



Radioprotection

Dosimétrie : Détermination de la dose professionnelle

REGDOC-2.7.2, tome I

Avril 2019

ÉBAUCHE



Dosimétrie : Détermination de la dose professionnelle

Document d'application de la réglementation REGDOC-2.7.2, tome I

© Commission canadienne de sûreté nucléaire (CCSN) 20XX

N° de cat. NNNNN

ISBN NNNNN

La reproduction d'extraits de ce 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: Dosimetry: Ascertaining Occupational Dose

Disponibilité du document

Les personnes intéressées peuvent consulter le document sur le [site Web de la CCSN](#) 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 (au Canada seulement)

Télécopieur : 613-995-5086

Courriel : cnsccinfo@ccsn.ca

Site Web : suretenucleaire.gc.ca

Facebook : facebook.com/Commissioncanadiennedesuretenucleaire

YouTube : youtube.com/ccsnccsc

Twitter : [@CNSC_CCSN](https://twitter.com/CNSC_CCSN)

LinkedIn : linkedin.com/company/cnsc-ccsn

Historique de publication

[Mois 20xx]

Version x.0

Préface

Le présent document d'application de la réglementation fait partie de la série de documents de la CCSN traitant de la radioprotection. La liste complète des séries figure à la fin de ce document et elle peut être consultée sur le [site Web de la CCSN](#).

Le document d'application de la réglementation REGDOC-2.7.2, tome I, énonce les exigences et l'orientation pour déterminer la dose professionnelle. Il fournit également des exigences et de l'orientation relativement à la modification des renseignements sur les doses déposés dans le FDN.

Pour de plus amples renseignements sur la mise en œuvre des documents d'application de la réglementation qui font partie dans le fondement d'autorisation et sur l'approche graduelle, voir le REGDOC-3.5.3, *Principes fondamentaux de réglementation*.

Le terme « doit » est employé pour exprimer une exigence à laquelle le titulaire ou le demandeur de permis doit se conformer; le terme « devrait » dénote une orientation ou une mesure conseillée; le terme « pourrait » exprime une option ou une mesure conseillée ou acceptable dans les limites de ce document d'application de la réglementation; et le terme « peut » exprime une possibilité ou une capacité.

Aucune information contenue dans le présent document ne doit être interprété comme libérant le titulaire de permis de toute autre exigence pertinente. Le titulaire de permis a la responsabilité de prendre connaissance de tous les règlements et de toutes les conditions de permis applicables et d'y adhérer.

Table des matières

1.	Introduction.....	1
1.1	Objet	1
1.2	Portée	2
1.3	Législation pertinente	2
2.	Renseignements généraux	3
2.1	Limites de dose efficace.....	3
2.2	Méthodes de dosimétrie	3
2.3	Services de dosimétrie	4
2.4	Dossiers des doses	5
	Partie A : Exposition externe	6
3.	Grandeurs opérationnelles.....	6
3.1	Équivalent de dose ambiant, $H^*(d)$	6
3.2	Équivalent de dose directionnel, $H'(d, \Omega)$	6
3.3	Équivalent de dose individuel, $H_p(d)$	6
4.	Caractérisation des conditions de rayonnement	7
4.1	Rayonnement photonique, bêta et électronique	7
4.2	Rayonnement neutronique	8
5.	Contrôle direct	9
5.1	Technologies des dosimètres	11
5.2	Dosimétrie du corps entier	13
5.3	Dosimétrie multiple du corps entier.....	13
5.4	Dosimétrie des extrémités.....	16
5.5	Dosimétrie du cristallin.....	17
5.6	Dosimétrie neutronique.....	19
6.	Détermination de la dose externe par estimation.....	20
6.1	Contrôle indirect	20
6.2	Modélisation des doses	22
6.3	Contamination de la peau.....	23
	Partie B – Exposition interne	27
7.	Grandeurs.....	27

8.	Caractérisation des sources potentielles d'incorporation au travail.....	28
9.	Méthodes de contrôle de l'incorporation.....	28
9.1	Contrôle individuel	28
9.2	Contrôle de l'air pour déterminer la dose aux travailleurs.....	40
10.	Interprétation des résultats du contrôle.....	41
10.1	Seuils administratifs.....	41
10.2	Exactitude des résultats des essais biologiques	43
11.	Détermination de la dose efficace engagée.....	45
12.	Étalonnage	47
13.	Limiter l'incorporation de substances nucléaires par les travailleuses qui allaitent.....	47
14.	Détermination de la dose résultant de l'incorporation de substances nucléaires par une plaie.....	49
Partie C – Modifications des renseignements sur les doses déposés dans le Fichier dosimétrique national		
		54
15.	Procédure générale	54
16.	Procédure de demande de modification de renseignements sur les doses individuelles.....	54
17.	Procédure de demande de modification des renseignements sur les doses d'un groupe.....	55
18.	Coordonnées de la personne-ressource	56
Annexe A :	Orientation concernant le choix de la dosimétrie pour le cristallin	57
Annexe B :	Évaluation de l'activité manipulée pour le choix des participants à un programme de contrôle régulier de l'incorporation.....	58
B.1 :	Fondement technique.....	58
B.2 :	B.2 Exemple : Détermination de la participation à un programme d'essais biologiques .	60
Annexe C :	Protocoles d'intervention pour les essais biologiques en cas d'incorporation anormale de radionucléides	64
C.1	Introduction.....	64
C.2	Méthodes d'essais biologiques	64
C.3	Essais biologiques « courants » et « spéciaux ».....	64
C.4	Choix et utilisation des méthodes d'essais biologiques	65
C.5	Protocoles d'intervention.....	66

C.6	Protocole d'intervention déclenché par des essais biologiques réguliers	69
C.7	Protocole d'intervention déclenché par un incident anormal.....	70
C.8	Prélèvement et manipulation d'échantillons d'essais biologiques.....	71
Annexe D : Recommandations propres aux radionucléides concernant les essais biologiques et la dosimétrie interne – Tritium..... 74		
D.1	Méthodes d'analyse du tritium dans l'urine.....	74
D.2	Fréquence de contrôle.....	74
D.3	Détermination de la dose	75
D.4	Contrôle de la qualité du comptage par scintillation liquide	76
Annexe E : Recommandations propres aux radionucléides concernant les essais biologiques et la dosimétrie interne – Iode radioactif..... 78		
E.1	Contexte.....	78
E.2	Participation au programme de dépistage	78
E.3	Choix des instruments.....	79
E.4	Méthode de dépistage	81
E.5	Période de contrôle	82
E.6	Validation des résultats du dépistage.....	82
E.7	Composés d'iode radioactif	83
E.8	Étalonnage des instruments.....	83
E.9	Exemple de registre de dépistage thyroïdien pour le ¹³¹ I.....	86
E.10	Graphiques de contrôle de la qualité.....	86
Annexe F : Recommandations propres aux radionucléides concernant les mesures par essais biologiques et la dosimétrie interne – Uranium..... 87		
F.1	Limites annuelles d'incorporation des composés d'uranium.....	87
F.2	Toxicité chimique des composés de l'uranium.....	87
F.3	Détermination de la dose due à l'incorporation de composés d'uranium.....	89
Glossaire		91
Références.....		92
Renseignements supplémentaires		95

Détermination de la dose professionnelle

Le REGDOC-2.7.2, tome I s'aligne sur les modifications proposées au [Règlement sur la radioprotection \(le Règlement\)](#), qui sont décrites dans le [Rapport sur ce que nous avons entendu qui traite du document de travail DIS-13-01 : Modifications proposées au Règlement sur la radioprotection](#).

La consultation publique sur les modifications proposées sera annoncée dans la Partie I de la *Gazette du Canada*. La CCSN informera les parties intéressées de l'occasion de formuler des commentaires à l'aide de son site Web et par courriel. Ce document d'application de la réglementation pourrait être révisé en fonction des modifications proposées au *Règlement sur la radioprotection* et des commentaires découlant de la consultation sur le présent document.

1. Introduction

Le projet de document d'application de la réglementation, REGDOC-2.7.2, *Dosimétrie, tome I : Détermination de la dose professionnelle*, met à jour et remplace les documents d'application de la réglementation suivants, publiés antérieurement, sur des sujets liés à la dosimétrie :

- G-91, *Contrôle et enregistrement des doses de rayonnement aux personnes* (2003)
- G-147, *Protocoles d'intervention pour les essais biologiques en cas d'incorporation anormale de radionucléides* (2003)
- RD-58, *Dépistage de l'iode radioactif déposé dans la thyroïde* (2008)
- GD-150, *Conception et mise en œuvre d'un programme d'essais biologiques* (2010)
- S-260, *Modification des renseignements sur les doses déposés dans le Fichier dosimétrique national* (2004)

Le REGDOC-2.7.2, tome I, fournit de nouvelles orientations sur les sujets suivants :

- la détermination et l'enregistrement de la dose équivalente au cristallin
- l'utilisation de services de dosimétrie autorisés pour les doses annuelles aux extrémités supérieures à 50 mSv

Le REGDOC-2.7.2, tome I, est divisé en trois parties :

- La partie A présente des renseignements sur la détermination de la dose professionnelle due à des sources externes de rayonnement.
- La partie B présente des renseignements sur la détermination de la dose professionnelle due à des sources internes de rayonnement.
- La partie C décrit le processus de modification des renseignements sur les doses déposés dans le Fichier dosimétrique national (FDN).

1.1 Objet

Le REGDOC-2.7.2, tome I, énonce les exigences et l'orientation concernant la détermination de la dose professionnelle. Il fournit également des exigences et de l'orientation relativement à la modification des renseignements sur les doses déposés dans le FDN.

1.2 Portée

Le présent document énonce les exigences et l'orientation relatives aux attentes de la Commission canadienne de sûreté nucléaire (CCSN) en matière de dosimétrie afin d'assurer la protection des travailleurs. Le présent document ne porte pas sur les points suivants :

- les exigences et l'orientation en matière de radioprotection qui figurent dans la version provisoire du REGDOC 2.7.1 : *Radioprotection* [1]¹
- les exigences et l'orientation en matière de services de dosimétrie qui figurent dans la version provisoire du REGDOC-2.7.2, *Dosimétrie, tome II : Exigences techniques et relatives aux systèmes de gestion de la qualité pour les services de dosimétrie* [2]²
- les exigences et l'orientation en matière de protection de l'environnement qui figurent dans le REGDOC-2.9.1 : *Protection de l'environnement : Principes, évaluations environnementales et mesures de protection de l'environnement*, version 1.1 [3]

1.3 Législation pertinente

Les dispositions suivantes de la [Loi sur la sûreté et la réglementation nucléaires](#) (LSRN) et de ses règlements d'application s'appliquent au présent document :

- L'article 2 de la LSRN définit comme suit un travailleur du secteur nucléaire (TSN) : « Personne qui, du fait de sa profession ou de son occupation et des conditions dans lesquelles elle exerce ses activités, si celles-ci sont liées à une substance ou une installation nucléaire, risque vraisemblablement de recevoir une dose de rayonnement supérieure à la limite réglementaire fixée pour la population en général »; ces limites réglementaires de dose sont définies aux articles 13, 14 et 15 du RRP.
- L'article 27 de la LSRN stipule ce qui suit : « Les titulaires de licence ou de permis et les personnes visées par règlement : a) tiennent les documents réglementaires, notamment un document sur la quantité de rayonnement reçue par chaque personne – ou la dose engagée à l'égard de chaque personne – dont les fonctions professionnelles sont liées aux activités autorisées par la présente loi ou qui se trouve dans un lieu où celles-ci sont exercées, les conserve durant la période réglementaire et les communique en conformité avec les règlements... ».
- Le paragraphe 5(1) du RRP stipule ce qui suit : « Pour tenir le document sur les doses de rayonnement prévu à l'article 27 de la Loi, le titulaire de permis contrôle et enregistre l'ampleur de l'exposition aux produits de filiation du radon de chaque personne mentionnée à cet article, ainsi que la dose efficace et la dose équivalente qui sont reçues par la personne et engagées à son égard. »

¹ La consultation du public concernant le REGDOC-2.7.1, *Radioprotection*, a lieu en parallèle avec celle du présent REGDOC. Voir le [site Web de la CCSN](#) pour de plus amples renseignements.

² Le REGDOC-2.7.2, tome II, *Exigences techniques et relatives aux systèmes de gestion de la qualité pour les services de dosimétrie* [2], devrait être publié au début du printemps 2019. Voir le [site Web de la CCSN](#) pour de plus amples renseignements.

2. Renseignements généraux

2.1 Limites de dose efficace

Les limites de dose efficace s'appliquent à toutes les sources de radioexposition combinées, à savoir les sources externes au corps et les sources internes au corps.

L'article 13 du [Règlement sur la radioprotection](#) (RRP) établit les limites de dose efficace pour diverses personnes. Ces personnes sont : 1) les travailleurs du secteur nucléaire (TSN), 2) les travailleuses enceintes du secteur nucléaire, et 3) les personnes autres que des travailleurs du secteur nucléaire. L'article 15 du RRP établit des limites de dose efficace pour des cas particuliers, notamment les situations d'urgence. Pour chacune de ces personnes ou chacun de ces cas, les limites de dose efficace s'appliquent à la somme de :

- la dose efficace due à des sources de rayonnement ionisant à l'extérieur du corps
- la dose efficace engagée (DEE) due au radon et à ses produits de filiation, lorsqu'ils sont ingérés par l'organisme, à l'exclusion des TSN enceintes
- la DEE provenant des radionucléides (autres que le radon 222 et ses produits de filiation) absorbés dans l'organisme

La dose efficace totale, déterminée selon la méthode de la somme ci-dessus, est comparée aux limites de dose efficace applicables, stipulées aux articles 13 et 15 du RRP, pour déterminer la conformité à ces limites.

2.2 Méthodes de dosimétrie

Les méthodes de dosimétrie servant à déterminer la dose professionnelle peuvent être classées en trois grandes catégories : contrôle direct, contrôle indirect et modélisation des doses.

2.2.1 Contrôle direct

Aussi appelé dosimétrie individuelle, le contrôle direct sert principalement à déterminer les doses reçues par les personnes qui sont exposées à des rayonnements dans le cadre de leurs activités professionnelles. Les techniques de dosimétrie individuelle varient, en partie en raison du type d'exposition : exposition externe si la ou les sources de rayonnement sont à l'extérieur du corps, ou exposition interne si elles se trouvent dans le corps. Dans le cas de l'exposition externe, une personne porte un appareil de contrôle individuel, aussi appelé dosimètre individuel, pour mesurer son exposition aux rayonnements externes. Dans le cas de l'exposition interne, les dispositifs de contrôle individuel consistent en une pompe à air et un filtre pour estimer la radioactivité en suspension dans l'air inhalé par les travailleurs. Ces dispositifs comprennent des échantillonneurs d'air individuels (pour mesurer les particules en suspension dans l'air en général) et des dosimètres alpha individuels (pour mesurer les produits de filiation du radon et la poussière de minerai d'uranium dans l'air). En outre, il existe deux techniques de contrôle individuel pour déterminer les doses internes sans recourir à l'utilisation d'appareils de contrôle individuel, à savoir les essais biologiques *in vivo* et *in vitro*. L'essai biologique *in vivo* consiste à mesurer les substances nucléaires dans l'organisme, tandis que l'essai biologique *in vitro* consiste à mesurer les substances nucléaires excrétées par l'organisme. Le contrôle direct, aussi appelé contrôle individuel, est la méthode la plus précise et privilégiée pour déterminer les doses aux travailleurs.

2.2.2 Contrôle indirect

Ce contrôle, aussi appelé contrôle en milieu de travail, pourrait être utilisé dans certaines situations où une personne travaille dans une zone où il y a une concentration connue de radioactivité en suspension dans l'air ou un champ de rayonnement connu, pendant une période connue. On peut utiliser ces renseignements conjointement avec d'autres données pour estimer la dose reçue par la personne pendant un temps d'occupation donné. On utilise souvent cette approche lorsqu'une substance radioactive en suspension dans l'air est la source d'exposition et que le coût du contrôle individuel n'est pas justifié compte tenu des niveaux d'exposition prévus (p. ex., les produits de filiation du radon), ou encore lorsque le contrôle n'est pas réalisable. Dans de tels cas, la concentration dans l'air des produits de filiation du radon dans une zone précise ou à proximité immédiate de chaque travailleur est mesurée par échantillonnage de l'air ou par une autre méthode, et le temps passé dans ces zones par une ou plusieurs personnes est consigné. On utilise ensuite diverses mesures, notamment la concentration de la radioactivité en suspension dans l'air, le temps d'occupation enregistré et le taux d'inhalation de l'air pour estimer la dose reçue par une personne.

2.2.3 Modélisation des doses

On pourrait modéliser les doses dans certaines situations où la source de rayonnement est bien comprise. Les renseignements sur les sources de rayonnement permettent de calculer les doses d'après les coefficients de dose publiés et les données sur le blindage, à l'aide d'un logiciel de modélisation des doses (p. ex., simulations de Monte-Carlo).

2.3 Services de dosimétrie

L'article 8 du RRP stipule ce qui suit : « Le titulaire de permis utilise un service de dosimétrie autorisé pour mesurer et contrôler les doses de rayonnement reçues par le TSN, et engagées à son égard, lorsque le travailleur risque vraisemblablement de recevoir une dose efficace supérieure à 5 mSv au cours d'une période de dosimétrie d'un an. ». Cette exigence garantit que les doses sont contrôlées avec suffisamment d'exactitude et de précision. Les exigences relatives aux services de dosimétrie autorisés figurent dans le REGDOC-2.7.2, tome II.

Dans certains cas, les travailleurs pourraient être exposés à plusieurs sources de rayonnement. Par conséquent, ils pourraient faire l'objet d'un suivi par différentes méthodes. Chaque source pourrait fournir une dose inférieure à 5 mSv/an, mais lorsqu'elles sont combinées, elles pourraient dépasser cette valeur. La dose efficace de 5 mSv requise pour l'utilisation d'un service de dosimétrie s'applique à la somme des composantes individuelles. Dans ces cas, la composante de dose qui contribuera le plus à l'exposition des travailleurs doit être déterminée par un service de dosimétrie autorisé. On devrait également recourir à un service de dosimétrie autorisé pour toutes les composantes qui contribuent de façon importante aux doses efficaces reçues par les travailleurs (p. ex., ≥ 1 mSv/an). Lorsqu'un appareil de dosimétrie mesure plus d'une source de rayonnement (p. ex., un dosimètre alpha individuel pour les produits de filiation du radon et la poussière radioactive à période longue), ces sources devraient être traitées comme une seule composante aux fins de la détermination de la dose.

Si l'on s'attend à ce que les doses efficaces ne dépassent pas 5 mSv par période de dosimétrie d'un an, les titulaires de permis pourraient choisir de recourir à un service de dosimétrie autorisé ou de déterminer les doses en utilisant d'autres méthodes de dosimétrie décrites à la section 2.2. Lorsque la CCSN évalue la méthode de dosimétrie proposée par le demandeur, elle tient compte du risque potentiel relatif pour les travailleurs.

2.4 Dossiers des doses

Toutes les données utilisées pour déterminer les doses, tous les rapports produits dans le cadre d'enquêtes et tous les documents associés aux demandes de modification des renseignements sur les doses (DMRD), y compris le rapport d'enquête, le formulaire DMRD et la lettre d'approbation de la CCSN, doivent être conservés pendant la période prescrite dans le RRP. Ces données devraient permettre de recréer et de vérifier de manière raisonnable les résultats à partir des données initiales mises en référence. Une méthode claire d'identification des travailleurs et de tenue des dossiers de doses devrait être établie. L'identification, l'entreposage, la protection, la récupération et l'élimination des documents devraient être contrôlés.

2.4.1 Fichier dosimétrique national

Selon le RRP, si les mesures de dose sont enregistrées par un service de dosimétrie autorisé, les dossiers de doses des TSN devraient être soumis au FDN avec les renseignements personnels précis stipulés dans le RRP.

Le FDN est une base de données, détenue et exploitée par Santé Canada, qui permet de suivre l'historique des doses reçues au cours de la vie par les personnes enregistrées. La CCSN a conclu un protocole d'entente avec Santé Canada qui énonce les responsabilités de Santé Canada à l'égard de l'exploitation du registre, de la tenue à jour des renseignements exigés en vertu du RRP et de la mise à la disposition de ces renseignements à la CCSN³.

Le FDN permet à la CCSN d'obtenir des renseignements sur les tendances dans les données concernant les doses pour les installations ou les groupes d'installations, des renseignements détaillés sur les doses pour les particuliers et les titulaires de permis, et les renseignements nécessaires aux études sur la santé, notamment les études épidémiologiques. Santé Canada informe la CCSN de tout dossier indiquant qu'une limite de dose pour un TSN a été dépassée. L'obtention rapide de ces documents permet à la CCSN d'agir immédiatement pour s'assurer que les titulaires de permis ont pris les mesures appropriées.

Un titulaire de permis pourrait demander la modification d'un dossier de dose ou d'un groupe de dossiers de doses dans le FDN. La partie C décrit le processus à suivre pour apporter des modifications aux renseignements sur les doses déposés dans le FDN.

³ Le FDN est un registre des doses professionnelles reçues par les travailleurs canadiens. Le FDN comprend également les doses reçues par les travailleurs étrangers. Cependant, ces doses ne sont pas utilisées pour l'analyse des données du FDN. Elles sont incluses afin que les services de dosimétrie puissent se conformer à l'article 19 du RRP.

Partie A : Exposition externe

La dosimétrie externe est la mesure de la dose lorsque les sources de rayonnement sont à l'extérieur du corps. La dosimétrie externe concerne les rayonnements qui peuvent pénétrer la couche morte de la peau : les photons, le rayonnement bêta, les électrons⁴ et les neutrons. Puisque les photons, le rayonnement bêta et les électrons interagissent avec les particules chargées et que les neutrons interagissent par l'intermédiaire de la force nucléaire, les techniques de dosimétrie et les méthodes de détection sont très différentes dans ces deux cas.

L'exposition externe au rayonnement peut être mesurée par un contrôle direct. Toutefois, si le temps et les ressources nécessaires à la mesure directe l'emportent sur l'utilité de cette méthode, l'exposition peut être estimée.

3. Grandeurs opérationnelles

Les grandeurs opérationnelles sont définies dans le Rapport 51 de la Commission internationale sur les unités et les mesures de radioprotection (ICRU), *Quantities and Units in Radiation Protection Dosimetry* [4], qui forment un ensemble de quantités mesurables d'exposition externe que l'on peut utiliser pour démontrer le respect des limites de dose réglementaires. Les renseignements qui suivent sont basés sur ce rapport.

3.1 Équivalent de dose ambiant, $H^*(d)$

L'équivalent de dose ambiant est utilisé lorsque l'on emploie le contrôle de la zone pour déterminer la dose externe. Dans le cas d'un rayonnement fortement pénétrant, une profondeur de 10 mm est utilisée. Pour les rayonnements faiblement pénétrants, on utilise des profondeurs de 0,07 mm pour la peau et de 3 mm pour le cristallin. La grandeur $H^*(d)$ représente l'équivalent de dose ambiant, où d est la profondeur mesurée en millimètres.

3.2 Équivalent de dose directionnel, $H'(d, \Omega)$

L'équivalent de dose directionnel est utilisé lorsque l'on emploie le contrôle de la zone pour déterminer la dose externe. Cette grandeur opérationnelle tient compte de la direction spécifiée du champ de rayonnement, Ω . Pour un rayonnement fortement pénétrant, on emploie une profondeur de 10 mm. Pour les rayonnements faiblement pénétrants, on emploie des profondeurs de 0,07 mm pour la peau et de 3 mm pour le cristallin. La valeur $H'(d, \Omega)$ représente l'équivalent de dose directionnel, où d est la profondeur mesurée en millimètres.

3.3 Équivalent de dose individuel, $H_p(d)$

L'équivalent de dose individuel est la grandeur opérationnelle employée lorsqu'on utilise le contrôle direct (ou individuel) pour déterminer la dose externe. Pour un rayonnement fortement pénétrant, on emploie une profondeur de 10 mm. Pour les rayonnements faiblement pénétrants,

⁴ Les particules bêta comprennent les électrons et les positrons émis par un noyau pendant la désintégration radioactive, tandis que les électrons comprennent les électrons Auger et les électrons de conversion émis pendant la désintégration radioactive, ainsi que les faisceaux d'électrons et de positrons produits par des dispositifs artificiels.

on emploie des profondeurs de 0,07 mm pour la peau et de 3 mm pour le cristallin. La valeur $H_p(d)$ représente l'équivalent de dose individuel, où (d) est la profondeur mesurée en millimètres.

Tableau 1 : Résumé des grandeurs opérationnelles

Grandeur opérationnelle	Description
$H^*(10)$	Équivalent de dose ambiant à une profondeur de 10 mm
$H^*(0,07)$	Équivalent de dose ambiant à une profondeur de 0,07 mm
$H^*(3)$	Équivalent de dose ambiant à une profondeur de 3 mm
$H'(10, \Omega)$	Équivalent de dose directionnel à une profondeur de 10 mm
$H'(0,07, \Omega)$	Équivalent de dose directionnel à une profondeur de 0,07 mm
$H'(3, \Omega)$	Équivalent de dose directionnel à une profondeur de 3 mm
$H_p(10)$	Équivalent de dose individuel à une profondeur de 10 mm
$H_p(0,07)$	Équivalent de dose individuel à une profondeur de 0,07 mm
$H_p(3)$	Équivalent de dose individuel à une profondeur de 3 mm

4. Caractérisation des conditions de rayonnement

Les conditions radiologiques d'une installation autorisée ou d'un endroit où une activité autorisée est exercée devraient être caractérisées, documentées, contrôlées et mises à jour en cas de changements pouvant avoir une incidence sur les doses aux travailleurs (p. ex., l'aménagement de l'installation, les types de radionucléides et les activités exercées). La caractérisation des conditions radiologiques devrait fournir une description complète des sources de rayonnement et de la nature du rayonnement présent dans tous les lieux de travail qui pourraient entraîner une exposition externe. La caractérisation radiologique devrait inclure ce qui suit, pour tous les emplacements d'une installation :

- les radionucléides qui seront présents sur le lieu de travail, leur période radioactive, leurs produits de filiation et leurs abondances relatives
- les types de rayonnement émis par ces radionucléides et leurs énergies
- une description des sources de rayonnement (p. ex., forme physique, géométrie et renseignements applicables sur le blindage).

La caractérisation des conditions de rayonnement dans un lieu de travail fournit les renseignements nécessaires pour déterminer le type de dosimétrie qui devrait être utilisé.

4.1 Rayonnement photonique, bêta et électronique

Aux énergies types d'un milieu de travail, les rayonnements alpha, bêta, électronique et photonique ont une portée (c'est-à-dire la distance parcourue) très variable dans l'air et les tissus humains. Les tissus qui courent le plus grand risque d'exposition varient selon la portée du rayonnement.

Le rayonnement alpha parcourt habituellement de 2,6 à 6 cm dans l'air et de 30 à 60 μm dans les tissus⁵. Le rayonnement alpha émis par les radionucléides qui se trouvent à l'extérieur du corps ne peut généralement pas atteindre les cellules sensibles de la peau et, par conséquent, il ne présente pas de problème radiologique à moins que ces radionucléides ne soient absorbés par le corps. On trouvera à la partie B du présent document de l'orientation pour ce dernier cas.

Le rayonnement bêta et les électrons ont généralement une portée plus grande que le rayonnement alpha. Dans l'air, le rayonnement bêta et les électrons pourraient parcourir des distances allant de moins de 1 cm jusqu'à environ 10 m. Dans les tissus, cependant, leur portée varie généralement de quelques micromètres à environ 1 cm, selon leur énergie⁶. Ils présentent un risque potentiel pour la peau et le cristallin. À moins qu'ils ne soient absorbés par le corps, les radionucléides émettant un rayonnement bêta ou électronique ne posent pas de risque pour les organes situés sous la peau, compte tenu de leur portée.

Les photons, aussi appelés rayons gamma ou rayons X, couvrent des distances beaucoup plus grandes en raison de leur mécanisme d'interaction avec la matière. Ils présentent un risque potentiel non seulement pour la peau et le cristallin, mais aussi pour les tissus et les organes à l'intérieur du corps.

Par conséquent, bien que les rayonnements photonique, bêta et électronique puissent contribuer à une dose équivalente à la peau et au cristallin, les photons sont les principaux responsables de la dose efficace externe.

La capacité de pénétration ou la probabilité d'interaction du rayonnement est liée à l'énergie du rayonnement. Chaque substance nucléaire émet un rayonnement d'une énergie ou d'une gamme d'énergies précise lorsqu'elle subit une désintégration radioactive. Par conséquent, seuls certains photons, particules bêta et électrons présentent un risque externe pour le corps humain. Par exemple, le tritium (^3H) est une substance nucléaire qui émet seulement un rayonnement bêta d'une énergie moyenne de 5,7 kiloélectronvolts (keV) et d'une énergie maximale de 18,6 keV. À ces énergies, le rayonnement est trop faible pour pénétrer plus profondément que la couche morte de la peau. Par conséquent, le rayonnement bêta dû au tritium ne constitue pas un risque de dose externe. Le tritium présente uniquement un risque de dose interne par ingestion, inhalation et absorption par la peau.

L'énergie de rayonnement la plus faible qui peut être mesurée dépend du dosimètre. Les types de dosimètres décrits dans le présent document ne répondent que très peu ou pas du tout à de nombreuses sources de rayonnement bêta de faible énergie. Dans le cadre du programme de radioprotection, on s'attend à ce que les titulaires de permis connaissent les champs de rayonnement auxquels les travailleurs seront exposés et choisissent la méthode appropriée pour déterminer la dose professionnelle.

4.2 Rayonnement neutronique

Lorsque des neutrons sont produits, ils ont généralement une large distribution d'énergie appelée spectre d'énergie, qui varie selon la nature de la source. Le type de réaction qu'un neutron subit

⁵ Pour les particules alpha d'une énergie comprise entre 4 MeV et 7 MeV. Voir le document du NIST, « *Stopping-Power & Range Tables for Electrons, Protons, and Helium Ions* » [5].

⁶ Pour les particules bêta d'une énergie comprise entre 10 keV et 2,5 MeV. Voir le document du NIST, « *Stopping-Power & Range Tables for Electrons, Protons, and Helium Ions* » [5].

dépend très fortement de son énergie. De nombreux facteurs, y compris la nature de la source, l'épaisseur, la forme et la composition du matériau de blindage, ou encore la géométrie de l'environnement de travail, peuvent modifier le spectre d'énergie qui entre en contact avec le corps du travailleur. Dans le cadre du programme de radioprotection, le titulaire de permis doit connaître le spectre d'énergie neutronique et choisir une méthode appropriée pour déterminer la dose professionnelle.

5. Contrôle direct

Afin de déterminer les doses externes reçues par les travailleurs, on effectue un contrôle direct à l'aide d'un dosimètre. Un dosimètre est un appareil de détection du rayonnement porté par une personne pour mesurer la dose de rayonnement. On peut recourir à un service de dosimétrie autorisé ou un service non autorisé pour déterminer la dose par contrôle direct.

Les dosimètres sont divisés en deux grandes catégories :

- les dosimètres passifs, qui produisent un signal induit par le rayonnement, signal qui est enregistré dans l'appareil. Le dosimètre est ensuite traité et ses résultats sont analysés
- les dosimètres actifs, qui produisent un signal induit par le rayonnement, signal dont la lecture directe indique la dose ou le débit de dose détecté

Un dosimètre passif typique utilisé pour mesurer le rayonnement photonique, bêta et électronique consiste en un détecteur inséré dans un support. Les divers dosimètres sont configurés différemment. Cependant, le détecteur contient un ou plusieurs éléments sensibles, et le support contient un ou plusieurs filtres. Dans un dosimètre qui mesure le rayonnement photonique, bêta et électronique, c'est principalement le filtre/support qui permet à l'instrument de différencier l'équivalent de dose individuel à la peau ou à l'œil (grandeurs $H_p(0,07)$ et $H_p(3)$, respectivement), et l'équivalent de dose individuel au corps entier (grandeur $H_p(10)$). Une partie du support pourrait comporter une fenêtre ouverte (aucun filtre ou un filtre très fin) pour mesurer la grandeur $H_p(0,07)$, et l'autre partie du détecteur pourrait comporter un filtre plus épais qui permet de mesurer la grandeur $H_p(10)$. Les filtres plus épais bloquent le rayonnement photonique et bêta de faible énergie, et permettent seulement au rayonnement le plus pénétrant de déposer de l'énergie. Certains dosimètres sont pourvus de plusieurs filtres d'épaisseurs et de compositions différentes qui leur permettent de différencier divers niveaux d'énergie.

Les dosimètres actifs les plus couramment utilisés pour mesurer le rayonnement photonique, bêta et électronique affichent les doses électroniquement sur un écran. Les dosimètres stylos (aussi appelés dosimètres de poche) sont également des dosimètres actifs. Dans un dosimètre stylo, les doses sont indiquées par la position d'une ligne mince sur une échelle indiquant l'exposition au rayonnement.

Il existe plusieurs technologies différentes de dosimètres permettant de mesurer le rayonnement photonique, bêta et électronique. Les dosimètres passifs pour le corps entier comprennent les dosimètres thermoluminescents (DTL) et les dosimètres à luminescence stimulée optiquement (DLSO). Les dosimètres actifs pour le corps entier comprennent les dosimètres à lecture directe (DLD), aussi appelés dosimètres électroniques personnels (DEP) ou dosimètres sonores individuels (DSI).

Les techniques de mesure pour déterminer les doses dues au rayonnement photonique, bêta et électronique sont généralement inappropriées pour mesurer le rayonnement neutronique, car les neutrons interagissent différemment avec la matière.

Il existe divers types de dosimètres à neutrons. Les dosimètres à neutrons individuels (dont le plus populaire est le détecteur solide de traces nucléaires) et les radiamètres à neutrons transportables en sont des exemples. Ces technologies de dosimètre sont décrites plus en détail à la section 5.1.

La qualité des résultats d'un dosimètre dépend de nombreux facteurs :

- La réponse d'un dosimètre varie en fonction de l'énergie du rayonnement et de l'angle d'incidence du rayonnement par rapport au détecteur du dosimètre.
- Les dosimètres varient dans leur capacité à détecter différents types de rayonnement (photonique, bêta, électronique ou neutronique).
- Le signal d'un dosimètre peut s'estomper avec le temps. Cela peut être causé par des facteurs environnementaux tels que la température, la lumière et l'humidité.
- Certains dosimètres sont limités également dans leur capacité à fonctionner dans des champs de rayonnement pulsé⁷.
- Certains dosimètres sont plus sensibles et peuvent détecter une quantité de rayonnement plus faible que d'autres.
- Les dosimètres diffèrent dans leur capacité à résister à des conditions environnementales rigoureuses.

On devrait discuter avec le fournisseur de services de dosimétrie ou le fabricant du dosimètre des limitations concernant les facteurs ci-dessus, afin de bien les comprendre. Ces limitations devraient être documentées et les travailleurs devraient recevoir une formation afin que des mesures appropriées de protection puissent être prises pour prévenir tout impact sur les résultats de la dosimétrie. Par exemple, on sait que de nombreux dosimètres actifs ont une efficacité médiocre dans les champs de rayonnement pulsé. Par conséquent, si les champs de rayonnement pulsé contribuent de façon appréciable à la dose, on devrait en tenir compte au moment de choisir le dosimètre le plus approprié pour déterminer la dose aux travailleurs.

La réponse d'un dosimètre est la valeur mesurée ou évaluée, divisée par la valeur conventionnellement vraie. La valeur conventionnellement vraie, également appelée « meilleure estimation », est la valeur attribuée à une grandeur et est reconnue comme ayant une incertitude appropriée pour une fin donnée. La réponse variera selon le type et l'énergie du rayonnement auquel le dosimètre est exposé. Les fournisseurs de service de dosimétrie pourraient offrir la possibilité d'appliquer des facteurs de correction standards applicables à des radionucléides ou des énergies spécifiques, pour obtenir des résultats plus précis. On devrait examiner soigneusement ces options en consultation avec le fournisseur de services de dosimétrie. Si des facteurs de correction sont appliqués, ils devraient être documentés et révisés si des changements surviennent dans le lieu de travail ou dans les activités professionnelles, changements qui pourraient en affecter la validité.

Les dosimètres devraient être fixés au corps pour éviter qu'ils ne tombent pendant le travail, et ils devraient être orientés vers l'extérieur et non couverts par d'autres articles ou dispositifs. Ils

⁷ Dans un champ de rayonnement pulsé, les débits de dose varient périodiquement en intensité au fil du temps.

devraient être portés sur le tronc du corps, entre la taille et les épaules, à l'endroit où l'exposition prévue est la plus élevée (ou placés conformément aux instructions du fabricant).

Lorsque les dosimètres ne sont pas portés, ils devraient être entreposés dans un endroit où les débits de dose sont aussi proches que possible du rayonnement de fond et où les conditions d'entreposage sont favorables (endroits où les dosimètres sont protégés des rayons directs du soleil, des températures extrêmes, de la poussière, etc.). Les dosimètres ne devraient jamais être entreposés près des matières radioactives ou des appareils d'exposition. Au moins un dosimètre de contrôle devrait être conservé dans chaque zone de stockage des dosimètres pendant la période de port. Le dosimètre de contrôle permet de contrôler la dose non liée au travail, c'est-à-dire la dose à laquelle les dosimètres individuels sont également exposés lorsqu'ils ne sont pas portés (c.-à-d. pendant leur stockage et leur transport). Cela comprend la dose provenant du rayonnement de fond et d'autres sources qui ne sont pas liées aux activités autorisées. Une fois traitées, les doses indiquées par le dosimètre de contrôle pourraient être soustraites des doses indiquées par les dosimètres des travailleurs, afin que la dose professionnelle nette puisse être déterminée avec précision. Les dosimètres de contrôle devraient être expédiés avec les dosimètres pendant le transport afin d'indiquer l'exposition potentielle au rayonnement pendant le transport. Pour l'expédition des dosimètres, on devrait utiliser des services de transport qui n'entraîneront pas d'exposition accidentelle à un rayonnement supérieur aux niveaux ambiants pendant le transport des dosimètres. Par exemple, on ne devrait pas faire appel aux services de transport qui expédient des matières radioactives.

Lorsqu'une personne voyage par avion avec un dosimètre, le dosimètre ne devrait pas être rangé dans les bagages enregistrés. De la sorte, le dosimètre n'enregistrera pas les doses non personnelles après avoir été exposé aux appareils de radiographies ou aux scanners qui sont utilisés dans la plupart des aéroports dans le cadre des protocoles de contrôle de sécurité des bagages. La meilleure pratique consiste à traverser ces points de contrôle en ayant le dosimètre avec soi ou en le portant. Au besoin, on peut placer le dosimètre dans le bagage de cabine. Les doses dues aux scanners de bagages de cabine ne sont pas aussi importantes.

On devrait prendre des précautions pour protéger les dosimètres contre la contamination par des matières radioactives. Toutefois, cela devrait toujours se faire en consultation avec le fabricant ou le fournisseur de services de dosimétrie pour s'assurer que les mesures prises n'ont pas d'incidence sur les résultats du dosimètre.

Des procédures devraient être mises en place pour traiter les dosimètres qui ont été compromis (p. ex., les dosimètres perdus, endommagés ou soumis à une exposition non personnelle). Ces situations devraient faire l'objet d'une enquête et des mesures appropriées devraient être prises dès que possible. L'enquête devrait comporter des discussions avec le travailleur dont le dosimètre a été compromis et le fournisseur de services de dosimétrie. Un dosimètre de remplacement devrait être fourni et, le cas échéant, une demande de modification des renseignements sur les doses devrait être présentée à la CCSN, conformément à l'orientation fournie à la partie C du présent document.

5.1 Technologies des dosimètres

Les technologies des dosimètres décrites dans cette section sont couramment utilisées et présentées à titre d'exemples. D'autres technologies sont également disponibles.

Si un dosimètre fournit un résultat inattendu ou dépasse un seuil d'intervention, une enquête devrait être menée conformément au REGDOC-2.7.1. Cela devrait comprendre l'inspection du

dosimètre pour déceler toute contamination, le cas échéant. Le fournisseur de services de dosimétrie devrait être consulté pour qu'il étudie l'analyse du dosimètre en question.

5.1.1 Dosimètres thermoluminescents

Les dosimètres thermoluminescents (DTL) sont couramment utilisés au Canada et ailleurs dans le monde. Voici le principe de fonctionnement d'un DTL :

1. Lorsque le rayonnement ionisant traverse le détecteur, les atomes du détecteur libèrent certains de leurs électrons.
2. Les électrons sont piégés dans des impuretés (également appelés centres de dopage) à l'intérieur du dosimètre, où ils restent dans leur état excité (leur énergie est élevée par rapport à leur état fondamental).
3. La puce est ensuite chauffée dans un lecteur de DTL, qui se compose principalement d'un dispositif de chauffage, d'un tube photomultiplicateur (qui amplifie les faibles impulsions lumineuses en un signal électrique plus important) et d'un enregistreur.
4. Les électrons piégés retournent à leur état fondamental en émettant des photons de lumière visible. La quantité de lumière émise par rapport à la température s'appelle la courbe de luminosité.
5. L'analyse de cette courbe permet de déterminer la dose.
6. Une fois qu'un DTL a été lu, il ne peut plus être relu pour vérifier le résultat.

Il existe de nombreux types de DTL, y compris les dosimètres au fluorure de lithium, au sulfate de calcium et au borate de lithium.

5.1.2 Dosimètres à luminescence stimulée optiquement

Un dosimètre à luminescence stimulée optiquement (DLSO) offre divers avantages, dont la possibilité de relecture et la détection d'une faible dose mesurable. Les DLSO fonctionnent un peu comme les DTL, la principale différence étant que la luminescence est produite par un faisceau lumineux plutôt que par la chaleur.

5.1.3 Dosimètres à lecture directe

Les dosimètres à lecture directe (DLD) sont des dosimètres actifs, car ils affichent les doses et les débits de dose pendant leur utilisation. De nombreux dosimètres à lecture directe sont pourvus d'une alarme qui se fait entendre lorsque des doses et des débits de dose préétablis sont atteints. Les DLD les plus couramment utilisés affichent électroniquement les lectures de dose et sont composés soit d'une diode, soit d'un compteur Geiger-Müller (GM). Cependant, les dosimètres stylos à chambre d'ionisation sont encore utilisés.

Les DLD sont utilisés pour contrôler la dose et sont souvent portés en plus d'un dosimètre passif. Lorsqu'il est possible que les champs de rayonnement augmentent de façon inattendue d'un facteur de 10 ou plus, on devrait utiliser un DLD. Depuis de nombreuses années, les DLD sont utilisés comme dispositifs de contrôle des doses, en particulier dans le secteur de l'électronucléaire.

Les DLD ne sont généralement pas utilisés pour mesurer les doses enregistrées, mais ils pourraient être utilisés à cette fin lorsque le recours à un service de dosimétrie autorisé n'est pas requis ou dans le cas d'un dosimètre passif perdu ou endommagé. Lorsque des dosimètres actifs sont utilisés, la plage d'énergie, la sensibilité, la linéarité et la précision devraient être appropriées, compte tenu des situations d'exposition dans lesquelles ils seront utilisés. De plus,

des mesures de contrôle de la qualité et des procédures d'étalonnage devraient être en place pour s'assurer que les dosimètres fonctionnent correctement. En particulier, si l'on utilise des dosimètres actifs comportant des tubes GM comme détecteurs, il faut tenir compte de leur sous-réponse potentiellement importante aux champs de débits de dose élevés (> 100 mSv/h).

5.1.4 Détecteur solide de traces nucléaires

Un détecteur solide de traces nucléaires comporte une matière plastique appelée CR-39 (composée de carbonate d'allylglycol). La technologie CR-39 est basée sur la réaction des neutrons avec le matériau dans le détecteur. La réaction produit des particules chargées, comme des protons, au site d'interaction. Les protons produisent des traces dans le dosimètre, qui sont rendues visibles par une procédure de gravure chimique. Après la gravure, on compte les traces pour déterminer la dose.

5.1.5 Radiamètres à neutrons transportables

Les radiamètres à neutrons transportables sont conçus de manière à réagir à des neutrons ayant une large gamme d'énergies. Ces radiamètres sont habituellement placés dans un endroit sur le lieu de travail où les lectures de rayonnement sont les plus élevées. En intégrant le débit de dose sur la période de temps que les travailleurs passent à cet endroit, on peut estimer les doses et les attribuer à chaque travailleur. Avec cette méthode de mesure, on utilise le débit de dose le plus élevé mesuré par le radiamètre à neutrons. Cela permet de s'assurer que les doses attribuées qui en résultent demeurent prudentes.

5.2 Dosimétrie du corps entier

Les dosimètres les plus couramment utilisés sont ceux qui servent à déterminer la dose efficace externe reçue par le corps entier et/ou la dose équivalente reçue par la peau du corps entier à la suite d'une exposition externe aux photons, au rayonnement bêta et aux électrons. Ces dosimètres sont communément appelés « dosimètres de corps entier » ou « badges de corps entier », et sont généralement portés sur le devant du torse entre la taille et le cou. Les dosimètres de corps entier mesurent les grandeurs $H_p(10)$ et/ou $H_p(0,07)$. Les technologies de dosimètre les plus couramment utilisées pour le corps entier comprennent les DTL, les DLSO et les DLD.

Dans certaines situations, l'utilisation de plusieurs dosimètres pour le corps entier (communément appelés « badges multiples ») est plus appropriée pour déterminer la dose efficace externe que l'utilisation d'un dosimètre de corps entier porté sur le tronc. Ces situations se produisent lorsque l'exposition des travailleurs au rayonnement n'est pas uniforme.

5.3 Dosimétrie multiple du corps entier

L'orientation fournie dans cette section sur l'utilisation de dosimètres multiples du corps entier est basée sur le document de l'American National Standards Institute, ANSI/HPS N.13.41-2011, *Criteria for Performing Multiple Dosimetry* [6].

Dans les situations suivantes, l'exposition radiologique n'est pas uniforme, ce qui pourrait nécessiter l'utilisation de dosimètres multiples du corps entier.

Les travailleurs portent des vêtements de protection ou des blindages corporels partiels, comme dans les exemples suivants :

- a. tabliers de plomb portés pour protéger les travailleurs qui devraient se trouver dans une salle d'imagerie diagnostique au moment d'une exposition;
- b. blindages corporels partiels utilisés dans les laboratoires de radio-isotopes, où la table de travail comporte un blindage pour protéger les travailleurs qui préparent des produits radiopharmaceutiques.

Les travailleurs sont tenus de maintenir une position relativement constante par rapport à un champ localisé, comme dans les exemples suivants :

- c. les travaux d'entretien d'une chaudière dans une centrale nucléaire, où la partie supérieure du corps pourrait être exposée à des niveaux de rayonnement plus élevés que la partie inférieure;
- d. le travail effectué à proximité immédiate d'une source de rayonnement localisée, de sorte que les parties du corps les plus proches de la source se trouvent dans un champ plus intense que le reste de l'organisme.

Les tâches qui sont effectuées à proximité de fuites de rayonnement, telles que des fissures ou des petits trous dans les matériaux de blindage.

Les travailleurs sont exposés sur les côtés du corps opposés à l'endroit où le dosimètre est habituellement porté, par exemple dans le cas de travaux d'entretien qui exigent de plonger dans les piscines de stockage du combustible nucléaire usé, et où il existe un risque d'exposition à des débits de dose élevés sous plusieurs angles différents.

La section 5.3.1 fournit de l'orientation pour les situations 1 à 3 ci-dessus.

Pour la situation 4, le nombre de dosimètres requis doit être déterminé au cas par cas : un dosimètre devrait être porté à l'endroit habituel et des dosimètres supplémentaires aux autres endroits exposés du corps. La dose efficace externe sera alors calculée à l'aide d'un algorithme approprié tenant compte de la situation d'exposition. Une évaluation devrait être effectuée au cas par cas pour déterminer quel algorithme convient.

Bien que l'on puisse utiliser en tout temps plusieurs dosimètres de corps entier pour obtenir des estimations de dose plus précises, l'utilisation de plusieurs dosimètres est fortement recommandée lorsque les deux conditions suivantes sont réunies.

L'équivalent de dose individuel pour toute partie du corps (comme la tête) peut varier de 50 % par rapport à l'équivalent de dose individuel qui serait mesuré par le dosimètre s'il était porté à son emplacement habituel (sur le tronc).

L'équivalent de dose individuel résultant pourrait dépasser de 10 % une limite de dose lorsqu'une composante importante de la dose efficace due à des sources externes provient d'un champ de rayonnement non uniforme.

Lorsqu'il a été déterminé qu'un travailleur exécutera des tâches précises en portant plusieurs dosimètres de corps entier, en plus de son travail régulier dans un champ uniforme où un contrôle régulier est utilisé, on devrait alors remettre au travailleur un ensemble spécial de dosimètres qu'il portera pendant le travail spécifique, au lieu du dosimètre de contrôle régulier. La dose totale au travailleur est la somme de la dose associée au travail dans le champ de rayonnement uniforme où un contrôle régulier est effectué et des doses reçues pendant une ou plusieurs périodes de travail dans un champ non uniforme où plusieurs dosimètres sont utilisés.

L'emplacement des dosimètres multiples devrait être clairement documenté. Un dosimètre porté sur une partie du corps recouverte d'un tablier de plomb devrait être porté entre le tablier de plomb et le corps.

Le nombre de dosimètres nécessaires, pour la dosimétrie avec plusieurs dosimètres, dépend du champ de rayonnement, du travail à effectuer, de l'emplacement du travailleur par rapport aux sources de rayonnement et du niveau d'information que l'on désire obtenir avec la dosimétrie multiple.

5.3.1 Calcul de la dose efficace externe au corps entier à l'aide de plusieurs dosimètres

Pour estimer la dose efficace externe, E , on calcule la somme pondérée des doses lues par plusieurs dosimètres. À cette fin, on considère que le corps est composé de plusieurs « compartiments », chaque compartiment étant contrôlé par un dosimètre assigné.

Des facteurs de pondération (W_C) ont été élaborés pour les divers compartiments ou parties du corps. Ces facteurs de pondération sont basés sur la publication 103 de la CIPR, *Recommandations 2007 de la Commission internationale de protection radiologique* [7], les facteurs de pondération pour les tissus tenant compte de la radiosensibilité des différents tissus et organes qui composent les divers compartiments. Les compartiments et leurs facteurs associés sont présentés dans le tableau 2.

Tableau 2 : Compartiments et facteurs associés

Compartiment	Facteur (W_C)
Tête et cou	0,12
Thorax, au-dessus du diaphragme	0,40
Abdomen, y compris le bassin	0,46
Bras droit supérieur, y compris le coude	0,005
Bras gauche supérieur, y compris le coude	0,005
Cuisse droite, y compris le genou	0,005
Cuisse gauche, y compris le genou	0,005

L'équivalent de dose, $H_p(10)$, pour chaque compartiment pourrait être déterminé à l'aide des résultats fournis par le dosimètre porté à cet endroit du corps. S'il n'y a pas de dosimètre placé sur un compartiment donné, on pourrait alors, si c'est approprié, utiliser l'équivalent de dose déterminé par un dosimètre placé à un endroit proche du corps et qui est protégé de la même manière.

La composante externe de la dose efficace au corps entier, E , est calculée à l'aide de l'équation suivante :

$$E = \sum W_C H_{p,c}(10) \quad (1)$$

Où

W_C est le facteur du compartiment (sans unité)

$H_{p,c}$ est l'équivalent de dose assigné au compartiment C mSv

Si on a besoin d'une méthode plus complexe pour combiner les résultats des dosimètres, on trouvera plus d'orientation dans le document de l'American National Standards Institute, ANSI/HPS N.13.41-2011, *Criteria for Performing Multiple Dosimetry*. Par exemple, dans certaines situations, on peut envisager le port d'un collier au cou (aussi appelé collier thyroïdien) en plus du tablier de plomb. Dans ce cas, on pourrait ajuster le modèle, car le cou est protégé par le collier.

Exemple de calcul

Lorsqu'un travailleur porte un tablier de plomb, il devrait également porter deux dosimètres (un sur le thorax et un sur la tête ou le cou). Un exemple de calcul est fourni ci-dessous, pour la situation courante dans laquelle le travailleur porte un tablier de plomb couvrant le thorax, l'abdomen et les cuisses. Dans cet exemple, le travailleur porte un dosimètre sur la tête ou le cou faisant face à la source de rayonnement et un dosimètre sur le tronc sous le tablier, face à la source de rayonnement. Le dosimètre de tête/cou mesure l'équivalent de dose individuel à la tête et au cou et aux bras non protégés. Le dosimètre du tronc porté sous le tablier mesure l'équivalent de dose individuel au thorax, à l'abdomen et aux cuisses. Le tableau 3 présente un exemple de calcul de la composante externe de la dose efficace pour chaque compartiment.

Tableau 3 : Exemple de calcul de la composante externe de la dose efficace pour chaque compartiment

Compartiment	Facteur (W_C)	Dosimètre assigné	Équivalent de dose individuel, $H_{p,C}$ (mSv)	Dose efficace pour le compartiment, E_C (mSv)
Tête et cou	0,12	Tête/cou	5,0	0,6
Thorax, au-dessus du diaphragme	0,40	Tronc	0,2	0,08
Abdomen, y compris le bassin	0,46	Tronc	0,2	0,092
Bras droit supérieur, y compris le coude	0,005	Tête/cou	5,0	0,025
Bras gauche supérieur, y compris le coude	0,005	Tête/cou	5,0	0,025
Cuisse droite, y compris le genou	0,005	Tronc	0,2	0,001
Cuisse gauche, y compris le genou	0,005	Tronc	0,2	0,001

Par conséquent, en additionnant la dose efficace pour chaque compartiment, la dose efficace externe au corps entier est de 0,82 mSv.

5.4 Dosimétrie des extrémités

L'exposition non uniforme de la peau des extrémités (mains et pieds) est un cas particulier, comme en témoigne une limite de dose distincte utilisée pour l'équivalent de dose pour les mains et les pieds. La norme ANSI/HPS N13.41-2011 de l'American National Standards Institute définit la main comme étant le bras sous le coude et le pied comme étant la jambe sous le genou [6].

Une personne qui manipule des sources radioactives avec la main pourrait devoir porter des dosimètres d'extrémité afin de mesurer adéquatement la dose équivalente à la peau de la main. La médecine nucléaire et le traitement du combustible nucléaire sont deux exemples de secteurs industriels où les travailleurs portent parfois des dosimètres d'extrémité. Dans ces situations, l'administration de substances nucléaires ou le traitement du combustible nucléaire pourrait exposer la peau des mains d'un travailleur à des niveaux de rayonnement plus élevés que la peau du reste du corps. Les travailleurs des centrales nucléaires portent également des dosimètres d'extrémité lorsque leurs fonctions les amènent à entrer en contact proche avec des matières radioactives.

Le RRP exige que l'on ait recours à un service de dosimétrie autorisé pour contrôler les doses de rayonnement reçues par les TSN qui présentent une probabilité raisonnable de recevoir sur la peau une dose équivalente supérieure à 50 mSv au cours d'une période de dosimétrie d'un an. Afin de déterminer si les dosimètres d'extrémité sont nécessaires (c.-à-d., s'il existe une probabilité raisonnable de recevoir une dose équivalente supérieure à 50 mSv), on peut utiliser un instrument de contrôle du rayonnement pour estimer les doses aux mains ou aux pieds résultant des activités professionnelles à effectuer. Une autre option serait d'utiliser le contrôle direct pour les mains et/ou les pieds et d'évaluer s'il est nécessaire d'utiliser un service de dosimétrie autorisé, en fonction des résultats. Les extrémités devraient être contrôlées chaque fois qu'il y a une incertitude quant à l'application du critère relatif aux dosimètres d'extrémité.

On emploie les dosimètres d'extrémité pour mesurer la grandeur $H_p(0,07)$ et ces dosimètres devraient être portés sur ou aussi près que possible de la zone de 1 cm^2 de l'extrémité qui reçoit la dose maximale. La pratique courante consiste également à porter des dosimètres d'extrémité sur les deux mains. Le contrôle se fait plus souvent à l'aide de DTL sous forme de bagues pour les doigts, ou de DTL sous forme de puces qui sont fixées par ruban adhésif ou attachés aux extrémités. Dans certains cas, un dosimètre de corps entier est porté au poignet ou à la cheville à l'aide d'un bracelet.

Les instructions sur le port du dosimètre, fournies par le fournisseur de services de dosimétrie, devraient être respectées. Cependant, en général, le dosimètre d'extrémité devrait être porté près de la peau, à l'intérieur de tout vêtement qui protège la peau de l'exposition aux photons de faible énergie et aux particules bêta et aux électrons. En plaçant le dosimètre sous le vêtement, on le protège également d'une contamination potentielle.

Étant donné que les limites de dose équivalentes s'appliquent à chaque extrémité séparément, les doses aux différentes extrémités devraient être enregistrées séparément.

5.5 Dosimétrie du cristallin

On devrait évaluer et documenter les risques en milieu de travail afin de déterminer si les travailleurs courent un risque plus élevé de recevoir une exposition élevée au cristallin. S'il est déterminé que les travailleurs encourent un risque plus élevé, on devrait évaluer les doses au cristallin. Ces situations comprennent :

- les travailleurs soumis à une exposition non uniforme de l'œil
- les travailleurs exposés à des rayonnements faiblement pénétrants qui contribuent à la dose au cristallin, mais moins, voire pas du tout, à la dose efficace (c.-à-d. la dose au corps entier)

Il faudrait examiner et évaluer les risques en milieu de travail afin de déterminer si des mesures supplémentaires s'imposent pour mieux protéger les travailleurs contre la radioexposition du

cristallin. Dans certains cas, on pourrait réduire efficacement les doses au cristallin, notamment par les mesures suivantes :

- le recours à des contrôles techniques qui, idéalement, devraient être envisagés dès le stade de conception des installations et de l'équipement
- l'utilisation d'un équipement de protection individuelle, notamment des lunettes de protection
- l'utilisation de contrôles administratifs, notamment les exigences et les restrictions concernant les procédures

Si les doses au cristallin ont une probabilité raisonnable de dépasser 15 mSv/an, on devrait procéder à un contrôle direct avec un dosimètre passif. La grandeur opérationnelle mesurée ($H_p(3)$, $H_p(10)$ ou $H_p(0,07)$) dépendra de la situation d'exposition, qui devrait être évaluée dans le cadre de l'évaluation des risques en milieu de travail.

Lorsqu'on évalue les risques en milieu de travail, il faudrait déterminer si certains travailleurs appartiennent à l'une des deux catégories suivantes :

- les travailleurs exposés à des rayonnements faiblement pénétrants, tels que les particules bêta ou les photons de faibles énergies (c.-à-d. énergies inférieures à environ 40 keV) – il est à noter que le rayonnement bêta nécessite une énergie maximale supérieure à 700 keV pour pénétrer jusqu'à la profondeur sensible du cristallin. Par conséquent, les énergies bêta inférieures à 700 keV n'ont pas à être prises en compte
- les travailleurs exposés à des champs de rayonnement non uniformes, notamment dans les situations suivantes :
 - la tête est plus près de la source de rayonnement que le reste du corps (p. ex., lors de l'observation ou de la manipulation d'une source radioactive, notamment lorsqu'on regarde de près une seringue contenant des isotopes médicaux ou qu'on inspecte des pastilles de combustible fabriquées)
 - le tronc du corps est protégé (p. ex., par un équipement ou un dispositif de protection), mais que les yeux ne le sont pas

Si les travailleurs appartiennent à l'une des deux catégories ci-dessus, ou aux deux, la nature de l'exposition devrait être documentée et les méthodes d'évaluation des doses au cristallin devraient être déterminées. Le contrôle individuel du cristallin comprend ce qui suit :

- le port de dosimètres près du cristallin qui mesurent la grandeur $H_p(3)$
- le port de dosimètres près des yeux ou sur d'autres parties du corps qui mesurent les grandeurs $H_p(10)$ ou $H_p(0,07)$

Si les travailleurs ne sont pas visés par l'une ou l'autre de ces deux situations, on peut supposer que les doses au cristallin sont équivalentes à $H_p(10)$ ou à $H_p(0,07)$, et que les doses pourraient être mesurées par des dosimètres du corps entier portés sur le tronc. Ainsi, le respect des limites de la dose efficace assurera également le respect des limites de dose équivalente pour le cristallin.

Les tableaux A.1 et A.2 de l'annexe A donnent de l'orientation précise sur la façon de choisir le dosimètre approprié pour diverses situations. Cette orientation est fondée sur l'information tirée du document de l'AIEA TECDOC-1731, *Implications for Occupational Radiation Protection of the New Dose Limit for the Lens of the Eye* [8]. Veuillez consulter ce document pour de plus amples renseignements.

Le dosimètre choisi pour mesurer la grandeur $H_p(3)$ devrait avoir le filtre approprié pour mesurer l'équivalent de dose à une profondeur de 3 mm. Les dosimètres devraient également être capables de mesurer une gamme de doses appropriées pour les doses potentielles aux travailleurs et convenir aux champs de rayonnement que l'on trouve sur le lieu de travail. On devrait consulter les fournisseurs de services de dosimétrie pour s'assurer que les dosimètres conviennent à l'environnement de travail où ils pourraient être utilisés. Il faudrait donc choisir un fournisseur de services de dosimétrie disposant d'une procédure d'étalonnage et d'un système de gestion adéquats.

Pour ce qui est du contrôle du rayonnement neutronique pouvant affecter le cristallin, voir la section 5.6.

Lorsque l'on porte un dosimètre près des yeux pour contrôler la dose au cristallin, on devrait évaluer l'endroit où il devra être porté (p. ex., côté gauche de l'œil gauche, côté droit de l'œil droit, centre du front, etc.). L'emplacement du dosimètre devrait correspondre à l'endroit où la dose maximale sera reçue.

Il est possible de recourir à un blindage au plomb pour protéger les yeux contre les doses dues au rayonnement photonique. Un dispositif de blindage en plastique ne protège pas les yeux contre le rayonnement photonique, mais il peut réduire les débits de dose dus au rayonnement bêta. Si l'on utilise une protection oculaire, le dosimètre devrait être placé de manière à ce qu'il en tienne compte. Si cela n'est pas réalisable, on peut utiliser un filtre qui reproduit le niveau de blindage, ou encore appliquer des facteurs de correction. Tout facteur de correction utilisé devrait être justifié et documenté.

5.6 Dosimétrie neutronique

Les instruments les plus populaires utilisés pour contrôler les doses professionnelles aux travailleurs pouvant être exposés aux neutrons sont les détecteurs solides de traces nucléaires et les radiamètres à neutrons transportables.

Les dosimètres à neutrons individuels sont généralement portés sur le devant du torse, entre la taille et le cou, et sont souvent attachés au dosimètre de corps entier utilisé pour mesurer la dose externe due au rayonnement photonique, bêta et électronique. Les dosimètres à neutrons individuels sont généralement l'option préférée pour la dosimétrie des neutrons, et on devrait envisager leur utilisation lorsque la dosimétrie neutronique est requise. Les dosimètres choisis devraient couvrir le spectre d'énergie des neutrons dans le milieu de travail. Dans les cas où le spectre d'énergie de neutrons à un endroit donné est très large, on pourrait devoir utiliser plusieurs types de dosimètres.

Le radiamètre à neutrons transportable n'est pas porté sur une personne, mais il est plutôt placé à l'endroit où les lectures de rayonnement sont les plus élevées, et ces données sont utilisées pour estimer la dose reçue par une personne. Lors de la mesure des doses professionnelles dues aux neutrons, il est important de connaître le spectre d'énergie des neutrons dans le milieu de travail afin de choisir un appareil de mesure approprié. Dans les cas où le spectre d'énergie des neutrons à un endroit donné est très large, on pourrait devoir utiliser plusieurs types de dosimètres.

Il convient d'utiliser les radiamètres à neutrons transportables aux fins de dosimétrie seulement lorsqu'ils constituent la meilleure option pour déterminer les doses aux travailleurs dues au rayonnement neutronique. Les radiamètres à neutrons transportables ne devraient pas être utilisés dans les zones de travail où les débits de dose neutronique varient dans l'espace, car l'instrument

pourrait ne pas refléter les doses reçues par les travailleurs. Si l'on utilise des radiamètres à neutrons transportables aux fins de dosimétrie, les données et les rapports devraient démontrer qu'il n'y a pas de variation spatiale appréciable des débits de dose et que les radiamètres à neutrons transportables sont la meilleure option pour la dosimétrie, compte tenu du milieu de travail et du spectre d'énergie des neutrons.

Les dosimètres à neutrons sont utilisés pour mesurer la grandeur $H_p(10)$ et devraient être portés sur le tronc du corps, entre la taille et le cou, à l'endroit où l'exposition prévue est maximale.

Si les champs de rayonnement neutronique ne sont pas uniformes, des dosimètres individuels mesurant la grandeur $H_p(10)$ due au rayonnement neutronique pourraient être portés près des yeux pour fournir une estimation prudente de la dose reçue par le cristallin. Il est à noter que cette estimation s'ajoute à la dosimétrie neutronique utilisée pour contrôler la dose au corps entier.

6. Détermination de la dose externe par estimation

Bien que le contrôle direct soit la méthode privilégiée pour déterminer les doses externes aux travailleurs, le RRP stipule que l'on peut déterminer ces doses « par évaluation, lorsque le temps et les ressources exigés pour une mesure directe sont trop importants par rapport à son utilité ». Aux fins du présent document, l'estimation fait référence à deux types de méthodes d'estimation des doses : le contrôle indirect (c.-à-d. sur le lieu de travail) et la modélisation des doses (c.-à-d. le calcul des doses en fonction des caractéristiques de la source, de la géométrie de l'exposition et d'autres paramètres pertinents). La présente section contient de l'orientation sur le contrôle en milieu de travail et la modélisation des doses ainsi que de l'orientation sur la façon d'évaluer la dose équivalente à la peau à la suite d'un incident de contamination cutanée. Enfin, on y présente les mesures d'assurance de la qualité qui devraient être prises en compte lors de la détermination des doses par estimation.

6.1 Contrôle indirect

Le contrôle indirect, aussi appelé contrôle en milieu de travail, consiste à mesurer le débit de dose dans un champ de rayonnement et à multiplier ce débit de dose par le temps d'occupation de chaque travailleur dans ce champ. Le contrôle en milieu de travail fournit des renseignements sur les débits de dose dans un lieu de travail donné et permet de planifier le travail et le contrôle de l'exposition. On peut utiliser ce type de contrôle pour réaliser des évaluations prospectives des doses en tant qu'outil de planification. On peut également l'employer pour faire des évaluations rétrospectives des doses, par exemple dans les situations où les doses sont faibles et constantes dans le temps.

Aux fins de l'estimation des doses individuelles, les mesures sur le lieu de travail ne devraient être utilisées que pour les champs de rayonnement qui sont uniformes et constants dans le temps. Les endroits de contrôle en milieu de travail devraient être représentatifs du temps d'occupation des travailleurs dans ce champ. Si le champ de rayonnement est uniforme dans l'espace et dans le temps, seuls quelques points de contrôle pourraient s'avérer nécessaires. On devrait évaluer les lieux où le contrôle indirect est effectué pour déterminer les endroits où il convient de placer les instruments, et le nombre requis d'instruments. Le nombre d'endroits de mesure dans le lieu de travail devrait être augmenté lorsque les champs de rayonnement ne sont pas uniformes dans l'espace. Il faudrait prendre les mesures immédiatement après des changements ambiants susceptibles d'avoir une incidence sur les résultats du contrôle. Si les changements sont fréquents ou soudains, le contrôle devrait être continu. Lors de la détermination des doses sur la base du contrôle en milieu de travail, les résultats du contrôle devraient être représentatifs de toutes les

zones de travail où les doses sont déterminées de cette manière. Les données du contrôle en milieu de travail, y compris le moment et l'endroit associés à chaque mesure et le résultat connexe, devraient être documentées.

Pour le contrôle en milieu de travail visant à estimer les doses individuelles, il faudrait utiliser des instruments appropriés. Pour les champs de rayonnement mixtes, il pourrait être nécessaire d'utiliser plus d'un type d'instrument. Afin de s'assurer que le contrôle en milieu de travail est approprié, les instruments utilisés devraient être :

- sélectionnés pour mesurer les types et les énergies des rayonnements présents
- sélectionnés pour couvrir la gamme des débits de dose présents
- choisis pour fonctionner dans des conditions ambiantes ou des influences extérieures présentes
- étalonnés en fonction des types et des énergies des rayonnements présents
- placés dans une direction et à un endroit appropriés de manière à ce que les mesures reflètent de façon prudente les doses reçues par les travailleurs

Les instruments devraient également être choisis de manière à ce que la personne qui prend les mesures puisse bien voir lorsque l'instrument est hors de sa portée.

Les instruments utilisés pour estimer les doses individuelles mesurent généralement des grandeurs opérationnelles, soit $H^*(10)$ et/ou $H'(0,07, \Omega)$. L'explication des grandeurs opérationnelles figure au chapitre 3. Il est important de déterminer la grandeur opérationnelle qu'il convient d'utiliser comme substitut de la grandeur assurant la protection voulue. Pour de plus amples renseignements, veuillez consulter le rapport 51 de l'ICRU, *Quantities and Units in Radiation Protection Dosimetry* [4]. Par exemple, on pourrait utiliser comme substitut de dose efficace l'équivalent de dose ambiant, $H^*(10)$. Dans le cas d'une exposition à un rayonnement faiblement pénétrant, l'équivalent de dose ambiant $H^*(0,07)$ ou l'équivalent de dose directionnel $H'(0,07, 0^\circ)$ pourrait être utilisé comme substitut de la dose équivalente à la peau.

Les méthodes utilisées pour déterminer les doses aux travailleurs par un contrôle en milieu de travail devraient être conformes à ce qui suit :

1. Le contrôle en milieu de travail et la détermination des doses ne devraient être effectués que par des travailleurs formés et qualifiés, qui ont une bonne compréhension des instruments choisis pour cette utilisation et qui en connaissent le fonctionnement et les limites.
2. L'équipement utilisé pour mesurer avec précision la dose ou l'exposition devrait être contrôlé par des procédures qui garantissent que cet équipement est conforme aux exigences spécifiées, afin que le résultat mesuré réponde aux besoins de dosimétrie. Plusieurs facteurs peuvent influencer sur l'exactitude et la fiabilité des mesures, notamment :
 - a. réponse d'énergie
 - b. incidence de l'angle de rayonnement par rapport au détecteur
 - c. chocs et vibrations
 - d. pression atmosphérique
 - e. poussière
 - f. eau
 - g. débit de dose, y compris dans les champs de rayonnement pulsé
 - h. champs électriques et magnétiques
 - i. température et humidité
 - j. rayonnement non destiné à être mesuré
 - k. temps de réaction

- l. stabilité de la réponse
 - m. sensibilité
 - n. répétabilité des mesures
3. On devrait instaurer des procédures d'estimation des doses par le contrôle en milieu de travail qui :
 - a. documentent toutes les activités professionnelles pouvant influencer sur l'attribution de la bonne dose à la bonne personne et le maintien d'un système de dossiers des doses
 - b. décrivent en détail les méthodes de travail et l'équipement à utiliser
 - c. sont examinées et révisées au besoin lorsque des changements dans le milieu de travail pourraient avoir une incidence sur la précision, l'exactitude et la fiabilité des estimations de dose
 4. Les pratiques suivantes devraient être respectées pour ce qui est de l'entretien et de l'étalonnage de l'équipement de contrôle en milieu de travail :
 - a. L'équipement de contrôle en milieu de travail devrait être identifié, contrôlé et entretenu.
 - b. Les exigences d'étalonnage et d'entretien périodiques devraient être déterminées en fonction de la précision, du but, du degré d'utilisation, des caractéristiques de stabilité et d'autres facteurs influant sur le contrôle des mesures.
 - c. Les procédures d'entretien et d'étalonnage devraient être documentées.
 - d. L'état de l'étalonnage devrait être consigné et conservé, et l'équipement étalonné devrait être identifié clairement et de manière indélébile (p. ex., par l'utilisation d'étiquettes).
 5. Les inspections, les vérifications et les examens devraient être déterminés et planifiés de manière à vérifier que la méthode de détermination des doses aux travailleurs par le contrôle en milieu de travail est effectuée d'une manière acceptable.

6.1.1 Facteur de considération particulier pour le cristallin

Le contrôle direct est la méthode privilégiée pour évaluer la dose au cristallin. Cependant, lorsque les champs de rayonnement sont prévisibles sur de longues périodes, il est possible d'estimer les doses par contrôle indirect à des endroits pertinents. Ces emplacements devraient être représentatifs des conditions dans lesquelles les personnes seront exposées. Si le contrôle de l'air ambiant est envisagé, on pourrait utiliser des instruments qui mesurent l'équivalent de dose ambiant ou l'équivalent de dose directionnel. Si l'on envisage de contrôler l'air ambiant, les grandeurs $H_p(10)$ et $H_p(0,07)$ pourraient être remplacées par les grandeurs $H^*(10)$ et $H^*(0,07)$, respectivement, dans le tableau A.1 de l'annexe A, qui donne de l'orientation sur le contrôle direct.

6.2 Modélisation des doses

La modélisation des doses pour déterminer les doses externes aux travailleurs consiste à calculer les doses en fonction de la connaissance de la source et à appliquer les données publiées sur les coefficients de doses et le blindage, ou encore à utiliser des logiciels conçus à cette fin. Divers logiciels sont offerts en ligne ou à l'achat et permettent à l'utilisateur de calculer les doses et les débits de dose pour différents types de sources et de géométries.

La modélisation des doses aux travailleurs ne peut être utilisée que si l'on comprend bien les sources de rayonnement présentes, les milieux de travail et les géométries d'exposition des travailleurs. Lorsqu'on utilise des méthodes de calcul des doses, on devrait utiliser les coefficients de dose les plus récents publiés par la Commission internationale de protection radiologique, le cas échéant.

Les méthodes de modélisation des doses pour déterminer les doses aux travailleurs devraient être conformes aux pratiques de qualité suivantes :

- la modélisation des doses ne devrait être effectuée que par des travailleurs formés et qualifiés
- les procédures d'estimation des doses :
 - devraient être en place pour documenter toutes les activités professionnelles pouvant influencer sur l'attribution de la bonne dose à la bonne personne et le maintien d'un système de dossiers des doses
 - devraient décrire en détail les méthodes de modélisation de la dose
 - devraient être examinées et révisées au besoin lorsque des changements dans le milieu de travail pourraient avoir une incidence sur la précision, l'exactitude et la fiabilité des estimations de dose
- la vérification des méthodes et des résultats de la modélisation des doses devrait être effectuée par des personnes formées et qualifiées autres que celles qui ont participé au travail vérifié

Pour en savoir plus sur la façon d'effectuer des calculs simples de dose ou de débit de dose, veuillez consulter le [*Livret d'information sur les radionucléides*](#) de la CCSN.

6.3 Contamination de la peau

Cette section fournit de l'orientation aux titulaires de permis sur l'évaluation de la dose cutanée à la suite d'un incident de contamination cutanée.

L'expérience acquise a montré que la plupart des cas de contamination cutanée, s'ils sont détectés rapidement, entraînent en fait des doses équivalentes relativement faibles. Les principes généraux d'intervention en cas de contamination sont les suivants :

- les circonstances de l'événement devraient être documentées, enregistrées et faire l'objet d'une enquête afin de s'assurer que les pratiques de travail sont optimisées et de réduire au minimum la probabilité de récurrences
- la dose à la peau devrait être calculée et enregistrée par le titulaire de permis
- le titulaire de permis devrait signaler l'incident conformément aux exigences de son permis
- le titulaire de permis devrait présenter une demande de modification de dose à la CCSN pour les doses équivalentes résultant d'une contamination cutanée supérieure à 50 mSv, afin de s'assurer que la dose cutanée est ajoutée à la dose enregistrée du travailleur dans le FDN

6.3.1 Efficacité des contaminamètres

L'annexe C du REGDOC-2.7.1 présente de l'orientation concernant le contrôle de la contamination radioactive. Cette orientation permet d'établir l'efficacité des détecteurs de radionucléides utilisés avant que les sources non scellées ne soient manipulées, même si une contamination cutanée est peu probable.

6.3.2 Mesures du rayonnement de fond

On devrait mesurer le taux de comptage du rayonnement de fond à l'aide du contaminamètre choisi, et enregistrer les résultats qui seront utiles ultérieurement en cas d'incident de contamination de la peau. Ces mesures devraient être prises dans une zone à faible débit de dose où il n'y a pas de substances nucléaires.

6.3.3 Mesure de la contamination cutanée

Des instructions étape par étape sont présentées ci-dessous concernant la mesure et l'enregistrement du taux de comptage net.

Estimer la superficie de la peau contaminée à l'aide du contaminamètre.

Mesurer et enregistrer le taux de comptage directement au-dessus de la partie de la peau touchée présentant le taux de comptage maximal, et enregistrer l'heure de la mesure et l'heure de l'événement de contamination.

Si possible, et si un détecteur de rayonnement se trouve à proximité immédiate, la première mesure devrait être prise avant les tâches de décontamination.

La mesure devrait être prise avec le détecteur placé le plus près possible de la peau, sans contact direct avec celle-ci.

Déterminer le taux de comptage net en coups par seconde en soustrayant le taux de comptage de fond du taux de comptage mesuré sur la peau. Si le taux de comptage net est en coups par minute, on le divise par 60 pour le convertir en coups par seconde.

Si le taux de comptage net est supérieur à zéro, décontaminer la peau en la lavant immédiatement. Cependant, il ne faut pas trop laver la peau pour ne pas l'endommager ni causer une absorption par la peau.

Répéter les étapes 1 à 3 jusqu'à ce que le taux de comptage net soit nul ou que les mesures subséquentes ne diminuent plus.

Dans certains cas, il convient d'extraire le plus rapidement une contamination cutanée fixe, comme faire porter à la victime un gant imperméable par-dessus la peau affectée pour encourager la transpiration. On devrait consulter le responsable de la radioprotection pour obtenir des consignes spécifiques.

6.3.4 Calcul de la dose cutanée d'après les données de contamination

Si le moment de l'événement de contamination cutanée n'est pas connu ou si un laps de temps important (plus de 30 minutes) s'est écoulé entre l'événement de contamination et la première mesure, on devrait formuler une hypothèse prudente concernant le moment de l'événement. Par exemple, on pourrait supposer que la contamination est survenue lorsque la matière radioactive a été manipulée pour la première fois.

On pourrait déterminer alors la concentration moyenne de surface (Bq/cm²) pour chaque mesure à l'aide de la formule suivante :

$$\bar{C} = \frac{\text{Taux de comptage net}}{\text{Superficie} \times \varepsilon} \quad (2)$$

- \bar{C} = concentration moyenne de surface en Bq/cm². Si l'instrument donne des résultats en Bq/cm², il est important de bien savoir quelle superficie on emploie pour la conversion, car un facteur de correction pourrait être nécessaire. Par exemple, si un instrument donne un résultat en Bq/cm² basé sur une source d'étalonnage de 100 cm² et que la superficie de la peau contaminée est de 1 cm², le résultat fourni par l'instrument devrait être multiplié par un facteur de 100.
- Taux de comptage net = taux de comptage moyen mesuré moins le taux de comptage du rayonnement de fond, en coups par seconde (si le taux de comptage net est donné en coups par minute, il faut diviser la mesure par 60 pour obtenir la valeur en coups par seconde).
- Superficie = superficie de la peau contaminée en cm² si la superficie contaminée est inférieure à la superficie de la sonde et que la mesure a été prise de telle sorte que la superficie de la peau contaminée se trouve directement sous la sonde (si la superficie est inconnue ou si la peau est contaminée de façon inégale, on pourrait utiliser une valeur prudente de 1 cm²), ou
la superficie active de la sonde en cm² si la peau est contaminée de façon uniforme sur une superficie plus grande que celle de la sonde.
- ϵ = efficacité du contaminamètre en cps/Bq

La formule suivante pourrait être utilisée pour calculer la dose à la peau en μSv , pour chaque intervalle de mesure :

$$D = \bar{C} \times FCD \times 1,443 \times T_{1/2} \left(1 - e^{-\frac{0,693 \times T}{T_{1/2}}} \right) \quad (3)$$

où :

- FCD = facteurs de conversion du débit de dose cutanée en $\mu\text{Sv/h}$ par Bq/cm² (voir le tableau 4 ci-dessous)
- $T_{1/2}$ = période radioactive en heures
- T = temps écoulé, en heures

Pour la première mesure, T est le temps écoulé entre la première et la deuxième mesure plus le temps écoulé estimé entre la contamination et la première mesure.

Pour les mesures suivantes, T est le temps écoulé entre la mesure courante et la mesure subséquente.

Tableau 4 : Facteurs de conversion des débits de dose pour les isotopes d'utilisation courante

Ce tableau est adapté du document de l'AIEA, TECDOC-1162, *Generic procedures for assessment and response during a radiological emergency* [9]

Radionucléide	Période radioactive (heures)	Facteurs de conversion ($\mu\text{Sv/h}$ par Bq/cm^2)
^{14}C	$5,02 \times 10^7$	0,32
^{18}F	1,83	1,9
^{32}P	343	1,9
^{67}Ga	78,2	0,35
$^{90}\text{Sr}/^{90}\text{Y}$	$2,55 \times 10^5$	3,5
^{90}Y	64.1	2.0
$^{99}\text{Mo}/^{99\text{m}}\text{Tc}$	65.94	1,9
$^{99\text{m}}\text{Tc}$	6,0	0,25
^{111}In	67,2	0,38
^{123}I	13,2	0,38
^{125}I	1,442	0,021
^{131}I	192	1,6
^{201}Tl	73,0	0,27

Une liste des facteurs de conversion pour d'autres radionucléides figure dans le document de l'AIEA TECDOC-1162 [9] et dans l'article de *Health Physics* intitulé « *Electron dose-rate conversion factors for external exposure of the skin from uniformly deposited activity on the body surface* » [10].

Si le taux de comptage net final est nul, additionnez les doses calculées pour obtenir la dose totale à la peau. Toutefois, si le taux de comptage net n'est pas nul, on déterminera la dose pour la période suivant la dernière mesure à l'aide de la formule ci-dessous, puis on additionnera les doses pour obtenir la dose totale à la peau :

$$D = \bar{C} \times FCD \times 1,443 \times T_{1/2} \quad (4)$$

Si le titulaire de permis présente une demande pour ajouter cette dose au dossier dosimétrique du travailleur dans le FDN, il faudrait alors consulter la partie C.

Partie B – Exposition interne

7. Grandeurs

Par exposition interne, on entend l'exposition au rayonnement ionisant qui résulte de l'ingestion de radionucléides dans le corps. Cette section décrit les grandeurs à utiliser pour déterminer les doses dues à l'exposition interne.

La dose équivalente engagée, $H_T(50)$, est la dose équivalente reçue par un organe ou un tissu due à un radionucléide pendant les 50 années suivant l'incorporation du radionucléide dans le corps d'une personne de 18 ans ou plus.

La dose efficace engagée (DEE), appelée $E(50)$, est la dose efficace d'un radionucléide pendant les 50 années suivant son incorporation dans le corps d'une personne de 18 ans ou plus.

La limite annuelle d'incorporation (LAI) est l'activité d'un radionucléide qui, lorsqu'il est incorporé dans le corps, produit une DEE de 20 mSv. Des valeurs LAI peuvent être calculées pour l'inhalation ou l'ingestion. La LAI pour l'inhalation (LAI_{inh}) est donnée par la formule suivante :

$$LAI_{inh}[Bq] = \frac{0,02 [Sv]}{e_{inh}(50) \left[\frac{Sv}{Bq} \right]} \quad (5)$$

La LAI pour l'ingestion (LAI_{ing}) est donnée par la formule suivante :

$$LAI_{ing}[Bq] = \frac{0,02 [Sv]}{e_{ing}(50) \left[\frac{Sv}{Bq} \right]} \quad (6)$$

Dans les équations ci-dessus, $e_{inh}(50)$ et $e_{ing}(50)$ sont la DEE par unité d'incorporation par inhalation et par ingestion, respectivement. Ces valeurs devraient tenir compte des données de solubilité propres au site pour les substances nucléaires d'intérêt. Lorsque de telles données ne sont pas disponibles, les valeurs figurent dans les publications courantes de la CIPR⁸ et devraient être fondées sur des hypothèses prudentes pour la solubilité. Pour ce qui est de l'incorporation de particules par inhalation, et à moins que l'on ne dispose d'information propre au site, on supposera que la taille des particules (diamètre aérodynamique médian en activité, AMAD) est de 5 µm. Pour l'incorporation de gaz et de vapeurs par inhalation, et à moins que l'on ne dispose de renseignements propres au site, il faudrait choisir la DEE appropriée par unité d'incorporation conformément aux recommandations de la CIPR.

La limite dérivée de concentration dans l'air (LDCA) est la concentration d'un radionucléide dans l'air qui, lorsqu'il est inhalé à un rythme respiratoire de 1,2 m³ par heure pendant 2 000 heures de travail par année, entraîne l'absorption de 1 LAI de ce radionucléide.

⁸ Publication 119 de la CIPR [12] ou version publiée la plus récente.

La LDCA pour un radionucléide est donnée par :

$$LDCA \left[\frac{Bq}{m^3} \right] = \frac{LAI_{inh} [Bq]}{2\,400 [m^3]} \quad (7)$$

8. Caractérisation des sources potentielles d'incorporation au travail

Les conditions radiologiques pendant l'exploitation normale d'une installation ou dans un endroit où une activité autorisée est réalisée devraient être caractérisées et documentées. Il faudrait vérifier périodiquement les conditions radiologiques et tenir à jour la documentation. La caractérisation radiologique relative à la dosimétrie interne et aux essais biologiques devrait fournir une description complète de la nature, de l'étendue et de la variabilité de la contamination de surface, de la radioactivité en suspension dans l'air et des autres sources potentielles d'incorporation, le cas échéant, dans tous les lieux de travail. La caractérisation radiologique devrait également inclure, pour tous les emplacements d'une installation :

- les radionucléides qui seront présents sur le lieu de travail, leur période, les produits de filiation et leur abondance relative
- les types et les énergies des rayonnements émis par ces radionucléides
- leurs formes chimiques et les types connexes de dégagement des voies respiratoires
- la taille des particules (p. ex., exprimées en diamètre AMAD), le cas échéant

9. Méthodes de contrôle de l'incorporation

Le contrôle de l'incorporation potentielle de radionucléides par les travailleurs peut être effectué par des mesures individuelles ou par des mesures en milieu de travail.

9.1 Contrôle individuel

Le but du contrôle individuel de l'incorporation est de vérifier et de documenter que les travailleurs sont adéquatement protégés contre les risques radiologiques internes et de démontrer le respect du RRP. De manière plus précise, le contrôle individuel de l'incorporation vise plusieurs objectifs : déterminer les doses aux travailleurs, servir d'indicateur d'incorporation potentielle, vérifier que les travailleurs sont adéquatement protégés contre la toxicité chimique associée aux substances nucléaires et, dans l'ensemble, appuyer le programme de radioprotection du titulaire de permis. Dans les situations d'urgence, le contrôle individuel de l'incorporation vise à déterminer et à documenter les doses reçues par les travailleurs, y compris la dose absorbée par les organes ou les tissus, et à déclencher, le cas échéant, des mesures de surveillance de la santé et un traitement.

Le contrôle de l'incorporation de radionucléides pourrait recourir à la fois au contrôle en milieu de travail et au contrôle individuel. Les types de méthodes de contrôle, individuel ou en milieu de travail, dans une installation (ou à un endroit où une activité autorisée est réalisée) devraient permettre de détecter les radionucléides identifiés lors de la caractérisation radiologique de l'installation ou de l'activité autorisée, et qui présentent le risque d'être incorporés par le corps dans des conditions d'exploitation normale et anormale (imprévue) (p. ex., à la suite de la remise en suspension dans l'air d'une contamination de surface non fixée ou de l'inhalation de la radioactivité en suspension dans l'air). Le programme de contrôle de l'incorporation est considéré comme faisant partie intégrante du programme de radioprotection et devrait fournir les données

nécessaires pour déterminer la dose aux travailleurs due à l'incorporation de radionucléides ou pour déclencher la détermination des doses aux travailleurs en temps opportun.

Le contrôle individuel pourrait consister à mesurer l'activité des radionucléides dans l'organisme (contrôle *in vivo* ou essais biologiques *in vivo*; les deux termes sont équivalents), à contrôler les matières fécales (contrôle *in vitro* ou essais biologiques *in vitro*), à prélever des échantillons d'air avec des échantillonneurs d'air individuels, ou encore en une combinaison de ces méthodes. La méthode de contrôle choisie dépendra d'un certain nombre de facteurs, qui sont abordés dans la présente section.

Pour le contrôle *in vivo*, on emploie des détecteurs de photons (p. ex., des détecteurs de rayonnement gamma) placés à des endroits précis par rapport à la personne contrôlée, pour détecter les photons émis par les radionucléides qui ont été incorporés dans son corps. Cette méthode n'est utilisable que pour les radionucléides émettant des rayons X ou un rayonnement gamma, les radionucléides émettant des positrons (par détection des rayons gamma d'annihilation) ou les radionucléides émettant des particules bêta énergiques. Dans ce dernier cas, on détecte le rayonnement de freinage (*bremsstrahlung*). Le contrôle *in vivo* n'est pas la méthode de choix lorsque les radionucléides que l'on désire détecter émettent un rayonnement gamma ou X de faible portée, lorsqu'ils n'émettent pas un rayonnement facilement détectable à l'extérieur du corps (p. ex., des photons d'énergie inférieure à 25 keV) ou lorsque leur période radioactive biologique ou physique est courte (p. ex., inférieure à 1 jour). Pour de plus amples renseignements, veuillez consulter le rapport 69 de l'ICRU, *Direct Determination of the Body Content of Radionuclides* [11].

Les méthodes de contrôle *in vivo* comprennent le contrôle du corps entier et le contrôle du corps partiel. On devrait utiliser le contrôle du corps entier pour contrôler l'incorporation de radionucléides qui sont rapidement absorbés par les voies respiratoires dans la circulation générale, et qui se répartissent uniformément dans le corps, comme c'est le cas avec le ^{134}Cs , ou qui se répartissent dans plusieurs organes, comme le ^{59}Fe . On devrait recourir au contrôle du corps partiel, pour l'organe concerné, lorsque des radionucléides se déposent de façon préférentielle dans un seul organe. Par exemple, dans le cas du ^{131}I , un contrôle de la thyroïde est approprié. En outre, le contrôle des poumons est recommandé pour les radionucléides qui sont absorbés lentement par les voies respiratoires (c.-à-d. les matières avec absorption de type M ou S⁹). Selon la publication 119 de la CIPR, *Compendium of Dose Coefficients based on ICRP Publication 60*, de tels radionucléides comprennent l'uranium 235 et l'américium 241 [12].

Les mesures *in vivo* sont acceptables pour détecter les radionucléides émetteurs de photons incorporés dans une plaie. La section 14 présente de l'orientation supplémentaire concernant l'incorporation par les plaies.

De l'orientation détaillée sur l'établissement d'une installation de mesure *in vivo*, y compris sa construction, sa mise en service et son exploitation, n'entrent pas dans le cadre du présent document. On trouvera toutefois de telles directives dans le document n° 114 de la collection

⁹ La CIPR classe les particules inhalées en trois types, selon leur taux d'absorption dans le sang à partir des poumons. Les particules de type F ont une clairance rapide, étant retenues dans les voies respiratoires avec une période radioactive biologique de moins d'une heure. Les matières de type M ont un taux de clairance modéré des voies respiratoires (en général, 90 % des particules inhalées ont une période radioactive biologique d'environ 100 jours), tandis que les matières de type S ont une clairance lente et pourraient être retenues dans les voies respiratoires pour des périodes supérieures à un an (en général, 99,9 % des particules de type S inhalées ont une période radioactive biologique d'environ 7 000 jours). Les caractéristiques chimiques d'un composé déterminent son type d'absorption.

Sécurité de l'AIEA, *Direct Methods for Measuring Radionuclides in the Human Body* [13], et le rapport 69 de l'ICRU, *Direct Determination of the Body Content of Radionuclides* [14].

Le contrôle *in vitro* comprend généralement une analyse de l'urine et pourrait aussi comprendre un essai biologique des matières fécales dans le cas des composés insolubles inhalés, ainsi que d'autres mesures d'enquête comme un frottis nasal. Les programmes d'essais biologiques de l'urine, aux fins de dosimétrie, devraient être conçus – sauf dans le cas de l'essai biologique du tritium – pour recueillir et analyser des échantillons prélevés sur une période de 24 heures consécutives. Dans le cas où cela n'est pas possible, on envisagera d'autres options, notamment :

- la collecte et l'analyse de l'urine lors de la première miction du matin
- la mesure de la concentration de créatinine dans l'urine pour estimer la normalisation de l'excrétion sur 24 heures (d'après un échantillon d'urine prélevé pendant une partie de la journée) par :
 - volume, avec ou sans correction tenant compte de la densité
 - la durée de l'intervalle d'échantillonnage

La quantité minimale d'urine requise pour l'analyse d'un échantillon dépend de la méthode d'analyse. Les titulaires de permis devraient documenter et mettre en œuvre un mécanisme pour i) s'assurer qu'une quantité suffisante est soumise dans chaque échantillon *in vitro* destiné à l'analyse, et ii) faire un suivi auprès des personnes qui soumettent des échantillons pour demander un deuxième échantillon lorsque la quantité échantillonnée est insuffisante.

Les analyses *in vitro* nécessitant la séparation radiochimique des radionucléides devraient comporter des mesures permettant de contrôler le processus de mesure, par l'utilisation de traceurs de rendement chimique. Ces traceurs pourraient être ajoutés aux échantillons à analyser, ou encore être ajoutés à des échantillons similaires, tels que des échantillons artificiels ou des échantillons provenant d'un sujet non contaminé. Les titulaires de permis devraient établir des critères d'acceptabilité des résultats de laboratoire pour les échantillons *in vitro*. Ces critères devraient inclure un rendement chimique minimal. Les échantillons dont le rendement chimique est inférieur à ce seuil ne devraient pas être utilisés pour la dosimétrie, et il faudrait alors procéder à une nouvelle analyse des échantillons.

Dans le cas d'un essai biologique visant à mesurer l'excrétion du tritium sous forme d'eau tritiée, on pourrait analyser des échantillons ponctuels d'urine de quelques millilitres (pour le contrôle régulier) afin de déterminer l'activité du tritium. L'annexe D décrit comment convertir la concentration d'eau tritiée dans l'urine en dose efficace correspondante.

Les programmes d'essais biologiques pour l'urine pourraient s'avérer utiles également à des fins autres que la dosimétrie, en particulier comme outil de dépistage pour déterminer l'incorporation potentielle de radionucléides. Dans de tels cas, des échantillons ponctuels peuvent être suffisants pour permettre la détection de l'incorporation. Cependant, la fréquence de soumission des échantillons et la sensibilité de la méthode analytique devraient être démontrées pour s'assurer que l'incorporation pouvant mener à une DEE annuelle de 1 mSv ne passe pas inaperçue. Les programmes d'essais biologiques devraient inclure des mesures visant à éviter la contamination des échantillons. De tels programmes devraient également s'assurer que le volume d'échantillons requis pour l'analyse est suffisant pour atteindre une sensibilité adéquate afin de répondre aux besoins du programme de radioprotection qu'il soutient.

L'analyse des échantillons de matières fécales est généralement effectuée à la suite d'une réaction à une incorporation anormale connue ou présumée de substances de type M ou S par inhalation.

Si possible, la collecte sur une période de deux à trois jours devrait avoir lieu dans la première semaine suivant l'incorporation anormale. Les taux d'excrétion des radionucléides par les matières fécales dans les premiers jours suivant une inhalation aiguë varient considérablement. De plus, des résultats précoces obtenus sur des échantillons de matières fécales pourraient permettre d'identifier les personnes exposées.

On pourrait utiliser le frottis nasal comme outil de dépistage pour identifier une incorporation potentielle. Les résultats positifs d'un frottis nasal devraient être suivis de mesures *in vitro* et/ou *in vivo*, selon le cas, pour le ou les radionucléides identifiés et leur solubilité associée, afin de confirmer s'il y a bel et bien eu incorporation et pour la quantifier.

Il faut tenir compte de plusieurs facteurs lors du choix de la méthode de contrôle par essais biologiques. Le premier facteur est l'objectif du contrôle : on devrait trouver un équilibre entre les besoins en matière de contrôle de l'incorporation et l'évaluation des doses. Le contrôle de l'incorporation exige que l'on dispose en temps opportun des renseignements sur l'incorporation et ils devraient être basés sur les indicateurs suivants d'incorporation, par ordre de préférence :

1. utilisation d'un échantillonneur d'air personnel (EAP) au lieu d'un échantillonneur d'air statique (EAS) sur le lieu de travail
2. tampons pour frottis nasal
3. s'il y a lieu, pour les radionucléides préoccupants :
 - a. essai biologique *in vivo*
 - b. essai biologique *in vitro*

Lorsque l'objectif du contrôle est de déterminer la dose, l'ordre de préférence est différent de l'ordre ci-dessus :

1. le cas échéant, pour les radionucléides préoccupants :
 - a. essai biologique *in vivo*
 - b. essai biologique *in vitro*
2. utilisation d'un échantillonneur d'air personnel

La section 9.2 contient des renseignements sur l'échantillonnage de l'air. Le tableau 5 indique les méthodes d'essais biologiques suggérées pour divers radionucléides, compte tenu de leurs caractéristiques physiques et métaboliques. Il est à noter que le tableau 5 n'est pas exhaustif et que le choix d'une méthode appropriée dépend de la forme physique et chimique du radionucléide, ainsi que de la voie d'excrétion.

Tableau 5 : Exemples de méthodes d'essai biologique pour certains radionucléides

Méthode d'essai biologique	Radionucléide		
Essai biologique <i>in vivo</i>			
Comptage du corps entier	^{51}Cr	$^{95}\text{Zr}/^{95}\text{Nb}$	^{144}Ce
	^{54}Mn	^{106}Ru	^{203}Hg
	^{59}Fe	$^{110\text{m}}\text{Ag}$	^{226}Ra , ^{228}Ra
	^{57}Co , ^{58}Co , ^{60}Co	^{124}Sb , ^{125}Sb	^{134}Cs , ^{137}Cs
	^{85}Sr		

Méthode d'essai biologique	Radionucléide		
Comptage pulmonaire	^{14}C (particulaire)* ^{60}Co ^{235}U	^{239}Pu , ^{240}Pu ^{90}Sr *	^{244}Cm ^{241}Am
Comptage thyroïdien	^{123}I , ^{124}I , ^{125}I , ^{131}I		
Essai biologique <i>in vitro</i>			
Comptage par scintillation liquide (comptage β) des échantillons d'urine	^3H ^{14}C ^{32}P , ^{33}P	^{35}S ^{36}Cl	^{45}Ca ^{129}I , ^{131}I
Comptage par scintillation liquide des échantillons d'urine après séparation chimique	^{14}C	^{89}Sr , ^{90}Sr	^{228}Ra
Comptage β de l'échantillon de matières fécales après la séparation chimique	^{14}C (particules)		
Spectroscopie gamma des échantillons d'urine	^{57}Co , ^{58}Co , ^{60}Co ^{106}Ru	^{85}Sr ^{134}Cs , ^{137}Cs	^{124}I , ^{125}I , ^{131}I
Spectroscopie gamma des échantillons de matières fécales (possiblement après séparation chimique)	^{60}Co	^{144}Ce	
Spectroscopie alpha des échantillons d'urine/matières fécales après séparation radiochimique	^{223}Ra , ^{226}Ra ^{228}Th , ^{232}Th ^{233}U , ^{234}U , ^{235}U , ^{238}U	^{238}Pu $^{239}\text{Pu}/^{240}\text{Pu}$ **	^{241}Am ^{242}Cm , ^{244}Cm
ICP-MS (spectrométrie de masse avec plasma à couplage inductif)	^{239}Pu , ^{240}Pu	^{234}U , ^{235}U , ^{236}U , ^{238}U	
TIMS (spectrométrie de masse à thermo-ionisation)	^{239}Pu , ^{240}Pu		

* Mesure du rayonnement de freinage (*bremssstrahlung*).

** La spectroscopie alpha ne permet pas normalement de différencier le ^{239}Pu et le ^{240}Pu .

Catégories de programmes de contrôle de l'incorporation chez les personnes et choix des participants

En vertu de l'alinéa 27a) de la LSRN, chaque titulaire de permis doit conserver les documents prescrits par la réglementation prise en vertu de la LSRN, ainsi qu'un document sur la quantité de rayonnement reçue par chaque personne – ou la dose engagée à l'égard de chaque personne – dont les fonctions professionnelles sont liées aux activités autorisées par la LSRN ou qui se trouve dans un lieu où celles-ci sont exercées. Cette disposition s'applique à toutes les personnes qui pourraient se trouver dans les locaux du titulaire de permis et être exposées à des rayonnements, et qui sont donc sous la responsabilité de ce dernier pour ce qui est de la détermination et du contrôle des doses. Cette exigence est également énoncée au paragraphe 5(1)

du RRP. Une radioexposition ou une dose peut être déterminée par mesure directe à la suite d'un contrôle, comme l'exige l'alinéa 5(2)a) du RRP. La présente section s'intéresse à la « mesure directe résultant du contrôle ». L'alinéa 5(2)b) du RRP stipule que la dose peut être estimée « par évaluation, lorsque le temps et les ressources exigés pour une mesure directe sont trop importants par rapport à son utilité ».

La participation à un programme de contrôle individuel devrait être fondée sur la probabilité d'incorporation de radionucléides par les travailleurs au cours de leurs activités courantes ou lors d'accidents. Le programme de contrôle devrait être conçu de manière à fournir suffisamment de données d'un niveau de qualité nécessaire pour atteindre l'objectif du programme, par exemple pour déterminer la DEE des travailleurs, pour évaluer la probabilité d'une incorporation et pour déterminer le potentiel de néphrotoxicité découlant de l'incorporation d'uranium, le cas échéant.

Les sections 9.1.1 à 9.1.4 décrivent quatre types de programmes de contrôle individuel :

- essai biologique régulier
- essai biologique spécial
- contrôle de confirmation
- contrôle propre aux tâches effectuées

Les évaluations des essais biologiques de base sont également décrites.

9.1.1 Essai biologique régulier

On procède à un contrôle régulier dans les situations où l'incorporation de radionucléides par les travailleurs est probable pendant le déroulement normal de l'activité autorisée. On utilise aussi ce type de contrôle pour détecter l'incorporation non prévue, et on le réalise généralement lorsque le potentiel d'incorporation est essentiellement continu dans le cadre des opérations normales, c'est-à-dire que l'incorporation peut se produire en tout temps pendant les activités normales. Comme les mesures régulières sont effectuées à des moments prédéterminés, on formule certaines hypothèses au sujet du moment et du profil de l'incorporation (p. ex., incorporation aiguë ou chronique, incorporation aiguë au milieu de l'intervalle de contrôle).

Les programmes de contrôle régulier devraient faire en sorte que la DEE annuelle aux travailleurs de 1 mSv ou plus est bel et bien détectée. Le titulaire de permis devrait donc identifier les travailleurs qui sont susceptibles, de manière probable, de recevoir :

- une DEE annuelle (c.-à-d. une DEE résultant de toutes les incorporations professionnelles de radionucléides au cours d'une année) jusqu'à 1 mSv (non-TSN)
- une DEE annuelle supérieure à 1 mSv et une dose efficace annuelle totale (c.-à-d. la somme de la dose efficace annuelle due à des sources externes et de la DEE annuelle) jusqu'à 5 mSv (pour les TSN qui participent à un programme d'essais biologiques réguliers, mais la détermination de la dose n'est pas nécessairement assurée par un service de dosimétrie autorisé)
- une DEE annuelle supérieure à 1 mSv et une dose efficace annuelle totale supérieure à 5 mSv (pour les TSN participant à un programme d'essais biologiques réguliers et pour lesquels les mesures sont fournies par un service de dosimétrie autorisé) (RRP, article 8)

Dans certains cas, la probabilité que la limite de 1 mSv/an soit dépassée pourrait être évaluée en fonction de l'activité manipulée par le travailleur, du type de radionucléides en cause, de la forme physique et chimique des radionucléides, du type de confinement utilisé et de la nature des

activités réalisées. Lorsqu'un type de radionucléide est manipulé quotidiennement (c.-à-d. environ 250 jours par année), les travailleurs qui manipulent l'activité indiquée dans le tableau 6 devraient participer à un programme d'essais biologiques. Il est à noter que pour décider si une personne devrait prendre part à un tel programme, les résultats des contrôles par essai biologique d'une période d'au moins deux ans pourraient remplacer les données du tableau 6.

On devrait également envisager un contrôle régulier des travailleurs qui ne présentent pas une probabilité raisonnable de dépasser une DEE de 1 mSv/an. Cependant, le titulaire de permis pourrait, en vertu de l'alinéa 5(2)b) du RRP, déterminer les doses pour ces travailleurs « par évaluation, lorsque le temps et les ressources exigés pour une mesure directe sont trop importants par rapport à son utilité ».

L'origine des valeurs du tableau 6 est présentée à l'annexe B, « Détermination de l'activité manipulée pour le choix des participants à un programme de contrôle régulier de l'incorporation », et on pourrait utiliser ces données pour calculer des valeurs propres au site. L'annexe B définit les paramètres requis pour définir la fraction d'incorporation potentielle (FIP). Pour un scénario donné d'incorporation, la valeur LAI/FIP représente l'activité manipulée par jour d'exploitation qui pourrait résulter en une incorporation annuelle égale à la LAI, et donc résulter en une DEE de 20 mSv/an. Le critère fixé pour la participation au programme d'essais biologiques est de 1 mSv. Par conséquent, les données du tableau 6 représentent la quantité LAI / (20 × FIP).

Tableau 6 : Activité manipulée quotidiennement sur une période d'un an, au-delà de laquelle l'essai biologique régulier est recommandé

Confinement	Volatilité		
	Gaz et liquides volatils	Poudres	Liquides non volatils et solides
Aucun	$\geq 2 \times \text{LAI}$	$\geq 20 \times \text{LAI}$	$\geq 200 \times \text{LAI}$
Hotte	$\geq 200 \times \text{LAI}$	$\geq 2\,000 \times \text{LAI}$	$\geq 20\,000 \times \text{LAI}$
Boîte à gants	$\geq 20\,000 \times \text{LAI}$	$\geq 200\,000 \times \text{LAI}$	$\geq 2\,000\,000 \times \text{LAI}$
Flacons scellés et seringues	$\geq 50 \times \text{LAI}$	Non applicable	$\geq 10\,000 \times \text{LAI}$

Lorsque les radionucléides sont manipulés moins fréquemment que sur une base quotidienne, les valeurs du tableau 6 peuvent être modifiées selon la méthode de l'annexe B.

Il est recommandé de procéder à des essais biologiques pour les travailleurs qui sont tenus de porter un équipement de protection respiratoire afin de limiter expressément l'incorporation des radionucléides.

La catégorie « Flacons scellés et seringues » du tableau 6 s'applique aux sources qui répondent aux conditions suivantes :

- elles sont manipulées exclusivement dans des flacons scellés et des seringues
- elles ont une période radiologique inférieure à sept jours
- la manipulation de la radioactivité est plus ou moins uniforme au cours de l'année
- les matières radioactives ne sont pas à l'état d'aérosol ni portées à ébullition dans un contenant ouvert ou comportant des ouvertures
- les matières radioactives se présentent sous forme d'une solution diluée

- les matières radioactives sont contenues dans un flacon multidose qui n'est jamais ouvert, et dont les quantités ne sont prélevées que dans des seringues hypodermiques pour injection immédiate dans un autre flacon multidose ou une autre forme de confinement fermé, ou administration aux patients
- les mesures de contrôle de la contamination sont efficaces, et un contrôle de surface régulier est effectué lorsque les flacons scellés et les seringues sont manipulés

La catégorie « Flacons scellés et seringues » vise à englober les composés pour lesquels les périodes d'essais biologiques réguliers pourraient s'avérer impraticables en raison de leur courte période radioactive, compte tenu du confinement supplémentaire que procure le flacon, comme il est décrit au point 6 ci-dessus. Les composés pourraient être classés dans la catégorie « Flacons scellés et seringues », à la condition que le potentiel d'incorporation soit contrôlé par des mesures efficaces de contrôle de la contamination et que les mesures de radioprotection soient efficaces.

Les données du tableau 6 sont générales et n'englobent pas tous les scénarios. De plus, lorsqu'il y a des barrières mécaniques ou d'autres barrières physiques en place pour protéger le travailleur (comme des boîtes à gants et des hottes), les barrières devraient convenir au radio-isotope manipulé et être utilisées comme prévu et entretenues de manière adéquate.

Lorsque plus d'un type de radionucléide est manipulé sous une ou plusieurs formes chimiques, ou lorsque plus d'un procédé peut mener à l'incorporation (p. ex., si on utilise divers types de confinement ou facteurs d'occupation), on devrait suivre les étapes suivantes pour déterminer si un travailleur devait participer à un programme d'essais biologiques :

1. calculer le ratio r_j , de la quantité d'un radionucléide, j , manipulée quotidiennement, à la quantité maximale de ce radionucléide pouvant être manipulée dans le cadre des activités quotidiennes mais qui est au-delà de laquelle un essai biologique est recommandé, selon le tableau 6
2. calculer ce ratio pour tous les autres N radionucléides manipulés
3. additionner tous les ratios calculés aux étapes 1 et 2 ci-dessus :

$$\begin{aligned} \text{Seuil d'essai biologique } (B_T) & \qquad \qquad \qquad (8) \\ & = \sum_j^N r_j \end{aligned}$$

Un essai biologique devrait être effectué pour tout radionucléide pour lequel $r_j \geq 1$. Si $B_T \geq 1$, et un essai biologique devrait être effectué pour tout radionucléide, toute forme chimique ou tout procédé pour lequel $r_j \geq 0,3$. Dans les situations où $B_T < 1$ mais où l'une des valeurs r_j est supérieure à 0,3, le titulaire de permis pourrait choisir de contrôler le travailleur pour ces radionucléides. Lorsque l'on détermine s'il y a lieu d'effectuer un contrôle régulier de l'incorporation, les impuretés radioactives qui pourraient être présentes dans un produit, comme un produit radiopharmaceutique, devraient être incluses dans l'évaluation.

On devrait procéder à des évaluations de base avant d'effectuer des travaux nécessitant un essai biologique régulier. Cette évaluation détermine l'exposition du travailleur aux radionucléides en raison d'une expérience professionnelle antérieure, de procédures médicales ou de la présence d'une radioactivité naturelle dans le corps.

Le but d'une évaluation de base par essai biologique est d'évaluer la quantité de radionucléides dans le corps d'un travailleur à la suite de l'incorporation avant un travail nécessitant un essai biologique régulier.

L'évaluation de base par essai biologique est appropriée dans l'une ou l'autre des circonstances suivantes :

1. Le travailleur a déjà été exposé aux radionucléides en cause et la rétention effective dans l'organisme peut dépasser l'activité dérivée (AD) (voir la section 9.1.6).
2. Les renseignements sur l'exposition antérieure ne sont pas disponibles ou ne sont pas concluants.
3. Le travailleur travaillera avec des radionucléides qui pourraient être décelables par essai biologique, ces radionucléides étant attribuables à des sources non professionnelles (p. ex., des radionucléides administrés à des fins médicales).

9.1.2 Essai biologique spécial

Un essai biologique spécial est effectué en réponse à une circonstance particulière, telle qu'une incorporation connue ou présumée de radionucléides survenant dans des circonstances anormales sur le lieu de travail. Les essais biologiques spéciaux sont également appelés « essais biologiques ponctuels ». Un essai biologique spécial pourrait être rendu nécessaire soit par le résultat d'un contrôle régulier, soit par un incident anormal suggérant qu'un seuil d'intervention (tel que défini dans le RRP) ou la limite de dose pourrait avoir été dépassé. Des essais biologiques spéciaux pourraient également être requis en raison d'un critère défini par le titulaire de permis, par exemple si la DEE d'un travailleur dépasse 1 mSv. Dans de tels cas, la dose devrait être déterminée sur la base de données propres à la situation. L'annexe C présente de l'orientation sur les essais biologiques spéciaux.

9.1.3 Contrôle de confirmation

Un programme d'essais biologiques de confirmation est destiné à vérifier si :

- les hypothèses sur les conditions d'exposition radiologique au travail sont exactes
- les mesures de protection sont efficaces
- un essai biologique régulier est requis

Cela pourrait comprendre le contrôle en milieu de travail ou un contrôle individuel limité des travailleurs qui ne répondent pas aux critères de participation à un programme d'essais biologiques réguliers. Lorsque des travailleurs manipulent des radionucléides non scellés ou qu'ils pourraient y être exposés, mais qu'ils ne satisfont pas aux critères de participation à un programme d'essais biologiques réguliers, le contrôle de l'incorporation pourrait être effectué dans le cadre d'un programme de contrôle de confirmation. La fréquence des essais pourrait être la même que la fréquence des essais réguliers ou pourrait varier si l'exposition potentielle à des radionucléides non scellés est peu fréquente (en tenant compte de la période radioactive biologique des radionucléides).

Dans le cadre d'un programme de contrôle de confirmation, les travailleurs sont soumis à des essais biologiques *in vivo* ou *in vitro* et le programme pourrait comporter l'échantillonnage d'une fraction d'un groupe de travailleurs. Lorsque les résultats du contrôle de confirmation montrent qu'une DEE annuelle de 1 mSv pourrait passer inaperçue sans contrôle régulier, d'autres mesures devraient être prises pour confirmer l'incorporation, et on devrait effectuer une enquête pour

déterminer la cause du résultat inattendu. Si l'incorporation est confirmée, les hypothèses concernant les conditions d'exposition radiologique au travail et l'efficacité des mesures de protection en place devraient être revues, et on devrait également réévaluer s'il y a lieu que les travailleurs concernés participent à un programme d'essais biologiques réguliers. Tous les résultats des contrôles de confirmation devraient être enregistrés.

Les contrôles de confirmation devraient être utilisés pour vérifier les fondements d'un programme de contrôles réguliers si des changements importants ont été apportés à l'installation ou aux activités de l'installation. En outre, des contrôles de confirmation, à l'aide d'échantillonneurs d'air individuels ou d'essais biologiques individuels, devraient être effectués pour s'assurer que les résultats du contrôle de l'air en milieu de travail peuvent être considérés comme étant représentatifs.

9.1.4 Contrôle lié aux tâches

Le contrôle lié aux tâches permet d'obtenir des renseignements sur une activité ou une tâche particulière et pourrait servir de base à des décisions concernant la conduite des activités ou de la tâche. Ce type de contrôle est généralement utilisé pour des tâches à court terme. Un contrôle lié aux tâches devrait être effectué sous forme de contrôle régulier, à moins que les circonstances de l'activité ne l'exigent autrement, par exemple, si les radionucléides en cause pourraient être différents ou si la probabilité ou l'ampleur potentielle de l'exposition interne pourrait être beaucoup plus grande.

9.1.5 Intervalle de contrôle

Au moment de choisir la fréquence d'un contrôle régulier, les principaux facteurs à prendre en compte sont les suivants :

1. les caractéristiques du lieu de travail
2. l'incertitude quant au moment de l'incorporation
3. la sensibilité des instruments
4. la nécessité d'obtenir en temps opportun des renseignements sur l'événement d'incorporation
5. la période radioactive efficace du radionucléide pour lequel le contrôle est effectué

La fréquence des contrôles réguliers devrait être déterminée a priori et tenir compte de l'exposition probable des travailleurs. Pour chaque radionucléide présent au travail, sa forme physique et chimique devrait être connue pour les contrôles réguliers et autres. Ces formes physique et chimique déterminent la rétention et la clairance des voies respiratoires après l'inhalation, pour chaque radionucléide, ainsi que leurs voies et taux d'excrétion respectifs. Ces données permettront également de choisir des méthodes d'essai biologique appropriées.

La publication 119 de la CIPR, *Compendium of Dose Coefficients based on ICRP Publication 60* [12] fournit de l'orientation sur le choix des types d'absorption pulmonaire pour divers composés. Le modèle des voies respiratoires humaines de la CIPR est décrit en détail dans sa publication 66, *Human Respiratory Tract Model for Radiological Protection* [15] et sa mise à jour [11].

Un autre facteur dont il faut tenir compte dans le choix de la fréquence des contrôles réguliers est l'incertitude quant au moment de l'incorporation. À moins que l'on ait des données démontrant un profil d'incorporation chronique, les résultats des mesures courantes devraient être évalués de

façon que l'on puisse présumer que l'incorporation s'est produite au milieu de la période de contrôle.

La sensibilité des instruments joue un rôle important dans le choix de la fréquence des contrôles. En effet, on devrait choisir cette fréquence de manière à ce que les doses importantes ne passent pas inaperçues. Une dose pourrait être omise si, à la suite d'une incorporation, le contenu corporel ou le taux d'excrétion des radionucléides dans le corps était réduit à un niveau inférieur à l'activité minimale détectable (AMD) de l'instrument pendant la période entre l'incorporation et la mesure. La période radioactive efficace est une mesure du taux auquel le contenu corporel et le taux d'excrétion des radionucléides diminuent avec le temps, après leur incorporation. Dans la mesure du possible, la période de contrôle devrait être telle que l'incorporation annuelle correspondant à une DEE de 1 mSv ne passe pas inaperçue. Si cela n'est pas réalisable, il faudrait avoir recours à un contrôle en milieu de travail et à l'échantillonnage de l'air personnel pour accroître le contrôle de l'incorporation. En appliquant le modèle métabolique approprié et en supposant un modèle d'incorporation, la période adéquate de contrôle peut être déterminée.

Afin de relier les résultats des essais biologiques à la dose annuelle extrapolée, l'AD a été définie comme suit :

$$AD = \frac{1}{20} LIA \frac{T}{365} m(T/2) \quad (9)$$

où :

T = période de contrôle, en jours

$m(T/2)$ = fraction de l'incorporation qui est retenue dans un tissu, un organe ou le corps entier, ou excrétée du corps à mi-chemin de la période de contrôle

LIA = limite annuelle d'incorporation

Les valeurs de $m(T/2)$ devraient être obtenues d'après les modèles courants de biocinétique de la CIPR¹⁰.

Comme l'incertitude concernant le moment inconnu d'incorporation par rapport au moment du contrôle devrait être inférieure à un facteur de 3, l'intervalle de contrôle devrait également satisfaire à la condition suivante :

$$\frac{m(T/2)}{m(T)} \leq 3 \quad (10)$$

Lorsque la condition ci-dessus est remplie, la période maximale de contrôle recommandée est considérée comme étant le moment où l'AD est égale à l'AMD. En cas d'exposition probable à plus d'un radionucléide, la période de contrôle devrait être déterminée de façon à ce qu'une DEE annuelle de 1 mSv pour tous les radionucléides puisse être détectée et évaluée avec fiabilité. L'AMD est définie comme suit (lorsque le temps de comptage de l'échantillon ou du sujet est différent du temps de comptage du rayonnement de fond). Pour de plus amples renseignements,

¹⁰ Les modèles courants de biocinétique de la CIPR se trouvent dans les publications n° 67 [16] et n° 69 [17] de la CIPR, par exemple, ou encore dans les modèles les plus récents, lorsqu'ils sont publiés.

veuillez consulter l'article dans *Health Physics* intitulé « Minimum detectable Activity When Background is Counted Longer than Sample » [18] :

$$AMD = \frac{3+3,29\sqrt{R_b t_g (1+ t_g/t_b)}}{\epsilon K t_g} \quad (11)$$

Dans cette équation :

- K = facteur de correction
- R_b = taux de comptage du rayonnement de fond
- t_g = temps de comptage brut (temps de comptage de l'échantillon ou de la personne)
- t_b = temps de comptage du rayonnement de fond
- ε = efficacité du comptage

Dans le cas des essais biologiques *in vitro* :

$$K = V Y e^{-\lambda \Delta t} \quad (12)$$

où :

- V = taille de l'échantillon en unités de masse ou de volume, selon le type d'échantillon
- Y = rendement chimique fractionnaire, le cas échéant (sans unité)
(Remarque : si cette valeur n'est pas applicable, Y = 1)
- λ = constante de désintégration radioactive du radionucléide (1/seconde)
- Δt = temps écoulé entre le prélèvement de l'échantillon et le comptage, en secondes

Pour les essais biologiques *in vivo*, K est le facteur de correction de l'auto-absorption, le cas échéant.

Dans certains cas, les meilleures méthodes de contrôle pourraient néanmoins être incapables de détecter de façon fiable l'incorporation correspondant à 1 mSv/an. Dans ces circonstances, il est utile de déterminer la dose maximale qui pourrait être omise si une incorporation avait lieu au début de chaque période de contrôle. Une telle méthode offre une perspective utile pour certains dangers internes qui sont difficiles à détecter, mais elle peut s'avérer trop prudente, particulièrement lorsqu'il y a plusieurs périodes de contrôle par année.

À l'aide de cette méthode servant à déterminer la période de contrôle, une période de contrôle recommandée d'un an serait peut-être possible pour certains radionucléides. Cependant, les taux de rétention et d'excrétion chez la plupart des personnes varient par rapport au modèle sur lequel les AD sont basées. En outre, de l'information opportune concernant les événements d'incorporation est requise. Il devrait y avoir un équilibre entre l'utilisation des essais biologiques comme indicateur d'incorporation et l'utilisation des essais biologiques pour l'évaluation des doses. À cette fin, une période de contrôle inférieure à un an pourrait être choisie en fonction

d'autres types de contrôle en place (p. ex., le contrôle de l'air sur le lieu de travail), et on devrait tenir compte de la faisabilité de réaliser des essais biologiques. La norme ISO 20553:2006, *Surveillance professionnelle des travailleurs exposés à un risque de contamination interne par des matériaux radioactifs* [19], fournit des suggestions concernant la fréquence des contrôles pour divers radionucléides et leurs formes chimiques types.

9.2 Contrôle de l'air pour déterminer la dose aux travailleurs

Par matières radioactives dans l'air, on désigne toutes matières radioactives en suspension dans l'air. Leurs caractéristiques ou leurs concentrations pourraient être telles qu'il n'existe aucun moyen pratique de déterminer la dose au moyen d'essais biologiques. Les matières radioactives en suspension dans l'air existent sous diverses formes physiques et chimiques, notamment la poussière, les gaz, les fumées et les vapeurs. La présente section s'applique aux mesures des matières radioactives dans l'air qui sont utilisées à des fins de dosimétrie.

Les méthodes de contrôle en milieu de travail pouvant être utilisées pour contrôler l'incorporation individuelle des radionucléides comprennent l'échantillonnage de l'air personnel et l'échantillonnage statique de l'air. Un échantillonneur d'air personnel (EAP) est un appareil portatif porté par une personne. Il comprend une tête d'échantillonnage contenant un milieu de collecte approprié (p. ex., un filtre), une pompe à air étalonnée, un régulateur de débit d'air et une batterie. La tête d'échantillonnage devrait être portée sur la partie supérieure du tronc et dans la zone de respiration de la personne, qui est définie comme étant à moins de 30 cm de la tête de la personne selon la publication NUREG-1400, *Air Sampling in the Workplace* [20]. L'air est aspiré à travers le filtre par une pompe étalonnée, également portée par le travailleur. L'activité sur le filtre devrait être mesurée à la fin de la période de port. Les échantillonneurs d'air statiques (ou fixes) sont utilisés pour contrôler la concentration de radionucléides dans l'air du lieu de travail. Un échantillonneur d'air statique (EAS) peut consister en un dispositif d'échantillonnage ponctuel ou d'un contrôleur en continu. Un EAS se compose d'un milieu de collecte approprié, d'une pompe à air et d'un dispositif de réglage du débit d'air. Le milieu de prélèvement peut être analysé en laboratoire. Cependant, certains échantillonneurs EAS permettent un contrôle en temps réel et peuvent être pourvus d'une alarme réglée pour se déclencher à un taux d'activité ou de collecte prédéterminé.

On devrait utiliser avec prudence les résultats obtenus avec les EAS et les EAP, car des études ont montré qu'il existe une faible corrélation entre les résultats des EAP et des EAS, les résultats obtenus avec les EAS étant généralement d'un ordre de grandeur inférieur aux résultats des EAP. Des études ont également montré une faible corrélation entre les résultats obtenus avec les EAS et les essais biologiques [11]. Pour de plus amples renseignements, veuillez consulter la publication 130 de la CIPR, *Occupational Intakes of Radionuclides: Part I*. Les mesures avec les EAP et les EAS pourraient être utilisées dans le cadre d'un programme global de contrôle au travail, car elles peuvent permettre une identification précoce d'une éventuelle incorporation. Par conséquent, un programme d'échantillonnage de l'air personnel devrait être conçu pour détecter l'incorporation anormale potentielle et déclencher s'il y a lieu un contrôle par essais biologiques spéciaux, le cas échéant. On pourrait également y recourir pour déterminer les zones présentant d'éventuels problèmes en raison d'une radioactivité accrue en suspension dans l'air, d'après l'examen et les tendances des données applicables d'échantillonnage statique de l'air.

Les concentrations de matières radioactives en suspension dans l'air sont mesurées en termes d'activité ou de masse par unité de volume de cette atmosphère (p. ex., Bq/m³). On calcule l'incorporation (p. ex., en Bq) provenant de cette concentration en multipliant la concentration par un débit respiratoire défini (p. ex., 1,2 m³/h) et le temps d'occupation (h). On peut aussi

déterminer l'exposition en termes de Bq h/m³ et l'incorporation sera alors cette valeur multipliée par le rythme respiratoire. La concentration des matières radioactives en suspension dans l'air peut également s'exprimer en termes de limite dérivée de concentration dans l'air (LDCA). De même, l'exposition pourrait être exprimée en termes de LDCA-heures.

Le débit des pompes des échantillonneurs personnels et statiques d'air, lorsqu'elles sont utilisées, ne devrait pas s'écarter de plus de 5 % de la valeur estimée utilisée pour calculer la concentration. Le débit d'air devrait être vérifié chaque jour d'utilisation de l'échantillonneur d'air. Si le débit d'air varie de ± 10 % pendant le prélèvement d'un échantillon, le débit utilisé pour la dosimétrie devrait être la moyenne des débits d'air initial et final.

Les échantillonneurs d'air devraient être pourvus d'un moyen de déterminer le volume d'air échantillonné. Les débitmètres d'air devraient être étalonnés au moins une fois par an, chaque fois que des réparations ou des modifications sont apportées à l'appareil ou s'il a été endommagé. De plus, au moment de l'étalonnage du débit d'air, on devrait vérifier les échantillonneurs d'air et les conduites d'échantillonnage pour s'assurer qu'il n'y a pas de fuite en amont du point de mesure. Les méthodes d'étalonnage devraient être basées sur la méthode courante recommandée par l'American Conference of Governmental Industrial Hygienists ou l'Occupational Health and Safety Administration des États-Unis. La méthode, l'identificateur unique de l'appareil et la date d'étalonnage devraient être documentés.

Le titulaire de permis devrait démontrer que l'air échantillonné est représentatif de l'air dans la zone de respiration lorsqu'une ou plusieurs des conditions suivantes sont réunies : i) les échantillonneurs d'air personnels ne sont pas portés à moins de 30 cm de la tête du travailleur, ii) les doses aux travailleurs seront déterminées sur la base du contrôle de la radioactivité dans l'air, et/ou iii) l'exposition annuelle est susceptible de dépasser 100 LDCA-heures (ou s'il est probable que la DEE annuelle résultante pour les radionucléides inhalés dépasse 1 mSv).

Ceci pourrait être accompli par un contrôle de confirmation à l'aide d'un essai biologique. Pour que l'échantillonnage de l'air soit jugé représentatif de l'air dans la zone de respiration, le ratio de l'incorporation calculé d'après le contrôle de la radioactivité dans l'air sur l'incorporation calculée d'après les essais biologiques de confirmation, avec une moyenne prise pour tous les travailleurs participant au contrôle de confirmation, devrait être supérieur à 0,7. Le même ratio pour chaque travailleur devrait être supérieur à 0,5. Pour de plus amples renseignements à ce sujet, veuillez consulter le document NUREG-1400, *Air Sampling in the Workplace* [20].

L'efficacité de la collecte des particules par l'échantillonneur d'air devrait être insensible à la taille des particules, autant que possible. Ceci exclut donc l'utilisation de cyclones pour la collecte et la mesure des matières radioactives en suspension dans l'air.

10. Interprétation des résultats du contrôle

10.1 Seuils administratifs

Les seuils administratifs, aussi appelés seuils d'enquête, sont les valeurs auxquelles sont comparées les quantités mesurées dans le cadre d'un programme de contrôle individuel ou en milieu de travail. Lorsque ces quantités mesurées dépassent un seuil administratif, des mesures précises devraient être prises.

Les seuils administratifs signalent une incorporation potentielle par les travailleurs et permettent une réponse graduelle à cette incorporation. Ils ne sont pas destinés à constituer une limite

réglementaire en soi et pourraient être exprimés sous forme de fractions de la LAI appropriée ou de la DEE. Lors de l'établissement des seuils administratifs, la contribution d'autres radionucléides ainsi que l'exposition externe devraient être pris en compte.

Comme le programme d'essais biologiques ne mesure pas directement l'incorporation ni la DEE, les seuils administratifs exprimés en termes de quantité sont généralement plus utiles. Le résultat d'un essai biologique dépassant un seuil administratif indique un écart par rapport aux conditions normales et la nécessité de prendre des mesures supplémentaires. Pour un programme d'essais biologiques réguliers, les seuils administratifs pourraient être basés sur l'incorporation présumée au milieu de la période de contrôle.

Pour certains radionucléides et types d'essais biologiques, les sources non professionnelles pourraient faire en sorte que les résultats typiques dépassent le seuil de décision analytique et le seuil administratif. Si les résultats des essais biologiques dépassent normalement ou souvent un seuil administratif en raison de la présence de sources non professionnelles, comme les radionucléides présents à l'état naturel, le seuil administratif pourrait être augmenté si on connaît les résultats attendus des essais biologiques en raison de ces sources non professionnelles (p. ex., on pourrait recourir à une étude utilisant un groupe témoin subissant une exposition non professionnelle semblable, mais sans potentiel d'exposition professionnelle). Si les niveaux non professionnels dépassent le seuil administratif, d'autres méthodes de contrôle de l'incorporation devraient être utilisées si possible.

Les titulaires de permis pourraient choisir d'adopter des seuils administratifs en fonction des particularités de leurs programmes. De plus, un seuil administratif devrait être établi pour s'assurer que l'incorporation de composés d'uranium solubles approchant le seuil de toxicité chimique soit étudiée.

Un seuil administratif pourrait être établi pour que l'incorporation qui conduit à une DEE supérieure à 1 mSv (ou supérieure à la limite de détection si cette dernière se traduit par une DEE > 1 mSv) soit étudiée. Ceci est approprié dans les cas où la probabilité qu'il y ait plus d'une telle incorporation au cours d'une année est faible. Lorsque la probabilité est plus élevée, le seuil administratif devrait être basé sur une dose annuelle extrapolée. Un exemple d'un tel seuil administratif est le niveau d'enquête dérivé (NED), qui pourrait être défini comme suit :

$$NED = NE \left(\frac{T}{365} \right) m(T/2) \quad (13)$$

où :

NE = incorporation menant à la DEE annuelle au-dessus de laquelle une enquête devrait être effectuée, c'est-à-dire un niveau d'enquête (NE)

T = période de contrôle, en jours

$m(T/2)$ = fraction de l'incorporation qui est retenue dans un tissu, un organe ou le corps entier, ou excrétée du corps à la fin de la période de contrôle, lorsqu'une incorporation aiguë est survenue au milieu de la période de contrôle

Le NE devrait pas dépasser $\frac{1}{4} \times LAI$ (c.-à-d. une DEE de 5 mSv), et l'expérience d'exploitation devrait être prise en compte dans le choix du NE afin qu'il soit inférieur à 5 mSv. Cependant, si le NED est inférieur à la limite de détection, une enquête devrait être effectuée chaque fois que la limite de détection est dépassée.

Pour tenir compte de la limite de dose réduite pour les travailleuses enceintes, un NED devrait être établi pour celles-ci, comme il est décrit ci-dessus, sur la base d'une fraction de la limite de dose de 4 mSv pour les TSN. La limite de dose pour les travailleuses enceintes est de 4 mSv pour le reste de la grossesse (c'est-à-dire à partir du moment où la travailleuse informe le titulaire de permis). En formulant des hypothèses prudentes (par exemple, la grossesse est déclarée immédiatement), et en s'assurant que la dose à la travailleuse enceinte est < 0,4 mSv par mois, on fait en sorte que la limite de 4 mSv ne soit pas dépassée. Par conséquent, un NED pour les travailleuses enceintes, NED_{TE} , pourrait être défini comme suit :

$$NED_{TE} = 0,02 \text{ LIA} \frac{T}{30} m(T/2) \quad (14)$$

Lorsque le contrôle de l'incorporation ne détecte qu'un seul radionucléide, les résultats des essais biologiques qui dépassent l'AD ou l'AMD, selon la plus élevée des deux, devraient être vérifiés par recomptage de l'échantillon ou du sujet avant de déterminer et d'enregistrer la DEE. De plus, si le résultat de l'essai biologique est égal ou supérieur au NED ou au NED_{TE} , on devrait procéder à une enquête pour déterminer et corriger la cause de l'incorporation et éviter qu'elle ne se reproduise.

Dans le cas de l'incorporation de plus d'un radionucléide, on devrait calculer une AD pour le mélange de radionucléides. Par ailleurs, on devrait calculer une AD qui représente la dose annuelle extrapolée pour tous les radionucléides combinés. On pourrait utiliser cette approche lorsque le contrôle est effectué en utilisant un radionucléide comme indicateur pour un mélange de radionucléides.

10.2 Exactitude des résultats des essais biologiques

Les incertitudes de mesure découlent des statistiques de comptage et d'autres sources qui dépendent de la méthode de contrôle. Dans le cas des mesures *in vivo*, les incertitudes de mesure pourraient provenir de sources telles que les variations du positionnement du détecteur, du taux de comptage du rayonnement de fond, de la taille du sujet et de la distribution de l'activité dans l'organisme. Dans le cas des mesures *in vitro*, ces incertitudes peuvent découler de la mesure du volume ou de la masse de l'échantillon, d'erreurs de pipetage, de l'utilisation de traceurs pour déterminer le rendement chimique ou d'autres causes.

Les incertitudes de mesure résultant des statistiques de comptage, qui peuvent être décrites par la distribution de Poisson, sont appelées incertitudes de type A. Toutes les autres incertitudes sont appelées incertitudes de type B. L'incertitude globale à l'égard du résultat d'un contrôle individuel peut être décrite en termes de distribution log-normale. L'écart-type géométrique de cette distribution est appelé facteur de diffusion (FD). Pour de plus amples renseignements, veuillez consulter le rapport EURADOS 2013-01, *IIDEAS Guidelines (Version 2) for the Estimation of Committed Doses from Incorporation Monitoring Data* [21].

Pour les incertitudes de type A, on pourrait calculer la valeur FD comme suit :

$$FD_A = e^{\left[\frac{\sigma_A}{M}\right]} \quad (15)$$

Dans l'équation ci-dessus, σ_A est l'incertitude de type A associée au résultat de mesure M.

Le facteur FD pour les incertitudes de type B pourrait se calculer comme suit :

$$FD_B = e^{\left[\frac{\sigma_{Cm}}{Cm}\right]} \quad (16)$$

Dans l'équation ci-dessus, C_m est le facteur de normalisation, qui est la réciproque de l'efficacité, et σ_{Cm} est le facteur d'incertitude pour C_m . Les valeurs types du facteur FD pour les incertitudes A et B sont présentées dans les tableaux 7 et 8 du rapport EURADOS 2013-01, *IDEAS Guidelines (Version 2) for the Estimation of Committed Doses from Incorporation Monitoring Data* [21]. On pourrait calculer l'incertitude totale à l'aide de l'équation suivante :

$$FD = e^{\left[\sqrt{\sum_i \ln^2(SF_i)}\right]} \quad (17)$$

Tableau 7 : Valeurs types des incertitudes de type A et de type B pour les mesures *in vivo*

	Facteur de diffusion (FD)		
	Énergies des photons < 20 keV	Énergies des photons de 20 keV à 100 keV	Énergies des photons > 100 keV
Incertitudes de type A	1,5	1,3	1,07
Incertitudes de type B	2,06	1,25	1,15
FD total	2,3	1,4	1,2

Tableau 8 : Valeurs types des incertitudes de type B pour les mesures *in vitro*

Quantité	Facteur de diffusion (SF _B)
Échantillon réel d'urine sur 24 heures	1,1
Concentration de l'activité de l'eau tritiée dans l'urine	1,1
Échantillon simulé d'urine sur 24 heures, créatinine, volume ou densité normalisé	1,6
Échantillon ponctuel d'urine (une seule miction utilisée pour estimer le taux d'excrétion sur 24 heures)	2
Échantillon de matières fécales sur 24 heures	3
Échantillon de matières fécales sur 72 heures	2

Lors de la conception et de l'établissement d'un programme d'essais biologiques, il est important de tenir compte de la précision des instruments en rapport avec la mesure à prendre. Le système complet de mesure devrait être tel que toute erreur dans la mesure finale n'aurait qu'une incidence mineure sur l'exactitude globale de la dose de rayonnement estimée reçue par le travailleur. Les points suivants devraient être inclus dans l'évaluation de la précision des instruments de détection et de la méthode de mesure :

1. erreur nette de comptage statistique :

Cela comprend l'erreur statistique dans le comptage de l'essai biologique et l'erreur statistique dans la mesure du comptage du rayonnement de fond; la durée de comptage du rayonnement de fond devrait être appropriée compte tenu de la norme, de l'échantillon ou du sujet.

2. erreur causée par des variations dans la géométrie de comptage :
Cela devrait comprendre les tolérances relatives aux écarts physiques chez les sujets ou dans les échantillons ayant fait l'objet d'un comptage, particulièrement en ce qui a trait à l'équipement de comptage spécifique utilisé.
3. erreur introduite par l'atténuation du rayonnement émis par les tissus sus-jacents lors du comptage *in vivo* :
L'effet des tissus sus-jacents devrait être pris en compte lorsque l'émission gamma d'un nucléide est inférieure à 200 keV, ou lorsque l'on compte le rayonnement par freinage bremsstrahlung dus à des émissions bêta. Cela nécessite l'estimation de la profondeur moyenne et de la masse volumique des tissus sus-jacents (p. ex., l'épaisseur de la paroi thoracique), qui pourraient varier de façon importante d'une personne à une autre.
4. étalonnage de l'instrument par rapport à l'isotope mesuré dans une géométrie pertinente pour la mesure en cause :
La réponse de l'instrument d'essai biologique devrait être étalonnée par rapport à l'isotope d'intérêt, et un programme régulier de contrôle de la qualité devrait être mis en place pour s'assurer que cet étalonnage est constamment maintenu. Des contrôles internes fréquents utilisant une source radioactive de longue durée devraient être effectués régulièrement pour confirmer que la réponse du détecteur est constante dans le temps et que l'instrument fonctionne correctement.

11. Détermination de la dose efficace engagée

Lorsque le temps entre l'incorporation et un seul essai biologique est connu, l'incorporation devrait être calculée comme suit :

$$I = \frac{M}{m(t)} \quad (18)$$

Dans ce cas, I représente l'incorporation, par exemple en Bq ou mg; M est la quantité mesurée et $m(t)$ est la valeur prévue des fonctions de rétention ou d'excrétion au moment t après l'incorporation. La valeur de $m(t)$ est basée sur des modèles de biocinétique appropriés et est disponible, dans les publications de la CIPR, pour les caractéristiques de solubilité par défaut des matières. On pourrait également calculer les valeurs de $m(t)$ pour la solubilité ou la taille des particules spécifiques de la matière en cause. La quantité mesurée et $m(t)$ devraient être exprimées dans des unités cohérentes. Par exemple, pour l'analyse de l'urine, la valeur M devrait être l'activité du radionucléide d'intérêt excrété par jour à la fin de la période de prélèvement de l'échantillon, alors que $m(t)$ est le taux d'excrétion urinaire du même radionucléide à la fin de cette période. Ce dernier scénario s'applique généralement dans le cadre d'un contrôle spécial ou propre aux tâches effectuées.

Pour les contrôles réguliers, le temps entre l'incorporation et les essais biologiques pourrait ne pas être connu. Dans de tels cas, on pourrait déterminer la DEE en supposant que l'incorporation a eu lieu au milieu de la période de contrôle de T jours. On devrait calculer l'incorporation comme suit, en fonction de la quantité mesurée à la fin de la période de contrôle :

$$I = \frac{M}{m\left(\frac{T}{2}\right)} \quad (19)$$

Dans les deux cas, on pourrait déterminer la DEE en multipliant l'incorporation par la DEE appropriée par unité d'incorporation. Dans certains cas, comme pour l'eau tritiée, on pourrait utiliser des mesures de l'activité pour déterminer la dose efficace directement. Dans ces cas, la méthode ci-dessus pourrait être remplacée par une méthode présentée dans les annexes pour des radionucléides spécifiques, ou approuvée par la CCSN.

Si plus de 10 % environ de la quantité mesurée réelle peut être attribuée à l'incorporation dans un intervalle de contrôle antérieur, une correction pourrait être appropriée. La quantité mesurée dans l'intervalle de contrôle régulier pourrait être corrigée comme suit :

- déterminer l'incorporation dans l'intervalle de contrôle précédent
- utiliser la valeur $m(t)$ appropriée pour prévoir la contribution de l'incorporation précédente à la quantité mesurée courante
- soustraire la contribution calculée ci-dessus de la quantité mesurée courante

Dans certaines circonstances, y compris les essais biologiques spéciaux, on pourrait avoir les résultats du contrôle individuel obtenus à divers moments et selon plusieurs méthodes de contrôle (p. ex., essais biologiques *in vitro* et *in vivo*). Dans de tels cas, la meilleure estimation de l'incorporation devrait être calculée en déterminant :

- la valeur de $m_j(t_i)$ pour chaque résultat de contrôle et pour chaque méthode de contrôle
- la meilleure estimation de l'incorporation, de telle sorte que $I \times m_j(t_i)$ correspond le mieux aux résultats de la mesure $M_{i,j}$

Lorsque plusieurs méthodes de contrôle sont utilisées, on devrait vérifier l'incorporation en ajustant simultanément les valeurs prévues ($I \times m_j(t_i)$) selon les résultats de toutes les méthodes de contrôle. Par exemple, on pourrait obtenir des ensembles de données pour l'urine et les matières fécales dans le cadre d'une campagne d'essais biologiques spéciaux. Dans ce cas, on devrait vérifier l'incorporation en ajustant les valeurs prévues ($I \times m_j(t_i)$) aux deux ensembles de données simultanément. Il existe des méthodes statistiques d'ajustement des données, et les deux plus couramment utilisées pour les essais biologiques sont la méthode du maximum de vraisemblance et l'approche bayésienne. Ces méthodes, et d'autres, sont décrites dans le rapport n° 37 de la collection Rapports de sûreté de l'AIEA, *Methods for Assessing Occupational Radiation Doses Due to Intakes of Radionuclides* [22] et le rapport EURADOS 2013-01 : *IDEAS Guidelines (Version 2) for the Estimation of Committed Doses from Incorporation Monitoring Data* [21].

Lorsqu'on détermine une incorporation à partir de l'ajustement des données, l'hypothèse de départ est que les données sont cohérentes avec le modèle biocinétique, c'est-à-dire que les résultats de mesure $M_{i,j}$ sont conformes aux prévisions $I \times m_j(t_i)$. Les critères de rejet de l'ajustement pourraient être basés sur la statistique du test du chi carré (χ^2), et on pourrait supposer que chaque mesure $M_{i,j}$ provient d'une loi log-normale. On devrait juger que l'ajustement aux données est inadéquat si la valeur p est inférieure à 0,05. La valeur p est la fraction de la distribution χ^2 attendue (distribution théorique) qui est supérieure à la valeur χ_o^2 calculée. On trouvera de plus amples renseignements sur les critères de rejet d'un ajustement de données dans le contexte des essais biologiques dans Castellani et coll. [21].

Lorsque l'ajustement est rejeté et que l'incorporation estimée mène à une DEE > 1 mSv, les paramètres d'absorption propres à la matière, d'après le modèle des voies respiratoires humaines de la CIPR, pourraient être ajustés. Pour de plus amples renseignements, veuillez consulter la publication 66 de la CIPR, *Human Respiratory Tract Model for Radiological Protection* [15]. En

particulier, les valeurs de f_r et s_s peuvent varier, mais non la valeur de s_r ¹¹ (qui devrait être maintenue à la valeur recommandée par la CIPR) jusqu'à ce que l'ajustement ne soit pas rejeté.

La méthode pour déterminer la DEE peut différer ou inclure des considérations supplémentaires lors de l'examen de radionucléides spécifiques. Les recommandations spécifiques pour le tritium, l'iode radioactif et l'uranium sont traitées dans les annexes D à F, respectivement.

12. Étalonnage

Les instruments utilisés pour les essais biologiques *in vivo* ou *in vitro* devraient être identifiés, contrôlés, entretenus et étalonnés périodiquement. L'étalonnage devrait être effectué pour le radio-isotope mesuré dans le programme d'essais biologiques. Les exigences relatives à l'entretien et à l'étalonnage périodiques devraient être déterminées et documentées en fonction de l'exactitude, de l'objectif, du degré d'utilisation, des caractéristiques de stabilité et de tout autre facteur influant sur le contrôle des mesures. Les procédures d'entretien et d'étalonnage devraient être documentées.

L'état de l'étalonnage devrait être enregistré et maintenu, et l'équipement étalonné devrait être identifié de manière claire et indélébile (p. ex., au moyen d'étiquettes). Lorsque l'étalonnage est effectué avant l'utilisation ou s'il est utilisé fréquemment (p. ex., quotidiennement), l'enregistrement des étalonnages pourrait être suffisant.

Les appareils non étalonnés, imprécis ou défectueux devraient être identifiés et retirés. L'équipement servant aux mesures qui a été réparé ou modifié devrait être étalonné et l'on devrait vérifier sa performance avant de le remettre en service.

Les étalonnages devraient être traçables par rapport aux étalons de référence nationaux. La traçabilité de l'étalonnage du matériel utilisé comme étalon de transfert, jusqu'aux étalons nationaux traçables, doit également être assurée. Lorsque des étalons de référence sont utilisés comme étalons de transfert pour établir le niveau de référence en fonction duquel les données sont mesurées directement, des méthodes devront être établies pour préserver l'intégrité du processus et des résultats.

Si l'on constate que le matériel fournit des mesures inexactes, la validité des données ou des résultats antérieurs devrait être vérifiée et des mesures correctives devraient être prises.

13. Limiter l'incorporation de substances nucléaires par les travailleuses qui allaitent

Le RRP exige que les titulaires de permis prennent des mesures d'adaptation afin de limiter l'incorporation de substances nucléaires par une TSN qui allaite. La section 11 du REGDOC-2.7.1, *Radioprotection*, fournit de l'orientation concernant les TSN qui allaitent. En particulier, lorsqu'un titulaire de permis est informé par écrit qu'une TSN allaite, il doit prendre toute mesure d'adaptation qui ne causera pas de difficultés financières ni d'inconvénients commerciaux excessifs. Le titulaire de permis pourrait devoir mettre en place des contrôles

¹¹ L'absorption des radionucléides depuis les voies respiratoires vers le sang est décrite à l'aide de f_r , qui est la fraction de l'activité déposée dans les voies respiratoires et qui se dissout rapidement, à un taux s_r (j^{-1}). Le reste de l'activité déposée dans les voies respiratoires se dissout plus lentement, à un taux s_s (j^{-1}). Voir la publication 66 de la CIPR, *Human Respiratory Tract Model for Radiological Protection* [15].

administratifs pour une TSN qui allaite afin de s'assurer de minimiser l'incorporation de substances nucléaires par cette personne, substances qui peuvent ensuite être transférées à l'enfant allaité. Les contrôles administratifs pourraient consister à s'assurer que les conditions de travail sont telles qu'il n'y a pas de risque important d'incorporation de substances nucléaires. Par conséquent, les TSN qui allaitent et qui ne participent pas au programme d'essais biologiques réguliers en raison du faible risque que l'incorporation devrait faire l'objet d'un contrôle de confirmation à l'effet qu'il n'y a pas eu d'incorporation.

Dans l'éventualité d'une incorporation, on devrait estimer son importance pour s'assurer que la dose (c.-à-d. la DEE) pour le nourrisson allaité ne dépasse pas 1 mSv. En règle générale, pour la plupart des substances nucléaires, si l'incorporation de substances nucléaires par les TSN qui allaitent est contrôlée de manière à maintenir la DEE annuelle sous 1 mSv pour la TSN, alors le nourrisson allaité ne recevra pas une DEE supérieure à 1 mSv par année civile qui serait attribuable à cette incorporation. Il existe des exceptions où l'incorporation de certaines substances nucléaires (p. ex., ^{35}S , ^{125}I , ^{131}I et eau tritiée) par les TSN pourrait entraîner une DEE supérieure à 1 mSv pour le nourrisson allaité, par rapport à la dose reçue par la TSN.

Les titulaires de permis devraient comparer les coefficients de dose pour les TSN aux coefficients pour les nourrissons allaités (publication 95 de la CIPR : *Doses to Infants from Ingestion of Radionuclides in Mothers' Milk* [23]) pour les substances nucléaires pertinentes dans leurs installations afin de vérifier que les doses aux nourrissons allaités ne présentent aucun risque pour ceux-ci et sont maintenues sous les limites de dose. Les ratios de la DEE reçue par un nourrisson allaité sur la DEE correspondante reçue par la TSN qui allaite, après une incorporation aiguë par inhalation, sont présentés dans le tableau 9 pour certaines substances nucléaires. Afin d'estimer la dose à un nourrisson allaité dans les circonstances où la travailleuse continue d'allaiter après une incorporation, on pourrait multiplier la DEE reçue par la TSN qui allaite par le ratio approprié du tableau 9 pour obtenir la DEE pour le nourrisson allaité. On pourrait utiliser cette méthode pour vérifier que la dose reçue par le nourrisson allaité, provenant de toutes les substances nucléaires absorbées par la TSN qui allaite, est maintenue à une valeur inférieure à 1 mSv par année civile. Pour les facteurs indiqués au tableau 9, on suppose que l'allaitement se poursuit pendant 6 mois. S'il y a eu incorporation et que l'allaitement se poursuit pendant plus de 6 mois, le titulaire de permis devrait consulter la CCSN pour déterminer les coefficients de dose appropriés.

Tableau 9 : Ratio de la DEE reçue par un nourrisson allaité sur la DEE reçue par une TSN qui allaite

Substance nucléaire	Ratio DEE _{nourrisson} / DEE _{mère}
^3H (eau)	1,1
^{14}C	0,6
^{35}S	2,6
^{45}Ca	0,8
^{47}Ca	0,7
^{55}Fe	0,02
^{59}Fe	0,03
^{60}Co	0,3
^{95}Zr	0,004
^{95}Nb	$9,2 \times 10^{-5}$

Substance nucléaire	Ratio DEE _{nourrisson} / DEE _{mère}
¹²⁵ I	1,1
¹³¹ I	2,6
¹³⁴ Cs	0,2
¹³⁷ Cs	0,2
²¹⁰ Pb	0,2
²¹⁰ Po	0,043
²²⁶ Ra	$4,0 \times 10^{-3}$
²³⁸ U	$5,5 \times 10^{-4}$
²⁴¹ Am	$2,6 \times 10^{-4}$
²³⁸ Pu	$1,1 \times 10^{-3}$
²³⁹ Pu	$1,1 \times 10^{-3}$
²⁴⁴ Cm	$3,2 \times 10^{-4}$

14. Détermination de la dose résultant de l'incorporation de substances nucléaires par une plaie

L'incorporation de radionucléides par une plaie est évaluée dans le cadre d'un contrôle par essais biologiques spéciaux. L'objectif de ces essais biologiques est d'assurer le respect des limites de dose et d'éclairer les décisions concernant le traitement du patient (p. ex., excision de la plaie, décoloration). Outre les essais biologiques, un contrôle spécial devrait inclure la mesure de l'activité locale sur le site de la plaie.

Le choix de la méthode de contrôle dépend du type de plaie (p. ex., perforation, lacération, brûlure thermique), de la catégorie du contaminant de la plaie (p. ex., radionucléides en solution, particules, fragments) et de la biocinétique du radionucléide. Bien que les composés solubles soient rapidement transférés dans le sang, les composés insolubles peuvent être retenus au site de la plaie, et une fraction peut être transférée dans les ganglions lymphatiques régionaux et demeurer à ces deux endroits pendant une longue période.

La biocinétique des composés spécifiques absorbés à travers une plaie dépend du type de plaie et de son évolution physiologique (p. ex., cicatrisation). En général, la proportion d'un composé soluble absorbé par le sang à partir du site d'une plaie diminue dans l'ordre suivant :

1. injection intraveineuse (plus grande proportion du composé absorbé par le sang)
 - plaies par perforation
 - lacérations et abrasions
 - peau brûlée (brûlure thermique ou chimique)
 - peau intacte (plus petite proportion du composé absorbé par le sang)

Les catégories de contaminants des plaies sont définies dans le rapport n° 156 du NCRP, *Development of a Biokinetic Model for Radionuclide-Contaminated Wounds and Procedures for their Assessment, Dosimetry and Treatment* [24]. Ces catégories sont les suivantes :

1. radionucléides initialement en solution
 - a. faible rétention au site de la plaie (jusqu'à 10 % de l'activité initiale demeurant au site de la plaie 24 heures après l'incorporation)

- b. rétention modérée au site de la plaie (10 % à 30 % de l'activité initiale demeurant au site de la plaie 24 heures après l'incorporation)
 - c. forte rétention au site de la plaie (30 % à 80 % de l'activité initiale demeurant au site de la plaie 24 heures après l'incorporation)
 - d. rétention avide au site de la plaie (plus de 80 % de l'activité initiale demeurant au site de la plaie 24 heures après l'incorporation)
2. radionucléides initialement insolubles dans l'eau
- a. colloïdes
 - b. particules
 - c. fragments

Les particules et les fragments sont des solides. Tout comme les colloïdes, ils peuvent être déposés dans les ganglions lymphatiques après avoir été dégagés du site de la plaie.

Les étapes suivantes devraient être suivies lors du contrôle d'une plaie contaminée :

1. On devrait caractériser la contamination de la plaie en documentant ce qui suit :
 - a. la date, l'heure, la méthode et les circonstances de l'incident de contamination de la plaie;
 - b. le type, les caractéristiques et l'emplacement de la plaie;
 - c. les caractéristiques du contaminant radiologique au site de la plaie, y compris les radionucléides, leur forme chimique et leur activité ou concentration totale.
2. L'activité déposée au site de la plaie devrait être mesurée dès que possible après la blessure et périodiquement par la suite, car cela permettra d'assurer une prise en charge médicale adéquate du patient :
 - a. des mesures de suivi sont recommandées afin de mesurer l'efficacité de la décontamination et des interventions médicales;
 - b. de l'orientation sur le choix des instruments de contrôle des plaies figure dans le rapport n° 156 du NCRP [24].
3. Un essai biologique *in vitro* ou *in vivo* devrait être effectué, le cas échéant, pour les radionucléides et leurs formes chimiques associées, comme il a été déterminé à l'étape 1, dès que possible après l'occurrence de la plaie et périodiquement par la suite selon la fréquence indiquée à l'annexe C.
4. La dose équivalente à la peau au site de la plaie devrait être déterminée en fonction de l'activité au site de la plaie mesurée à l'étape 2.
5. La DEE due à l'incorporation des radionucléides par la plaie devrait être déterminée.

La dose équivalente aux tissus au site de la plaie devrait être déterminée pour établir si des réactions tissulaires sont probables et pour vérifier le respect de la limite de dose équivalente pour la peau. Une fois déterminée l'activité déposée au site de la plaie, on peut effectuer une première estimation prudente. Pour ce faire, on peut multiplier la concentration de l'activité au site de la plaie par le facteur approprié de conversion de la dose à la peau, comme il est indiqué au tableau 10.

Tableau 10 : Coefficients de dose équivalente pour les radionucléides au site de la plaie [24]

Radionucléide	Débit de dose équivalente reçue par la peau (mSv.h ⁻¹ .kBq ⁻¹ .cm ²)	
	Contamination de surface	Contamination en profondeur
³ H	0	1,3×10 ⁻³
¹⁴ C	3,2×10 ⁻¹	1,8
²² Na	1,7	3,2
³² P	1,9	4,2
³⁵ S	3,5×10 ⁻¹	1,7
³⁶ Cl	1,8	3,2
⁴⁵ Ca	8,5×10 ⁻¹	2,2
⁵¹ Cr	1,5×10 ⁻²	2,7×10 ⁻²
⁵⁴ Mn	6,2×10 ⁻²	8,1×10 ⁻²
⁵⁷ Co	1,2×10 ⁻¹	1,9×10 ⁻¹
⁵⁸ Co	3,1×10 ⁻¹	5,6×10 ⁻¹
⁶⁰ Co	7,8×10 ⁻¹	3,2
⁵⁹ Fe	9,6×10 ⁻¹	3,3
⁶³ Ni	6,5×10 ⁻⁷	4,5×10 ⁻¹
⁶⁷ Ga	3,4×10 ⁻¹	1,1
⁹⁰ Sr, ⁹⁰ Y	3,6	7,9
⁹⁵ Zr, ⁹⁵ Nb	1,6	4,3
^{99m} Tc	2,5×10 ⁻¹	4,0×10 ⁻¹
¹⁰⁶ Ru, ¹⁰⁶ Nb	2,2	6,5
^{110m} Ag	6,7×10 ⁻¹	1,9
¹¹¹ In	3,8×10 ⁻¹	6,7×10 ⁻¹
¹²³ I	3,7×10 ⁻¹	6,8×10 ⁻¹
¹²⁵ I	2,1×10 ⁻²	3,5×10 ⁻¹
¹³¹ I	1,6	3,1
¹³⁷ Cs, ^{137m} Ba	1,6	3,4
¹⁴⁴ Ce, ^{144m} Pr, ¹⁴⁴ Pr	3,1	8,2
¹⁴⁷ Pm	6,0×10 ⁻¹	2,0
¹⁹² Ir	1,9	3,4
²⁰¹ Tl	2,8×10 ⁻¹	1,0
²⁰⁴ Tl	1,6	3,0
²³⁵ U	1,8×10 ⁻¹	3,0×10 ³
²³⁸ U	2,3×10 ⁻³	2,9×10 ³
²³⁸ Pu	3,7×10 ⁻³	3,4×10 ³
²³⁹ Pu	1,4×10 ⁻³	3,2×10 ³
²⁴¹ Pu	1,3×10 ⁻⁵	8,0×10 ⁻²
²⁴¹ Am	2,0×10 ⁻²	3,4×10 ³

On pourrait présumer que les radionucléides constituent une contamination de surface dans le cas des abrasions ou des brûlures chimiques. Dans d'autres cas, à moins qu'il n'existe des preuves de contamination de surface, on devrait présumer que les radionucléides constituent une contamination en profondeur. Pour évaluer plus exactement la dose, on devrait utiliser un logiciel de dosimétrie cutanée.

Il est possible de calculer une limite supérieure de la DEE en supposant que toute l'activité au site de la plaie sera absorbée dans le sang. Les coefficients de dose pour les radionucléides sélectionnés à cette fin sont indiqués dans le tableau 11, dans la colonne « Faible ». Une fois les résultats des essais biologiques disponibles, il faudrait les utiliser pour déterminer la DEE. Les résultats des essais biologiques peuvent être corrigés pour tenir compte des incorporations antérieures de radionucléides.

Dans les cas où l'activité est rapidement évacuée du site de la plaie (p. ex., moins de 10 % de l'activité mesurée à l'étape 2 immédiatement après l'incident ayant causé la contamination de la plaie demeure au site de la plaie 24 heures plus tard), il est possible de traiter l'incorporation comme une incorporation par injection. L'incorporation peut être déterminée à l'aide de l'équation de la section 11 :

$$I = \frac{M}{m(t)} \quad (20)$$

Le paramètre $m(t)$ est l'activité prévue dans l'essai biologique par unité d'incorporation. Ces paramètres figurent dans la publication 78 de la CIPR : *Individual monitoring for internal exposure of workers: Replacement of ICRP Publication 54* [25] ou dans la norme 27048:2011 de l'ISO : *Radioprotection – Estimation de la dose interne dans le cadre de la surveillance des travailleurs en cas d'exposition aux rayonnements* [26]. Il est alors possible de déterminer la DEE en calculant $I \times e_{inj}(50)$. On peut obtenir ce dernier paramètre, qui est le coefficient de dose pour une incorporation par injection, dans la colonne « Faible » du tableau 11 ou la calculer en utilisant un logiciel de dosimétrie interne incorporant les modèles biocinétiques de la CIPR. Enfin, il est possible d'utiliser les critères définissant les catégories de contaminants d'une plaie, décrits ci-dessus, pour déterminer quelle colonne du tableau 11 il faut utiliser. Pour de plus amples renseignements, voir le rapport n° 156 du NCRP [24]. Les données du tableau 11 proviennent de l'article de *Health Physics*, « Dose Coefficients for Intakes of Radionuclides via Contaminated Wounds » [27].

Dans les cas où l'activité est retenue au site de la plaie, comme il a été déterminé par les mesures faites sur le site de la plaie dans les premiers jours suivant la contamination de la plaie, la DEE devrait être déterminée à l'aide du modèle biocinétique de plaie figurant dans le rapport n° 156 du NCRP [24]. On pourrait réaliser une évaluation initiale en utilisant une catégorie du modèle de plaie du NCRP choisie a priori. Lorsque les résultats des essais biologiques sont disponibles, on devrait déterminer la DEE pour la catégorie de plaie qui correspond le mieux aux données d'excrétion et/ou de rétention. Si la qualité de l'ajustement n'est pas acceptable pour une catégorie de plaie, d'après les critères de la section 11, on devrait calculer la dose en envisageant un mélange de deux catégories de rétention par défaut.

Tableau 11 : Coefficients de dose efficace engagée pour l'incorporation par une plaie

Radionucléide	Faible	Modérée	Forte	Avide	Colloïde	Particule	Fragment
³ H (HTO)	$1,84 \times 10^{-11}$	$1,84 \times 10^{-11}$	$1,78 \times 10^{-11}$	$1,61 \times 10^{-11}$	$1,56 \times 10^{-11}$	$1,01 \times 10^{-11}$	$4,07 \times 10^{-13}$
³ H (OBT)	$4,16 \times 10^{-11}$	$4,16 \times 10^{-11}$	$4,01 \times 10^{-11}$	$3,64 \times 10^{-11}$	$3,52 \times 10^{-11}$	$2,28 \times 10^{-11}$	$9,19 \times 10^{-13}$
¹⁴ C	$5,77 \times 10^{-10}$	$5,77 \times 10^{-10}$	$5,75 \times 10^{-10}$	$5,68 \times 10^{-10}$	$5,77 \times 10^{-10}$	$5,71 \times 10^{-10}$	$3,19 \times 10^{-11}$
³² P	$2,20 \times 10^{-9}$	$2,00 \times 10^{-9}$	$1,32 \times 10^{-9}$	$4,61 \times 10^{-10}$	$1,14 \times 10^{-10}$	$6,13 \times 10^{-12}$	$6,53 \times 10^{-12}$
³⁵ S (inorganique)	$1,24 \times 10^{-10}$	$1,20 \times 10^{-10}$	$9,11 \times 10^{-11}$	$3,44 \times 10^{-11}$	$1,86 \times 10^{-11}$	$1,44 \times 10^{-12}$	$2,95 \times 10^{-13}$
³⁵ S (organique)	$7,76 \times 10^{-10}$	$7,51 \times 10^{-10}$	$5,70 \times 10^{-10}$	$2,15 \times 10^{-10}$	$1,16 \times 10^{-10}$	$9,01 \times 10^{-12}$	$1,85 \times 10^{-12}$

Radionucléide	Faible	Modérée	Forte	Avide	Colloïde	Particule	Fragment
⁵⁹ Fe	$8,36 \times 10^{-9}$	$7,95 \times 10^{-9}$	$5,73 \times 10^{-9}$	$1,99 \times 10^{-9}$	$8,56 \times 10^{-10}$	$5,43 \times 10^{-11}$	$1,08 \times 10^{-11}$
⁵⁷ Co	$6,36 \times 10^{-10}$	$6,28 \times 10^{-10}$	$5,16 \times 10^{-9}$	$4,01 \times 10^{-10}$	$1,84 \times 10^{-10}$	$2,45 \times 10^{-11}$	$3,00 \times 10^{-12}$
⁵⁸ Co	$1,53 \times 10^{-9}$	$1,47 \times 10^{-9}$	$1,10 \times 10^{-9}$	$4,01 \times 10^{-10}$	$2,03 \times 10^{-10}$	$1,46 \times 10^{-11}$	$3,07 \times 10^{-12}$
⁶⁰ Co	$1,94 \times 10^{-8}$	$1,94 \times 10^{-8}$	$1,81 \times 10^{-8}$	$1,49 \times 10^{-8}$	$1,38 \times 10^{-8}$	$6,11 \times 10^{-9}$	$2,47 \times 10^{-10}$
⁸⁵ Sr	$1,10 \times 10^{-9}$	$1,06 \times 10^{-9}$	$7,86 \times 10^{-10}$	$2,83 \times 10^{-10}$	$1,39 \times 10^{-10}$	$9,77 \times 10^{-12}$	$2,05 \times 10^{-12}$
⁸⁹ Sr	$3,13 \times 10^{-9}$	$2,98 \times 10^{-9}$	$2,17 \times 10^{-9}$	$7,61 \times 10^{-10}$	$3,43 \times 10^{-10}$	$2,24 \times 10^{-11}$	$4,59 \times 10^{-12}$
⁹⁰ Sr	$8,80 \times 10^{-8}$	$8,81 \times 10^{-8}$	$8,66 \times 10^{-8}$	$8,26 \times 10^{-8}$	$8,22 \times 10^{-8}$	$6,57 \times 10^{-8}$	$2,87 \times 10^{-9}$
^{99m} Tc	$1,50 \times 10^{-11}$	$1,17 \times 10^{-11}$	$3,21 \times 10^{-12}$	$3,41 \times 10^{-12}$	$1,50 \times 10^{-14}$	$1,34 \times 10^{-15}$	$6,91 \times 10^{-19}$
¹⁰⁶ Ru	$3,02 \times 10^{-8}$	$2,99 \times 10^{-8}$	$2,51 \times 10^{-8}$	$1,39 \times 10^{-8}$	$1,04 \times 10^{-8}$	$1,67 \times 10^{-9}$	$1,65 \times 10^{-10}$
¹²⁵ I	$1,54 \times 10^{-8}$	$1,48 \times 10^{-8}$	$1,09 \times 10^{-8}$	$3,90 \times 10^{-9}$	$1,87 \times 10^{-9}$	$1,28 \times 10^{-10}$	$2,68 \times 10^{-11}$
¹²⁹ I	$1,07 \times 10^{-7}$	$1,07 \times 10^{-7}$	$1,06 \times 10^{-7}$	$1,05 \times 10^{-7}$	$1,07 \times 10^{-7}$	$1,06 \times 10^{-7}$	$5,87 \times 10^{-9}$
¹³¹ I	$2,13 \times 10^{-8}$	$1,88 \times 10^{-8}$	$1,19 \times 10^{-8}$	$4,35 \times 10^{-9}$	$7,36 \times 10^{-10}$	$3,85 \times 10^{-11}$	$2,45 \times 10^{-12}$
¹³⁴ Cs	$1,94 \times 10^{-8}$	$1,94 \times 10^{-8}$	$1,71 \times 10^{-8}$	$1,16 \times 10^{-8}$	$9,70 \times 10^{-9}$	$2,45 \times 10^{-9}$	$1,48 \times 10^{-10}$
¹³⁷ Cs	$1,36 \times 10^{-8}$	$1,36 \times 10^{-8}$	$1,34 \times 10^{-8}$	$1,28 \times 10^{-8}$	$1,27 \times 10^{-8}$	$1,03 \times 10^{-8}$	$4,77 \times 10^{-10}$
¹⁹² Ir	$6,67 \times 10^{-9}$	$6,43 \times 10^{-9}$	$4,82 \times 10^{-9}$	$1,77 \times 10^{-9}$	$9,09 \times 10^{-10}$	$6,65 \times 10^{-11}$	$1,39 \times 10^{-11}$
²⁰¹ Tl	$8,34 \times 10^{-11}$	$6,91 \times 10^{-11}$	$4,11 \times 10^{-11}$	$1,70 \times 10^{-12}$	$1,29 \times 10^{-12}$	$6,83 \times 10^{-14}$	$1,50 \times 10^{-15}$
²¹⁰ Po	$2,36 \times 10^{-6}$	$2,31 \times 10^{-6}$	$1,81 \times 10^{-6}$	$7,52 \times 10^{-7}$	$4,60 \times 10^{-7}$	$4,31 \times 10^{-8}$	$7,72 \times 10^{-9}$
²²⁶ Ra	$1,36 \times 10^{-6}$	$1,36 \times 10^{-6}$	$1,44 \times 10^{-6}$	$1,62 \times 10^{-6}$	$1,77 \times 10^{-6}$	$2,64 \times 10^{-6}$	$1,65 \times 10^{-7}$
²²⁸ Ra	$3,37 \times 10^{-6}$	$3,96 \times 10^{-6}$	$1,41 \times 10^{-5}$	$3,81 \times 10^{-5}$	$4,56 \times 10^{-5}$	$4,04 \times 10^{-5}$	$1,13 \times 10^{-6}$
²²⁸ Th	$1,18 \times 10^{-4}$	$1,17 \times 10^{-4}$	$1,03 \times 10^{-4}$	$6,86 \times 10^{-5}$	$5,68 \times 10^{-5}$	$1,37 \times 10^{-5}$	$8,64 \times 10^{-7}$
²³⁰ Th	$4,19 \times 10^{-4}$	$4,19 \times 10^{-4}$	$4,13 \times 10^{-4}$	$3,99 \times 10^{-4}$	$3,99 \times 10^{-4}$	$3,35 \times 10^{-4}$	$1,44 \times 10^{-5}$
²³² Th	$4,52 \times 10^{-4}$	$4,52 \times 10^{-4}$	$4,48 \times 10^{-4}$	$4,40 \times 10^{-4}$	$4,47 \times 10^{-4}$	$4,17 \times 10^{-4}$	$1,92 \times 10^{-5}$
²³⁴ U	$2,27 \times 10^{-6}$	$2,27 \times 10^{-6}$	$2,25 \times 10^{-6}$	$2,18 \times 10^{-6}$	$2,19 \times 10^{-6}$	$1,92 \times 10^{-6}$	$8,75 \times 10^{-8}$
²³⁵ U	$2,11 \times 10^{-6}$	$2,11 \times 10^{-6}$	$2,09 \times 10^{-6}$	$2,03 \times 10^{-6}$	$2,04 \times 10^{-6}$	$1,78 \times 10^{-6}$	$8,13 \times 10^{-8}$
²³⁸ U	$2,03 \times 10^{-6}$	$2,03 \times 10^{-6}$	$2,01 \times 10^{-6}$	$1,96 \times 10^{-6}$	$1,97 \times 10^{-6}$	$1,73 \times 10^{-6}$	$7,89 \times 10^{-8}$
²³⁷ Np	$2,05 \times 10^{-4}$	$2,05 \times 10^{-4}$	$2,03 \times 10^{-4}$	$1,98 \times 10^{-4}$	$1,99 \times 10^{-4}$	$1,76 \times 10^{-4}$	$7,91 \times 10^{-6}$
²³⁸ Pu	$4,44 \times 10^{-4}$	$4,43 \times 10^{-4}$	$4,36 \times 10^{-4}$	$4,18 \times 10^{-4}$	$4,17 \times 10^{-4}$	$3,36 \times 10^{-4}$	$1,41 \times 10^{-5}$
²³⁹ Pu	$4,89 \times 10^{-4}$	$4,89 \times 10^{-4}$	$4,83 \times 10^{-4}$	$4,66 \times 10^{-4}$	$4,67 \times 10^{-4}$	$3,90 \times 10^{-4}$	$1,67 \times 10^{-5}$
²⁴⁰ Pu	$4,89 \times 10^{-4}$	$4,89 \times 10^{-4}$	$4,83 \times 10^{-4}$	$4,66 \times 10^{-4}$	$4,67 \times 10^{-4}$	$3,90 \times 10^{-4}$	$1,67 \times 10^{-5}$
²⁴¹ Pu	$9,40 \times 10^{-6}$	$9,40 \times 10^{-6}$	$9,42 \times 10^{-6}$	$9,46 \times 10^{-6}$	$9,68 \times 10^{-6}$	$9,23 \times 10^{-6}$	$4,10 \times 10^{-7}$
²⁴¹ Am	$3,97 \times 10^{-4}$	$3,96 \times 10^{-4}$	$3,91 \times 10^{-4}$	$3,79 \times 10^{-4}$	$3,80 \times 10^{-4}$	$2,23 \times 10^{-4}$	$1,41 \times 10^{-5}$
²⁴² Cm	$1,35 \times 10^{-5}$	$1,33 \times 10^{-5}$	$1,09 \times 10^{-5}$	$5,66 \times 10^{-6}$	$4,22 \times 10^{-6}$	$1,66 \times 10^{-6}$	$1,02 \times 10^{-7}$
²⁴⁴ Cm	$2,34 \times 10^{-4}$	$2,34 \times 10^{-4}$	$2,27 \times 10^{-4}$	$2,11 \times 10^{-4}$	$2,06 \times 10^{-4}$	$1,44 \times 10^{-4}$	$5,72 \times 10^{-6}$
²⁵² Cf	$1,52 \times 10^{-4}$	$1,51 \times 10^{-4}$	$1,36 \times 10^{-4}$	$9,79 \times 10^{-5}$	$8,43 \times 10^{-5}$	$2,49 \times 10^{-5}$	$1,30 \times 10^{-6}$

Partie C – Modifications des renseignements sur les doses déposés dans le Fichier dosimétrique national

15. Procédure générale

La CCSN utilise les dossiers de doses pour s'assurer que le titulaire de permis respecte les limites de dose réglementaires dans le cadre de ses activités autorisées. Les renseignements sur les doses déposés auprès du FDN peuvent être modifiés pour diverses raisons (p. ex., à la suite d'une enquête concluant à l'existence d'un dossier de dose incorrect). Les étapes suivantes décrivent la procédure générale à suivre pour qu'un titulaire de permis demande la modification d'un dossier de dose déposé dans le FDN :

Le titulaire de permis présente à la CCSN le rapport d'enquête et le formulaire de demande de modification des renseignements sur les doses, qui comprend les renseignements détaillés des modifications requises.

La CCSN évalue la demande et l'approuve ou la rejette en fonction des renseignements fournis dans le rapport d'enquête.

Si la CCSN approuve la modification demandée, le formulaire de demande de modification des renseignements sur les doses est envoyé au fournisseur de services de dosimétrie. Une copie du formulaire est également envoyée au travailleur, au responsable du titulaire de permis et au FDN. Il incombe au fournisseur de services de dosimétrie d'aviser le FDN de la modification.

Si la CCSN rejette la demande, le titulaire de permis est informé du refus.

16. Procédure de demande de modification de renseignements sur les doses individuelles

1. Le titulaire de permis mène une enquête sur l'événement qui a donné lieu à une demande de modification de renseignements sur les doses et résume les renseignements dans un rapport d'enquête, qui devrait contenir les renseignements suivants :
 - a. les motifs de la demande de modification des renseignements sur les doses
 - b. une description des circonstances et de la période visée
 - c. la justification du remplacement des doses déclarées par les valeurs proposées
 - d. les calculs à l'appui de la demande, le cas échéant
 - e. une copie de la section pertinente du rapport de doses du service de dosimétrie
 - f. d'autres renseignements pertinents, tels que déterminés par la CCSN
2. Le titulaire de permis fournit les renseignements suivants dans la section A du formulaire de demande de modification des renseignements sur les doses :
 - a. le nom et le numéro de groupe ou de compte du service de dosimétrie qui est assigné au titulaire de permis par le service de dosimétrie
 - b. le nom de l'entreprise figurant sur le rapport de doses du service de dosimétrie
 - c. le nom du titulaire de permis qui figure sur le permis de la CCSN
 - d. le numéro de permis qui figure sur le permis de la CCSN
 - e. le nom du travailleur et son numéro d'assurance sociale
 - f. la désignation du travailleur : TSN ou non-TSN?
 - g. le numéro de série du dosimètre qui figure sur le rapport de doses original, le cas échéant
 - h. la période de port ou la période de contrôle indiquée dans le rapport de doses original, le cas échéant
 - i. la modification demandée concernant les renseignements sur les doses

- j. le rapport d'enquête décrit à l'étape 1
3. Le travailleur dont les renseignements sur les doses seront touchés signe et date la « section B – Déclaration du travailleur » du formulaire de demande de modification des renseignements sur les doses. Si le travailleur ne peut être localisé, le titulaire de permis devrait démontrer qu'il a vraiment tenté de communiquer avec lui. Dans certains cas, le personnel de la CCSN peut approuver la demande de modification des renseignements sur les doses sans la signature du travailleur. Ces situations sont évaluées au cas par cas.
 4. Le titulaire de permis soumet le formulaire de demande de modification des renseignements sur les doses rempli et toute pièce jointe à l'attention du point de contact unique de la CCSN pour ce permis.
 5. Le personnel de la CCSN remplit, date et signe la « section A – Déclaration du titulaire de permis » du formulaire de demande de modification des renseignements sur les doses.
 6. Le titulaire de permis informe le travailleur concerné de toute modification apportée aux renseignements sur les doses.

Si le titulaire de permis présente une demande visant à ajouter une dose cutanée, comme il est déterminé à la section 6.3.4, au dossier de doses du travailleur dans le FDN, la demande devrait être sous forme d'une demande de modification des renseignements sur les doses. Les renseignements suivants devraient également être inclus sur cette demande :

- la marque, le modèle et le certificat d'étalonnage du contaminamètre
- une description détaillée de la façon dont l'efficacité du détecteur a été déterminée
- un calcul détaillé de la dose, y compris les temps et les résultats des mesures

17. Procédure de demande de modification des renseignements sur les doses d'un groupe

Dans certaines situations, des demandes de modification des renseignements sur les doses sont nécessaires pour un grand nombre de personnes, et il n'est alors pas pratique de présenter des demandes de modification des renseignements sur les doses pour chaque personne. Dans de telles situations, le titulaire du permis peut fournir les renseignements requis dans un autre format, comme un tableau, afin de tenir compte du grand nombre de travailleurs auxquels s'applique une telle demande de modification.

Le titulaire de permis devrait démontrer qu'il a vraiment tenté d'informer chaque travailleur de la modification demandée, et que chaque travailleur accepte les modifications proposées à son dossier de doses.

Le titulaire de permis est également tenu de fournir un rapport d'enquête, comme il est décrit à la section 16.

18. Coordonnées de la personne-ressource

Le rapport d'enquête et le formulaire de demande de modification des renseignements sur les doses devraient être présentés à :

Commission canadienne de sûreté nucléaire
B.P. 1046, succursale B
280, rue Slater
Ottawa (Ontario)
K1P 5S9
Téléphone : 1-888-229-2672
Télécopieur : 613- 995-5086

Annexe A : Orientation concernant le choix de la dosimétrie pour le cristallin

Les tableaux A.1 et A.2 présentent de l'orientation sur le choix de la dosimétrie appropriée pour contrôler la dose au cristallin.

Tableau A.1 : Dosimétrie recommandée pour le contrôle du rayonnement photonique d'après l'énergie, l'angle d'incidence et l'uniformité du champ de rayonnement

Énergie moyenne ≥ 40 keV	Énergie moyenne < 40 keV	Angle du rayonnement incident	Le corps est-il uniformément exposé?	Grandeur opérationnelle à utiliser	Type de dosimétrie recommandée et emplacement
-	Oui	Sans objet	Oui	$H_p(0,07)$	-Dosimètre du corps entier -Porté sur le tronc
-	Oui	Sans objet	Non, les yeux sont particulièrement exposés	$H_p(0,07)$	-Dosimètre d'extrémités -Porté près des yeux
Oui	-	Le rayonnement provient de l'avant ou la personne se déplace dans le champ	Oui	$H_p(0,07)$ ou $H_p(10)$	-Dosimètre du corps entier -Porté sur le tronc
Oui	-	Le rayonnement provient de l'avant ou la personne se déplace dans le champ	Non, les yeux sont particulièrement exposés	$H_p(0,07)$ ou $H_p(10)$	-Dosimètre d'extrémités -Porté près des yeux
Oui	-	Le rayonnement ne provient pas de l'avant, et la personne ne se déplace pas dans le champ	Oui	$H_p(0,07)$	-Dosimètre du corps entier -Porté sur le tronc
Oui	-	Le rayonnement ne provient pas de l'avant, et la personne ne se déplace pas dans le champ	Non, les yeux sont particulièrement exposés	$H_p(0,07)$	-Dosimètre d'extrémités -Porté près des yeux

Tableau A.2 : Dosimétrie recommandée pour le rayonnement bêta/électronique d'après l'énergie, l'angle d'incidence et l'uniformité du champ de rayonnement

Des lunettes de protection sont-elles portées?	Les lunettes de protection absorbent-elles le rayonnement bêta?	Grandeur opérationnelle à utiliser	Type de dosimétrie recommandée et emplacement
Non	s.o.	$H_p(3)$	-Dosimètre du cristallin -Porté près des yeux
Oui	Non	$H_p(3)$	-Dosimètre du cristallin -Porté près des yeux
Oui	Oui	Non requise (aucune dose à l'œil)	Non requise (aucune dose à l'œil)

Annexe B : Évaluation de l'activité manipulée pour le choix des participants à un programme de contrôle régulier de l'incorporation

B.1 : Fondement technique

Diverses références présentent de l'orientation sur le choix des participants à un programme d'essais biologiques réguliers basé sur l'activité manipulée ou l'activité en cours de traitement. Les valeurs du tableau 6 sont tirées principalement de l'approche présentée dans le document ANSI/HPS N13.39–2001 de la Health Physics Society : *American National Standard for Design of Internal Dosimetry Programs* [28]. Cependant, on pourrait obtenir des valeurs similaires dans d'autres références.

Fraction d'incorporation potentielle

La fraction d'incorporation potentielle (FIP) est définie comme suit :

$$FIP = 10^{-6} \times R \times C \times D \times O \times S \quad (21)$$

où :

- 10^{-6} = facteur de Brodsky
- R = facteur de rejet
- C = facteur de confinement
- D = facteur de dispersabilité
- O = facteur d'occupation
- S = facteur de forme spéciale

Tableau B.1 : Valeurs recommandées pour le calcul de la fraction d'incorporation potentielle

Valeurs recommandées		
Facteur de rejet (R)	Gaz, liquides fortement volatils	1,0
	Poudres non volatiles, liquides légèrement volatils	0,1
	Liquides, contamination générale couvrant une grande surface	0,01
	Solides, contamination ponctuelle, matières piégées dans de grosses particules, p. ex., des résines	0,001
	Matières encapsulées	0
Facteur de confinement (C)	Boîte à gants ou cellule chaude	0,01
	Hotte améliorée (enceinte fermée avec ouvertures pour les bras)	0,1
	Hotte	1,0
	Matières contaminées dans des sacs ou des emballages, matières ensachées contenues dans des boîtes de bois ou de carton, serres	10
	Table de travail, contamination de surface dans une pièce avec ventilation normale	100

Valeurs recommandées		
Facteur de dispersabilité (D)	Mesures qui accroissent l'énergie des matières (chauffage, coupe, meulage, usinage, soudage, pressurisation, réactions exothermiques)	10
	Autres mesures (qui ne favorisent pas la dispersabilité)	1
Facteur d'occupation (O)*	Utilisation annuelle ou ponctuelle	1
	Utilisation mensuelle ou plusieurs fois par an	10
	Utilisation hebdomadaire, une dizaine de fois durant l'année ou des dizaines de jours dans le cadre d'un projet ponctuel	50
	Utilisation essentiellement quotidienne	250
Facteur de forme spéciale (S)	Précurseurs de l'ADN (sauf ^{32}P , ^{35}S ou ^{131}I)	10
	Autre matière	1

* Il convient de noter que le facteur d'occupation est destiné à refléter le nombre de fois qu'un radionucléide est manipulé au cours d'une année. Il ne s'agit pas d'une fraction du temps total pendant lequel un travailleur peut être exposé à un radionucléide et il s'agit donc d'une quantité sans unité. Si la valeur $O = 1$, la FIP représenterait alors la fraction d'activité manipulée qui pourrait être inhalée en raison d'une seule utilisation. Dans les situations où les manipulations sont plus fréquentes qu'une fois par année, $O > 1$, et la FIP représente la fraction de l'activité manipulée dans une année qui pourrait être inhalée.

Valeurs du tableau 6

Le tableau 6 est reproduit ci-dessous.

Tableau 6 : Activité manipulée quotidiennement pendant une période d'un an, et au-delà de laquelle un essai biologique régulier est recommandé

Confinement	Volatilité		
	Gaz et liquides volatils	Poudres	Liquides non volatils et solides
Aucun	$\geq 2 \times \text{LAI}$	$\geq 20 \times \text{LAI}$	$\geq 200 \times \text{LAI}$
Hotte	$\geq 200 \times \text{LAI}$	$\geq 2\,000 \times \text{LAI}$	$\geq 20\,000 \times \text{LAI}$
Boîte à gants	$\geq 20\,000 \times \text{LAI}$	$\geq 200\,000 \times \text{LAI}$	$\geq 2\,000\,000 \times \text{LAI}$
Flacons scellés et seringues	$\geq 50 \times \text{LAI}$	Sans objet	$\geq 10\,000 \times \text{LAI}$

Les valeurs du tableau 6 ont été calculées à partir des paramètres suivants :

Gaz et liquides volatils	R = 1 (gaz, liquides fortement volatils) D = 1 (aucune énergie ajoutée au système) O = 250 (utilisation essentiellement quotidienne) S = 1
Poudres	R = 0,1 D = 1 (aucune énergie ajoutée au système) O = 250 (utilisation essentiellement quotidienne) S = 1
Liquides non volatils et solides	R = 0,01 (liquides, contamination sur une grande surface) D = 1 (aucune énergie ajoutée au système) O = 250 (utilisation essentiellement quotidienne) S = 1

B.2 : Exemple : Détermination de la participation à un programme d'essais biologiques

Le travail en radiopharmacie consiste à manipuler du ^{123}I et du ^{131}I . Le travail avec ces radionucléides pourrait être effectué par la même personne; par conséquent, les deux radionucléides sont pris en compte pour déterminer si les travailleurs devraient participer à un programme de contrôle régulier de l'incorporation et, le cas échéant, pour quels radionucléides.

1) ^{123}I : Dans cette installation, on utilise deux fois par semaine 1,1 GBq de ^{123}I pour produire de la méta-iodobenzylguanidine (mIBG) pour les doses aux patients. Le procédé se déroule dans une cellule chaude et le chauffage est appliqué dans le cadre de ce procédé. Le ^{123}I est initialement sous forme de NaI. Les paramètres suivants ont été sélectionnés pour le Na ^{123}I :

R = 1 (gaz, liquides fortement volatils)

C = 0,01 (cellule chaude)

D = 10 (mesures qui ajoutent de l'énergie à la matière, p. ex., chauffage)

O = 100 (hebdomadaire \times 2)

On sait qu'une impureté sous forme de ^{121}Te est présente dans la solution mère (jusqu'à 3 % de l'activité totale, c.-à-d. 33 MBq). Les valeurs des paramètres ci-dessus s'appliquent également à l'impureté ^{121}Te .

La quantité de 1,1 GBq de Na ^{123}I est requise pour produire 850 MBq de ^{123}I -mIBG. Les paramètres pour manipuler ce type de composé sont les suivants :

R = 0,1 (liquides légèrement volatils, pour tenir compte d'une impureté non liée)

C = 1 (hotte)

D = 1 (autres mesures (qui n'augmentent pas la dispersabilité))

O = 100 (hebdomadaire \times 2)

Pour l'activité restante dans la hotte, soit 250 MBq sous forme de Na ^{123}I , on utilise les paramètres suivants :

R = 1 (gaz, liquides fortement volatils)

C = 1 (hotte)

D = 1 (autres mesures (qui n'augmentent pas la dispersabilité))

O = 100 (hebdomadaire \times 2)

Des contrôles de qualité hebdomadaires sont réalisés sur le produit. Ces contrôles consistent à manipuler environ 0,1 MBq de ^{123}I sous forme de mIBG sous une hotte. Les paramètres suivants ont été sélectionnés pour ce procédé :

R = 0,1 (poudres non volatiles, liquides légèrement volatils)

$C = 1$ (hotte)

$D = 1$ (autres mesures (qui n'augmentent pas la dispersabilité))

$O = 50$ (hebdomadaire)

Dans les situations où le facteur de rejet pour un composé non volatil est inconnu, on devrait choisir par défaut la valeur $R = 0,1$. Par ailleurs, on pourrait aussi utiliser une valeur R propre à la matière lorsqu'elle est disponible.

2) Une quantité de 111 GBq de ^{131}I sous forme de NaI est manipulée une fois par semaine pour l'administration des doses aux patients. La manipulation est réalisée sous une hotte. Les paramètres suivants ont été sélectionnés :

$R = 1$ (gaz, liquides fortement volatils)

$C = 1$ (hotte)

$D = 1$ (autres mesures (qui n'augmentent pas la dispersabilité))

$O = 50$ (hebdomadaire)

Les paramètres suivants sont définis à la section 9.1.1 :

$$B_T = \sum r_j \quad (22)$$

$$r_j = \frac{Q_j \times FIP_j}{0,05 LAI_j} \quad (23)$$

Dans les expressions ci-dessus, Q_j est l'activité du radionucléide j manipulée quotidiennement (avec des facteurs de confinement et de rejet spécifiés), FIP_j est la fraction d'incorporation potentielle pour les facteurs de confinement et de rejet spécifiés, et LAI_j est la limite annuelle d'incorporation pour le radionucléide j .

La fraction d'incorporation potentielle est définie comme suit : $FIP = 10^{-6} \times R \times C \times D \times O \times S$, où

- R = le facteur de rejet, une mesure de la volatilité des composés. R pourrait prendre des valeurs allant de 0 pour les matières encapsulées à 1 pour les gaz et les liquides fortement volatils.
- C = le facteur de confinement. Les valeurs de C vont de 0,01 pour les boîtes à gants et les cellules chaudes à 100, valeur qui représente le travail sur un plan de travail ouvert.
- D = le facteur de dispersabilité. Pour les mesures qui ajoutent de l'énergie à la matière (chauffage, coupe, meulage, usinage, soudage, pressurisation, réactions exothermiques), la valeur de D est de 10. Pour toutes les autres mesures qui n'accroissent pas la dispersabilité, D a la valeur 1.
- O = le facteur d'occupation, qui reflète la fréquence avec laquelle l'activité « Q » est manipulée en un an. Le produit $Q \times O$ est l'activité manipulée par an (Bq/an).

S = le facteur de forme spéciale, qui tient compte du risque associé à l'incorporation de certains précurseurs de l'ADN. S a une valeur de 10 pour les radionucléides liés aux précurseurs de l'ADN, sauf pour ^{32}P , ^{35}S et ^{131}I . Pour ces radionucléides et pour tous les composés autres que les précurseurs de l'ADN, S a une valeur de 1.

D'après la section 9.1.1, le contrôle régulier de l'incorporation individuelle devrait être réalisé pour les travailleurs pour lesquels la valeur $B_T \geq 1$. De plus, lorsque $B_T \geq 1$, on devrait effectuer un contrôle régulier de l'incorporation individuelle pour les radionucléides dont la valeur $r_j \geq 0,3$.

Les valeurs r_j pour le ^{123}I et le ^{131}I dans cet exemple sont présentées dans le tableau B.2. Les processus utilisant le ^{123}I consistent en deux activités seulement. Par conséquent, une valeur propre au ^{123}I pour r_j est calculée comme suit. Les paramètres Q_a et Q_b représentent l'activité du ^{123}I manipulé par journée d'utilisation pour chacun des processus faisant appel au ^{123}I .

$$r_{112} = \frac{Q_a FIP_a + Q_b FIP_b}{0,05 LAI} \quad (24)$$

Pour tous les processus qui concernent la manipulation de l'iode radioactif dans ce cas, $B_T = 111$. Comme $B_T > 1$, on devrait réaliser un contrôle de l'incorporation individuelle dans cette installation. Comme $r_j = 111$ pour le ^{131}I , l'installation réalise un contrôle thyroïdien régulier pour le ^{131}I . Pour le ^{123}I , la valeur de $r_j \approx 0,01$. Par conséquent, le contrôle régulier de l'incorporation du ^{123}I n'est pas réalisé à cette installation.

Tableau B.2 : Exemple : Détermination de la participation à un programme d'essais biologiques

Protocole	Production de mIBG				Administration de NaI	
Radionucléide	¹²³ I				¹²¹ Te	¹³¹ I
Forme	mIBG	NaI	mIBG	NaI	NaI	NaI
Description de l'utilisation	Contrôle de qualité hebdomadaires	Restant manipulé sous la hotte	mIBG manipulé sous la hotte	Solution mère de NaI dans une cellule chaude	Impureté dans la solution mère (3% de l'activité initiale totale)	Solution mère utilisée pour l'administration
Activité par utilisation (Q_i) MBq	0.1	250	850	1,100	33	111,000
R	0.1	1	0.1	1	1	1
C	1	1	1	0.01	0.01	1
D	1	1	1	10	10	1
O	50	100	100	100	100	50
FIP _i	5×10^{-6}	1×10^{-4}	1×10^{-5}	1×10^{-5}	1×10^{-5}	5×10^{-5}
e(50) Sv/Bq	2.1×10^{-10}	2.1×10^{-10}	2.1×10^{-10}	2.1×10^{-10}	3.9×10^{-10}	2.0×10^{-8}
LAI Bq	9.5×10^7	9.5×10^7	9.5×10^7	9.5×10^7	5.1×10^7	1.0×10^6
r _j	0.01				1.3×10^{-4}	111

Annexe C : Protocoles d'intervention pour les essais biologiques en cas d'incorporation anormale de radionucléides

C.1 Introduction

La présente annexe décrit deux protocoles d'essais biologiques que pourraient utiliser les titulaires de permis de la CCSN dans les situations où des personnes auraient pu incorporer une quantité anormale de matières radioactives. L'annexe fournit également des conseils sur la façon de prélever et de manipuler des échantillons pour les essais biologiques.

Les sections C.6 et C.7 décrivent deux protocoles pour la réalisation d'essais biologiques spéciaux pouvant être utilisés par les titulaires de permis de la CCSN pour déterminer la dose de rayonnement reçue par les personnes lorsqu'il y a eu incorporation anormale - réelle ou présumée - d'un radionucléide.

C.2 Méthodes d'essais biologiques

Les programmes de radioprotection que les titulaires de permis de la CCSN sont tenus de mettre en place, en vertu du RRP, comprennent habituellement des dispositions concernant les essais biologiques. Ceux-ci peuvent être « directs » ou « indirects ».

Les essais biologiques « directs » (ou *in vivo*), sont des mesures effectuées sur le corps humain en vue de déterminer la quantité de matières radioactives présentes dans le corps, en utilisant des instruments qui détectent le rayonnement émis par les matières radioactives.

Les essais biologiques « indirects » (ou *in vitro*), consistent à prélever et à analyser des échantillons de cheveux humains, de tissus, de sécrétions nasales, d'urine ou de matières fécales dans le but de déterminer la quantité de matières radioactives qui auraient pu être incorporées.

C.3 Essais biologiques « courants » et « spéciaux »

Les essais biologiques visant à contrôler les doses de rayonnement peuvent être classés en essais « courants » ou « spéciaux », comme suit :

- un essai biologique « courant » est tout essai biologique qui comprend le prélèvement et l'analyse d'échantillons ou la prise de mesures sur le corps à intervalles réguliers ou à des moments prédéterminés durant les activités normales.
- un essai biologique « spécial » est un essai biologique qui est effectué dans le cadre d'une intervention ponctuelle à la suite de circonstances particulières, comme une incorporation réelle ou présumée de matières radioactives causée par un incident anormal sur les lieux de travail. L'essai biologique « spécial » est souvent appelé essai « ponctuel ».

Par définition, les programmes de contrôle des doses qui comportent des essais biologiques réguliers sont proactifs et de nature préventive. Ils visent en général à détecter, mesurer et confirmer, rapidement et dans le cours normal des activités, toute incorporation continue de matières radioactives. Un exemple d'essai biologique régulier est le prélèvement d'un échantillon d'urine aux deux semaines (tous les 14 jours) qui sera analysé en vue de déterminer la présence d'oxyde de tritium.

Les programmes qui prévoient des essais biologiques spéciaux sont habituellement de nature réactive et ponctuelle. Un tel programme est habituellement conçu sur mesure afin de déterminer les paramètres clés qui sont nécessaires pour évaluer des doses spécifiques en réponse à un besoin précis et déterminé. Pour éviter de compromettre les résultats, les essais biologiques spéciaux sont habituellement réalisés lorsque

la personne s'est retirée des lieux afin d'éviter qu'elle soit de nouveau en contact avec des substances radioactives ou y soit exposée.

C.4 Choix et utilisation des méthodes d'essais biologiques

Dans les situations où des protocoles d'intervention faisant appel à des essais biologiques spéciaux sont mis en œuvre, le programme connexe d'essais biologiques et d'analyses dépendra habituellement de facteurs propres à chaque cas, notamment :

- le moment où l'incorporation de contaminants radioactifs s'est produite
- le mode d'incorporation des contaminants radioactifs
- l'évaluation préliminaire de l'incorporation radioactive et la dose résultante, à l'aide des résultats d'essais biologiques et des paramètres par défaut
- si le rayonnement est imputable à un seul radionucléide ou à un mélange de radionucléides
- les formes chimique et physique (p. ex., la taille des particules) du contaminant radioactif
- les types et l'importance du rayonnement émis par le contaminant
- le taux de désintégration du contaminant radioactif
- les caractéristiques métaboliques et le comportement du contaminant radioactif (p. ex., durée de rétention dans le corps, solubilité dans les poumons, taux d'excrétion)
- le moment où les résultats de l'essai biologique devraient être disponibles
- le nombre de résultats d'essais biologiques requis
- l'utilité, la sensibilité, la qualité et la pertinence de l'équipement et des installations d'essais biologiques

Les méthodes d'essais biologiques les plus souvent utilisées pour évaluer les doses de rayonnement provenant de sources internes sont le comptage *in vivo* et l'analyse d'échantillons d'excrétions recueillis, comme l'urine et les matières fécales. Ces méthodes conviennent à diverses situations. Dans certains cas, comme lorsqu'il s'agit de radionucléides sans émission de rayons gamma ou à émission de photons de faible énergie seulement, les essais biologiques sur les excrétions constituent la seule option raisonnable. À l'inverse, si une personne aurait pu être exposée de façon interne à un mélange de radionucléides qui émet des photons gamma pénétrants, un comptage *in vivo* combiné à la collecte et à l'analyse d'excrétions pourrait être approprié.

Dans certaines situations où une méthode d'essai biologique standard, ou une combinaison de ces méthodes, ne suffit pas pour détecter tous les radionucléides préoccupants, on pourrait toujours utiliser la méthode ou une combinaison de méthodes conjointement avec d'autres connaissances ou renseignements pour établir et estimer l'impact de tous les radionucléides en cause. Par exemple, lorsque des méthodes standards indiquent la présence de certains radionucléides, il pourrait être raisonnable de conclure que certains autres radionucléides, c'est-à-dire ceux dont on sait qu'ils sont normalement associés aux radionucléides détectés par ces méthodes, sont également présents. L'association courante, dans le combustible d'uranium usé, d'émetteurs gamma dans les produit de fission (détectables par comptage *in vivo* ou par spectroscopie gamma sur des échantillons de matières fécales au moyen de détecteurs au germanium) avec certains radionucléides transuraniens est un exemple d'une telle situation. Par conséquent, lorsqu'une méthode d'essai biologique standard détecte un radionucléide de substitution, cela pourrait indiquer, à la lumière de l'association connue ou typique du radionucléide de substitution avec d'autres radionucléides, la présence également de radionucléides associés qui ne peuvent être détectés que par des techniques supplémentaires de comptage *in vivo* ou des analyses spéciales (p. ex., analyse des traces de fission pour le ^{239}Pu dans l'urine).

De plus, avec des ajustements appropriés, les données métaboliques – comme la durée de rétention dans un organe ou dans le corps entier, et les taux d'excrétion de l'urine et des matières fécales – peuvent souvent être utilisées avec les résultats des essais biologiques pour déterminer une exposition au rayonnement et les doses imputables à l'incorporation de matières radioactives.

C.5 Protocoles d'intervention

Les protocoles d'intervention décrits dans la présente section sont conçus pour les situations inhabituelles, comme lorsqu'il est nécessaire de vérifier la DEE chez une personne à la suite d'une incorporation réelle ou présumée de substances radioactives due à un incident en milieu de travail. Ces scénarios comprennent :

- la brèche ou la défaillance d'une source scellée
- la manipulation de sources non scellées
- la contamination en suspension dans l'air par suite d'incendies ou d'explosions
- la défaillance de l'équipement de protection individuelle (p. ex., l'équipement respiratoire) lors de l'entretien ou de la réparation d'équipements ou de systèmes contaminés

Lorsqu'un incident survient dans une installation autorisée par un permis de la CCSN ou durant une activité réglementée par la CCSN et qu'il entraîne une exposition interne possible ou réelle au rayonnement, il peut alors être nécessaire d'effectuer un essai biologique spécial conformément aux règlements, à un permis de la CCSN ou au programme de radioprotection du titulaire de permis.

Par exemple, lorsqu'un titulaire de permis apprend qu'une dose de rayonnement reçue par une personne, un organe ou un tissu, pourrait avoir dépassé une limite de dose applicable qui est prévue aux articles 13, 14 ou 15 du RRP, il doit faire enquête pour établir l'ampleur de la dose et les causes de l'exposition (alinéa 16c) du RRP). Les activités entreprises dans le cadre de l'enquête requise ayant pour but de déterminer l'importance de la dose peuvent comprendre la réalisation d'un essai biologique spécial.

Pour que les résultats des essais biologiques spéciaux soient crédibles, il faudrait porter une attention particulière au choix et à l'applicabilité des méthodes d'essai, au moment et au nombre des comptages *in vivo*, ou au moment du prélèvement des échantillons d'excrétions par rapport au moment où l'incorporation a eu lieu. Par conséquent, les personnes responsables de la conception et de la mise en œuvre des protocoles d'intervention devraient exercer un jugement compétent concernant des questions clés. Par exemple, elles devraient décider s'il y a lieu de prélever et de conserver des échantillons pour les analyses de confirmation, elles devraient choisir les moments appropriés pour tronquer l'échantillonnage et elles devraient peser le pour et le contre des avantages et inconvénients connexes.

Au moment de choisir les meilleures méthodes d'essais biologiques et de déterminer la nature des exigences complémentaires requises pour un contrôle biologique additionnel, les personnes responsables devraient tenir compte des facteurs mentionnés à la section 4 ci-dessus.

Les titulaires de permis peuvent utiliser les protocoles d'intervention décrits à la section 6 de la présente annexe pour déterminer la DEE résultant de l'incorporation de radionucléides. Cependant, les utilisateurs doivent faire preuve de jugement. Ils doivent adapter le protocole recommandé pour répondre à leurs besoins spécifiques et aux circonstances particulières. Ces besoins et circonstances dépendent de facteurs propres à chaque situation, incluant les risques de rayonnement sur le lieu de travail et les circonstances associées à l'exposition interne.

Il est recommandé d'utiliser des données propres aux matières (p. ex., solubilité, taille des particules) plutôt que les valeurs par défaut de la CIPR pour ces évaluations, car les taux observés sont généralement

plus réalistes que les valeurs par défaut et sont donc plus susceptibles d'entraîner une évaluation plus réaliste des doses de rayonnement associées. On ne peut pas déterminer le taux de rétention ou d'excrétion d'une personne à partir de seulement deux ou trois mesures ou échantillons aléatoires. Conséquemment, le protocole recommandé est conçu de manière à obtenir suffisamment de données d'essais biologiques systématiques et propres à une situation donnée pour produire des évaluations de dose défendables sur le plan scientifique.

Les situations suivantes déclencheraient les protocoles d'intervention décrits aux sections C.6 et C.7 :

- lorsqu'un programme d'essais biologiques réguliers donne un résultat anormal, indiquant qu'une personne pourrait avoir été exposée à des niveaux anormaux de rayonnement
- lorsqu'un incident anormal réel ou présumé s'est produit (p. ex., un événement déclencheur comme un incendie, une explosion ou la défaillance d'un système de ventilation) qui a un potentiel reconnu de donner lieu à une incorporation importante de radionucléides par une personne touchée

Les figures C.1 et C.2 illustrent les profils d'excrétion-échantillonnage qui conviendraient dans des situations particulières.

Figure C.1 : Calendrier type d'échantillonnage des matières fécales pouvant contenir des composés de type S

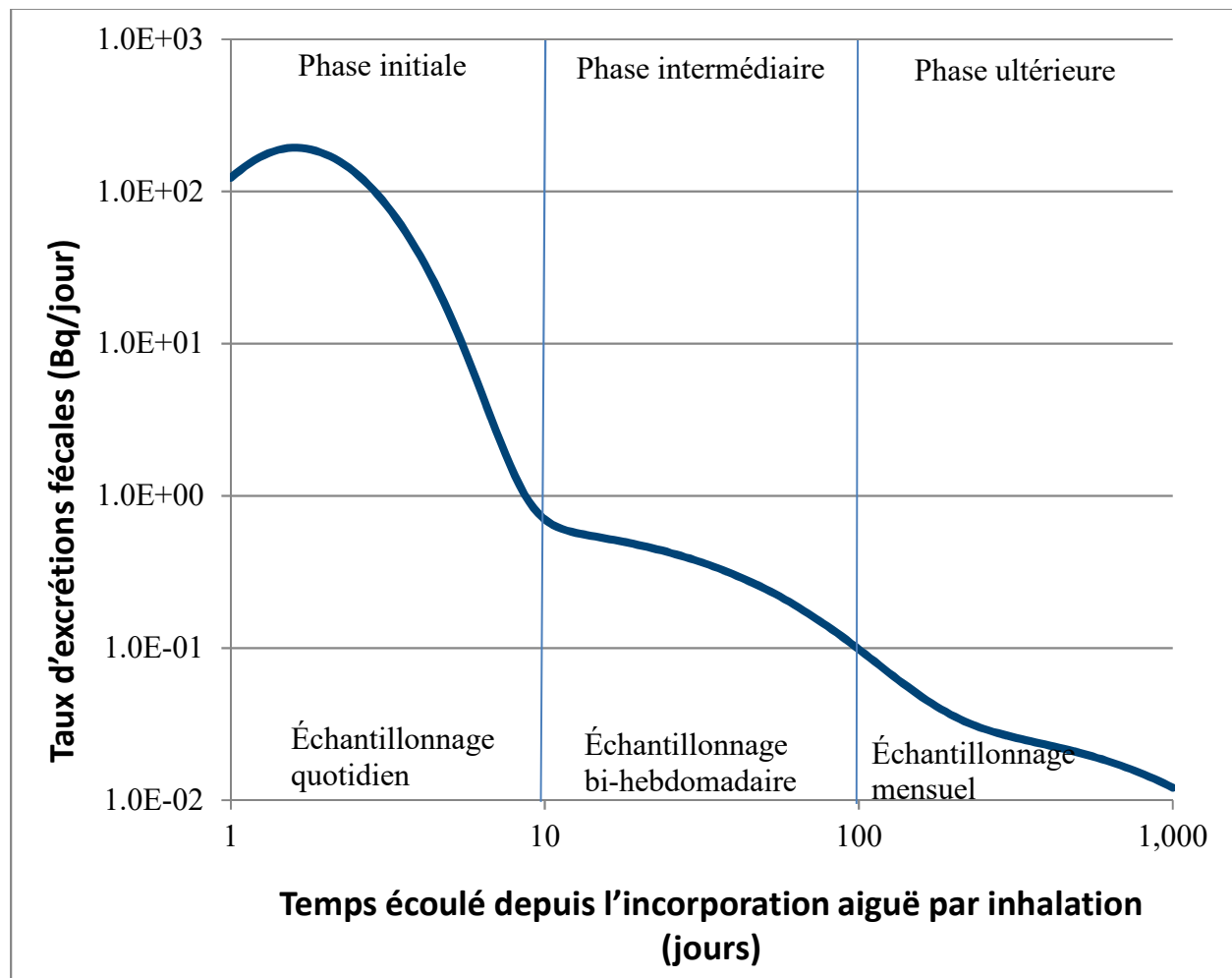
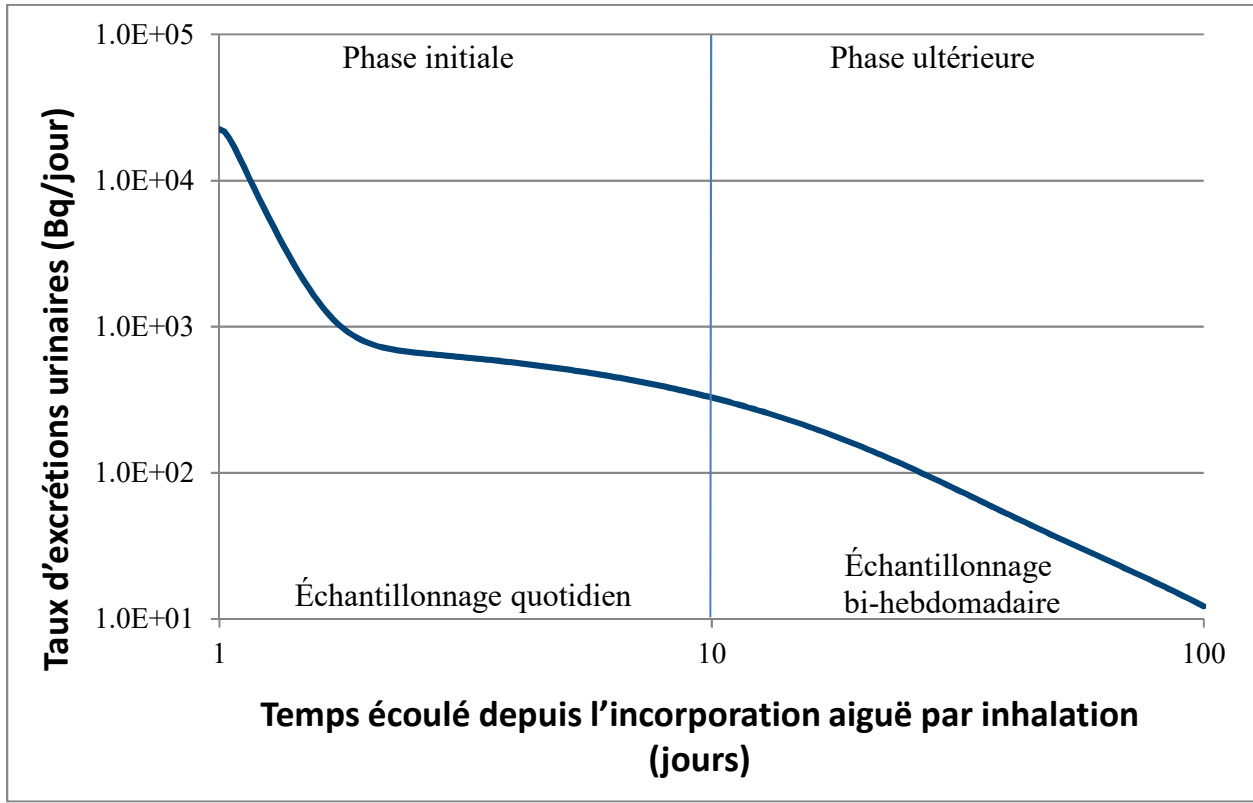


Figure C.2 : Périodes types d'échantillonnage de l'urine pouvant contenir un composé de type F

C.6 Protocole d'intervention déclenché par des essais biologiques réguliers

Pour la première phase de ce protocole d'intervention recommandé, procéder comme suit :

1. retirer le travailleur exposé du lieu de travail pour s'assurer qu'il ne subit aucune incorporation ultérieure
2. confirmer le résultat de l'essai biologique le plus tôt possible, par le laboratoire qui a effectué l'analyse
3. effectuer les évaluations préliminaires de l'incorporation et de la dose à l'aide des résultats des essais biologiques initiaux, en tenant compte de certains facteurs, comme ceux de la section 4
4. si les résultats de précipitation sont anormalement élevés (p. ex., beaucoup plus élevé qu'un « seuil d'intervention » pertinent, tel que défini au paragraphe 6(1) du RRP), on envisagera alors de le faire confirmer par un laboratoire indépendant du laboratoire qui a obtenu les résultats de précipitation
5. lorsque des essais biologiques réguliers d'un échantillon donnent des résultats élevés, conserver l'échantillon jusqu'à ce que toutes les enquêtes relatives à l'incident soient terminées.

Habituellement, la conservation des échantillons dans le but de répéter les analyses ou d'effectuer des analyses additionnelles s'avère pratique lorsqu'une petite portion de l'échantillon total est requise pour chaque analyse. Par exemple, chaque analyse de l'urine visant à détecter la présence de tritium sous forme d'eau tritiée dans l'urine peut nécessiter seulement 5 mL d'échantillon alors que le volume prélevé pourrait se situer entre 0,1 et 1 L. Ainsi, un échantillon d'urine relativement petit, qui occupe un espace de stockage proportionnel, est suffisant pour plusieurs analyses du « tritium ».

Dans la mesure du possible, les parties inutilisées d'un échantillon d'urine ou de matières fécales devraient être conservées pour analyse ultérieure. Par exemple, lorsque la spectroscopie gamma non destructive d'un échantillon d'excréments indique des niveaux significativement élevés de produits de fission et d'activation, il peut être à la fois pratique et prudent de réduire l'échantillon en cendres et d'en conserver une partie pour des analyses ultérieures. Dans certains cas, il peut être possible et valable de conserver les échantillons non utilisés pendant des périodes prolongées au cas où des techniques d'analyse et des équipements améliorés deviendraient disponibles pendant la période d'entreposage et permettrait d'obtenir des résultats plus justes, plus exacts ou plus fiables.

Dans le cadre de ce protocole, des échantillonnages et des essais biologiques spéciaux sont requis en réponse à un essai biologique régulier qui indique qu'un travailleur a reçu une dose de rayonnement ou a incorporé des matières radioactives qui dépassent une limite réglementaire, ou qui dépassent ou égalent un « seuil d'intervention » pertinent, tel que défini au paragraphe 6(1) du RRP.

Pour être efficace, un programme d'essais biologiques spéciaux devrait tenir compte des facteurs pertinents. Ces facteurs comprennent les points décrits à la section C.4, les recommandations concernant l'échantillonnage et le comptage du tableau C.1, le programme de radioprotection et les caractéristiques des radionucléides en cause.

Le tableau C.1 recommande des campagnes d'échantillonnage biologique et de comptage *in vivo* pendant trois périodes contiguës (« 1–10 jours », « 10–100 jours » et « plus de 100 jours »), après un essai biologique régulier qui indique qu'une dose radioactive est égale ou supérieure à un seuil de déclenchement. Les recommandations du tableau C.1 s'appliquent à la période où le travailleur exposé au rayonnement ou à des substances radioactives est retiré du lieu de travail.

Le tableau C.1 présente des situations auxquelles les titulaires de permis de la CCSN sont susceptibles d'être confrontés, mais elles n'y figurent pas toutes. Par exemple, dans le cas des radionucléides à courte période (< 3 jours), la période totale d'échantillonnage disponible peut être relativement courte et, par

conséquent, le régime d'échantillonnage recommandé au tableau C.1 pourrait ne pas être approprié. De même, les recommandations du tableau C.1 pourraient ne pas convenir entièrement dans les situations où des radionucléides à longue période sont incorporés dans des composés dont la période est courte (moins de 3 jours). Dans de telles situations, l'échantillonnage doit être quotidien au cours des 10 premiers jours suivant la contamination interne afin de pouvoir définir précisément l'allure des courbes de rétention et d'excrétion du sujet.

Lorsque les résultats d'un essai biologique régulier laissent supposer que l'incorporation peut dépasser de beaucoup le seuil de déclenchement, il faut prendre des dispositions pour effectuer des essais biologiques non réguliers et prélever les échantillons recommandés au tableau C.1. Il faut aussi mener des essais biologiques additionnels (sang, salive, haleine), ainsi que les essais biologiques qui sont requis par le programme de radioprotection applicable, ou qui sont nécessaires pour produire et améliorer les évaluations de l'incorporation de matières radioactives ou des doses de rayonnement. Par exemple, lorsque la dose estimée dépasse 100 mSv, on doit prélever des échantillons de sang en vue de réaliser des analyses chromosomiques.

C.7 Protocole d'intervention déclenché par un incident anormal

Ce protocole est destiné à être mis en œuvre en cas d'incident anormal sur le lieu de travail, tel qu'un incendie, une explosion, une défaillance des systèmes de ventilation ou de l'équipement de protection. Les incidents anormaux augmentent habituellement les niveaux de radioactivité dans l'air, et peuvent donner lieu à une plus forte incorporation de matières radioactives chez les travailleurs. De plus, les incidents anormaux qui entraînent l'humectation de la peau par l'eau tritiée peuvent entraîner une augmentation de l'incorporation de matières radioactives.

Comme les incendies, les explosions ou les défaillances des systèmes de ventilation sont évidents et déclenchent généralement des alarmes ou des moniteurs de protection, les moments auxquels ils surviennent sont généralement bien connus. Dans de telles circonstances, on peut déterminer avec la même précision le moment où se produit l'incorporation de contaminants radioactifs par les travailleurs.

À la suite d'un événement anormal survenu dans une installation nucléaire, on peut parfois présumer qu'il y a eu contamination interne d'après des preuves indirectes. Par exemple, plusieurs signes peuvent indiquer que la peau a été soumise à une incorporation imprévue : la détection d'une contamination faciale ou nasale par des moniteurs-portiques ou des détecteurs portatifs, ou encore la présence de coupures superficielles ou de plaies contaminées par la radioactivité, ou la présence d'eau tritiée sur la peau. Ces renseignements peuvent être suffisants pour déclencher immédiatement un essai biologique ponctuel plutôt que d'attendre les résultats de l'essai biologique régulier.

Lorsque l'incorporation de contaminants radioactifs est présumée mais non confirmée, le prélèvement opportun d'échantillons lors d'essais biologiques ou autres peut aider à déterminer si l'incident s'est produit ou non.

Les échantillons prélevés lors d'essais non biologiques comprennent les frottis nasaux et les prélèvements sur les vêtements de protection ou les surfaces en milieu de travail. La présence ou l'absence de radionucléides à ces endroits peut constituer une indication raisonnable qu'une inhalation a eu lieu ou n'a pas eu lieu.

On procédera comme suit pour prélever des échantillons, confirmer les résultats et estimer les doses :

1. Prévoir la collecte en temps opportun d'échantillons pour essais biologiques sur les personnes exposées et l'achèvement en temps opportun également du comptage *in vivo*, car les résultats initiaux

des essais biologiques ou du contrôle *in vivo* auront une incidence sur les décisions concernant l'échantillonnage ultérieur. Dans le cas de l'incorporation présumée de tritium, la vessie devrait être vidée avant le prélèvement d'échantillon pour l'essai biologique.

En cas de contamination étendue, prendre des mesures particulières pour obtenir des échantillons d'essais biologiques non contaminés (voir la section C.8).

Dans l'attente des résultats initiaux des essais biologiques et du contrôle *in vivo*, continuer à échantillonner aux fréquences recommandées au tableau C.1.

Examiner les résultats du premier essai biologique *in vitro* ou du premier comptage *in vivo*, et les comparer aux résultats des échantillons d'essais non biologiques disponibles, comme les frottis nasaux ou les frottis de surface.

Si les radionucléides détectés sur les frottis nasaux et sur les lieux de travail sont les mêmes que ceux identifiés dans les résultats des essais biologiques, on peut alors confirmer qu'il y a eu incorporation de ces radionucléides.

Effectuer des évaluations préliminaires de l'incorporation et de la dose en utilisant les résultats des essais biologiques initiaux, et en tenant compte des facteurs comme ceux de la section C.4.

Voici les mesures possibles à prendre à la suite des évaluations préliminaires de l'incorporation et de la dose :

- Si l'incorporation ou la dose estimée est inférieure à un « seuil de déclenchement » pertinent, ajuster en conséquence les protocoles recommandés dans le tableau C.1. Comme l'incorporation est relativement faible, on envisagera de mettre fin à l'échantillonnage plus tôt que ce qui est recommandé dans le tableau.
- Si l'incorporation ou la dose estimée est égale ou supérieure à un « seuil de déclenchement » pertinent, suivre les protocoles recommandés au tableau C.1. S'il y a lieu, prendre des dispositions pour des analyses spécialisées et un contrôle biologique supplémentaires, comme il est indiqué aux sections C.4 et C.5, respectivement. Par exemple, si la dose estimée risque de dépasser 100 mSv, on pourrait prélever des échantillons de sang en vue d'analyses chromosomiques.

C.8 Prélèvement et manipulation d'échantillons d'essais biologiques

C.8.1 Règles générales

- S'assurer que toutes les personnes qui manipulent des échantillons d'essais biologiques ont reçu la formation nécessaire pour la manipulation sécuritaire des échantillons biologiques et radioactifs.
- Utiliser les services d'un organisme médical ou d'un médecin compétent pour prélever les échantillons de sang.
- Au moment de prélever des échantillons dans des zones restreintes, travailler dans les endroits où les risques de contamination sont les plus faibles.
- Prélever les échantillons dans des contenants stériles jetables.
- Lorsqu'on demande à une personne un échantillon de matières fécales, on doit l'avertir de faire attention pour ne pas contaminer l'échantillon avec de l'urine.
- Après avoir prélevé un échantillon dans un lieu de travail potentiellement contaminé, prendre une douche ou se laver les mains soigneusement avant de prélever les échantillons dans une zone non restreinte.
- Lorsque cela est possible, conserver tous les échantillons recueillis jusqu'à ce que les enquêtes liées à l'incident soient terminées.

C.8.2 Étiquetage des échantillons

Après le prélèvement d'un échantillon biologique, on apposera une étiquette sur le contenant en y indiquant le nom de la personne (ou son numéro d'identification), la date et l'heure du prélèvement.

C.8.3 Traitement et stockage des échantillons d'urine

Si l'on doit conserver l'échantillon d'urine pendant plus de 24 heures après le prélèvement, placer immédiatement le contenant dans un endroit frais, comme un réfrigérateur ou une glacière.

Si un échantillon d'urine doit être conservé pendant une période importante ou indéterminée avant d'être analysé, traiter l'échantillon pour prévenir ou minimiser la croissance bactérienne ou les pertes de radionucléides sur les parois du récipient immédiatement après le prélèvement de l'échantillon. Utiliser des mesures adaptées à la situation, en tenant compte des caractéristiques et des formes chimiques des radionucléides présents dans l'échantillon. Les approches types comprennent l'ajout d'acide à certains types d'échantillons pour prévenir la précipitation, ou encore l'ajout d'un agent de conservation comme du thymol pour minimiser la croissance bactérienne.

Le cas échéant, les échantillons d'urine peuvent être congelés. La congélation pourrait convenir pour les échantillons d'urine renfermant du tritium lié aux composés organiques, particulièrement ceux qui nécessitent une analyse répétée ou de confirmation en vue de déterminer la présence du tritium lié aux composés organiques. Lorsque cela est possible, on conservera une partie des échantillons pour les analyses répétées ou multiples.

C.8.4 Prélèvement et conservation des échantillons de matières fécales

Pour prélever des échantillons de matières fécales, on emploiera des troussees spéciales « faciles à utiliser », conçues à cette fin et disponibles dans le commerce chez les fournisseurs d'équipement médical.

Il faut congeler dès leur réception les échantillons de matières fécales qui ne sont pas analysés immédiatement.

C.8.5 Emballage et transport des échantillons d'essais biologiques

Pour éviter tout rejet, émission ou perte d'échantillons radiobiologiques durant le transport, les échantillons doivent être emballés de manière sûre conformément à l'alinéa 2.2(3)(b) du [Règlement sur le transport des marchandises dangereuses](#). Il faut porter une attention particulière à l'emballage des échantillons liquides et fluides.

Si le transport des échantillons liquides prend plus de 2 heures, on les placera dans une glacière qui contient de la glace sèche.

Conserver les échantillons de matières fécales à l'état congelé pendant le transport.

Tableau C.1 : Réalisation d'essais biologiques lorsque l'estimation préliminaire de l'incorporation est égale ou supérieure à un seuil de déclenchement

Temps après l'incorporation de matières radioactives	Fréquence d'échantillonnage de l'urine	Fréquence d'échantillonnage des matières fécales	Fréquence du comptage <i>in vivo</i>	Commentaires
1-10 jours	Prélever, chaque jour, un échantillon d'urine sur 24 heures.	Prélever, chaque jour, un échantillon de matières fécales sur 24 heures.	Effectuer chaque jour un comptage <i>in vivo</i> .	Mettre fin à l'échantillonnage et/ou au comptage <i>in vivo</i> lorsque les résultats sont inférieurs aux limites de détection ou atteignent les valeurs de base chroniques.
10-100 jours	Prélever, tous les 14 jours, un échantillon d'urine sur 24 heures.	Prélever, pendant 3 jours consécutifs, des échantillons de matières fécales sur 24 heures. Répéter le programme de collecte tous les 14 jours.	Effectuer un comptage <i>in vivo</i> tous les 14 jours.	Mettre fin à l'échantillonnage ou au comptage <i>in vivo</i> lorsque les résultats sont inférieurs aux limites de détection ou atteignent les valeurs de base chroniques.
Plus de 100 jours	Prélever, tous les 30 jours, un échantillon d'urine sur 24 heures.	Prélever, pendant 3 jours consécutifs, des échantillons de matières fécales sur 24 heures. Répéter le programme de collecte tous les 30 jours.	Effectuer un comptage <i>in vivo</i> tous les 30 jours.	Mettre fin à l'échantillonnage et/ou au comptage <i>in vivo</i> lorsque les résultats sont inférieurs aux limites de détection ou atteignent les valeurs de base chroniques.

Remarques :

- Les fréquences d'essais biologiques recommandées dans le tableau C.1 devraient normalement être suivies jusqu'à ce que le travailleur retourne au travail. Cependant, les utilisateurs pourraient modifier le protocole pour tenir compte de circonstances particulières. Par exemple, les trois périodes d'échantillonnage qui figurent dans ce tableau peuvent ne pas être appropriées dans le cas des radionucléides dont la période radioactive est < 3 jours. Il en va de même pour les radionucléides à longue période présents sous forme chimique dans des composés dont la période biologique est courte (< 3 jours), et pour les incorporations supérieures à une limite de détection mais inférieures à un seuil d'intervention.
- Dans le tableau C.1, les prélèvements d'échantillons « sur 24 heures » sont des prélèvements étalés sur une période de 24 heures consécutives.

Annexe D : Recommandations propres aux radionucléides concernant les essais biologiques et la dosimétrie interne – Tritium

D.1 Méthodes d'analyse du tritium dans l'urine

La méthode la plus facile pour analyser le tritium dans un échantillon d'urine consiste à utiliser un compteur à scintillation liquide (CSL). Cette méthode consiste à ajouter une partie aliquote de l'échantillon d'urine dans un scintillateur liquide organique. Les photons émis par le scintillateur, lorsqu'ils absorbent l'énergie des particules bêta, sont détectés par des tubes photomultiplicateurs fonctionnant en coïncidence.

Comme le tritium est un émetteur bêta de faible énergie, il pourrait être nécessaire de faire des corrections pour d'autres émetteurs bêta présents dans un échantillon. Par conséquent, il est important d'avoir une bonne connaissance des radionucléides bêta-émetteurs qui pourraient être présents sur le lieu de travail. Afin de tenir compte de ces radionucléides produisant des interférences, on pourrait définir des plages de discrimination énergétique sur le système CSL. Par exemple, on pourrait sélectionner des plages de 0 à 18,6 keV pour le ^3H , de 35 à 110 keV pour le ^{14}C , et de 180 à 2 000 keV pour les autres radionucléides bêta-émetteurs. Ces plages devraient être sélectionnées afin d'optimiser l'efficacité de la détection et du comptage pour les échantillons d'urine.

La détermination des fenêtres d'énergie du système CSL devrait être réglée à l'aide d'un étalon activé (pour le contrôle de la qualité afin de vérifier la stabilité de l'instrument). Ce réglage devrait également être vérifié périodiquement. Comme la désactivation des substances chimiques et de la couleur des matières dans l'échantillon influe sur l'efficacité du comptage, et comme ces facteurs varient d'un échantillon à l'autre, on devrait déterminer l'efficacité présumé d'après les caractéristiques de chaque échantillon. La plupart des CSL sont pourvus d'un mécanisme automatique de correction de la désactivation. Si ce n'est pas le cas, on devrait établir une courbe d'étalonnage de la désactivation afin de déterminer l'efficacité. L'efficacité pour chaque plage d'énergie devrait être étalonnée à l'aide d'étalons traçables dans diverses conditions de désactivation.

En outre, on devrait vérifier les distributeurs volumétriques périodiquement et apporter des corrections si la variation dépasse $\pm 10\%$. Une vérification périodique de l'efficacité du système devrait être effectuée.

Les échantillons devraient être préparés sous une hotte. Une partie aliquote du cocktail échantillon-composé CSL est versée dans un flacon de comptage par scintillation liquide et mélangée soigneusement. On devrait effectuer des contrôles de traçabilité pour garantir l'identification fiable des échantillons. L'activité mesurée dans la région de faible énergie pourrait être corrigée afin de tenir compte des contributions aux faibles énergies des particules bêta de plus grande énergie, si des radionucléides émettant de telles particules bêta hautement énergétiques sont présents.

D.2 Fréquence de contrôle

Les doses reçues par les travailleurs dues à l'incorporation d'eau tritiée, ou de composés tritiés qui sont partiellement convertis en eau tritiée (HTO) dans le corps (p. ex., tritium élémentaire (HT) gazeux), devraient être évaluées par interpolation linéaire entre des mesures successives obtenues par essais biologiques réguliers. La méthode d'interpolation linéaire peut introduire un certain biais dans les doses calculées. Ce biais ne devrait pas dépasser 50 %. La fréquence des contrôles réguliers devrait être déterminée pour chaque travailleur potentiellement exposé à du HTO (ou aux composés tritiés qui sont convertis partiellement en HTO dans le corps), de sorte que le biais ne dépasse pas 50 %. Les critères suivants permettent de s'assurer que cette condition est respectée :

- une mesure ponctuelle du HTO dans l'urine qui dépasse 1 MBq/L : contrôle hebdomadaire
- une mesure ponctuelle du HTO dans l'urine qui dépasse 0,2 MBq/L : contrôle aux 14 jours

Les travailleurs qui sont soumis à des doses comprises entre 45 kBq/L et 0,2 MBq/L devraient soumettre des échantillons d'urine réguliers au moins une fois par mois. Les personnes qui ne soumettent pas d'échantillons d'urine réguliers devraient soumettre un échantillon d'urine pour l'analyse du tritium lorsque leur exposition au HTO pourrait dépasser 10 LDCA-heures. On devrait calculer la limite dérivée de concentration dans l'air (LDCA) pour le HTO en réduisant la LDCA pour l'inhalation d'eau tritiée seulement par un facteur de 1,5, afin de tenir compte de l'absorption d'eau tritiée par la peau intacte.

Dans le cadre des essais biologiques spéciaux, l'échantillonnage devrait tenir compte de la dilution du HTO dans le contenu de la vessie vu que la concentration de HTO dans l'eau du corps atteint un maximum quelques heures après une incorporation aiguë.

D.3 Détermination de la dose

Lorsqu'un essai biologique courant est effectué et qu'aucune incorporation aiguë importante n'est soupçonnée (c.-à-d. lorsqu'un contrôle par essais biologiques spéciaux n'est pas réalisé), la DEE (en Sv), résultant de l'incorporation de tritium au cours d'une période de déclaration (p. ex., un trimestre ou un an) devrait être déterminée à l'aide de la méthode décrite ci-dessous. On devrait utiliser cette méthode pour l'incorporation de HTO et de HT.

La dose accumulée E_k , reçue pendant la période de déclaration k , devrait être calculée à partir d'une série de N mesures de tritium dans l'urine, pendant la période k , selon la formule suivante :

$$E_k = 5,8 \times 10^{-11} \sum_{i=0}^{i=N-1} \frac{C_i + C_{i+1}}{2} (t_{i+1} - t_i) \quad (25)$$

Ici, C_i est la concentration de l'eau tritiée dans l'urine, en unités de Bq/L, mesurée après t_i jours. La concentration C_0 est le résultat de la dernière mesure de concentration faite au cours de la période de déclaration précédant la période k .

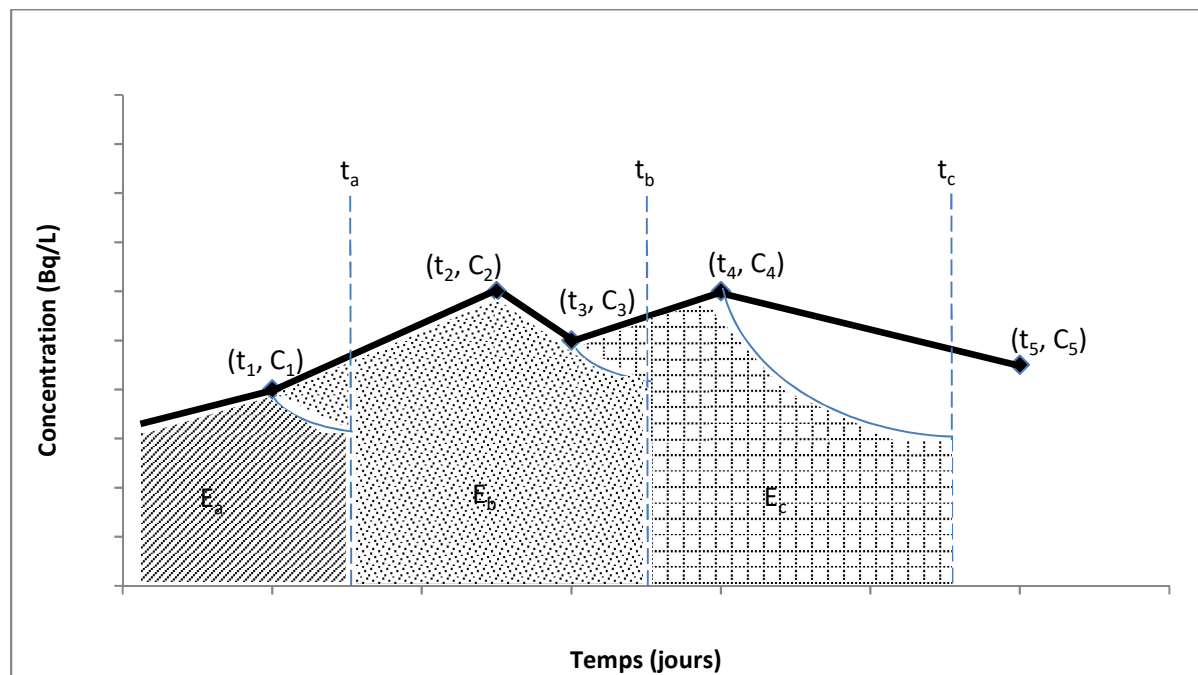
La DEE, c'est-à-dire la dose efficace reçue du HTO dans l'organisme pendant 50 ans après l'incorporation, depuis la fin de la période de déclaration k , est donnée par $E_k(50)$. On devrait la calculer comme suit :

$$E_k(50) = 8,4 \times 10^{-10} C_N \quad (26)$$

La DEE pour une année de dosimétrie est la somme de toutes les valeurs E_k pour l'année, et de $E_k(50)$. Dans la figure D.1, t_a est un temps de déclaration, et la dose déclarée au temps t_a est la dose accumulée au temps t_1 , ainsi que la dose entre t_1 et t_a (calculée en supposant que le période radioactive biologique du HTO est de 10 jours). On pourrait calculer comme suit la dose accumulée entre t_a et t_b :

$$E_b = 5,8 \times 10^{-11} \left[\frac{(C_1 + C_2)}{2} (t_2 - t_1) + \frac{(C_2 + C_3)}{2} (t_3 - t_2) + \int_0^{t_b - t_3} e^{-\lambda t} dt - C_1 \int_0^{t_a - t_1} e^{-\lambda t} dt \right] \quad (27)$$

Figure D.1 : Calcul des doses dues au tritium dans des échantillons soumis à des essais biologiques courants



D.4 Contrôle de la qualité du comptage par scintillation liquide

L'efficacité du compteur à scintillation liquide (CSL) utilisé pour la mesure du tritium dans l'urine devrait être vérifiée chaque jour où l'on utilise cette méthode. Des vérifications devraient également être réalisées après l'installation ou l'entretien d'un CSL, et après tout événement susceptible d'influencer sur son exactitude. L'information présentée dans le tableau D.1 devrait être enregistrée dans le cadre du programme de contrôle de la qualité. Ces données devraient également être consignées graphiquement sur les graphiques de contrôle.

Tableau D.1 : Journal de contrôle du CSL

Identification de la source de contrôle				Réglages de l'instrument			
Source	Numéro	Activité (dpm)	Date	Canal	Gain	Niveau faible	Niveau élevé
Rayonnement de fond				1			
Tritium				2			
Carbone 14				3			
Date	Temps de comptage (min)		Taux de comptage (cpm)			Commentaires	Initiales de l'opérateur
	Source de fond	Sources de contrôle	Source de fond	Source de contrôle du ³ H	Source de contrôle du ¹⁴ C		

Les sources de contrôle utilisées pour vérifier l'efficacité du compteur devraient être scellées à la flamme. Elles ne devraient pas être utilisées plus de cinq ans après avoir été scellées. On devrait effectuer un comptage avec la source de contrôle suffisamment longtemps pour accumuler au moins 20 000 coups. La durée de comptage minimale devrait être de 30 secondes, et on devrait utiliser le même temps de comptage pour chaque mesure. En plus d'utiliser une source de contrôle scellée à la flamme, il est recommandé d'utiliser une source de fond scellée à la flamme et de réaliser un comptage deux fois par jour. Le temps de comptage pour les contrôles de fond ne devrait pas changer.

On devrait calculer chaque mois l'écart-type des comptages obtenus avec la source de contrôle et la source de fond. Les taux de comptage de la source de contrôle et de la source de fond devraient être représentés sur un graphique de contrôle. Les limites de contrôle à deux écarts-types devraient être indiquées sur le graphique de contrôle. Environ 95 % des taux de comptage quotidiens avec la source de contrôle devraient être en deçà de deux écarts-types des limites de contrôle. Si un taux de comptage quotidien avec la source de contrôle ou la source de fond est à l'extérieur des limites de contrôle, la mesure devrait être répétée. Si la deuxième mesure se trouve également à l'extérieur des limites de contrôle, on devrait vérifier les réglages de l'appareil.

Annexe E : Recommandations propres aux radionucléides concernant les essais biologiques et la dosimétrie interne – Iode radioactif

La présente annexe fournit de l'orientation aux titulaires de permis concernant l'élaboration d'un programme de dépistage de l'iode radioactif dans la thyroïde. Le dépistage thyroïdien chez les travailleurs qui manipulent de l'iode radioactif pourrait être exigé comme condition de permis. L'annexe comprend également des recommandations sur le choix des participants au programme de dépistage, le choix des instruments, la méthode de dépistage, les périodes de contrôle, l'interprétation des résultats, les procédures de validation et la tenue des dossiers. L'annexe traite de plusieurs formes d'iode : ^{123}I , ^{124}I , ^{125}I et ^{131}I . Toutefois, cette approche pourrait également s'appliquer à d'autres isotopes d'iode radioactif.

E.1 Contexte

Le but d'un programme de dépistage thyroïdien est de contrôler l'incorporation d'iode radioactif. Les renseignements produits en temps opportun par le programme servent à évaluer toute incorporation d'iode radioactif, à fournir l'assurance que le programme de radioprotection fonctionne et à démontrer le respect des limites de dose réglementaires.

Dans un programme de dépistage thyroïdien, les travailleurs font l'objet d'un contrôle individuel de l'incorporation d'iode radioactif par un comptage thyroïdien *in vivo*. Les résultats sont ensuite comparés à un niveau prédéterminé. Le dépassement de ce niveau prédéterminé requiert la confirmation de l'incorporation et une enquête. Les conditions de permis concernant le contrôle thyroïdien dépendent des caractéristiques physiques de l'iode radioactif manipulé. Les caractéristiques physiques des quatre isotopes d'iode radioactif visés par la présente annexe sont présentées dans le tableau E.1 [13, 27, 28].

Tableau E.1 : Caractéristiques physiques de certains isotopes d'iode radioactif

Caractéristiques	^{123}I	^{124}I	^{125}I	^{131}I
Période radioactive physique (jours)	0,55	4,176	59,40	8,02
Période radioactive efficace dans la thyroïde (jours)	0,55	3,97	34,09	7,29
Temps pour atteindre la charge thyroïdienne maximale après une exposition aiguë ¹² (jours)	0,5	1,1	1,9	1,3
Énergie des principaux photons (keV)	158,97	602,7	27,0	364,5

E.2 Participation au programme de dépistage

E.2.1 Travailleurs – Manipulation normale

Les travailleurs (TSN et non-TSN) qui, en une journée, manipulent une quantité totale d'iode radioactif dépassant les quantités indiquées dans le tableau E.2 devraient faire l'objet d'un dépistage pour le ^{123}I , le ^{124}I , le ^{125}I ou le ^{131}I , selon le cas. La section E.7 présente des exemples de composés d'iode radioactif volatils. Cette section illustre également les activités qui pourraient générer de tels composés.

¹² On suppose qu'il s'agit de vapeur d'iode élémentaire.

Tableau E.2 : Critère de participation au dépistage thyroïdien : Activité manipulée sans confinement, par opération quotidienne

		Confinement		
		Aucun	Hotte	Boîte à gants
Quantité de ^{125}I ou ^{131}I (MBq)	Gaz, liquides volatils et poudres	2	200	20 000
	Liquides non volatils et solides	200	20 000	2×10^6
Quantité de ^{124}I (MBq)	Gaz, liquides volatils et poudres	3	300	30 000
	Liquides non volatils et solides	300	30 000	3×10^6
Quantité de ^{123}I (MBq)	Gaz, liquides volatils et poudres	200	20 000	2×10^6
	Liquides non volatils et solides	20 000	2×10^6	2×10^8

Les autres personnes qui travaillent régulièrement à proximité d'un travailleur manipulant des quantités supérieures à celles indiquées dans le tableau E.2 sans confinement devraient également faire l'objet d'un dépistage pour l'iode radioactif en cause.

E.2.2 Dépistage en réponse à des déversements et à la contamination personnelle

Les travailleurs et les autres personnes qui ont été à proximité d'un déversement, comme il est décrit dans les situations suivantes, devraient faire l'objet d'un dépistage pour l'iode radioactif en cause :

- déversement de ^{125}I ou de ^{131}I sous forme volatile, où l'activité dépasse 2 MBq
- déversement de ^{124}I sous forme volatile, où l'activité dépasse 3 MBq
- déversement de ^{123}I sous forme volatile, où l'activité dépasse 200 MBq
- contamination externe par un isotope d'iode radioactif sous forme volatile

Le REGDOC-2.7.1, *Radioprotection*, contient de l'orientation sur l'intervention requise en cas de contamination personnelle.

Les travailleurs qui travaillent à moins de deux mètres d'une personne dont les résultats de dépistage sont égaux ou supérieurs à 1 kBq, et qui travaillaient moins d'une heure après que l'exposition présumée soit survenue, devraient également faire l'objet d'un dépistage thyroïdien.

E.3 Choix des instruments

Le détecteur à scintillation est actuellement le type d'instrument le plus couramment utilisé pour mesurer l'iode radioactif dans la thyroïde. Il consiste habituellement en une sonde (contenant un cristal d'iodure de sodium [NaI]), fonctionnant de concert avec un compteur et un analyseur de spectre.

Les systèmes peuvent être assez simples et consister en une unité portable qui effectue un comptage par unité de temps, ou il peut d'agir d'un appareil sophistiqué comme un système de spectroscopie gamma qui génère le spectre énergétique de l'isotope et quantifie ensuite l'activité totale.

Lorsqu'on choisit un instrument, il est recommandé de lire avec soin les spécifications de l'instrument ou de consulter le fabricant afin de s'assurer que la sonde et le détecteur sont en mesure de détecter l'iode radioactif en cause. Pour de plus amples renseignements sur le choix d'un détecteur pour le ^{125}I ou le ^{131}I , veuillez lire l'article « Thyroid Monitoring Part VI : Choosing a Detector for Either I-125 and/or I-131 » dans *The Canadian Journal of Medical Radiation Technology* [30].

Le détecteur de NaI existe en tailles et configurations diverses, selon l'utilisation et la sensibilité envisagées. Lorsqu'ils choisissent un détecteur NaI, les titulaires de permis devraient tenir compte des points suivants :

- l'énergie gamma de l'isotope d'iode radioactif qui sera mesuré
- l'épaisseur du cristal de NaI
- le diamètre du cristal de NaI
- le matériau constituant la fenêtre et la configuration de la sonde

E.3.1 Épaisseur du cristal

L'épaisseur du cristal de NaI varie selon l'isotope d'iode radioactif mesuré.

La détection et la mesure du ^{125}I requièrent un cristal mince pour pouvoir détecter les photons faiblement énergétiques émis par le ^{125}I . Habituellement, les cristaux de NaI ont une épaisseur d'environ 1 mm pour mesurer les photons faiblement énergétiques d'émetteurs comme le ^{125}I .

À l'inverse, on doit utiliser un cristal plus épais pour détecter efficacement les photons hautement énergétiques produits par le ^{131}I . Un cristal d'environ 25 mm d'épaisseur est recommandé pour le ^{131}I .

En raison de la similarité dans les énergies du rayonnement gamma émis, le détecteur utilisé pour les mesures du ^{125}I (cristal mince de NaI) pourrait être utilisé pour détecter et mesurer le ^{123}I . De même, le détecteur utilisé pour les mesures du ^{131}I (cristal épais de NaI) pourrait être utilisé pour détecter et mesurer le ^{123}I et le ^{124}I .

E.3.2 Diamètre du cristal

Un autre facteur dont on doit tenir compte est le diamètre du cristal. Un grand diamètre contribue à une plus grande efficacité globale du comptage. Il permet également de réduire l'erreur qui pourrait résulter de divers facteurs, comme la distance entre le cou et le détecteur, le mauvais alignement du détecteur avec la thyroïde et la taille de la thyroïde. Cependant, un détecteur de grand diamètre accroît la lecture de fond.

E.3.3 Matériau de la fenêtre de la sonde

Le matériau de la fenêtre de la sonde est également un facteur à considérer. Pour les photons faiblement énergétiques émis par le ^{125}I , on doit utiliser un matériau comme du Mylar ou du béryllium qui est suffisamment mince pour permettre aux photons émis par le ^{125}I de pénétrer dans le cristal.

Si l'on utilise une sonde pour détecter à la fois le ^{125}I et le ^{131}I , le cristal devrait être suffisamment épais pour détecter le ^{131}I et le matériau de la fenêtre suffisamment mince pour détecter le ^{125}I .

Le tableau E.3 résume les spécifications recommandées pour les détecteurs utilisés pour mesurer le ^{125}I et le ^{131}I .

Tableau E.3 : Résumé des spécifications des détecteurs

Spécification	^{125}I	^{125}I , ^{124}I , ^{131}I
Épaisseur minimale du cristal (mm)	1	25
Diamètre minimal du cristal (mm)	25	25
Matériau type de la fenêtre de la sonde	Mylar ou béryllium	Aluminium ou acier inoxydable
Plage d'énergies type du détecteur (keV)	20–200	≥ 40

E.4 Méthode de dépistage

E.4.1 Configuration

Pour installer un système de comptage :

- Installez le système de comptage dans un endroit où le rayonnement de fond est faible ou à tout le moins non variable.

Assurez-vous que l'équipement est installé conformément aux spécifications du fabricant.

- Déterminez le taux de comptage de fond en utilisant un fantôme cervical (contenant idéalement du potassium).
- Étalonnez le système en suivant la procédure de la section E.8.
- Calculez et enregistrez le taux de comptage équivalant à 1 kBq et 10 kBq dans le registre de dépistage (un exemple de registre de dépistage est présenté à la section E.9).
- Vérifiez l'installation chaque fois que le système ou l'emplacement du système est changé afin de confirmer qu'il fonctionne correctement ou d'apporter les modifications requises.

E.4.2 Vérifications aux fins de contrôle de la qualité

Afin de vérifier le rayonnement de fond et la reproductibilité du taux de comptage du système, on devrait suivre les étapes suivantes chaque fois qu'un dépistage thyroïdien est réalisé :

- mesurer et enregistrer le taux de comptage de fond, en accumulant au moins 400 coups
- mesurer et enregistrer le taux de comptage net d'une source de contrôle
- enregistrer les taux de comptage de fond et de la source de contrôle, de sorte que les écarts par rapport à la norme soient facilement observables (voir la section E.10 qui décrit une méthode d'enregistrement des taux de comptage à l'aide de graphiques de contrôle)

Une pratique exemplaire consiste à vérifier annuellement les contrôles en participant à un programme d'inter-comparaison des dépistages thyroïdiens, comme celui offert par Santé Canada et décrit dans le rapport technique du Laboratoire de surveillance humaine, intitulé *The Thyroid Intercomparison Program* [31].

E.4.3 Réalisation du dépistage

Pour réaliser un dépistage :

1. mesurez le taux de comptage de fond de la personne
 - a. pour ce faire, on pourrait faire un comptage de la personne au niveau des jambes. Bien qu'une telle mesure simule l'iode qui pourrait se trouver dans le système circulatoire, on devrait noter que certains équipements de détection ne permettent pas les mesures au niveau des jambes, et qu'en outre les mesures au niveau des jambes pourraient être entravées par la contamination des vêtements ou de la peau.
 - b. s'il n'est pas possible d'effectuer une mesure du rayonnement de fond au niveau des jambes, une autre méthode pour mesurer la radioactivité de fond consiste à utiliser un fantôme cervical (contenant idéalement du potassium). Si la mesure de fond est plus élevée que la normale, vérifiez s'il y a une contamination possible et répétez la mesure s'il y a lieu.
2. enregistrez la lecture dans le registre de dépistage
3. mesurez le taux de comptage thyroïdien de la personne
4. enregistrez la lecture dans le registre de dépistage

5. Comparez le résultat aux résultats de l'enquête et aux niveaux déclarés figurant dans le registre de dépistage.
6. En fonction des résultats obtenus, prenez les mesures appropriées, selon les options présentées à la section E.6 et remplissez le registre de dépistage.

E.5 Période de contrôle

Le dépistage thyroïdien pour le ^{124}I , le ^{125}I et le ^{131}I chez les travailleurs et les autres personnes qui satisfont aux lignes directrices pour la participation à un programme de dépistage (voir la section E.2) devrait être effectué entre un et cinq jours après la dernière utilisation qui a entraîné un dépassement des valeurs indiquées au tableau E.2 ci-dessus.

Le dépistage du ^{123}I chez les travailleurs et les autres personnes qui satisfont aux lignes directrices concernant le programme de participation au dépistage (voir la section E.2) devrait être effectué entre 8 et 48 heures après la dernière utilisation qui a entraîné un dépassement de l'une des valeurs ci-dessus dans le tableau E.2. Toute demande de dérogation à ce qui précède devrait être soumise à la CCSN pour examen et approbation.

E.6 Validation des résultats du dépistage

E.6.1 Niveau général – Résultats de mesure ≥ 1 kBq

Pour tous les résultats de mesure de dépistage égaux ou supérieurs à 1 kBq, le titulaire de permis devrait procéder de la façon suivante :

1. Vérifier que la méthode de mesure pour le dépistage décrite à la section E.4.3 a été suivie.
2. Si nécessaire, apporter les corrections nécessaires et répéter la mesure.
3. Si le résultat de la mesure est toujours égal ou supérieur à 1 kBq, vérifier la contamination des vêtements ou de la peau.
4. Si les vêtements ou la peau sont contaminés, enlever les vêtements ou décontaminer la peau et répéter la mesure.
5. Si le résultat de la mesure est toujours égal ou supérieur à 1 kBq, vérifier et enregistrer la DEE et suivre les étapes des sections E.6.2 ou E.6.3, le cas échéant.
6. Effectuer un dépistage pour toutes les personnes qui ont travaillé à proximité de la personne dont les résultats sont égaux ou supérieurs à 1 kBq.

E.6.2 Niveau d'enquête – Résultats de mesure ≥ 1 kBq et < 10 kBq

Pour tous les résultats de mesure du dépistage égaux ou supérieurs à 1 kBq et inférieurs à 10 kBq, le titulaire de permis devrait :

1. Valider les résultats selon la section E.6.1.
2. Effectuer une enquête interne pour déterminer et corriger la cause des résultats du dépistage.
3. Enregistrer les constatations.
4. Corriger toute lacune constatée lors de l'enquête.
5. Enregistrer l'événement dans le rapport annuel de conformité.

E.6.3 Niveau de déclaration – Résultats de mesure ≥ 10 kBq

Pour le ^{124}I , le ^{125}I et le ^{131}I , un résultat de dépistage thyroïdien de 10 kBq est environ égal à une DEE de 1 mSv. En vertu de l'article 16 du RRP, le titulaire de permis doit aviser la CCSN lorsqu'il apprend

qu'une personne pourrait avoir dépassé une limite de dose applicable (p. ex., 1 mSv/an pour un non-TSN). Pour les TSN, on devrait déterminer la dose efficace de chaque composante de la dose qui contribue plus de 1 mSv/année.

Pour tous les résultats de mesure du dépistage égaux ou supérieurs à 10 kBq, le titulaire de permis devrait :

1. Valider les résultats selon la section E.6.1.
2. Informer immédiatement la CCSN si la mesure a été prise sur une personne autre qu'un TSN.
3. Faire effectuer un essai biologique pour détecter l'iode radioactif par un organisme qui a réussi le test d'inter-comparaison pertinent de Santé Canada au cours des 12 derniers mois ou, si un tel organisme n'est pas disponible, demander l'approbation de la CCSN pour permettre que l'essai biologique soit réalisé par une autre entité afin de détecter l'iode radioactif.
4. Utiliser les résultats de l'essai biologique pour déterminer la DEE.
5. Effectuer une enquête interne visant à déterminer et à corriger la cause des résultats du dépistage, y compris le contrôle de la zone et de la contamination au site d'incorporation de l'iode radioactif, s'il y a lieu.
6. Enregistrer l'événement dans le rapport annuel de conformité.

E.6.4 Registre de dépistage

Le titulaire de permis devrait tenir un registre de dépistage thyroïdien. Un exemple est présenté à la section E.9.

E.7 Composés d'iode radioactif

Les composés d'iode radioactif comprennent les composés tels que l'iodure de sodium (NaI) et l'iode radioactif dans une forme dissociée. La volatilité des composés d'iode radioactif pourrait augmenter en raison de l'acidification ou du gel.

Les activités susceptibles d'entraîner la libération d'iode radioactif comprennent l'ouverture de contenants de réactif, l'ouverture d'emballages contenant des capsules utilisées à des fins thérapeutiques ou diagnostiques, et le travail avec de tels emballages ouverts. Par conséquent, les capsules données aux patients pour des tests diagnostiques ou à des fins thérapeutiques sont considérées comme pouvant contenir de l'iode radioactif sous forme d'iode radioactif volatil.

L'ajout d'antioxydants, par exemple, le thiosulfate de sodium, aux solutions de NaI marquées ou non, réduit à la fois la décomposition et la volatilité. De plus, le maintien des solutions d'iode radioactif à des concentrations diluées minimise la décomposition radiolytique. Il y a lieu de noter que les trousseaux d'essais radio-immunologiques contiennent de petites quantités de ^{125}I sous une forme non volatile.

E.8 Étalonnage des instruments

E.8.1 Généralités

Tous les appareils et instruments utilisés pour le dépistage thyroïdien devraient être maintenus en bon état de fonctionnement et étalonnés avant utilisation. L'étalonnage devrait être effectué pour l'isotope d'intérêt dans des conditions imitant la thyroïde dans le cou. Un exemple de procédure d'étalonnage figure dans le document « Thyroid Monitoring Calibration Part III : A Basic Calibration Procedure for Thyroid Monitoring » [32]. Une fois mis en place (voir la section E.4.1), l'équipement de mesure devrait être étalonné si un contrôle de qualité de la mesure donne des résultats à l'extérieur des limites de

contrôle, comme il est décrit à la section E.10. De plus, l'équipement de mesure devrait être étalonné de nouveau avant d'être remis en service s'il a subi des changements importants pouvant avoir un impact négatif sur la précision, l'exactitude ou la fiabilité des mesures, par exemple si l'équipement a été réparé ou remplacé.

E.8.2 Efficacité du détecteur

Pour déterminer l'efficacité du détecteur, mesurer l'activité d'une source de contrôle traçable du radio-isotope d'intérêt et utiliser la formule suivante :

$$E = (C - B)/A \quad (28)$$

où :

E efficacité en coups par seconde (cps) par becquerel (Bq)

C nombre mesuré de coups par unité de temps, avec la source de contrôle (en cps)

B taux de comptage de la radioactivité de fond, en cps

A activité connue de la source de contrôle, traçable à un laboratoire national de normalisation avec une exactitude de 5 % près (ou un écart-type $- 1 \sigma$), en Bq

Le titulaire de permis devrait s'assurer que si une source de contrôle à courte période est utilisée (p. ex., ^{131}I), l'activité de la source est corrigée pour tenir compte de la désintégration au jour où l'étalonnage est effectué. Les sources de contrôle de remplacement appropriées, à plus longue période, sont les suivantes : ^{139}Ce (pour ^{123}I), ^{137}Cs (pour ^{124}I), ^{129}I (pour ^{125}I) et ^{133}B (pour ^{131}I).

L'instrument et les paramètres de mesure utilisés pour déterminer l'efficacité du comptage devraient être les mêmes que ceux qui ont été utilisés pour le dépistage courant. On placera le détecteur le plus près possible de la thyroïde pour obtenir une efficacité maximale. Cependant, en raison des variations concernant la thyroïde (profondeur, taille, forme et positionnement), l'estimation de l'activité peut être entachée de grandes incertitudes. On peut réduire cette erreur en augmentant la distance entre le cou et le détecteur. Pour chaque système, il y a un compromis optimal entre efficacité élevée et réduction des erreurs, mais en général une bonne distance entre le cou et le détecteur est de 12 cm.

Le titulaire de permis devrait s'assurer que le temps de comptage est suffisamment long pour la source - étalon et pour le comptage de la radioactivité de fond, de sorte que l'erreur globale (1σ) pour le comptage soit inférieure à 5 %. Cela représente environ 400 coups bruts pour la mesure du rayonnement de fond.

E.8.3 Activité minimale détectable

Le titulaire de permis devrait réaliser des mesures pour atteindre une activité minimale détectable (AMD) inférieure à 1 kBq. L'AMD est décrite à la section 9.1.6. Lorsque l'échantillon et le temps de comptage du rayonnement de fond sont égaux, la formule de l'AMD indiquée à la section 9.1.6 se réduit à la formule suivante :

$$AMD = \frac{4,65\sqrt{F} + 3}{ET} \quad (29)$$

ou :

F est le comptage total de fond recueilli pendant le temps « T »

E est l'efficacité en cps/Bq

T est le temps en secondes

E.8.4 Calcul de l'AMD de l'échantillon

Si l'AMD d'un système n'est pas suffisamment faible – soit en raison d'une faible efficacité ou d'un rayonnement de fond élevé –, il est possible de l'améliorer. Pour ce faire, on accroît le temps de comptage pour la mesure, on diminue le rayonnement de fond, ou les deux.

À titre d'exemple, prenons le ^{125}I . En supposant que l'efficacité est de 0,0060 cps/Bq et que le comptage de fond brut est de 400 coups, un temps de comptage de 300 secondes donnerait l'AMD suivante, en utilisant l'équation de la section E.8.3 :

$$AMD = \frac{4,65\sqrt{F} + 3}{ET} \quad (30)$$

$$AMD = \frac{4,65\sqrt{400} + 3}{(0,0060)(300)}$$

$$AMD = 53 \text{ Bq}$$

La valeur résultante, 53 Bq, est acceptable pour le ^{125}I .

Le temps de comptage utilisé pour contrôler le personnel n'a pas à être aussi long que celui qui est utilisé pour l'étalonnage. Dans l'exemple ci-dessus, le rayonnement de fond est de 400 coups/300 secondes, soit 1,3 cps. En supposant que le taux de comptage du rayonnement de fond est stable, un temps de comptage de 60 secondes donnerait environ 80 coups. En substituant ces nouveaux chiffres dans l'équation, nous obtenons une nouvelle valeur AMD, comme le montre la formule suivante :

$$AMD = \frac{4,65\sqrt{80} + 3}{(0,0060)(60)} \quad (31)$$

$$AMD = 124 \text{ Bq}$$

E.8.5 Dossiers

Des dossiers exacts concernant l'étalonnage et l'entretien devraient être conservés dans le système de mesure. Ces dossiers devraient contenir les renseignements suivants :

1. date d'étalonnage
2. méthode de référence
3. activité courante de la source d'étalonnage
4. valeurs de fond (on devrait comparer ces valeurs aux valeurs précédentes pour détecter les changements)
5. AMD
6. efficacité calculée
7. signature du responsable

E.9 Exemple de registre de dépistage thyroïdien pour le ^{131}I

Niveau d'enquête : _____ cps net = 1 kBq de ^{131}I

Niveau de déclaration : > _____ cps net = 10 kBq de ^{131}I

Nom de l'employé : _____

Instrument utilisé : _____

Date de la mesure	Dernière utilisation de l'iode radioactif (date)	Taux de comptage du rayonnement de fond (cps)	Nombre brut de coups	Temps de comptage (secondes)	Taux de comptage net (cps)	Technicien (initiales)	Mesure prise

E.10 Graphiques de contrôle de la qualité

La présente section fournit une méthode pour enregistrer le rayonnement de fond et le taux de comptage des sources de contrôles, aux fins de contrôle de la qualité.

On préparera deux graphiques de contrôle, un pour le rayonnement de fond et un pour la source de contrôle, afin d'en vérifier la qualité selon la section E.4.2. On devrait indiquer sur chaque graphique de contrôle la date de la mesure et les taux de comptage correspondants. Après environ 20 jours de comptage, on disposera de suffisamment d'observations pour estimer l'écart-type des distributions. Pour calculer l'écart-type, on utilise l'équation suivante :

$$S = \sqrt{\frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^n (N_i - \bar{N})^2} \quad (32)$$

où :

S = écart-type

n = nombre de mesures du rayonnement de fond ou avec la source de contrôle

N_i = taux de comptage pour chaque mesure individuelle

\bar{N} = moyenne de n mesures de N_i

Le titulaire de permis devrait tracer des limites de contrôle à $\pm 2 S$ sur chaque graphique. Presque toutes les mesures effectuées aux fins de contrôle de la qualité (95 %) devraient se trouver à l'intérieur de ces limites de contrôle.

Si une mesure aux fins de contrôle de la qualité du rayonnement de fond ou de la source de contrôle est à l'extérieur des limites de contrôle, on répétera immédiatement la mesure. Si la mesure répétée est également en dehors des limites, vérifier les réglages de l'instrument. Enfin, si aucune cause ne peut être trouvée, le titulaire de permis pourrait prendre des mesures correctives, y compris le réétalonnage ou la réparation de l'instrument afin de s'assurer que les mesures subséquentes aux fins de contrôle de la qualité donnent des résultats à l'intérieur des limites de contrôle.

Annexe F : Recommandations propres aux radionucléides concernant les mesures par essais biologiques et la dosimétrie interne – Uranium

F.1 Limites annuelles d'incorporation des composés d'uranium

L'uranium naturel a trois isotopes : ^{234}U , ^{235}U et ^{238}U . Leur activité respective par gramme d'uranium naturel est de 12 430 Bq, 575,9 Bq et 12 350 Bq. Leur pourcentage en masse est de 99,2742 %, 0,7204 % et 0,0054 % pour le ^{238}U , le ^{235}U et le ^{234}U , respectivement, et leur activité spécifique est de $2,54 \times 10^4$ Bq g^{-1} . Ces données figurent dans la publication 107 de la CIPR, *Nuclear Decay Data for Dosimetric Calculations* [29] et dans le document du NIST, « Atomic Weights and Isotopic Compositions » [33]. La présente section fournit de l'orientation concernant le choix des LAI appropriées pour divers composés d'uranium, y compris ceux qui ont été enrichis ou appauvris en ^{235}U .

On devrait calculer la DEE par unité d'incorporation (coefficient de dose) et les LAI correspondantes pour l'inhalation de composés d'uranium en tenant compte des caractéristiques de solubilité des composés auxquels les travailleurs pourraient être exposés en milieu de travail. Lorsqu'il n'existe pas de coefficient de dose et de LAI propres aux différentes matières, on devrait utiliser les valeurs du tableau F.1. Ces données proviennent du document de la CCSN RSP-0297, *Evaluation of Default Annual Limit on Intake (ALI) for Yellowcake and Uranium Ore* [34].

Tableau F.1 : Limites annuelles recommandées pour l'incorporation de divers composés d'uranium

Composé d'uranium	Limite annuelle d'incorporation (Bq)		
	Uranium naturel	Uranium enrichi (3,5 %)	Uranium appauvri
Minéral d'uranium	4 500	s.o.	s.o.
Concentré d'uranium (<i>yellowcake</i>) séché	48 000	s.o.	s.o.
Concentré d'uranium (<i>yellowcake</i>) calciné	3 100	s.o.	s.o.
Valeur par défaut de la CIPR – type F	32 400	31 300	33 600
Valeur par défaut de la CIPR – type M	12 000	9 850	11 600
Valeur par défaut de la CIPR – type S	3 190	3 010	3 390

Les LAI propres aux différentes matières devraient provenir d'études de solubilité *in vitro* pour les composés en cause. La méthode d'étude et les résultats devraient être documentés dans le cadre du fondement technique de la dosimétrie du titulaire de permis. L'étude de solubilité devrait être mise à jour périodiquement pour refléter les changements apportés aux procédés ou aux types de composés présents dans l'installation autorisée, ou pour s'assurer que les paramètres de solubilité n'ont pas changé.

F.2 Toxicité chimique des composés de l'uranium

Comme l'uranium est un métal lourd, il est chimiquement toxique au-delà d'un seuil de concentration dans les reins. La toxicité chimique devrait être prise en compte lorsqu'il y a un risque d'incorporation par inhalation de composés d'uranium solubles, par ingestion ou encore par les plaies. Afin d'empêcher que l'uranium n'affecte les reins, on devrait effectuer des mesures par essais biologiques de l'urine pour vérifier que les concentrations d'uranium ne dépassent pas 3 μg d'uranium par gramme de tissu rénal.

Pour de plus amples renseignements, veuillez consulter la norme ISO 16638-1, *Radioprotection – Contrôle et dosimétrie interne des éléments spécifiques – Partie 1 : Inhalation de composés d’uranium* [35]. Le tableau F.2 montre les concentrations urinaires résultant d’une charge rénale maximale de 3 µg d’uranium par gramme de tissu rénal. Les concentrations sont des moyennes pour la période de 24 heures indiquée. Pour la période de 1 jour, la concentration est la moyenne pour les périodes de 0 à 24 heures suivant l’incorporation. Le tableau F.3 indique les taux d’excrétion et les concentrations pour des intervalles de temps plus courts au cours des 48 premières heures suivant une incorporation. Les données des tableaux F.2 et F.3 proviennent du document RSP-0165 de la CCSN, *Uranium Intake – Dose Estimation Methods* [36].

Tableau F.2 : Concentrations urinaires résultant d’une charge rénale maximale de 3 µg d’uranium par gramme de tissu rénal

Temps après l’incorporation (jours)	Concentration d’uranium dans l’urine, µg/L			
	Type F	Type M	Type S	Ingestion
1	3 760	3 760	3 720	3 700
2	130	182	233	204
3	105	138	137	109
4	95	128	125	98
5	86	119	116	89
6	78	111	108	81
7	71	105	101	74
8	65	99	95	67
9	60	93	90	62
10	55	88	85	57
14	40	72	69	41
30	14	43	41	14

Tableau F.3 : Concentrations urinaires 48 heures après une incorporation résultant d’une charge rénale maximale de 3 µg d’uranium par gramme de tissu rénal

Temps après l’incorporation (heures)	Type F		Type M		Type S		Ingestion	
	µg U par 4 h	µg/L	µg U par 4 h	µg/L	µg U par 4 h	µg/L	µg U par 4 h	µg/L
4	3 100	13 300	2 600	11 100	1 310	5 620	819	3 510
8	1 330	5 690	1 430	6 150	1 680	7 220	1 850	7 930
12	477	2 040	659	2 830	1 120	4 780	1 290	5 530
16	202	865	319	1 368	609	2 611	696	2 982
20	99	423	164	702	318	1 363	351	1 504
24	57	245	93	400	170	728	178	761
28	40	171	61	263	99	422	96	410
32	33	140	47	201	65	278	58	249
36	29	126	40	173	49	210	41	176
40	28	119	37	159	41	177	33	142
44	27	115	35	151	37	160	30	127
48	26	112	34	147	35	151	28	119

Lorsqu'un résultat de contrôle urinaire d'un travailleur dépasse les valeurs applicables des tableaux F.2 ou F.3, le travailleur devrait être retiré du lieu de travail où il y a des composés d'uranium solubles, et il faudrait obtenir un échantillon d'urine supplémentaire pour confirmer le résultat initial. Si l'incorporation est confirmée, le travailleur devrait être référé au personnel médical pour des tests des fonctions rénales.

Le mode dominant de toxicité de l'uranium dépend de la solubilité du composé, de l'enrichissement en ^{235}U et de la présence d'autres isotopes d'uranium.

La toxicité chimique est limitative dans les conditions suivantes :

- incorporation par inhalation aiguë des composés de type F, pour tous les pourcentages d'enrichissement en ^{235}U
- incorporation par inhalation aiguë des composés de type M, pour les enrichissements en ^{235}U inférieurs à 30 % par masse
- incorporation par inhalation chronique des composés de type F, pour les enrichissements en ^{235}U inférieurs à 3 % par masse

La toxicité radiologique est limitative dans les conditions suivantes :

- incorporation par inhalation aiguë ou chronique des composés de type S, pour tous les pourcentages d'enrichissement en ^{235}U
- incorporation par inhalation aiguë ou chronique de tout type d'absorption lorsque du ^{232}U ou du ^{236}U est présent
- incorporation par inhalation chronique des composés de type F avec enrichissements en ^{235}U de 3 % ou plus par masse
- incorporation par inhalation chronique des composés de type M avec tous les pourcentages d'enrichissement en ^{235}U

La toxicité chimique et radiologique est équivalente pour l'incorporation par inhalation aiguë de composés de type M avec enrichissements en ^{235}U de 30 % ou plus par masse. Dans le cas de l'incorporation par une plaie, on devrait évaluer la toxicité radiologique et chimique au cas par cas. Pour de plus amples renseignements, veuillez consulter la norme ISO 16638-1, *Radioprotection – Contrôle et dosimétrie interne des éléments spécifiques – Partie 1 : Inhalation de composés d'uranium* [34].

F.3 Détermination de la dose due à l'incorporation de composés d'uranium

Outre les recommandations de la partie B du présent REGDOC, on devrait tenir compte des points qui suivent pour déterminer la dose provenant de l'incorporation de composés d'uranium.

F.3.1 Essais biologiques *in vitro*

La mesure de l'uranium dans les échantillons d'urine devrait servir à :

- déterminer les doses résultant de l'incorporation de composés d'uranium solubles
- servir d'indicateur de l'incorporation pour les composés d'uranium, peu importe leur solubilité
- vérifier que les valeurs d'incorporation calculées par le contrôle de l'air ambiant sont représentatives des valeurs réelles d'incorporation
- obtenir des données de contrôle *in vivo* supplémentaires pour les essais biologiques spéciaux afin de déterminer la dose
- vérifier le bon fonctionnement des équipements de protection respiratoire

F.3.2 Essais biologiques *in vivo*

Les essais biologiques *in vivo* pour déterminer l'incorporation d'uranium consistent en un comptage pulmonaire. Les points qui suivent devraient être pris en compte lors de la mesure de l'uranium dans les poumons.

On devrait mesurer l'épaisseur de la paroi thoracique (EPT) pour chaque travailleur qui participe à un programme de comptage pulmonaire de l'uranium. Les mesures pourraient être faites par échographie. La fréquence de ces mesures devrait être documentée. L'étalonnage des appareils à ultrasons utilisés pour cette mesure devrait être documenté et vérifié périodiquement. L'EPT de chaque travailleur participant à un programme de comptage pulmonaire devrait être documentée et mise à jour périodiquement. On devrait utiliser la valeur EPT de chaque travailleur pour déterminer sa charge pulmonaire (p. ex., en mg d'uranium) à partir des résultats du comptage pulmonaire.

On devrait déterminer et documenter les valeurs qui déclenchent la répétition du comptage pulmonaire. Ces valeurs devraient tenir compte de la contamination de surface des travailleurs prenant part au programme de comptage. Lorsque la contamination de surface a été confirmée sur un travailleur et que ses résultats de comptage pulmonaire sont inexacts, on devrait demander au travailleur de prendre une douche, puis de se prêter à un nouveau comptage.

Glossaire

Les définitions des termes utilisés dans le présent document figurent dans le [REGDOC-3.6, *Glossaire de la CCSN*](#), qui comprend des termes et des définitions tirés de la [Loi sur la sûreté et la réglementation nucléaires](#), de ses règlements d'application ainsi que des documents d'application de la réglementation et d'autres publications de la CCSN. Le REGDOC-3.6 est fourni à titre de référence et pour information.

Références

Remarque : Les références qui suivent sont pour la version provisoire du présent document. La liste sera mise à jour avant la publication du REGDOC-2.7.2, tome I.

1. Commission canadienne de sûreté nucléaire (CCSN). REGDOC-2.7.1, *Radioprotection*, (ébauche). La consultation publique se poursuit, concurrentement avec celle pour le REGDOC-2.7.2, Tome I. Voir le [site Web de la CCSN](#) pour de plus amples renseignements.
2. CCSN. REGDOC-2.7.2, tome II, *Exigences techniques et relatives aux systèmes de gestion pour les services de dosimétrie*. Le document devrait être publié au début du printemps 2019. Voir le [site Web de la CCSN](#) pour de plus amples renseignements.
3. CCSN. [REGDOC-2.9.1, Principes, évaluations environnementales et mesures de protection de l'environnement, édition 1.1](#), Ottawa, 2017.
4. International Commission on Radiation Units and Measurements (ICRU). Report 51, *Quantities and Units in Radiation Protection Dosimetry*, Bethesda, Maryland, 1993.
5. National Institute of Standards and Technology (NIST), Physical Measurement Laboratory. [Stopping-Power & Range Tables for Electrons, Protons, and Helium Ions](#), NIST Standard Reference Database 124.
6. American National Standards Institute/Health Physics Society. ANSI/HPS N13.41-2011, *Criteria for Performing Multiple Dosimetry*, 2011.
7. Commission internationale de protection radiologique (CIPR). Publication 103 de la CIPR, [Recommandations 2007 de la Commission internationale de protection radiologique](#), Oxford, 2007.
8. Agence internationale de l'énergie atomique (AIEA). TECDOC-1731, [Implications for Occupational Radiation Protection of the New Dose Limit for the Lens of the Eye](#), Vienne, 2013.
9. AIEA. TECDOC-1162, [Generic procedures for assessment and response during a radiological emergency](#), Vienne, 2000.
10. Kocher, D. C., et K. F. Eckerman, « Electron dose-rate conversion factors for external exposure of the skin from uniformly deposited activity on the body surface », *Health Physics*, Vol. 53, n° 2, pp. 135–141, 1987.
11. CIPR. Publication 130 de la CIPR, [Occupational Intakes of Radionuclides: Part I](#), Vol. 44, n° 2, 2015.
12. CIPR. Publication 119 de la CIPR, [Compendium of Dose Coefficients based on ICRP Publication 60](#), Oxford, 2012.
13. AIEA. Collection Sûreté n° 114, [Direct Methods for Measuring Radionuclides in the Human Body](#), Vienne, 1996.
14. ICRU. Report 69, *Direct Determination of the Body Content of Radionuclides*, Bethesda, Maryland, 2016.
15. CIPR. Publication 66 de la CIPR, *Human Respiratory Tract Model for Radiological Protection*, Vol. 24, n^{os} 1–3, 1994.
16. CIPR. Publication 67 de la CIPR, *Age-Dependent Doses to Members of the Public from Intakes of Radionuclides: Part 2 – Ingestion Dose Coefficients*, Vol. 23, n° 3/4, 1993.

17. CIPR. Publication 69 de la CIRP, *Age-Dependent Doses to Members of the Public from Intakes of Radionuclides: Part 3 – Ingestion Dose Coefficients*, Vol. 25, n° 1, 1995.
18. Strom, D. J. et P. S. Stansbury, « Minimum Detectable Activity When Background Is Counted Longer Than the Sample », *Health Physics*, Vol. 63, n° 3, pp. 360–361, 1992.
19. Organisation internationale de normalisation. ISO 20553:2006, *Radiation – Surveillance professionnelle des travailleurs exposés à un risque de contamination interne par des matériaux radioactifs*.
20. Hickey, E. E., G. A. Stoetzel, D. J. Strom, G. R. Cicotte, C. M. Wiblin et S. A. McGuire. NUREG-1400, [*Air Sampling in the Workplace*](#), 1993.
21. Castellani, C. M., J. W. Marsh, C. Hurtgen, E. Blanchardon, P. Berard, A. Giussani et M. A. Lopez. EURADOS Report 2013-01, *IDEAS Guidelines (Version 2) for the Estimation of Committed Doses from Incorporation Monitoring Data*, 2013.
22. AIEA. Collection Rapports de sûreté n° 37, [*Methods for Assessing Occupational Radiation Doses Due to Intakes of Radionuclides*](#), Vienne, 2004.
23. CIPR. Publication 95 de la CIRP, *Doses to Infants from Ingestion of Radionuclides in Mothers' Milk*, Vol. 34, n°s 3–4, 2004.
24. National Council on Radiation Protection & Measurements. NCRP Report n° 156, *Development of a Biokinetic Model for Radionuclide-Contaminated Wounds and Procedures for their Assessment, Dosimetry and Treatment*, 2006.
25. CIPR. Publication 78 de la CIRP, *Individual monitoring for internal exposure of workers: Replacement of ICRP Publication 54*, Vol. 27, n°s 3–4, 1997.
26. Organisation internationale de normalisation. ISO 27048: 2011, *Radioprotection – Estimation de la dose interne dans le cadre de la surveillance des travailleurs en cas d'exposition aux rayonnements*.
27. Toohey, R. E., L. Bertelli, S. L. Sugarman, A. L. Wiley et D. M. Christensen. « Dose Coefficients for Intakes of Radionuclides via Contaminated Wounds », *Health Physics*, Vol. 100, n° 5, 2011.
28. Health Physics Society. ANSI/HPS N13.39–2001, *American National Standard for Design of Internal Dosimetry Programs*, McLean, Virginia.
29. CIPR. Publication 107 de la CIRP, *Nuclear Decay Data for Dosimetric Calculations*, Vol. 38, n° 3, 2008.
30. Kramer, G. H., et S. Yiu. « The Canadian National Calibration Reference Centre for In-Vivo Monitoring: Thyroid Monitoring. Part VI: Choosing a Detector for Either I-125 and/or I-131, » *Journal canadien des techniques en radiation médicale*, vol. 2^o7, n 2, 1996.
31. Burns, L. C., et al. *The Thyroid Intercomparison Program*, Human Monitoring Laboratory Technical Report, HMLTD-88–3, Santé Canada, 1996, Ottawa.
32. Kramer, G. H., et D. P. Meyerhof. « The Canadian National Calibration Reference Centre for In-Vivo Monitoring: Thyroid Monitoring Part III: A Basic Calibration Procedure for Thyroid Monitoring, » *Journal canadien des techniques en radiation médicale*, volume 25, n° 2, 1994.
33. NIST Physical Measurement Laboratory 2015. Atomic Weights and Isotopic Compositions. (<http://www.nist.gov/pml/data/comp.cfm>)
34. SENES Consultants. *Evaluation of Default Annual Limit on Intake (ALI) for Yellowcake and Uranium Ore*, CNSC-RSP-0297, 2013.

35. Organisation internationale de normalisation. ISO 16638-1, *Radioprotection – Contrôle et dosimétrie interne des éléments spécifiques – Partie 1 : Inhalation de composés d’uranium*, 2015.
36. CCSN. RSP-0165, *Uranium Intake – Dose Estimation Methods*, 2003.

Renseignements supplémentaires

Les documents suivants ne sont pas mentionnés dans le présent document d'application de la réglementation, mais ils contiennent des renseignements qui pourraient être utiles aux lecteurs.

- Comité consultatif de la radioprotection. CCRP-17, *Rapport sur la dosimétrie externe professionnelle au Canada*, 1995.
- American National Standards Institute. ANSI/HPS N13.30-2011 (R2017), *Performance Criteria for Radiobioassay*, 2017.
- American National Standards Institute/Health Physics Society. ANSI/HPS N.13.4.1, *Criteria for Performing Multiple Dosimetry*, Washington, 1997.
- Becker, D. V., et al. *Society of Nuclear Medicine Procedure Guideline for Thyroid Uptake Measurement*, Society of Nuclear Medicine, Version 2.0, Reston, Virginia, 1999.
- Birchall, A., M. Puncher, J. W. Marsh, K. Davis, M. R. Bailey, N. S. Jarvis, A. D. Peach, M. D. Dorrian et A. C. James. « IMBA Professional Plus: a flexible approach to internal dosimetry », *Radiation Protection Dosimetry*, Vol. 125, n^{os} 1–4, pp. 194–197, 2007.
- Christensen, P., H. W. Julius et T.O. Marshall. « Implication of New CEC Recommendations for Individual Monitoring for External Radiation Doses to the Skin and the Extremities », *Radiation Protection Dosimetry*, Vol. 39, pp. 91–94, Oxford, 1991.
- Faulkner, K. et R. M. Harrison. « Estimation of Effective Dose Equivalent to Staff in Diagnostic Radiology », *Physics in Medicine and Biology*, n^o 33, Institute of Physics, Philadelphia, 1988.
- AIEA. AIEA-TECDOC-869, *Assessment and treatment of external and internal radionuclide contamination*, Vienne, 1996.
- Kramer, G. H. et S. Yiu. « Examination of the Effect of Counting Geometry on I-125 Monitoring using MCNP », *Health Physics*, Vol. 72, n^o 3, 1997.
- National Council on Radiation Protection and Measurements. NCRP Report n^o 122: *Use of Personal Monitors to Estimate Effective Dose Equivalent and Effective Dose to Workers for External Exposure to Low-LET Radiation*, Bethesda, MD, 1995
- Reece, W.D., R. Harty, L. W. Brackenbush et P. L. Roberson. NUREG/CR-4297, *Extremity Monitoring: Considerations for Use, Dosimeter Placement, and Evaluation*, Nuclear Regulatory Commission des États-Unis, Washington, 1985.
- Rosenstein, M. et E. W. Webster. « Effective dose to personnel wearing protective aprons during fluoroscopy and interventional radiology », *Health Physics*, Vol. 67, pp. 88-89. Philadelphie, 1994.

Séries de documents d'application de la réglementation de la CCSN

Les installations et activités du secteur nucléaire du Canada sont réglementées par la CCSN. En plus de la *Loi sur la sûreté et la réglementation nucléaires* et de ses règlements d'application, il pourrait y avoir des exigences en matière de conformité à d'autres outils de réglementation, comme les documents d'application de la réglementation ou les normes.

Les documents d'application de la réglementation préparés par la CCSN sont classés en fonction des catégories et des séries suivantes :

1.0 Installations et activités réglementées

- Séries
- 1.1 Installations dotées de réacteurs
 - 1.2 Installations de catégorie IB
 - 1.3 Mines et usines de concentration d'uranium
 - 1.4 Installations de catégorie II
 - 1.5 Homologation d'équipement réglementé
 - 1.6 Substances nucléaires et appareils à rayonnement

2.0 Domaines de sûreté et de réglementation

- Séries
- 2.1 Système de gestion
 - 2.2 Gestion de la performance humaine
 - 2.3 Conduite de l'exploitation
 - 2.4 Analyse de la sûreté
 - 2.5 Conception matérielle
 - 2.6 Aptitude fonctionnelle
 - 2.7 Radioprotection
 - 2.8 Santé et sécurité classiques
 - 2.9 Protection de l'environnement
 - 2.10 Gestion des urgences et protection-incendie
 - 2.11 Gestion des déchets
 - 2.12 Sécurité
 - 2.13 Garanties et non-prolifération
 - 2.14 Emballage et transport

3.0 Autres domaines de réglementation

- Séries
- 3.1 Exigences relatives à la production de rapports
 - 3.2 Mobilisation du public et des Autochtones
 - 3.3 Garanties financières
 - 3.4 Séances de la Commission
 - 3.5 Processus et pratiques de la CCSN
 - 3.6 Glossaire de termes de la CCSN

Remarque : Les séries de documents d'application de la réglementation pourraient être modifiées périodiquement par la CCSN. Chaque série susmentionnée peut comprendre plusieurs documents d'application de la réglementation. Pour obtenir la plus récente [liste de documents d'application de la réglementation](#), veuillez consulter le [site Web de la CCSN](#).