidents de dimensionnement, le Groupe de travail s'est tout particulièrement penché sur l'application systématique des principes de la défense en profondeur aux accidents graves (niveau 4), en se fondant sur les résultats des analyses de sûreté déterministes et probabilistes. Il a également accordé une attention particulière à l'atténuation des conséquences radiologiques (niveau 5) grâce à la préparation et à l'intervention en cas d'urgence. Le Groupe de travail a donc évalué les améliorations qu'il était possible d'apporter à la conception et aux procédures pour renforcer l'efficacité des fonctions de sûreté fondamentales, à savoir le contrôle du réacteur, le refroidissement du combustible et le confinement de la radioactivité.

L'examen d'un scénario d'accident caractérisé par une perte d'alimentation électrique hors site et son évolution sont décrits ci-dessous, ce qui permet d'illustrer les différentes mesures prévues par la conception de la centrale et les multiples moyens visant à atténuer les effets d'un tel accident. L'effet de ces mesures peut être évalué par l'aptitude de l'opérateur à empêcher, à ralentir ou à interrompre la progression de l'accident et, de ce fait, à maintenir une série de barrières physiques pour confiner les matières radioactives.

Contrôle du réacteur

Deux systèmes d'arrêt différents et indépendants l'un de l'autre sont automatiquement activés en moins de deux secondes pour interrompre la réaction de fission et arrêter le réacteur en toute sécurité.

Refroidissement du combustible

Après sa mise à l'arrêt, le cœur du réacteur continue de produire de la chaleur de désintégration qui doit être évacuée par refroidissement. Le refroidissement du combustible s'effectue par la circulation naturelle qui prend le relais de la circulation forcée dans les minutes suivant l'arrêt du réacteur en raison de la différence de densité entre l'eau froide dans les générateurs de vapeur et l'eau chaude dans le cœur du réacteur.

Plusieurs des mesures indiquées ci-dessous visent à continuer à refroidir le combustible et sont représentatives des mesures de défense en profondeur de niveau 4 (contrôle des situations graves dans la centrale), y compris la prévention de la progression d'un accident et l'atténuation des conséquences d'accidents graves.

Mesure 1 : Empêcher la défaillance du combustible

Tant que les générateurs de vapeur sont remplis d'eau et ventilés directement vers l'extérieur (vapeur propre), ils peuvent maintenir la circulation naturelle et ainsi refroidir le cœur du réacteur et empêcher toute défaillance du combustible. Dans le cas d'un scénario de perte d'alimentation électrique hors site et dans l'éventualité peu probable de l'indisponibilité d'une source froide

active, on refroidira le cœur du réacteur en alimentant en eau les générateurs de vapeur par diverses sources d'approvisionnement (eau des réservoirs, eau d'incendie et camions d'incendie) raccordées à plusieurs circuits.

Mesure 2 : Éviter la rupture des canaux de combustible

Dans le cas peu probable où les générateurs de vapeur ne pourraient pas être approvisionnés en eau, les réserves d'eau dans le circuit caloporteur primaire s'épuiseront après trois heures, et la surchauffe provoquera des dommages limités au combustible. Après quatre heures, le niveau d'eau dans la cuve de la calandre commencera à baisser sous l'effet de l'évaporation.

L'approvisionnement de la cuve de la calandre en eau (limites du système du modérateur) empêchera la surchauffe des canaux de combustible et arrêtera la progression de l'accident avant tout dommage au cœur du réacteur. Les dispositifs permettant de réapprovisionner la cuve de la calandre en eau sont en cours de conception ou ont déjà été mis en place par les titulaires de permis dans le cadre des activités de suivi après Fukushima, pour éviter la rupture des canaux de combustible et les dommages subséquents au cœur du réacteur.

Mesure 3 : Empêcher la rupture de la cuve de la calandre

Dans le cas peu probable où il serait impossible de réinjecter de l'eau dans les générateurs de vapeur ou dans la cuve de la calandre et où aucune mesure ne serait prise par un opérateur, cette cuve sera vide après 11 heures et des débris de combustible en fusion commenceront à s'accumuler dans le fond de celle-ci.

L'ajout d'eau dans la cuve de la calandre (bouclier caisson) arrêtera la progression de l'accident et permettra de confiner les débris de combustible en fusion dans la cuve de la calandre en la refroidissant avec l'eau contenue dans la voûte.

Confinement de la radioactivité

Mesure 4 : Éviter la défaillance du confinement

Dans le cas où aucun des dispositifs de refroidissement du combustible n'est opérationnel, une ventilation contrôlée sera nécessaire après 46 heures pour protéger le confinement contre une pression interne élevée¹, et la possibilité d'une explosion d'hydrogène pouvant causer des dommages structurels et provoquer des rejets radioactifs incontrôlés dans l'environnement. À ce stade de ce scénario peu probable, les personnes responsables des plans d'urgence devraient avoir évacué la zone en prévision de la ventilation contrôlée de l'enceinte.

Les recombineurs autocatalytiques passifs d'hydrogène et le système de ventilation filtrée d'urgence hautement efficace de l'enceinte de confinement devraient permettre de pallier ces difficultés. Le système de ventilation est conçu pour réduire le risque de rejet de substances radioactives dans l'environnement et de ce fait réduire sensiblement le périmètre de la zone d'évacuation.

Mesure 5 : Protection du public

En plus des dispositions en matière de conception, telles que les systèmes de ventilation filtrée de l'enceinte de confinement pour minimiser les rejets de substances radioactives dans

¹ La description et la chronologie de la séquence d'événements sont largement représentatives du cas du CANDU-6, en particulier pendant les premières étapes. La séquence, la chronologie et les conséquences exactes varieront d'un réacteur à l'autre.

l'environnement, les titulaires de permis ont pris un certain nombre de mesures pour renforcer les plans d'intervention d'urgence sur le site (correspondant aux mesures de défense en profondeur de niveau 5). Ces mesures incluent l'évaluation et la révision, avec les autorités locales, des plans d'urgence existants concernant les accidents dans une centrale à plusieurs tranches et les événements externes graves (simulations et programmes d'exercices), ainsi que l'examen et la modernisation des installations et de l'équipement d'urgence. Les plans d'urgence intègrent des directives relatives à la gestion des accidents graves et aux accidents hors dimensionnement.

2.3.3 Mesures prises par les opérateurs

Il va sans dire que les opérateurs jouent un rôle dans le contrôle du réacteur, le refroidissement du combustible et le confinement de la radioactivité. La présente étude ne tient pas complètement compte des actions qu'ils peuvent prendre, mais ceux-ci jouent un rôle essentiel dans la sûreté des centrales nucléaires et la réponse aux accidents potentiels. Les opérateurs sont soigneusement sélectionnés, hautement qualifiés, dûment formés et agréés par la CCSN. Les mesures qu'ils doivent prendre sont décrites dans les politiques, les programmes et les procédures des titulaires de permis et sont régulièrement examinées, testées et vérifiées.

Une étude menée par la Nuclear Regulatory Commission des États-Unis a illustré l'effet que les mesures prises par les opérateurs peuvent avoir sur la progression d'un accident. L'étude a examiné les pannes d'électricité de longue durée survenues dans deux centrales nucléaires des États-Unis et comparé les cas où les mesures prises par les opérateurs sont prises en compte à ceux où elles ne le sont pas (U.S. NRC 2012). L'étude a démontré que les mesures prises par les opérateurs permettaient d'arrêter la progression des accidents en cinq heures ou moins. En l'absence de ces mesures, des rejets de substances radioactives se sont produits dans les 20 et 45 heures respectivement, pour les deux centrales nucléaires examinées.

2.3.4 Autres couches de protection – caractéristiques de conception propres à la centrale

Les scénarios d'accident retenus pour la présente étude (voir chapitre 3) prennent en considération les caractéristiques générales de conception des centrales nucléaires (p. ex. le confinement), mais ils ne tiennent pas pleinement compte des caractéristiques propres à chaque centrale. Plusieurs améliorations à la sûreté ont été ou seront apportées à la centrale nucléaire de Darlington pour donner suite au *Plan d'action intégré de la CCSN*, et à l'examen intégré de sûreté entrepris pour définir la portée de sa réfection. Ces améliorations sont représentatives des mesures de défense en profondeur de niveau 4 qui permettent de contrôler les situations graves dans les centrales, y compris la prévention de la progression d'un accident et l'atténuation des conséquences d'accidents graves.

Le tableau 2.2 fournit une brève description de quelques-unes des améliorations clés qui ont été apportées à la centrale de Darlington ou qui devraient l'être prochainement. Ces améliorations, appliquées pour améliorer le principe de défense en profondeur, sont axées principalement sur la prévention et l'atténuation des accidents graves (niveaux 4 et 5 – voir le tableau 2.1) afin de composer efficacement avec des événements très improbables, indépendamment des conséquences économiques, ce qui permet de garantir la protection adéquate de la population et de l'environnement. Par exemple, le système de ventilation filtrée de l'enceinte de confinement peut être activé manuellement ou à distance (sans alimentation externe) et peut filtrer entre 99 % et 99,9 % de la plupart des radionucléides (à l'exception des gaz nobles) [OPG 2014]. Grâce à cette amélioration, le risque d'exposition du public à des rejets radioactifs importants associés à un accident hors dimensionnement serait considérablement réduit.

Tableau 2.2 : Améliorations à la sûreté apportées ou prévues à la centrale nucléaire de Darlington et objectifs correspondants

Amélioration de sûreté	Objectif
Système de ventilation filtrée de l'enceinte de confinement	L'objectif du système de ventilation filtrée est de limiter la pression dans l'enceinte afin d'éviter les rejets à l'extérieur. Ce dispositif, couplé à une capacité de décharge supplémentaire pour les boucliers caissons des réacteurs, permet de garantir l'intégrité du confinement en cas d'accident hors dimensionnement grave dans des centrales à tranches multiples.
Système d'éventage de la vapeur du bâtiment turbine	L'objectif est d'améliorer la fiabilité de la ventilation du bâtiment turbine par la duplication des contrôleurs logiques programmables du système d'éventage. La ventilation du bâtiment turbine est une mesure d'atténuation importante des bris de tuyauterie du côté secondaire (conduites de vapeur et d'eau d'alimentation) dans le bâtiment turbine.
Troisième groupe électrogène d'urgence	Ce troisième groupe électrogène d'urgence vise à améliorer la fiabilité de l'alimentation de secours d'urgence en cas de diverses défaillances de causes communes (y compris une meilleure capacité sismique et une meilleure protection contre les inondations).
Amélioration de la source froide d'urgence	Cette mesure vise à fournir directement une nouvelle source froide indépendante au circuit caloporteur. Cela améliorera la capacité des opérateurs à répondre à un accident hors dimensionnement et réduira davantage le risque déjà faible de progression d'un accident hors dimensionnement à un accident grave.
Recombineurs autocatalytiques passifs (RAP)	Les RAP permettent d'éviter l'accumulation d'hydrogène dans l'enceinte du réacteur et ainsi d'en préserver l'intégrité.
Améliorations de l'alimentation électrique	L'objectif est d'améliorer l'alimentation électrique pour pouvoir alimenter les principaux instruments et contrôles en cas de panne d'électricité complète (coupure générale d'électricité dans la centrale).
Installations d'eau d'appoint	L'objectif est de fournir de l'eau de refroidissement d'appoint au cœur du réacteur grâce à de multiples conduites ainsi que d'empêcher et d'arrêter la progression d'un accident grave par le déploiement d'équipement d'atténuation en cas d'urgence (pompes à diesel portatives, génératrices diesel/systèmes d'alimentation sans coupure portatifs). Ontario Power Generation (OPG) a installé des points de raccordement aux systèmes des centrales pour ces équipements ou est en train de les améliorer pour rationaliser et simplifier leur déploiement en cas d'accident grave. Ces points de raccordement supplémentaires peuvent approvisionner en eau d'appoint les générateurs de vapeur, la calandre (modérateur), le circuit caloporteur primaire et le réservoir de blindage à l'aide de pompes d'urgence.

Les réacteurs CANDU ont la capacité d'extraire passivement la chaleur de désintégration grâce à l'effet de thermosiphon, soit la circulation naturelle causée par les différences de densité dans le caloporteur. Par conséquent, le temps dont les opérateurs disposent avant de prendre des mesures

pour atténuer les conséquences d'un accident grave s'en trouve sensiblement prolongé – jusqu'à 5 heures et demie (le temps exact dépend de la centrale), même en l'absence d'une alimentation électrique normale.

Par exemple, lors de la panne d'électricité survenue le 14 août 2003 dans le Sud de l'Ontario et le Nord-Est des États-Unis, le combustible des réacteurs de la centrale de Pickering-B a été refroidi par thermosiphonnage pendant neuf heures.

Selon les estimations d'OPG, le thermosiphonnage aurait pu agir comme source froide efficace pendant plusieurs heures additionnelles si le rétablissement de l'alimentation électrique d'origine externe avait été retardé.

2.3.5 Couches supplémentaires de protection – lignes directrices sur la gestion des accidents graves et équipement d'atténuation en cas d'urgence

Les procédures et mesures décrites en détail dans les lignes directrices sur la gestion des accidents graves sont appliquées pendant la progression d'un accident grave dans une centrale nucléaire canadienne. Ces lignes directrices fournissent des indications sur l'utilisation des différents équipements et systèmes sur le site pour refroidir le combustible, préserver l'intégrité du confinement et minimiser les rejets en cas d'accident grave. Les stratégies proposées dans les lignes directrices sont toutes fondées sur les symptômes et s'appliquent par conséquent à tout accident grave, quelle que soit sa cause ou sa progression. De multiples méthodes permettant d'atteindre les mêmes résultats sont par ailleurs décrites, de sorte qu'il soit possible de surmonter les difficultés occasionnées par la perte ou l'indisponibilité d'un appareil ou d'un système tout en préservant les fonctions de sûreté connexes.

Figure 2.4 : Une pompe portable d'urgence, un des appareils d'atténuation des situations d'urgences



Les procédures et les mesures décrites dans les lignes directrices sur la gestion des accidents graves font toutes appel à l'équipement sur le site. Dans le cadre de son évaluation, le Groupe de travail de la CCSN a estimé que les ressources sur le site étaient adéquates pour gérer de nombreux accidents hors dimensionnement. Toutefois, en cas d'accident s'échelonnant sur plusieurs jours, de l'équipement externe pourrait être nécessaire pour atténuer les conséquences de l'accident (p. ex. figure 2.4). En conséquence des leçons retenues de l'accident de Fukushima, les centrales nucléaires canadiennes (comme la centrale de Darlington) disposent d'équipements et de matériel, y compris des pompes et des génératrices portatives, pour que la centrale soit dotée de systèmes à la fois redondants et indépendants d'alimentation en électricité et en eau de secours. Cet équipement, appelé équipement d'atténuation en cas d'urgence, sera entreposé hors site de manière à le protéger en cas d'accident et pourra être rapidement acheminé vers le site. Du point de vue de l'étude probabiliste de sûreté, l'équipement d'atténuation en cas d'urgence permet de réduire le risque d'un facteur de dix (OPG et coll. 2014). Depuis Fukushima, les titulaires de permis de centrales nucléaires ont élaboré et testé des procédures et lignes directrices sur le déploiement d'équipements d'atténuation en cas d'urgence en réalisant des exercices d'essai et des exercices d'entraînement afin de démontrer que cet équipement peut être déployé dans les délais requis pour prévenir la défaillance du combustible.

Pourquoi un accident comme celui de Tchernobyl ne peut-il pas se produire au Canada?

Il est important de savoir qu'une catastrophe comme celle survenue à Tchernobyl ne peut pas se produire au Canada. L'accident de Tchernobyl est le résultat d'une augmentation extrêmement rapide de la puissance du réacteur. Toutefois, la conception matérielle du réacteur CANDU et ses systèmes de sûreté ne permettent pas la progression des événements qui se sont produits à Tchernobyl.

En résumé, l'accident à la tranche 4 de la centrale de Tchernobyl s'est produit lorsque le réacteur a été amené dans une configuration instable et inadéquate. Celle-ci a non seulement empêché le système d'arrêt unique de fonctionner correctement, mais a aussi exacerbé le problème. L'absence d'une structure complète de confinement n'a pas permis de contenir l'accident. Les réacteurs CANDU ne peuvent être amenés dans une telle configuration instable, car au moins un des deux systèmes indépendants d'arrêt d'urgence, dont le seul objectif est d'arrêter le réacteur (quelle que soit la manière dont il est exploité), sera activé en cas de défaillance. Par ailleurs, le système de confinement avec bâtiment sous vide confinera l'énergie et les matières radioactives rejetées par le cœur pendant l'accident.

Pourquoi est-il peu probable qu'un accident comme celui de Fukushima se produise au Canada?

Le séisme d'une magnitude de 9,0 survenu à proximité du Japon a provoqué un tsunami et la formation d'une vague de près de 15 mètres de haut qui a ensuite déferlé sur le site de la centrale nucléaire de Fukushima Daiichi et déclenché un accident. Un scénario supposant qu'un séisme et un tsunami de cette ampleur puissent se produire au Canada n'est pas crédible. La CCSN exige que la conception des réacteurs tienne compte des catastrophes naturelles susceptibles de se produire là où ils sont situés (séisme, tsunami, tornade, inondation). Ces phénomènes doivent être crédibles et potentiellement dangereux pour les centrales, et ils sont pris en compte dans la conception des centrales conformément aux codes et normes applicables.

Par ailleurs, les réacteurs CANDU existants possèdent des caractéristiques de conception inhérentes qui diffèrent des réacteurs à eau bouillante touchés à Fukushima :

- Les réacteurs CANDU possèdent d'importantes réserves d'eau pour le refroidissement des circuits caloporteurs primaire et secondaire, du modérateur, du bouclier caisson, ou disposent de réservoirs d'aspersion, de systèmes de refroidissement d'urgence et d'autres réservoirs.
- Les réacteurs CANDU sont équipés de générateurs de vapeur situés plus haut que le réacteur qui permettent le refroidissement passif du combustible par circulation naturelle. Ces générateurs sont également équipés d'un réservoir d'eau de refroidissement passif de secours.
- Les réacteurs CANDU sont alimentés en uranium naturel (non enrichi). La probabilité que le combustible irradié devienne dangereux dans les piscines de combustible irradié n'est donc pas un événement crédible.
- Les piscines de combustible irradié des réacteurs CANDU résistent aux fuites, car leur structure est à l'épreuve des secousses sismiques et elles sont aménagées au-dessous du niveau du sol.
- Les réacteurs CANDU ont des couches multiples de défense, et les centrales à plusieurs tranches sont équipées d'un bâtiment sous vide qui constitue une autre couche de défense en profondeur pour le confinement. À titre de comparaison, les réacteurs de Fukushima ne sont pas dotés de ces couches multiples de défense.

Comprendre les centrales nucléaires : panne d'électricité complète dans une centrale

Cette [vidéo de la CCSN](#) présente la progression d'un accident fictif caractérisé par une panne d'électricité complète dans une centrale nucléaire canadienne. Elle décrit les multiples couches de sûreté et montre que même en cas d'accident extrêmement grave, les réacteurs nucléaires canadiens cesseront de fonctionner en toute sûreté et assureront le confinement de la radioactivité. Cette vidéo de même que d'autres vidéos informatives sur le nucléaire peuvent être visionnées sur la [chaîne YouTube de la CCSN](#).

3. Rejets radiologiques

Le présent chapitre décrit en détail les rejets de radionucléides (ou terme source) correspondant à plusieurs scénarios d'accident hypothétique grave à la centrale de Darlington examinés dans le cadre de l'étude. Ce chapitre décrit également les circonstances dans lesquelles ces rejets devraient hypothétiquement se produire.

3.1 Méthode d'identification d'un grave accident nucléaire hypothétique pour la présente étude

Le document REGDOC-2.5.2, *Conception d'installations dotées de réacteurs : Centrales nucléaires* (fondé sur les normes de conception internationales et canadiennes) – anciennement connu sous le nom de RD-337, *Conception des nouvelles centrales nucléaires*, publié par la CCSN – fournit un cadre de référence pour aider les exploitants de centrales nucléaires modernes à décrire et à évaluer les accidents graves. Les objectifs de sûreté reposent sur les recommandations internationales les plus récentes et ont été établis pour faire en sorte que les centrales possèdent les caractéristiques de conception permettant de réduire les risques pour la société et l'environnement à des niveaux suffisamment faibles pour être acceptables. Dans le document REGDOC-2.5.2, les « grands rejets radioactifs » s'entendent de rejets supérieurs à 10^{14} becquerels (Bq) de césium 137 pendant la durée de l'accident. L'objectif sous-jacent était défini comme l'évitement de perturbations indues du public dans le cas de grands rejets de Cs 137, pour éviter la relocalisation à long terme. Un rejet de cette ampleur a été examiné dans le cadre de la présente étude. Des rejets de plus grande ampleur sont pratiquement impossibles compte tenu des améliorations recommandées par le Groupe de travail de la CCSN sur Fukushima.

Pour établir le terme source, d'autres radionucléides doivent être ajoutés au rejet important de 10^{14} Bq de Cs 137, car ce type de rejet contiendrait plusieurs autres radionucléides. Le mélange complet de radionucléides qui pourrait être rejeté dans l'atmosphère doit être mis à l'échelle pour tenir compte des produits de fission liés à la conception du réacteur CANDU de la centrale nucléaire de Darlington. Le rejet générique important qui en résulte est plus grand que celui de l'accident nucléaire représentatif décrit dans l'EE réalisée pour le projet de réfection et de poursuite de l'exploitation de la centrale nucléaire de Darlington (CCSN et MPO 2013).

Le spectre complet des principaux radionucléides présents dans le rejet a été examiné au moyen d'un logiciel accepté dans les centrales nucléaires appelé MAAP4-CANDU². En étudiant un certain nombre de séquences d'accidents hypothétiques avec des rejets comparables de Cs 137, il a été possible d'obtenir, pour des centrales nucléaires comparables à Darlington, un mélange à une échelle adéquate d'autres produits de fission regroupés en fonction de leurs propriétés chimiques, telles que la volatilité³. Plusieurs scénarios de rejets avec de plus grandes quantités de césium 137 ont été examinés à partir de ce cas de référence au moyen du logiciel MACCS2, qui évalue la dispersion dans l'environnement et calcule les doses pendant et après un accident radiologique⁴.

² MAAP (Modular Accident Analysis Program) Version 4 – CANDU est un logiciel de l'Electric Power Research Institute qui simule la réponse des centrales nucléaires dotées de réacteurs CANDU. Il peut simuler des séquences d'accident grave.

³ 10^{14} Bq de Cs-137 (rejet important) = 0,152 % de l'inventaire initial de Cs-137 de la centrale nucléaire de Darlington de $6,7 \times 10^{16}$ Bq (sur la base d'un seul réacteur).

⁴ MACCS2 (MELCOR Accident Consequences Code System) repose sur un modèle de panache gaussien rectiligne conçu à l'origine par la Nuclear Regulatory Commission (NRC) des États-Unis. MACCS2 évalue les doses et les risques pour la santé de rejets accidentels de radionucléides dans l'atmosphère. Les principaux phénomènes pris en compte par MACCS2 sont le transport et le

Le tableau 3.1 recense les produits de fission tels qu'ils sont regroupés dans le logiciel MACCS2. Ce tableau indique également la fraction de la quantité totale de chaque groupe de produits de fission présents dans le réacteur rejetée dans l'atmosphère. Les produits de fission sont plus ou moins ordonnés en fonction de leur contribution relative à la valeur totale du rejet. La plupart des matières radioactives rejetées par le cœur dans l'éventualité d'un tel accident devraient rester dans l'enclume de confinement et ne pas être rejetées dans l'atmosphère. Les gaz nobles, s'ils sont rejetés au début de l'accident, sont les principaux contributeurs au rejet total, mais aussi ceux qui se dégraderont le plus rapidement. Les gaz nobles sont également chimiquement inertes, ce qui signifie qu'ils n'interagiront pas avec les processus biologiques ou chimiques du corps humain et ne s'accumuleront pas dans l'organisme comme l'iode ou le strontium. La contribution des gaz nobles à la dose radiologique totale à long terme est faible, particulièrement si le rejet survient 48 heures ou plus après le début de l'accident. Les scénarios de rejet générique important partent de l'hypothèse que 40 % des gaz nobles présents dans un réacteur unique seront rejetés dans l'atmosphère.

Certaines matières radioactives qui pourraient également être rejetées en cas de défaillance grave du combustible (p. ex. les vapeurs d'eau gazeuse) ne sont pas incluses, car leur contribution à la dose hors site est très faible.

Tableau 3.1 : Groupes de produits de fission présents dans le terme source du rejet générique important

Groupe de produits de fission	Fraction du rejet ¹
Gaz nobles (p. ex. xénon)	$4,12 \times 10^{-1}$
Halogènes (p. ex. iode)	$1,52 \times 10^{-3}$
Métaux alcalins (p. ex. césium)	$1,52 \times 10^{-3}$
Terres alcalines	$2,30 \times 10^{-8}$
Métaux réfractaires	$2,53 \times 10^{-4}$
Lanthanides	$8,51 \times 10^{-9}$
Actinides	$5,16 \times 10^{-8}$
Baryum	$1,68 \times 10^{-7}$

¹Fraction du stock du cœur en phase d'équilibre de chaque radionucléide présent dans le groupe rejeté dans l'environnement

Le rejet total de radionucléides ou « rejet générique important » (RGI) a été établi pour quantifier les émissions d'un accident nucléaire grave hypothétique afin de tenir compte de la mise en œuvre des plans d'intervention d'urgence et ensuite d'évaluer les conséquences pour la santé humaine et l'environnement d'un rejet hypothétique de ce type par la centrale nucléaire de Darlington.

3.2 Hypothèses retenues pour un rejet générique important

Le terme source de l'accident grave retenu est fondé sur l'objectif de sûreté relatif à la fréquence de rejets importants établi par la CCSN pour les nouvelles centrales nucléaires (CCSN 2014). Il compare le dimensionnement actuel du PPIUN de l'Ontario dans le but de fournir des renseignements utiles sur l'efficacité des mesures de protection existantes, ainsi que les conséquences d'un grave accident hypothétique sur la santé humaine et l'environnement.

dépôt atmosphériques en fonction de conditions météorologiques variables dans le temps, des mesures d'atténuation à court et à long terme et des voies d'exposition.

Le RGI retenu est fondé sur les valeurs de l'objectif de sûreté relatif à la fréquence de rejets importants plutôt que sur la séquence précise de l'accident décrite dans l'étude probabiliste des risques de la centrale nucléaire de Darlington (OPG 2012); son ampleur est toutefois comparable à celle de l'accident postulé avec une fréquence de $3,74 \times 10^{-7}$ (ou rejet de catégorie 2) dans ladite étude. Le RGI n'est pas associé à un accident dans une centrale à une ou plusieurs tranches, mais son ampleur pourrait s'appliquer aux deux types d'événements postulés. Parmi l'éventail des scénarios de rejets possibles pris en compte au départ, trois scénarios de rejets (respectivement de courte, de moyenne et de longue durée) ont été retenus, et tous utilisent les valeurs initiales du rejet générique important.

Pour simplifier un sujet complexe, tout en tenant compte des préoccupations soulevées par les intervenants, des hypothèses prudentes ont été retenues tout au long de l'étude. Ce choix transparaît dans la défense en profondeur – l'étude part de l'hypothèse qu'un RGI a eu lieu, sans tenir pleinement compte de la conception existante/prévue, des systèmes de sûreté, des mesures prises par les opérateurs et des mesures supplémentaires en place pour éviter et atténuer les accidents et protéger les membres du public de tout rejet hors site. Cela signifie que certains éléments des quatre premiers niveaux de défense en profondeur sont réputés avoir échoué. Par conséquent, le RGI relève du niveau 5 de la défense en profondeur – atténuation des conséquences radiologiques.

L'étude est donc à ce titre de nature théorique et se fonde sur des scénarios de graves accidents hypothétiques assortis de plusieurs hypothèses prudentes. Elle n'est pas représentative de l'état de préparation des centrales nucléaires canadiennes, de leurs opérateurs ou des autorités responsables en ce qui concerne les mesures à prendre en cas d'accident ou pour gérer ses conséquences.

3.3 Moment et durée des rejets

Trois scénarios de rejets ont été dérivés pour l'étude, tous fondés sur le même RGI, mais avec des durées différentes (courte, moyenne et longue).

Scénario 1 : Accident grave qui progresse sur 24 heures, suivi d'un rejet générique important pendant 1 heure (scénario 24-01).

Scénario 2 : Accident grave qui progresse sur 24 heures, suivi d'un rejet générique important pendant 24 heures (scénario 24-24).

Scénario 3 : Accident grave qui progresse sur 24 heures, suivi d'un rejet générique important pendant 72 heures (scénario 24-72).

Le moment du rejet, 24 heures après l'accident (rétention pendant 24 heures après le déclenchement de l'accident⁵), est conforme au moment où devraient se produire des rejets à la centrale nucléaire de Darlington, c'est-à-dire que l'enceinte de confinement et du bâtiment sous vide fonctionnent comme prévu. À titre de comparaison, il n'y a pas eu de rétention lors de l'accident de Tchernobyl en raison de l'absence de confinement. À Fukushima, la rétention a duré

⁵ Le déclenchement de l'accident désigne le moment où le réacteur est arrêté, ce qui peut survenir après le début de l'accident.

environ 24 heures pour la tranche 1, environ 74,5 heures pour la tranche 2 et environ 43 heures pour la tranche 3.

Les scénarios de RGI permettent aussi d'analyser les conséquences de rejets de courte durée et de rejets continus. Le premier scénario, avec un rejet de courte durée (1 heure, 24 heures après le déclenchement de l'accident), est généralement associé à une défaillance importante du confinement en raison d'une augmentation incontrôlée de la pression. Si la pression augmente dans l'enceinte de confinement et qu'elle n'est pas correctement atténuée par la pulvérisation d'eau, les unités de refroidissement de l'air et l'éventage du confinement, alors la structure de l'enceinte de confinement deviendra surchargée, ce qui provoque des fissures ou des trous dans sa structure. La grande différence de pression entre l'intérieur de l'enceinte de confinement et l'environnement provoque un rejet rapide de gaz radioactifs sous l'effet de la dépressurisation du bâtiment du réacteur. Il est important de savoir que des rejets de cette ampleur pendant une brève période de 1 heure sont hautement improbables. Il faudrait pour cela une défaillance importante de l'enceinte de confinement. Dans la réalité, en cas de rejet, le taux de rejet n'est pas uniforme tout au long de sa durée (voir section 2.3.2). Comme il est arrivé à Fukushima, les rejets des tranches 2 et 3 ont été causés par les opérations de ventilation mises en œuvre pour empêcher l'accumulation de pression.

Les deux autres scénarios de rejets (24-24 et 24-72) sont plus représentatifs de rejets continus. Contrairement aux rejets de courte durée, résultant d'une défaillance soudaine et majeure de l'enceinte de confinement, les rejets continus indiquent plutôt que le confinement continue à fonctionner dans une certaine mesure. Les situations pouvant entraîner des rejets continus sont la ventilation contrôlée et les fuites relativement limitées dans la structure de l'enceinte de confinement. Les matières radioactives continuent de s'échapper de l'enceinte de confinement pendant les rejets continus, mais à un rythme plus lent. À titre de comparaison, les conséquences de rejets continus, en matière de dose, sont davantage influencées par la dispersion (puisque les conditions météorologiques et la direction du vent varient au fil du temps) et par la désintégration des matières radioactives rejetées.

3.4 Dispersion du panache radioactif

Le logiciel MACCS2 a été utilisé pour modéliser la dispersion du panache radioactif et calculer les doses résultantes sur une période de sept jours nommée « phase précoce ».

Les doses au centre du panache, fondées sur des rejets au sol et calculées à la verticale et à l'horizontale du centre du panache, sont représentatives de la dose individuelle moyenne prévue la plus élevée dans toute section⁶ située à une distance donnée du réacteur.

Les variations de la vitesse et de la direction du vent au cours du rejet ont un impact important sur la dispersion des matières radioactives ainsi que sur les doses qui en résultent, surtout en cas de rejet de longue durée. Dans le scénario 24-01, la direction et la vitesse du vent sont présumées constantes pour chaque exécution du modèle en raison de la durée relativement courte du rejet. La

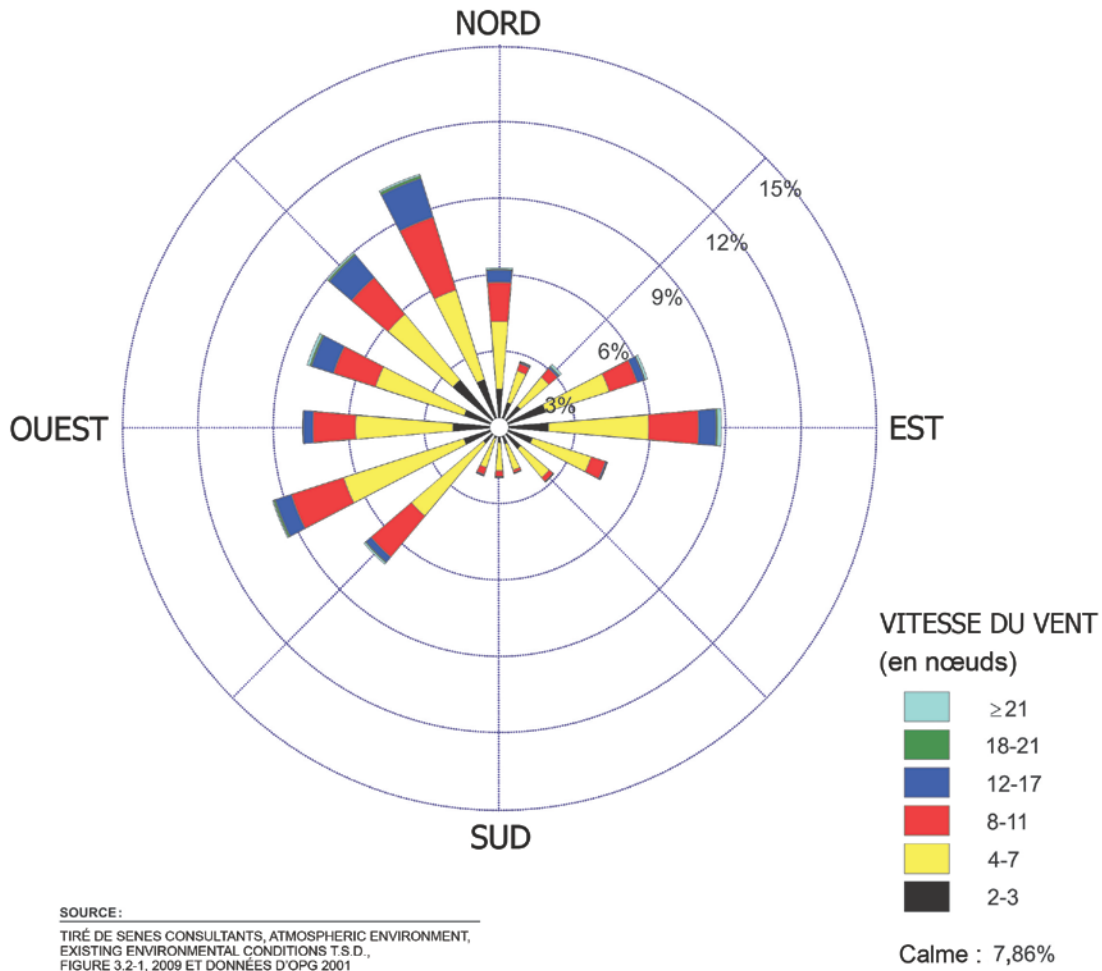
⁶ La structure de la grille MACCS2 est constituée d'une série de cercles concentriques (0-2, 2-4, etc.) et de 16 sections radiales correspondant aux points cardinaux. Dans le PPIUN, ces cercles concentriques correspondent à des « zones ». Pour clarifier la terminologie, une « section concentrique » désigne dans la présente étude l'intersection d'un cercle et des deux droites formant un angle. Il y a 16 sections et 10 cercles dans un rayon compris entre 1 et 100 km autour de la centrale nucléaire de Darlington, pour un total de 160 sections concentriques. Voir l'annexe 2.

direction et la vitesse du vent ont été modifiées au fil du temps pour les deux autres scénarios (24-24 et 24-72). Les doses présentées sont le résultat d'un grand échantillon d'essais qui couvre les diverses conditions météorologiques présentes au cours d'une année. La dose représentative pour une personne a été sélectionnée selon la section radiale présentant la dose moyenne globale la plus élevée (calculée sur une année représentative de données météorologiques). La variabilité de la direction du vent pour les scénarios de rejets de plus longue durée reflète le fait que les variations de direction du vent auront un impact sur la dose à un endroit fixe, quel qu'il soit. Il est à noter que les fonctions de distribution de dose générées à partir de calculs de dispersion atmosphérique ne suivent pas une fonction de distribution standard. La valeur moyenne indiquée ci-dessus, qui n'est pas la valeur maximale, est très proche du maximum et elle est donc considérée comme une représentation prudente de la dose.

Les données météorologiques moyennes propres au site de Darlington pour une année représentative ont été utilisées. Des analyses de sensibilité ont été réalisées sur les données météorologiques pour vérifier qu'elles étaient représentatives des conditions du site.

Pour représenter graphiquement les conditions de vent variable prises en compte dans le cadre de la présente étude, des données réalistes sur la vitesse et la direction du vent sont présentées à la figure 3.1 pour la zone sud de la région de Durham. Le graphique montre que les vents dominants dans la région soufflent 28 % du temps du quart nord-ouest, 10 % du temps de l'ouest-sud-ouest et 9 % du temps de l'est. La vitesse moyenne du vent mesurée est de 2,6 mètres par seconde et les conditions sont calmes environ 8 % du temps.

Figure 3.1 : Rose des vents du site de Darlington (source : OPG)



Des hypothèses prudentes ont été retenues pour calculer les doses moyennes au centre du panache :

- La vitesse du vent est constante; maintien de la personne au centre, ou vent variable déterminé en fonction du secteur de vent dominant avec les doses les plus élevées.
- Le rejet initial est froid et au niveau du sol, ce qui provoque la plus grande concentration de substances radioactives et la dose au sol la plus élevée.
- Le récepteur est censé être situé à la fois sur une ligne horizontale et verticale au centre du panache radioactif lorsque le vent souffle dans le secteur où il se trouve.
- Le récepteur est supposé rester dans un lieu fixe pendant sept jours.

L'exposition aux doses au centre du panache modélisées dans la présente étude est peu probable. Les doses reçues par les personnes sont influencées par un certain nombre de facteurs :

- Les variations de la hauteur et du contenu en énergie du rejet initial : Des hauteurs et un contenu en énergie plus élevés entraîneraient un panache radioactif plus dispersé et donc des doses inférieures à proximité de la centrale, comparativement à un rejet froid au niveau du sol.

- La vitesse et la direction du vent : Les conditions réelles du vent en cas de rejet auront une influence considérable sur la dispersion du panache – par exemple, les vents dominants dans la région soufflent du quart nord-ouest vers le lac Ontario.
- Les caractéristiques du panache : Le mouvement du rejet au sol dépend de la topographie locale; plus celle-ci est accidentée, plus la dispersion du panache sera limitée.
- Les mouvements du récepteur pendant la période de sept jours : L'aptitude d'une personne à se déplacer de son propre gré ou en réponse aux décisions prises par les équipes d'intervention d'urgence, par opposition à son confinement dans un lieu fixe pendant sept jours.

3.5 Analyses de sensibilité – augmentation du terme source

Pour permettre d'examiner les effets potentiels d'un rejet hypothétique encore plus important, le terme source du rejet générique important (RGI) a été multiplié par quatre pour donner une valeur comparable à celle que causerait un accident de cause commune hypothétique touchant simultanément les quatre réacteurs de la centrale de Darlington. Il s'agit d'une analogie extrêmement simpliste, car toutes les tranches des réacteurs partagent certains aspects du confinement de sorte que la progression d'un accident dans une tranche pourrait avoir une incidence sur ce qui se produit dans une autre. Ces scénarios, ou analyses de sensibilité, ont été appelés respectivement 24-24x4 et 24-72x4. Le scénario 24-01 a été exclu de l'analyse de sensibilité, car un accident mettant en cause plusieurs réacteurs avec un rejet de si courte durée pourrait être indicatif d'une défaillance brusque et complète du confinement et de tous les systèmes de sûreté des différents réacteurs, une hypothèse jugée peu plausible qui serait en outre le résultat d'un événement externe d'une ampleur inimaginable.

À titre de comparaison, le tableau 3.2 indique les radionucléides sélectionnés présents dans le rejet générique important qui auront un impact significatif sur la dose, ainsi que l'analyse de sensibilité (augmentation d'un facteur de quatre du rejet), de même que les radionucléides correspondants rejetés lors des accidents survenus aux centrales de Tchernobyl et de Fukushima. Une liste plus exhaustive des radionucléides représentatifs rejetés figure à l'annexe 1. Il importe de souligner que l'accident de Tchernobyl a mis en cause un seul réacteur et que celui de Fukushima a mis en cause trois réacteurs.

Tableau 3.2 : Rejet de radionucléides choisis pour les accidents nucléaires hypothétiques considérés pour la présente étude et pour des accidents nucléaires antérieurs

Isotope	Rejets de produits de fission (becquerels)			
	Tchernobyl	Fukushima	RGI	RGI x 4
Césium 134	$5,90 \times 10^{16}$	$1,80 \times 10^{16}$	$3,21 \times 10^{13}$	$1,29 \times 10^{14}$
Césium 137	$8,20 \times 10^{16}$	$1,50 \times 10^{16}$	$1,02 \times 10^{14}$	$4,08 \times 10^{14}$
Iode 131	$1,50 \times 10^{18}$	$1,60 \times 10^{17}$	$3,93 \times 10^{15}$	$1,57 \times 10^{16}$

3.6 Dose – prochaines étapes

Les doses sont dans un premier temps évaluées pour les trois scénarios et les deux analyses de sensibilité dans l'hypothèse d'un rejet et en l'absence totale de mesure de protection (telle que l'évacuation). Les résultats correspondent à la dose radiologique reçue par une personne exposée au rayonnement pendant toute la durée de l'événement. Les scénarios dans lesquels aucune mesure de protection n'est prise ne sont pas réalistes du point de vue de l'intervention en cas d'urgence (puisqu'en cas d'accident, des mesures de protection seraient prises). Ils représentent

toutefois un point de référence utile pour l'examen des différents aspects des plans d'intervention en cas d'urgence, tels que les zones d'intervention d'urgence et les seuils d'application des mesures de protection décrits plus en détail au chapitre 4 du présent document.

Les doses calculées pour les scénarios dans lesquels des mesures de protection sont prises sont fournies afin d'illustrer les effets que des mesures de protection précoces (évacuation, mise à l'abri et prise de comprimés de KI) auraient sur les personnes autrement exposées pendant les sept premiers jours de l'événement. Ces calculs font l'objet de l'évaluation des risques pour la santé humaine.

Le chapitre 5 du présent document décrit comment il est possible de passer de la détermination de la dose à l'estimation des risques pour la santé, et fournit des indications supplémentaires sur la méthodologie de l'étude et les hypothèses retenues.

4. Préparation et intervention en cas d'urgence

Le présent chapitre revient sur les principes et objectifs clés de la préparation et de l'intervention en cas d'urgence et sur la manière dont les plans correspondants sont mis en œuvre et validés.

4.1 À propos de la gestion des urgences

Le Canada, comme de nombreux autres pays, a adopté un modèle « à quatre piliers » pour la gestion des urgences (présenté ci-dessous). D'après la *Loi sur la gestion des urgences*, la gestion des urgences englobe les activités en matière de prévention et d'atténuation, de préparation, d'intervention et de rétablissement.

Les quatre piliers de la gestion des urgences

1. **Prévention et atténuation** : Éviter que des accidents se produisent (p. ex. en ajoutant des marges de sûreté aux procédures opérationnelles et à la conception des systèmes) ou atténuer l'impact d'accidents potentiels (p. ex. par la mise en place de systèmes de sûreté redondants comme un bâtiment sous vide).
2. **Préparation** : Se préparer à répondre à tout type d'accident (p. ex. en élaborant des plans d'intervention d'urgence et en les mettant à l'essai).
3. **Intervention** : Agir de manière efficace pour minimiser les conséquences (p. ex. en déployant de l'équipement d'atténuation en cas d'urgence et en prenant des mesures pour protéger le public pendant un accident).
4. **Rétablissement** : Restaurer la situation et assurer le retour à la normale (p. ex. par des opérations de nettoyage après l'accident).

Le but de ce modèle est de faire en sorte que les personnes responsables de l'élaboration des plans d'urgence tiennent compte de l'éventail complet des mesures qui pourraient être ou devenir nécessaires pour garantir la sécurité publique, depuis la prévention jusqu'au rétablissement. Il convient de noter que ce modèle correspond bien à la philosophie de la défense en profondeur dont une description a été fournie dans les pages précédentes. De fait, une intervention efficace en cas d'urgence peut être perçue comme la dernière ligne de défense (ou cinquième niveau de défense).

4.2 Principes et objectifs de la préparation et de l'intervention en cas d'urgence

La préparation et l'intervention en cas d'urgence peut se définir par les activités entreprises pour se préparer aux conséquences négatives que pourraient avoir des catastrophes naturelles et des accidents d'origine humaine sur les personnes, les biens et l'environnement et par les mesures prises pour y répondre.

L'objectif de la préparation aux urgences est de faire en sorte que l'installation possède la capacité requise au niveau local, régional, provincial et fédéral pour répondre efficacement à une urgence nucléaire.

Pour protéger le public contre les risques d'exposition radiologique, le Canada s'est fixé les objectifs suivants, acceptés à l'échelle internationale, en matière d'intervention en cas d'urgence nucléaire :

1. prévenir les effets immédiats sur la santé (p. ex. effets sur les tissus)
2. minimiser la probabilité d'effets possibles futurs sur la santé (p. ex. cancer)

Ces objectifs sont atteints par la prise de mesures de protection ou de précaution appropriées dans le but d'éviter ou de minimiser l'exposition du public au rayonnement.

Les mesures de précaution sont prises pour faciliter l'application des mesures de protection et les rendre plus efficaces. Elles reviennent par exemple à interdire l'accès aux plages et à fermer les entreprises et les écoles pour faciliter une l'évacuation éventuelle du public ou sa mise à l'abri.

Les membres du public pourraient éventuellement être appelés à prendre les mesures de protection clés suivantes pour minimiser leur niveau d'exposition ou la dose reçue :

1. **Mise à l'abri** – Cette mesure consiste à demander au public de rester dans un bâtiment avec ventilation restreinte; la dose provenant du panache radioactif peut ainsi être réduite jusqu'à 40 %. Les bâtiments offrent une protection partielle contre l'exposition externe et interne. Dans certaines circonstances, lorsque le panache est en altitude, la mise à l'abri peut être une meilleure solution que l'évacuation.
2. **Évacuation** – Cette mesure vise à déplacer les populations concernées, de préférence avant le passage du panache, afin qu'elles évitent tout simplement l'exposition ou reçoivent des doses sensiblement réduites.
3. **Prise de comprimés d'iodure de potassium (KI)** – La prise de comprimés d'iodure de potassium avant l'exposition ou peu de temps après peut prévenir ou réduire l'absorption par inhalation de l'iode radioactif probablement présent dans le panache. Une fois dans le corps humain, l'iode s'accumule dans la glande thyroïde. La saturation de cet organe au moyen d'iodure stable empêche la rétention d'iode radioactif.

Pour les besoins de l'étude, les réductions de dose obtenues grâce à ces trois mesures de protection ainsi que les hypothèses de départ ont été prises en compte dans la modélisation, selon le cas (voir section 5.3).

4.3 Décisions et mesures d'urgence relatives aux différentes étapes d'un accident nucléaire

Les différentes étapes d'un accident nucléaire sont présentées dans un ordre séquentiel à la figure 4.1, avec mise en correspondance des différentes décisions et mesures d'urgence. L'étude s'est concentrée sur les phases « avant le rejet » et « après le rejet » et sur les doses reçues au cours des sept premiers jours de l'exposition. Il est important de noter que les décisions et mesures d'urgence prises jusqu'au moment d'un rejet sont partiellement fondées sur l'état de la centrale et la modélisation de la dispersion et des doses. Lorsque le rejet se produit, les décisions et mesures d'urgence reposent essentiellement sur les mesures réelles des niveaux de contamination environnementale et sur les doses projetées qui en résultent.

Les mesures de protection qui sont mises en œuvre jusqu'au moment des rejets ou pendant les rejets (évacuation, mise à l'abri, prise de comprimés de KI), telles que décrites à la figure 4.1, peuvent être prises de manière souple (p. ex. en combinaison avec une autre mesure ou selon la distance), conformément au PPIUN et aux conditions propres aux rejets et au milieu environnant.

Les mesures de protection à plus long terme sont celles qui doivent être prises dans les semaines et mois qui suivent les rejets radioactifs et doivent normalement rester en application pendant une longue période. Elles incluent les mesures de contrôle de l'alimentation, le déplacement temporaire de la population et son retour. La présente étude n'a pas examiné la phase du « rétablissement continu » du point de vue d'une intervention d'urgence ou de l'évaluation des risques pour la santé humaine, car elle nécessite un examen complexe et approfondi de nombreux facteurs propres à l'exposition continue après les sept premiers jours. L'élaboration de stratégies de protection durant la phase du rétablissement continu fait l'objet d'efforts internationaux et nationaux à la lumière des leçons tirées de l'accident nucléaire de Fukushima. La communauté internationale s'est cependant penchée sur les situations d'exposition à la contamination suite à une urgence nucléaire et les a considérées comme des « situations d'exposition existante ». Pendant cette phase, il est recommandé que la planification soit telle que les doses demeurent inférieures à 1 à 20 mSv/an. Le personnel de la CCSN envisage d'inclure cette recommandation dans un cadre de mise en œuvre des mesures de protection à long terme et de rétablissement.

Décisions sur les actions de protection pendant l'accident de Fukushima

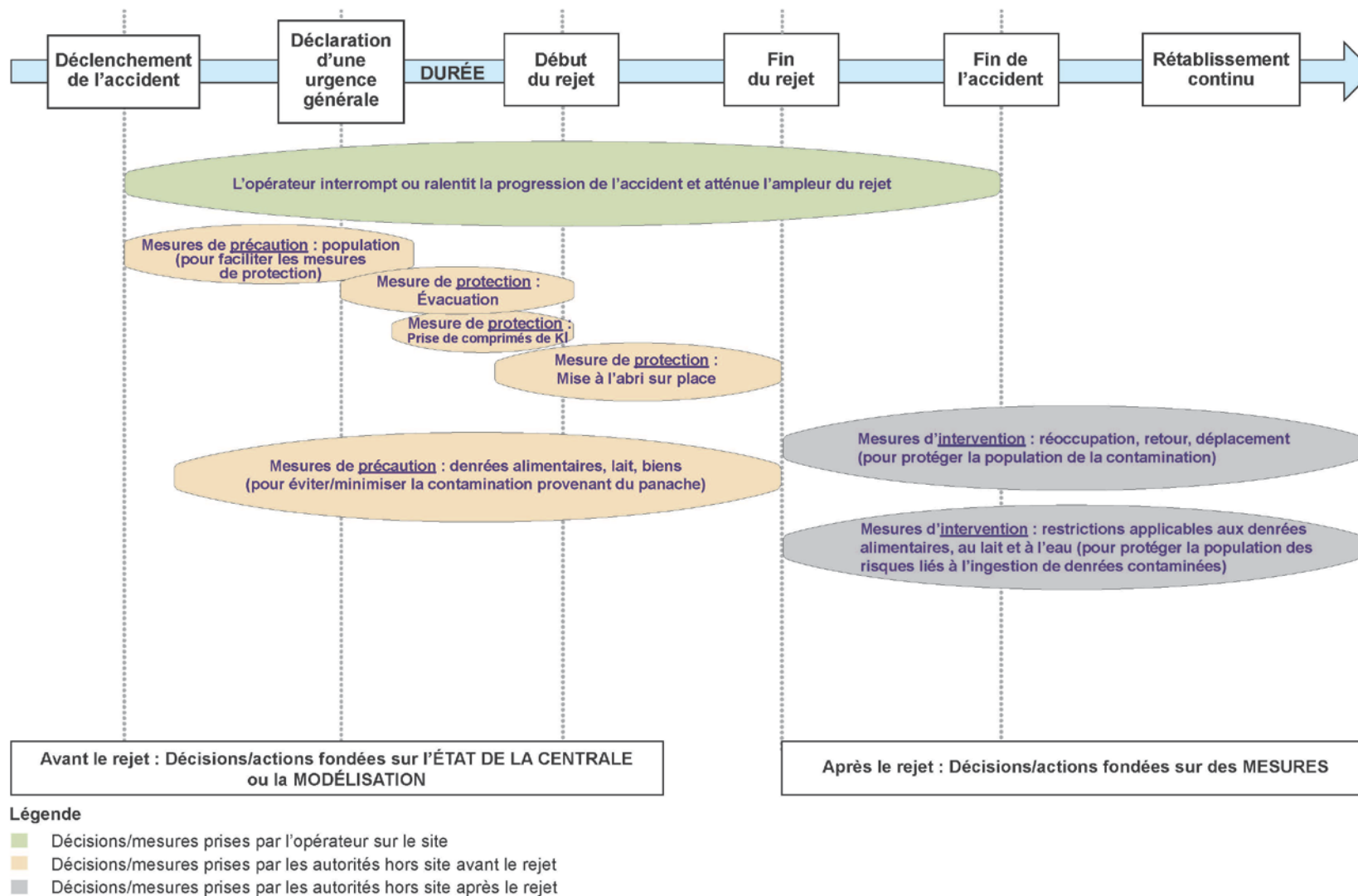
Les décisions sur les actions de protection pendant l'accident de Fukushima démontrent clairement comment, dans le cas d'une véritable urgence nucléaire, les décisions d'actions protectrices menant au rejet dans l'atmosphère (fondées sur l'état de la centrale et les modèles de dispersion et de doses) et après ce rejet (à partir des mesures réelles de la contamination de l'environnement et des projections sur les doses résultantes) ont été prises.

Le 11 mars 2011, on a décidé d'évacuer la population dans un rayon de 2, puis de 3, et de 10 km et ensuite de 20 km autour de la centrale nucléaire de Fukushima Daiichi, avant de rejeter des matières radioactives en se fondant sur les informations disponibles sur l'état du site.

Immédiatement après les explosions d'hydrogène le 15 mars 2011, on a ordonné à tous les résidents situés dans un rayon de 20 à 30 km de la centrale de s'abriter sur place. Le 25 mars 2011, cet ordre de s'abriter a été changé en évacuation volontaire.

Après la fin des rejets, on a entamé la mesure des niveaux de contamination environnementale. Le 22 avril 2011, d'autres évacuations ont été ordonnées sur la base du niveau élevé de contamination radioactive mesurée sur le sol (UNSCEAR 2014).

Figure 4.1 : Mise en œuvre conceptuelle de l'intervention en cas d'urgence nucléaire au Canada



4.4 Déroulement d'une intervention en cas d'urgence nucléaire

Au Canada, la sécurité publique est essentiellement du ressort des provinces, et la responsabilité pour les interventions en cas d'urgence est déléguée aux autorités régionales et municipales. Les ressources de tout ordre supérieur de gouvernement ne sont habituellement mobilisées que lorsque la situation ne peut être contrôlée à un ordre inférieur. Par conséquent, les agences régionales, puis provinciales et enfin fédérales n'interviennent que dans le cadre d'une réponse cumulative si la situation se détériore. Toutes les capacités d'intervention peuvent néanmoins être rapidement mobilisées si un accident de grande ampleur se produit.

L'intervention sur le site s'entend des mesures d'urgence prises par l'opérateur en cas d'urgence nucléaire, dans les limites du site de la centrale nucléaire. L'opérateur est chargé d'intervenir sur le site afin d'interrompre, de ralentir ou d'atténuer l'accident.

L'intervention hors site s'entend des mesures d'urgence prises à l'extérieur du site de l'accident. La responsabilité pour ce type d'intervention revient à différentes agences gouvernementales et autorités civiles; toutefois, les gouvernements provinciaux conservent le pouvoir de décision en ce qui concerne les mesures destinées à garantir la sécurité de leur population.

En ce qui concerne les urgences nucléaires avec rejets radiologiques, la capacité des autorités locales n'est pas toujours suffisante. De plus, le panache peut se déplacer au-delà des frontières municipales et régionales, et nécessiter l'intervention coordonnée de plusieurs secteurs de compétence. Pour cette raison, la province où survient l'accident est celle qui sera chargée de diriger les interventions hors site. En Ontario, le Bureau du commissaire des incendies et de la gestion des situations d'urgence (anciennement Gestion des urgences Ontario) est chargé d'activer le PPIUN, tandis que les organismes fédéraux tels que Sécurité publique Canada et Santé Canada doivent prêter assistance à la province, si celle-ci en fait la demande, et activer respectivement le Plan fédéral d'intervention d'urgence, ce qui inclut le Plan fédéral en cas d'urgence nucléaire connexe. La CCSN, en sa qualité d'organisme de réglementation national, continue de veiller à ce que les mesures appropriées soient prises pour protéger les Canadiens tout au long des phases de l'intervention. La réponse à une urgence nucléaire devrait par conséquent être un effort coordonné faisant intervenir plusieurs organismes et secteurs de compétence.

Le tableau 4.1 décrit les rôles et responsabilités en cas d'urgence nucléaire à la centrale nucléaire de Darlington.

Tableau 4.1 : Rôles et responsabilités en cas d'urgence

Organisme	Rôle et responsabilités
Titulaire de permis OPG	Dirige l'intervention sur le site : <ul style="list-style-type: none"> • prend des mesures pour empêcher la progression de l'accident (rétablissement des contrôles, refroidissement ou confinement) • prend des mesures pour protéger les travailleurs et les autres personnes présentes sur le site • prévient les autorités locales et provinciales et assure la liaison avec ces dernières • participe aux interventions hors site • prévient la CCSN et la renseigne sur l'état de la centrale et les mesures prises
Province Bureau du commissaire des incendies et de la gestion des situations d'urgence	Dirige l'intervention hors site : <ul style="list-style-type: none"> • alerte et informe la population • informe le public sur les mesures de protection à prendre et à quel moment (prise de comprimés de KI, mise à l'abri, évacuation) • coordonne l'exécution du PPIUN • participe à d'autres interventions telles que la gestion de la circulation routière et la mise en place de centres d'accueil • aide les titulaires de permis à appliquer des mesures d'intervention sur le site ou coordonne cette aide
Gouvernement fédéral (Sécurité publique Canada, Santé Canada)	Dirige les interventions au niveau fédéral et apporte un appui : <ul style="list-style-type: none"> • apporte un soutien généralement axé sur la gestion des répercussions du rejet de radioactivité • aide la province conformément aux arrangements conclus ou, à sa demande, gère les difficultés entre les administrations (entre provinces et entre pays) • informe le public et les partenaires internationaux (dont l'Agence internationale de l'énergie atomique) de la situation hors site • gère les zones relevant du fédéral • ne prend pas de décisions sur les mesures de protection
CCSN	Exerce une surveillance réglementaire et apporte un appui : <ul style="list-style-type: none"> • surveille les interventions prises par le titulaire de permis • donne un appui technique au gouvernement provincial • participe aux interventions fédérales • informe l'Agence internationale de l'énergie atomique, le public, le gouvernement et les décideurs de la situation sur le site • ne prend pas la direction des opérations à la centrale, ni ne dirige les décisions relatives aux mesures de protection; exerce un rôle réglementaire avant, pendant et après l'urgence

4.5 Seuils d'application des mesures de protection

Le PPIUN de l'Ontario prévoit des seuils d'application des mesures de protection (SAMP) exprimés en doses projetées, sous forme de dose efficace au corps entier (dose corps entier) ou de

dose équivalente à la thyroïde (dose à la thyroïde), pour déterminer les mesures de protection qu'il convient de prendre (évacuation, mise à l'abri et blocage thyroïdien par comprimés d'iode de potassium). Les SAMP représentent les niveaux de risque résultant d'une exposition potentielle qui justifie la mise en œuvre de différentes mesures de protection. La période d'exposition utilisée pour déterminer l'application de ces SAMP était basée sur une période d'exposition de sept jours, qui est considérée comme la période appropriée pendant laquelle des mesures de protection urgentes doivent être prises. Comme l'indique le tableau 4.2, les SAMP relatifs à l'évacuation et à la mise à l'abri comportent un niveau supérieur et un niveau inférieur, car la décision d'appliquer chaque mesure de prévention est subordonnée tout à la fois à des facteurs techniques et à des considérations opérationnelles et de politique publique.

Les SAMP pour le blocage thyroïdien fixés par le PPIUN (de 100 mSv à 1 000 mSv pour la dose à la thyroïde) ont été remplacés en 2014 par un seuil plus « protecteur » de 50 mSv à la thyroïde selon le Bureau du commissaire des incendies et de la gestion des situations d'urgence, conformément aux recommandations provinciales (*Plan d'intervention sanitaire en cas d'incident radiologique ou nucléaire* du ministère de la Santé et des Soins de longue durée), fédérales (*Lignes directrices canadiennes sur les interventions en situation d'urgence nucléaire* de Santé Canada) et internationales (document d'information *Actions to Protect the Public in an Emergency due to Severe Conditions at a Light Water Reactor* de l'Agence internationale de l'énergie atomique).

Tableau 4.2 : Seuils d'application des mesures de protection pour l'évacuation, la mise à l'abri et le blocage thyroïdien prévus dans le PPIUN

Mesure de protection	Dose au corps entier		Dose à la thyroïde	
	Niveau inférieur	Niveau supérieur	Niveau inférieur	Niveau supérieur
Évacuation	10 mSv	100 mSv	100 mSv	1 000 mSv
Mise à l'abri	1 mSv	10 mSv	10 mSv	100 mSv
Blocage thyroïdien	Non applicable		> 50 mSv	

4.6 Zones de planification d'urgence

Les zones de planification d'urgence sont des zones géographiques de taille raisonnable qui nécessitent des préparatifs détaillés. Les personnes responsables de l'élaboration des plans d'intervention en cas d'urgence se servent de ces zones afin de déterminer le niveau de préparation nécessaire pour répondre efficacement aux conséquences d'un accident nucléaire. On définit ces zones en évaluant l'étendue probable d'un tel accident en termes géographiques, souvent en fonction de la distance à partir du site potentiel connu de l'accident, comme une centrale nucléaire. La superficie et le nombre de ces zones peuvent varier, selon des facteurs comme la nature, la gravité et l'étendue du danger potentiel, la population qui vit à proximité et la densité démographique, la disponibilité et l'emplacement des ressources, les conditions météorologiques prédominantes, l'urbanisation et les frontières géopolitiques existantes.

Zones de planification d'urgence autour de la centrale de Darlington

Le PPIUN comporte un plan d'intervention d'urgence propre à la centrale nucléaire de Darlington qui englobe des zones de planification d'urgence établies, conformément aux recommandations internationales. La zone contiguë est la zone située aux abords immédiats de la centrale dans un rayon compris entre 0 et 3 km. Cette zone englobe une partie de l'autoroute 401 et les zones d'exploitation industrielle et agricole voisines.

La zone primaire, qui inclut la zone contiguë, est la zone située dans un rayon compris entre 0 et 10 km autour de la centrale. Dans cette zone, les mesures de protection contre l'exposition aux rejets radioactifs doivent être bien planifiées et préparées. Les centres les plus densément peuplés de cette zone englobent la ville de Bowmanville et une partie de la ville d'Oshawa.

La zone secondaire, qui englobe la zone contiguë et la zone primaire, est comprise dans un rayon de 50 km autour de la centrale. Dans cette zone, il est nécessaire de planifier et de prévoir des mesures de restriction ou d'interdiction de la consommation d'aliments contaminés. Elle englobe des zones dans la région de Durham et de York, la ville de Toronto, la ville de Kawartha Lakes et les comtés de Northumberland et de Peterborough dans un rayon de 50 km autour de la centrale de Darlington.

Pour le plan d'urgence nucléaire de Darlington, on a utilisé un accident de référence de planification produisant une dose efficace de 250 mSv au corps entier à 1 km du réacteur, ce qui a constitué l'information de base pour établir l'établissement des zones de planification d'urgence.

Estimation du temps d'évacuation

Pour évaluer la faisabilité de l'évacuation comme mesure de protection dans le cas improbable d'une urgence nucléaire, les décideurs se servent des résultats d'études d'estimation du temps d'évacuation. Comme leur nom l'indique, ces études permettent d'obtenir des estimations du temps d'évacuation, par modélisation, pour les différentes zones de planification d'urgence (3 et 10 km). Plusieurs scénarios sont examinés en détail pour rendre compte des variations dans l'estimation de la densité démographique et de la répartition de la population, ainsi que de la demande de transport et de la capacité routière, selon les saisons, les jours de la semaine, les heures de la journée et les conditions météorologiques.

Une étude de l'estimation du temps d'évacuation (OPG 2009a) a été entreprise pour le site de Darlington dans le cadre des travaux de la commission d'examen conjoint de la construction et de l'exploitation de nouvelles centrales nucléaires sur le site de Darlington. Cette étude a confirmé que l'estimation du temps d'évacuation prévu (qui est valable jusqu'en 2025 environ) ne dépassait pas 9 heures dans la zone de planification d'urgence de 10 km, soit bien avant que se produisent, dans le pire des scénarios possibles, des rejets radiologiques hors site en cas d'accident grave à Darlington.

4.7 Vérification de la robustesse et de l'efficacité des plans d'intervention en cas d'urgence

Au Canada, tous les ordres de gouvernement (local, régional, provincial et fédéral) sont tenus par la loi d'élaborer des plans d'intervention en cas d'urgence efficaces adaptés aux risques auxquels les populations dont ils sont responsables pourraient être exposés dans l'éventualité d'une catastrophe naturelle ou d'un accident d'origine humaine. Les responsabilités du gouvernement fédéral à cet égard sont énoncées dans la *Loi sur la gestion des urgences*, tandis que la planification de l'intervention d'urgence au niveau provincial est du ressort de la législation provinciale, soit la *Loi sur la protection civile et la gestion des situations d'urgence* en Ontario.

En plus de ces lois, les règlements pris en vertu de la *Loi sur la sûreté et la réglementation nucléaires* établissent un certain nombre d'exigences en matière de planification de l'intervention d'urgence pour les installations autorisées. Les exploitants de centrale nucléaire en particulier doivent élaborer des plans d'intervention d'urgence appropriés et tester leur validité au moyen d'exercices, ainsi qu'être en mesure de protéger les personnes présentes sur leurs sites et de minimiser les risques pour les populations vivant à proximité, dans le cas peu probable d'une urgence nucléaire. Les plans doivent par ailleurs être compatibles avec les programmes de préparation et d'intervention en cas d'urgence hors site gérés par les autorités civiles et prévoir des dispositions pour le soutien des communications et le soutien technique, logistique et financier de ces programmes.

La diffusion de l'information et la sensibilisation en matière de planification d'urgence effectuées grâce à divers moyens par ces organisations ayant des responsabilités de planification d'urgence se fait sur une base continue. Dans le cas d'un incident réel, des communications efficaces et coordonnées entre les organisations responsables sont essentielles avant, pendant et après l'incident réel.

En résumé, la CCSN exige que les grandes installations autorisées, comme les centrales nucléaires, mettent en place des programmes efficaces de préparation aux urgences et des plans d'intervention en cas d'urgence correspondants. Les titulaires de permis sont tenus d'organiser régulièrement des formations, des exercices et des simulations avec l'ensemble des parties intéressées concernées pour valider leurs programmes.

Renforcement de la préparation et de l'intervention en cas d'urgence dans les centrales nucléaires et leur périphérie

Dans son rapport, le Groupe de travail de la CCSN sur Fukushima confirme que l'état actuel de la préparation et des mesures d'intervention en cas d'urgence au Canada est adéquat. Néanmoins, des améliorations ont été relevées pour renforcer les plans d'intervention en cas d'urgence et les capacités permettant de répondre efficacement à un événement grave ou à un accident dans une centrale à tranches multiples.

Le Groupe de travail a recommandé que des exercices soient effectués régulièrement et demandé que les leçons tirées de ces exercices fassent l'objet de discussions transparentes. Il a également demandé un examen exhaustif des mesures en place, y compris des systèmes d'alerte du public, des stratégies de stockage et de distribution des comprimés d'iodure de potassium et de la capacité des autorités à prévoir les effets hors site. Ces recommandations ont été prises en compte par les titulaires de permis, et des projets sont en cours pour y satisfaire. Par exemple, un exercice nucléaire à grande échelle a eu lieu à la centrale Darlington en mai 2014, et les conclusions et recommandations liées à cet exercice aideront les organisations participantes dans leur examen des plans d'urgence.

La CCSN a modifié son cadre de réglementation et ses mesures de surveillance pour répondre aux préoccupations dans ce domaine. Une norme nationale a par ailleurs été élaborée afin de satisfaire aux exigences des programmes de gestion des urgences nucléaires visant les organismes chargés de l'intervention d'urgence en cas d'accident dans une centrale nucléaire. Finalement, les titulaires d'autorisations sont tenus de distribuer à l'avance des comprimés de KI dans la zone primaire avec la coopération de toutes les autorités gouvernementales.

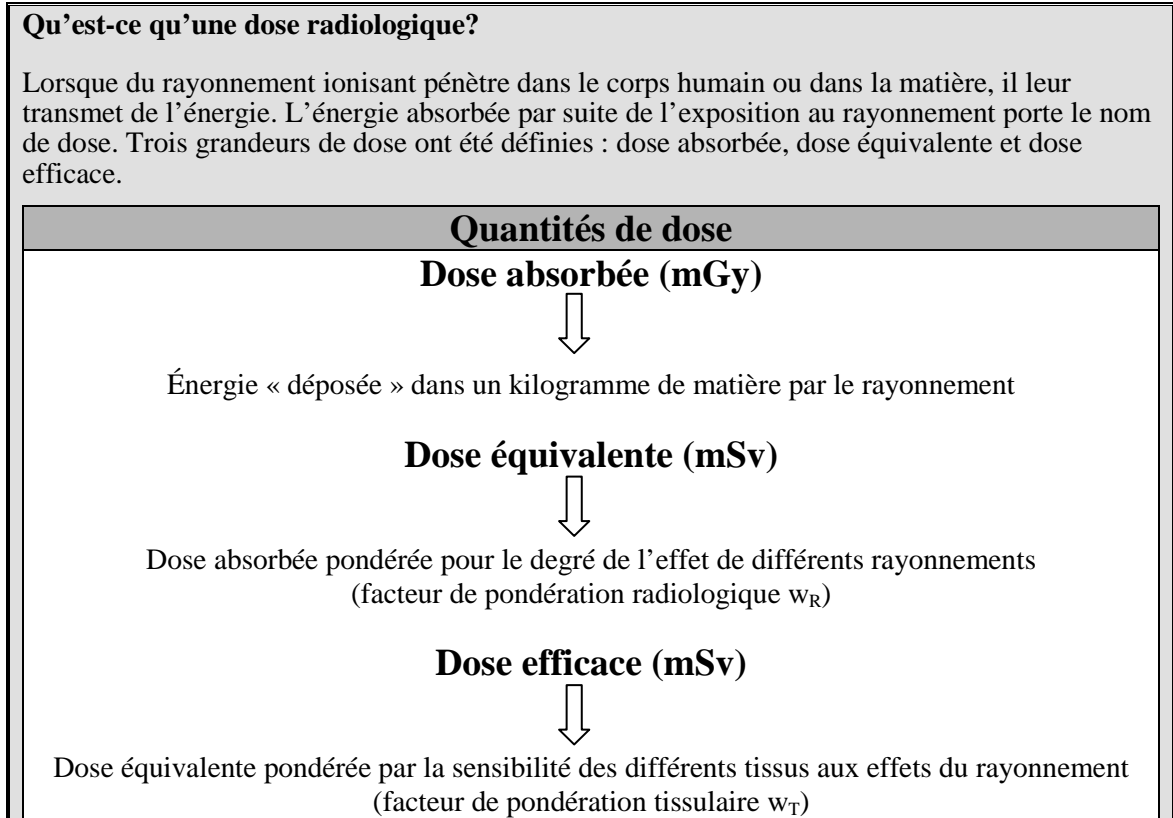
5. Effets sur la santé et l'environnement

Le présent chapitre décrit la manière dont les doses sont modélisées et les risques pour la santé estimés, ainsi que les autres conséquences d'un accident telles que les effets psychosociaux. Les effets sur les biotes non humains sont également considérés. Il convient toutefois de noter que, dans des situations d'exposition réelles, les meilleures estimations des risques seront toujours obtenues à partir de doses qui sont fondées sur des résultats de dosimétrie personnelle directe, ou de la modélisation qui combine les données d'échantillonnage de l'environnement mesurées avec des données d'habitude.

5.1 Évaluation des doses

Dans le cadre de l'étude, l'évaluation des doses est la première partie de l'évaluation générale des risques et permet d'estimer la dose reçue par une personne ou une population représentative vivant dans une zone où des substances nucléaires sont rejetées dans l'environnement après un accident nucléaire. Cette évaluation repose sur : les radionucléides et leurs caractéristiques radiologiques (p. ex. type de rayonnement émis, demi-vie, énergie des émissions de radionucléides, comportement dans l'organisme), les concentrations de ces radionucléides dans l'environnement, les caractéristiques physiques des récepteurs critiques (p. ex. âge, sexe) et leurs habitudes de vie (p. ex. temps passé en plein air et à l'intérieur). Les doses estimées sont ensuite combinées à des modèles de risques pour estimer leurs conséquences sur la santé (p. ex. l'apparition d'un cancer).

Une explication du terme « dose » est donnée ci-dessous. Dans le cadre de la radioprotection, on mentionne souvent trois types différents (mais apparentés) de dose. Pour les besoins de l'étude, ces trois types sont abordés selon la nécessité. La dose absorbée est exprimée en milligrays (mGy), tandis que les doses équivalente et efficace sont exprimées en millisieverts (mSv).



Au Canada, la limite de dose pour les personnes qui ne sont pas des travailleurs du secteur nucléaire (c'est-à-dire les membres du public) est de 1 millisievert par an, comme le stipule le *Règlement sur la radioprotection*. Cette limite s'applique aux expositions individuelles qui peuvent se produire dans le cadre d'activités autorisées effectuées conformément au permis de la CCSN.

Les limites de dose ont été considérées à tort comme une ligne de démarcation entre sûreté et danger. La limite de dose de 1 mSv par an est une limite réglementaire et non une limite de santé. En plus d'adopter des mesures pour prévenir l'atteinte de cette limite de dose, les titulaires de permis doivent adopter des pratiques techniques et administratives qui permettent de ramener les doses bien en deçà de cette limite.

5.2 Modélisation des doses

La période modélisée de rejet dans le cadre de l'évaluation correspond aux sept premiers jours suivant le début du rejet radioactif. Il s'agit de la phase avant le rejet selon le logiciel MACCS2. Cette période est également recommandée par l'Agence internationale de l'énergie atomique pour la mise en œuvre des mesures de protection urgentes. Cette période est considérée comme celle débutant immédiatement après le début de l'urgence, au moment où des décisions doivent être prises rapidement pour éviter les impacts négatifs sur la santé de la population, et elle est liée à la nature des incidents graves et aux délais dans lesquels sont censés se produire les rejets. En outre, il est également reconnu que, d'un point de vue psychosocial, des mesures doivent être prises peu de temps après l'occurrence d'une situation d'urgence afin d'atténuer la peur et l'incertitude du public.

Il convient toutefois de noter que la population serait vraisemblablement exposée au rayonnement après les sept premiers jours, selon l'étendue de la contamination causée par le rejet et les mesures de protection prises, y compris les décisions concernant le retour de la population dans sa zone d'habitation après son évacuation initiale. La décision à plus long terme d'autoriser le retour de la population dans une zone contaminée nécessite un examen complexe et approfondi de plusieurs facteurs. L'exposition radiologique du public (après les sept premiers jours) et ses effets à court et à long terme sur la santé ne sont pas évalués dans le cadre de la présente étude. Toutefois, il est prévu que les autorités prendraient, au cours de la période de rétablissement suivant l'urgence, des mesures de protection qui correspondent aux recommandations internationales afin que les doses reçues par les membres du public soient maintenues dans une fourchette de 1 à 20 mSv/an.

L'évaluation des doses tient compte de cinq voies d'exposition :

- exposition au panache radioactif (rayonnement de nuage)
- exposition aux matières déposées sur le sol (rayonnement du sol)
- exposition aux matières déposées sur la peau (dépôt sur la peau)
- inhalation de matières directement lors du passage du panache (inhalation du nuage)
- inhalation de matières remises en suspension depuis le sol par des phénomènes naturels et mécaniques

Pour estimer les doses correspondant à ces différentes voies d'exposition, il faut tenir compte des concentrations de radionucléides et de la durée de l'exposition, entre autres. Il est à noter que l'ingestion n'a pas été considérée comme une voie d'exposition contributive pendant les sept premiers jours après l'exposition. Cela est dû à l'existence de lignes directrices et de processus, tant provinciaux que fédéraux, qui limiteraient l'exposition attribuable aux sources de nourriture et d'eau de manière que les doses ingérées seraient très faibles et n'auraient donc pas d'incidence sur les conclusions de l'étude. Par exemple, dans le cas de l'eau potable, la province, de manière autonome, détecterait la présence de radioactivité dans le lac et en assurerait le suivi. Elle isolerait l'approvisionnement en eau potable et le redirigerait au besoin. La surveillance des approvisionnements en eau potable et la fourniture d'eau potable non contaminée constituent un élément clé du PPIUN.

5.3 Entrants de l'évaluation des risques

L'approche suivante a été adoptée pour évaluer les doses appropriées à prendre en compte dans l'évaluation des risques pour la santé humaine.

Étape 1 : Détermination de l'applicabilité des mesures de protection fondée sur les doses au centre du panache

Pour la première étape, les doses ont été modélisées à partir de l'hypothèse qu'aucune mesure de protection en cas d'urgence (p. ex. évacuation) n'a été prise – cette hypothèse a permis de déterminer les doses au centre du panache (voir le chapitre 3 pour plus de détails). La dose au centre du panache est représentative de la valeur moyenne de la dose la plus élevée reçue par une personne à une distance donnée de la centrale, et elle est utilisée pour la planification de l'intervention en cas d'urgence.

Les doses au centre du panache ont ensuite été comparées aux seuils précisés dans le PPIUN entraînant l'application des mesures de protection (SAMP), soit l'évacuation, la mise à l'abri et le

blocage thyroïdien, ce qui a permis de déterminer les distances depuis la centrale à partir desquelles ces différentes mesures de protection seraient appliquées pour chaque scénario d'accident et analyse de sensibilité. L'évacuation était la première mesure de protection appliquée dans la zone comprise entre la centrale et la distance⁷ où la dose au centre du panache correspondait au SAMP de niveau inférieur relatif à la dose efficace (corps entier), soit 10 mSv. La mise à l'abri a ensuite été appliquée à partir de ce point jusqu'à une distance où la dose au centre du panache correspondait au SAMP de niveau inférieur relatif à la dose efficace (corps entier) pour la mise à l'abri (soit 1 mSv). La mesure de protection consistant à prendre des comprimés de KI a été appliquée aux zones où les doses étaient supérieures au SAMP relatif au blocage thyroïdien, soit 50 mSv à la thyroïde (pour les besoins de l'étude, les doses à la thyroïde d'un adulte ont été utilisées, car elles correspondaient aux doses efficaces pour le corps entier qui motivaient les décisions protectives d'évacuation et de mise à l'abri) aux distances auxquelles on a recommandé au public de se mettre à l'abri dans le périmètre de la zone primaire (soit 12 km dans la présente étude).

Ce processus a permis de déterminer à quelles distances les mesures de protection seraient appliquées (pour réduire les doses reçues) dans la modélisation de chaque scénario et analyse de sensibilité; elle a été appliquée à l'étape 3 de ce processus.

Étape 2 : Détermination des valeurs de dose moyenne pondérées en fonction de la population

Une méthode avec pondération de la population, conforme à ce qui a été réalisé dans le cadre d'EE antérieures pour des centrales nucléaires, a été utilisée comme entrant clé de l'évaluation du risque pour la santé humaine.

Pour le calcul de la dose à la population, le logiciel MACCS2 prend en compte et calcule l'impact de la variation de la dose à distance du centre du panache pour chaque section concentrique. Le résultat obtenu est utilisé pour calculer la dose à la population dans chacune des 160 sections concentriques, ce qui permet d'obtenir plusieurs valeurs pour les doses à la population pour chaque scénario (voir l'annexe 2 pour la description des 10 cercles concentriques et des 16 sections radiales correspondant à la région autour de la centrale de Darlington, soit 160 sections concentriques). La probabilité de chaque valeur de dose dans une section donnée est obtenue à partir de la rose des vents annuelle moyenne. De nombreux scénarios sont mis à l'essai pour tenir compte des conditions météorologiques au cours d'une année. La dose moyenne dans une section concentrique correspond à la dose moyenne à la population calculée à partir de tous les résultats obtenus pour chaque scénario, divisée par le nombre d'habitants dans la section correspondante⁸. Par conséquent, la dose moyenne représente la dose reçue par une personne moyenne dans le cercle concentrique évalué. La dose moyenne décrite précédemment sous-évaluerait le risque pour la personne la plus exposée. C'est pour cette raison que la dose au centre du panache a été utilisée comme substitut représentant la personne hypothétique la plus exposée. Cette valeur a été utilisée dans l'évaluation du risque pour la santé humaine afin d'estimer la pire répercussion sur la santé pour les scénarios examinés

⁷ Pour les besoins du modèle MACCS2, les distances correspondent aux sections radiales depuis la centrale jusqu'à une distance respectivement de 1, de 3, de 6, de 12, de 20, de 28, de 36, de 50, de 70 et de 90 km.

⁸ Les valeurs pour la population autour de la centrale nucléaire de Darlington correspondent à la population totale par cercle et section, tirées des données du recensement de 2006 au Canada et aux États-Unis (voir l'annexe 2 pour le tableau de répartition de la population pour 2006).

Étape 3 : Ajustement des valeurs de dose moyenne (pondérées en fonction de la population) et des valeurs de dose au centre du panache en fonction des mesures de protection prises

Pour chaque scénario et analyse de sensibilité, les doses individuelles moyennes et au centre du panache ont été ajustées en fonction des mesures de protection appliquées (évacuation, mise à l'abri et prise de comprimés de KI), conformément aux prescriptions du PPIUN et des autorités chargées de prendre des décisions lors d'urgences.

Pour les distances visées par l'évacuation, la modélisation part de l'hypothèse que la population avait été évacuée et qu'elle avait reçu une dose de 0 mSv. Une réduction prudente de 20 % de la dose a été appliquée aux valeurs de doses moyennes et au centre du panache en fonction de la population pour les distances visées par la mise à l'abri. Ce pourcentage a été choisi pour tenir compte des voies d'exposition les plus importantes que privilégie le logiciel MACCS2 pendant les sept premiers jours suivant le rejet (rayonnement du sol, dépôt sur la peau et inhalation du nuage – voir la section 5.2). Au-delà des distances visées par la mise à l'abri, ce sont les doses pondérées de la population en l'absence de toute mesure de protection qui ont été utilisées.

Les doses reçues seraient considérablement réduites grâce à l'administration de comprimés de KI dans les zones de mise à l'abri comprises dans la zone primaire (12 km dans le cadre de l'étude) où se produirait un dépassement du SAMP relatif au blocage thyroïdien de 50 mSv à la thyroïde (en fonction des expositions de l'adulte, telles qu'expliquées à l'étape 1 ci-dessus), dans l'hypothèse où ces comprimés sont mis à la disposition de la population avant l'exposition radiologique et où leur administration a lieu avant ou immédiatement après l'exposition. La prise de comprimés de KI, lorsqu'elle est bien menée, permet d'empêcher la thyroïde de capter l'iode 131. Toutefois, la glande thyroïde, comme d'autres organes, peut être exposée à l'iode radioactif et à d'autres radionucléides par des voies d'exposition externes. Dans les scénarios examinés dans le cadre de l'étude, l'inhalation serait la voie d'exposition dominante parmi les autres voies d'exposition. Pour les besoins de l'évaluation des risques, l'hypothèse est que la dose serait nulle si les comprimés de KI avaient été pris par la population.

Les enfants ont été identifiés comme des récepteurs sensibles dans l'évaluation des risques pour la santé humaine, afin que l'on tienne compte du risque potentiel de cancer de la thyroïde chez ceux-ci (voir section 5.4.2). Pour les besoins de l'étude, les doses à la thyroïde calculées par le logiciel MACCS2 pour un adulte ont été multipliées par trois pour tenir compte de la différence approximative (voir l'annexe 4) de la dose reçue par unité d'exposition entre un enfant et un adulte (ICRP 1994 et 1995, Bailey et coll. 1996, UNSCEAR 2014).

5.4 Lien entre la dose et le risque

D'une manière générale, les effets sur la santé résultant de l'exposition au rayonnement ont été divisés en deux catégories : effets déterministes (p. ex. effets sur les tissus comme les brûlures cutanées) et effets stochastiques (p. ex. cancer). La variation du risque d'effets nocifs sur la santé en fonction de la dose de rayonnement est illustrée par un modèle dose-effet. Il existe plusieurs modèles dose-effet étayés par des données scientifiques. Les effets déterministes sont décrits par un modèle de relation dose-effet avec seuil. Cela signifie que l'effet a très peu de chances de se produire en dessous d'un certain seuil. Les effets stochastiques sont par nature aléatoires et sont décrits par un modèle de relation dose-effet relativement linéaire (CCSN 2012).

Sur quelle base la CCSN réglemente-t-elle la radioprotection?

Conformément à la *Loi sur la sûreté et la réglementation nucléaires*, la CCSN a pour mandat de protéger la santé et la sécurité de tous les Canadiens. Son cadre de réglementation inclut le *Règlement sur la radioprotection*, qui fixe les limites de doses pour les travailleurs et les membres du public et décrit les exigences applicables aux programmes de radioprotection qui incluent l'obligation de maintenir les doses au niveau le plus bas qu'il soit raisonnablement possible d'atteindre (ALARA, de l'anglais *as low as reasonably achievable*).

Pour les besoins de la radioprotection, un modèle dose-effet est utilisé pour décrire la variation du risque de cancer en fonction de l'exposition au rayonnement. Ce modèle porte le nom de modèle linéaire sans seuil (LSS) et il suppose que le risque de cancer est proportionnel à la dose, sans seuil (c.-à-d. que toutes les doses comportent un risque). Le modèle LSS est accepté par les conseils consultatifs scientifiques des autorités internationales ainsi que par la CCSN. Il reste le meilleur modèle pour l'élaboration des règlements en matière de radioprotection. Il n'est pas utilisé pour prédire l'incidence des cancers radio-induits en cas d'exposition à de faibles doses, mais pour définir le cadre de réglementation, qui inclut l'établissement de limites de doses appropriées.

5.4.1 Effets déterministes sur la santé

Les effets déterministes désignent les changements non cancéreux qui se produisent dans les cellules et les tissus. Ces effets indésirables surviennent habituellement lorsque la dose seuil est dépassée. La gravité de ces effets pour la santé augmente en fonction de la dose reçue et, dans bien des cas, ils se produisent rapidement après l'exposition à la radioactivité.

Au nombre des effets déterministes figurent la maladie des rayons (p. ex. nausées, faiblesse, perte des cheveux, brûlures cutanées ou dysfonctionnement de certains organes), les effets tératogènes (p. ex. arriération mentale), les cataractes, les nécroses cutanées et les troubles de la fécondité comme une stérilité transitoire ou permanente (NRC 2006, Hall 2000, ICRP 1991, UNSCEAR 1988).

Aucun effet déterministe n'est prévu dans les scénarios examinés dans le cadre de la présente étude.

5.4.2 Effets stochastiques sur la santé

Les effets stochastiques désignent des effets radio-induits (tels que le cancer ou les maladies héréditaires); la probabilité qu'ils surviennent augmente proportionnellement en fonction de la dose reçue. Autrement dit, plus la dose est élevée, plus la probabilité qu'un effet survienne est importante. Toutefois, il n'est jamais certain (même pour des doses relativement élevées) qu'un cancer ou des lésions génétiques surviendront. Les effets génétiques héréditaires (p. ex. les lésions de l'ADN) sont des effets qui surviennent parmi une génération et sont transmis aux générations suivantes. À ce jour, ces effets ont été observés uniquement dans le cadre d'études expérimentales sur l'animal, et non chez l'humain (UNSCEAR 2001). Les effets stochastiques apparaissent souvent plusieurs années après l'exposition (généralement de 10 à 20 ans plus tard), ils surviennent selon toute vraisemblance sans dose seuil, et leur gravité n'est pas liée à la dose reçue. Les exceptions les plus connues sont la leucémie et le cancer de la thyroïde, qui commencent à se manifester, respectivement, deux et cinq ans après l'exposition à la radioactivité

(UNSCEAR 2008). Le cancer est plus susceptible de se développer dans certains organes (comme la thyroïde ou la moelle osseuse) selon la radiosensibilité individuelle de chaque tissu ou organe.

La radiosensibilité s'entend de la susceptibilité relative des cellules, tissus et organes aux effets nocifs du rayonnement. Le rayonnement ionisant fait augmenter le risque de certains types de cancer plus que d'autres. D'une manière générale, les cellules qui se divisent activement ou celles qui n'ont pas atteint leur pleine maturité sont plus exposées aux risques liés à l'exposition au rayonnement. Par conséquent, les tissus les plus radiosensibles sont ceux qui se divisent activement, comme la moelle osseuse (loi de Bergonié et Tribondeau) [Hall 2000]. L'âge joue également un rôle dans la probabilité de certains cancers. Ainsi, les enfants, dont l'organisme est en pleine croissance, sont généralement plus sensibles au rayonnement que les adultes (UNSCEAR 2013). Toutefois, plusieurs autres facteurs doivent être pris en compte, comme le bagage génétique et les habitudes de vie.

Il est pratiquement impossible d'attribuer un cancer à des expositions au rayonnement en deçà d'une dose radioactive approximative de 100 mSv (UNSCEAR 2012). Cela est dû en grande partie aux limites des études épidémiologiques portant sur de faibles doses et au grand nombre de cancers qui surviennent en l'absence de toute exposition, que l'on nomme cancers de référence. Autrement dit, il est souvent difficile d'évaluer le risque que soulève l'exposition à de faibles doses, car cela nécessite un échantillon de population très important pour observer une augmentation liée au rayonnement qui est supérieure au taux de référence de cancer. Au Canada, le taux d'incidence de référence du cancer est élevé – deux Canadiens sur cinq pourraient développer un cancer au cours de leur vie, ce qui dissimule l'effet des cancers qui pourraient être attribuables à une exposition donnée au rayonnement. En outre, il existe d'autres processus biologiques, tels que l'hormèse, la réponse adaptative et l'effet de proximité, qui peuvent influencer sur la relation dose-réponse. Il faut mieux comprendre et étudier ces processus afin de mieux comprendre le risque de développement du cancer à faibles doses.

Les cancers pris en compte dans la présente évaluation sont les suivants :

- Le cancer de la thyroïde, qui commence dans les cellules de la glande thyroïde – La thyroïde est une petite glande qui sécrète les hormones permettant de réguler les fonctions de l'organisme comme la fréquence cardiaque, la pression artérielle, la température et le poids corporel. La glande thyroïde des enfants est particulièrement sensible au rayonnement. Pour les besoins de l'analyse des risques pour la santé, l'analyse du risque de cancer de la thyroïde chez l'adulte est fondée sur un sujet de sexe masculin âgé de 30 ans et celle du cancer de la thyroïde chez l'enfant, sur un sujet de sexe féminin de 4 ans. Ces âges et sexes sont représentatifs des populations adulte et infantile vivant près du site de l'accident. Le cancer de la thyroïde radio-induit se manifesterait environ cinq ans après l'exposition.
- La leucémie, un cancer qui touche les cellules souches sanguines (cellules sanguines immatures) dans la moelle osseuse – La moelle osseuse est la matière molle et spongieuse située au centre de la plupart des os. Il existe plusieurs types différents de leucémie. Ceux-ci sont regroupés dans un premier temps en fonction de la catégorie de cellules souches sanguines dans lesquelles ils se développent, c'est-à-dire les cellules myéloïdes ou les cellules lymphoïdes. Ils sont ensuite regroupés en fonction de leur vitesse d'évolution, indépendamment de l'exposition au rayonnement. Les leucémies aiguës progressent rapidement (en l'espace de quelques jours ou semaines), alors que les leucémies chroniques progressent lentement (pendant plusieurs mois ou années). Pour les besoins de l'évaluation des risques pour la santé réalisée dans le cadre de l'étude, la leucémie est représentative de tous les types de leucémie. L'analyse a été réalisée pour un sujet de sexe masculin âgé de 30 ans, représentatif d'une population adulte vivant à proximité du site de l'accident. La

- leucémie radio-induite devrait commencer à se manifester environ deux ans après l'exposition.
- La catégorie « tous cancers confondus » permet d'obtenir une valeur globale du risque pour avoir une idée générale de l'augmentation du risque de cancer. La notion « tous cancers confondus » renvoie à la somme de plusieurs cancers. Cette catégorie inclut certains cancers présentant des degrés variables de radiosensibilité. Pour les besoins de la présente évaluation des risques pour la santé, une dose équivalente est nécessaire. Le côlon a été choisi pour représenter la dose à tous les organes, car il peut illustrer les changements dans la dose aux tissus profonds protégés par des tissus plus superficiels; il est aussi relativement centré dans l'organisme d'un point de vue physiologique, est extrêmement radiosensible et ne présente aucune sexospécificité. Une analyse a été réalisée pour un sujet de sexe masculin de 30 ans, représentatif d'une population adulte vivant à proximité du site de l'accident hypothétique. Un cancer radio-induit (tous cancers confondus) commencerait à se manifester environ de 10 à 20 ans après l'exposition.

Sources d'exposition au rayonnement pour un adulte moyen au Canada

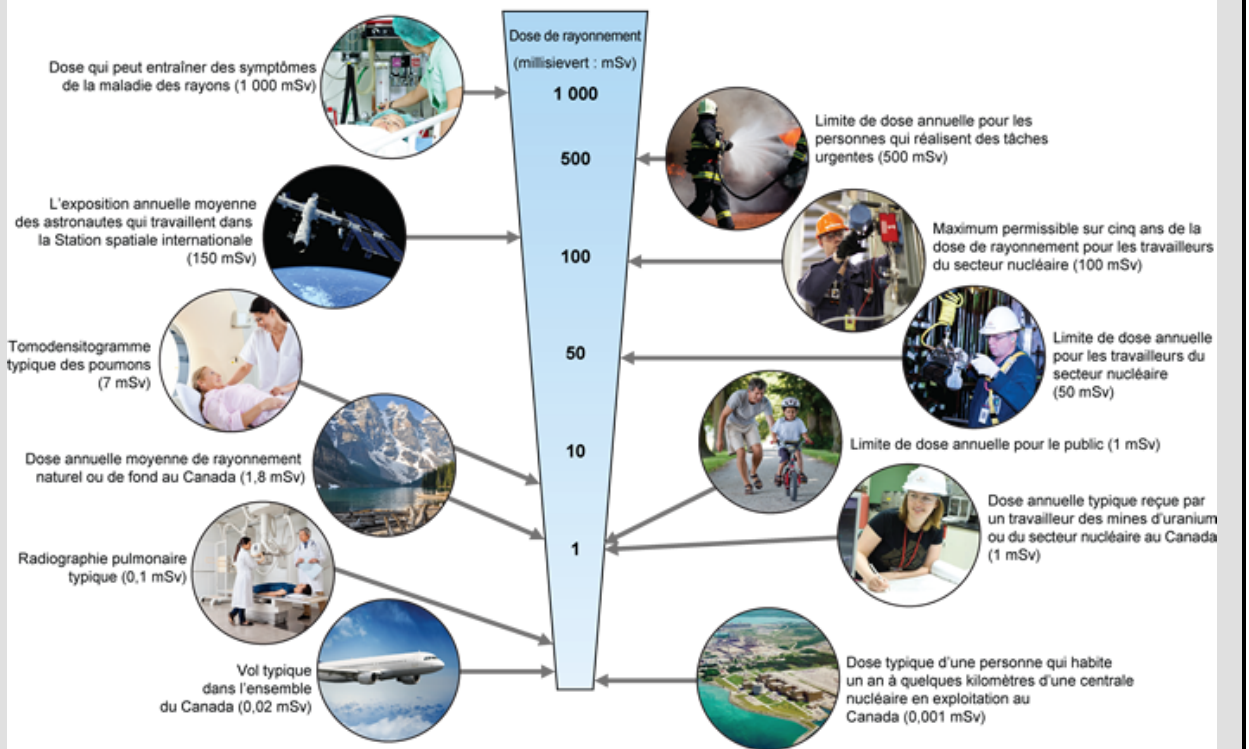
Selon le Comité scientifique des Nations Unies pour l'étude des effets des rayonnements ionisants (UNSCEAR 2008), la dose annuelle moyenne, établie pour l'ensemble des sources et pour la population mondiale, est de 3,0 mSv au total. Plus de 80 % de cette dose proviennent de sources naturelles, dont environ la moitié du radon ou des produits de sa désintégration. Au Canada, la dose annuelle totale de rayonnement naturel est de 1,8 mSv.

Plusieurs sources sont à l'origine de l'exposition au rayonnement :

- rayonnement naturel (soleil, sols et alimentation)
- procédures de dépistage médical, de diagnostic et thérapeutiques (radiographies dentaires, tomodensitométries et radiothérapie)
- voyages aériens et procédures de sécurité dans les aéroports
- retombées des essais d'armes nucléaires
- production d'électricité d'origine nucléaire
- professions qui entraînent une exposition accrue à des sources de rayonnement naturelles ou artificielles

Exemples de doses de rayonnement au Canada :

Exemples de doses de rayonnement



5.5 Détermination des effets sur la santé à partir des scénarios d'accident grave

Pour les besoins de la radioprotection, le modèle linéaire sans seuil (LSS) est une méthode prudente et utile. Le modèle LSS est toutefois d'une utilité limitée pour déterminer le risque individuel. En cas de surexposition ou de scénario d'accident où la dose individuelle, l'âge et le sexe sont connus, une méthodologie détaillée peut être utilisée pour calculer le risque. Dans le présent document, les calculs des risques ont été réalisés au moyen de l'outil d'évaluation du risque radiologique du National Cancer Institute des États-Unis ou « RadRAT »⁹ (Berrington de Gonzalez et coll. 2012). Les modèles de risque utilisés par le calculateur du risque, qui sont plus ou moins basés sur ceux élaborés par le Comité consultatif sur les effets biologiques des rayonnements ionisants VII (BEIR VII), aident à estimer le risque de cancer radio-induit au cours de la vie (NRC 2006). Un modèle dose-effet linéaire a été utilisé pour la catégorie « tous cancers confondus » et le cancer de la thyroïde, et un modèle de risque linéaire quadratique a été utilisé pour la leucémie.

[RadRAT](#) est librement accessible en ligne. Il faut toutefois savoir que ce programme informatique interactif s'adresse aux personnes dont l'espérance de vie et le taux de cancer sont comparables à ceux de la population générale des États-Unis. Les estimations du risque à vie sont fondées sur les taux d'incidence applicables à la population des États-Unis de 2000-2005, combinés à des données de survie provenant des tables de mortalité décennales des États-Unis pour la période 1999-2001 (*United States Decennial Life Tables for 1999-2001*). Comme l'indique le tableau 5.1, la population canadienne, à l'échelle nationale et séparément pour la province de l'Ontario, est comparable à celle des États-Unis en ce qui concerne la catégorie « tous cancers solides confondus »¹⁰, le cancer de la thyroïde et la leucémie pour plusieurs tranches d'âge. De plus amples renseignements sur la variabilité régionale, en particulier en ce qui concerne la région de Durham par rapport à la province de l'Ontario, se trouvent dans le rapport sommaire publié par la CCSN intitulé « Rayonnement et incidence du cancer à proximité de centrales nucléaires de l'Ontario de 1990 à 2008 » (Étude RADICON) (CCSN 2013b).

RadRAT estime le risque excédentaire de 11 types de cancer à l'aide des modèles du BEIR VII (estomac, côlon, foie, poumon, sein, prostate, utérus, ovaire, vessie, thyroïde et leucémie) ainsi que de sept autres types de cancer tirés des modèles de risque développés par le National Cancer Institute des États-Unis après la publication du rapport du BEIR VII (oropharynx, œsophage, rectum, vésicule biliaire, pancréas, rein et système nerveux central). Cet outil prend également en compte une catégorie « autres organes », qui regroupe tous les autres cancers solides autres que les 18 types de cancer énumérés ci-dessus qui ont été modélisés individuellement. À l'aide de cette classification, les résultats sont présentés pour trois catégories : « tous cancers confondus », cancer de la thyroïde et leucémie. Il importe de savoir que la catégorie « tous cancers confondus » inclut également la leucémie et le cancer de la thyroïde. Dans la plupart des cas, on a évalué le risque en supposant l'exposition d'un adulte. Toutefois, le risque du cancer de la thyroïde chez les

⁹ Les intervalles d'incertitude fournis par RadRAT (niveaux supérieur et inférieur) prennent en compte les incertitudes statistiques dans les paramètres du risque et les incertitudes subjectives dans un certain nombre d'hypothèses. L'outil de calcul fournit le risque moyen et un intervalle d'incertitude de 90 % à partir de la distribution qui en résulte.

¹⁰ Le tableau 5.1 compare le taux d'incidence de tous les cancers solides confondus à l'exclusion de la leucémie. Pour les besoins de l'évaluation des risques, la catégorie « tous cancers confondus » incluait la leucémie.

enfants a été étudié davantage. En effet, les répercussions des accidents de Tchernobyl et de Fukushima ont montré qu'il constituait une conséquence préoccupante pour la santé.

L'information suivante a été nécessaire pour effectuer l'analyse en RadRAT : le sexe (masculin ou féminin), l'année de naissance (1984 ou 2010, pour un âge de 4 ou de 30 ans au moment de l'exposition), l'année de l'exposition (2014), le taux d'exposition (aigu), l'organe (appliqué à tous les organes, à la thyroïde, ainsi qu'à la leucémie), le type de distribution (valeur fixe) et la dose en mGy (voir les tableaux de l'annexe 3).

Tableau 5.1 : Taux d'incidence de certains cancers aux États-Unis, au Canada et en Ontario

Taux d'incidence annuels pour 100 000 personnes	Taux régionaux (États-Unis) ¹				Taux nationaux (Canada) ²				Taux provinciaux (Ontario) ²			
	0-19	20-49	50-64	65+	0-19	20-49	50-64	65+	0-19	20-49	50-64	65+
Tranche d'âge (années)												
Cancers solides	24,7	268,9	1 738,5	4 148,4	24,9	236,5	1 594,8	3 972,5	25,4	251,1	1 598,7	3 827,9
Cancer de la thyroïde	1,1	24,0	37,7	35,8	1,4	24,6	36,5	29,7	1,8	33,5	48,4	35,4
Toutes leucémies confondues	8,7	7,6	34,0	110,0	9,2	7,0	34,5	110,0	8,9	7,4	36,4	111,9

¹Source : Howlader et coll. 2013, ²Source : Forman et coll. 2013

RadRAT peut être utilisé pour estimer les risques en fonction de facteurs complexes (comme les expositions multiples) ou de doses aiguës ou chroniques inférieures à 1 gray (Gy)¹¹ pour les expositions des enfants ou à 2 Gy environ pour les expositions des adultes.

Les effets sur la santé présentés dans l'évaluation des risques correspondent au risque accru de cancer (tous cancers confondus), au risque accru de leucémie et au risque accru de cancer de la thyroïde (chez l'adulte et l'enfant). Les incertitudes dans les calculs peuvent être minimisées si l'on regroupe toutes les catégories de cancer ensemble (tous cancers confondus).

Le principal indicateur quantitatif du risque décrit dans le présent document est le risque excédentaire attribué à l'exposition au rayonnement, pour les scénarios d'accident retenus entre 2014 (ou dans le cas présent, entre le moment de l'exposition) jusqu'à la fin prévue de la vie (définie par l'espérance de vie). En contexte, le risque de référence (risque en l'absence d'exposition au rayonnement) est également fourni.

¹¹ 1 gray = 1 000 mSv pour les besoins de l'évaluation des risques pour la santé.

Variations des taux de cancer de référence

Les taux d'incidence du cancer varient selon l'âge, les taux les plus élevés étant généralement observés chez les personnes les plus âgées (tableau 5.1). Ainsi, les populations dont la distribution des âges contient une proportion plus haute de classes d'âges plus élevés montreront probablement des taux plus hauts d'incidence de cancer. Pour comparer les taux d'incidence de différentes populations, il faut considérer les taux d'incidence normalisés selon l'âge (TINA). Le calcul de ces taux normalisés comporte la pondération des taux d'incidence propres à des classes d'âges selon la distribution d'âge d'une population normale. Une fois le facteur de confusion de la distribution des âges de la population éliminé, on peut comparer les TINA pour obtenir une meilleure vue de la variation naturelle des taux d'incidence des cancers.

Un rapport antérieur de la CCSN a étudié les taux d'incidence du cancer à travers l'Ontario en calculant les TINA pour chacune des divisions ontariennes du recensement de 2006, normalisés pour la population canadienne de 1991 (CCSN 2013b). À partir de ces TINA, nous obtenons l'éclairage suivant sur la variation naturelle des trois types de cancer considérés dans l'étude :

Pour tous les cancers confondus, le TINA de l'Ontario est de 394,59 par 100 000. Le TINA d'une division du recensement peut différer de la valeur provinciale de jusqu'à 14 %.

Pour le cancer de la thyroïde, le TINA de l'Ontario est de 10,82 par 100 000. La valeur du TINA d'une division du recensement donnée peut différer de la valeur provinciale de jusqu'à 70 %.

Pour la leucémie, le TINA de l'Ontario est de 11,76 par 100 000. Les TINA des divisions de recensement peuvent différer de la valeur provinciale de jusqu'à 34 %.

À cause de cette grande variation naturelle des taux d'incidence du cancer, il est souvent impossible de mesurer de petits accroissements de l'incidence de cancer qui pourraient être causés par l'exposition au rayonnement.

De plus amples renseignements sur les taux de cancer à travers l'Ontario se trouvent dans le rapport de la CCSN intitulé *Rayonnement et incidence du cancer à proximité de centrales nucléaires de l'Ontario de 1990 à 2008* (étude Radicon) [CCSN 2013b].

5.6 Effets psychosociaux

L'expérience a permis d'établir que les accidents nucléaires ont des effets psychosociaux tant au niveau individuel que collectif. Les effets psychosociaux peuvent se traduire par la peur, l'anxiété, un sentiment de perte de contrôle, la dépression, le désespoir et la détresse (Sorensen et coll. 1987). La perturbation des habitudes de vie, l'augmentation du niveau de stress et les effets négatifs sur le bien-être de la collectivité sont des phénomènes qui pourraient se manifester à la suite d'un accident et de la mise en œuvre des mesures de protection. L'incertitude, les perceptions du risque, le déplacement physique et la dislocation du tissu social, et les conflits liés à l'attribution des responsabilités et aux décisions sur le moment approprié pour évacuer et réintégrer les lieux après l'accident contribuent à ces effets psychosociaux (Gregory et Satterfield 2002, Freudenburg 1993 et 1997, Barnes et coll. 2002, Picou et coll. 2004).

La gravité et la durée de ces effets sont vraisemblablement liées à la nature des mesures de prévention (p. ex. évacuation) mises en œuvre et à la durée de leur application, à la quantité de radioactivité rejetée par la centrale, à la rapidité et à la qualité de l'information fournie à la population par l'exploitant de la centrale et les organismes de réglementation et au degré de conflit et d'incertitude vécu et subi par les familles et les collectivités pendant et après l'urgence.

5.7 Effets sur le biote non humain

Les effets des doses radiologiques sur la flore et la faune (mammifères, espèces aviaires, végétation) sont connus sous le nom d'effets sur le biote non humain. Un examen approfondi de cette question a été réalisé pour l'EE du projet de nouvelle centrale nucléaire de Darlington. Compte tenu de la similitude entre certains des scénarios d'accident proposés dans cette EE et ceux de la présente étude, il a été possible d'examiner les effets sur le biote non humain. Pour évaluer ces effets, les doses prévues ont été comparées aux seuils internationaux (p. ex. UNSCEAR 2008).

À la pointe de la recherche scientifique

La CCSN suit de près les progrès des recherches scientifiques dans le domaine de la radioprotection et du risque radiologique en participant à diverses activités. De nombreux membres de son personnel prennent en effet activement part aux travaux d'instances internationales reconnues comme le Comité scientifique des Nations Unies pour l'étude des effets des rayonnements ionisants, l'Organisation internationale de normalisation, le Système d'information sur la radioexposition professionnelle et le Radiation Safety Standards Committee, entre autres. Les employés de la CCSN publient leurs travaux dans des revues scientifiques avec comité de lecture, suivent les travaux réalisés par différents groupes de travail nationaux et internationaux et associations professionnelles, prennent part à des congrès et examinent des publications externes.

6. Résultats

Le présent chapitre fait la synthèse des résultats de l'étude des conséquences d'un grave accident nucléaire hypothétique.

6.1 Évaluation des doses

Les tableaux 6.1 et 6.2 fournissent une synthèse des résultats concernant les doses au corps entier et les doses à la thyroïde reçues par des sujets adultes exposés pendant les sept premiers jours de l'accident dans un rayon de 90 km autour de la centrale. Les données sur les scénarios de rejet générique important (RGI) et les analyses de sensibilité (quadruple augmentation des rejets radiologiques) ne tiennent pas compte des mesures de protection. Les doses au centre du panache sont utilisées pour la prise de décisions pendant la situation d'urgence. Une liste exhaustive des doses prises en compte dans l'évaluation des risques pour la santé humaine, y compris les doses au côlon, à la moelle osseuse et à la thyroïde (sujets adultes et enfants), se trouve à l'annexe 3.

Les tendances pour les doses au centre du panache pendant les sept premiers jours suivant l'accident hypothétique envisagé sont les suivantes :

- Les doses devraient diminuer rapidement avec l'éloignement de la centrale, puis diminuer graduellement à des distances plus éloignées.
- Le scénario avec les doses au centre du panache les plus élevées devrait être le scénario d'un rejet de courte durée (24-01), tant pour le rejet générique important que pour les analyses de sensibilité – ce scénario part de l'hypothèse d'une défaillance importante du confinement après 24 heures.
- Les doses du scénario 24-24 sont inférieures d'un ordre de grandeur à celles du scénario 24-01 pour toutes les distances et rendent compte essentiellement de la désintégration des gaz nobles ainsi que des variations du vent.
- De tous les scénarios envisagés, le scénario 24-72 est celui qui engendre les doses les plus faibles, bien que la différence avec le scénario 24-24 soit minime.

6.2 Mise en œuvre des plans d'urgence

Le rejet important retenu pour la présente étude est fondé sur l'objectif de sûreté de la CCSN relatif à un rejet de grande taille, et il a été choisi pour examiner les conséquences sur la santé humaine en tenant compte des dispositions du PPIUN de l'Ontario en matière de planification en cas d'urgence. Il faut noter que la structure et les modalités d'exécution du PPIUN sont souples. Les zones de planification d'urgence et les SAMP, entre autres, sont des critères de référence. L'exécution du plan tient compte de plusieurs facteurs, y compris, sans s'y limiter, des besoins et des capacités en matière d'intervention d'urgence au niveau local, de la population, des caractéristiques topologiques, des voies d'accès et des compétences respectives des différentes autorités. Les résultats présentés ci-dessous ne tiennent pas compte de cette souplesse. Il n'en demeure pas moins utile d'examiner comment les critères de référence du PPIUN appuient la comparaison avec les doses prévues dans les différents scénarios hypothétiques.

Pour les besoins de la planification de l'intervention en cas d'urgence, les tableaux 6.1 et 6.2 illustrent les résultats des trois scénarios et des deux analyses de sensibilité, compte tenu des SAMP et des doses au centre du panache reçues par un sujet adulte. Pour replacer ces résultats dans leur contexte, les valeurs en mSv supérieures aux doses efficaces et aux doses à la thyroïde liées aux SAMP de niveau inférieur du PPIUN de l'Ontario relatif à l'évacuation (dose au corps entier de 10 mSv; dose à la thyroïde de 100 mSv) et à la mise à l'abri (dose au corps entier de

1 mSv; dose à la thyroïde de 10 mSv) sont indiquées respectivement en caractères gras et en italique à des fins d'illustration. Pour ce qui est de la prise de comprimés de KI, les valeurs en mSv supérieures au SAMP relatif au blocage de la thyroïde, soit une dose de 50 mSv à la thyroïde, sont suivies d'un astérisque.

Les distances pour l'évacuation, la mise à l'abri et la prise de comprimés de KI ont ensuite été utilisées pour caractériser les doses prises en compte dans l'évaluation des risques pour la santé humaine, selon les hypothèses suivantes :

- Dans l'éventualité d'une différence, à une distance donnée, entre la dose au corps entier et la dose à la thyroïde pour l'application du SAMP relatif à l'évacuation ou à la mise à l'abri (c'est-à-dire qu'une mesure de protection différente pourrait être prise selon la dose), le SAMP relatif au corps entier a été retenu (distance de 6 km dans le tableau 6.2).
- Dans la zone évacuée, les doses sont réputées nulles – il s'agit d'une hypothèse de modélisation de l'étude, sachant toutefois que, dans la réalité, cela ne pourrait pas toujours être le cas (une personne évacuée pourrait être exposée en cours d'évacuation).
- Dans la zone de mise à l'abri, les doses ont été réduites seulement de 20 %.
- Dans les zones de mise à l'abri dans un rayon de 12 km de la centrale (aux fins de l'étude, ce qui est analogue à la zone primaire), les doses à la thyroïde sont réputées être nulles dès l'application de mesures pour la prise de comprimés de KI – dans l'hypothèse où les comprimés de KI ont été mis à la disposition de la population avant l'exposition radiologique et que leur administration a eu lieu avant ou immédiatement après l'exposition.
- Il n'y a pas eu de prise de comprimés de KI dans les zones situées au-delà du rayon de 12 km où le SAMP relatif au blocage thyroïdien de 50 mSv à la thyroïde avait été dépassé (dans le cadre de l'étude).

Tableau 6.1 : Correspondance entre les doses au centre du panache reçues par un adulte au corps entier et à la thyroïde et les mesures de protection prévues dans le PPIUN (évacuation, mise à l'abri, prise de comprimés de KI) ¹ pour les scénarios de rejet générique important

Distance à partir de la centrale (en km)	Dose au centre du panache (mSv) pour les scénarios de rejet générique important					
	24-01		24-24		24-72	
	Corps entier	Thyroïde	Corps entier	Thyroïde	Corps entier	Thyroïde
1	324	5 470	25,40	431	21,30	357
3	78,60	1 210	<i>4,50</i>	<i>70,70*</i>	<i>3,72</i>	<i>59,40*</i>
6	33	479	<i>1,75</i>	<i>26,70</i>	<i>1,44</i>	<i>22,10</i>
12	12,70	179	0,67	9,82	0,56	8,21
20	<i>5,69</i>	<i>77,40*</i>	0,31	4,40	0,25	3,59
28	<i>4,09</i>	<i>57,20*</i>	0,18	2,49	0,15	2,03
36	<i>1,90</i>	25	0,13	1,75	0,10	1,42
50	<i>1,06</i>	<i>13,9</i>	0,07	0,95	0,06	0,74
70	0,51	6,76	0,04	0,52	0,03	0,41
90	0,39	5,23	0,03	0,39	0,02	0,30

¹Gras = valeur supérieure au SAMP le plus bas pour l'évacuation; Italique = valeur supérieure au SAMP le plus faible pour la mise à l'abri; * = valeur supérieur au SAMP de 50 mSv pour le blocage thyroïdien

Tableau 6.2 : Correspondance entre les doses pour l'ensemble du corps et la thyroïde au centre du panache reçues par un adulte et les mesures de protection prévues dans le PPIUN (évacuation, mise à l'abri, prise de comprimés de KI)1 pour les analyses de sensibilité avec rejet générique important x 4

Distance à partir de la centrale (en km)	Dose au centre du panache (mSv) pour les analyses de sensibilité de rejet générique important			
	24-24x4		24-72x4	
	Corps entier	Thyroïde	Corps entier	Thyroïde
1	101,60	1 724	85,20	1 428
3	18	282,8	14,88	237,60
6	7	106,8*	5,76	88,4*
12	2,68	39,28	2,24	32,84
20	1,24	17,6	1	14,36
28	0,72	9,96	0,6	8,12
36	0,52	7	0,4	5,68
50	0,28	3,8	0,24	2,96
70	0,16	2,08	0,12	1,64
90	0,12	1,56	0,08	1,2

¹ Gras = valeur supérieure au SAMP le plus bas pour l'évacuation; Italique =valeur supérieure au SAMP le plus faible pour la mise à l'abri;* = valeur supérieure au SAMP de 50 mSv pour le blocage de la thyroïde

6.2.1 Zones de planification d'urgence et seuils d'application des mesures d'évacuation

En l'absence de mesures de protection, les doses au centre du panache du scénario 24-01 dépasseraient la dose au corps entier correspondant au niveau supérieur (100 mSv) du SAMP relatif à l'évacuation jusqu'à une distance maximale de 1 km à partir de la centrale. Le niveau inférieur (10 mSv) du SAMP relatif à l'évacuation serait dépassé jusqu'à une distance maximale approximative de 12 km. Comme indiqué précédemment, le PPIUN et son exécution sont par définition souples. Selon les circonstances, le Bureau du commissaire des incendies et de la gestion des situations d'urgence pourrait, par exemple, utiliser un SAMP supérieur à la valeur la plus basse de 10 mSv dans la fourchette considérée, ordonner l'évacuation au-delà de la zone primaire ou mettre en œuvre d'autres mesures de protection telles que la mise à l'abri. Les SAMP sont exprimés sous forme de fourchettes, de sorte que la prise de décisions puisse être souple et tenir compte des enjeux uniques que pourrait présenter une situation d'urgence donnée. Pour les besoins de l'évaluation des risques pour la santé humaine (voir section 6.3) de ce scénario, l'hypothèse retenue est que la population vivant dans un rayon de 12 km de la centrale (tableau 6.3) a été évacuée et que les personnes évacuées n'ont pas été exposées (dose nulle).

Tableau 6.3 : Distances jusqu'où les seuils d'application des mesures de protection en Ontario seraient dépassés dans les scénarios envisagés

Scénarios/ analyses de sensibilité	Distance de l'évacuation		Distance de mise à l'abri		Distance de blocage thyroïdien
	Niveau supérieur du SAMP (100 mSv) ¹	Niveau inférieur du SAMP (10 mSv) ¹	Niveau supérieur du SAMP (100 mSv) ¹	Niveau inférieur du SAMP (10 mSv) ¹	SAMP relatif à la thyroïde (> 50 mSv à la thyroïde) ²
24-01	1 km	12 km	12 km	50 km	28 km
24-24	< 1 km	1 km	1 km	6 km	3 km
24-72	< 1 km	1 km	1 km	6 km	3 km
24-24x4	1 km	3 km	3 km	20 km	6 km
24-72x4	< 1 km	3 km	3 km	20 km	6 km

¹ dose au corps entier

² dose à la thyroïde (adulte)

Pour ce qui est des zones à évacuer, les scénarios 24-24 et 24-72 et les deux analyses de sensibilité n'entraîneraient l'évacuation de la population que dans les limites comprises dans la zone primaire (tableau 6.3), et ces personnes échapperaient à l'exposition (dose nulle).

Globalement, pour tous les scénarios et analyses de sensibilité élaborés pour la présente étude, l'évacuation serait nécessaire aux distances correspondant au périmètre de la zone primaire (soit 12 km dans le cadre de l'étude), sur la base du critère le plus prudent (niveau inférieur du SAMP de 10 mSv).

6.2.2 Seuils d'application de la mise à l'abri

La dose au corps entier de 1 mSv correspondant au niveau inférieur du SAMP relatif à la mise à l'abri a été retenue pour déterminer jusqu'à quelles distances la mise à l'abri était appliquée (tableau 6.3). Une réduction de 20 % de la dose a été appliquée à ces distances pour les besoins de l'évaluation des risques pour la santé humaine. Dans l'éventualité d'un accident, le Bureau du commissaire des incendies et de la gestion des situations d'urgence pourrait néanmoins, selon les circonstances, utiliser un SAMP plus élevé que le niveau inférieur de 1 mSv. Compte tenu de ce seuil prudent, la mise à l'abri pourrait être appliquée à une distance maximale de 50 km à partir de la centrale dans le scénario 24-01, ce qui correspond à la zone secondaire.

6.2.3 Seuils d'application du blocage thyroïdien

Le SAMP relatif au blocage thyroïdien pourrait être appliqué en fonction des particularités d'un accident réel, comme par exemple en cas de prépondérance d'iode 131 dans le terme source, car ce radionucléide a un effet direct sur la thyroïde.

Pour déterminer les distances à partir desquelles la prise de comprimés de KI serait exigée, dans l'évaluation des risques pour la santé humaine, deux critères devaient être satisfaits : 1) la dose devait être supérieure à celle du SAMP de > 50 mSv à la thyroïde d'un adulte pour le blocage thyroïdien; 2) cette dose excédentaire devait être observée dans le périmètre de la zone primaire (soit 12 km ou moins, pour les besoins de l'étude).

Pour ce qui est du SAMP relatif au blocage thyroïdien pour une dose de > 50 mSv à la thyroïde (tableau 6.3), fondé sur les doses à la thyroïde reçues par un adulte au centre du panache, la

décision d'ordonner la prise de comprimés de KI pourrait être justifiée en plus de la mise à l'abri des rejets (en fonction du SAMP inférieur pour la mise à l'abri, soit 1 mSv) :

- pour le scénario 24-01, jusqu'à 28 km de la centrale, ce qui dépasse la zone primaire
- pour les scénarios 24-24 et 24-72, jusqu'à 3 km, ce qui est dans la zone primaire
- pour les scénarios 24-24x4 et 24-72x4, jusqu'à 6 km, ce qui est dans la zone primaire

Comme l'indique le PPIUN, OPG doit être en mesure de fournir des quantités adéquates de comprimés d'iodure de potassium à la population vivant dans la zone primaire autour de la centrale nucléaire de Darlington. Il incombe aux autorités de la région de Durham de veiller à la disponibilité de comprimés de KI dans les établissements situés dans la zone primaire (établissements scolaires, garderies, établissements de santé), dans les centres d'urgence et parmi les membres du public qui souhaitent disposer d'un stock en prévision d'un accident (pharmacies désignées par exemple). La décision d'administrer des comprimés de KI est du ressort du médecin hygiéniste en chef de la province.

Nous n'avons pas considéré la prise de comprimés de KI dans le cadre du scénario 24-01 puisque les distances applicables s'étendaient au-delà du périmètre de la zone primaire (toutes les personnes vivant dans la zone primaire ayant été évacuées). La prise de comprimés a toutefois été appliquée aux scénarios 24-24 et 24-72 et à leur analyse de sensibilité respective à des distances dans la zone primaire, où le SAMP relatif à la thyroïde (adulte) de 50 mSv avait été dépassé.

6.3 Évaluation des risques pour la santé humaine

Dans le cadre de l'étude, l'évaluation des risques pour la santé humaine est le processus qui consiste à estimer la nature et la probabilité des effets indésirables que pourraient provoquer, sur la santé humaine, les radionucléides rejetés dans l'environnement en cas d'accident nucléaire. Conformément aux descriptions dans le chapitre 5, les effets indésirables possibles de l'exposition au rayonnement sur les êtres humains sont les effets sur les tissus (effets déterministes) et les effets stochastiques (p. ex. le cancer). L'examen des estimations de dose, effectué en tenant compte des mesures de protection, n'a pas montré que les doses seuil pour les effets déterministes avaient été atteintes. Par conséquent, aucun effet déterministe n'est attendu dans l'éventualité où les scénarios pris en compte dans l'étude devaient se matérialiser. Pour cette raison, l'étude ne fournit aucune analyse des effets déterministes. Le risque de cancer a été évalué sur le plan quantitatif en fonction des mesures de protection.

6.3.1 Évaluation du risque de cancer dans la population générale

Trois types de cancer ont été retenus comme indicateurs de l'ampleur du risque dans les scénarios d'accident hypothétique. Il faut noter que, dans l'éventualité d'un accident réel, les doses seraient probablement modélisées après le début de l'accident, mais avant tout rejet possible de radionucléides de la centrale pour permettre la mise en œuvre des mesures de protection. Après les rejets, les doses seraient calculées pour les personnes ou des groupes de personnes en fonction de données plus détaillées sur les radionucléides présents dans l'environnement, combinées à des considérations sur l'âge, les habitudes de vie et la durée d'exposition. Dans certains cas, les doses seraient plus directement mesurées par dosimétrie personnelle. De même, le risque serait évalué pour différentes tranches d'âge et pour un nombre plus important de cancers que ceux pris en compte dans le cadre de l'étude. Pour les besoins de la présente évaluation, un aperçu général est fourni pour donner une indication de l'ampleur du risque plutôt que des estimations précises des risques.

Pour les trois scénarios (24-01, 24-24, 24-72) et les deux analyses de sensibilité (24-24x4 et 24-72x4) envisagés, l'évacuation a été déterminée en fonction de l'information sur les doses efficaces au centre du panache, et le niveau inférieur du SAMP relatif à l'évacuation a été retenu comme hypothèse. Dans les zones évacuées, cela se traduirait par l'absence d'exposition et, par conséquent, par l'absence d'un risque de cancer supplémentaire pour les personnes concernées. Le scénario (24-01) et l'analyse de sensibilité (24-24x4) qui pourraient entraîner la plus forte augmentation du risque de cancer ont été choisis pour illustrer les résultats pour chaque type de cancer sous forme graphique. Dans ces graphiques, les trois distances choisies représentent les distances à partir de la centrale où la population n'aurait pas été évacuée. Elles diffèrent donc d'un scénario à l'autre.

Tous les résultats sont exprimés sous forme de risque excédentaire et de risque de référence. Le risque excédentaire correspond au risque additionnel, par rapport au risque de référence, qui peut être directement attribué à l'exposition au rayonnement entre 2014 (jour de l'exposition) et la fin de vie prévue. Le risque de référence correspond au risque, en l'absence d'exposition au rayonnement, associé à l'accident entre 2014 (jour de l'exposition) et la fin de vie prévue.

L'annexe 3 présente la liste complète des estimations des risques de cancer en fonction de tous les scénarios et analyses de sensibilité, sur la base des doses moyennes et au centre du panache.

6.3.2 Tous cancers confondus

Quel que soit le scénario envisagé, la dose équivalente au côlon qui a été utilisée pour calculer le risque excédentaire pour la catégorie « tous cancers confondus » serait trop faible pour entraîner un risque significativement accru. Autrement dit, les cancers causés directement par l'exposition accidentelle à des substances radioactives seraient trop peu nombreux pour les distinguer des cancers de référence qui surviendraient en l'absence d'exposition accidentelle.

Le risque de référence de cancer (tous cancers confondus) est de 49 114 pour 100 000, soit environ 49 %.

Les figures 6.1 et 6.2 représentent le risque excédentaire de cancer (tous cancers confondus), à trois distances de la centrale, pour deux scénarios. Ces deux figures illustrent comment le risque diminuerait nettement en fonction de la distance de la centrale.

- Dans le scénario 24-01, à 20 km, le risque excédentaire de cancer (tous cancers confondus) serait de 0,42 sur 100 000 (soit 0,0004 %) supplémentaire attribuable à une dose moyenne de 0,043 mSv au côlon. Ce risque s'applique à une personne qui a été mise à l'abri. Il concerne également le reste de l'espérance de vie après l'exposition au rayonnement et s'ajoute au risque de référence de 49 114 sur 100 000 attribuable à des facteurs génétiques ou autres. Le risque excédentaire peut varier de zéro (pour une dose minimale d'environ 0 mSv) à 18,2 sur 100 000 (pour une dose au centre du panache touchant le côlon de 1,86 mSv correspondant au risque touchant une personne qui pourrait avoir reçu une dose maximale) [annexe 3].
- Dans l'analyse de la sensibilité 24-24x4, à 6 km, le risque excédentaire de cancer (tous cancers confondus) serait de 4,9 sur 100 000 (soit environ 0,005 %) attribuable à une dose moyenne de 0,5 mSv au côlon. Ce risque s'applique à une personne qui a été mise à l'abri. Il concerne également le reste de l'espérance de vie après l'exposition au rayonnement et s'ajoute au risque de référence de 49 114 sur 100 000 attribuable à des facteurs génétiques et autres. Le risque excédentaire peut varier de zéro (pour une dose minimale d'environ 0 mSv)

à 20,3 sur 100 000 (pour une dose maximale de 2,1 mSv correspondant au risque touchant une personne qui pourrait avoir reçu une dose maximale) [annexe 3].

Les valeurs de risque susmentionnées peuvent être présentées de plusieurs façons. Plutôt que de regarder le risque d'un cancer lié aux rayonnements sur les risques totaux de développer un cancer (risques de référence + risques liés aux rayonnements), on pourrait comparer ces valeurs directement aux risques de référence (risques liés aux rayonnements/risques de référence). Pour les deux scénarios (24-01 et 24-24x4), les doses moyennes et les doses au centre du panache ajouteraient moins de 0,01 % à la valeur de référence de 49 %. Cette augmentation est inférieure à la variation des taux d'incidence normalisés selon l'âge (TINA) pour « tous cancers confondus » dans toutes les divisions de recensement de l'Ontario, qui varient de 337,04 sur 100 000 à 450,98 sur 100 000, et ne permettrait pas de distinction entre un cancer lié aux rayonnements et un cancer relevant des valeurs de référence.

Figure 6.1 : Impact prévu sur le risque de cancer (tous cancers confondus)

Rétention (24 h) suivie de rejets radioactifs (1 h) – (24-01)

Pourquoi modéliser un accident nucléaire hypothétique?

Cette étude vise à examiner les risques pour la santé humaine pouvant résulter d'un accident hypothétique. Elle part de l'hypothèse de rejets radioactifs, sans tenir compte de la conception, des systèmes de sûreté, des mesures prises par les opérateurs et des autres mesures complémentaires qui sont ou seront en place dans les centrales nucléaires canadiennes pour prévenir et atténuer les accidents et protéger le public des rejets hors site.

Hypothèses



Population

Demeure dans un endroit fixe pendant 7 jours (voir section 5.2)



Mesures de protection

Évacuation à 12 km de la centrale
Mise à l'abri de 12 à 50 km de la centrale
Aucune prise de comprimés de KI



Centrale et opérations

Rejets radioactifs totaux pendant 1 heure
Les mesures prises par les opérateurs et les caractéristiques de conception de la centrale ne sont pas complètement prises en compte (voir sections 2.3.3 et 2.3.4)

Vent

Vitesse et direction constantes (voir section 3.4)



Zone d'évacuation : 12 km



+0,42
(+0,0004 %)
Risque de cancer
par 100 000 personnes

100 000

49 114
(49 %)

Risque de référence
pour le cancer



+0,13
(+0,0001 %)
Risque de cancer
par 100 000 personnes

100 000

49 114
(49 %)

Risque de référence
pour le cancer



+0,07
(+0,0001 %)
Risque de cancer
par 100 000 personnes

100 000

49 114
(49 %)

Risque de référence
pour le cancer

Mise à l'abri : de 12 km à 50 km

Légende



Figure 6.2 : Impact prévu sur le risque de cancer (tous cancers confondus)

Rétention (24 h) suivie de rejets radioactifs (24 h) – augmentation du rayonnement d'un facteur de 4 (24-24x4)

Pourquoi modéliser un accident nucléaire hypothétique?

Cette étude vise à examiner les risques pour la santé humaine pouvant résulter d'un accident hypothétique. Elle part de l'hypothèse de rejets radioactifs, sans tenir compte de la conception, des systèmes de sûreté, des mesures prises par les opérateurs et des autres mesures complémentaires qui sont ou seront en place dans les centrales nucléaires canadiennes pour prévenir et atténuer les accidents et protéger le public des rejets hors site.

Hypothèses



Population

Demeure dans un endroit fixe pendant 7 jours (voir section 5.2)



Mesures de protection

Évacuation à 3 km de la centrale
Mise à l'abri de 3 à 20 km de la centrale

Prise de comprimés de KI par les personnes situées de 3 à 6 km de la centrale



Centrale et opérations

Rejets radioactifs totaux pendant 24 heures
Les mesures prises par les opérateurs et les caractéristiques de conception de la centrale ne sont pas complètement prises en compte (voir sections 2.3.3 et 2.3.4)

Vent

Vitesse et direction variables (voir section 3.4)



Zone d'évacuation : 3 km



+4,9
(+0,005 %)
Risque de cancer
par 100 000 personnes

49 114
(49 %)
Risque de référence
pour le cancer



+2,3
(+0,002 %)
Risque de cancer
par 100 000 personnes

49 114
(49 %)
Risque de référence
pour le cancer



+1,4
(+0,001 %)
Risque de cancer
par 100 000 personnes

49 114
(49 %)
Risque de référence
pour le cancer

Légende



6.3.3 Leucémie

Quel que soit le scénario envisagé, la dose équivalente à la moelle osseuse utilisée pour calculer le risque excédentaire de leucémie serait trop faible pour se traduire par une augmentation détectable du risque de cancer. Autrement dit, les cas de leucémie causés directement par l'exposition accidentelle au rayonnement seraient trop peu nombreux pour qu'il soit possible de les distinguer des cas de référence qui surviendraient en l'absence d'une exposition accidentelle aux rayonnements dus à un accident.

Le risque de référence de leucémie (toutes catégories confondues) est de 837 sur 100 000, soit environ 0,84 %.

Les figures 6.3 et 6.4 représentent le risque excédentaire de leucémie à trois distances de la centrale, pour deux scénarios. Ces deux figures illustrent comment le risque diminuerait nettement en fonction de la distance de la centrale.

- Dans le scénario 24-01, à 20 km, le risque excédentaire de leucémie serait de 0,025 sur 100 000 (environ zéro pour cent) supplémentaire attribuable à une dose moyenne de 0,03 mSv à la moelle osseuse. Ce risque s'applique à une personne mise à l'abri. Il concerne le reste de l'espérance de vie après l'exposition au rayonnement et s'ajoute au risque de référence de 837 sur 100 000 attribuable à des facteurs génétiques ou autres. Le risque excédentaire peut varier de zéro (pour une dose minimale d'environ 0 mSv) à 1,1 sur 100 000 (pour une dose à la moelle osseuse au centre du panache de 1,3 mSv correspondant au risque touchant une personne qui pourrait avoir reçu une dose maximale [annexe 3]).
- Dans l'analyse de sensibilité 24-24x4, à 6 km, le risque excédentaire de leucémie serait de 0,25 sur 100 000 (soit environ 0,0003 %) supplémentaire en se basant sur une dose moyenne à la moelle osseuse au centre du panache de 0,3 mSv. Le risque concerne une personne mise à l'abri. Il concerne également le reste de l'espérance de vie après l'exposition au rayonnement et s'ajoute au risque de référence de 837 sur 100 000 attribuable à des facteurs génétiques et autres. Le risque excédentaire peut varier de zéro (pour une dose minimale d'environ 0 mSv) à 1,1 sur 100 000 (pour une dose à la moelle osseuse au centre du panache de 1,42 mSv correspondant au risque touchant une personne qui pourrait avoir reçu une dose maximale [annexe 3] (pour une dose de 1,2 mSv au centre du panache correspondant au risque touchant une personne qui pourrait avoir reçu une dose maximale) [annexe 3]).

Comme il a été mentionné plus haut, les valeurs de risque susmentionnées peuvent être présentées de plusieurs façons. Plutôt que de regarder le risque d'un cancer lié aux rayonnements sur les risques totaux de développer une leucémie (risques de référence + risques liés aux rayonnements), on pourrait comparer ces valeurs directement aux risques de référence (risques liés aux rayonnements/risques de référence). Pour les deux scénarios (24-01 et 24-24x4), les doses moyennes et les doses au centre du panache ajouteraient moins de 0,1 % à la valeur de référence de 0,84 %. Cette augmentation est inférieure à la variation des taux d'incidence normalisés selon l'âge (TINA) pour la leucémie dans toutes les divisions de recensement de l'Ontario, qui varient de 7,91 sur 100 000 à 15,75 sur 100 000, et ne permettrait pas de distinction entre un cancer lié aux rayonnements et un cancer relevant des valeurs de référence.

Figure 6.3 : Impact prévu sur le risque de leucémie

Rétention (24 h) suivie de rejets radioactifs (1 h) – (24-01)

Pourquoi modéliser un accident nucléaire hypothétique?

Cette étude vise à examiner les risques pour la santé humaine pouvant résulter d'un accident hypothétique. Elle part de l'hypothèse de rejets radioactifs, sans tenir compte de la conception, des systèmes de sûreté, des mesures prises par les opérateurs et des autres mesures complémentaires qui sont ou seront en place dans les centrales nucléaires canadiennes pour prévenir et atténuer les accidents et protéger le public des rejets hors site.

Hypothèses



Population

Demeure dans un endroit fixe pendant 7 jours (voir section 5.2)



Mesures de protection

Évacuation à 12 km de la centrale
Mise à l'abri de 12 à 50 km de la centrale
Aucune prise de comprimés de KI



Centrale et opérations

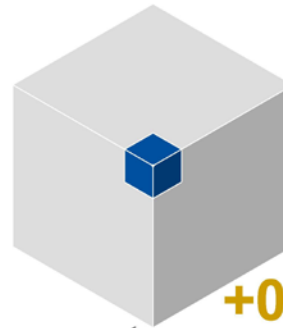
Rejets radioactifs totaux pendant 1 heure
Les mesures prises par les opérateurs et les caractéristiques de conception de la centrale ne sont pas complètement prises en compte (voir sections 2.3.3 et 2.3.4)

Vent

Vitesse et direction constantes (voir section 3.4)



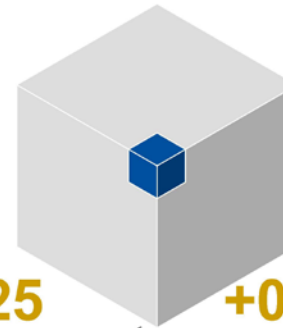
Zone d'évacuation : 12 km



+0,025
(+0,0000 %)
Risque de cancer
par 100 000 personnes

100 000

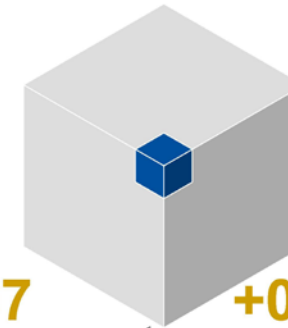
837
(0,837 %)
Risque de référence
pour le cancer



+0,007
(+0,0000 %)
Risque de cancer
par 100 000 personnes

100 000

837
(0,837 %)
Risque de référence
pour le cancer



+0,004
(+0,0000 %)
Risque de cancer
par 100 000 personnes

100 000

837
(0,837 %)
Risque de référence
pour le cancer

Légende



Mise à l'abri : de 12 km à 50 km

Figure 6.4 : Impact prévu sur le risque de leucémie

Rétention (24 h) suivie de rejets radioactifs (24 h) – augmentation du rayonnement d'un facteur de 4 (24-24x4)

Pourquoi modéliser un accident nucléaire hypothétique?

Cette étude vise à examiner les risques pour la santé humaine pouvant résulter d'un accident hypothétique. Elle part de l'hypothèse de rejets radioactifs, sans tenir compte de la conception, des systèmes de sûreté, des mesures prises par les opérateurs et des autres mesures complémentaires qui sont ou seront en place dans les centrales nucléaires canadiennes pour prévenir et atténuer les accidents et protéger le public des rejets hors site.

Hypothèses



Population

Demeure dans un endroit fixe pendant 7 jours (voir section 5.2)



Mesures de protection

Évacuation à 3 km de la centrale

Mise à l'abri de 3 à 20 km de la centrale

Prise de comprimés de KI par des personnes situées de 3 à 6 km de la centrale



Centrale et opérations

Rejets radioactifs totaux pendant 24 heures

Les mesures prises par les opérateurs et les caractéristiques de conception de la centrale ne sont pas complètement prises en compte (voir sections 2.3.3 et 2.3.4)

Vent

Vitesse et direction variables (voir section 3.4)



Zone d'évacuation : 3 km



+0,25
(+0,0003 %)
Risque de cancer
par 100 000 personnes

100 000

837
(0,837 %)
Risque de référence
pour le cancer



+0,12
(+0,0001 %)
Risque de cancer
par 100 000 personnes

100 000

837
(0,837 %)
Risque de référence
pour le cancer



+0,07
(+0,0001 %)
Risque de cancer
par 100 000 personnes

100 000

837
(0,837 %)
Risque de référence
pour le cancer

Légende



6.3.4 Cancer de la thyroïde chez l'adulte

Quel que soit le scénario envisagé, la dose équivalente à la thyroïde d'un adulte utilisée pour calculer le risque excédentaire de cancer de la thyroïde serait trop faible pour se traduire par une augmentation détectable du risque. Autrement dit, les cas de cancer de la thyroïde causés directement par l'exposition accidentelle au rayonnement seraient trop peu nombreux pour qu'il soit possible de les distinguer des cas de référence qui surviendraient en l'absence d'une exposition accidentelle à des rayonnements.

Chez l'adulte, le risque de référence de cancer de la thyroïde est de 366 sur 100 000, soit environ 0,37 %.

Les figures 6.5 et 6.6 représentent le risque excédentaire de cancer de la thyroïde à trois distances de la centrale, pour deux scénarios. Ces deux figures illustrent comment le risque diminuerait nettement en fonction de la distance de la centrale.

- Dans le scénario 24-01, à 20 km, le risque excédentaire de cancer de la thyroïde serait de 0,26 sur 100 000 (environ 0,0003 %) supplémentaire attribuable à une dose moyenne de 1,59 mSv à la thyroïde. Ce risque s'applique à une personne mise à l'abri. Il concerne le reste de l'espérance de vie après l'exposition au rayonnement et s'ajoute au risque de référence de 366 sur 100 000 attribuable à des facteurs génétiques ou autres. Le risque excédentaire peut varier de zéro (pour une dose minimale d'environ 0 mSv) à 13,2 sur 100 000 (pour une dose au centre du panache de 61,92 mSv correspondant au risque touchant une personne qui pourrait avoir reçu une dose maximale) [annexe 3].
- Dans l'analyse de sensibilité 24-24x4, entre 3 et 6 km, il n'existerait aucun risque excédentaire de cancer de la thyroïde à l'âge adulte en raison de la prise de comprimés de KI entraînant une dose nulle à la thyroïde – dans l'hypothèse où les comprimés de KI sont mis à la disposition des résidents avant l'exposition radiologique et que ceux-ci les ingèrent pendant l'exposition ou immédiatement après l'exposition.
- Dans l'analyse de sensibilité 24-24x4, à 12 km, le risque excédentaire de cancer de la thyroïde serait de 1,7 sur 100 000 (environ 0,002%) supplémentaire attribuable à une dose moyenne de 10,24 mSv à la thyroïde. Ce risque s'applique à une personne mise à l'abri. Il concerne le reste de l'espérance de vie de la personne en question après l'exposition aux rayonnements et s'ajoute au risque de référence de 366 sur 100 000 attribuable à des facteurs génétiques ou autres. Le risque excédentaire peut varier de zéro (pour une dose minimale d'environ 0 mSv) à 6 sur 100 000 (pour une dose au centre du panache de 31,4 mSv correspondant au risque touchant une personne qui pourrait avoir reçu une dose maximale) [annexe 3].

Comme il a été mentionné plus haut, les valeurs de risque susmentionnées peuvent être présentées de plusieurs façons. Plutôt que de regarder le risque d'un cancer lié aux rayonnements sur les risques totaux de développer un cancer de la thyroïde chez l'adulte (risques de référence + risques liés aux rayonnements), on pourrait comparer ces valeurs directement aux risques de référence (risques liés aux rayonnements/risques de référence). Pour les deux scénarios (24-01 et 24-24x4), les doses moyennes et les doses au centre du panache ajouteraient moins de 4 % à la valeur de référence de 0,37 %. Cette augmentation est inférieure à la variation des taux d'incidence normalisés selon l'âge (TINA) pour la leucémie dans toutes les divisions de recensement de l'Ontario, qui varient de 3,28 sur 100 000 à 17,82 sur 100 000, et ne permettrait pas de distinction entre un cancer lié aux rayonnements et un cancer relevant des valeurs de référence.

Figure 6.5 : Impact prévu sur le risque de cancer de la thyroïde (adulte)

Rétention (24 h) suivie de rejets radioactifs (1 h) – (24-01)

Pourquoi modéliser un accident nucléaire hypothétique?

Cette étude vise à examiner les risques pour la santé humaine pouvant résulter d'un accident hypothétique. Elle part de l'hypothèse de rejets radioactifs, sans tenir compte de la conception, des systèmes de sûreté, des mesures prises par les opérateurs et des autres mesures complémentaires qui sont ou seront en place dans les centrales nucléaires canadiennes pour prévenir et atténuer les accidents et protéger le public des rejets hors site.

Hypothèses



Population

Demeure dans un endroit fixe pendant 7 jours (voir section 5.2)



Mesures de protection

Évacuation à **12 km** de la centrale
Mise à l'abri de 12 à 50 km de la centrale
Aucune prise de comprimés de KI



Centrale et opérations

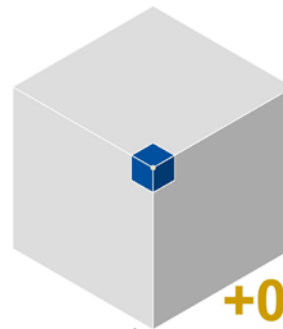
Rejets radioactifs totaux pendant **1 heure**
Les mesures prises par les opérateurs et les caractéristiques de conception de la centrale ne sont pas complètement prises en compte (voir sections 2.3.3 et 2.3.4)

Vent

Vitesse et direction constantes (voir section 3.4)



Zone d'évacuation : **12 km**



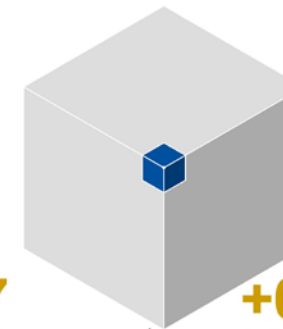
+0,26
(+0,003 %)
Risque de cancer
par 100 000 personnes

100 000



+0,07
(+0,0001 %)
Risque de cancer
par 100 000 personnes

100 000



+0,04
(+0,0000 %)
Risque de cancer
par 100 000 personnes

100 000

366
(0,366 %)
Risque de référence
pour le cancer

366
(0,366 %)
Risque de référence
pour le cancer

366
(0,366 %)
Risque de référence
pour le cancer

Mise à l'abri : de **12 km à 50 km**

Légende



Figure 6.6 : Impact prévu sur le risque de cancer de la thyroïde (adulte)

Rétention (24 h) suivie de rejets radioactifs (24 h) – augmentation du rayonnement d'un facteur de 4 (24-24x4)

Pourquoi modéliser un accident nucléaire hypothétique?

Cette étude vise à examiner les risques pour la santé humaine pouvant résulter d'un accident hypothétique. Elle part de l'hypothèse de rejets radioactifs, sans tenir compte de la conception, des systèmes de sûreté, des mesures prises par les opérateurs et des autres mesures complémentaires qui sont ou seront en place dans les centrales nucléaires canadiennes pour prévenir et atténuer les accidents et protéger le public des rejets hors site.

Hypothèses



Population

Demeure dans un endroit fixe pendant 7 jours (voir section 5.2)



Mesures de protection

Évacuation à **3 km** de la centrale
 Mise à l'abri de 3 à 20 km de la centrale
Prise de comprimés de KI par des personnes situées de 3 à 6 km de la centrale



Centrale et opérations

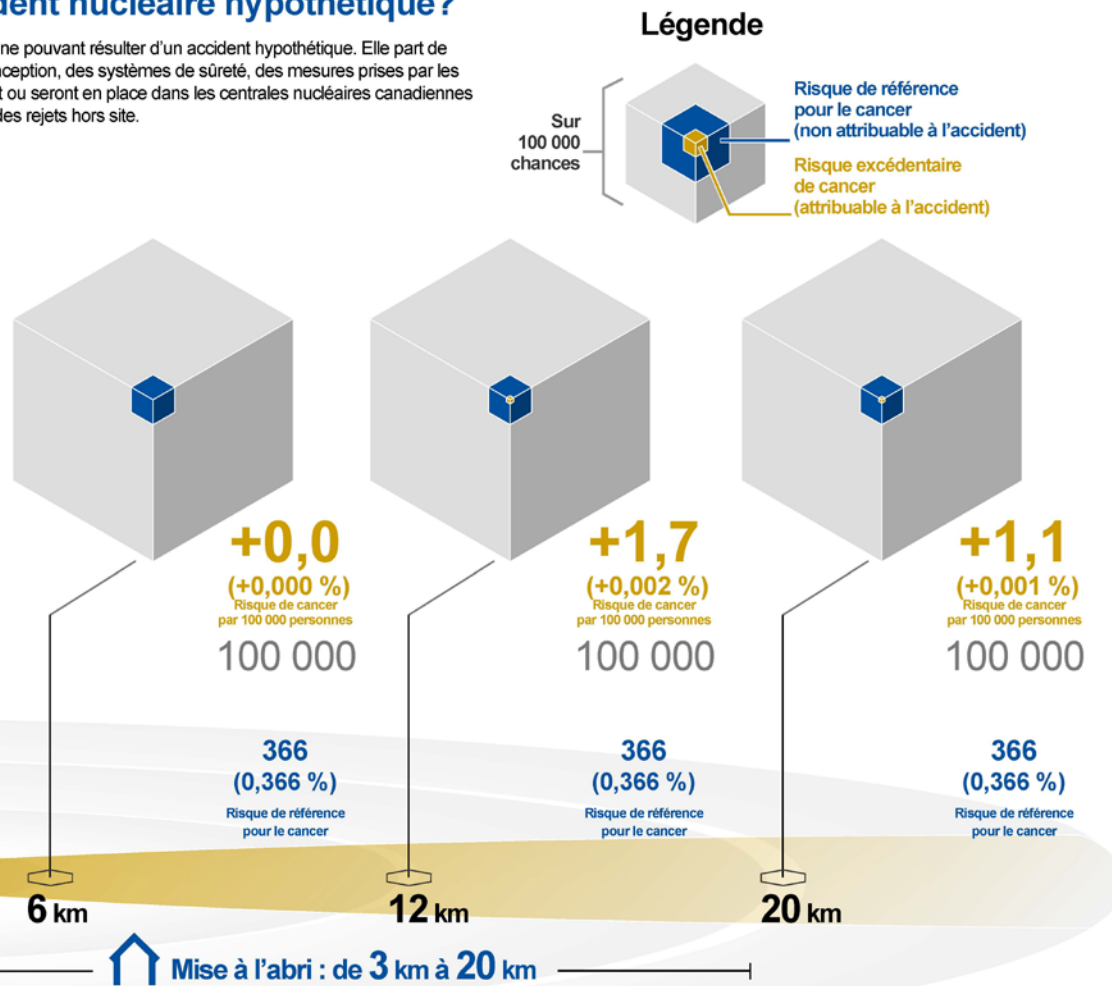
Rejets radioactifs totaux pendant **24 heures**
 Les mesures prises par les opérateurs et les caractéristiques de conception de la centrale ne sont pas complètement prises en compte (voir sections 2.3.3 et 2.3.4)

Vent

Vitesse et direction variables (voir section 3.4)



Zone d'évacuation : 3 km



6.3.5 Cancer de la thyroïde chez l'enfant

Dans la présente étude, le cancer de la thyroïde chez l'enfant est le seul effet sur la santé pour lequel un risque excédentaire futur pourrait être détecté au-dessus du risque de référence. La dose à la thyroïde des enfants est élevée dans les cinq scénarios et à partir de la distinction de doses moyennes entre le nombre excédentaire de cancers et celui de référence il est plus probable pour les deux cas de sensibilité que pour les trois scénarios génériques de rejets importants.

Chez l'enfant, le risque de référence de cancer de la thyroïde est de 1 078 sur 100 000, soit environ 1 %.

Les figures 6.7 et 6.8 représentent le risque excédentaire de cancer de la thyroïde à trois distances de la centrale, pour deux scénarios. Ces deux figures illustrent comment le risque diminuerait nettement en fonction de la distance de la centrale.

- Dans le scénario 24-01, à 20 km, le risque excédentaire de cancer de la thyroïde chez l'enfant serait de 41 sur 100 000 (0,041 %) attribuable à une dose moyenne de 4,8 mSv à la thyroïde. Ce risque s'applique à un enfant mis à l'abri. Il concerne le reste de l'espérance de vie de l'enfant en question après l'exposition au rayonnement et s'ajoute au risque de référence de 1 078 sur 100 000 attribuable à des facteurs génétiques ou autres. Le risque excédentaire peut varier de zéro (pour une dose minimale d'environ 0 mSv) à 2 260 sur 100 000 (pour une dose à la thyroïde au centre du panache de 185,8 mSv correspondant au risque touchant un enfant qui pourrait avoir reçu une dose maximale) [annexe 3].
- Dans l'analyse de sensibilité 24-24x4, entre 3 et 6 km, il n'y aurait aucun risque excédentaire de cancer de la thyroïde chez l'enfant en raison de la prise de comprimés de KI (en se basant sur les doses à la thyroïde chez l'adulte) entraînant une dose nulle à la thyroïde – dans l'hypothèse où les comprimés d'iodure de potassium sont mis à la disposition des résidents avant l'exposition radiologique et où ceux-ci les prennent dans la période avant ou immédiatement après l'exposition.
- Dans l'analyse de sensibilité 24-24x4, à 12 km, le risque excédentaire de cancer de la thyroïde chez l'enfant serait de 301 sur 100 000 (environ 0,3 %) attribuable à une dose moyenne de 31 mSv à la thyroïde. Ce risque s'applique à un enfant mis à l'abri. Il concerne le reste de l'espérance de vie l'enfant en question après l'exposition au rayonnement et s'ajoute au risque de référence de 1 078 sur 100 000 attribuable à des facteurs génétiques ou autres. Le risque excédentaire peut varier de zéro (pour une dose minimale d'environ 0 mSv) à 1 120 sur 100 000 (pour une dose à la thyroïde au centre du panache de 94,3 mSv correspondant au risque touchant un enfant qui pourrait avoir reçu une dose maximale) [annexe 3].

Comme il a été mentionné plus haut, les valeurs de risque susmentionnées peuvent être présentées de plusieurs façons. Plutôt que de regarder le risque d'un cancer lié aux rayonnements sur les risques totaux de développer un cancer de la thyroïde chez l'enfant (risques de référence + risques liés aux rayonnements), on pourrait comparer ces valeurs directement aux risques de référence (risques liés aux rayonnements/risques de référence). Pour les deux scénarios (24-01 et 24-24x4), les doses moyennes et les doses au centre du panache ajouteraient respectivement 4 % et 16,5 % à la valeur de référence. Cette augmentation pourrait être trop faible pour distinguer les risques des valeurs de référence. Les doses au centre du panache pour les scénarios 24-01 et 24-24x4

augmenteraient respectivement le risque de 210 % et de 40 %. Ces augmentations pourraient vraisemblablement être attribuées à l'exposition aux rayonnements due à l'accident.

Le cancer de la thyroïde chez les enfants

En général, le cancer de la thyroïde est rare pour toutes les classes d'âges. Au Canada, la probabilité d'être atteint (à tout âge) d'un cancer de la thyroïde au cours de la vie était en 2009 de 0,5 % pour les hommes et de 1,7 % pour les femmes (Société canadienne du cancer, 2014). Ce cancer est particulièrement rare chez l'enfant, et son taux d'incidence s'accroît généralement avec l'âge. Comme l'indique le tableau 5.1, en Ontario, le taux d'incidence annuel du cancer de la thyroïde est de 1,8 sur 100 000 personnes pour la classe d'âge de 0 à 19 ans, et de 117,3 pour toutes les autres classes d'âges combinées (20-49, 60-64, et 65 et plus) (Forman et coll., 2013).

En dépit du faible taux d'incidence, le cancer de la thyroïde chez l'enfant reste une importante conséquence négative à examiner dans la présente étude. Il a été démontré que les enfants étaient plus sensibles que les adultes au cancer de la thyroïde causé par le rayonnement. Cette plus grande sensibilité pourrait être causée par la taille plus petite de la thyroïde chez les enfants, à des différences de métabolisme et à d'autres facteurs modificateurs.

Bien que les résultats de l'étude semblent indiquer une forte augmentation du risque de cancer de la thyroïde chez les enfants, ils ne signifient pas une forte augmentation du nombre réel de cancers de la thyroïde. Dans le cas de cancers rares, tout risque supplémentaire semble être une forte augmentation au-dessus de la référence.

Figure 6.7 : Impact prévu sur le risque de cancer de la thyroïde (enfant)

Rétention (24 h) suivie de rejets radioactifs (1 h) – (24-01)

Pourquoi modéliser un accident nucléaire hypothétique?

Cette étude vise à examiner les risques pour la santé humaine pouvant résulter d'un accident hypothétique. Elle part de l'hypothèse de rejets radioactifs, sans tenir compte de la conception, des systèmes de sûreté, des mesures prises par les opérateurs et des autres mesures complémentaires qui sont ou seront en place dans les centrales nucléaires canadiennes pour prévenir et atténuer les accidents et protéger le public des rejets hors site.

Hypothèses



Population

Demeure dans un endroit fixe pendant 7 jours (voir section 5.2)



Mesures de protection

Évacuation à 12 km de la centrale
Mise à l'abri de 12 à 50 km de la centrale
Aucune prise de comprimés de KI



Centrale et opérations

Rejets radioactifs totaux pendant 1 heure
Les mesures prises par les opérateurs et les caractéristiques de conception de la centrale ne sont pas complètement prises en compte (voir sections 2.3.3 et 2.3.4)

Vent

Vitesse et direction constantes (voir section 3.4)



Zone d'évacuation : 12 km

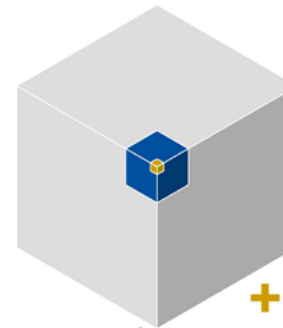


+41
(+0,041 %)
Risque de cancer
par 100 000 personnes

100 000

1 078
(1 %)

Risque de référence
pour le cancer

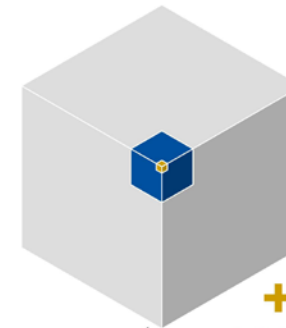


+11
(+0,011 %)
Risque de cancer
par 100 000 personnes

100 000

1 078
(1 %)

Risque de référence
pour le cancer



+6
(+0,006 %)
Risque de cancer
par 100 000 personnes

100 000

1 078
(1 %)

Risque de référence
pour le cancer

Légende



Figure 6.8 : Impact prévu sur le risque de cancer de la thyroïde (enfant)

Rétention (24 h) suivie de rejets radioactifs (24 h) – augmentation du rayonnement d'un facteur de 4 (24-24x4)

Pourquoi modéliser un accident nucléaire hypothétique?

Cette étude vise à examiner les risques pour la santé humaine pouvant résulter d'un accident hypothétique. Elle part de l'hypothèse de rejets radioactifs, sans tenir compte de la conception, des systèmes de sûreté, des mesures prises par les opérateurs et des autres mesures complémentaires qui sont ou seront en place dans les centrales nucléaires canadiennes pour prévenir et atténuer les accidents et protéger le public des rejets hors site.

Hypothèses



Population

Demeure dans un endroit fixe pendant 7 jours (voir section 5.2)



Mesures de protection

Évacuation à **3 km** de la centrale

Mise à l'abri de 3 à 20 km de la centrale

Prise de comprimés de KI par des personnes situées de 3 à 6 km de la centrale



Centrale et opérations

Rejets radioactifs totaux pendant **24 heures**

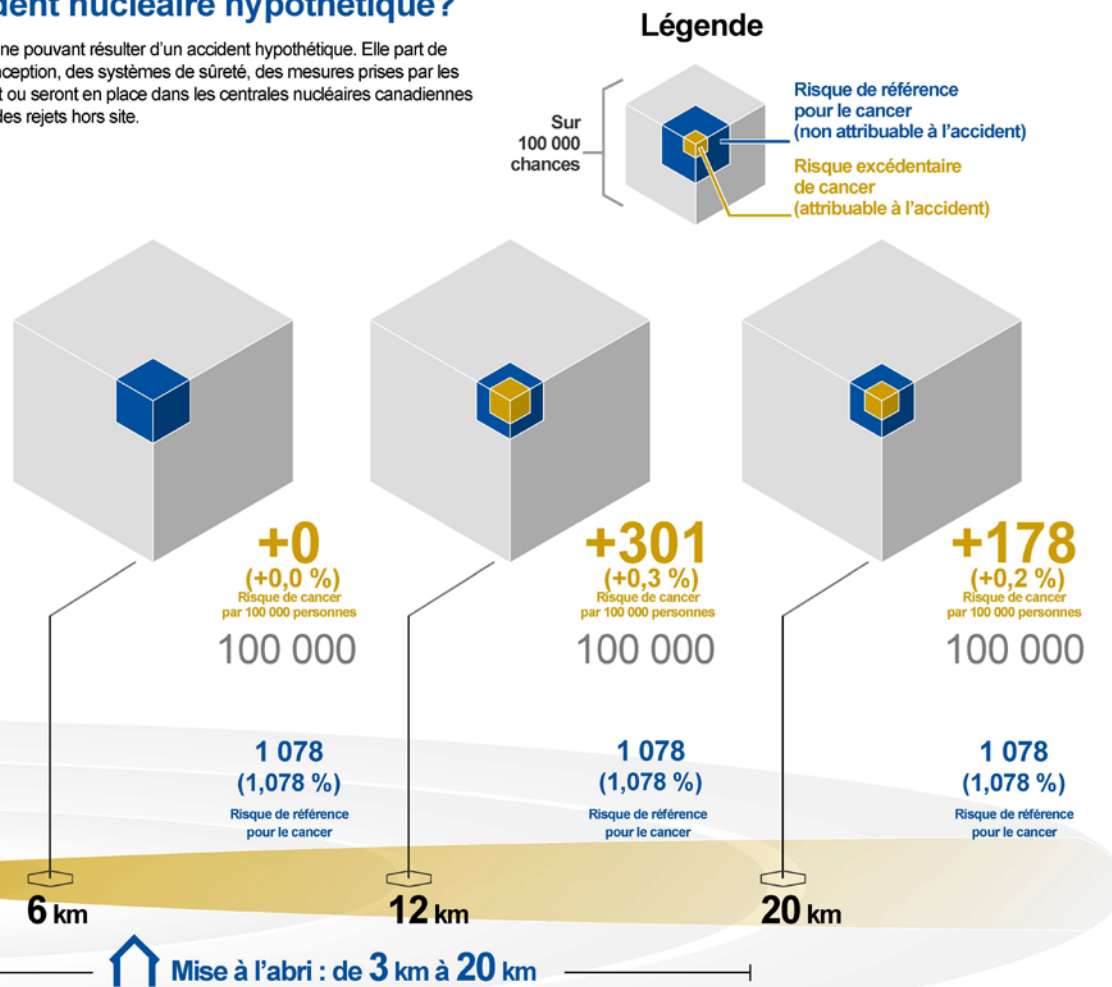
Les mesures prises par les opérateurs et les caractéristiques de conception de la centrale ne sont pas complètement prises en compte (voir sections 2.3.3 et 2.3.4)

Vent

Vitesse et direction variables (voir section 3.4)



Zone d'évacuation : 3 km



Étant donné les valeurs de risque futur présentées ci-dessus pour le cancer de la thyroïde chez l'enfant pour les scénarios 24-01 et 24-24x4, les tableaux 6.4 à 6.8 présentent un aperçu des doses et des risques résultants pour des distances sélectionnées à partir de la centrale. Ces tableaux fournissent une indication de la variation des doses et des risques en fonction des différents scénarios et analyses de sensibilité pris en compte dans le cadre de l'étude. Il faut noter qu'il y aurait très peu de différences en matière de risque entre les trois scénarios de RGI pour les doses moyennes applicables à des distances comparables de la centrale (20 km par exemple). De plus, les risques associés aux trois scénarios de rejets seraient considérablement inférieurs à ceux des analyses de sensibilité où le terme source est multiplié par quatre. L'analyse de sensibilité 24-24x4 est associée à des risques plus élevés que l'analyse 24-72x4. Le chapitre 7 présente une analyse plus détaillée de ces résultats.

Tableau 6.4 : Risque excédentaire de cancer de la thyroïde (sur 100 000) chez l'enfant par rapport au risque de référence de 1 078 sur 100 000 pour le scénario 24-01

Distance de la centrale (en km)	Dose moyenne (mSv)	Risque excédentaire en fonction de la dose moyenne (risques sur 100 000)	Dose au centre du panache (mSv)	Risque excédentaire en fonction de la dose au centre du panache (risques sur 100 000)
20	5	41	186	2 260
36	1	11	60	666
50	1	6	33	332

Tableau 6.5 : Risque excédentaire de cancer de la thyroïde (sur 100 000) chez l'enfant par rapport au risque de référence de 1 078 sur 100 000 pour le scénario 24-24

Distance de la centrale (en km)	Dose moyenne (mSv)	Risque excédentaire en fonction de la dose moyenne (risques sur 100 000)	Dose au centre du panache (mSv)	Risque excédentaire en fonction de la dose au centre du panache (risques sur 100 000)
6	17	150	64	720
12	10	82	30	287
20	6	52	13	114

Tableau 6.6 : Risque excédentaire de cancer de la thyroïde (sur 100 000) chez l'enfant par rapport au risque de référence de 1 078 sur 100 000 pour le scénario 24-72

Distance à partir de la centrale (en km)	Dose moyenne (mSv)	Risque excédentaire en fonction de la dose moyenne (risques sur 100 000)	Dose au centre du panache (mSv)	Risque excédentaire en fonction de la dose au centre du panache (risques sur 100 000)
6	14	123	53	575
12	7	57	25	233
20	5	41	11	93

Tableau 6.7 : Risque excédentaire de cancer de la thyroïde (sur 100 000) chez l'enfant par rapport au risque de référence de 1 078 sur 100 000 pour l'analyse de sensibilité 24-24x4

Distance à partir de la centrale (en km)	Dose moyenne (mSv)	Risque excédentaire en fonction de la dose moyenne (risques sur 100 000)	Dose au centre du panache (mSv)	Risque excédentaire en fonction de la dose au centre du panache (risques sur 100 000)
6	0	0	0	0
12	31	301	94	1 120
20	20	178	42	438

Tableau 6.8 : Risque excédentaire de cancer de la thyroïde (sur 100 000) chez l'enfant par rapport au risque de référence de 1 078 sur 100 000 pour l'analyse de sensibilité 24-72x4

Distance à partir de la centrale (en km)	Dose moyenne (mSv)	Risque excédentaire en fonction de la dose moyenne (risques sur 100 000)	Dose au centre du panache (mSv)	Risque excédentaire en fonction de la dose au centre du panache (risques sur 100 000)
6 ¹	0	0	0	0
12	21	195	79	914
20	15	135	35	345

¹ Moyennant la prise de comprimés d'iodure de potassium

6.3.6 Incertitudes de l'évaluation des risques pour la santé

La méthodologie choisie pour l'évaluation des risques pour la santé est fondée sur les normes internationales, et tout calcul du risque de cancer radio-induit à vie comporte d'importantes incertitudes (UNSCEAR 2008, NRC 2006). Afin de minimiser les incertitudes dans l'estimation des risques, il importe d'obtenir des données plus détaillées pour analyser le risque à vie que représentent les scénarios d'accident envisagés dans le cadre de l'étude. Par exemple, les membres du public pourraient continuer à être exposés aux radionucléides dans l'environnement résultant d'un accident hypothétique pendant plusieurs années; toutefois, ces expositions n'ont pas été prises en compte dans l'évaluation des risques pour la santé. L'exposition chronique de

longue durée au rayonnement pourrait nécessiter des hypothèses plus complexes sur la distribution des doses, ainsi que l'utilisation de modèles plus complexes comportant de plus grandes incertitudes. Pour cette raison, l'évaluation des risques pour la santé ne concerne que les sept premiers jours suivant l'accident.

Périodes utilisées pour l'évaluation des doses

Dans le cadre de cette évaluation, la période des sept premiers jours après un rejet découlant d'un accident nucléaire hypothétique a été utilisée. Cette période est désignée comme la phase initiale par le programme MACCS2. Il s'agit aussi de la durée recommandée par différentes instances (internationales, nationales, provinciales) pour la mise en œuvre de mesures urgentes de protection. Il est probable que la population soit aussi exposée au rayonnement après les sept premiers jours, mais cette exposition dépendra largement des mesures de protection prises. Si l'on présume que les mesures de protection, telle l'évaluation, sont maintenues pendant la plus longue partie de la première année, alors la dose reçue au cours des sept premiers jours constituerait la majeure partie de la dose (ou même toute la dose) reçue au cours de cette période.

Pour examiner davantage les doses potentielles pendant la durée de la vie, nous pouvons étudier les connaissances acquises lors d'accidents nucléaires antérieurs. Par exemple, dans son rapport de 2013, l'OMS a examiné le rapport de la dose sur toute la vie à la dose sur un an pour les accidents nucléaires de Fukushima et de Tchernobyl. Dans les deux cas, les doses étaient considérablement inférieures pendant toutes les années suivant la première année, surtout à cause de la désintégration des radio-isotopes à courte période radioactive. Dans le cas de Tchernobyl, la valeur projetée du rapport des doses pendant toute la vie sur la dose pendant un an est de 3, selon les données recueillies pendant les 20 ans suivant l'accident. Après avoir considéré les différences entre les accidents de Tchernobyl et de Fukushima, l'OMS estime qu'il est raisonnable de présumer que dans le cas de Fukushima, le rapport de la dose au cours de la vie entière sur la dose pendant un an serait de 2 (OMS 2013).

Ces informations donnent le contexte de l'ampleur des doses sur un an ou pendant toute la vie qui découleraient de l'accident nucléaire hypothétique décrit par la présente étude. Il n'est pas possible d'estimer précisément la valeur des doses, puisqu'elle dépend largement de décisions à long terme, notamment le retour des personnes dans les zones contaminées. Il s'agit d'un processus décisionnel complexe qui nécessite la prise en compte de plusieurs facteurs en plus des considérations purement radiologiques. Toutefois, on prévoit que pendant la période de rétablissement, les autorités prendraient des mesures de protection conformes aux recommandations internationales et s'assureraient que les doses annuelles ne dépasseraient pas les valeurs de 1 à 20 mSv.

La liste des hypothèses clés retenues pour l'évaluation des risques pour la santé figure à l'annexe 4. Les conséquences de ces hypothèses (ou choix) ainsi que leurs effets possibles sur les résultats y sont analysés. Les principaux facteurs qui pourraient influencer le risque excédentaire

de cancer radio-induit englobent le sexe, l'âge au moment de l'exposition, le temps écoulé depuis l'exposition et l'âge atteint (UNSCEAR 2008).

D'une manière générale, les estimations des risques sont très utiles pour caractériser les impacts de l'exposition aux rayonnements sur la santé d'une population donnée. Il faut tenir compte de l'état de santé de la population. L'incidence du rayonnement sur différentes populations peut aussi différer.

Tchernobyl et Fukushima – Effets de l'exposition au rayonnement sur la santé

Effets de l'accident de Tchernobyl sur la santé¹ :

- Le seul effet sur la santé observé chez les membres du public : 5 127 cas de cancer de la thyroïde chez les enfants (causés en grande partie par l'ingestion de lait radioactif). À ce jour, 15 de ces enfants sont décédés de leur cancer de la thyroïde radio-induit.
- Cent trente-quatre travailleurs ont présenté un syndrome d'irradiation aiguë; 28 d'entre eux en sont morts dans les quatre mois suivant l'accident.
- Il n'existe aucune donnée scientifique faisant état d'une augmentation de l'incidence globale du cancer ou d'une augmentation des taux de mortalité ou de maladies non malignes liées à l'exposition au rayonnement à la suite de cet accident.
- L'incidence de leucémie dans la population générale ne semble pas être élevée.
- Aucune donnée concluante indiquant une augmentation mesurable des effets indésirables sur la santé n'a été observée dans les pays voisins du Belarus, de la Fédération de Russie et de l'Ukraine.

Effets de l'accident de Fukushima sur la santé² :

- Aucun des sept décès rapportés parmi les travailleurs d'urgence n'est attribuable à une exposition au rayonnement (décès d'autres causes).
- Aucun décès ou maladie aiguë radio-induit n'a été observé parmi les membres du public exposés au rayonnement à la suite de l'accident.
- Une augmentation de l'incidence de cancer est peu probable à l'avenir en raison des effets combinés de la taille de la population exposée et de la faiblesse des doses reçues.
- Si des cancers radio-induits devaient survenir, il serait pratiquement impossible de les distinguer des cas de cancer qui se produiraient en l'absence d'une exposition au rayonnement.

¹ Voir UNSCEAR 2008 (Volume II)

² Voir UNSCEAR 2014 (Volume I), OMS 2012, OMS 2013

6.4 Effets psychosociaux

Les recherches menées sur les collectivités et les personnes établies à proximité de sites où se sont produits des accidents nucléaires (comme Three Mile Island aux États-Unis en 1979, Tchernobyl en Ukraine en 1986, Tokaimura au Japon en 1999 et Fukushima au Japon en 2011) ont systématiquement relevé des effets à court et à long terme sur la santé mentale et le bien-être (Norris et coll. 2002, Bromet et coll. 2011, Organisation mondiale de la Santé 2002, Havenaar et coll. 2003). Un accident nucléaire est très susceptible de provoquer la peur de la radioactivité, de faire naître des incertitudes sur les mesures appropriées à prendre pour se protéger, pour protéger les autres membres de la famille, son domicile et ses biens, y compris les animaux domestiques, ainsi que de causer de l'anxiété et du stress à ceux qui vivent près de la centrale (Baum et coll.

1983, Dohrenwend 1983, Dohrenwend et coll. 1981). Plus l'accident est grave et plus il dure, plus la peur, l'anxiété et le stress risquent d'augmenter. Ces effets auront vraisemblablement des répercussions sur les mères qui craindront que leurs enfants soient exposés à la radioactivité et s'inquiéteront de ses conséquences potentielles sur leur santé (Greve et coll. 2007), ainsi que sur les employés de la centrale, les membres des équipes d'intervention d'urgence et les travailleurs chargés du nettoyage présents sur le site au cours de la situation d'urgence (Bromet et coll. 2011, Fabrikant 1983). Les effets pourraient également être progressivement plus graves si les autorités recommandent à la population de se mettre à l'abri ou décident de l'évacuer. Les effets sur la cohésion sociale et le bien-être pourraient être durables en cas d'inquiétudes de contamination persistante par la radioactivité et d'autres substances dangereuses (Edelstein 1988, Gregory et Satterfield 2002, Gregory et Mendelsohn 1993). Il existe très peu de données épidémiologiques précises sur les effets psychosociaux de l'exposition au rayonnement, aussi est-il impossible d'estimer les risques projetés. Ce manque de données est vraisemblablement attribuable aux difficultés que soulève l'étude du large spectre de troubles psychosociaux.

Les accidents étant par définition inattendus, l'information sur ce qui s'est passé et sur ce qui va se produire risque vraisemblablement d'être incomplète, contradictoire et sujette à de multiples révisions au fil du temps. Même si les plans de communication et de préparation en cas d'urgence prévoient des dispositifs pour coordonner et diffuser l'information, les communiqués officiels devront rivaliser avec la couverture que les médias et les réseaux sociaux donneront de la situation, de l'accident, des risques et des mesures de protection recommandées (Rubin et coll. 2012, Houts et Cleary 2010, Hasaegawa 2013). Par exemple, un des problèmes relevés au sujet de Fukushima a été le manque de fiabilité et d'exactitude des renseignements communiqués par les médias sociaux (voir Friedman 2011). Cela augmentera l'incertitude et l'anxiété de la population et rendra plus difficiles l'évaluation de l'information et la prise de décisions sur les mesures de protection telles que la prise de comprimés d'iodure de potassium, la mise à l'abri ou l'évacuation. Il est probable que cette incertitude et cette anxiété soient plus aiguës pour le nombre relativement faible de personnes présentes dans la zone contiguë (1 à 3 km du site) et légèrement moins aiguës pour celles vivant dans la zone primaire (0 à 10 km du site). Il est probable aussi que les résidents de ces zones soient immédiatement préoccupés par leur santé, leur sécurité et leur bien-être ainsi que ceux de leur famille et de leurs amis. La nature « invisible » de la contamination radioactive et le manque de connaissances des résidents sur la nature et la progression des accidents dans les centrales nucléaires risquent d'exacerber les inquiétudes, l'anxiété et la peur (Edelstein 1988, Gregory et Mendelsohn 1993, Page et coll. 2006). Si l'information révèle que l'accident progresse ou donne à penser que les personnes responsables de son contrôle, de la mobilisation des équipes d'urgence ou de l'information diffusée au public manquent d'éléments d'information ou ne sont pas dignes de confiance, le stress, la colère et la frustration risquent probablement d'augmenter (Sorensen et coll. 1987, Richardson et coll. 1987, Norris et coll. 2002, Freudenburg 1997, Gregory et Mendelsohn 1993). Une communication ou une coordination inefficace des mesures de protection des populations à risque, ou les deux, auront les mêmes conséquences. Ces effets risquent vraisemblablement de s'étendre aux résidents de la zone secondaire, qui connaissent moins la centrale et les plans d'intervention d'urgence, surtout s'ils estiment ne pas recevoir assez rapidement l'information ou l'aide dont ils ont besoin.

La nécessité de procéder à la mise à l'abri ou à l'évacuation, qui concernera plus vraisemblablement les personnes vivant dans les zones contiguë et primaire, conformément à ce qui est indiqué à la section 6.2, exacerbera la peur et le sentiment de perte de contrôle, ainsi que l'anxiété et le stress des résidents. Ces phénomènes pourraient tous entraîner des troubles de stress post-traumatique, des dépressions et un sentiment d'impuissance et d'aliénation dans un sous-ensemble de la population, avec des répercussions sur la manière dont les personnes

concernées perçoivent leur santé et leur bien-être (Sorensen et coll. 1987, Houts et coll. 2010, LaJoie et coll. 2010). La nécessité éventuelle d'une évacuation soulèvera des préoccupations sur la santé et la sécurité personnelles et familiales, la sécurité des biens, les frais et pertes de salaire, la durée de l'éloignement du domicile, du lieu de travail et de la communauté. Une évacuation prolongée pourrait perturber les relations sociales, augmenter les coûts économiques et créer un sentiment de bouleversement particulièrement difficile à vivre pour les enfants et ceux qui disposent de ressources limitées (GAO 2013, Hasegawa 2013, Bellamy et Hierholzer 2012, Lai et coll. 2013). L'augmentation du niveau de stress et les préoccupations sur la santé pourraient persister de nombreuses années après l'accident, particulièrement chez les mères de famille (Bromet et coll. 2011, Houts et coll. 2010, Gray et coll. 2004, Hussain et coll. 2011). Cela met en évidence l'importance de prendre des décisions fondées sur la science dans les interventions d'urgence.

Un accident qui occasionne le rejet hors site de matières radioactives risque d'atteindre la réputation, l'identité et l'image de la collectivité ou de la région. Les résidents des communautés contaminées par des substances dangereuses, y compris des substances radioactives, pourront éventuellement avoir un sentiment de stigmatisation et d'isolement, ce qui réduira leur bien-être (Venables et coll. 2012, Mix et Shriver 2007, Kahneman et Krueger 2006, Bush et coll. 2001). Par ailleurs, les efforts visant à définir les responsabilités et indemnisations pour les dommages causés par les accidents et les rejets de matières dangereuses pourraient tous exacerber le stress et l'incertitude, multiplier les conflits et réduire la confiance des résidents des communautés concernées à l'égard de l'entreprise et des agences gouvernementales (Freudenburg 1993 et 1997, Mix et Shriver 2007, Picou et coll. 2004).

La gravité et la durée de ces effets seront vraisemblablement liés à la durée d'application des mesures de protection, la quantité des émissions de la centrale, l'information transmise aux résidents par l'exploitant de la centrale et les organismes de réglementation, la durée pendant laquelle les résidents se verront interdire l'accès à leur domicile et leur communauté et le temps qu'il leur faudra pour reprendre leurs activités quotidiennes. D'une manière générale, ces effets diminuent relativement rapidement au fil du temps pour la plupart des personnes concernées dès qu'elles sont en mesure de reprendre leurs habitudes de vie normales (Williams et Drury 2009, Tucker 1995).

Si les intervenants responsables émettaient des communications claires, crédibles et régulières avant, pendant et après une urgence, cela aiderait à minimiser ces effets, tout comme des décisions transparentes (c.-à-d. fondées sur des limites liées à la santé et à d'autres facteurs) au sujet du retour des résidents à leurs domiciles et à leurs occupations habituelles.

6.5 Effets sur le biote non humain

La présente étude s'est également intéressée aux effets potentiels d'un grave accident nucléaire hypothétique sur le biote non humain exposé au rayonnement. En se fondant sur l'analyse réalisée dans le cadre de l'EE du projet de nouvelle centrale nucléaire de Darlington, où cet aspect a été examiné en détail, il a été possible de dresser des comparaisons entre des scénarios d'accident comparables (24-72) pour examiner les effets sur le biote non humain.

Les résultats indiquent qu'à une distance de 1 km, les rejets accidentels hypothétiques liés au projet de nouvelle centrale nucléaire de Darlington se situent bien en deçà de la dose de référence aiguë (1 000 mGy) pour l'ensemble du biote non humain. À ces niveaux, aucun effet aigu sur les différents éléments du biote non humain ou effet observable sur les populations ne serait détecté à 1 km du point de rejet accidentel, et tout effet devrait par ailleurs diminuer rapidement à des

distances plus éloignées de la centrale. Compte tenu de ces résultats et de la similarité des projections de dose à 1 km prises en compte dans l'EE et dans la présente étude, la même conclusion s'applique au scénario 24-72 et à l'analyse de sensibilité correspondante (scénario 24-72x4). Pour les autres scénarios/analyses de sensibilité, même s'ils ne sont pas directement comparables, il faut s'attendre à ce que les doses au biote non humain soient inférieures à la dose de référence aiguë de 1 000 mGy.

Pour plus d'information, consulter l'annexe 5.

7. Observations tirées de l'étude

7.1 Hypothèses et contexte

La présente étude a été entreprise pour donner suite à la demande de la Commission au personnel de la CCSN d'entreprendre une évaluation des conséquences sur la santé et l'environnement de différents scénarios d'accident nucléaire grave.

Elle repose sur les hypothèses clés suivantes :

- rejets présumés – sans tenir pleinement compte des caractéristiques de conception propres à la centrale et des mesures prises par les opérateurs
- les personnes non évacuées sont confinées dans un lieu fixe durant sept jours pendant l'exposition aux rayonnements
- recours à la modélisation pour prédire les doses
- l'utilisation de données constantes sur le vent (vitesse et direction) pour le scénario 24-01 et de vents variables pour les autres scénarios

Bien que l'on puisse tirer des observations sur des enjeux relatifs à la planification en cas d'urgence et sur les effets sur la santé, on doit toujours garder en tête les hypothèses de l'étude.

7.2 Mesures de protection

La décision de prendre des mesures de protection en réponse à un accident nucléaire en Ontario est du ressort du Bureau du commissaire des incendies et de la gestion des situations d'urgence. Les bénéfices d'une mesure de protection doivent être évalués en fonction de ses risques potentiels. Plusieurs facteurs sont pris en considération dans une telle décision.

Globalement, pour tous les scénarios et analyses de sensibilité examinés pour la présente étude, les zones de planification d'urgence devraient généralement être adéquates relativement à l'évacuation dans ces zones pour réduire efficacement les risques, même pour les critères les plus stricts du PPIUN (c.-à-d. le niveau inférieur du SAMP de 10 mSv). En cas d'accident réel, plusieurs facteurs devraient être pris en compte par le Bureau du commissaire des incendies et de la gestion des situations d'urgence afin que l'on puisse décider s'il convient d'évacuer la population dans un rayon correspondant au niveau inférieur du SAMP ou à toute autre valeur supérieure, ce que permet la souplesse inhérente du plan.

Comme élément d'analyse de sensibilité dans l'évaluation des risques pour la santé humaine, les SAMP plus élevés pour l'évacuation et la mise à l'abri ont été pris en compte (voir annexe 6). En bref, si l'on choisissait une valeur de dose SAMP plus élevée pour l'évacuation et la mise à l'abri, un plus grand nombre de personnes recevraient une plus grande dose de rayonnement et présenteraient donc un risque plus élevé de développer un cancer au fil du temps. Toutefois, il serait possible d'amoinrir les risques non radiologiques par la suite en mettant en œuvre la mise à l'abri et l'ingestion de comprimés de KI plutôt que l'évacuation. Celle-ci comporte des risques intrinsèques (les accidents de circulation par exemple) et, comme susmentionné, elle peut entraîner plusieurs effets psychosociaux, dont l'anxiété et le stress, découlant du départ du domicile et de la communauté. En outre, les conditions climatiques du moment et leur effet sur le déplacement du panache sont un facteur déterminant important de l'intervention en cas d'urgence nucléaire (soit le choix d'évacuer ou non, ainsi que la route d'évacuation choisie).

À titre d'illustration, dans le scénario 24- 01, l'application de l'extrémité inférieure de la plage de valeurs de SAMP justifierait l'évacuation de l'ensemble de la zone primaire (jusqu'à 12 km). Par contre, l'application de l'extrémité supérieure de la plage de valeurs de c. justifierait seulement une évacuation minimale (1 km). En conséquence, les personnes vivant dans la zone 1-12 km recevraient une dose, alors qu'elles n'en auraient reçu aucune dans le premier cas. Compte tenu des mesures de protection de remplacement qui pourraient être mises en œuvre (telles que l'ingestion de comprimés de KI entre 1 et 6 km) et le faible risque excédentaire futur (présenté à l'annexe 6), les autorités pourraient décider que la mise à l'abri est une meilleure option que l'évacuation. Cette logique est appliquée aux cinq scénarios à l'annexe 6.

En résumé, les décisions à prendre en cas d'urgence nucléaire font intervenir de multiples facteurs dont il convient de tenir compte pour bien peser les bénéfices et les risques d'une mesure de protection donnée.

7.3 Effets sur la santé humaine

Compte tenu des différents scénarios examinés dans le cadre de l'étude et des analyses de sensibilité correspondantes, il serait pratiquement impossible de faire la différence entre un cancer excédentaire futur causé par le rayonnement découlant d'un accident (cancers de la catégorie « tous cancers confondus », leucémie et cancer de la thyroïde [adulte]), des cancers de référence futurs (ayant une cause autre que les rayonnements découlant d'un incident), exception faite du cancer de la thyroïde chez l'enfant.

Bien qu'on ait trouvé pour tous les scénarios envisagés des taux de risque excédentaire de cancer de la thyroïde chez l'enfant, les risques les plus importants fondés sur les doses moyennes seraient associés aux deux cas de sensibilité (24-24x4 et 24-72x4). Pour ces scénarios, le risque excédentaire futur (p. ex. 301 et 195 chances sur 100 000, à une distance de 12 km) ne représenterait qu'une petite fraction du risque de référence prévu de 1 078 sur 100 000.

Le cancer de la thyroïde chez l'enfant est très rare. La probabilité à vie de cancer de la thyroïde au Canada (tous âges confondus) s'établissait en 2009 à 0,5 % pour les sujets de sexe masculin et à 1,7 % pour les sujets de sexe féminin (Société canadienne du cancer, 2014). Il s'agit aussi d'un cancer qui peut souvent être traité. Les taux de survie à cinq ans des Canadiens auxquels on a diagnostiqué un cancer de la thyroïde s'établissent actuellement à 98 %.

La modélisation des doses au moyen d'outils ou de modèles prévoyant des conséquences conduit souvent à des surévaluations en raison principalement des paramètres prudents des modèles. Ces hypothèses sont liées à l'ampleur présumée des rejets, au comportement des rejets de radionucléides, aux conditions climatiques et aux hypothèses liées aux paramètres dosimétriques (comme la sous-estimation de la protection apportée par les abris). À Fukushima, par exemple, la vérification, par des mesures directes, des doses reçues par la population a montré que la modélisation antérieure avait entraîné une surévaluation des doses (UNSCEAR 2014; Kamada et coll. 2012; Tokonami et coll. 2012; Kim et coll. 2013; Matsuda et coll. 2013). La surveillance de la thyroïde a été réalisée auprès de plus de 1 000 enfants dans les régions les plus touchées en mars 2011, et les doses résultantes étaient de deux à cinq fois inférieures aux doses moyennes par localité absorbées par la thyroïde à partir de l'exposition interne estimées par l'UNSCEAR (UNSCEAR 2014).

Il faut noter que la modélisation entraîne souvent une surévaluation des doses, mais que celle-ci n'en joue pas moins un rôle important puisqu'elle éclaire très tôt les décideurs sur l'ampleur globale d'un accident avant qu'ils n'obtiennent des informations plus détaillées.

Il est également important de savoir que le cancer est une maladie stochastique. Ainsi, bien que le risque pour un sujet donné puisse augmenter en raison d'une exposition supplémentaire aux rayonnements, rien ne garantit qu'il développera la maladie. Par exemple, tous les fumeurs ne développent pas de cancer du poumon, mais le fait de fumer est associé à un risque accru de cancer du poumon.

7.4 Planification en cas d'urgence et considérations relatives à la santé humaine

Pour être efficaces, les comprimés de KI doivent être pris avant ou peu de temps après le moment de l'exposition. Normalement, une ou deux doses sont données sachant que deux doses devraient conférer une protection pendant une durée maximale de 48 heures après l'exposition (une dose par tranche de 24 heures) (source : [Organisation mondiale de la Santé](#)). Dans la plupart des cas, une ou deux doses devraient suffire puisque l'évacuation de la population devrait déjà avoir eu lieu. Si l'évacuation n'a pu être menée à bien dans ce délai, des doses supplémentaires pourraient être recommandées; cette flexibilité est prise en compte dans le PPIUN. Dans tous les cas, la population sera invitée à suivre les instructions de l'équipe locale d'intervention ou des autorités de santé.

Compte tenu du risque excédentaire accru de cancer de la thyroïde chez l'enfant relevé dans le cadre de l'étude, il peut être important d'examiner la nature des mesures de protection et les seuils fixés pour les doses à la thyroïde (SAMP relatif au blocage thyroïdien > 50 mSv) pour la planification en cas d'urgence en Ontario.

Pendant une urgence, il est possible que certaines personnes ne puissent pas prendre la dose d'iodure de potassium conformément aux instructions des autorités locales. Pour cette raison, le tableau 7.1 montre comment la dose et le risque qui en résulte pourraient varier selon le moment de l'ingestion par rapport à l'exposition au panache. Si les comprimés sont pris avant l'exposition ou dans l'heure qui la suit, l'iodure de potassium est en général efficace à 100 % et bloque la capture de l'iode radioactif par la thyroïde. Le risque de cancer de la thyroïde pouvant résulter de l'exposition à l'iode radioactif est donc ramené à zéro (pour les adultes ou les enfants), et il n'y a donc aucun risque excédentaire de cancer de la thyroïde par rapport au risque de référence. Le risque de référence de cancer de la thyroïde pour les adultes et les enfants s'établit à respectivement 366 et 1 078 sur 100 000. Si l'iodure de potassium est pris deux heures après l'exposition, la dose à la thyroïde sera réduite de 80 %, et l'augmentation du risque excédentaire par rapport au risque de référence sera de 0,729 et 116 sur 100 000 respectivement pour les adultes et les enfants. Si l'iodure de potassium est pris trois heures après l'exposition, la dose à la thyroïde sera réduite de 60 %, ce qui donne une augmentation du risque excédentaire de 1,46 et 257 sur 100 000, respectivement pour les adultes et les enfants, par rapport au risque de référence. Si, pour quelque raison que ce soit, l'iodure de potassium n'est pas administré, le risque pour les adultes resterait très faible tandis que le risque excédentaire pour les enfants (764 sur 100 000) pourrait être de 70 % supérieur au risque de référence (1 078 chances sur 100 000). Ce tableau tient compte du pire scénario évalué dans le cadre de l'étude, à des fins d'illustration, mais il montre clairement la nécessité de garantir la distribution de comprimés d'iodure de potassium à l'avance et de bien communiquer des directives sur leur utilisation (p. ex. le moment idéal pour les prendre).

Tableau 7.1 : Exemple de l'efficacité de l'iodure de potassium à réduire la dose à la thyroïde et risque correspondant pour les adultes et les enfants vivant à 6 km et visés par des mesures de mise à l'abri dans l'étude de sensibilité 24-24x4

Effacité de l'iodure de potassium (KI) ¹	Dose moyenne à la thyroïde (adulte) après l'administration d'iodure de potassium (mSv)	Risque excédentaire de cancer de la thyroïde chez l'adulte (sur 100 000)	Dose moyenne à la thyroïde (enfant) après l'administration d'iodure de potassium (mSv)	Risque excédentaire de cancer de la thyroïde chez l'enfant (sur 100 000)
100 % si les comprimés sont pris avant ou dans l'heure qui suit l'exposition	0	0	0	0
80 % si les comprimés sont pris 2 heures après l'exposition	4,5	0,729	13,4	116
60 % si les comprimés sont pris 3 heures après l'exposition	9,0	1,46	26,8	257
0 % sans prise de comprimés	22,5	3,98	67	764

source : NRC 2004

La connaissance de l'efficacité et des effets secondaires potentiellement indésirables de l'administration de comprimés de KI provient d'expériences antérieures et révèle que les perturbations ou les effets secondaires qu'ils peuvent occasionner sont minimes. Par exemple, après l'accident de Tchernobyl, plus de 17 millions de doses d'iodure de potassium ont été administrées en Pologne, dont 10 millions à des enfants. Aucun décès lié au traitement n'a été rapporté et il n'a déploré que deux réactions allergiques graves, traitées avec succès (Nauman et Wolff, 1993).

Très peu de comprimés de KI ont été administrés à la suite de l'accident de Fukushima, puisque l'évacuation et la mise à l'abri ont permis de réduire efficacement le risque excédentaire de cancer de la thyroïde de l'enfant. Les estimations indiquent que les taux de cancer de la thyroïde chez les enfants au Japon ne devraient pas être supérieurs aux taux de référence (UNSCEAR 2014).

Dans l'éventualité d'un accident avec le niveau de risque prévu, les décideurs pourraient atténuer ce risque par l'administration de comprimés de KI, comme indiqué ci-dessus, dans un rayon supérieur à celui appliqué dans le cadre de la présente étude ou en procédant à l'évacuation des zones les plus susceptibles d'être touchées.

7.5 Acceptabilité du risque

Pour déterminer avec certitude l'importance des risques excédentaires de cancer estimés à partir des scénarios d'accident hypothétique modélisés, il est essentiel de les examiner sous l'angle de l'acceptabilité du risque.

Plusieurs cadres d'évaluation et de gestion des risques pour les carcinogènes chimiques sans seuil ont été élaborés dans différents pays, dont le Canada, ainsi que par des instances internationales comme l'Organisation mondiale de la Santé, le Programme international sur la sécurité des substances chimiques (ICSP), l'Organisation mondiale du travail et le Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE). Santé Canada (2009a, 2009b) juge qu'un risque additionnel de cancer à vie de 1 sur 100 000 (10^{-5}) est « essentiellement négligeable ». L'Australie, le Canada, les Pays-Bas, l'OMS et l'ICSP, entre autres, ont établi les niveaux de risque cibles pour différents types de décisions en matière de gestion des risques dans une fourchette de 10^{-5} à 10^{-4} . Conformément à ces cadres de gestion des risques acceptés à l'échelle internationale, les risques excédentaires de plusieurs cancers estimés dans le cadre de l'étude seraient considérés comme « essentiellement négligeables », tandis que d'autres feraient partie des niveaux de risque cibles (de 10^{-5} à 10^{-4}) pour lesquels la nécessité de prendre des mesures de gestion des risques est évaluée au cas par cas.

Le risque excédentaire de cancer plausible maximal (calculé en fonction de la dose au centre du panache) pour les quatre catégories de cancer étudiées dans tous les scénarios s'établirait dans les fourchettes suivantes :

- tous cancers confondus : de $9,98 \times 10^{-5}$ à $2,03 \times 10^{-4}$
- leucémie : de $4,8 \times 10^{-6}$ à $1,07 \times 10^{-5}$
- cancer de la thyroïde chez l'adulte : de $3,01 \times 10^{-5}$ à $1,32 \times 10^{-4}$
- cancer de la thyroïde chez l'enfant : de $5,74 \times 10^{-3}$ à $2,26 \times 10^{-2}$

L'annexe 7 présente les différentes combinaisons de scénarios d'accident hypothétique et de types de cancer dans chacune des « fourchettes de risque » évoquées ci-dessus. Pour toutes les combinaisons avec des risques de plus de 10^{-4} , les dispositions du PPIUN et sa souplesse pourraient permettre de réduire efficacement les risques. Par exemple, dans le scénario 24-01, l'évacuation dans un rayon maximal de 28 km pourrait réduire efficacement le risque excédentaire de cancer (pour la catégorie « tous cancers confondus ») dans la fourchette 10^{-5} - 10^{-4} . Le risque excédentaire (calculé en fonction de la dose au centre du panache) de cancer de la thyroïde chez l'enfant estimé pour l'ensemble des scénarios et le risque de cancer de la thyroïde chez l'adulte pour le scénario 24-01 pourraient être efficacement atténués par l'administration de comprimés d'iodure de potassium dans la période prescrite.

Si l'on tient compte de la faible probabilité d'un accident grave réel, des caractéristiques de sécurité actuelles, de la probabilité encore plus faible d'un accident touchant plusieurs tranches (qui correspond dans la présente étude à une augmentation du terme source par un facteur de quatre) et du fait que les améliorations à la sûreté apportées aux installations nucléaires après Fukushima permettraient de réduire encore plus la probabilité d'occurrence d'accidents graves de ce type d'un facteur de 10 ou plus, les risques estimés dans le cadre de la présente étude sont considérés globalement comme acceptables. Du point de vue de la gestion des risques et comme il est décrit ci-dessus, il existe de nombreux moyens pour contrôler, atténuer et gérer les risques en tenant pleinement compte de la probabilité d'occurrence d'un accident.

En outre, comme il est décrit dans l'annexe 7, le cadre de radioprotection recommandé par la CIPR et approuvé par d'autres intervenants, recommande que les doses aux membres du public (par exemple, les doses non professionnelles) lors de situations d'urgence soient maintenues en dessous d'un niveau de référence de 20 à 100 mSv (dose efficace). Les doses estimées résiduelles au côlon (substitut des doses efficaces) après l'application de mesures de protection sont toutes inférieures à la limite inférieure de cette gamme de valeur et, à cet égard, peuvent être considérées comme acceptables.

7.6 Conclusions et recommandations

Dans la présente étude, où des scénarios de graves accidents nucléaires hypothétiques ont été évalués sous l'angle de leurs conséquences possibles, il n'y aurait pas de risque de cancer excédentaire détectable (tous cancers confondus), de leucémie et de cancer de la thyroïde adulte. Le seul phénomène attribuable à un accident hypothétique serait le risque excédentaire de cancer de la thyroïde chez l'enfant, constaté principalement dans les analyses de sensibilité examinées dans l'étude où le terme source du rejet générique important a été multiplié par quatre. Le risque excédentaire (calculé en fonction d'une dose moyenne) de cancer de la thyroïde chez l'enfant serait de 0,3 % supplémentaire (entre un risque de référence approximatif de 1 % et un risque total d'environ 1,3 %) à 12 km de la centrale nucléaire de Darlington, pour le pire scénario envisagé.

Les centrales nucléaires canadiennes sont sûres. Les recommandations du Groupe de travail de la CCSN formulées après l'accident de Fukushima ont permis de renforcer la délivrance des permis d'exploitation et chaque niveau de défense prévu dans la conception des centrales nucléaires canadiennes, pour garantir que la probabilité d'accidents avec des conséquences radiologiques graves, plus particulièrement les accidents graves, soit extrêmement faible. Dans le cadre de la présente étude, si toutes les caractéristiques de conception propres aux centrales, les mesures prises par les opérateurs et les autres recommandations du Groupe de travail avaient été pleinement prises en compte, la probabilité d'un accident grave aurait été réduite et le rejet de substances radioactives envisagé aurait été considérablement réduit. Cela signifie qu'un accident grave serait extrêmement improbable, voire pratiquement éliminé.

En ce qui concerne la planification et l'intervention en cas d'urgence, les zones de planification établies dans le PPIUN seraient adéquates pour la mise en œuvre des mesures d'évacuation liées aux scénarios et aux analyses de sensibilité examinés dans le cadre de l'étude. En réponse aux recommandations du Groupe de travail de la CCSN, des améliorations ont été apportées aux plans d'intervention en cas d'urgence et aux capacités correspondantes pour répondre efficacement à un accident grave ou à un accident dans une centrale à tranches multiples. Parmi ces améliorations figurent l'harmonisation des SAMP du PPIUN relatifs au blocage thyroïdien avec les recommandations provinciales, fédérales et internationales, et l'examen des stratégies de stockage et de distribution de comprimés d'iodure de potassium. Le PPIUN est suffisamment flexible pour couvrir les aspects particuliers d'un accident donné et ses impacts sur le milieu environnant.

Enfin, les données tirées d'études menées après les accidents de Tchernobyl et de Fukushima révèlent que les doses modélisées préliminaires (c.-à-d. celles utilisées pour les décisions relatives à l'évacuation et pour la prévision des risques potentiels de cancer) étaient supérieures aux doses obtenues après le fait à partir de mesures directes (p. ex. contamination de l'environnement, dosimétrie individuelle). Par exemple, une incidence excédentaire de cancer est peu susceptible d'être observée en raison de l'accident de Fukushima en raison des effets combinés de la taille de la population exposée et des très faibles niveaux d'exposition. Si un cancer excédentaire (en

raison des rayonnements produits lors de l'accident) se produisait, il serait presque impossible de le distinguer d'un cancer de référence (un cancer qui aurait lieu en l'absence d'exposition aux rayonnements de l'accident). Ces résultats sont importants, car les doses de surveillance directe de Fukushima sont comparables aux doses estimées de la présente étude.

Les paragraphes précédents témoignent de la prudence des hypothèses formulées sur la progression d'un accident (rejets présumés) et de l'évaluation des risques pour la santé humaine (doses modélisées plutôt que mesurées). Elles étaient nécessaires pour l'examen des résultats à l'extérieur du cadre de l'accident hors dimensionnement accepté pour l'EE de la centrale nucléaire de Darlington. Malgré cette prudence, les résultats montrent que, sur les quatre catégories de cancer examinées, le risque de cancer excédentaire n'augmente que pour le cancer de la thyroïde chez l'enfant. Cela n'a rien d'inattendu compte tenu de la radiosensibilité de la glande thyroïde de l'enfant et va dans le même sens que ce qui a déjà été observé à la suite de l'accident de Tchernobyl.

La prise en compte des récepteurs sensibles lors de la planification des urgences fait partie intégrante du processus de prise de décisions en cas d'urgence des gouvernements fédéral (p. ex. dans les *Lignes directrices canadiennes sur les interventions en situation d'urgence nucléaire* (Santé Canada, 2003) et provincial (par exemple, les *Lignes directrices sur l'iodure de potassium (KI) 2014* (ministère de la Santé et des Soins de longue durée de l'Ontario).

En conclusion, malgré le caractère prudent de la présente étude, ses résultats donnent à penser que les récepteurs sensibles (enfants) doivent impérativement être pris en compte dans les plans d'intervention d'urgence, par exemple, en ce qui concerne les aspects de la planification et des interventions en cas d'urgence qui visent plus précisément la thyroïde, comme les seuils d'application des mesures de protection et les plans relatifs à la distribution de comprimés d'iodure de potassium (comment, quand, où). Par ailleurs, compte tenu des hypothèses prudentes retenues dans le cadre de l'étude, il serait peut-être nécessaire de préciser les estimations du risque de cancer de la thyroïde chez l'enfant pour appuyer les analyses des plans d'intervention d'urgence correspondants.

Du point de vue de l'acceptabilité du risque, la capacité du PPIUN à réduire efficacement les risques pour la santé, associée à la très faible probabilité d'accident nucléaire grave compte tenu des améliorations apportées aux centrales dans le sillage de l'accident de Fukushima (c.-à-d. qu'un tel événement sera pratiquement éliminé), permet de gérer ces risques de manière efficace et de les ramener à un niveau acceptable, conformément aux cadres internationaux correspondants.

Glossaire

accident de dimensionnement

Conditions d'accident par rapport auxquelles est conçue l'installation du réacteur, conformément aux critères d'acceptation établis, et pour lesquelles les dommages causés au combustible et les rejets de matières radioactives sont maintenus à l'intérieur des limites autorisées.

accident grave

Accident plus grave qu'un accident de dimensionnement et caractérisé par une détérioration importante du cœur du réacteur ou une dégradation importante du combustible dans la piscine de combustible irradié (également appelée piscine de stockage du combustible irradié).

accident hors dimensionnement

Accident moins fréquent qu'un accident de dimensionnement. Un accident hors dimensionnement peut entraîner ou non la détérioration du combustible.

acide désoxyribonucléique (ADN)

Composé moléculaire dans le noyau d'une cellule qui en définit la structure et le fonctionnement.

âge atteint

Âge à risque d'une maladie donnée (p. ex. le risque de cancer augmente en général avec le vieillissement).

âge au moment de l'exposition

Âge auquel survient l'exposition au rayonnement ionisant.

analyse déterministe de sûreté

Analyse des mesures prises dans une installation dotée d'un réacteur à la suite d'un événement, effectuée à l'aide de règles et d'hypothèses prédéterminées (p. ex. celles concernant l'état initial de l'installation, la disponibilité et le rendement des systèmes et les interventions de l'opérateur). Elle peut être fondée sur la méthode prudente ou la méthode de la meilleure estimation.

circuit caloporteur (primaire)

Ensemble des composants qui permet le transfert de la chaleur du combustible dans le réacteur jusqu'aux générateurs de vapeur ou jusqu'à d'autres échangeurs de chaleur utilisant un système de refroidissement secondaire.

domaines de sûreté et de réglementation

Sujets techniques qu'utilisent le personnel de la CCSN afin d'évaluer, d'examiner et de vérifier les exigences réglementaires et le rendement pour l'ensemble des activités et des installations réglementées, et d'en faire rapport.

dose

Lorsque le rayonnement ionisant pénètre dans le corps humain ou dans la matière, il leur communique de l'énergie. L'énergie absorbée provenant de l'exposition au rayonnement porte le nom de dose. Pour les besoins de la radioprotection, différentes grandeurs de dose ont été définies : dose absorbée, dose équivalente et dose efficace.

dose absorbée

Quantité d'énergie déposée dans la matière (p. ex. un tissu humain). L'unité de dose absorbée est le gray (Gy). Un gray correspond à une énergie déposée d'un joule dans un kilogramme de matière.

dose au centre de l'axe

Dose basée sur des valeurs prudentes de rejets au niveau du sol calculée dans les axes vertical et horizontal du panache et représentant la dose individuelle moyenne la plus élevée prévue dans un secteur à une distance donnée du réacteur.

dose efficace

Mesure de dose visant à rendre compte de l'ampleur du détriment radiologique. Elle représente la somme des produits des doses équivalentes aux tissus ou aux organes, multipliée par leurs facteurs de pondération tissulaires respectifs. L'unité de mesure est le sievert (Sv). Souvent appelée dose efficace au corps entier.

dose équivalente

Mesure de la dose au tissu ou à l'organe visant à rendre compte de l'ampleur du dommage causé. La dose équivalente est obtenue en multipliant la dose absorbée par un « facteur de pondération radiologique » pour tenir compte de l'efficacité biologique de différents types de rayonnement à causer des dommages au tissu ou à l'organe considéré. L'unité de mesure est le sievert (Sv). Dans le présent document, la dose à la thyroïde, la dose au côlon et la dose à la moelle osseuse sont des doses équivalentes.

dose moyenne

La dose moyenne pour une plage de distances donnée (c'est-à-dire un secteur circulaire) correspond à la dose moyenne calculée reçue par la population pour l'ensemble des résultats de l'échantillon divisée par la population dans cette gamme de distances. La dose moyenne reçue par la population est basée sur la variation de la dose en s'éloignant de l'axe central du panache (c.-à-d. dose hors axe).

dosimétrie

Sous-spécialité scientifique de la radioprotection et de la physique médicale centrée sur le calcul des doses internes et externes provenant du rayonnement ionisant.

effets déterministes

Changements dans les cellules et les tissus qui se produiront assurément après une dose aiguë de rayonnement (supérieure à une valeur seuil d'au moins 1 000 mSv), en dessous de laquelle l'effet du rayonnement n'est pas détecté. La gravité des effets sur la santé (érythème, brûlures et perte des cheveux) augmente avec la dose reçue.

effets génétiques

Résultat de l'exposition à une substance, comme le rayonnement ionisant, causant des lésions aux gènes des cellules germinales (sperme ou ovule).

effets stochastiques

Terme utilisé pour regrouper les effets radio-induits sur la santé (tel que le cancer ou les maladies héréditaires) qui présentent un risque statistique et dont la probabilité d'occurrence augmente proportionnellement à la dose de rayonnement reçue : plus la dose est élevée, plus la probabilité d'occurrence est importante. Cependant, à aucun moment, même pour les doses les plus élevées, il n'est certain qu'un cancer ou des lésions génétiques se produiront.

éliminé, à toutes fins pratiques

Possibilité que l'occurrence de certaines conditions soit physiquement impossible ou extrêmement improbable avec un degré élevé de confiance

énergie

Grandeur physique qui décrit la quantité de travail qui peut être effectué par une force donnée, assujettie à une loi de la conservation de l'énergie. Il existe différentes formes d'énergie : cinétique, potentielle, thermique, gravitationnelle, acoustique, lumineuse, élastique et électromagnétique.

évaluation des risques

Outil ou procédé pour estimer la possibilité d'effets indésirables pour la santé pouvant résulter de la présence de contaminants sur un site. L'évaluation type des risques posés par le rayonnement comporte quatre parties :

- identification du problème
 - réunir de l'information sur les risques (contaminant radiologique) et les conditions de référence
- évaluation dose-effet
 - identifier les effets auxquels il faut s'attendre et leur variation selon la dose reçue
- évaluation de la dose (exposition)
 - évaluer les doses par modélisation ou mesure directe
- caractérisation et acceptabilité du risque
 - déterminer la probabilité d'un résultat indésirable

générateur de vapeur

Échangeur de chaleur qui transfère la chaleur de l'eau lourde (caloporteur) à l'eau ordinaire. L'eau ordinaire bout et produit ainsi de la vapeur qui actionne la turbine. Les tubes du générateur de vapeur séparent le caloporteur du réacteur du reste du système de production d'énergie électrique.

gray

Unité internationale (SI) de mesure de la dose absorbée de rayonnement, correspondant à un (1) kilogramme de matière (ou de tissu) un (1) joule d'énergie de rayonnement.

incidence du cancer

Nouveaux cas diagnostiqués de cancer.

lignes directrices sur la gestion des accidents graves

Programme qui établit :

- les mesures à prendre pour prévenir des dommages graves au cœur du réacteur, pour atténuer les conséquences des dommages au cœur (s'il devait y en avoir) et pour placer, à long terme, le réacteur dans un état stable et sécuritaire
- les mesures préparatoires nécessaires à la mise en œuvre de ces mesures

modèle linéaire sans seuil (LSS)

Modèle de risque utilisé à l'échelle internationale par la plupart des organismes de santé et de réglementation nucléaires afin d'établir des limites de dose pour les travailleurs et le public. Le modèle LSS part du principe qu'il existe un lien direct et proportionnel entre l'exposition au rayonnement et le risque de cancer, pour toutes les doses de rayonnement.

panne d'électricité complète dans une centrale

Perte complète d'alimentation en courant alternatif servant à refroidir les réacteurs, y compris les sources d'alimentation sur le site et hors site et les sources d'alimentation de relève et d'urgence.

principe ALARA

De l'anglais « *as low as reasonably achievable* » (niveau le plus bas qu'il soit raisonnablement possible d'atteindre). Outil d'optimisation en radioprotection servant à maintenir les limites de doses établies pour les personnes, les travailleurs et le public au niveau le plus bas que l'on peut raisonnablement atteindre, en tenant compte des facteurs sociaux et économiques. Il ne s'agit pas de la limite de dose, mais plutôt d'une pratique qui vise à maintenir les niveaux de dose en deçà des limites réglementaires autant que possible.

rayonnement

Processus d'émission ou de transmission d'énergie sous forme de particules ou d'ondes. Il existe deux types de rayonnement, le rayonnement ionisant et le rayonnement non ionisant. Dans le présent document, le terme « rayonnement » désigne un rayonnement ionisant.

rayonnement ionisant

Rayonnement capable d'ajouter ou de retrancher des électrons en traversant la matière (p. ex., air, eau ou tissus vivants). Les particules alpha, les rayons gamma, les rayons X et les neutrons sont des exemples de rayonnement ionisant.

risque de référence

Risque qui serait présent sans une exposition au rayonnement associée à un accident hypothétique survenant entre 2014 et la fin prévue de la vie d'une personne.

risque excédentaire

Risque additionnel, supérieur au risque de référence, qui peut être directement attribué à l'exposition au rayonnement associée à un accident hypothétique survenant entre 2014 (jour de l'exposition) et la fin prévue de la vie d'une personne.

sievert (Sv)

Unité internationale (SI) de la dose absorbée dans les organismes vivants modifiés par le type de rayonnement et le facteur de pondération tissulaire. Le sievert est l'unité de dose mesurant la « dose équivalente » et la « dose efficace ». Il remplace l'unité classique rem. Des multiples du sievert sont utilisés couramment, dont le millisievert (mSv) et le microsievert (µSv).

source froide

Système ou composant qui permet le transfert de chaleur depuis une source, telle que la chaleur produite par le combustible, jusqu'à un grand milieu qui absorbe la chaleur, comme de l'eau.

taux de référence pour le cancer (ou cancer de référence)

Le taux de cancer observé en l'absence (dans le cadre de la présente étude) d'une exposition au rayonnement causée par un grave accident nucléaire hypothétique. Le taux de référence pour le cancer est dû à des facteurs génétiques et autres, indépendamment de l'exposition au rayonnement à la suite d'un grave accident nucléaire hypothétique.

temps écoulé depuis l'exposition

Période comprise entre l'exposition au rayonnement ionisant et l'occurrence d'un effet.

vent (constant ou variable)

Pour les besoins de la présente étude et de la modélisation, le logiciel MACCS2 a traité le rejet d'une heure du scénario 24-01 comme un segment. Par conséquent, la direction et la vitesse du vent ont été présumées constantes pendant toute la durée du rejet, en raison de sa durée relativement courte. La direction et la vitesse du vent ont été variables pour les deux autres scénarios (24-24 et 24-72). Pour les

besoins de la modélisation, le scénario 24-24 est divisé en 4 segments égaux de 6 heures chacun et le scénario 24-72, en 4 segments égaux de 18 heures chacun.

Sigles

ALARA	Aussi bas qu'il soit raisonnablement possible d'atteindre (De l'anglais <i>as low as reasonably achievable</i>)
BCIGSU	Bureau du commissaire des incendies et de la gestion des situations d'urgence de l'Ontario
BEIR	Effets biologiques des rayonnements ionisants
Bq	Becquerel
CCSN	Commission canadienne de sûreté nucléaire
CIPR	Commission internationale de protection radiologique
CND	Centrale nucléaire de Darlington
EAU	Équipement d'atténuation d'urgence
EE	Évaluation environnementale
Gy	Gray (unité)
KI	Iodure de potassium
LSS	Modèle linéaire sans seuil
MAACS2	<i>Melcore Accident Consequences Code System (logiciel d'analyse)</i>
MAAP	<i>Modular Accident Analysis Program (logiciel d'analyse)</i>
MGRI	Modèle générique de rejet important
mGy	milligray (unité)
mSv	millisievert
NRC	Nuclear Regulatory Commission (É.-U.)
OMS	Organisation mondiale de la Santé
OPG	Ontario Power Generation
PISSC	Programme international sur la sécurité des substances chimiques
PPIUN	Plan provincial d'intervention en cas d'urgence nucléaire de l'Ontario
RPA	Recombineurs passifs autocatalytiques

SAMP	Seuil d'application des mesures de protection
SI	Système international (d'unités)
Sv	Sievert (unité)
SVFC	Système de ventilation filtrée du confinement
TINA	Taux d'incidence normalisé selon l'âge
UNSCEAR	Comité scientifique des Nations Unies pour l'étude des effets des rayonnements ionisants

Références

- Aschengrau, A. et G.R. Seage. 2008. *Essentials of Epidemiology in Public Health*, 2nd Edition, Jones and Bartlett Publishers, Sudbury Massachusetts.
- Bailey, M., A. Birchall, J.W. Marsh, A.W. Phipps et V. Sacoyannis. 1996. *Application of the New ICRP Respiratory Tract Model to Gases and Vapours in ICRP Publication 68*, NRPB-M688.
- Barnes, G., J. Baxter, A. Litva et B. Staples. 2002. The Social and Psychological Impact of the Chemical Contamination Incident in Weston Village, UK: A Qualitative Analysis. *Social Science and Medicine* 55: 2227-2241.
- Baum A., R. Gatchel et M. Schaeffer. 1983. Emotional, Behavioral, and Physiological Effects of Chronic Stress at Three Mile Island. *Journal of Consulting Clinical Psychology* 51(4): 565–72.
- Bellamy, N. et E. Hierholzer. 2012. Intermediate and Long-Term Behavioral Health Effects of Hurricane Katrina. DTAC Bulletin-SAMHSA Disaster Training and Technical Assistance. Supplemental Research Bulletin 3.
- Berrington de Gonzalez A., Iulian Apostoaiei A., Veiga L.H., Rajaraman P., Thomas B.A., Owen Hoffman F., Gilbert E. et C. Land. 2012. RadRAT: a radiation risk assessment tool for lifetime cancer risk projection. *Journal of Radiological Protection* 32(3): 205-222.
- Boice, J. 2006. In: *Cancer Epidemiology and Prevention, 3rd Edition* (Schottenfeld D, Fraumeni JF Jr, eds). New York, Oxford University Press. pp. 259-293.
- Bromet, E., J. Havenaar et L. Guey. 2011. A 25 Year Retrospective Review of the Psychological Consequences of the Chernobyl Accident. *Clinical Oncology (Royal College of Radiologists)* 23(4): 297-305.
- Bush, J., S. Moffatt et C. Dunn. 2001. “Even the Birds Round Here Cough”: Stigma, Air Pollution, and Health in Teesside. *Health and Place* 7(1): 47-56.
- Comité consultatif des statistiques canadiennes sur le cancer de la Société canadienne du cancer. *Statistiques canadiennes sur le cancer 2014*. Toronto, Ontario : Société canadienne du cancer.
- Comité scientifique des Nations Unies pour l'étude des effets des rayonnements ionisants (UNSCEAR), 1988. Effects of Ionizing Radiation. 1988 Report to the General Assembly, with scientific annexes. Nations Unies, New York.
- Comité scientifique des Nations Unies pour l'étude des effets des rayonnements ionisants (UNSCEAR), 1996. Sources and Effects of Ionizing Radiation - Effects of Radiation on the Environment. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Report E.96.IX.3. Nations Unies, New York.
- Comité scientifique des Nations Unies pour l'étude des effets des rayonnements ionisants (UNSCEAR), 2001. Hereditary Effects of Radiation. 2001 Report to the General Assembly, with scientific annex. Nations Unies, New York.
- Comité scientifique des Nations Unies pour l'étude des effets des rayonnements ionisants (UNSCEAR), 2008. Effects of Ionizing Radiation. 2006 Report to the General Assembly, with scientific annexes. Nations Unies, New York.
- Comité scientifique des Nations Unies pour l'étude des effets des rayonnements ionisants (UNSCEAR), 2012. Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation. Report to the General Assembly, Scientific Annex A, Attributing Health Effects to Ionizing Radiation Exposure and Inferring Risks. Nations Unies, New York.

Comité scientifique des Nations Unies pour l'étude des effets des rayonnements ionisants (UNSCEAR) 2013. Sources, effects and risks of ionizing radiation. 2013 Report to the General Assembly, with scientific annexes (Volume II: Annex B: Effects of radiation exposure of children). Nations Unies, New York., Supplement No. 46. A/68/46.

Comité scientifique des Nations Unies pour l'étude des effets des rayonnements ionisants (UNSCEAR), 2014. Sources, effects and risks of ionizing radiation. 2013 Report to the General Assembly, with scientific annexes (Volume I, Annex A, Levels and effects of radiation exposure due to the nuclear accident after the 2011 great east-Japan earthquake and tsunami). Nations Unies, New York.

Commission canadienne de sûreté nucléaire (CCSN) et Pêches et Océans Canada. 2013. *Final Environmental Assessment Screening Report: The Refurbishment and Continued Operation of the Darlington Nuclear Generating Station, Municipality of Clarington, Ontario.*

Commission canadienne de sûreté nucléaire (CCSN). 2008. *Ébauche du Rapport d'examen environnemental préalable concernant la réfection et exploitation continue de la centrale nucléaire de Pickering-B d'Ontario Power Génération à Pickering, Ontario*

Commission canadienne de sûreté nucléaire (CCSN). 2012. *Introduction au rayonnement.* Décembre 2012.

Commission canadienne de sûreté nucléaire (CCSN). 2013. *Compte rendu des délibérations, y compris les motifs de décision. Examen environnement préalable du projet de réfection et d'exploitation continue de la centrale nucléaire de Darlington située dans la municipalité de Clarington (Ontario).* Mars 2013.

Commission canadienne de sûreté nucléaire (CCSN). 2014. REGDOC 2.5.2, *Conception d'installations dotées de réacteurs : Centrales nucléaires.* Mai 2014.

Commission internationale de protection radiologique (CIPR). 1991. *1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection.* ICRP Publication 60, Vol. 21, No.1- 3, Pergamon Press.

Commission internationale de protection radiologique (CIPR). 1994. *Human Respiratory Tract Model for Radiological Protection,* ICRP Publication 66, Vol. 24, No. 1-3, Pergamon Press.

Commission internationale de protection radiologique (CIPR). 1995. *Age-dependent Doses to Members of the Public from Intakes of Radionuclides: Part 4, Inhalation Dose Coefficients,* ICRP Publication 71, Vol. 25, No. 3-4, Pergamon Press.

Commission internationale de protection radiologique (CIPR). 2005. *Low-dose Extrapolation of Radiation-related Cancer Risk.* ICRP Publication 99, Vol. 35, No. 4, Pergamon Press.

Commission internationale de protection radiologique (CIPR). 2007. *The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection.* ICRP Publication 103, Vol. 37, No. 2-4, Pergamon Press.

Dohrenwend, B. 1983. Psychological Implications of Nuclear Accidents: The Case of Three Mile Island. *Bulletin of the New York Academy of Medicine* 59(10): 1060-1076.

Dohrenwend, B., B. Dohrenwend, G., Warheit, G. Bartlett, R. Goldsteen, K. Goldsteen et J. Martin. 1981. Stress in the Community: A Report to the President's Commission on the Accident at Three Mile Island. *Annals of New York Academy of Science* 365: 159-174.

Edelstein, M. 1988. *Contaminated Communities: The Social and Psychological Impacts of Residential Toxic Exposure.* Boulder, CO: Westview Press.

Fabrikant, J. 1983. The Effects of the Accident at Three Mile Island on the Mental Health and Behavioral Responses of the General Population and Nuclear Workers. *Health Physics* 45(3): 579-586.

- Forman, D., B.F. Brewster, D.H. Gombe Mbalawa, C. Kohler, B. Piñeros, M. Steliarova-Foucher, E. Swaminathan et R. Ferlay. 2013. *J. Cancer Incidence in Five Continents: Vol. X*. Lyon, France: IARC Scientific Publications No. 164.
- Freudenburg, W. 1993. Risk and Recreancy: Weber, the Division of Labor, and the Rationality of Risk Perceptions. *Social Forces* 71(4): 909-933.
- Freudenburg, W. 1997. Contamination, Corrosion and the Social Order: An Overview. *Current Sociology* 45(3): 19-39.
- Government Accountability Office (GAO). 2013. *Emergency Preparedness: NRC Needs to Better Understand Likely Public Response to Radiological Incidents at Nuclear Power Plants*. U.S. Government Printing Office.
- Gray, M., S. Maguen et B. Litz. 2004. Acute Psychological Impact of Disaster and Large-Scale Trauma: Limitations of Traditional Interventions and Future Practice Recommendations. *Prehospital and Disaster Medicine* 19(1): 64-72.
- Gregory, R. et R. Mendelsohn. 1993. Perceived Risk, Dread, and Benefits. *Risk Analysis* 13(3): 259-264.
- Gregory, R. et T. Satterfield. 2002. Beyond Perception: The Experience of Risk and Stigma in Community Contexts. *Risk Analysis* 22(2): 347-358.
- Greve, K., K. Branchini, T. Stickle, J. Love, B. Doane, M. Thompson. 2007. Effects of a Community Toxic Release on the Psychological Status of Children. *Child Psychiatry and Human Development* 37(4): 307-323.
- Gurwitch, R., M. Kees, S. Becker, M. Schreiber, B. Pfefferbaum et D. Diamond. 2004. When Disaster Strikes: Responding to the Needs of Children. *Prehospital Disaster Medicine* 19(1): 21-28.
- Hall, E.J. 2000. *Radiobiology for the Radiologist*, Fifth Edition, Lippincott Williams and Wilkins, Philadelphia.
- Hasegawa, R. 2013. Disaster Evacuation from Japan's 2011 Tsunami Disaster and the Fukushima Nuclear Accident. IDDRI. Paris, France.
- Havenaar, J.M., E. de Wilde, J. van den Bout, B. Drottz-Sjoberg et W. van den Brink. Perception of Risk and Subjective Health among Victims of the Chernobyl Disaster. 2003. *Social Science and Medicine*: 56(3): 569-72.
- Houts, P. et P. Cleary. 2010. *Three Mile Island Crisis: Psychological, Social, and Economic Impacts on the Surrounding Population*. Penn State Press.
- Howlander, N., A.M. Noone et M. Krapcho. 2013. SEER Cancer Statistics Review, 1975-2010, National Cancer Institute. Available from URL: http://seer.cancer.gov/csr/1975_2010/, based on November 2012 SEER data submission.
- Hussain, A., L. Weisaeth et T. Heir. 2011. Psychiatric Disorders and Functional Impairment Among Disaster Victims After Exposure to a Natural Disaster: A Population Based Study. *Journal of Affective Disorders* 128(1-2):135-141.
- Ichiseki, H. 2013. Features of disaster-related deaths after the Great East Japan Earthquake. *The Lancet* 381(9862): 204.
- Kahneman, D. et A. Krueger. 2006. Developments in the Measurement of Subjective Well-Being. *Journal of Economic Perspectives* 20(1): 3-24.
- Lai, B., A. LaGreca, B. Auslander et M. Short. 2013. Children's Symptoms of Posttraumatic Stress and Depression After a Natural Disaster: Comorbidity and Risk Factors. *Journal of Affective Disorders* 146(1): 71-78.

- LaJoie, A., G. Sprang et W. McKinney. 2010. Long-term Effects of Hurricane Katrina on the Psychological Well-being of Evacuees. *Disasters* 34(4): 1031-1044.
- Lane R., E. Dagher, J. Burt et P. Thompson. 2013. Radiation exposure and cancer incidence (1990 to 2008) around nuclear power plants in Ontario, Canada. *Journal of Environmental Protection* 4(9): 888-913.
- Merdjanoff, A. 2013. There's No Place Like Home: Examining the Emotional Consequences of Hurricane Katrina on the Displaced Residents of New Orleans. *Social Science Research* 42(5): 1222-1235.
- Mix, T. et T. Shriver. 2007. Neighbors, Nuisances and Noxious Releases: Community Conflict and Environmental Hazards in the Atomic City. *The Social Science Journal* 44(4): 630-644.
- National Research Council (NRC), 2012. Modeling Potential Reactor Accident Consequences. NUREG/BR-0359, Revision 1.
- National Research Council (NRC). 2004. *Distribution and Administration of Potassium Iodide in the Event of a Nuclear Incident*. Washington, DC: The National Academies Press.
- National Research Council (NRC). 2006. Health Risks from Exposure to Low Levels of Ionizing Radiation: BEIR VII Phase 2. Board on Radiation Effects Research. The Committee on the Biological Effects of Ionizing Radiations (BEIR) The National Academies Press: Washington, DC.
- Nauman, J. et J. Wolff. 1993. Iodide prophylaxis in Poland after the Chernobyl reactor accident: benefits and risks. *The American Journal of Medicine* 94(5): 524-532. NDT Education Resource Center, 2001-2012, The Collaboration for NDT Education, Iowa State University, www.ndt-ed.org.
- Norris, F., M. Friedman, P. Watson, C. Bryne, E. Diaz et K. Kaniasty. 2002. 60,000 Disaster Victims Speak : Part 1. An Empirical Review of the Empirical Literature, 1981-2001. *Psychiatry* 65(3): 207-239.
- Ontario Power Generation (OPG), Bruce Power et Énergie Nouveau-Brunswick. 2014. CMD 14-M16.1. Présentation à l'égard des Études probabilistes de sûreté (EPS).
- Ontario Power Generation (OPG). 2009a. *Emergency Planning and Preparedness Technical Support Document New Nuclear – Darlington Environmental Assessment NK054-Rep-07730-00021 Rev 000*.
- Ontario Power Generation (OPG). 2009b. *Malfunctions, Accidents and Malevolent Acts Technical Support Document, New Nuclear – Darlington Environmental Assessment*.
- Ontario Power Generation (OPG). 2012. *Darlington NGS Risk Assessment Summary Report*. Report No. NK38-REP-03611-10072.
- Ontario Power Generation (OPG). 2014. Letter from D. Reiner (OPG) to F. Rinfret (CNSC). Darlington Refurbishment Project: Information Regarding the Environmental Assessment Modifications to be Installed Prior Refurbishment.
- Organisation mondiale de la Santé (OMS). 2002. Chernobyl: Assessment of Radiological Health Impacts. Presses de l'OMS.
- Organisation mondiale de la Santé (OMS). 2012. Preliminary dose estimation from the nuclear accident after the 2011 Great Japan Earthquake and Tsunami. Presses de l'OMS.
- Organisation mondiale de la Santé (OMS). 2013. Human health risk assessment from the nuclear accident after the 2011 Great East Japan Earthquake and Tsunami based on a preliminary dose estimation. Presses de l'OMS.
- Ozasa, K. Shimizu Y, Suyama A, Kasagi F, Soda M, Grant EJ, Sakata R, Sugiyama H et Kodama K. 2012. Studies of the Mortality of Atomic Bomb Survivors, Report 14, 1950–2003: An Overview of Cancer and Non Cancer Diseases. *Radiation Research* 177(3): 229–243.

- Page, L., K. Petric et S. Wessely. 2006. Psychosocial Responses to Environmental Incidents: A Review and a Proposed Typology. *Journal of Psychosomatic Research* 60(4): 413-422.
- Parkin, D.M. et S.C. Darby. 2011. Cancers in 2010 attributable to ionising radiation exposure in the UK. *British Journal of Cancer* 105(Suppl 2): S57–S65.
- Richardson, B., J. Sorensen et E. Soderstrom. 1987. Explaining the Social and Psychological Impacts of a Nuclear Power Plant Accident. *Journal of Applied Social Psychology* 17(1): 16-36.
- Ron, E. 1998. Ionizing radiation and cancer risk: evidence from epidemiology. *Radiation Research* 150(5 Suppl): S30-41.
- Rubin, G., R. Amiot, S. Wessely et N. Greenberg. 2012. Anxiety, Distress, and Anger among British Nationals in Japan Following the Fukushima Nuclear Accident. *The British Journal of Psychiatry* 201(5): 400-407
- Rubin, P. et G.W. Casarett. 1968. *Clinical Radiation Pathology*. W.B. Saunders: Philadelphia.
- Santé Canada. 2009a. L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada, Partie I : l'évaluation quantitative préliminaire des risques (ÉQPR) pour la santé humaine, version 2.0. Division des lieux contaminés, Programme de la sécurité des milieux.
- Santé Canada. 2009b. L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada, Partie V : L'évaluation quantitative détaillée des risques pour la santé humaine associés aux substances chimiques (ÉQDR_{chim}). 2^e édition. Division des lieux contaminés, Programme de la sécurité des milieux.
- Sorensen, J., J. Soderstrom, E. Copenhaver, S. Carnes et R. Bolin. 1987. *Impacts of Hazardous Technology — the Psycho-Social Effects of Restarting TMI-1*. State University of New York Press.
- Speier, A. 2000. *Psychosocial Issues for Children and Adolescents in Disasters*. Second Edition. Edited by D. Nordboe. Washington, DC: SAMHSA's National Mental Health Information Center.
- Tucker, P. 1995. *Report of the Expert Panel Workshop on the Psychological Responses to Hazardous Substances*. Atlanta, GA: U.S. Department of Health and Human Services.
- Wakeford, R. 2012. Radiation effects: Modulating factors and risk assessment -- an overview. *Annals of the ICRP* 41(3-4): 98-107.
- Williams, R. et J. Drury. 2009. Psychosocial Resilience and Its Influence on Managing Mass Emergencies and Disasters. *Psychiatry* 8(8): 293-296.

Annexe 1 : Estimation des rejets de radionucléides et du stock du cœur

Tableau A1.1 : Estimation des rejets de radionucléides pour les accidents hypothétiques considérés pour la présente étude et pour des accidents nucléaires antérieurs

Isotope	Rejets de produits de fission (becquerels)			
	Rejet générique important (24-24)	Rejet générique important x4 (24-24)	Tchernobyl	Fukushima
Ba-140	8.14E+11	3.26E+12	2.50E+17	3.10E+15
Cs-134	3.21E+13	1.29E+14	5.90E+16	1.80E+16
Cs-137	1.02E+14	4.08E+14	8.20E+16	1.50E+16
Ce-141	2.40E+11	9.58E+11	2.00E+17	1.80E+13
Ce-144	8.17E+10	3.27E+11	1.70E+18	1.20E+13
I-131	3.93E+15	1.57E+16	1.50E+18	1.60E+17
I-132	5.80E+11	2.32E+12	2.10E+18	1.30E+13
I-133	2.79E+15	1.12E+16	3.00E+18	4.20E+16
I-135	2.50E+14	9.98E+14	s.o.	2.30E+15
Ru-103	1.00E+15	4.00E+15	2.30E+17	7.50E+09
Ru-106	1.14E+14	4.55E+14	5.00E+16	2.10E+09
Xe-133	1.99E+18	7.95E+18	6.00E+18	1.10E+19

Tableau A1.2 : Stock en phase d'équilibre des isotopes du cœur pris en compte dans le calcul de dose (sauf indication contraire)

Isotope	Parent	Groupe MACCS2	Demi vie (s)	Stock du coeur (Bq)
Co-58	None	6	6.12E+06	1.00E+00*
Co-60	None	6	1.66E+08	1.00E+00*
Kr-85	None	1	3.39E+08	6.28 E+15
Kr-85M	None	1	1.61E+04	7.57 E+17
Kr-87	None	1	4.56E+03	1.51 E+18
Kr-88	None	1	1.01E+04	2.10 E+18
Rb-86	None	3	1.61E+06	7.21 E+14
Sr-89	None	5	4.49E+06	2.92 E+18
Sr-90	None	5	8.87E+08	5.17 E+16
Sr-91	None	5	3.41E+04	3.65 E+18
Sr-92	None	5	9.76E+03	3.87 E+18
Y-90	Sr-90	7	2.31E+05	5.41 E+16
Y-91	Sr-91	7	5.08E+06	3.60 E+18
Y-92	Sr-92	7	1.27E+04	3.91 E+18
Y-93	None	7	3.64E+04	2.96 E+18
Zr-95	None	7	5.66E+06	4.49 E+18
Zr-97	None	7	6.05E+04	4.74 E+18
Nb-95	Zr-95	7	3.03E+06	3.90 E+18
Mo-99	None	6	2.38E+05	5.41 E+18
Tc-99M	Mo-99	6	2.17E+04	4.76 E+18
Ru-103	None	6	3.42E+06	4.06 E+18
Ru-105	None	6	1.60E+04	2.91 E+18
Ru-106	None	6	3.19E+07	4.57 E+17
Rh-105	Ru-105	6	1.28E+05	2.53 E+18
Sb-127	None	4	3.28E+05	2.58 E+17
Sb-129	None	4	1.56E+04	9.60 E+17
Te-127	Sb-127	4	3.37E+04	2.39 E+17
Te-127M	None	4	9.42E+06	2.57 E+16
Te-129	Sb-129	4	4.20E+03	9.04 E+17
Te-129M	None	4	2.89E+06	1.73 E+17
Te-131M	None	4	1.08E+05	6.11 E+17
Te-132	None	4	2.81E+05	4.19 E+18
I-131	Te-131M	2	6.95E+05	2.94 E+18
I-132	Te-132	2	8.23E+03	4.37 E+18
I-133	None	2	7.49E+04	5.95 E+18
I-134	None	2	3.16E+03	6.63 E+18
I-135	None	2	2.37E+04	5.65 E+18
Xe-133	I-133	1	4.57E+05	5.88 E+18
Xe-135	I-135	1	3.30E+04	5.63 E+17
Cs-134	None	3	6.50E+07	2.12 E+16
Cs-136	None	3	1.12E+06	4.07 E+16
Cs-137	None	3	9.50E+08	6.71 E+16
Ba-139	None	9	4.99E+03	5.27 E+18
Ba-140	None	9	1.11E+06	5.26 E+18
La-140	Ba-140	7	1.45E+05	5.32 E+18
La-141	None	7	1.42E+04	4.86 E+18
La-142	None	7	5.72E+03	4.74 E+18
Ce-141	La-141	8	2.81E+06	4.78 E+18
Ce-143	None	8	1.19E+05	4.52 E+18
Ce-144	None	8	2.46E+07	1.59 E+18
Pr-143	Ce-143	7	1.17E+06	4.54 E+18
Nd-147	None	7	9.50E+05	1.85 E+18
Np-239	None	8	2.03E+05	7.80E+19**
Pu-238	Cm-242	8	2.77E+09	8.26E+13**
Pu-239	None	8	7.59E+11	5.57E+14**
Pu-240	Cm-244	8	2.06E+11	5.22E+14**
Pu-241	None	8	4.54E+08	4.21E+16**

Isotope	Parent	Groupe MACCS2	Demi vie (s)	Stock du coeur (Bq)
Am-241	None	7	1.36E+10	9.24E+12**
Cm-242	None	7	1.41E+07	1.13E+15**
Cm-244	None	7	5.71E+08	5.05E+12**

*Le produits d'activation de l'acier de construction ont une valeur faible arbitraire en raison des très faibles quantités d'acier dans le cœur d'un réacteur CANDU

**Les actinides ne sont pas inclus dans les calculs de dose en raison de leur très faible volatilité

Annexe 2 : Structure de modélisation – vent et population

Figure A2.1 : Grille de coordonnées polaires –10 cercles concentriques, 16 sections radiales correspondant aux points cardinaux, pour un total de 160 sections concentriques. La population (voir tableau ci-dessous) de chaque section concentrique est connue. Le chiffre en rouge (exemple de nombre d'habitants) ci-dessous est reporté dans le tableau.

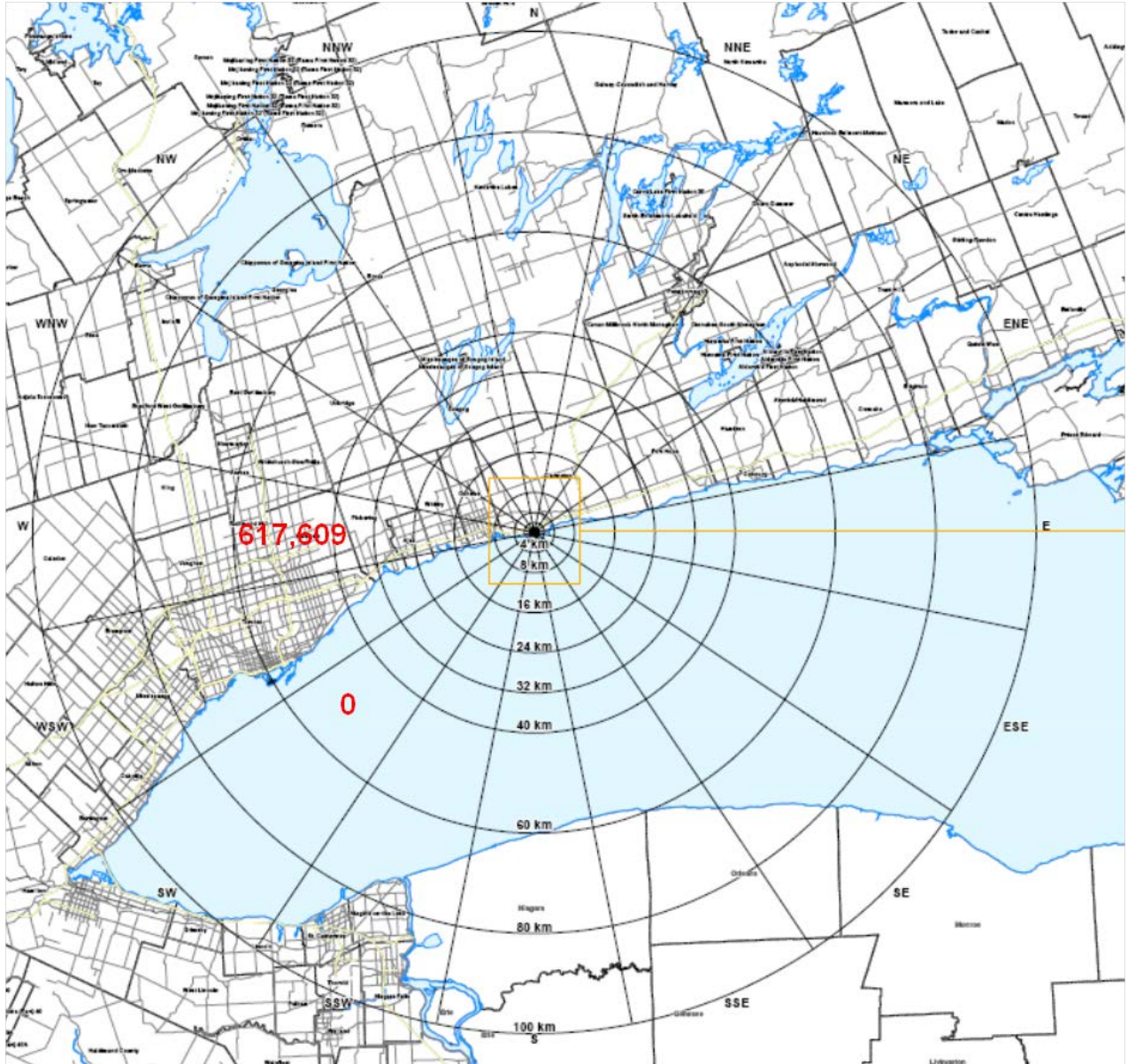


Tableau A2.1 : Répartition de la population autour de la centrale de Darlington en 2006^{1, 2}

Direction du vent ³	Distance radiale (en km)									
	0-2	2-4	4-8	8-16	16-24	24-32	32-40	40-60	60-80	80-100
N	9	1 139	723	1 691	654	1 107	3 850	27 561	16 096	6 815
NNE	17	4 339	15 238	2 015	833	1 963	2 671	77 660	26 414	5 651
NE	-	1 918	8 605	1 907	1 170	1 453	3 976	16 536	9 460	16 027
ENE	-	294	1 190	8 719	1 305	1 055	15 111	29 547	12 229	51 210
E	-	11	-	57	51	-	-	-	-	3 013
ESE	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
SE	-	-	-	-	-	-	-	-	5 096	65 225
SSE	-	-	-	-	-	-	-	-	22 613	51 249
S	-	-	-	-	-	-	-	-	52 931	298 419
SSO	-	-	-	-	-	-	-	-	21 621	335 317
SO	-	-	-	-	-	-	-	-	-	61 696
OSO	-	10	-	3 556	11 105	24 385	102 683	1 340 350	1 245 165	1 040 379
O	-	121	3 392	61 620	81 829	98 036	44 888	617 609	276 782	140 369
ONO	-	35	15 937	84 830	34 812	2 154	2 541	47 550	158 926	77 510
NO	9	50	5 633	8 202	2 466	8 877	5 690	18 372	19 818	154 428
NNO	9	44	495	1 874	1 788	2 642	6 638	10 142	11 745	10 555
Total	44	7 961	51 213	174 471	136 013	141 672	188 048	2 185 327	1 878 896	2 317 863

¹ Source : Données du recensement Canada et États-Unis 2006

² Le chiffre indiqué en rouge correspond à la section concentrique indiquée en rouge sur la grille de coordonnées polaires de la présente annexe

³ N = nord, E = est, S = sud, O = ouest

Annexe 3 : Risques de cancer tenant compte des mesures de protection prises (évacuation, mise à l'abri et blocage thyroïdien)

Tableau A3.1 : 24-01 – Risque excédentaire de cancer (tous cancers confondus)

Distance de la centrale (en km)	Risque de référence (moyen – sur 100 000) (Intervalle de confiance de 90 %)	Dose moyenne au côlon reçue par un sujet de sexe masculin de 30 ans (mSv)	Risque excédentaire (moyen) en fonction de la dose moyenne (risque sur 100 000) (intervalle de confiance de 90 %)	Dose au côlon reçue au centre du panache par un sujet de sexe masculin de 30 ans (mSv)	Risque excédentaire (moyen) basé sur la valeur au centre du panache (risque sur 100 000) (intervalle de confiance de 90 %)
1	49 114 (48 246; 49 997)	0	0	0	0
3	49 114 (48 246; 49 997)	0	0	0	0
6	49 114 (48 246; 49 997)	0	0	0	0
12	49 114 (48 246; 49 997)	0	0	0	0
20	49 114 (48 246; 49 997)	4,32E-02	0,422 (0,2; 0,76)	1,86E+00	18,2 (8,79; 32,5)
28	49 114 (48 246; 49 997)	2,77E-02	0,270 (0,13; 0,48)	1,31E+00	12,8 (6,19; 22,9)
36	49 114 (48 246; 49 997)	1,28E-02	0,125 (0,06; 0,22)	6,30E-01	6,15 (2,97; 11)
50	49 114 (48 246; 49 997)	7,25E-03	0,070 (0,03; 0,13)	3,50E-01	3,42 (1,65; 6,12)
70	49 114 (48 246; 49 997)	4,20E-03	0,041 (0,02; 0,07)	2,13E-01	2,05 (0,99; 3,67)
90	49 114 (48 246; 49 997)	2,45E-03	0,024 (0,01; 0,04)	1,56E-01	1,56 (0,75; 2,8)

Tableau A3.2 : 24-01 – Risque excédentaire de leucémie

Distance de la centrale (en km)	Risque de référence (moyen – sur 100 000) (Intervalle de confiance de 90 %)	Dose moyenne à la moelle osseuse reçue par un sujet de sexe masculin de 30 ans (mSv)	Risque excédentaire (moyen) en fonction de la dose moyenne (risque sur 100 000) (intervalle de confiance de 90 %)	Valeur au centre du panache de la dose à la moelle osseuse reçue par un sujet de sexe masculin de 30 ans (mSv)	Risque excédentaire (moyen) basé sur la valeur au centre du panache (risque sur 100 000) (intervalle de confiance de 90 %)
1	837 (803; 872)	0	0	0	0
3	837 (803; 872)	0	0	0	0
6	837 (803; 872)	0	0	0	0
12	837 (803; 872)	0	0	0	0
20	837 (803; 872)	2,86E-02	0,025 (0,0084; 0,0514)	1,26E+00	1,09 (0,37; 2,27)
28	837 (803; 872)	1,78E-02	0,015 (0,0052; 0,0320)	8,48E-01	0,734 (0,25; 1,53)
36	837 (803; 872)	8,48E-03	0,007 (0,0025; 0,0153)	4,27E-01	0,371 (0,126; 0,773)
50	837 (803; 872)	4,87E-03	0,004 (0,0014; 0,0088)	2,36E-01	0,207 (0,070; 0,432)
70	837 (803; 872)	2,86E-03	0,003 (0,0009; 0,0052)	1,45E-01	0,129 (0,044; 0,27)
90	837 (803; 872)	1,59E-03	0,001 (0,0005; 0,0029)	1,03E-01	0,0863 (0,029; 0,18)

Tableau A3.3 : 24-01 – Risque excédentaire de cancer de la thyroïde (adulte)

Distance de la centrale (en km)	Risque de référence (moyen – sur 100 000) (Intervalle de confiance de 90 %)	Dose moyenne à la thyroïde reçue par un sujet de sexe masculin de 30 ans (mSv)	Risque excédentaire (moyen) en fonction de la dose moyenne (risque sur 100 000) (intervalle de confiance de 90 %)	Valeur au centre du panache de la dose à la thyroïde reçue par un sujet de sexe masculin de 30 ans (mSv)	Risque excédentaire (moyen) basé sur la valeur au centre du panache (risque sur 100 000) (intervalle de confiance de 90 %)
1	366 (344; 389)	0	0	0	0
3	366 (344; 389)	0	0	0	0
6	366 (344; 389)	0	0	0	0
12	366 (344; 389)	0	0	0	0
20	366 (344; 389)	1,59E+00	0,26 (0,055; 0,669)	6,19E+01	13,2 (3,49; 30,6)
28	366 (344; 389)	1,04E+00	0,17 (0,036; 0,437)	4,58E+01	9,18 (2,4; 22,10)
36	366 (344; 389)	4,46E-01	0,07 (0,016; 0,188)	2,00E+01	3,47 (0,84; 9,01)
50	366 (344; 389)	2,42E-01	0,04 (0,0008; 0,102)	1,11E+01	1,82 (0,4; 4,67)
70	366 (344; 389)	1,35E-01	0,02 (0,005; 0,057)	6,76E+00	1,10 (0,24; 2,84)
90	366 (344; 389)	8,54E-02	0,01 (0,003; 0,036)	5,23E+00	0,85 (0,18; 2,20)

Tableau A3.4 : 24-01 – Risque excédentaire de cancer de la thyroïde (enfant)

Distance de la centrale (en km)	Risque de référence (moyen – sur 100 000) (Intervalle de confiance de 90 %)	Dose moyenne à la thyroïde reçue par un sujet de sexe féminin de 4 ans (mSv)	Risque excédentaire (moyen) en fonction de la dose moyenne (risque sur 100 000) (intervalle de confiance de 90 %)	Valeur au centre du panache de la dose à la thyroïde reçue par un sujet de sexe féminin de 4 ans (mSv)	Risque excédentaire (moyen) basé sur la valeur au centre du panache (risque sur 100 000) (intervalle de confiance de 90 %)
1	1 078 (1 038; 1 119)	0	0	0	0
3	1 078 (1 038; 1 119)	0	0	0	0
6	1 078 (1 038; 1 119)	0	0	0	0
12	1 078 (1 038; 1 119)	0	0	0	0
20	1 078 (1 038; 1 119)	4,78E+00	40,6 (9; 69)	1,86E+02	2 260 (603; 5 440)
28	1 078 (1 038; 1 119)	3,12E+00	26,5 (6; 69)	1,37E+02	1 660 (436; 4 020)
36	1 078 (1 038; 1 119)	1,34E+00	11,4 (2,5; 29,5)	6,00E+01	666 (178; 1 550)
50	1 078 (1 038; 1 119)	7,27E-01	6,2 (1,4; 16)	3,34E+01	332 (88; 840)
70	1 078 (1 038; 1 119)	4,05E-01	3,4 (0,8; 8,9)	2,03E+01	185 (46; 473)
90	1 078 (1 038; 1 119)	2,56E-01	2,2 (0,5; 5,7)	1,57E+01	138 (34; 364)

Tableau A3.5 : 24-24 – Risque excédentaire de cancer (tous cancers confondus)

Distance de la centrale (en km)	Risque de référence (moyen – sur 100 000) (Intervalle de confiance de 90 %)	Dose moyenne au côlon reçue par un sujet de sexe masculin de 30 ans (mSv)	Risque excédentaire (moyen) en fonction de la dose moyenne (risque sur 100 000) (intervalle de confiance de 90 %)	Dose au côlon reçue au centre du panache par un sujet de sexe masculin de 30 ans (mSv)	Risque excédentaire (moyen) basé sur la valeur au centre du panache (risque sur 100 000) (intervalle de confiance de 90 %)
1	49 114 (48 246; 49 997)	0	0	0	0
3	49 114 (48 246; 49 997)	3,50E-01	3,410 (1,65; 6,11)	1,30E+00	12,7 (6,14; 22,7)
6	49 114 (48 246; 49 997)	1,26E-01	1,230 (0,59; 2,19)	5,20E-01	5,08 (2,45; 9,09)
12	49 114 (48 246; 49 997)	7,2E-02	0,705 (0,34; 1,26)	2,58E-01	2,54 (1,23; 4,54)
20	49 114 (48 246; 49 997)	4,5E-02	0,442 (0,21; 0,79)	1,22E-01	1,17 (0,57; 2,10)
28	49 114 (48 246; 49 997)	2,9E-02	0,286 (0,14; 0,51)	6,96E-02	0,68 (0,33; 1,22)
36	49 114 (48 246; 49 997)	1,6E-02	0,151 (0,07; 0,27)	4,99E-02	0,49 (0,24; 0,87)
50	49 114 (48 246; 49 997)	9,00E-03	0,086 (0,04; 0,15)	2,76E-02	0,29 (0,14; 0,52)
70	49 114 (48 246; 49 997)	5,00E-03	0,052 (0,03; 0,09)	1,55E-02	0,20 (0,09; 0,35)
90	49 114 (48 246; 49 997)	3,00E-03	0,025 (0,01; 0,05)	1,15E-02	0,1 (0,05; 0,18)

Tableau A3.6 : 24-24 – Risque excédentaire de leucémie

Distance de la centrale (en km)	Risque de référence (moyen – sur 100 000) (Intervalle de confiance de 90 %)	Dose moyenne à la moelle osseuse reçue par un sujet de sexe masculin de 30 ans (mSv)	Risque excédentaire (moyen) en fonction de la dose moyenne (risque sur 100 000) (intervalle de confiance de 90 %)	Valeur au centre du panache de la dose à la moelle osseuse reçue par un sujet de sexe masculin de 30 ans (mSv)	Risque excédentaire (moyen) basé sur la valeur au centre du panache (risque sur 100 000) (intervalle de confiance de 90 %)
1	837 (803; 872)	0	0	0	0
3	837 (803; 872)	2,01E-01	0,173 (0,0589; 0,3610)	7,43E-01	0,639 (0,217; 1,330)
6	837 (803; 872)	7,3E-02	0,063 (0,0215; 0,132)	3,10E-01	0,268 (0,091; 0,557)
12	837 (803; 872)	4,2E-02	0,036 (0,0124; 0,0759)	1,58E-01	0,138 (0,047; 0,288)
20	837 (803; 872)	2,6E-02	0,023 (0,0077; 0,0471)	7,60E-02	0,069 (0,024; 0,144)
28	837 (803; 872)	1,7E-02	0,015 (0,0051; 0,0313)	4,36E-02	0,035 (0,012; 0,072)
36	837 (803; 872)	9,00E-03	0,008 (0,0028; 0,0169)	3,14E-02	0,026 (0,009; 0,054)
50	837 (803; 872)	5,00E-03	0,005 (0,00161; 0,0099)	1,75E-02	0,017 (0,006; 0,036)
70	837 (803; 872)	3,00E-03	0,003 (0,00094; 0,0058)	9,97E-03	0,009 (0,003; 0,018)
90	837 (803; 872)	2,00E-03	0,001 (0,0005; 0,0031)	7,38E-03	0,006 (0,002; 0,013)

Tableau A3.7 : 24-24 – Risque excédentaire de cancer de la thyroïde (adulte)

Distance de la centrale (en km)	Risque de référence (moyen – sur 100 000) (Intervalle de confiance de 90 %)	Dose moyenne à la thyroïde reçue par un sujet de sexe masculin de 30 ans (mSv)	Risque excédentaire (moyen) en fonction de la dose moyenne (risque sur 100 000) (intervalle de confiance de 90 %)	Valeur au centre du panache de la dose à la thyroïde reçue par un sujet de sexe masculin de 30 ans (mSv)	Risque excédentaire (moyen) basé sur la valeur au centre du panache (risque sur 100 000) (intervalle de confiance de 90 %)
1	366 (344; 389)	0	0	0	0
3	366 (344; 389)	0	0	0	0
6	366 (344; 389)	5,62E+00	0,91 (0,196; 2,360)	2,14E+01	3,75 (0,91; 9,62)
12	366 (344; 389)	3,20E+00	0,52 (0,111; 1,340)	9,82E+00	1,60 (0,35; 4,12)
20	366 (344; 389)	2,04E+00	0,33 (0,071; 0,857)	4,40E+00	0,71 (0,15; 1,85)
28	366 (344; 389)	1,26E+00	0,20 (0,044; 0,529)	2,49E+00	0,40 (0,09; 1,05)
36	366 (344; 389)	6,5E-01	0,11 (0,023; 0,273)	1,75E+00	0,28 (0,06; 0,74)
50	366 (344; 389)	3,5E-01	0,06 (0,012; 0,146)	9,47E-01	0,15 (0,03; 0,4)
70	366 (344; 389)	2,1E-01	0,03 (0,007; 0,088)	5,24E-01	0,08 (0,02; 0,22)
90	366 (344; 389)	9,00E-02	0,02 (0,003; 0,040)	3,87E-01	0,06 (0,01; 0,16)

Tableau A3.8 : 24-24 – Risque excédentaire de cancer de la thyroïde (enfant)

Distance de la centrale (en km)	Risque de référence (moyen – sur 100 000) (Intervalle de confiance de 90 %)	Dose moyenne à la thyroïde reçue par un sujet de sexe féminin de 4 ans (mSv)	Risque excédentaire (moyen) en fonction de la dose moyenne (risque sur 100 000) (intervalle de confiance de 90 %)	Valeur au centre du panache de la dose à la thyroïde reçue par un sujet de sexe féminin de 4 ans (mSv)	Risque excédentaire (moyen) basé sur la valeur au centre du panache (risque sur 100 000) (intervalle de confiance de 90 %)
1	1 078 (1 038; 1 119)	0	0	0	0
3	1 078 (1 038; 1 119)	0	0	0	0
6	1 078 (1 038; 1 119)	1,69E+01	150,0 (37; 392)	6,41E+01	720 (194; 1 700)
12	1 078 (1 038; 1 119)	9,6E+00	82,1 (18; 211)	2,95E+01	287 (71; 741)
20	1 078 (1 038; 1 119)	6,1E+00	52,1 (12; 135)	1,32E+01	114 (27; 290)
28	1 078 (1 038; 1 119)	3,8E+00	32,1 (7; 83)	7,47E+00	64 (14; 165)
36	1 078 (1 038; 1 119)	1,9E+00	16,6 (4; 43)	5,25E+00	45 (10; 116)
50	1 078 (1 038; 1 119)	1,0E+00	8,8 (2; 23)	2,84E+00	24 (5; 63)
70	1 078 (1 038; 1 119)	6,00E-01	5,3 (1; 14)	1,57E+00	13 (3; 35)
90	1 078 (1 038; 1 119)	3,00E-01	2,4 (0,5; 6,2)	1,16E+00	10 (2; 26)

Tableau A3.9 : 24-72 – Risque excédentaire de cancer (tous cancers confondus)

Distance de la centrale (en km)	Risque de référence (moyen – sur 100 000) (Intervalle de confiance de 90 %)	Dose moyenne au côlon reçue par un sujet de sexe masculin de 30 ans (mSv)	Risque excédentaire (moyen) en fonction de la dose moyenne (risque sur 100 000) (intervalle de confiance de 90 %)	Dose au côlon reçue au centre du panache par un sujet de sexe masculin de 30 ans (mSv)	Risque excédentaire (moyen) basé sur la valeur au centre du panache (risque sur 100 000) (intervalle de confiance de 90 %)
1	49 114 (48 246; 49 997)	0	0	0	0
3	49 114 (48 246; 49 997)	3,00E-01	2,96 (1,43; 5,30)	1,02E+00	9,96 (4,82; 17,80)
6	49 114 (48 246; 49 997)	1,00E-01	0,96 (0,46; 1,72)	4,07E-01	4,00 (1,93; 7,16)
12	49 114 (48 246; 49 997)	5,00E-02	0,47 (0,23; 0,85)	2,04E-01	1,95 (0,94; 3,49)
20	49 114 (48 246; 49 997)	3,00E-02	0,34 (0,16; 0,60)	9,53E-02	0,98 (0,47; 1,75)
28	49 114 (48 246; 49 997)	3,00E-02	0,25 (0,12; 0,44)	5,49E-02	0,49 (0,24; 0,87)
36	49 114 (48 246; 49 997)	1,00E-02	0,14 (0,07; 0,25)	3,95E-02	0,39 (0,19; 0,70)
50	49 114 (48 246; 49 997)	1,00E-02	0,08 (0,04; 0,15)	2,16E-02	0,20 (0,09; 0,35)
70	49 114 (48 246; 49 997)	1,00E-02	0,06 (0,03; 0,10)	1,21E-02	0,12 (0,06; 0,21)
90	49 114 (48 246; 49 997)	0	0,02 (0,01; 0,04)	8,81E-03	0,09 (0,04; 0,16)

Tableau A3.10 : 24-72 – Risque excédentaire de leucémie

Distance de la centrale (en km)	Risque de référence (moyen – sur 100 000) (Intervalle de confiance de 90 %)	Dose moyenne à la moelle osseuse reçue par un sujet de sexe masculin de 30 ans (mSv)	Risque excédentaire (moyen) en fonction de la dose moyenne (risque sur 100 000) (intervalle de confiance de 90 %)	Valeur au centre du panache de la dose à la moelle osseuse reçue par un sujet de sexe masculin de 30 ans (mSv)	Risque excédentaire (moyen) basé sur la valeur au centre du panache (risque sur 100 000) (intervalle de confiance de 90 %)
1	837 (803; 872)	0	0	0	0
3	837 (803; 872)	1,58E-01	0,137 (0,0464; 0,2850)	5,47E-01	0,475 (0,161; 0,989)
6	837 (803; 872)	5,3E-02	0,046 (0,0156; 0,0955)	2,27E-01	0,198 (0,068; 0,414)
12	837 (803; 872)	2,7E-02	0,024 (0,0080; 0,0491)	1,18E-01	0,104 (0,035; 0,216)
20	837 (803; 872)	1,9E-02	0,016 (0,0056; 0,0342)	5,74E-02	0,052 (0,018; 0,108)
28	837 (803; 872)	1,4E-02	0,012 (0,0041; 0,0250)	3,34E-02	0,026 (0,009; 0,054)
36	837 (803; 872)	8,00E-03	0,007 (0,0023; 0,0143)	2,42E-02	0,021 (0,007; 0,043)
50	837 (803; 872)	5,00E-03	0,004 (0,0015; 0,0091)	1,36E-02	0,012 (0,004; 0,025)
70	837 (803; 872)	3,00E-03	0,003 (0,0010; 0,0059)	7,75E-03	0,007 (0,002; 0,014)
90	837 (803; 872)	1,00E-03	0,001 (0,0004; 0,0026)	5,61E-03	0,005 (0,002; 0,011)

Tableau A3.11 : 24-72 – Risque excédentaire de cancer de la thyroïde (adulte)

Distance de la centrale (en km)	Risque de référence (moyen – sur 100 000) (Intervalle de confiance de 90 %)	Dose moyenne à la thyroïde reçue par un sujet de sexe masculin de 30 ans (mSv)	Risque excédentaire (moyen) en fonction de la dose moyenne (risque sur 100 000) (intervalle de confiance de 90 %)	Valeur au centre du panache de la dose à la thyroïde reçue par un sujet de sexe masculin de 30 ans (mSv)	Risque excédentaire (moyen) basé sur la valeur au centre du panache (risque sur 100 000) (intervalle de confiance de 90 %)
1	366 (344; 389)	0	0	0	0
3	366 (344; 389)	0	0	0	0
6	366 (344; 389)	4,70E+00	0,76 (0,164; 1,970)	1,77E+01	3,01 (0,73; 7,95)
12	366 (344; 389)	2,21E+00	0,36 (0,077; 0,928)	8,21E+00	1,33 (0,29; 3,44)
20	366 (344; 389)	1,60E+00	0,26 (0,056; 0,672)	3,59E+00	0,58 (0,13; 1,51)
28	366 (344; 389)	1,16E+00	0,19 (0,040; 0,487)	2,03E+00	0,33 (0,07; 0,85)
36	366 (344; 389)	6,2E-01	0,10 (0,022; 0,259)	1,42E+00	0,23 (0,05; 0,60)
50	366 (344; 389)	3,5E-01	0,06 (0,012; 0,147)	7,42E-01	0,12 (0,03; 0,31)
70	366 (344; 389)	2,4E-01	0,04 (0,008; 0,100)	4,09E-01	0,07 (0,01; 0,17)
90	366 (344; 389)	8,00E-02	0,01 (0,003; 0,035)	2,97E-01	0,05 (0,01; 0,13)

Tableau A3.12 : 24-72 – Risque excédentaire de cancer de la thyroïde (enfant)

Distance de la centrale (en km)	Risque de référence (moyen – sur 100 000) (Intervalle de confiance de 90 %)	Dose moyenne à la thyroïde reçue par un sujet de sexe féminin de 4 ans (mSv)	Risque excédentaire (moyen) en fonction de la dose moyenne (risque sur 100 000) (intervalle de confiance de 90 %)	Valeur au centre du panache de la dose à la thyroïde reçue par un sujet de sexe féminin de 4 ans (mSv)	Risque excédentaire (moyen) basé sur la valeur au centre du panache (risque sur 100 000) (intervalle de confiance de 90 %)
1	1 078 (1 038; 1 119)	0	0	0	0
3	1 078 (1 038; 1 119)	0	0	0	0
6	1 078 (1 038; 1 119)	14,1E+00	123,0 (28,6; 311)	5,30E+01	575 (153; 1 330)
12	1 078 (1 038; 1 119)	6,6E+00	56,5 (12,4; 146)	2,46E+01	233 (58; 615)
20	1 078 (1 038; 1 119)	4,8E+00	40,8 (9,0; 106)	1,08E+01	92 (20; 237)
28	1 078 (1 038; 1 119)	3,5E+00	29,6 (6,5; 76,7)	6,09E+00	52 (11; 134)
36	1 078 (1 038; 1 119)	1,9E+00	15,7 (3,4; 40,8)	4,26E+00	36 (8; 94)
50	1 078 (1 038; 1 119)	1,1E+00	8,9 (2,0; 23,2)	2,23E+00	19 (4; 49)
70	1 078 (1 038; 1 119)	7,00E-01	6,0 (1,3; 15,7)	1,23E+00	10 (2; 27)
90	1 078 (1 038; 1 119)	2,00E-01	2,1 (0,5; 5,5)	8,91E-01	7 (2; 20)

Tableau A3.13 : 24-24x4 – Risque excédentaire de cancer (tous cancers confondus)

Distance de la centrale (en km)	Risque de référence (moyen – sur 100 000) (Intervalle de confiance de 90 %)	Dose moyenne au côlon reçue par un sujet de sexe masculin de 30 ans (mSv)	Risque excédentaire (moyen) en fonction de la dose moyenne (risque sur 100 000) (intervalle de confiance de 90 %)	Dose au côlon reçue au centre du panache par un sujet de sexe masculin de 30 ans (mSv)	Risque excédentaire (moyen) basé sur la valeur au centre du panache (risque sur 100 000) (intervalle de confiance de 90 %)
1	49 114 (48 246; 49 997)	0	0	0	0
3	49 114 (48 246; 49 997)	0	0	0	0
6	49 114 (48 246; 49 997)	5,00E-01	4,88 (2,36; 8,74)	2,08E+00	20,3 (9,8; 36,4)
12	49 114 (48 246; 49 997)	2,3E-01	2,25 (1,08; 4,02)	8,26E-01	8,1 (3,9; 14,5)
20	49 114 (48 246; 49 997)	1,4E-01	1,37 (0,66; 2,45)	3,90E-01	3,8 (1,8; 6,8)
28	49 114 (48 246; 49 997)	1,2E-01	1,17 (0,57; 2,10)	2,78E-01	2,7 (1,3; 4,9)
36	49 114 (48 246; 49 997)	6,00E-02	0,59 (0,28; 1,05)	2,00E-01	2,0 (0,9; 3,5)
50	49 114 (48 246; 49 997)	4,00E-02	0,39 (0,19; 0,70)	1,10E-01	1,1 (0,5; 1,9)
70	49 114 (48 246; 49 997)	2,00E-02	0,20 (0,09; 0,35)	6,20E-02	0,6 (0,3; 1,1)
90	49 114 (48 246; 49 997)	1,00E-02	0,10 (0,05; 0,18)	4,60E-02	0,5 (0,2; 0,9)

Tableau A3.14 : 24-24x4 – Risque excédentaire de leucémie

Distance de la centrale (en km)	Risque de référence (moyen – sur 100 000) (Intervalle de confiance de 90 %)	Dose moyenne à la moelle osseuse reçue par un sujet de sexe masculin de 30 ans (mSv)	Risque excédentaire (moyen) en fonction de la dose moyenne (risque sur 100 000) (intervalle de confiance de 90 %)	Valeur au centre du panache de la dose à la moelle osseuse reçue par un sujet de sexe masculin de 30 ans (mSv)	Risque excédentaire (moyen) basé sur la valeur au centre du panache (risque sur 100 000) (intervalle de confiance de 90 %)
1	837 (803; 872)	0	0	0	0
3	837 (803; 872)	0	0	0	0
6	837 (803; 872)	2,94E-01	0,250 (0,085; 0,521)	1,24E+00	1,07 (0,36; 2,23)
12	837 (803; 872)	1,35E-01	0,121 (0,041; 0,252)	5,06E-01	0,44 (0,15; 0,92)
20	837 (803; 872)	8,4E-02	0,069 (0,024; 0,144)	2,43E-01	0,21 (0,07; 0,43)
28	837 (803; 872)	7,00E-02	0,060 (0,021; 0,126)	1,74E-01	0,15 (0,05; 0,31)
36	837 (803; 872)	3,7E-02	0,035 (0,012; 0,072)	1,26E-01	0,11 (0,04; 0,23)
50	837 (803; 872)	2,2E-02	0,017 (0,006; 0,036)	7,00E-02	0,06 (0,02; 0,13)
70	837 (803; 872)	1,3E-02	0,009 (0,003; 0,018)	3,99E-02	0,03 (0,01; 0,07)
90	837 (803; 872)	7,00E-03	0,006 (0,002; 0,013)	2,95E-02	0,03 (0,01; 0,05)

Tableau A3.15 : 24-24x4 – Risque excédentaire de cancer de la thyroïde (adulte)

Distance de la centrale (en km)	Risque de référence (moyen – sur 100 000) (Intervalle de confiance de 90 %)	Dose moyenne à la thyroïde reçue par un sujet de sexe masculin de 30 ans (mSv)	Risque excédentaire (moyen) en fonction de la dose moyenne (risque sur 100 000) (intervalle de confiance de 90 %)	Valeur au centre du panache de la dose à la thyroïde reçue par un sujet de sexe masculin de 30 ans (mSv)	Risque excédentaire (moyen) basé sur la valeur au centre du panache (risque sur 100 000) (intervalle de confiance de 90 %)
1	366 (344; 389)	0	0	0	0
3	366 (344; 389)	0	0	0	0
6	366 (344; 389)	0	0	0	0
12	366 (344; 389)	1,025E+01	1,67 (0,37; 4,30)	3,14E+01	5,9 (1,5; 15,2)
20	366 (344; 389)	6,53E+00	1,06 (0,23; 2,74)	1,41E+01	2,3 (0,5; 6,0)
28	366 (344; 389)	5,04E+00	0,82 (0,18; 2,12)	9,96E+00	1,6 (0,4; 4,2)
36	366 (344; 389)	2,60E+00	0,42 (0,09; 1,09)	7,00E+00	1,1 (0,3; 2,9)
50	366 (344; 389)	1,39E+00	0,23 (0,05; 0,58)	3,79E+00	0,6 (0,1; 1,6)
70	366 (344; 389)	8,4E-01	0,14 (0,03; 0,35)	2,10E+00	0,3 (0,1; 0,9)
90	366 (344; 389)	3,8E-01	0,06 (0,01; 0,16)	1,55E+00	0,3 (0,1; 0,7)

Tableau A3.16 : 24-24x4 – Risque excédentaire de cancer de la thyroïde (enfant)

Distance de la centrale (en km)	Risque de référence (moyen – sur 100 000) (Intervalle de confiance de 90 %)	Dose moyenne à la thyroïde reçue par un sujet de sexe féminin de 4 ans (mSv)	Risque excédentaire (moyen) en fonction de la dose moyenne (risque sur 100 000) (intervalle de confiance de 90 %)	Valeur au centre du panache de la dose à la thyroïde reçue par un sujet de sexe féminin de 4 ans (mSv)	Risque excédentaire (moyen) basé sur la valeur au centre du panache (risque sur 100 000) (intervalle de confiance de 90 %)
1	1 078 (1 038; 1 119)	0	0	0	0
3	1 078 (1 038; 1 119)	0	0	0	0
6	1 078 (1 038; 1 119)	0	0	0	0
12	1 078 (1 038; 1 119)	3,1E+01	301 (75; 773)	9,43E+01	1 120 (298; 2 680)
20	1 078 (1 038; 1 119)	2,00E+01	178 (44; 456)	4,22E+01	438 (119; 1 060)
28	1 078 (1 038; 1 119)	1,5E+01	132 (32; 349)	2,99E+01	292 (72; 751)
36	1 078 (1 038; 1 119)	8,00E+00	66 (15; 172)	2,10E+01	193 (47; 490)
50	1 078 (1 038; 1 119)	4,00E+00	35 (8; 92)	1,14E+01	98 (22; 250)
70	1 078 (1 038; 1 119)	3,00E+00	21 (5; 55)	6,29E+00	54 (12; 139)
90	1 078 (1 038; 1 119)	1,00E+00	10 (2; 25)	4,64E+00	40 (9; 102)

Tableau A3.17 : 24-72x4 – Risque excédentaire de cancer (tous cancers confondus)

Distance de la centrale (en km)	Risque de référence (moyen – sur 100 000) (Intervalle de confiance de 90 %)	Dose moyenne au côlon reçue par un sujet de sexe masculin de 30 ans (mSv)	Risque excédentaire (moyen) en fonction de la dose moyenne (risque sur 100 000) (intervalle de confiance de 90 %)	Dose au côlon reçue au centre du panache par un sujet de sexe masculin de 30 ans (mSv)	Risque excédentaire (moyen) basé sur la valeur au centre du panache (risque sur 100 000) (intervalle de confiance de 90 %)
1	49 114 (48 246; 49 997)	0	0	0	0
3	49 114 (48 246; 49 997)	0	0	0	0
6	49 114 (48 246; 49 997)	3,9E-01	3,81 (1,84; 6,81)	1,63E+00	15,9 (7,7; 28,5)
12	49 114 (48 246; 49 997)	1,6E-01	1,56 (0,75; 2,80)	6,53E-01	6,4 (3,1; 11,4)
20	49 114 (48 246; 49 997)	1,1E-01	1,07 (0,52; 1,92)	3,05E-01	2,9 (1,4; 5,2)
28	49 114 (48 246; 49 997)	1,00E-01	0,98 (0,47; 1,75)	2,20E-01	2,2 (1,0; 3,8)
36	49 114 (48 246; 49 997)	6,00E-02	0,59 (0,28; 1,05)	1,58E-01	1,6 (0,8; 2,8)
50	49 114 (48 246; 49 997)	3,00E-02	0,29 (0,14; 0,52)	8,64E-02	0,9 (0,4; 1,6)
70	49 114 (48 246; 49 997)	2,00E-02	0,20 (0,09; 0,35)	4,84E-02	0,5 (0,2; 0,9)
90	49 114 (48 246; 49 997)	1,00E-02	0,10 (0,05; 0,18)	3,52E-02	0,4 (0,2; 0,7)

Tableau A3.18 : 24-72x4 – Risque excédentaire de leucémie

Distance de la centrale (en km)	Risque de référence (moyen – sur 100 000) (Intervalle de confiance de 90 %)	Dose moyenne à la moelle osseuse reçue par un sujet de sexe masculin de 30 ans (mSv)	Risque excédentaire (moyen) en fonction de la dose moyenne (risque sur 100 000) (intervalle de confiance de 90 %)	Valeur au centre du panache de la dose à la moelle osseuse reçue par un sujet de sexe masculin de 30 ans (mSv)	Risque excédentaire (moyen) basé sur la valeur au centre du panache (risque sur 100 000) (intervalle de confiance de 90 %)
1	837 (803; 872)	0	0	0	0
3	837 (803; 872)	0	0	0	0
6	837 (803; 872)	2,12E-01	0,181 (0,062; 0,378)	9,09E-01	0,786 (0,267; 1,640)
12	837 (803; 872)	8,7E-02	0,078 (0,026; 0,162)	3,78E-01	0,328 (0,111; 0,683)
20	837 (803; 872)	6,1E-02	0,052 (0,018; 0,108)	1,84E-01	0,155 (0,053; 0,324)
28	837 (803; 872)	5,6E-02	0,048 (0,016; 0,101)	1,34E-01	0,112 (0,038; 0,234)
36	837 (803; 872)	3,2E-02	0,028 (0,009; 0,058)	9,68E-02	0,086 (0,029; 0,180)
50	837 (803; 872)	2,00E-02	0,017 (0,006; 0,036)	5,44E-02	0,043 (0,015; 0,090)
70	837 (803; 872)	1,3E-02	0,011 (0,004; 0,023)	3,10E-02	0,026 (0,009; 0,054)
90	837 (803; 872)	6,00E-03	0,005 (0,002; 0,011)	2,24E-02	0,017 (0,006; 0,036)

Tableau A3.19 : 24-72x4 – Risque excédentaire de cancer de la thyroïde (adulte)

Distance de la centrale (en km)	Risque de référence (moyen – sur 100 000) (Intervalle de confiance de 90 %)	Dose moyenne à la thyroïde reçue par un sujet de sexe masculin de 30 ans (mSv)	Risque excédentaire (moyen) en fonction de la dose moyenne (risque sur 100 000) (intervalle de confiance de 90 %)	Valeur au centre du panache de la dose à la thyroïde reçue par un sujet de sexe masculin de 30 ans (mSv)	Risque excédentaire (moyen) basé sur la valeur au centre du panache (risque sur 100 000) (intervalle de confiance de 90 %)
1	366 (344; 389)	0	0	0	0
3	366 (344; 389)	0	0	0	0
6	366 (344; 389)	0	0	0	0
12	366 (344; 389)	7,1E+00	1,2 (0,2; 3,0)	2,63E+01	4,78 (1,17; 12,60)
20	366 (344; 389)	5,1E+00	0,8 (0,2; 2,2)	1,15E+01	1,88 (0,41; 4,82)
28	366 (344; 389)	4,6E+00	0,8 (0,2; 2,0)	8,12E+00	1,32 (0,29; 3,40)
36	366 (344; 389)	2,5E+00	0,4 (0,1; 1,0)	5,68E+00	0,92 (0,20; 2,38)
50	366 (344; 389)	1,4E+00	0,2 (0,05; 0,6)	2,97E+00	0,48 (0,10; 1,25)
70	366 (344; 389)	9,00E-01	0,2 (0,03; 0,4)	1,64E+00	0,27 (0,06; 0,69)
90	366	0 3	0 1	1 7	0 3

Tableau A3.20 : 24-72x4 – Risque excédentaire de cancer de la thyroïde (enfant)

Distance de la centrale (en km)	Risque de référence (moyen – sur 100 000) (Intervalle de confiance de 90 %)	Dose moyenne à la thyroïde reçue par un sujet de sexe féminin de 4 ans (mSv)	Risque excédentaire (moyen) en fonction de la dose moyenne (risque sur 100 000) (intervalle de confiance de 90 %)	Valeur au centre du panache de la dose à la thyroïde reçue par un sujet de sexe féminin de 4 ans (mSv)	Risque excédentaire (moyen) basé sur la valeur au centre du panache (risque sur 100 000) (intervalle de confiance de 90 %)
1	1 078 (1 038; 1 119)	0	0	0	0
3	1 078 (1 038; 1 119)	0	0	0	0
6	1 078 (1 038; 1 119)	0	0	0	0
12	1 078 (1 038; 1 119)	2,1E+01	195 (48; 496)	7,78E+01	915 (242; 2 130)
20	1 078 (1 038; 1 119)	1,5E+01	135 (33; 356)	3,45E+01	345 (91; 867)
28	1 078 (1 038; 1 119)	1,4E+01	121 (28; 306)	2,44E+01	230 (57; 608)
36	1 078 (1 038; 1 119)	7,00E+00	63 (14; 163)	1,70E+01	151 (37; 396)
50	1 078 (1 038; 1 119)	4,00E+00	36 (8; 93)	8,90E+00	76 (17; 196)
70	1 078 (1 038; 1 119)	3,00E+00	24 (5; 63)	4,91E+00	42 (9; 108)
90	1 078 (1 038; 1 119)	1,00E+00	8 (2; 22)	3,56E+00	30 (7; 79)

Annexe 4 : Hypothèses clés retenues pour l'évaluation des risques pour la santé humaine

Tableau A4.1 : Hypothèses clés prises en compte dans l'évaluation des risques pour la santé humaine

Hypothèse	Conséquence	Effet sur les résultats
La population adulte vivant à proximité du site de l'accident présente les mêmes taux d'incidence du cancer que la population des États-Unis entre 2000 et 2005	Les collectivités situées à proximité de la centrale nucléaire de Darlington présentaient des taux de cancer semblables mais légèrement plus élevés que ceux des autres collectivités ontariennes (Lane et coll. 2013) qui ne sont pas attribuables à l'exploitation d'une centrale. Comme l'indique le tableau 5.1, les taux d'incidence du cancer en Ontario sont comparables à ceux des États-Unis.	Aucun effet significatif sur les estimations du risque excédentaire ou du risque de référence dans l'étude.
La population infantile vivant à proximité du site de l'accident hypothétique présente les mêmes taux d'incidence du cancer de la thyroïde que les enfants des États-Unis entre 2000 et 2005	Comme l'indique le tableau 5.1, les taux d'incidence du cancer de la thyroïde chez les enfants de 0 à 19 ans sont les mêmes pour le Canada et les États-Unis. Les taux d'incidence du cancer de la thyroïde chez les enfants de 0 à 4 ans sont les mêmes pour le Canada et les États-Unis (Forman et coll. 2013).	Aucun effet significatif sur les estimations du risque.
Un sujet de sexe masculin âgé de 30 ans est représentatif de la population adulte vivant à proximité du site de l'accident hypothétique	Les femmes et les enfants sont plus sensibles au rayonnement que les sujets de sexe masculin (UNSCEAR 2013).	Sous-évaluation de la dose et du risque de cancer (tous cancers confondus et leucémie) pour les femmes et les enfants. Toutefois, la dose à la thyroïde pour un enfant a été examinée plus en détail, car les leçons tirées de Tchernobyl et de Fukushima ont montré que le cancer de la thyroïde chez l'enfant est l'indicateur le plus sensible des effets sur la santé observés au sein de la population.

Hypothèse	Conséquence	Effet sur les résultats
Un sujet de sexe féminin âgé de 4 ans représente tous les enfants vivant à proximité du site de l'accident hypothétique (les enfants n'ont été examinés que pour le cancer de la thyroïde)	Le risque de cancer de la thyroïde n'est pas très différent selon que l'enfant soit de sexe masculin ou féminin.	Aucun effet significatif sur les estimations du risque.
La dose à la thyroïde reçue par un enfant est trois fois supérieure à celle reçue par un adulte, dans l'éventualité d'une exposition comparable	Plusieurs radionucléides contribuent à la dose à la thyroïde, tels que I-131, I-132, I-133, I-135, Cs-134 et Cs-137. On a déterminé que le rapport du FCD pour la dose efficace engagée dans la thyroïde d'un enfant (un bébé d'un an) sur celui d'un adulte était d'environ 2,3, valeur qui a été arrondie à 3. Cette évaluation a pris en compte tous les radionucléides importants du terme source et leur contribution relative en fonction de leur activité.	Légère surévaluation de la dose et du risque.
La dose au côlon a été utilisée pour calculer le risque augmenté de cancer (tous cancers confondus)	Il est d'usage à l'échelle internationale d'utiliser la dose au côlon, car le côlon est l'organe représentatif du corps entier.	Estimation plus précise du risque. L'incertitude des estimations des risques pour les types individuels de cancer est généralement plus importante que lorsque les cancers sont considérés dans leur ensemble (UNSCEAR 2008).
Le risque de cancer à des doses élevées et de hauts débits de dose est quelque peu supérieur à celui à de faibles doses et à de bas débits de dose.	On en tient compte en appliquant un facteur de réduction lorsque l'on projette les risques dérivés de données épidémiologiques sur les fortes doses et les hauts débits de dose. On appelle ce facteur d'ajustement le facteur d'efficacité de la dose et du débit de dose (FEDDD).	Cela ajoute de l'incertitude à toute estimation du risque puisque les valeurs de FEDDD sont très incertaines.

Hypothèse	Conséquence	Effet sur les résultats
Utilisation d'une dose moyenne pondérée en fonction de la population et dose d'une personne ayant subi une exposition maximale	La dose moyenne pondérée en fonction de la population a été utilisée pour générer la valeur du risque excédentaire. Cette valeur est indicative du risque qui serait présent dans la plupart des conditions météorologiques.	La dose moyenne devrait sous-estimer le risque pesant sur la personne la plus exposée. Pour cette raison, une dose maximale (au centre du panache) a également été utilisée pour les prédictions des risques comme substitut d'une personne ayant subi une exposition maximale. La valeur de la dose au centre du panache a été utilisée à cette fin dans plusieurs EE précédentes..
L'administration de comprimés d'iode de potassium est réputée être efficace à 100 % et permet de ramener la dose à la thyroïde à une valeur nulle	La voie interne (inhalation) est la principale voie d'exposition à l'iode radioactif dans les premiers jours suivant l'accident au cours desquels l'administration de comprimés d'iode de potassium permet de prévenir efficacement l'absorption d'iode radioactif dans la thyroïde. Toutefois, la glande thyroïde peut éventuellement être exposée à l'iode radioactif et à d'autres radionucléides par d'autres voies d'exposition comme l'exposition externe au panache radioactif et le dépôt de substances radioactives sur le sol.	Sous-estimation du risque zéro lorsque l'administration de comprimés d'iode de potassium est prise en compte. Toutefois, la contribution de l'exposition externe devrait être faible.

Annexe 5 : Effets sur le biote non humain

La présente étude a également examiné les effets possibles sur le biote non humain exposé au rayonnement dans l'éventualité d'un grave accident nucléaire hypothétique. Compte tenu de la voie de transport atmosphérique des rejets hypothétiques, on a porté attention au biote terrestre, notamment les mammifères qui sont plus radiosensibles comparativement au biote aquatique comme le poisson. On a pris en compte des effets sur le biote terrestre, tels que les mammifères, qui sont plus radiosensibles que les organismes aquatiques tels que les poissons (UNSCEAR 2013). Pour les émissions transmises par des voies hydriques, deux voies peuvent être supposées possibles : les retombées directes dans l'eau de radionucléides transportés par voie atmosphérique ou liquide contaminé s'échappant de la centrale sur le sol et se jetant dans le lac adjacent à l'usine. Bien que l'étude n'ait pas examiné ces voies, l'EE sur la remise à neuf et la poursuite de l'exploitation de la centrale de Pickering-B (CCSN 2008) a examiné un rejet aquatique limite résultant d'un accident nucléaire postulé. On a prévu que les doses estimées reçues par les biotes non humains seraient inférieures aux limites des lignes directrices de l'UNSCEAR (1996).

Dans le calcul des effets d'une dose radiologique résultant d'un grave accident sur le biote non humain, l'EE du projet de nouvelle centrale nucléaire de Darlington portait sur des espèces représentatives comme récepteurs, dont des mammifères de petite et grande taille, des oiseaux, des vers de terre et des végétaux (OPG 2009b). L'évaluation des effets possibles sur le biote non humain est généralement désignée par l'expression « évaluation du risque écologique ». L'évaluation du risque écologique du projet de nouvelle centrale nucléaire de Darlington a permis de calculer l'ampleur des effets sur le biote non humain d'un rejet radioactif important occasionné par un accident nucléaire.

L'évaluation des effets possibles sur le biote non humain d'un rejet accidentel important, comme celui évalué dans le cadre de l'EE du projet de nouvelle centrale nucléaire de Darlington, est comparable aux aspects de la présente étude, comme suit :

- Les deux études sont parties de l'hypothèse d'un confinement post-accident de 24 heures suivi d'un rejet de 72 heures.
- Les deux études ont pris comme hypothèse des conditions du vent variant sur 72 heures.
- Les doses des deux études sont mises à l'échelle en fonction de la même valeur fixe pour le césium 137, sachant qu'il y a quelques différences dans les termes sources, attribuables aux différences dans la conception des réacteurs envisagés.

Pour les besoins de la présente évaluation, les caractéristiques des scénarios 24-72 et les rejets radiologiques prévus ont été pris en compte à une distance de 1 km (zone où la dose est la plus élevée). Compte tenu de la similitude des caractéristiques de l'EE du projet de nouvelle centrale nucléaire de Darlington et la présente étude, les effets documentés dans l'EE peuvent être utilisés pour déterminer les effets sur le biote non humain auxquels il faudrait s'attendre en fonction des hypothèses retenues dans l'étude.

Dans l'EE du projet de nouvelle centrale nucléaire de Darlington, les valeurs moyennes ont été calculées pour chaque récepteur du biote non humain pendant la phase initiale du rejet accidentel afin de prédire la dose à différentes espèces à une distance de 1 km. L'EE a comparé les doses prévues aux valeurs qui avaient été établies dans les publications internationales, sur la base d'observations réalisées au cours de nombreuses années. Le seuil générique accepté pour un effet aigu observable sur une population du biote non humain est de 1 gray (1 000 milligrays [mGy]). La dose de 1 gray est considérée comme une valeur seuil pour un effet aigu pendant la phase initiale de l'accident (UNSCEAR 2008).

Les résultats indiquent qu'à une distance de 1 km, le rejet accidentel de la nouvelle centrale nucléaire de Darlington était bien inférieur à la dose de référence aiguë pour le biote non humain quel qu'il soit, les

doses d'exposition réelle calculées à 7 jours étant de 1,5 mGy (~7 % de la dose efficace de 21 mSv). À ces niveaux faibles, aucun effet aigu sur le biote non humain ou effet observable sur les populations qui le constituent ne serait identifié à une distance de 1 km du point du rejet accidentel, et tout effet devrait par ailleurs diminuer rapidement à des distances plus éloignées de la centrale. Compte tenu de ces résultats et de la similitude des projections de dose à 1 km pour l'EE du projet de nouvelle centrale nucléaire de Darlington et la présente étude, la même conclusion peut être tirée pour le rejet générique important envisagé dans le cadre de l'étude. En utilisant un taux de 7 % et en l'appliquant au scénario 24-72 et à l'analyse de sensibilité correspondante (scénario 24-72x4), avec des vents variables, les doses obtenues sont de respectivement 1,49 mGy et 5,96 mGy pour le biote non humain à une distance de 1 km du point de rejet accidentel; ces valeurs sont bien inférieures au seuil de 1 000 mGy.

Aucun cas équivalent n'est proposé dans l'EE du projet de nouvelle centrale nucléaire de Darlington, mais la présente étude indique que la dose la plus importante à court terme au biote non humain correspond à celle du scénario 24-01. Dans ce cas, l'estimation de la dose efficace aux êtres humains à une distance de 1 km s'établissait à 354 mSv. Quoiqu'elles ne soient pas directement comparables, les doses au biote non humain sont censées être inférieures à la dose de référence aiguë de 1 000 mGy.

Les recherches se poursuivent pour déterminer les effets non aigus (c.-à-d. à long terme) du rayonnement sur le biote non humain. Les résultats internationaux récents indiquent que des changements à certains organismes terrestres, en particulier les mammifères, ne peuvent être exclus, mais leur importance pour l'intégrité des populations n'est pas clairement établie. Les effets du rayonnement, quels qu'ils soient, devraient être limités à la zone où les dépôts de matières radioactives sont les plus importants; au-delà de cette zone, le risque d'effets sur le biote devrait être insignifiant (UNSCEAR 2013).

Annexe 6 : Analyse de sensibilité à l'aide de diverses valeurs de SAMP

Les résultats sont affichés en fonction de la distance en kilomètres où les valeurs de dose et de risque diffèrent selon qu'on choisit la valeur inférieure ou la valeur supérieure de SAMP.

Tableau A6.1: 24-01 – Tous cancers confondus; 100 mSv évacuation, 10 mSv mise à l'abri; risque excédentaire basé sur une dose moyenne

Distance (km) de la centrale	Dose moyenne au côlon (mSv)	Risque excédentaire (intervalle de confiance de 90 % inférieur)	Risque excédentaire (moyenne)	Risque excédentaire (intervalle de confiance de 90 % supérieur)
1	-	-	-	-
3	4,4E-01	2,05	4,25	7,60
6	1,7E-01	0,82	1,70	3,04
12	8,00E-02	0,38	0,79	1,42
20	5,00E-02	0,26	0,53	0,94
28	3,00E-02	0,17	0,34	0,61
36	2,00E-02	0,08	0,16	0,28
50	1,00E-02	0,04	0,09	0,16

- : évacuation

Tableau A6.2: 24-01 - Leucémie; 100 mSv évacuation, 10 mSv mise à l'abri; risque excédentaire basé sur une dose moyenne

Distance (km) de la centrale	Dose moyenne à la moelle osseuse (mSv)	Risque excédentaire (intervalle de confiance de 90 % inférieur)	Risque excédentaire (moyenne)	Risque excédentaire (intervalle de confiance de 90 % supérieur)
1	-	-	-	-
3	2,78E-01	0,082	0,240	0,500
6	1,12E-01	0,033	0,097	0,201
12	5,1E-02	0,015	0,044	0,092
20	3,6E-02	0,011	0,031	0,065
28	2,2E-02	0,006	0,019	0,040
36	1,1E-02	0,003	0,009	0,020
50	6,00E-03	0,002	0,005	0,011

- : évacuation

Tableau A6.3: 24-01 – Thyroïde chez l'adulte; 100 mSv évacuation, 10 mSv mise à l'abri; risque excédentaire basé sur une dose moyenne

Distance (km) de la centrale	Dose moyenne à la thyroïde (mSv)	Risque excédentaire (intervalle de confiance de 90 % inférieur)	Risque excédentaire (moyenne)	Risque excédentaire (intervalle de confiance de 90 % supérieur)
1	-	-	-	-
3	0	0	0	0
6	0	0	0	0
12	0	0	0	0
20	1,99E+00	0,07	0,32	0,84
28	1,3E+00	0,05	0,21	0,55
36	5,6E-01	0,02	0,09	0,24
50	3,00E-01	0,01	0,05	0,13

- : évacuation

Une valeur de 0 indique l'ingestion de comprimés de KI.

Tableau A6.4: 24-01 – Thyroïde chez l'enfant; 100 mSv évacuation, 10 mSv mise à l'abri; risque excédentaire basé sur une dose moyenne

Distance (km) de la centrale	Dse moyenne chez l'enfant (mSv)	Risque excédentaire (intervalle de confiance de 90 % inférieur)	Risque excédentaire (moyenne)	Risque excédentaire (intervalle de confiance de 90 % supérieur)
1	-	-	-	-
3	0	0	0	0
6	0	0	0	0
12	0	0	0	0
20	6,00E+00	11	51	132
28	6,00E+00	7	33	86
36	2,00E+00	3	14	38
50	1,00E+00	2	8	20

- : évacuation

Une valeur de 0 indique l'ingestion de comprimés de KI.

Tableau A6.5: 24-24 – Tous cancers confondus; 100 mSv évacuation, 10 mSv mise à l'abri; risque excédentaire basé sur une dose moyenne

Distance (km) de la centrale	Dose moyenne au côlon (mSv)	Risque excédentaire (intervalle de confiance de 90 % inférieur)	Risque excédentaire (moyenne)	Risque excédentaire (intervalle de confiance de 90 % supérieur)
1	1,2E+00	5,9	12,1	21,7
3	4,00E-01	2,1	4,3	7,6
6	2,00E-01	0,7	1,5	2,7

Tableau A6.6: 24-24 – Leucémie; 100 mSv évacuation, 10 mSv mise à l'abri; risque excédentaire basé sur une dose moyenne

Distance (km) de la centrale	Dose moyenne à la moelle osseuse (mSv)	Risque excédentaire (intervalle de confiance de 90 % inférieur)	Risque excédentaire (moyenne)	Risque excédentaire (intervalle de confiance de 90 % supérieur)
1	6,6E-01	0,19	0,57	1,19
3	2,5E-01	0,07	0,22	0,45
6	9,00E-02	0,03	0,08	0,17

Tableau A6.7: 24-24 – Thyroïde chez l'adulte; 100 mSv évacuation, 10 mSv mise à l'abri; risque excédentaire basé sur une dose moyenne

Distance (km) de la centrale	Dose moyenne à la thyroïde (mSv)	Risque excédentaire (intervalle de confiance de 90 % inférieur)	Risque excédentaire (moyenne)	Risque excédentaire (intervalle de confiance de 90 % supérieur)
1	0	0	0	0
3	0	0	0	0
6	7,00E+00	0,2	1,1	3,0

Une valeur de 0 indique l'ingestion de comprimés de KI.

Tableau A6.8: 24-24 – Thyroïde chez l'enfant; 100 mSv évacuation, 10 mSv mise à l'abri; risque excédentaire basé sur une dose moyenne

Distance (km) de la centrale	Dose moyenne à la thyroïde (mSv)	Risque excédentaire (intervalle de confiance de 90 % inférieur)	Risque excédentaire (moyenne)	Risque excédentaire (intervalle de confiance de 90 % supérieur)
1	0	0	0	0
3	0	0	0	0
6	1,7E+01	37	150	393

Une valeur de 0 indique l'ingestion de comprimés de KI.

Tableau A6.9: 24-72 – Tous cancers confondus; 100 mSv évacuation, 10 mSv mise à l'abri; risque excédentaire basé sur une dose moyenne

Distance (km) de la centrale	Dose moyenne au côlon (mSv)	Risque excédentaire (intervalle de confiance de 90 % inférieur)	Risque excédentaire (moyenne)	Risque excédentaire (intervalle de confiance de 90 % supérieur)
1	1,1E+00	5,1	10,5	18,7
3	4,00E-01	1,8	3,7	6,6
6	1,00E-01	0,6	1,2	2,1

Tableau A6.10: 24-72 – Leucémie; 100 mSv évacuation, 10 mSv mise à l'abri; risque excédentaire basé sur une dose moyenne

Distance (km) de la centrale	Dose moyenne à la moelle osseuse (mSv)	Risque excédentaire (intervalle de confiance de 90 % inférieur)	Risque excédentaire (moyenne)	Risque excédentaire (intervalle de confiance de 90 % supérieur)
1	5,3E-01	0,16	0,46	0,95
3	2,00E-01	0,06	0,17	0,36
6	7,00E-02	0,02	0,06	0,12

Tableau A6.11: 24-72 – Thyroïde chez l'adulte; 100 mSv évacuation, 10 mSv mise à l'abri; risque excédentaire basé sur une dose moyenne

Distance (km) de la centrale	Dose moyenne à la thyroïde (mSv)	Risque excédentaire (intervalle de confiance de 90 % inférieur)	Risque excédentaire (moyenne)	Risque excédentaire (intervalle de confiance de 90 % supérieur)
1	0	0	0	0
3	0	0	0	0
6	5,9E+00	0,2	1,0	2,5

Une valeur de 0 indique l'ingestion de comprimés de KI.

Tableau A6.12: 24-72 – Thyroïde chez l'enfant; 100 mSv évacuation, 10 mSv mise à l'abri; risque excédentaire basé sur une dose moyenne

Distance (km) de la centrale	Dose moyenne à la thyroïde (mSv)	Risque excédentaire (intervalle de confiance de 90 % inférieur)	Risque excédentaire (moyenne)	Risque excédentaire (intervalle de confiance de 90 % supérieur)
1	0	0	0	0
3	0	0	0	0
6	1,8E+01	39	157	409

Une valeur de 0 indique l'ingestion de comprimés de KI.

Tableau A6.13: 24-24x4 – Tous cancers confondus; 100 mSv évacuation, 10 mSv mise à l'abri; risque excédentaire basé sur une dose moyenne

Distance (km) de la centrale	Dose moyenne au côlon (mSv)	Risque excédentaire (intervalle de confiance de 90 % inférieur)	Risque excédentaire (moyenne)	Risque excédentaire (intervalle de confiance de 90 % supérieur)
1	-	-	-	-
3	1,4E+00	6,6	13,7	24,5
6	6,00E-01	3,0	6,2	11,0
12	3,00E-01	1,4	2,8	5,1
20	2,00E-01	0,8	1,8	3,2

- : évacuation

Une valeur de 0 indique l'ingestion de comprimés de KI.

Tableau A6.14: 24-24x4 – Leucémie; 100 mSv évacuation, 10 mSv mise à l'abri; risque excédentaire basé sur une dose moyenne

Distance (km) de la centrale	Dose moyenne à la moelle osseuse (mSv)	Risque excédentaire (intervalle de confiance de 90 % inférieur)	Risque excédentaire (moyenne)	Risque excédentaire (intervalle de confiance de 90 % supérieur)
1	-	-	-	-
3	8,00E-01	0,24	0,69	1,44
6	3,7E-01	0,11	0,32	0,66
12	1,7E-01	0,05	0,15	0,30
20	1,00E-01	0,03	0,09	0,19

- : évacuation

Tableau A6.15: 24-24x4 – Thyroïde chez l'adulte; 100 mSv évacuation, 10 mSv mise à l'abri; risque excédentaire basé sur une dose moyenne

Distance (km) de la centrale	Dose moyenne à la thyroïde (mSv)	Risque excédentaire (intervalle de confiance de 90 % inférieur)	Risque excédentaire (moyenne)	Risque excédentaire (intervalle de confiance de 90 % supérieur)
1	-	-	-	-
3	0	0	0	0
6	0	0	0	0
12	1,28E+01	0,5	2,1	5,4
20	8,2E+00	0,3	1,3	3,4

- : évacuation

Une valeur de 0 indique l'ingestion de comprimés de KI.

Tableau A6.16: 24-24x4 – Thyroïde chez l'enfant; 100 mSv évacuation, 10 mSv mise à l'abri; risque excédentaire basé sur une dose moyenne

Distance (km) de la centrale	Dose moyenne à la thyroïde (mSv)	Risque excédentaire (intervalle de confiance de 90 % inférieur)	Risque excédentaire (moyenne)	Risque excédentaire (intervalle de confiance de 90 % supérieur)
1	-	-	-	-
3	0	0	0	0
6	0	0	0	0
12	3,8E+01	101	387	956
20	2,4E+01	56	226	598

- : évacuation

Une valeur de 0 indique l'ingestion de comprimés de KI.

Tableau A6.17: 24-72x4 – Tous cancers confondus; 100 mSv évacuation, 10 mSv mise à l'abri; risque excédentaire basé sur une dose moyenne

Distance (km) de la centrale	Dose moyenne au côlon (mSv)	Risque excédentaire (intervalle de confiance de 90 % inférieur)	Risque excédentaire (moyenne)	Risque excédentaire (intervalle de confiance de 90 % supérieur)
1	4,3E+00	20,4	41,9	75,0
3	1,2E+00	5,7	11,8	21,1
6	5,00E-01	2,3	4,8	8,6
12	2,00E-01	0,9	1,9	3,3
20	1,00E-01	0,7	1,4	2,5

Tableau A6.18: 24-72x4 – Leucémie; 100 mSv évacuation, 10 mSv mise à l'abri; risque excédentaire basé sur une dose moyenne

Distance (km) de la centrale	Dose moyenne à la moelle osseuse (mSv)	Risque excédentaire (intervalle de confiance de 90 % inférieur)	Risque excédentaire (moyenne)	Risque excédentaire (intervalle de confiance de 90 % supérieur)
1	2,12E+00	0,62	1,83	3,81
3	6,3E-01	0,19	0,55	1,14
6	2,7E-01	0,08	0,23	0,48
12	1,1E-01	0,03	0,09	0,20
20	8,00E-02	0,02	0,07	0,14

Tableau A6.19: 24-72x4 – Thyroïde chez l'adulte; 100 mSv évacuation, 10 mSv mise à l'abri; risque excédentaire basé sur une dose moyenne

Distance (km) de la centrale	Dose moyenne à la thyroïde (mSv)	Risque excédentaire (intervalle de confiance de 90 % inférieur)	Risque excédentaire (moyenne)	Risque excédentaire (intervalle de confiance de 90 % supérieur)
1	0	0	0	0
3	0	0	0	0
6	0	0	0	0
12	8,8E+00	0,3	1,4	3,7
20	6,4E+00	0,2	1,0	2,7

Une valeur de 0 indique l'ingestion de comprimés de KI.

Tableau A6.20: 24-72x4 – Thyroïde chez l'enfant; 100 mSv évacuation, 10 mSv mise à l'abri; risque excédentaire basé sur une dose moyenne

Distance (km) de la centrale	Dose moyenne à la thyroïde (mSv)	Risque excédentaire (intervalle de confiance de 90 % inférieur)	Risque excédentaire (moyenne)	Risque excédentaire (intervalle de confiance de 90 % supérieur)
1	0	0	0	0
3	0	0	0	0
6	0	0	0	0
12	2,7E+01	63	253	664
20	1,9E+01	43	174	447

Une valeur de 0 indique l'ingestion de comprimés de KI.

Annexe 7 : Fourchettes de risque relatives aux estimations de risques de cancer découlant des scénarios d'accident nucléaire grave hypothétique

De multiples cadres d'évaluation et de gestion des risques pour la santé associés à l'exposition à des contaminants ont été élaborés à l'échelle mondiale.

De manière générale, la Commission canadienne de sûreté nucléaire suit le cadre de radioprotection établi par la Commission internationale de protection radiologique (CIPR). Ce cadre fournit une orientation lorsque les contaminants en question sont radiologiques.

Les recommandations les plus récentes de la CIPR reposent sur des stratégies de protection qui dépendent du type de situation d'exposition. Ces situations d'exposition ont été largement classées en trois types :

- Dans les situations d'exposition planifiée, il y a des limites de dose individuelles pour protéger le public et les travailleurs du secteur de l'énergie nucléaire.
- Dans les situations d'urgence, on se fiera à des niveaux de référence. Ce sont des niveaux de dose ou de risque, au-dessus desquels il est jugé inapproprié de permettre l'exposition et sous lesquels on devrait optimiser la protection.¹²
- Dans les situations d'exposition existantes, on se fiera aussi à des niveaux de référence. Une situation d'exposition existante est celle où il y a déjà exposition lorsqu'une décision doit être prise au sujet du contrôle de la situation. La période qui suit une situation d'urgence est un exemple de situation d'exposition existante.

La CIPR a recommandé des limites de dose ou des niveaux de référence pour les trois situations susmentionnées pour l'exposition professionnelle et pour l'exposition du public. Pour les situations d'urgence, le niveau de référence recommandé pour les membres du public est de 20 à 100 mSv. En outre, des lignes directrices d'intervention d'autres organisations, telles que l'AIEA, (pour utilisation en cas d'urgence) sont en harmonie avec les niveaux de référence recommandés par la CIPR. Un grand nombre de gouvernements nationaux ou d'autres organismes responsables de l'élaboration de lignes directrices sont également en processus de révision de leurs propres lignes directrices d'intervention à la lumière de ces nouvelles recommandations et de l'expérience internationale acquise de Fukushima. La limite supérieure de 100 mSv du niveau de référence pourrait être interprétée comme la dose, avec ses risques connexes, dont le dépassement serait considéré comme inacceptable.

Le cadre de la CIPR est délibérément non prescriptif. Il ouvre la voie à plusieurs choix, stratégies d'optimisation et prises de position en ce qui concerne la radioprotection, et il laisse aux organismes de réglementation ou à d'autres organisations la responsabilité de la mise en œuvre des recommandations d'une manière appropriée à chaque pays. Au Canada, la plupart des recommandations de la CIPR ont été intégrées à la loi par l'intermédiaire de la *Loi sur la sûreté et la réglementation nucléaires* et le *Règlement sur la radioprotection*, ainsi que dans d'autres documents officiels. Comme on l'a affirmé plus haut, au Canada, des organisations comme Santé Canada et la province de l'Ontario ont établi des mesures de protection fondées sur les doses pour la protection du public.

De nombreuses administrations ont tenté de quantifier le risque radiologique en utilisant d'autres cadres pour l'évaluation et la gestion des risques pour la santé associés aux contaminants radiologiques. Notamment, en 1998, la Commission de contrôle de l'énergie atomique (devenue depuis la CCSN) et Santé Canada ont publié un document intitulé « Évaluation et gestion des risques de cancer associés aux

¹² Le *Règlement sur la radioprotection* est en cours de révision. Ses révisions comprennent l'ajout de niveaux de référence en ce qui concerne le contrôle des situations d'urgence.

rayonnements ionisants et aux agents chimiques », dans lequel on affirme « examiner les similitudes, les écarts et les incohérences entre le degré de risque jugé *acceptable* en matière de réglementation relative aux rayonnements ionisants et celui jugé *acceptable* en matière de réglementation des risques d'origine chimique et microbiologique ». Comme l'affirme le présent rapport, les cadres d'évaluation des risques dus aux rayonnements ionisants et aux produits chimiques génotoxiques sont bien développés et généralement semblables dans leurs principes. Les deux catégories de risque peuvent perturber l'ADN et ils sont fonction de la mise en place de relations dose-effets, et supposent un modèle de relation linéaire sans seuil de dose (le modèle LSS). Les risques estimés sont ensuite comparés à des fourchettes de valeurs de gestion des risques. Au Canada (p. ex. Santé Canada) et à l'étranger (p. ex. le PISSC), un risque supplémentaire de cancer de 10^{-5} (1 sur 100 000) au cours de la vie est considéré comme un risque essentiellement négligeable. Dans ces cadres, les options de gestion des risques doivent être pris en considération lors des estimations de risque relèvent de la fourchette de risque 10^{-3} à 10^{-5} . La valeur cible la plus élevée, soit 10^{-3} (1 sur 1 000), est utilisée dans les milieux de travail et n'a donc pas été utilisée dans la présente étude. Pour éclairer les décisions de gestion des risques possibles dans le cadre de l'étude, les valeurs de dose au centre du panache d'émissions ont été utilisées pour représenter une estimation plausible du risque maximal de cancer.

La fourchette de risque de 10^{-5} à 10^{-4} (1 sur 100 000 à 1 sur 10 000) est utilisée pour éclairer les décisions en matière de gestion des risques, au cas par cas. Des facteurs comme la taille de la population touchée, la faisabilité et l'efficacité des mesures d'atténuation envisagées, ainsi que leur coût comparativement aux avantages qu'elles procurent en termes de réduction des risques sont également pris en compte. La probabilité d'occurrence d'une situation pouvant conduire à une exposition est également un aspect important dont il faut tenir compte. Par exemple, lorsqu'il s'agit d'un site contaminé, la contamination est présente et la probabilité d'occurrence est donc de 1. Dans la présente étude, la très faible probabilité d'occurrence d'un accident hypothétique ($\sim 1 \times 10^{-7}$) sur laquelle reposent les estimations des doses et des risques (et la probabilité encore plus faible d'un accident dans une centrale à plusieurs tranches – soit une augmentation d'un facteur de quatre du terme source, pour la présente étude) est un facteur important. Les améliorations apportées à la sûreté des centrales nucléaires suite à l'accident de Fukushima (y compris aux équipements d'atténuation des urgences) sont également importantes, car elles devraient réduire la probabilité d'un accident grave d'un facteur d'environ 10 et atténuer par conséquent le risque de rejet (conduisant à des estimations inférieures des doses et des risques).

Les tableaux A7.1 à A7.3 présentent les risques de cancer plausibles maximaux (au centre du panache) estimés dans le cadre de l'étude en fonction des fourchettes de risque. Pour les risques de cancer supérieurs à 10^{-4} , le tableau indique les distances où les mesures d'atténuation ou de gestion des risques (au-delà de celles envisagées dans le cadre de l'étude) pourraient être nécessaires afin de réduire le risque et le ramener dans la fourchette de 10^{-5} à 10^{-4} .

Tableau A7.1 : Scénarios d'accident hypothétique avec estimations des risques essentiellement négligeables ($\leq 10^{-5}$)

Type de cancer	Estimation des risques de cancer (au centre du panache)	Scénario d'accident
Leucémie	$\leq 0,64 \times 10^{-5}$	24-01
Leucémie	$\leq 0,48 \times 10^{-5}$	24-72
Leucémie	$\leq 0,79 \times 10^{-5}$	24-72x4

Tableau A7.2 : Scénarios d'accident hypothétique avec estimations du risque dans la fourchette $> 10^{-5}$ à $\leq 10^{-4}$. Compte tenu de la très faible probabilité d'occurrence d'un grave accident hypothétique ($\sim 1 \times 10^{-7}$), des mesures d'atténuation pourraient être envisagées au cas par cas^{1,2}

Type de cancer	Estimation des risques de cancer (au centre du panache)	Scénario d'accident
Leucémie	$\leq 1,09 \times 10^{-5}$	24-01
Thyroïde adulte	$\leq 3,75 \times 10^{-5}$	24-24
Thyroïde adulte	$\leq 3,01 \times 10^{-5}$	24-72
Leucémie	$\leq 1,07 \times 10^{-5}$	24-24x4
Thyroïde adulte	$\leq 5,9 \times 10^{-5}$	24-24x4
Thyroïde adulte	$\leq 4,78 \times 10^{-5}$	24-72x4

¹ La mise en œuvre des améliorations à la sûreté post-Fukushima (y compris l'équipement d'atténuation en cas d'urgence) devrait réduire la probabilité d'occurrence d'un accident grave d'un facteur de 10 environ.

² La mise en œuvre des améliorations à la sûreté post-Fukushima (y compris l'équipement d'atténuation en cas d'urgence) devrait atténuer les rejets et donc réduire la dose et le risque.

Tableau A7.3 : Scénarios d'accident hypothétique avec estimations des risques ($> 10^{-4}$) et mesures de protection en cas d'urgence possibles qui pourraient atténuer les risques estimés^{1,2}

Type de cancer	Estimation des risques de cancer (au centre du panache)	Scénario d'accident	Mesures d'atténuation ^{3,4}
Tous cancers confondus	$\leq 1,82 \times 10^{-4}$	24-01	Évacuation jusqu'à 28 km
Thyroïde adulte	$\leq 1,32 \times 10^{-4}$	24-01	Ingestion de comprimés de KI jusqu'à 20 km
Thyroïde enfant	$\leq 22,6 \times 10^{-3}$	24-01	Ingestion de comprimés de KI jusqu'à plus de 90 km
Tous cancers confondus	$\leq 1,27 \times 10^{-4}$	24-24	Évacuation jusqu'à 3 km
Thyroïde enfant	$\leq 7,2 \times 10^{-3}$	24-24	Ingestion de comprimés de KI jusqu'à 90 km
Tous cancers confondus	$\leq 9,96 \times 10^{-5}$	24-72	Évacuation jusqu'à 3 km
Thyroïde enfant	$\leq 5,74 \times 10^{-3}$	24-72	Ingestion de comprimés de KI jusqu'à 70 km
Tous cancers confondus	$\leq 2,03 \times 10^{-4}$	24-24x4	Évacuation jusqu'à 6 km
Thyroïde enfant	$\leq 11,2 \times 10^{-3}$	24-24x4	Ingestion de comprimés de KI jusqu'à plus de 90 km
Tous cancers confondus	$\leq 1,59 \times 10^{-4}$	24-72x4	Évacuation jusqu'à 6 km
Thyroïde enfant	$\leq 9,14 \times 10^{-3}$	24-72x4	Ingestion de comprimés de KI jusqu'à plus de 90 km

³ La mise à l'abri, avec l'administration de comprimés d'iodure de potassium, pourrait être mise en œuvre à des distances supérieures à celles prises en compte dans l'étude.

⁴ Les distances indiquées s'appliquent aux estimations des risques $> 10^{-4}$.

Un cadre avec fourchettes de valeurs de risque constitue un moyen que les gestionnaires du risque peuvent obtenir des informations sur les mesures appropriées à prendre pendant la phase initiale d'une situation d'urgence. L'étude actuelle a évalué le risque excédentaire de développer un cancer après une exposition durant sept jours et les choix de procédé d'atténuation discutés dans les tableaux A7.1 à A7.3 reflètent donc la même période de sept jours, qui est internationalement reconnue comme la première phase d'une urgence.

Selon toute vraisemblance, les expositions pourraient persister pendant des années, mais elles diminueraient chaque année en raison de la désintégration radiologique, des intempéries et d'autres facteurs (par exemple, les stratégies d'autoprotection). En conséquence des enseignements tirés de différents types de situations d'urgence (radiologiques et non radiologiques), la science qui étaye la gestion des risques évolue rapidement. Afin de minimiser l'incertitude, le risque doit être considéré sur une durée de vie plutôt que sur sept jours ou même une année. Bien qu'elles soient en cours de révision, les publications 109 et 110 de la CIPR (P109 : « Application des recommandations de la Commission pour la protection des personnes dans les situations d'exposition d'urgence » et P111 : « Application des recommandations de la Commission pour la protection des personnes vivant sur le long terme dans les zones contaminées après un accident nucléaire ou une situation d'urgence radiologique »), énoncent toutes deux que les membres du public ne doivent pas recevoir une dose aiguë ou une dose annuelle supérieures à 100 mSv en raison d'une urgence nucléaire. Des directives internationales à venir devraient soutenir cet énoncé.

Le cadre de radioprotection est souple et il peut s'appuyer sur plusieurs méthodes pour assurer la sécurité publique, que ce soit des fourchettes de valeurs de risque, des valeurs ou doses limites, des stratégies d'interventions de protection (des combinaisons diverses de mesures de protection), l'optimisation et le discernement.