

IRSNINSTITUT
DE RADIOPROTECTION
ET DE SÛRETÉ NUCLÉAIRE*Faire avancer la sûreté nucléaire*

Méthodologie et critères envisageables pour apprécier la nocivité des matières et déchets radioactifs

Rapport en réponse à l'article 1 de l'arrêté du 23 février 2017 établissant les prescriptions du plan national de gestion des matières et des déchets radioactifs

Rapport n° PSE-ENV/2018-00048

Pôle Santé et Environnement

Table des Matières

RESUME	7
1 CONTEXTE ET CONTENU DE LA DEMANDE	9
2 INTERPRETATION DONNEE A LA DEMANDE ET ORIENTATIONS RETENUES POUR Y REpondre	9
2.1 Définition de la notion de nocivité dans le contexte de la demande.....	9
2.2 Intérêt d'un indicateur de nocivité pour le PNGMDR et lien avec l'inventaire ANDRA.....	10
2.3 Une exigence de simplicité associée à l'ambition de tenir compte des diverses dimensions de la nocivité.....	13
2.3.1 L'exemple de la radiotoxicité potentielle : vertus et limites d'un indicateur simple.....	13
2.3.2 Indicateur intégré unique ou jeu d'indicateurs complémentaires ?.....	15
2.4 Une exploitation délibérée de référentiels existants	16
2.5 Une approche simple et opérationnelle, ouverte à des évolutions ultérieures	18
3 METHODE RETENUE	20
3.1 Le choix de quatre axes associés à quatre situations d'exposition complémentaires de l'homme ou des écosystèmes	20
3.2 Description des situations et des paramètres choisis pour chacune des situations.....	21
3.2.1 Axe 1 : exposition régulière et prolongée d'un individu du fait de la présence d'un colis dans un local.....	22
3.2.2 Axe 2 : exposition accidentelle d'un individu du fait de la dispersion des substances contenues dans un colis	24
3.2.3 Axe 3 : exposition prolongée d'une population résultant de la dispersion dans l'environnement des substances contenues dans un colis	26
3.2.4 Axe 4 : exposition prolongée d'un écosystème résultant de la dispersion dans l'environnement des substances contenues dans un colis	34
3.3 Dérivation des indicateurs de nocivité et représentation sur un diagramme de Kiviat	39
3.3.1 Principes retenus	39
3.3.2 Détermination des seuils pour les indicateurs de l'axe 1.....	40
3.3.3 Détermination des seuils pour les indicateurs de l'axe 2.....	41
3.3.4 Détermination des seuils pour les indicateurs de l'axe 3.....	42
3.3.5 Détermination des seuils pour les indicateurs de l'axe 4.....	44
3.4 Récapitulatif de la démarche	44

4	APPLICATION SUR DES EXEMPLES JUGES ILLUSTRATIFS.....	48
4.1	Présentation des exemples utilisés et des données associées.....	48
4.2	Résultats obtenus et illustration des modes de représentation possibles.....	50
4.2.1	Résultats pour l'axe 1.....	50
4.2.2	Résultats pour l'axe 2.....	51
4.2.3	Résultats pour l'axe 3.....	53
4.2.4	Résultats pour l'axe 4.....	60
4.3	Discussions et enseignements.....	62
5	POINTS PROPOSES A LA DISCUSSION ET PERSPECTIVES DE MISE EN ŒUVRE DE LA METHODE	64
5.1	Conditionnement du colis et dispersabilité de son contenu.....	64
5.2	Autres points justifiant un approfondissement de la réflexion.....	66
5.2.1	Données d'inventaires radiologiques et chimiques.....	66
5.2.2	Données de toxicité.....	67
5.2.3	Prise en compte des divers composants du colis.....	67
5.3	Modalités de déploiement possibles de la méthode.....	67
	LISTE DES REFERENCES	68
ANNEXE 1	MODELE D'EVALUATION DETAILLEE DE L'EXPOSITION AU RADON POUR L'AXE 1	72
ANNEXE 2	DONNEES D'ENTREE UTILISEES POUR L'APPLICATION DE LA METHODE SUR LES 3 CAS TESTS RETENUS	74

Résumé

L'article 1 de l'arrêté du 23 février 2017 établissant les prescriptions du Plan national de gestion des matières et des déchets radioactifs demande à l'IRSN la remise d'un « rapport sur la méthodologie et les critères envisageables pour apprécier la nocivité des matières et déchets radioactifs ».

En réponse à cette demande, l'IRSN a défini un jeu d'indicateurs simples permettant de quantifier la nocivité d'une matière ou un déchet radioactif dans quatre situations d'exposition. La combinaison de ces indicateurs permet de couvrir les composantes chimiques et radiologiques de la nocivité et de tenir compte des effets sur l'homme et l'environnement. Afin de rendre les indicateurs appréhendables par un large public, les situations sont définies de manière à respecter un degré de réalisme minimal. Leur choix vise également à couvrir les principales voies d'exposition et une diversité de contextes.

Quatre situations sont retenues. Les deux premières impliquent la mise en contact d'un individu et d'un colis de déchets radioactifs (ou de matière radioactive). Le contexte envisagé est celui d'un local dans lequel le colis est placé et que fréquente l'individu considéré. A partir de ce contexte, deux situations sont prises en compte. Dans la première, le colis est supposé intègre et l'exposition est une exposition prolongée, associée à la fréquentation régulière du local. Dans la seconde, le contenu du colis est supposé avoir été dispersé dans l'atmosphère du local. L'exposition s'apparente alors à une exposition en situation accidentelle. L'individu présent dans le local est supposé y rester pendant une courte période avant de le quitter.

Les deux dernières situations supposent l'abandon du colis et la dispersion de son contenu dans l'environnement. La première conduit à l'exposition prolongée d'une population humaine tirant une partie de ses ressources de l'environnement contaminé par la dispersion du contenu du colis. Dans la dernière, l'exposition étudiée est l'exposition prolongée d'un écosystème aquatique exposé suite au déversement du contenu du colis dans un plan d'eau (les données étant insuffisantes pour considérer un écosystème terrestre).

Le rapport décrit en détail les hypothèses et paramètres que l'IRSN propose de retenir pour calculer les expositions associées respectivement aux substances radioactives et aux éléments chimiques présents dans le colis, pour chacune des quatre situations.

Les choix effectués visent notamment à définir des hypothèses réalistes tout en conférant aux scénarios un caractère générique ou standardisé. De ce point de vue, le recours aux valeurs définies, soit par la réglementation, soit par des travaux internationaux est privilégié. A défaut, les valeurs sont définies en fonction d'un principe de cohérence et de simplicité et sur une base argumentée.

Les travaux internationaux retenus comme référence sont plus particulièrement ceux portés par l'AIEA ou la Commission Européenne, qui ont conduit à définir la méthode de catégorisation des sources radioactives (méthode dite des D-Values), la méthode de détermination des valeurs de libération, exemption et exclusion, ainsi que l'approche intégrée d'évaluation et de gestion des risques pour l'environnement dans le contexte d'une exposition aux rayonnements ionisants (méthode ERICA).

Le rapport fournit également un exemple d'application de la méthode pour trois familles de déchets et formule des propositions en vue d'un déploiement plus large permettant à terme de disposer d'une indication sur la nocivité de chacune des familles définies dans l'inventaire national des matières et déchets radioactifs. Dans cette perspective, il identifie les points pouvant nécessiter un approfondissement.

1 CONTEXTE ET CONTENU DE LA DEMANDE

Le Plan national de gestion des matières et des déchets radioactifs (PNGMDR) a été instauré par la loi de programme du 28 juin 2006 [1] relative à la gestion durable des matières et des déchets radioactifs. En 2016, à l'occasion de l'élaboration de sa 4^{ème} édition, il a pour la première fois fait l'objet d'une évaluation environnementale. Cette évaluation, produite par l'Autorité de Sureté Nucléaire (ASN) et la Direction Générale de l'Energie et du Climat (DGEC) du Ministère en charge de l'Environnement, a donné lieu à un examen par l'Autorité environnementale (Ae).

Dans son avis n°2016-036 en date du 20 juillet 2016 [2], l'Ae identifie plusieurs questions récurrentes qu'elle considère insuffisamment traitées par le plan. Parmi ces questions, figure la notion de nocivité. Sur ce point, l'Ae note que le PNGMDR 2016-2018 distingue diverses catégories de déchets et, sur la base de l'inventaire établi par l'ANDRA, fournit, pour chacune, des données descriptives et des volumes existants et prévisionnels. L'Ae considère toutefois que les informations mentionnées dans le plan ne permettent pas à un lecteur non averti d'apprécier la nocivité de chaque matière et déchet et son évolution à court, moyen et long termes. Dans son avis, l'Ae rappelle également que la réduction de la quantité et de la nocivité des déchets - notamment par le traitement des combustibles usés et le traitement et le conditionnement des déchets radioactifs - constitue l'une des orientations fixées par le code de l'environnement¹ que le plan se doit de respecter.

Suite à l'avis de l'Ae, l'ASN et la DGEC ont produit une version finale du PNGMDR 2016-2018. Ce plan est accompagné de prescriptions définies par l'arrêté du 23 février 2017 [3] pris pour application de l'article L. 542-1-2 du code de l'environnement. L'article 1 de cet arrêté demande à l'IRSN la remise d'un « *rapport sur la méthodologie et les critères envisageables pour apprécier la nocivité des matières et déchets radioactifs* ». L'article précise que le rapport « *doit intégrer des considérations sur l'évolution des caractéristiques des matières et des déchets radioactifs à court, moyen et long terme, leur écotoxicité et l'impact associé aux modalités de gestion envisagées dans le Plan national de gestion des matières et des déchets radioactifs* ».

Le présent rapport constitue la réponse apportée par l'IRSN à la demande précédente. **Le chapitre 2 précise l'approche générale retenue. Le chapitre 3 définit les modèles et les paramètres de calcul nécessaires à la quantification de chacun des indicateurs choisis. Le chapitre 4 présente le résultat de l'application de la méthode sur quelques exemples. Le chapitre 5, enfin, formule des propositions en vue d'un déploiement plus large de la méthode et identifie les points pouvant nécessiter un approfondissement.**

2 INTERPRETATION DONNEE A LA DEMANDE ET ORIENTATIONS RETENUES POUR Y REpondRE

2.1 Définition de la notion de nocivité dans le contexte de la demande

En préalable au travail d'élaboration d'une méthode et de critères d'appréciation de la nocivité des déchets et des matières radioactives, l'IRSN s'est interrogé sur la définition à donner à la notion de nocivité dans le contexte de la demande du PNGMDR.

Dans le langage courant et dans le domaine scientifique, le terme de nocivité est utilisé pour désigner le caractère de ce qui peut provoquer des effets néfastes et mauvais pour la santé ou la survie d'organismes vivants. Ainsi définie, la notion de nocivité revêt une acception large qui recoupe celle de dangerosité, voire de toxicité. Appliquée à un produit ou une substance, elle constitue une caractéristique intrinsèque et désigne le potentiel à altérer la santé de l'homme ou

¹ article L. 542-1-2

l'environnement. L'estimation de la nocivité peut alors, par exemple, se matérialiser par une mention apposée sur l'étiquette du flacon contenant le produit pour signaler le risque qu'il y aurait à l'ingérer ou à le déverser dans l'environnement. Si elle doit être quantifiée, cette nocivité l'est généralement au travers de situations standardisées. Au contraire, lorsqu'il s'agit d'apprécier les effets réels ou potentiels associées à un produit ou une substance dans une installation ou un contexte d'utilisation donnés, l'appréciation s'effectue dans le cadre d'une étude d'impact via une évaluation quantitative de risque. Cette évaluation tient alors compte des conditions dans lesquelles le produit ou la substance sont mis en œuvre et des situations particulières qui conduisent ou pourraient conduire à exposer l'homme et l'environnement. Enfin, dans une approche plus globalisante, s'intéresser aux effets néfastes d'un produit ou d'une substance peut conduire à rechercher et quantifier les risques qu'il induit à chacune des étapes de son cycle de vie, depuis sa fabrication jusqu'à son élimination.

Les termes de nocivité et de dangerosité sont également utilisés dans le champ réglementaire, généralement de manière complémentaire l'un de l'autre. Dans le Code de l'environnement, la dangerosité est la notion retenue pour la classification des substances et des mélanges² mais aussi des déchets³ alors que c'est celle de nocivité qui est utilisée pour exprimer l'exigence de réduction qui s'applique à leur gestion⁴. L'article L541-1 du code de l'environnement fixe ainsi comme premier principe applicable à la gestion des déchets l'exigence de « prévenir ou réduire la production et la nocivité des déchets ».

Sur la base des éléments précédents, il est retenu dans la suite du rapport que la notion de nocivité à laquelle renvoie l'article 1 de l'arrêté du 23 février 2017 [3] correspond à une caractéristique intrinsèque du déchet ou de la matière. Pour répondre à la demande qui lui est faite, l'IRSN doit alors proposer une méthode et des critères permettant d'apprécier l'ampleur des effets pour la santé de l'homme ou des écosystèmes susceptibles d'être causés par un déchet ou une matière radioactive.

Il est souligné ici que la réponse à l'article 1 de l'arrêté [3] est complémentaire mais clairement distincte de celle appelée par l'article 9 qui demande à Areva, en lien avec le CEA, EDF et l'ANDRA, de produire une analyse comparée des impacts pour l'environnement d'une stratégie de production électronucléaire reposant sur le retraitement des combustibles usés et d'une stratégie alternative qui n'y aurait pas recours. Cette analyse, qui requiert de considérer l'ensemble des étapes de gestion du combustible, depuis l'extraction de l'uranium jusqu'au stockage des déchets induits, rejoint la démarche d'analyse de cycle de vie.

2.2 Intérêt d'un indicateur de nocivité pour le PNGMDR et lien avec l'inventaire ANDRA

En application de l'article L. 542-1-2 du code de l'environnement, le PNGMDR vise à dresser un bilan régulier de la politique de gestion des matières et déchets radioactifs sur le territoire national, à évaluer les besoins nouveaux et à déterminer les objectifs à atteindre à l'avenir. Le plan comprend une partie descriptive dressant l'état des lieux actuel. Cette partie s'appuie largement sur les données fournies par l'Inventaire national géographique que l'ANDRA est chargée de tenir à jour. L'inventaire national [6] a, de son côté, pour objectif de recenser annuellement l'ensemble des matières et déchets radioactifs présents sur le territoire français afin de disposer d'une vision aussi complète et exhaustive que possible de leur nature, leur quantité et leur localisation. En pratique, le recensement conduit à distinguer 6 grandes catégories de déchets regroupant un total de 132 familles et 10 grandes catégories de matières regroupant un total de 27

² Voir le règlement relatif à la classification, à l'étiquetage et à l'emballage (CLP) [(CE) n° 1272/2008] [4]

³ Voir la directive cadre déchets modifiée par le règlement (UE) n° 1357/2014 [5]

⁴ Voir l'article L541-1 du code de l'environnement

sous-catégories. Les informations relatives aux 132 familles de déchets sont regroupées dans un catalogue sous la forme de fiches descriptives. Pour chaque famille, les fiches fournissent :

- une description générale des déchets, de leur localisation et de leur gestion actuelle ou future ;
- des données chiffrées relatives aux quantités produites et à produire ainsi qu'à l'activité, totale et par émetteur, de l'ensemble des déchets de la famille ;
- des données complémentaires parmi lesquelles un descriptif du conditionnement des déchets, les dimensions et la masse du colis et, lorsqu'elle est connue, une estimation de l'activité massique en Bq.g⁻¹ de colis fini pour un colis moyen. Des informations sur la présence d'éléments ou d'espèces chimiques présentant une toxicité figurent également parmi ces données complémentaires.

La fiche descriptive d'une famille de déchets de l'inventaire ANDRA [6] est fournie à titre d'exemple dans l'encadré 1.

S'agissant des données chiffrées, l'unité adoptée par l'ANDRA pour constituer son inventaire est le « volume équivalent conditionné », exprimé en m³. Le conditionnement considéré est celui répondant aux exigences d'entreposage et de transport vers un centre de stockage. Il correspond aux colis primaires. Pour les déchets dont le conditionnement n'est pas connu lors de la mise à jour de l'inventaire, des hypothèses sont faites pour évaluer le volume équivalent conditionné.

Pour ce qui concerne les éléments chimiques potentiellement toxiques (classés dans la catégorie « toxiques chimiques »), les quantités indiquées dans les fiches familles correspondent à un colis unitaire moyen et sont exprimées en grammes par colis. Les données fournies par l'ANDRA se limitent à une liste de 12 éléments (cf. tableau ci-après ; le chrome VI y figure en complément du chrome total, ce qui conduit à deux entrées pour cet élément).

Tableau 1 : Liste des éléments toxiques retenus par l'ANDRA pour la constitution de l'inventaire national [6].

ÉLÉMENTS CHIMIQUES	SYMBOLES	ÉLÉMENTS CHIMIQUES	SYMBOLES
Antimoine	Sb	Cyanures	CN libre
Arsenic	As	Mercure	Hg
Beryllium	Be	Nickel	Ni
Bore	B	Plomb	Pb
Cadmium	Cd	Sélénium	Se
Chrome total	Cr	Uranium	U
Chrome VI	Cr VI		

Il est à noter que dans les caractérisations et évaluations plus détaillées qu'elle produit en complément de sa mission d'inventaire, l'ANDRA prend en compte d'autres substances que celles mentionnées ci-avant. Au nombre de ces substances complémentaires figurent celles relevant de la catégorie « substances agressives ou réactives » dans laquelle sont classés des éléments tels que l'aluminium (Al), le magnésium (Mg), le zinc (Zn), le lithium (Li).

Parmi les différentes informations figurant dans l'inventaire [6] et reprises dans le PNGMDR, aucune ne permet d'apprécier simplement le caractère nocif d'une famille donnée de déchets, que ce soit directement ou en comparaison de celui d'une autre famille.

FMA-VC

117

INVENTAIRE NATIONAL DES MATIÈRES ET DÉCHETS RADIOACTIFS

i

EN SAVOIR PLUS

SUR LE CONDITIONNEMENT



Traitement/conditionnement :
Les boues ou concentrats sont d'abord homogénéisés puis mélangés à un matériau à base de ciment. Le mélange est réalisé à l'aide d'un malaxeur (mélange ensuite versé dans la coque en béton). Actuellement, la cimentation est effectuée directement dans la coque béton. Le bouchon en béton du conteneur est réalisé après quelques jours de séchage.

Matrice : matériau à base de ciment

Volume industriel du colis : 2 m³

Masse moyenne du colis fini : 4-4 tonnes

Masse moyenne de déchets par colis : 1,7 tonne

SUR LA RADIOACTIVITÉ

Méthode de détermination :
L'activité est déterminée à partir de mesures par spectrométrie gamma sur des échantillons, complétée par l'application de ratios pour les radionucléides difficilement mesurables. L'activité en tritium est établie forfaitairement par colis. Les émetteurs alpha ne sont déclarés qu'en situation d'incident de rupture de gaine.

L'activité moyenne à la production est de l'ordre de 1.6.10¹⁰ Bq/g de colis fini.

Les principaux radionucléides contributeurs sont :
α : pas de radionucléide prépondérant
β-vc : ¹³⁷Fe, ¹³⁷Co, ^{137m}Ag, ³H, ¹³⁷Cs
β-vi : ¹³¹I

Puissance thermique moyenne : négligeable

SUR LES ÉLÉMENTS CHIMIQUES POTENTIELLEMENT TOXIQUES

Concentrants : bore : 16 kg/colis.
Boues : plomb : 309 g/colis, bore : 270 g/colis, nickel : 150 g/colis, chrome : 140 g/colis.

F3-2-02

116

CATALOGUE DES FAMILLES 2015 | CHAPITRE 2 - FAMILLES DE DÉCHETS - FMA-VC

COLIS DE BOUES ET CONCENTRATS CIMENTÉS - COQUES EN BÉTON (EDF)

et chimiques, drains, résiduaux, drains de planches). Elles sont constituées essentiellement de silice, de carbonate de calcium, de matières organiques et d'oxydes métalliques.

Ces boues et concentrats sont cimentés et conditionnés en coques en béton.

DES DÉCHETS ISSUS DES EFFLUENTS LIQUIDES

Les concentrats proviennent du traitement par évaporation d'une partie des effluents usés des centrales nucléaires (EDF). L'origine de ces effluents est variée, il s'agit en particulier :

- d'effluents provenant d'équipements contenant du fluide primaire (drains, résiduaux) ;
- d'effluents chargés chimiquement et contenant du fluide primaire (drains, chimiques) ;
- d'effluents provenant d'eaux de lavage des sols (drains de planches).

Une part importante des concentrats est incinérée dans les usines de CENTRACO (voir famille F3-7-013). La part restante, non incinérée, est comptabilisée dans cette famille.

Les boues proviennent du nettoyage des pulvérisateurs et des fonds de réservoir de collecte des effluents (effluents de servitudes



EN CHIFFRES

STOCK ET PRÉVISIONS

Date	Stock	Prévisions (Cumul)
Fin 2013	19 708	26 228
Fin 2020		34 608
Volume total (m ³)		

* Volume estimé de la totalité des colis de déchets, une fois le conditionnement effectué

RADIOACTIVITÉ DE LA TOTALITÉ DES DÉCHETS
Activité calculée par Andra en kg à la date du 31/12/2013

Activité totale à fin 2013	
(expressions en Bq en logarithme)	
Total	3,0.10 ¹³
Part B-2	2,1.10 ¹³
Part B-2 à vie longue	7,4.10 ¹²

Catégorie FMA-VC

Secteur(s) économique(s) Electronucléaire

Propriété(s) des déchets EDF

État de production des déchets En cours de production

État de production des colis En cours de production

Appartenance aux différents types de déchets Fonctionnement - Démantèlement - RCP

Ainsi, le PNGMDR et l'inventaire national [6] permettent de savoir que la France comptabilisait à la fin 2013 un stock de 2407 m³ de déchets vitrifiés CSD-V (famille F1-3-01) et de 1604 m³ de colis d'enrobés bitumineux produits depuis janvier 1995 (famille F1-3-01). Ils permettent également de savoir que les déchets vitrifiés correspondent à un total de 2,1 10²⁰ Bq (dont 3,5 10¹⁸ Bq dus à des émetteurs α , 2,0.10²⁰ Bq dus à des émetteurs β , γ à vie courte et 3,1.10¹⁷ Bq dus à des émetteurs β , γ à vie longue) alors que les colis bitumineux représentent un total de 3,2 10¹⁵ Bq (dont 6,6 10¹³ Bq dus à des émetteurs α , 3,10.10¹⁵ Bq dus à des émetteurs β , γ à vie courte et 1,8 10¹³ Bq dus à des émetteurs β , γ à vie longue)⁵. En revanche, ils n'apportent pas d'information directement significative pour apprécier la nocivité de l'une ou l'autre de ces deux familles.

C'est à cette lacune, identifiée par l'Ae dans son avis sur l'étude d'impact environnementale du PNGMDR, que le développement d'une méthode d'appréciation de la nocivité doit contribuer à remédier. **Telle que définie précédemment, le résultat fourni par la méthode doit permettre au lecteur non averti de disposer, pour chaque type de déchet ou de matière, d'une indication de sa nocivité, c'est-à-dire de son potentiel à générer un effet sur la santé de l'homme ou des écosystèmes.**

2.3 Une exigence de simplicité associée à l'ambition de tenir compte des diverses dimensions de la nocivité

L'article 1 de l'arrêté du 23 février 2017 [3] formule un certain nombre d'attentes vis-à-vis du travail à produire par l'IRSN. Il demande en particulier de définir des indicateurs - au pluriel - et d'intégrer des considérations sur l'écotoxicité. Il fait par ailleurs référence à la nocivité des déchets et des matières sans la réduire explicitement à sa composante radiologique.

De ces précisions, l'IRSN retient que la méthode qu'il lui revient de définir doit permettre d'apprécier la nocivité résultant des caractéristiques radiologiques et chimiques des déchets et des matières radioactives, à la fois pour l'homme et pour l'environnement. La méthode ayant vocation à fournir une information accessible à un lecteur non avisé, elle doit également restituer le résultat de cette appréciation sous une forme simple.

2.3.1 L'exemple de la radiotoxicité potentielle : vertus et limites d'un indicateur simple

Le cas de la radiotoxicité potentielle (ou inventaire radiotoxique) fournit un exemple intéressant pour éclairer la manière de répondre à l'exigence de simplicité. Comme le détaille l'encadré 2 ci-après, la radiotoxicité potentielle est un indicateur simple, destiné à compléter l'inventaire radioactif d'un objet ou d'une substance et communément utilisé dans les années 1990 pour éclairer les choix en matière de gestion des déchets radioactifs. La radiotoxicité potentielle d'une substance radioactive donnée correspond au produit de l'activité de chacun des radionucléides qu'elle contient par le facteur de dose par ingestion correspondant. Elle fournit donc la dose qui serait reçue par une personne (ou un ensemble de personnes) qui aurait ingéré la substance considérée.

L'indicateur de radiotoxicité potentielle présente un intérêt indéniable : il constitue un élément d'appréciation simple du danger associé à un inventaire radioactif donné en complétant l'information usuellement exprimée en becquerel (Bq) pour lui conférer une dimension qu'elle n'a initialement pas. Un million de becquerel de tritium correspond à la même activité qu'un million de becquerel de plutonium 239 ; le pouvoir nocif du second est pour autant sans commune mesure avec celui du premier. C'est ce dont rend compte clairement la radiotoxicité potentielle : elle s'établit à 1,8 x 10⁻² (mSv pour

⁵ Dans l'inventaire ANDRA [6] comme de manière générale dans le domaine de la gestion des déchets radioactifs, sont considérés comme émetteurs à vie longue les radionucléides dont la demi-vie est supérieure ou égale à 30 ans.

10^6 Bq) pour le tritium et à $2,5 \times 10^2$ (mSv pour 10^6 Bq) pour le plutonium 239, soit une différence d'un facteur de près de 14 000.

En dépit de l'intérêt qu'elle représente, la radiotoxicité potentielle souffre de deux limites importantes qui ont conduit à progressivement réduire l'attention qui lui était portée : elle estime le potentiel de danger en se basant sur une hypothèse délibérément simpliste et elle ne tient compte que d'une seule voie d'exposition - l'ingestion - en ignorant les autres. En outre, cet indicateur ne couvre que la composante radiologique et le danger pour l'homme ; elle ne considère ni la toxicité potentielle des éléments chimiques stables, ni la toxicité potentielle sur l'environnement.

Pour les besoins de la présente étude, l'IRSN a tenu compte du retour d'expérience issu de l'utilisation de l'indicateur « radiotoxicité potentielle » et s'est fixé comme objectif d'apprécier la nocivité aux travers de situations respectant un degré de réalisme minimal et permettant de couvrir les principales voies d'exposition envisageables (exposition externe, ingestion, inhalation) ainsi que les effets sur l'homme et les écosystèmes.

Encadré 2 : La radiotoxicité potentielle : une première tentative pour apprécier la nocivité d'une substance radioactive

La grandeur physique communément utilisée pour caractériser une substance radioactive est l'activité (exprimée en becquerel, Bq), éventuellement rapportée à une unité de masse (Bq.kg^{-1}) ou de volume (Bq.m^{-3} ou Bq.L^{-1}). Cette grandeur, qui correspond au nombre de désintégration radioactive par seconde, donne une indication sur l'intensité du phénomène de radioactivité, c'est-à-dire d'émission de rayonnements ionisants. Elle ne fournit en revanche pas de précision sur la nature des rayonnements émis et ne permet de ce fait pas d'apprécier le danger que représente la substance.

En pratique, le danger associé à un rayonnement ionisant varie notablement en fonction de la nature du rayonnement émis mais aussi des modes d'exposition considérés. Les radionucléides émetteurs de rayonnements alpha peuvent, par exemple, générer des expositions élevées lorsqu'ils se retrouvent incorporés dans l'organisme des êtres vivants, suite à leur inhalation ou leur ingestion par exemple. Ils sont par contre relativement inoffensifs lorsque l'exposition est externe. Le rayonnement alpha est en effet facilement arrêté par une faible épaisseur de papier ou les premières couches de l'épiderme. Dans le cas d'une incorporation, les effets produits par un radionucléide vont également dépendre de la manière dont il se répartit au sein de l'organisme et du temps nécessaire à son élimination (période biologique). Ainsi, la faible nuisance du tritium est due à l'énergie particulièrement faible de ses particules bêta (0,018 MeV au maximum) mais aussi au fait que cet isotope de l'hydrogène est généralement éliminé de l'organisme avant de s'être désintégré (sa période biologique n'est que de 10 jours). Au contraire, le plutonium est toxique car c'est un émetteur alpha qui peut se fixer dans les os et le foie pour une longue durée. Un autre paramètre intervient également dans la capacité d'une substance à générer des nuisances : la mobilité environnementale des éléments qui la compose, c'est-à-dire la facilité avec laquelle ils vont se déplacer dans les compartiments physiques (eau, sol, air) et être incorporés dans les chaînes biologiques (végétaux, animaux). De ce point de vue, alors que le tritium est très mobile, le plutonium et les actinides le sont très peu. Dans le cas d'une contamination environnementale, cette caractéristique réduit la probabilité qu'ils migrent au sein des chaînes trophiques et soient ingérés.

Pour une situation particulière donnée, il est possible de définir précisément les conditions de mise en contact d'un individu et d'une substance radioactive (durée, caractéristique de l'individu exposé, quantités ingérées et inhalées, géométrie et distance de la source pour une exposition externe) et ainsi de calculer l'exposition qui en résulte en tenant compte des caractéristiques des différents rayonnements émis par la substance considérée. La grandeur fournie par le calcul est la dose efficace, exprimée en sievert (Sv).

A défaut de pouvoir définir a priori et de façon générique les différents paramètres nécessaires à un tel calcul de dose, il a été proposé de recourir à un indicateur simplifié, appelé radiotoxicité potentielle. Pour une substance radioactive donnée, la radioactivité potentielle est calculée comme la somme, pour chacun des radionucléides, du produit de l'activité du radionucléide par le coefficient de dose par ingestion correspondant. Ainsi, la radioactivité potentielle correspond à la dose qui résulterait de l'ingestion de la substance radioactive concernée.

$$\text{Radiotoxicité potentielle} = \sum_i A_i \times h(g)_{\text{ing}, i}$$

Où : A_i désigne l'activité du radionucléide i et $h(g)_{\text{ing}, i}$ désigne le coefficient de dose par ingestion du radionucléide i .

La radiotoxicité potentielle a été notamment utilisée au début des années 1990 dans le cadre des réflexions sur la gestion des déchets radioactifs pour comparer le danger associé à diverses catégories de déchets ou matières : déchets vitrifiés issus du retraitement, combustibles usés, minerai d'uranium. Elle constitue en effet un indicateur plus pertinent que l'activité pour mettre en contexte le danger associé à chacune de ces catégories. Elle a ainsi pu être utilisée pour déterminer l'horizon de temps au-delà duquel la dangerosité d'un déchet vitrifié ou d'un combustible usé peut être considérée comparable à celle d'une quantité équivalente d'uranium naturel du fait de la décroissance radioactive ou encore pour évaluer le gain, en termes de dangerosité, que représentent la séparation et la transmutation du plutonium et des actinides contenus dans les combustibles usés.

Les limites de la radiotoxicité potentielle et la pertinence de l'utilisation de cet indicateur sont toutefois l'objet de nombreuses discussions. En premier lieu, il est noté que la radiotoxicité potentielle conduit à donner une importance particulière aux seuls éléments dont la radiotoxicité s'exprime par ingestion, ce qui est singulièrement le cas du plutonium et des actinides mineurs. Par ailleurs, il est souligné que la radiotoxicité potentielle constitue un indicateur inadapté pour rendre compte des conséquences d'une dissémination et d'un transfert de substances radioactives dans l'environnement du fait de la non prise en compte de la mobilité des radionucléides. En appui de ces critiques, les évaluations d'impact radiologique à long terme du stockage de déchets issus du retraitement et du stockage de combustibles usés ont montré la contribution prépondérante des produits de fission faiblement retenus par les formations géologiques (tels que l'iode 129, le Césium 135, le carbone 14) et le rôle relativement secondaire du plutonium et des actinides mineurs du fait de leur forte rétention par les formations géologiques. Ces résultats remettent en cause la pertinence de la radiotoxicité potentielle pour juger du bénéfice du retraitement et de la transmutation en termes de réduction des impacts radiologiques à long terme des déchets nucléaires.

2.3.2 Indicateur intégré unique ou jeu d'indicateurs complémentaires ?

Comme le souligne l'US EPA [7], l'une des complexités de l'évaluation d'un indicateur de nocivité cumulant diverses dimensions (chimique, radiologique, humaine, environnementale) est le besoin de combiner des données de natures très différentes (différents stressseurs, différentes cibles). Cette combinaison peut-être partielle, et conduire à définir un jeu d'indicateurs complémentaires choisis pour restituer les différentes dimensions retenues, ou « intégrale », et conduire à réduire ces différentes dimensions en un unique indicateur. L'avantage de pousser la combinaison jusqu'à obtenir un indice unique intégré est de faciliter la tâche du décideur en réduisant à un seul nombre, un problème à variables multiples. Le principal désavantage d'une telle solution réside dans le fait que l'indice unique se prête difficilement à une discussion argumentée et contradictoire. La complexité initiale est en effet réduite au prix de choix de simplification non explicites et les incertitudes inhérentes au calcul sont dissimulées. Il en est ainsi des choix effectués pour ramener sur une même échelle deux types de nocivité distincts (chimique et radiologique, sanitaire et écologique). Le passage d'un jeu d'indicateurs complémentaires à un unique indicateur composite s'accompagne par ailleurs généralement d'une perte du sens : rattacher la valeur de l'indicateur à une situation précise (rester à 1 m d'une source pendant une heure par exemple) et un effet concret (être victime d'un syndrome d'irradiation aigüe par exemple) s'avère plus difficile.

Compte-tenu des éléments évoqués précédemment, l'option retenue par l'IRSN est d'aborder la nocivité au travers d'un jeu d'indicateurs simples. La combinaison de ces indicateurs doit permettre de couvrir les différents aspects évoqués ci-avant (nocivité chimique et radiologique, humaine et environnementale) mais également de refléter les diverses formes sous lesquelles la nocivité peut s'exprimer.

2.4 Une exploitation délibérée de référentiels existants

La sélection des situations à retenir et la définition des valeurs de paramètres utilisés pour les décrire constituent une étape délicate pour établir une méthode d'évaluation. Dans le cas qui nous concerne, les situations à définir et paramétrer ne sont pas des situations réelles et observées qu'il suffirait de décrire et de caractériser, *via* des résultats de mesures éventuellement, comme c'est le cas dans le contexte d'une évaluation quantitative des risques présentés par une installation particulière. Ce que requiert l'appréciation de la nocivité, c'est de définir des situations à caractère générique (qu'il est possible de qualifier de conventionnelles) de manière à couvrir une large gamme de situations réelles. Les choix impliquent de ce fait une part de subjectivité plus grande que dans le premier cas (celui d'une évaluation quantitative des risques). **Afin de surmonter pour partie cette difficulté, l'IRSN a délibérément choisi de s'appuyer autant que possible sur des travaux internationaux portant le même caractère générique. A l'issue d'une revue bibliographique ciblée, il a été décidé d'exploiter plus particulièrement les quatre références suivantes :**

- **le rapport EPR-D-VALUES 2006, intitulé « Dangerous quantities of radioactive material (D-values) » [8], publié par l'AIEA (voir encadré 3 ci-après).** Il est dénommé rapport D-Values dans la suite du texte. Ce rapport décrit la méthode définie par l'Agence Internationale de l'Energie Nucléaire pour dériver les valeurs d'activité servant à la catégorisation des sources radioactives. Cette méthode détermine les scénarios et les jeux de paramètres à partir desquels sont définis des niveaux seuils, appelés « Dangerous values », servant à apprécier le potentiel de danger d'une source radioactive scellée. Les classes de dangerosité (notion qui s'apparente à celle de nocivité évoquée dans le présent document) délimitées par ces niveaux seuils sont ensuite associées à des exigences en matière de contrôle et de sécurité ;
- **le rapport Safety Reports Series N° 44, intitulé « Derivation of Activity Concentration Values for Exclusion, Exemption and Clearance » et également publié par l'AIEA [9].** Il est dénommé rapport SRS-44 dans la suite du texte. Ce rapport définit la méthode utilisée pour déterminer les valeurs de libération, exemption et exclusion de grandes quantités de matériaux solides et produits, contenant des substances radioactives (matières premières, matériaux de construction, résidus d'activités diverses, gravats ou terres contaminées issus de chantiers d'assainissement...). Ces valeurs constituent des repères génériques permettant aux autorités nationales de fixer des seuils d'activité ou de concentration d'activité en-deçà desquels un produit ou un matériau peut être considéré comme ne nécessitant pas (ou ne nécessitant plus) de contrôle du point de vue de la radioprotection. Comme pour les D-values, cette méthode repose sur la prise en compte d'un jeu de scénarios et de paramètres associés permettant d'apprécier l'impact potentiel pour un individu ou une population d'un produit ou d'un matériau contenant une quantité donnée d'activité. Le jeu est constitué de huit scénarios qui renvoient à des situations standardisées jugées illustratives de la variété des situations d'exposition envisageables. Trois concernent des expositions professionnelles, les autres concernent des expositions reçues par des membres du public ;
- **le rapport Radiation Protection n° 65, intitulé “Principles and Methods for Establishing Concentrations and Quantities (Exemption Values)” et publié par la Commission Européenne [10].** Il est dénommé rapport RP65 dans la suite du texte. Ce rapport, antérieur au précédent, vise également à déterminer des valeurs d'activité ou de concentration d'activité en-deçà desquelles il peut être décidé de ne plus appliquer d'exigences réglementaires ni de prévoir de contrôle du point de vue de la radioprotection. Contrairement au rapport SRS-44, il s'applique aux sources radioactives détenues et utilisées en faibles quantités et vise principalement les usages

dans les domaines industriel, de l'enseignement, de la recherche et médical. Comme celles définies par les rapports précédents, la méthode retenue par le rapport RP65 repose sur la définition de trois familles de scénarios d'exposition, représentatives, pour ces sources, respectivement d'une utilisation normale, d'une utilisation inadéquate ou consécutive à un incident ou accident et enfin de leur élimination. Ces familles, précurseurs des scénarios mis en œuvre dans le rapport SRS-44 [9], conduisent à combiner différentes voies d'exposition ;



Encadré 2 : Définition et usage du concept AIEA de « D-Value » [8] pour la catégorisation des sources

Afin d'appuyer les organismes de réglementation dans l'élaboration des prescriptions réglementaires qui garantissent un niveau approprié de contrôle de chaque source scellée autorisée, l'AIEA a publié un guide [12] dont l'objectif est de fournir un système simple et logique pour classer les sources radioactives selon leur nocivité potentielle dans des catégories distinctes. Au-delà d'un usage national, ce guide de sûreté sert aussi de support à l'harmonisation internationale des mesures de contrôle et de sécurité des sources de rayonnements, en particulier à l'application du Code de conduite sur la sûreté et la sécurité des sources radioactives [13, 14] dans le domaine des importations et exportations de sources entre pays.

Le système de catégorisation des sources radioactives est basé principalement sur leur capacité à provoquer des effets déterministes. Il est donc fondé sur la notion de « sources dangereuses » – lesquelles sont quantifiées en termes de « valeurs D ». La valeur D correspond à l'activité spécifique du radionucléide contenu dans une source radioactive qui, si elle n'est pas soumise à un contrôle, pourrait provoquer des effets déterministes graves dus, soit à une exposition externe en l'absence de protection (valeur D1), soit à une exposition interne en cas de dispersion de la matière radioactive (valeur D2). Aux fins de la catégorisation, la valeur D retenue est prise égale, pour chaque radionucléide, au minimum des deux valeurs D1 et D2. Ces effets déterministes et les critères de doses associés sont présentés dans le tableau ci-après. Ce tableau présente les correspondances entre tissu, effet et critère de façon simplifiée. Pour plus de détails, il convient de se référer au rapport D-Values publié par l'AIEA [8].

Une source dont l'activité A en un radionucléide donné est telle que A/D est supérieur à 1000 est considérée comme source de catégorie 1. Lorsque ce rapport est compris en 10 et 1000, cette source est considérée comme source de catégorie 2. Si ce rapport est compris entre 1 et 10, la source est considérée comme source de catégorie 3. Le système de catégorisation de l'AIEA s'étend à d'autres catégories de sources, ces catégories ne conduisant pas, pour les scénarios considérés, à des effets déterministes. Le système de catégorisation ne s'applique ni aux générateurs X ni aux sources non scellées, bien qu'il soit possible de l'étendre à ces deux types de sources de rayonnement ionisants.

Tissu/organe	Exemple d'effet	Critères de dose
Corps entier	Syndrome hématopoïétique	1 Gy en 2 jours ou en 100 h selon qu'il est possible ou non de transporter la source
Poumon	Pneumonie	6 Gy en 2 jours pour les rayonnements à faible transfert linéique d'énergie (typiquement les rayonnements gamma) 25 Gy en 1 an pour les rayonnements à fort transfert linéique d'énergie (typiquement les rayonnements alpha)
Thyroïde	Nécrose des tissus constitutifs de la thyroïde	5 Gy en 2 jours
Peau	Nécrose	25 Gy en 10 h

- le rapport « D-ERICA : An INTEGRATED APPROACH to the assessment and management of environmental risks from ionising radiation - Description of purpose, methodology and application » qui résume les développements menés dans le cadre du projet EURATOM ERICA⁶ [11]. Il est dénommé rapport ERICA dans la suite du texte. Ce rapport décrit l'approche intégrée adoptée pour l'évaluation et la gestion des risques pour l'environnement du fait de son exposition aux rayonnements ionisants. Cette approche combine l'évaluation de l'exposition et des effets *via* la dose reçue par la faune et la flore, pour en déduire le risque radiologique pour les organismes exposés. Elle a été développée en cohérence avec les méthodes d'évaluation du risque chimique existantes pour l'environnement, selon un processus gradué permettant de proportionner le degré de précision de l'évaluation au niveau de risque attendu. Les scénarios couverts correspondent aux situations conventionnelles d'exposition existante ou planifiée (par exemple exposition chronique de la faune et de la flore résultant des rejets autorisés pour le fonctionnement normal des installations). Les modèles et les paramètres proposés ont été définis en adéquation avec ces objectifs, pour trois écosystèmes génériques (eaux douces, terrestre, marin).

2.5 Une approche simple et opérationnelle, ouverte à des évolutions ultérieures

En complément des choix indiqués précédemment, le parti pris adopté par l'IRSN a été de préserver un caractère le plus simple et opérationnel possible à sa démarche et de s'appuyer sur l'état des connaissances disponibles et sur des choix partagés en évitant, autant que possible, de faire seul des arbitrages qui pourraient ensuite paraître discutables.

Ce parti pris a conduit à laisser de côté certains aspects susceptibles d'enrichir la méthode mais qui apparaissaient, à ce stade, soit trop complexes à prendre en compte, soit ayant *a priori* une importance secondaire sur les résultats. Parmi les points jugés à ce stade trop complexes à prendre en compte figure principalement l'influence des caractéristiques physico-chimiques des déchets et matières et le caractère plus ou moins facilement dispersable de leur contenu.

Tel que défini dans l'inventaire national [6], chacune des familles de déchets radioactifs renvoie à un colis type qui est lui-même caractérisé par :

- le déchet qu'il contient,
- une éventuelle matrice de conditionnement et
- la ou les enveloppes qui le constituent.

L'inventaire radiologique du colis découle entièrement des caractéristiques du déchet. L'inventaire chimique correspond lui à la somme des inventaires chimiques des trois composants (déchet, matrice et enveloppes).

La nature de la matrice mais aussi des enveloppes conditionne pour partie le caractère plus ou moins dispersable du contenu d'un colis. Il est ainsi raisonnable de considérer que, à inventaire identique, un déchet bloqué dans une matrice de verre présentera un risque de dispersion moindre qu'un colis contenant le même déchet sous une forme pulvérulente non bloquée. Et intuitivement, il apparaît naturel d'associer au premier une nocivité plus faible qu'au second. Il est toutefois à noter que tenir compte de la nature plus ou moins inerte ou dispersable d'une source de danger ne constitue pas une nécessité pour une méthode destinée à définir un indicateur de portée générique. Ainsi, la méthode D-value [8]

⁶ projet EURATOM ERICA - Environmental Risks from Ionising Contaminants: Assessment and Management, contrat européen FI6R-CT-2004-508847. La documentation complète du projet ainsi que l'outil logiciel éponyme (ERICA Tool) et les bases de données associées sont disponibles à l'adresse www.ERICA-project.org

mentionnée au 2.4 ne traite-t-elle pas différemment des sources métalliques (par exemple une source de cobalt 60) et des sources constituées de pastilles frittées (par exemple certaines sources de césium 137).

Pour tenir compte du caractère plus ou moins facilement dispersable d'un déchet, il convient de définir une méthode capable d'attribuer à chaque colis une « performance » différente selon la nature de la matrice de blocage et des enveloppes qui le constituent. Dans le cas d'une démarche générique, telle que celle visée par le présent rapport, se pose la question des bases sur lesquelles définir cette performance. Afin de simplifier le problème, une première possibilité peut consister à réduire le nombre de cas à prendre en compte. Ainsi, plutôt que de définir la performance de chacune des 132 familles de colis, il est possible de ne distinguer qu'un nombre limité de configurations possibles. Sur la base des familles définies par l'inventaire ANDRA [6], la distinction suivante apparaît ainsi aisément justifiable :

- colis contenant des déchets sans matrice d'immobilisation ou d'enrobage,
- colis contenant des déchets immobilisés dans une matrice vitrifiée,
- colis contenant des déchets immobilisés dans une matrice bitumeuse,
- colis contenant des déchets immobilisés dans une matrice cimentaire,
- colis contenant des déchets immobilisés dans une matrice polymère.

Au-delà de la distinction précédente, fondée sur la nature des matrices de conditionnement, il peut être pertinent d'introduire une distinction complémentaire pour tenir compte de la présence de déchets métalliques, qui, dès lors que l'inventaire est piégé dans la structure même du métal - comme c'est le cas pour les produits d'activation en particulier - peuvent être considérés comme faiblement dispersables.

Pour une situation donnée - la chute ou l'écrasement d'un colis par un engin de manutention par exemple, ou encore le fait qu'il se retrouve de façon prolongée en contact avec un flux d'eau -, il convient dans un second temps de quantifier la performance du colis pour chacun des cas de figure retenus. Il ne s'agit plus de convenir qu'un colis bloqué dans une matrice cimentaire devrait relâcher, en cas de chute, une moindre part de son contenu qu'un colis de déchets non bloqué mais d'être capable de quantifier cette différence, de préciser si la proportion d'inventaire relâchée doit être considérée 100, 1000 ou 10 000 fois⁷ plus importante dans le second cas et de le justifier *a minima*.

Cette étape, bien que probablement accessible, est évidemment complexe. Elle nécessite de partir d'un dossier de connaissance précis des différentes matrices et configurations distinguées et de poser des choix conventionnels, éclairés par des avis d'experts. Du point de vue de l'IRSN, le travail correspondant dépasse le champ de la demande objet du présent rapport et nécessite d'être mené avec l'implication étroite de l'ANDRA et des producteurs de déchets. **Aussi, la méthode retenue ci-après n'intègre, à ce stade, pas directement la prise en compte des caractéristiques physicochimiques d'un colis et leur effet potentiel sur la nocivité du déchet ou de la matière. Elle pose toutefois les bases d'un travail complémentaire qui permettrait de la compléter de manière à pallier cette limite actuelle.**

⁷ 100, 1000, 10 0000 ou toute autre valeur à définir

3 METHODE RETENUE

3.1 Le choix de quatre axes associés à quatre situations d'exposition complémentaires de l'homme ou des écosystèmes

En application des orientations définies au chapitre 2, l'IRSN a choisi d'aborder la nocivité d'un déchet ou d'une matière radioactive au travers d'un jeu de quatre situations couvrant une diversité de contextes d'exposition de l'homme ou des écosystèmes.

Les deux premières impliquent la mise en contact d'un individu et d'un colis de déchets radioactifs (ou de matière radioactive). Le contexte envisagé est celui d'un local dans lequel est placé le colis et que fréquente l'individu considéré. A partir de ce contexte, deux situations sont prises en compte.

Dans la première, désignée par la suite « situation 1 », le colis est supposé intègre : il se présente sous la forme et dans le conditionnement décrits dans l'inventaire ANDRA [6]. A défaut d'une description des caractéristiques du conditionnement dans l'inventaire ANDRA, le déchet (ou la matière) est supposé conditionné dans un grand récipient vrac souple (GRVS ou big bag) de 1 m³. L'exposition considérée est une exposition prolongée, associée à la fréquentation régulière du local par l'individu qui peut par exemple y exercer une activité professionnelle.

Dans la deuxième, désignée par la suite « situation 2 », le contenu du colis est supposé avoir été subitement dispersé dans l'atmosphère du local. L'exposition considérée s'apparente alors à une exposition en situation accidentelle. L'individu présent dans le local est supposé y rester pendant une courte période avant de le quitter. La situation accidentelle qui conduit à la dispersion du contenu du colis peut résulter d'un choc mécanique (chute du colis, écrasement par un engin de manutention) ou une sollicitation thermique (incendie).

Les deux situations précédentes sont similaires ou s'inspirent de celles retenues dans les rapports D-Value [8] (cf. scénario WO, WF, WL) et RP65 [10] (cf. Normal use (workplace) scenario et Accidental (workplace) scenario) évoqués à la section 2.4.

Les deux dernières situations supposent l'abandon du colis et la dispersion de son contenu dans l'environnement. Dans un premier cas, l'environnement considéré est un terrain cultivé. Dans un second, il s'agit d'un plan d'eau. La dispersion du contenu du colis peut par exemple résulter de son broyage (accidentel ou volontaire) ou de sa dégradation progressive sous l'effet des processus environnementaux.

Dans la « situation 3 », l'exposition étudiée est l'exposition durable d'une population humaine tirant une partie de ses ressources de l'environnement contaminé par la dispersion du contenu du colis pouvant par exemple résulter de son abandon. Les deux types d'environnement (terrain cultivé et plan d'eau) sont tour à tour pris en compte. Cette situation s'apparente à celles définies dans les rapports RP65 [10] et SRS-44 [9] évoqués à la section 4.

Dans la « situation 4 », l'exposition étudiée est l'exposition durable de l'écosystème aquatique supposé s'être développé dans le plan d'eau.

Les quatre situations retenues permettent ainsi de porter un éclairage sur :

- les conséquences susceptibles de résulter, pour la santé d'un individu, du simple fait de séjourner de manière régulière et prolongée, sans précaution particulière, à proximité d'un colis (situation 1). Cette situation

renseigne finalement sur les enjeux soulevés par le colis intègre, du point de vue de la radioprotection et donne une indication sur l'importance des dispositions à mettre en œuvre dans ce domaine pour les organismes qui auront à le prendre en charge ;

- les conséquences susceptibles de résulter, pour la santé d'un individu, de la dispersion accidentelle du contenu d'un colis (situation 2). Cette situation renseigne ainsi sur les enjeux supplémentaires soulevés par le colis, du point de vue de la sûreté ;
- les conséquences qui pourraient résulter, pour la santé de la population, de son abandon sans précaution et de la dispersion de son contenu dans l'environnement (situation 3) ;
- les conséquences qui pourraient résulter, pour la santé des écosystèmes, de son abandon sans précaution et de la dispersion de son contenu dans l'environnement (situation 4).

Partant des descriptions sommaires des situations fournies précédemment, les sections 3.2 à 3.5 décrivent en détail les hypothèses et paramètres utilisés pour calculer les expositions associées respectivement aux substances radioactives et aux éléments chimiques présents dans le colis. Les choix effectués répondent à plusieurs exigences :

- couvrir, au travers des quatre situations, les diverses voies d'exposition envisageables (ingestion, inhalation, exposition externe). Dès lors que cette exigence est remplie, la simplicité des voies d'exposition est recherchée. L'objectif n'est ainsi pas de prendre en compte la voie ingestion, par exemple, de manière systématique, mais de s'assurer qu'elle est prise en compte dans au moins une des situations retenues (si possible la plus pertinente) ;
- recourir à des hypothèses réalistes mais choisies pour leur caractère générique ou standardisée. De ce point de vue, le recours aux valeurs définies, soit par la réglementation, soit par les travaux cités comme référence à la section 2.4 est privilégié. A défaut, les valeurs sont définies en fonction d'un principe de cohérence et de simplicité et sur une base argumentée.

La section 3.6 présente ensuite la manière dont les résultats de ces différents calculs sont utilisés pour dériver quatre indicateurs de nocivité, associés aux quatre situations évoquées précédemment, et comment ces indicateurs sont représentés de manière combinée sur un diagramme multivarié, dit diagramme de Kiviat ou diagramme radar.

3.2 Description des situations et des paramètres choisis pour chacune des situations

Les sections ci-après précisent les modèles utilisés pour calculer les expositions dans les situations retenues ainsi que les valeurs de paramètres choisis. Les valeurs des paramètres sont regroupées dans des tableaux récapitulatifs en fin de section. Celles directement issues des références citées au 2.4 apparaissent sur fond blanc. Lorsque ce sont des valeurs fixées par la réglementation française (ou éventuellement par la CIPR) ou jugées plus pertinentes dans le contexte français qui ont été adoptées, elles sont inscrites sur un fond grisé. Enfin, les lignes colorées en bleu correspondent aux valeurs de paramètres définies par l'IRSN sur la base des justifications précisées dans le texte.

3.2.1 Axe 1 : exposition régulière et prolongée d'un individu du fait de la présence d'un colis dans un local

3.2.1.1 *Modèle d'exposition pris en compte*

Comme indiqué au paragraphe 3.1, pour l'axe 1, la situation considérée correspond à la présence d'un colis dans un local fréquenté de manière régulière et prolongée, par exemple dans le cadre d'une activité professionnelle. Le local a des caractéristiques identiques à celui retenu dans le rapport D-values [8] (local fermé de 32 m³).

La principale voie d'exposition envisagée est l'exposition externe. Lorsque le colis est susceptible de relâcher dans l'atmosphère un produit volatil, radioactif ou toxique, l'inhalation de ce produit pendant le temps de présence dans le local est également prise en compte. L'ajout de cette seconde voie d'exposition est apparu particulièrement utile pour couvrir le cas des déchets et matières radioactives contenant du radium et dont le conditionnement n'est pas conçu pour garantir une étanchéité au gaz radon. D'autres cas sont théoriquement envisageables : présence de tritium, production de gaz de radiolyse, présence de produits organiques volatils. A ce stade, seul le cas d'une exposition au radon est décrit, mis en équation et paramétré ci-après. Celui du tritium pourrait être également traité sans difficulté particulière. Les autres apparaissent *a priori* de moindre intérêt.

En cohérence avec la destination professionnelle retenue pour le local, l'individu exposé est supposé être présent pendant une durée de 1100 heures par an (l'équivalent de 2/3 de la durée légale de travail de 1607 heures applicable en France). L'exposition externe est évaluée pour une présence à 1 m du colis pendant une durée de 366 heures, c'est-à-dire 1/3 du temps passé à l'intérieur du local.

Pour un scénario comparable, le rapport D-values [8], retient une présence pendant 2000 h dans le local et une exposition à 1 m de la source pendant une durée de 100 h. Dans le rapport RP65 [10], l'exposition est supposée s'effectuer à 1 m de distance sur une durée de 100 h et au contact de la source pendant 25 h. Le temps de présence dans le local est également de 2000 h. En regard de ces hypothèses, les choix retenus par l'IRSN s'expliquent :

- par la recherche d'un bon niveau de réalisme et l'adaptation au contexte réglementaire français (durée du travail) ;
- par la volonté de simplification. Ainsi, pour éviter d'avoir à déterminer les débits de dose à diverses distances, il est apparu préférable de supposer que l'exposition externe était reçue à une distance unique prise égale à 1 m. En considérant une différence d'un facteur de l'ordre de 10 à 15 du débit de dose mesuré au contact (5 cm) et à 1 m ⁽⁸⁾, une exposition de 25 h au contact peut être considérée comme équivalent à une exposition à 1 m de distance pendant une durée de 250 à 375 heures. Il apparaît ainsi que l'hypothèse d'exposition retenue par le RP65 [10] est proche de celle retenue par l'IRSN pour l'axe 1.

Calcul de l'exposition externe

Les calculs de débit de doses efficaces sont réalisés uniquement pour les photons par la méthode d'atténuation en ligne droite et pour une géométrie antéro-postérieure (AP) à l'aide du logiciel MERCURAD version 1.10 [17]. Les coefficients de dose utilisés sont ceux définis dans la CIPR 74 [18].

⁸ Les ratios de débit de dose indiqués correspondent à ceux calculés à distance pour un colis de déchets HA vitrifiés et un colis de déchets MA-VL bitumés [15,16].

Les raies d'énergie inférieures à 10 keV ne sont pas considérées en l'absence de coefficients de dose tabulés dans la CIPR 74 pour ces raies d'énergie. L'incidence de ce choix sur le résultat de calcul peut être considéré comme *a priori* faible en raison de l'atténuation importante des photons d'énergies inférieures à 10 keV par le colis lui-même.

Le fait de se placer en géométrie AP majore la dose efficace par irradiation. Cette configuration revient à faire l'hypothèse que la personne reste face au colis sur la totalité de l'exposition. Cette géométrie est celle qui fournit les coefficients des flux de photons en dose efficace les plus élevés ([19]).

La dose efficace est calculée comme suit :

$$E_{\text{irradiation}} = \frac{dE_{\text{irradiation}}}{dt} \cdot t_{\text{exp,1m}} \quad \text{[Équation 1]}$$

Où :

- $E_{\text{irradiation}}$ (Sv.an⁻¹) est la dose efficace annuelle due à l'irradiation externe ;
- $dE_{\text{irradiation}}/dt$ (Sv.h⁻¹) est le débit d'équivalent de dose efficace tel que calculé par MERCURAD [17] ;
- $t_{\text{exp,1m}}$ (h.an⁻¹) est la durée annuelle d'exposition à un mètre du colis.

Calcul de la dose inhalée due à la production de radon par le colis :

Dans le cas où le colis contient du radium et est de ce fait susceptible de produire et de relâcher du radon, le calcul de l'exposition générée par la présence de ce gaz dans le local (supposé de volume égal à 32 m³) peut s'effectuer de façon simplifiée en considérant que l'activité volumique du radon dans l'air du colis est à l'équilibre avec l'activité volumique dans l'air du local. Pour cette hypothèse, le bilan de masse en régime stationnaire⁹ s'écrit selon l'équation ci-après :

$$\lambda_{Rn} \cdot E_{Ra} \cdot A_{\text{colis}}^{Ra} - \lambda_{Rn} \cdot A_V \cdot V - R_V \cdot A_V \cdot V = 0 \quad \text{[Équation 2]}$$

Où :

- E_{Ra} (-) est le facteur d'émanation de radon du colis ;
- A_{colis}^{Ra} (Bq) est l'activité du radium 226 dans le colis ;
- λ_{Rn} (s⁻¹) est la constante de décroissance radioactive du radon 222 ;
- A_V (Bq.m⁻³) est l'activité volumique du radon dans l'air du local ;
- V (m³) est le volume du local ;
- R_V (s⁻¹) est le taux de renouvellement d'air (s⁻¹).

Il en résulte que :

$$A_V = \frac{\lambda_{Rn} \cdot E_{Ra} \cdot A_{\text{colis}}^{Ra}}{(\lambda_{Rn} + R_V) \cdot V} \quad \text{[Équation 3]}$$

La dose efficace liée à l'inhalation de radon peut alors être calculée à l'aide des coefficients de dose de la CIPR 137 [20] comme suit :

$$E_{\text{inh,Rn}} = \frac{t}{2000} \cdot \frac{A_V}{300} \cdot h(g)_{\text{inh}}^{Rn} \quad \text{[Équation 4]}$$

Où :

- $E_{\text{inh,Rn}}$ (Sv.an⁻¹) est la dose efficace engagée reçue par inhalation du radon ;
- t_{exp} (h.an⁻¹) : durée d'exposition ;

⁹ Cette équation revient à écrire l'égalité entre, d'une part, la quantité de radon émanée par le colis et, d'autre part, la quantité de radon disparaissant par désintégration radioactive et du fait du renouvellement de l'air du local.

- A_V est l'Activité volumique du radon dans l'air du local ;
- $h(g)_{inh}^{Rn}$ (Sv.Bq⁻¹) est le coefficient de dose par inhalation de radon.

Un modèle alternatif, plus détaillé et moins conservatif, est proposé en Annexe 1 pour calculer l'activité volumique dans l'air du local. Il repose également sur l'écriture d'un bilan de masse en régime stationnaire mais tient compte d'un différentiel de concentration entre le colis et le local.

3.2.1.2 Choix des paramètres et données d'entrée nécessaires au calcul

Le choix des paramètres et données d'entrée retenus pour calculer l'exposition selon les équations précédentes est détaillé dans les tableaux ci-dessous.

Tableau 2 : Paramètres utilisés dans le calcul de la dose efficace annuelle par irradiation

Valeurs retenues		Origines des valeurs/choix des paramètres
Durée annuelle d'exposition	366 h.an ⁻¹	La personne est présente dans le local pendant les 2/3 de la durée légale du travail soit 1100 h.an ⁻¹ . L'irradiation reçue est considérée équivalente à celle reçue à 1 m du colis pendant 1/3 de la durée de présence, soit environ 366 h.an ⁻¹ .

Tableau 3 : Paramètres utilisés dans le calcul de la dose efficace annuelle par inhalation de radon

Valeurs retenues		Origines des valeurs/choix des paramètres
Durée annuelle d'exposition	1100 h.an ⁻¹	La personne est présente dans le local pendant les 2/3 de la durée légale du travail soit 1100 h.an ⁻¹ .
Volume du local	32 m ³	Valeur retenue dans le rapport SRS-44 [9]
Coefficient de dose par inhalation de radon	6,7 10 ³ Sv.(Bq.h.m ⁻³) ⁻¹	Coefficient générique définie dans la publication n° 137 de la CIPR [20] pour les expositions à l'intérieur des bâtiments
Taux de renouvellement d'air	32 m ³ .h ⁻¹	Le taux de renouvellement de l'air retenu est de 1 volume par heure. Cette valeur est une valeur classique pour des bâtiments correctement ventilés

Blanc : valeur issue des références citées au § 2.4 ; Gris : valeur fixée par la réglementation ; Bleu : valeur définies par l'IRSN.

Aux paramètres fixés dans les tableaux précédents, il convient d'ajouter les paramètres dont les valeurs sont définies de façon spécifique pour chaque colis : le facteur d'émanation du colis (E_{Ra}), l'activité du radium 226 dans le colis (A_{colis}^{Ra}).

3.2.2 Axe 2 : exposition accidentelle d'un individu du fait de la dispersion des substances contenues dans un colis

3.2.2.1 *Modèle d'exposition pris en compte*

Comme indiqué au paragraphe 3.1, dans le cas de l'axe 2, l'exposition intervient suite à la dispersion dans l'atmosphère du contenu du colis. La voie d'exposition considérée est l'inhalation des poussières présentes en suspension dans l'air. Les poussières sont supposées constituées de particules issues de la dispersion du contenu du colis.

En première approche, les caractéristiques chimiques et radiologiques des poussières sont calculées en supposant la dispersion de l'ensemble des composants du colis : déchet, matrice d'immobilisation et enveloppe(s). Cette hypothèse a l'avantage de mettre en jeu l'ensemble des composés toxiques contenus dans le colis. Elle apparait toutefois peu vraisemblable. Elle correspondrait en effet à imaginer la dispersion dans l'air des éléments métalliques constitutifs de l'enveloppe du colis. Une hypothèse alternative pourrait consister à ne tenir compte dans le calcul que des poussières susceptibles d'être formées par le déchet et son éventuelle matrice d'immobilisation. Par ailleurs, il pourrait également être considéré un taux d'empoussièrement et des caractéristiques radiologiques et chimiques des poussières différentes pour chaque grand type de matrice d'immobilisation afin de tenir compte de leur aptitude à prévenir ou limiter la

dispersion du contenu du déchets en cas d'accident conduisant à soumettre le colis à une épreuve mécanique ou thermique.

Le temps de présence de l'individu retenu pour le calcul est d'une demi-heure. Cette durée d'exposition correspond à celle retenue dans le rapport D-values [8].

La taille des particules retenues correspond à un diamètre médian de 5 µm comme recommandé dans le rapport SRS-44 [9] notamment.

Le taux d'empoussièrement pris en compte est de 1 g.m⁻³. Cette valeur a été choisie par l'IRSN dans une recherche de compromis entre conservatisme et réalisme. Elle correspond à une valeur très élevée pour une atmosphère de travail ; elle est trois ordres de grandeur au-dessus de celle autorisée par la réglementation pour des locaux de travail (1 mg.m⁻³). Elle reste néanmoins dans la gamme des taux rencontrés dans des situations d'empoussièrement extrêmes. Des taux dix fois plus élevés sont ainsi reportés dans la littérature lors de tempêtes de sable. La valeur retenue est par ailleurs plusieurs ordres de grandeur inférieure à celle calculée dans une hypothèse de dispersion sous forme de poussières de l'intégralité du colis dans le local de 32 m³ pris en compte pour l'axe 1. Cette hypothèse conduirait à un scénario irréaliste.

La dose efficace engagée par inhalation est calculée comme suit :

$$E_{inh} = \sum_{rn} \frac{A(rn)}{M_{colis}} \cdot \tau_{emp} \cdot t \cdot d_r \cdot h(g)_{inh}(rn) \quad \text{[Équation 5]}$$

Où :

- E_{inh} (Sv.an⁻¹) est la dose efficace engagée reçue par inhalation ;
- $A(rn)$ (Bq) est l'activité du radionucléide considéré dans le colis ;
- M_{colis} (g) est la masse du colis ;
- t_{exp} (h.an⁻¹) est la durée annuelle d'exposition ;
- $h(g)_{inh}$ (Sv.Bq⁻¹) est le coefficient de dose par inhalation ;
- d_r (m³.h⁻¹) est le débit respiratoire ;
- τ_{emp} (g.m⁻¹) est le taux d'empoussièrement dans le local.

Pour ce qui concerne l'exposition aux toxiques chimiques éventuellement contenus dans le colis, le calcul effectué consiste à déterminer la quantité de chaque élément inhalé. En reprenant les hypothèses évoquées ci-avant, cette quantité est obtenue à l'aide de l'équation suivante :

$$C_{inh}(sub) = \frac{m(sub)}{M_{colis}} \cdot \tau_{emp} \quad \text{[Équation 6]}$$

Où :

- $C_{inh}(sub)$ (g) est la concentration de l'élément toxique inhalée ;
- $m(sub)$ (g) est la masse de l'élément toxique dans le colis ;
- M_{colis} (g) est la masse du colis ;
- τ_{emp} (g.m⁻¹) est le taux d'empoussièrement dans le local.

3.2.2.2 Choix des paramètres et données d'entrée nécessaires au calcul.

Le choix des paramètres et données d'entrée retenus pour calculer l'exposition selon les équations précédentes est détaillé dans les tableaux ci-après.

Aux paramètres fixés dans les tableaux précédents, il convient d'ajouter les paramètres dont les valeurs sont définies de façon spécifique pour chaque colis : la masse du colis (M_{colis}), la masse de chacun des éléments toxiques et l'activité de chacun des radionucléides présents dans le colis ($m(\text{sub})$ et $A(\text{rn})$).

Tableau 4 : Paramètres utilisés dans le calcul de la dose efficace engagée reçue par inhalation

	<u>Valeurs retenues</u>	<u>Origines des valeurs/choix des paramètres</u>
Taux d'empoussièrément	1 g.m ⁻³	Valeur très élevée en regard de la valeur réglementaire de 1 mg.m ⁻³ fixée par le code du travail (Art R-4222-10 du CT sur 8h de travail) pour l'empoussièrément des lieux de travail. Elle reste néanmoins réaliste au regard des concentrations extrêmes rencontrées dans les carrières ou lors de tempêtes de sable [21].
Durée d'exposition	0,5 h	Valeur retenue dans le rapport D-values [8]
Coefficient de dose inhalation		Valeurs issues du tableau 3.1 de l'arrêté du 1 ^{er} septembre 2003 pour un DAMA de 5 µm [22]
Débit respiratoire	1,2 m ³ .h ⁻¹	Valeur retenue par cohérence avec les valeurs retenues pour les coefficients de dose et avec la publication 71 de la CIPR [23]

Blanc : valeur issue des références citées au § 2.4 ; Gris : valeur fixée par la réglementation ; Bleu : valeur définies par l'IRSN.

3.2.3 Axe 3 : exposition prolongée d'une population résultant de la dispersion dans l'environnement des substances contenues dans un colis

3.2.3.1 *Modèle d'exposition pris en compte*

Pour l'axe 3, les expositions prises en compte sont celles résultant de la dispersion dans l'environnement des substances toxiques, stables et radioactives, contenues dans un déchet ou une matière. Ce scénario peut être associé à un contexte d'abandon du colis. L'hypothèse retenue correspond à la dispersion d'un volume unitaire (1 m³) dans deux environnements types. Le premier correspond à une parcelle cultivée de 3000 m², le second à un plan d'eau de 1 ha. Dans le cas de la parcelle cultivée, la dispersion est considérée s'effectuer de façon homogène dans les trente premiers centimètres de sol, ce qui correspond à une valeur classique pour l'épaisseur de sol cultivé. Dans le cas du plan d'eau, le contenu du volume unitaire retenu est considéré se diluer uniformément dans le volume d'eau transitant en une année par le plan d'eau.

Pour chacun des deux environnements pris en compte, le calcul consiste à évaluer l'exposition des membres d'un groupe de population fréquentant et tirant une partie de sa subsistance de l'environnement concerné. Les voies d'exposition retenues sont les suivantes :

- dans le cas de la parcelle de sol cultivé, les végétaux produits (légumes, fruits) sont consommés localement ;
- dans le cas du plan d'eau, l'eau est utilisée comme eau de boisson et pour l'irrigation. Des poissons sont par ailleurs pêchés et consommés.

Pour ce scénario, la seule voie d'atteinte considérée est donc l'ingestion. L'exposition externe associée au séjour sur le sol contaminé n'est en revanche pas retenue. Il en est de même pour l'ingestion par inadvertance de particules de sol ou leur inhalation suite à la remise en suspension dans l'air. Ce choix s'explique principalement par un objectif de simplicité et le fait que le caractère irradiant du déchet ou de la matière est considéré abordé au travers de l'axe 1 (cf. 3.1). Par

ailleurs, il est considéré que la contribution de la dose reçue par inhalation est négligeable au regard de la dose par ingestion.

Les calculs sont effectués pour des membres de la population appartenant à deux classes d'âge : des enfants de 1 à 2 ans et des adultes. L'exposition est calculée sur l'année suivant la contamination de la parcelle ou du plan d'eau.

Pour ce qui concerne la parcelle cultivée, la superficie retenue répond à une recherche de compromis entre conservatisme et réalisme. Ainsi, le régime alimentaire de la population prise en compte dans le scénario correspond à la consommation annuelle d'une centaine de kilogrammes, au total, de légumes feuilles, fruits et racines par adulte. Pour une part consommée en provenance de la parcelle de 25% et en considérant une production de 1 kg.m^{-2} , une parcelle de 3000 m^2 permet l'approvisionnement d'une population de l'ordre d'une centaine adultes ce qui apparaît pertinent. Il est par ailleurs à noter que la surface de 3000 m^2 est sensiblement inférieure à la surface moyenne des exploitations de production légumière en France (de l'ordre de 7 ha d'après [24]) ce qui permet de se placer dans le cadre d'hypothèses conservatives du point de vue de la dilution.

De la même manière que pour la parcelle cultivée, les caractéristiques du plan d'eau ont été choisies en cohérence avec les hypothèses retenues pour le scénario d'exposition. Ainsi, le volume d'eau doit être suffisant pour permettre une utilisation de l'eau à des fins d'irrigation et de production d'eau potable mais également pour abriter un écosystème fonctionnel, tel que considéré pour l'axe 4. Pour ce qui concerne les plans d'eau, la littérature propose une distinction fondée sur leur superficie. Une superficie de 1 ha situe le plan d'eau dans la catégorie des étangs de faible dimension. En dessous de 0,1 ha, un plan d'eau est considéré comme une mare. A partir de la relation moyenne qui relie pour les étangs français la superficie au volume d'eau qui transite annuellement dans chacun, le volume pris en compte dans le calcul est de $3 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ [24].

Les autres éléments descriptifs des scénarios retenus sont dérivés des scénarios « voie de transfert eau » (water pathway) et « voie ingestion » (ingestion, RL-A et RL-C) définis par le rapport SRS-44 [9].

Exposition liée à la contamination radioactive du sol

Les caractéristiques du scénario d'ingestion retenues sont celles définies dans le rapport SRS-44 [9] (scénarios RL-A et RL-C) en considérant des paramètres réalistes et en adaptant la mise en équation dans le cas particulier du tritium.

Les végétaux sont composés de légumes feuilles, de fruits et de légumes racines.

La dose efficace par ingestion est évaluée de la manière suivante :

$$E_{ing,sol} = \sum_i \left(\sum_{rn} \frac{A(rn)}{\rho_{colis}} \cdot f_d \cdot f_t(rn) \cdot q_{ing,i} \cdot f_{local} \cdot e^{-\lambda T_1} \cdot \frac{1 - e^{-\lambda T_2}}{\lambda T_2} \cdot h(g)_{ing}(rn) \right) \quad \text{[Équation 7]}$$

Où :

- $E_{ing,sol}$ (Sv.an^{-1}) est la dose efficace engagée par ingestion ;
- $A(rn)$ (Bq) est l'activité du radionucléide considéré dans le colis ;
- ρ_{colis} ($\text{kg}_{colis} \cdot \text{m}^{-3}_{colis}$) est la masse volumique du colis ;
- f_d ($\text{kg}_{sol} \cdot \text{m}^{-3}_{colis}$) est le facteur de dilution du colis dans le sol. Il correspond à la masse de sol dans laquelle le volume unitaire de colis est supposé dilué ;
- $f_t(rn)$ est le facteur de transfert racinaire du radionucléide ;
- $q_{ing,i}$ (g.an^{-1}) est la quantité ingérée du produit agricole i ;

- f_{local} est la fraction d'aliments consommés produite sur la parcelle contaminée (assimilable à la partie produite localement) ;
- λ_{rn} ($1.an^{-1}$) est la constante de décroissance ;
- T_1 (an) est le temps de décroissance entre l'instant où le sol est contaminé et le début du scénario ;
- T_2 (an) est le temps de décroissance pendant a durée du scénario ;
- $h(g)_{ing}$ ($Sv.Bq^{-1}$) est le coefficient de dose par unité d'activité ingérée.

Exposition liée à la contamination chimique du sol

Les hypothèses retenues pour modéliser les voies de transfert et d'exposition dans le cas des substances chimiques sont identiques à celles décrites précédemment pour les substances radioactives.

La concentration d'une substance chimique dans un des végétaux considérés est ainsi calculée comme suit :

$$C_i(sub) = \frac{m(sub)}{M_{colis}} \cdot \rho_{colis} \cdot f_d \cdot f_t(sub) \quad \text{[Équation 8]}$$

Où :

- $C_i(sub)$ ($g.kg^{-1}_{frais}$) est la concentration de la substance dans le produit agricole i ;
- $m(sub)$ (g) est la masse de la substance dans le colis ;
- M_{colis} (kg) est la masse du colis ;
- ρ_{colis} ($kg_{colis}.m^{-3}_{colis}$) est la masse volumique du colis ;
- f_d ($kg_{sol}.m^{-3}_{colis}$) est le facteur de dilution du contenu du colis dans le sol ;
- $f_t(sub)$ (-) est le facteur de transfert racinaire de la substance.

La dose journalière d'exposition est alors calculée pour chaque substance comme suit :

$$DJE_{ing} = \frac{\sum_i C_i(sub) \cdot f_{local} \cdot q_{ing,i}}{P} \quad \text{[Équation 9]}$$

Où :

- DJE_{ing} ($mg.kg^{-1}.j$) est la dose journalière d'exposition par ingestion ;
- $C_i(sub)$ ($mg.kg^{-1}$ ou $mg.L^{-1}$) est la concentration de la substance i dans le produit agricole i ;
- $q_{ing,i}$ ($kg.jour^{-1}$ ou $L.jour^{-1}$) est la quantité du produit agricole i ingérée ;
- f_{local} est la fraction d'aliments consommés produite sur la parcelle contaminée (assimilable à la partie produite localement) ;
- P (kg) est la masse corporelle des individus concernés.

Le quotient de danger (ou indice de risque) pour les substances à seuil d'effet est alors calculé comme suit :

$$QD = \frac{DJE_{ing}}{VTR} \quad \text{[Équation 10]}$$

Où :

- QD est le quotient de danger ;
- DJE_{ing} ($mg.kg^{-1}.j$) est la dose journalière d'exposition par ingestion ;
- VTR ($mg.kg^{-1}.j$) est la valeur toxicologique de référence à seuil pour la substance considérée, la classe d'âge, la durée et la voie d'exposition correspondant au scénario d'exposition.

L'excès de risque individuel pour les substances sans seuil d'effet est calculé comme suit :

$$ERI = \frac{DJE_{ing} \cdot T_i}{T_m} \cdot ERU \quad \text{[Équation 11]}$$

Où :

- ERI est l'excès de risque individuel
- DJE_{ing} ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{j}$) est la dose journalière d'exposition par ingestion ;
- T_i (an) est la durée d'exposition ;
- T_m (an) est la durée de vie moyenne de la population ;
- ERU ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{j}$)⁻¹ est l'excès de risque unitaire, pour la substance et la voie d'exposition (exposition chronique) considérées.

Exposition liée à la contamination radioactive du plan d'eau

Pour le scénario de contamination du plan d'eau comme pour celui de la parcelle cultivée, la modélisation du transfert et des expositions s'inspire directement d'un scénario décrit dans le rapport SRS-44 [9], en l'occurrence celui dénommé « water pathway ». Le mode de contamination repose sur l'hypothèse d'une dispersion du contenu du colis de volume unitaire considéré directement dans le plan d'eau. L'eau est utilisée pour l'arrosage des cultures et des poissons y sont pêchés pour être consommés. Par ailleurs, l'eau est filtrée avant d'être consommée en eau de boisson.

L'activité dans l'eau brute est calculée par :

$$A_{eau-brute}(rn) = \frac{A(rn)}{M_{colis}} \cdot \rho_{colis} \cdot f_d \quad \text{[Équation 12]}$$

Où :

- $A_{eau-brute}(rn)$ ($\text{Bq} \cdot \text{m}^{-3}$) est l'activité volumique du radionucléide dans l'eau brute ;
- $A(rn)$ (Bq) est l'activité du radionucléide dans le colis ;
- M_{colis} (kg) est la masse du colis ;
- ρ_{colis} ($\text{kg}_{colis} \cdot \text{m}^{-3}_{colis}$) est la masse volumique du colis ;
- f_d ($\text{m}^3_{eau} \cdot \text{m}^{-3}_{colis}$) est le facteur de dilution du colis dans le plan d'eau. Il correspond au rapport entre le volume d'eau transitant annuellement par le plan d'eau et le volume unitaire de colis.

L'activité dans l'eau filtrée est calculée par :

$$A_{eau-filtrée}(Rn) = \frac{A_{eau-brute}(Rn)}{1 + K_d(Rn) \cdot MES_{moyen}} \quad \text{[Équation 13]}$$

- $A_{eau-filtrée}(rn)$ ($\text{Bq} \cdot \text{m}^{-3}$) est l'activité volumique du radionucléide dans l'eau filtrée ;
- $A_{eau-brute}(rn)$ ($\text{Bq} \cdot \text{m}^{-3}$) est l'activité volumique du radionucléide dans l'eau brute ;
- $K_d(Rn)$ ($\text{m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$) est le coefficient de distribution pour les sédiments en milieu aquatique pour le radionucléide considéré ;
- MES_{moyen} ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$) est la charge moyenne annuelle en matière en suspension de l'eau.

Pour évaluer l'impact associé à la consommation de végétaux irrigués par l'eau du plan d'eau, le facteur de transfert des radionucléides de l'eau aux plantes est dans un premier temps évalué selon l'équation suivante :

$$f_t(Rn, Vég) = \frac{I_{rr} \cdot f_r \cdot T_f(Vég) \cdot (1 - e^{-\lambda_w \cdot t_e(Vég)})}{Y_w(Vég) \cdot \lambda_w} + \frac{I_{rr} \cdot (1 - f_r) \cdot f_{t,i}(Rn, Vég) \cdot (1 - e^{-L_i \cdot t_e(Vég)})}{\rho^e \cdot L_i} \quad \text{[Équation 14]}$$

Où :

- $f_t(rn, veg)$ ($m^3 \cdot kg^{-1}$) est le facteur de transfert du radionucléide considéré de l'eau au végétal considéré ;
- I_{rr} ($m \cdot an^{-1}$) est le débit d'irrigation ;
- f_r (-) est la fraction de radionucléides retenue dans les végétaux ;
- T_f (-) est le facteur de transfert du feuillage à la partie comestible ;
- λ_w (an^{-1}) est la constante de remobilisation de la substance par l'effet de la météo ;
- t_e (-) est le temps d'exposition pendant la saison de croissance du végétal ;
- Y_w ($kg \cdot m^{-2}$) est la proportion de poids humide récoltée ;
- $f_{t,i}$ (-) est le facteur de transfert racinaire de la substance i ;
- L_i (an^{-1}) est le taux de lixiviation de la substance i ;
- ρ^e ($kg \cdot m^{-2}$) : densité efficace de la surface du sol.

Le taux de lixiviation de la substance est donnée par :

$$L(rn) = \frac{I}{\theta^{cz} \cdot Z^{cz} \cdot R^{cz}(rn)} \quad \text{[Équation 15]}$$

Où :

- $L(rn)$ (an^{-1}) est le taux de lixiviation du radionucléide rn considéré(e) ;
- θ^{cz} (-) est le contenu volumétrique en eau dans le sol ;
- Z^{cz} (m) est l'épaisseur de sol ;
- $R^{cz}(rn)$ (-) est le facteur de retard pour le radionucléide rn .

Le facteur de retard est calculé comme suit :

$$R^{cz}(rn) = 1 + \frac{\rho^{cz} \cdot K_d(rn)}{\theta^{cz}} \quad \text{[Équation 16]}$$

Où :

- $R^{cz}(rn)$ (-) est le facteur de retard pour le radionucléide rn ;
- ρ^{cz} ($g \cdot cm^{-3}$) est la densité du sol ;
- $K_d(rn)$ ($cm^3 \cdot g^{-1}$) est le coefficient de partage liquide/solide du radionucléide rn dans le sol ;
- θ^{cz} (-) est le contenu volumétrique en eau du sol.

L'activité massique dans la partie comestible du végétal est calculée comme suit :

$$A_{végétal}(rn) = A_{eau-brute}(rn) \cdot f_{t,veg}(rn) \quad \text{[Équation 17]}$$

Où :

- $A_{végétal}(rn)$ ($Bq \cdot kg^{-1}$ frais) est l'activité massique du radionucléide rn dans la partie comestible du végétal ;
- $A_{eau-brute}(rn)$ ($Bq \cdot m^{-3}$) est l'activité volumique du radionucléide rn dans l'eau brute ;
- $f_{t,veg}(rn)$ ($m^3 \cdot kg^{-1}$) est le facteur de transfert du radionucléide considéré de l'eau au végétal considéré.

L'activité massique de la partie comestible du poisson est calculée comme suit :

$$A_{\text{poisson}}(Rn) = A_{\text{eau-filtrée}}(Rn) \cdot Far(Rn) \quad \text{[Équation 18]}$$

Où :

- $A_{\text{poisson}}(rn)$ ($\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}_{\text{frais}}$) est l'activité massique du radionucléide rn dans la partie comestible du poisson ;
- $A_{\text{eau-filtrée}}(rn)$ ($\text{Bq} \cdot \text{m}^{-3}$) est l'activité volumique du radionucléide rn dans l'eau filtrée ;
- $Far(rn)$ ($\text{m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}_{\text{frais}}$) est le facteur de transfert aux parties comestibles des poissons pour le radionucléide rn .

La dose efficace par ingestion est évaluée comme suit :

$$E_{\text{ing}} = \sum_{rn} \left(h(g)_{\text{ing}}(rn) \cdot \left(A_{\text{eau-filtrée}}(rn) \cdot q_{\text{ing,eau}} \cdot f_{\text{local}} + A_{\text{poisson}}(rn) \cdot q_{\text{ing,poisson}} \cdot f_{\text{local}} + A_{\text{végétaux}}(rn) \cdot q_{\text{ing,végétaux}} \cdot f_{\text{local}} \right) \right) \quad \text{[Équation 19]}$$

Où :

- E_{ing} ($\text{Sv} \cdot \text{an}^{-1}$) est la dose efficace engagée par ingestion ;
- $A_{\text{eau-filtrée}}(rn)$ ($\text{Bq} \cdot \text{m}^{-3}$) est l'activité volumique dans l'eau du plan d'eau du radionucléide rn ;
- $q_{\text{ing,eau}}$ ($\text{m}^3 \cdot \text{an}^{-1}$) est la quantité d'eau du plan d'eau ingérée ;
- f_{local} est la fraction d'aliments consommés qui sont contaminés du fait de l'usage de l'eau du plan d'eau (assimilable à la partie produite localement) ;
- $A_{\text{poisson}}(rn)$ ($\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}_{\text{frais}}$) est l'activité massique des poissons ;
- $q_{\text{ing,poisson}}$ ($\text{kg}_{\text{frais}} \cdot \text{an}^{-1}$) est la quantité de poissons frais ingérée ;
- $A_{\text{végétaux}}(rn)$ ($\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}_{\text{frais}}$) est l'activité massique des végétaux ;
- $q_{\text{ing,végétaux}}$ ($\text{kg}_{\text{frais}} \cdot \text{an}^{-1}$) est la quantité de végétaux ingérée ;
- $h(g)_{\text{ing}}(rn)$ ($\text{Sv} \cdot \text{Bq}^{-1}$) est le coefficient de dose par unité d'activité ingérée.

Exposition liée à la contamination chimique du plan d'eau

La méthode développée pour le calcul des doses efficaces par ingestion pour ce scénario est directement transposable au calcul des indices de risque chimique. Il convient pour cela de remplacer l'activité par la concentration dans les différentes équations qui précèdent. Des facteurs de transfert racinaire et aux parties comestibles du poisson sont également définis pour chacun des éléments chimiques considéré en complément de ceux utilisés pour les calculs radiologiques.

Les choix des paramètres sont présentés dans les tableaux 5 à 14 ci-après.

Cas particulier du carbone 14 et du tritium

Il est à noter que dans la description qui précède, pour le scénario de contamination d'une parcelle cultivée, le transfert de contamination vers les végétaux est supposé s'effectuer par transfert racinaire uniquement ([Equation 7]). Dans le cas du carbone, cette hypothèse s'avère inadaptée puisque lorsque cet élément est présent sous la forme CO_2 , ce qui est supposé être le cas dans le scénario considéré, les transferts s'effectuent essentiellement par photosynthèse. Le fait de se limiter aux transferts racinaires a ainsi pour conséquence de sous-estimer la contribution du carbone 14 à la dose.

Pour ce qui concerne le scénario de contamination d'un plan d'eau, la contribution du C14 à la dose liée à la consommation de végétaux irrigués est prise en compte par le biais du terme de l'équation 14 qui traduit la captation par les feuilles des eaux d'irrigation.

Dans le cas du tritium, les mécanismes de transfert vers les végétaux sont également particuliers. L'absorption intervient en effet par la transpiration des racines et joue sur la fraction d'eau disponible dans le végétal (pour la forme HTO). Pour tenir compte de ce mécanisme particulier, il est possible d'adapter les équations comme indiqué à l'Annexe 1.

3.2.3.2 Choix des paramètres et données d'entrée nécessaires au calcul

Le choix des paramètres et données d'entrée retenues pour calculer l'exposition selon les équations précédentes est détaillé dans les tableaux ci-après.

Pour le calcul des concentrations des substances stables, seuls les paramètres qui diffèrent de ceux utilisés pour le calcul radiologique sont présentés dans les tableaux ci-dessous.

Tableau 5 : Paramètres relatifs à la consommation de végétaux contaminés par transfert depuis le sol

	<u>Valeurs retenues</u>	<u>Origines des valeurs/choix des paramètres</u>
Facteur de dilution	1 m ³ de colis pour 1,62.10 ⁶ kg de sol	dilution de 1 m ³ de colis dans les 30 1 ^{ers} centimètres de terre de la parcelle de 3000 m ² . La masse volumique du sol est de 1,8 g.cm ⁻³ .
Coefficient de dose par unité d'activité ingérée		Valeur issue du tableau 1.1 de l'arrêté du 1 septembre 2003 [22]
Quantité ingérée	Légumes feuilles : 6 kg (enfants), 13 kg (adultes) Fruits : 45 kg (enfants), 35 kg (adultes) Légumes racines : 17 kg (enfants), 40 kg (adultes)	Valeurs proposée dans le SRS-44 (table 8) [9]
Fraction d'aliment consommé et exposée à la contamination	0,25	fraction d'aliments consommés produite sur la parcelle contaminée et consommé par les membres de la population. Valeur issue du SRS-44 [9]
Facteur de transfert racinaire		Valeurs issues du rapport DRPH/SER n° 2010-18 [26]
Constante de décroissance radiologique		Valeurs issues de la publication 107 de la CIPR [27]
Temps de décroissance entre l'instant où le sol est contaminé et le début du scénario	0 an	Valeur issue du SRS-44 [9]
Temps de décroissance pendant le scénario	1 an	Valeur issue du SRS-44 [9]

Blanc : valeur issue des références citées au § 2.4 ; Gris : valeur fixée par la réglementation ; Bleu : valeur définies par l'IRSN.

Tableau 6 : Paramètres utilisés pour le calcul de la dose journalière d'exposition par ingestion

	<u>Valeurs retenues</u>	<u>Origines des valeurs/choix des paramètres</u>
Masse corporelle des individus concernés	Adultes : 70 kg Enfants : 10,8 kg	Valeurs issues de la banque de données de paramètres descriptifs de la population française [28]

Blanc : valeur issue des références citées au § 2.4 ; Gris : valeur fixée par la réglementation ; Bleu : valeur définies par l'IRSN.

Tableau 7 : Paramètres utilisés pour le calcul des indicateurs de risques

	<u>Valeurs retenues</u>	<u>Origines des valeurs/choix des paramètres</u>
Valeurs de référence (VTR ou ERU)		Valeurs choisies quand elles existent en appliquant la note d'information n° DGS/EA1/DGPR/2014/307 [29]
Durée d'exposition	1 an	Valeur retenue en cohérence avec le scénario issu du SRS-44 [9]
Durée de vie moyenne de la population	70 ans	Valeur préconisée par l'INERIS [30]

Blanc : valeur issue des références citées au § 2.4 ; Gris : valeur fixée par la réglementation ; Bleu : valeur définies par l'IRSN.

Tableau 8 : Paramètres utilisés dans le calcul de l'activité volumique dans l'eau brute

	<u>Valeurs retenues</u>	<u>Origines des valeurs/choix des paramètres</u>
Fraction libérée	100 %	Valeur retenue pour maximiser la quantité de substances rejetées.
Facteur de dilution	1 m ³ de colis dans 3,1.10 ⁶ m ³ d'eau	Dilution de 1 m ³ dans le volume transitant annuellement dans le plan d'eau de 3000 m ² retenu

Blanc : valeur issue des références citées au § 2.4 ; Gris : valeur fixée par la réglementation ; Bleu : valeur définies par l'IRSN.

Tableau 9 : Paramètres utilisés dans le calcul de l'activité volumique de l'eau filtrée

	<u>Valeurs retenues</u>	<u>Origines des valeurs/choix des paramètres</u>
Coefficient de distribution dans les sédiments pour le radionucléide considéré		Valeur issue de l'outil ERICA [11]
Charge moyenne annuelle de la matière en suspension	0,05 kg.m ⁻³	Valeur issue du SRS n°19 de l'AIEA [31]

Blanc : valeur issue des références citées au § 2.4 ; Gris : valeur fixée par la réglementation ; Bleu : valeur définies par l'IRSN.

Tableau 10 : Paramètres utilisés dans le calcul du taux de lixiviation

	<u>Valeurs retenues</u>	<u>Origines des valeurs/choix des paramètres</u>
Contenu volumétrique en eau dans le sol	0,16	Valeur issue du SRS-44 [9]
Epaisseur du sol	5 m	Valeur issue du SRS-44 [9]

Blanc : valeur issue des références citées au § 2.4 ; Gris : valeur fixée par la réglementation ; Bleu : valeur définies par l'IRSN.

Tableau 11 : Paramètres utilisés dans le calcul du facteur de retard

	<u>Valeurs retenues</u>	<u>Origines des valeurs/choix des paramètres</u>
Densité du sol	1,8 g.cm ⁻³	Valeur issue du SRS-44 [9]
Coefficient de partage liquide/solide de la substance		Valeurs par défaut fournies pour les sédiments par l'outil ERICA [31]
Contenu volumétrique en eau du sol	0,16	Valeur issue du SRS-44 [9]

Blanc : valeur issue des références citées au § 2.4 ; Gris : valeur fixée par la réglementation ; Bleu : valeur définies par l'IRSN.

Tableau 12 : Paramètres utilisés dans le calcul du facteur de transfert des radionucléides de l'eau dans les plantes

	<u>Valeurs retenues</u>	<u>Origines des valeurs/choix des paramètres</u>
Débit d'irrigation	0,2 m.an ⁻¹	Valeur issue du SRS-44 [9]
Fraction de radionucléide retenue dans les végétaux	0,25	Valeur issue du SRS-44 [9]
Facteur de transfert du feuillage à la partie comestible	0,1 (légumes fruits et racines) 1 (légumes feuille)	Valeur issue du SRS-44 [9]
Constante de remobilisation de la substance par l'effet de la météo	20 an ⁻¹	Valeur issue du SRS-44 [9]
Temps d'exposition pendant la saison de croissance du végétal	0,17 an (légumes fruits et racines) 0,25 an (légumes feuilles)	Valeur issue du SRS-44 [9]
Proportion de poids humide récolté	0,7 kg.m ⁻² (légumes fruits et racines) 1,5 kg.m ⁻² (légumes feuilles)	Valeur issue du SRS-44 [9]
Facteur de transfert racinaire du radionucléide		Valeur issue du rapport DRPH/SER n°2010-18 [26]
Densité efficace de la surface du sol	225 kg.m ⁻²	Valeur issue du SRS-44

Blanc : valeur issue des références citées au § 2.4 ; Gris : valeur fixée par la réglementation ; Bleu : valeur définies par l'IRSN.

Tableau 13 : Paramètres utilisés dans le calcul de l'activité massique de la partie comestible du poisson

	<u>Valeurs retenues</u>	<u>Origines des valeurs/choix des paramètres</u>
Facteur de transfert aux parties comestible des poissons		Valeur issue du rapport DRPH/SER n°2010-18 [26]

Blanc : valeur issue des références citées au § 2.4 ; Gris : valeur fixée par la réglementation ; Bleu : valeur définies par l'IRSN.

Tableau 14 : Paramètres utilisés dans le calcul de la dose efficace reçue par ingestion

	Valeurs retenues	Origines des valeurs/choix des paramètres
Quantité d'eau ingérée	720 L.an ⁻¹	Valeur issue de la référence [32]
Quantité de poissons ingérée	0,6 kg _{fruits} .an ⁻¹ (enfants) / 1,5 kg _{fruits} .an ⁻¹ (adultes)	Valeur issue du SRS-44 [9]
Quantité de légumes feuilles ingérée	6 kg _{fruits} .an ⁻¹ (enfants) / 13 kg _{fruits} .an ⁻¹ (adultes)	Valeur issue du SRS-44 [9]
Quantité de légumes fruits ingérée	45 kg _{fruits} .an ⁻¹ (enfants) / 35 kg _{fruits} .an ⁻¹ (adultes)	Valeur issue du SRS-44 [9]
Quantité de légumes racines ingérée	17 kg _{fruits} .an ⁻¹ (enfants) / 40 kg _{fruits} .an ⁻¹ (adultes)	Valeur issue du SRS-44 [9]
Fraction d'aliment consommé et exposée à la contamination	0,25	Cette fraction correspond à la fraction d'aliments produite sur la parcelle contaminée et consommée par les membres de la population considérée. Valeur issue du SRS-44 [9]
Coefficients de dose par unité d'activité ingérée		Valeur issue du tableau 1.1 de l'arrêté du 1 septembre 2003 [22]

Blanc : valeur issue des références citées au § 2.4 ; Gris : valeur fixée par la réglementation ; Bleu : valeur définies par l'IRSN.

Aux paramètres fixés dans les tableaux précédents, il convient d'ajouter les paramètres dont les valeurs sont définies de façon spécifique pour chaque colis : la masse et la masse volumique du colis (M_{colis} et ρ_{colis}), la masse de chacun des éléments toxiques et l'activité de chacun des radionucléides présents dans le colis ($m(sub)$ et $A(rn)$).

3.2.4 Axe 4 : exposition prolongée d'un écosystème résultant de la dispersion dans l'environnement des substances contenues dans un colis

La démarche adoptée pour le 4^{ème} axe diffère de celle employée pour les trois premiers. Plutôt que quantifier des indicateurs séparés pour la composante radiologique et la composante chimique de la nocivité qui devront être dans un second temps combinés, la méthode permet ici d'évaluer directement un indicateur intégré. Cette spécificité résulte des développements qui ont permis ces dernières années de faire converger les méthodes d'évaluation du risque aux écosystèmes appliquées dans les domaines radiologique et chimique.

Ainsi, la méthode développée par l'IRSN pour l'évaluation du risque écologique lié au rejet d'effluents liquides par les installations nucléaires [33] a servi de base pour proposer une approche autorisant l'intégration de la chimiotoxicité et de la radiotoxicité pour les écosystèmes dans une démarche commune. L'approche, conforme aux principes de l'Analyse de Cycle de Vie [34], consiste à déterminer pour chaque nature de toxicité (radio- et chimio-toxicité) un **indice de nocivité** pour les écosystèmes (nommée « nocivité écologique ») reposant sur des concepts et des hypothèses similaires. Le calcul des valeurs de nocivité écologique repose sur la définition de **facteurs de toxicité** [35]. Pour les substances chimiques par exemple, le facteur de toxicité traduit la toxicité intrinsèque d'une substance, indépendamment de son devenir dans l'environnement. Sa combinaison avec le **facteur d'exposition** caractérise alors la nocivité de la substance pour un scénario d'exposition donné.

Pour la démonstration de faisabilité, la méthode a été déclinée dans l'objectif de prendre en compte l'inventaire le plus complet possible des substances tant stables que radioactives. Cette ambition d'exhaustivité a conduit à ne considérer que la nocivité pour l'écosystème aquatique, le type d'écosystème pour lequel le plus grand nombre de données nécessaires à la mise en œuvre de l'approche proposée est disponible, notamment au regard de la chimiotoxicité.

Par cohérence avec les hypothèses retenues pour le calcul des autres indicateurs, l'écosystème aquatique est supposé être implanté dans le plan d'eau retenu en tant qu'environnement type pour l'axe 3. Comme pour cet axe, la situation étudiée

consiste en la dispersion du contenu d'un volume unitaire du déchet ou de la matière dans le volume d'eau transitant par le plan d'eau (en l'occurrence $3 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ par an).

3.2.4.1 Modèle d'exposition pris en compte

La description du devenir des substances dans les compartiments de l'environnement (défini comme la distribution et la transformation éventuelle de la substance) peut être obtenue par différentes approches. En première analyse, une approche conservative et robuste a été adoptée pour caractériser les niveaux d'exposition des organismes à toute substance. En la matière, l'approche la plus répandue consiste à utiliser des modèles de transfert dits « à l'équilibre », reposant sur l'hypothèse que les concentrations des substances d'intérêt sont dans un rapport constant entre les deux compartiments entre lesquels le transfert s'effectue. Ce rapport est appelé facteur de concentration (Concentration Ratio - CR) lorsque le transfert se fait d'un milieu d'exposition à un organisme, et coefficient de partition liquide-solide (K_d) lorsque les compartiments concernés sont une phase solide (sol, sédiment) et une phase liquide (eau). Ces paramètres sont caractéristiques du couple matrice/substance. Pour un écosystème, les paramètres sont :

$$C_{i,organisme} = CR_i \times C_{i,eau} \quad \text{[Équation 20]}$$

$$C_{i,solide} = K_{di} \times C_{i,eau} \quad \text{[Équation 21]}$$

Où :

- $C_{i,organisme}$ ($\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$ ou $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ masse fraîche) est la concentration de la substance i dans l'organisme ;
- $C_{i,solide}$ ($\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$ ou $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ masse fraîche) est la concentration de la substance i dans la phase solide ;
- $C_{i,eau}$ ($\text{Bq} \cdot \text{L}^{-1}$ ou $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$) est la concentration de la substance i dans la phase liquide - eau ;
- CR_i (adimensionnel, masse fraîche) est le facteur de concentration de la substance i par l'organisme ;
- K_{di} ($\text{L} \cdot \text{kg}^{-1}$ masse fraîche) est le coefficient de partage de la substance i entre phases solide et liquide.

En cohérence avec l'axe 3, les concentrations dans l'eau sont déterminées en considérant la dilution instantanée d'un volume unitaire de déchet ou matière dans le volume de $3 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ d'eau transitant annuellement par le plan d'eau (cf.3.2.3).

Afin d'harmoniser les concepts dans l'optique de leur intégration dans un unique indicateur, les concentrations sont finalement converties en mole par unité de masse ou de volume à chaque fois que nécessaire.

L'approche proposée repose sur la détermination des concentrations de substance dans le milieu d'exposition (l'eau ici) générant 50% d'effet (EC_{50}) pour 50% des espèces de l'écosystème (HC_{50}). Le facteur de toxicité $Ftox_i$ [$\text{L} \cdot \text{mol}^{-1}$] est alors défini par une unique expression, quelle que soit la nature de la toxicité de la substance i :

$$Ftox_i = \frac{1}{HC_{50i}} \quad \text{[Équation 22]}$$

Où :

- HC_{50i} ($\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$) est la concentration dans l'eau de la substance i pour laquelle 50% des espèces de l'écosystème aquatique sont exposées à une concentration supérieure à leur EC_{50} (par exemple la concentration à laquelle 50% d'une population meurt lors d'un test de laboratoire).

Pour une substance chimique, la grandeur employée est sa concentration massique dans l'environnement (par exemple exprimée en $\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$). Pour un radionucléide, l'effet biologique résulte de la quantité d'énergie déposée dans l'organisme du fait de son exposition, rapportée à la masse de cet organisme. C'est la définition de la dose absorbée (unité usuelle :

Gy). En exposition chronique, il est d'usage de rapporter cette grandeur au temps, et donc d'exprimer un débit de dose absorbée (unité usuelle : $\mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$). Par ailleurs, l'hypothèse d'additivité des doses est admise pour l'évaluation du risque radiologique pour l'homme comme pour les écosystèmes. Un unique débit de dose est par conséquent déterminé *in fine*, rendant compte de toutes les voies (interne et externe) et de tous les radionucléides auxquels un organisme est exposé. Le parallèle entre substances stables et radioactives conduit alors à définir un débit de dose dangereux pour 50% des espèces exposées (HDR_{50}), homologue de la concentration dangereuse HC_{50} . De cet HDR_{50} , il est ensuite possible de revenir à une HC_{50} pour chaque radionucléide. Les grands principes de ce calcul sont présentés ci-après.

Détermination des facteurs d'effets radiotoxiques

Le HDR_{50} a été déterminé par ailleurs [26], sur la base d'une estimation des débits de dose générant 50% d'effet pour 50% des espèces de l'écosystème. La valeur retenue comme meilleure estimation est de $47\,583\ \mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$ (valeur minimale : $21\,134\ \mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$, valeur maximale : $103\,365\ \mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$).

L'utilisation de cet HDR_{50} (exprimé en débit de dose) pour déterminer un facteur d'effet pour un radionucléide donné nécessite sa conversion en une HC_{50} (exprimée en concentration dans l'eau). Cela demande d'implémenter, d'une part, un modèle de transfert pour prendre en considération toutes les voies d'exposition et, d'autre part, un modèle dosimétrique pour calculer le débit de dose absorbée par un organisme à partir de chacune de ses sources d'exposition. Pour couvrir toutes les situations d'exposition écologiquement pertinentes dans un écosystème donné, ce calcul doit être conduit sur un jeu d'organismes représentatifs de la diversité des modes de vie et des tailles caractéristiques de l'écosystème (dits organismes de référence). La HC_{50} pour un radionucléide correspond ensuite à la moyenne géométrique des EC_{50} obtenues sur le jeu d'organismes considéré.

Pour tout organisme OR et tout radionucléide RN, un paramètre unique (la DPUC) permet de convertir l' HDR_{50} ($\mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$) en EC_{50} ($\text{Bq}\cdot\text{L}^{-1}$), selon l'équation suivante :

$$\text{EC}_{50}(\text{OR}, \text{RN}) = \frac{\text{HDR}_{50}}{\text{DPUC}(\text{OR}, \text{RN})} \quad \text{[Équation 23]}$$

Où :

- DPUC [$\mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$ par $\text{Bq}\cdot\text{L}^{-1}$] est le débit de dose pour l'organisme OR par unité de concentration du radionucléide RN

La DPUC est calculée de la manière suivante :

$$\text{DPUC}(\text{OR}, \text{RN}) = \left(\text{OF}_w + \frac{\text{OF}_{\text{interface}}}{2} \cdot \text{DC}_{\text{ext},w}(\text{OR}, \text{RN}) \right) + \frac{\text{OF}_{\text{interface}}}{2} \cdot \text{Kd}(\text{RN}) \cdot \text{DC}_{\text{ext},s}(\text{OR}, \text{RN}) + \text{CR}(\text{OR}, \text{RN}) \cdot \text{DC}_{\text{int}}(\text{OR}, \text{RN}) \quad \text{[Équation 24]}$$

Où :

- OF_x (adimensionnel) est le budget-temps de l'organisme OR, par situation d'exposition (dans l'eau - w, à l'interface eau-sédiment - interface, etc.) ;
- $\text{DC}_{\text{ext},w}(\text{OR}, \text{RN})$ ($\mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$ par $\text{Bq}\cdot\text{L}^{-1}$) est le coefficient de dose relatif à l'exposition externe de l'organisme OR au radionucléide RN présent dans l'eau (w) ;
- $\text{Kd}(\text{RN})$ ($\text{L}\cdot\text{kg}^{-1}$) est le coefficient de partage eau-sédiment pour le radionucléide RN ;
- $\text{DC}_{\text{ext},s}(\text{OR}, \text{RN})$ ($\mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$ par $\text{Bq}\cdot\text{L}^{-1}$) est le coefficient de dose relatif à l'exposition externe de l'organisme OR au radionucléide RN présent dans le sédiment (s) ;
- $\text{CR}(\text{OR}, \text{RN})$ (adimensionnel, masse fraîche) est le facteur de concentration du radionucléide RN par l'organisme OR ;

- $DC_{int}(OR,RN)$ ($\mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$ par $\text{Bq}\cdot\text{L}^{-1}$) est le coefficient de dose relatif à l'exposition interne de l'organisme OR au radionucléide RN présent dans son corps.

Les budgets-temps (*OF*), les paramètres de transfert (*CR*, *Kd*) et les coefficients de dose (*DC*) utilisés sont ceux implémentée dans l'outil ERICA (outil destiné à l'évaluation du risque radiologique pour les écosystèmes, consensuel au niveau européen depuis 2007 [11], et recommandé par l'IRSN comme la base à suivre pour une démonstration explicite de la protection de l'environnement vis-à-vis de son exposition planifiée aux rayonnements ionisants [36]). Les éléments calculatoires de l'approche ERICA [11] et les valeurs associées réunies dans l'outil ERICA dans sa dernière version [37] sont repris pour la présente étude. Les données par défaut recommandées dans ce cadre ont donc été répertoriées, et complétées en tant que de besoin en suivant les méthodes d'extrapolation préconisées et le cas échéant déjà appliquées dans l'outil ERICA :

1) Les temps d'occupation des milieux (*OF*) représentent le temps passé par chaque organisme dans les diverses configurations possibles au sein d'un écosystème. Ils sont renseignés dans l'optique d'une approche maximisant son exposition.

2) Les paramètres de transfert (*CR*, *Kd*) sont déterminés pour un élément, considérant qu'il n'y a pas de discrimination isotopique dans les processus de transport/dispersion/transfert. Il est rappelé que les facteurs de concentration se rapportent au transfert de radionucléides à l'organisme dans son entier et sont exprimés par rapport à sa masse fraîche.

3) Les coefficients de dose (*DC*) distinguent l'exposition interne de l'exposition externe, et les types de rayonnements (α , β de faible énergie et β/γ respectivement). Ils sont utilisés ici dans leur forme agrégée, avec pour chaque isotope d'intérêt une valeur pour l'exposition interne et une valeur pour l'exposition externe. Les scénarios d'exposition considérés et le détail du calcul des différentes composantes de ces coefficients sont précisés par ailleurs [38] et ne sont pas repris ici. Ces coefficients de dose agrégés (relatifs à l'exposition interne ou externe d'un organisme à un radionucléide donné) sont déterminés à partir des coefficients de pondération caractérisant l'efficacité biologique relative (EBR) de chaque type d'émission (α , β , γ).

Les extrapolations relatives aux coefficients de transfert concernent 16 des 48 éléments pris en compte dans l'application proposée de la méthode.

Enfin, afin de combiner *in fine* radiotoxicité et chimiotoxicité pour un même isotope, les EC_{50} exprimées en $\text{Bq}\cdot\text{L}^{-1}$ sont converties en $\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$, en utilisant l'activité spécifique As ($\text{Bq}\cdot\text{g}^{-1}$) de chaque isotope et sa masse molaire mm ($\text{g}\cdot\text{mol}^{-1}$).

Détermination des facteurs d'effets chimiotoxiques

Les facteurs d'effet sont disponibles pour un certain nombre de substances dans des bases de données librement accessibles, dont la base associée à l'outil USETox [38], qui a été prospectée pour réunir les données afférentes aux substances d'intérêt pour la présente étude. Le choix de cette référence repose sur sa reconnaissance dans le domaine de l'Analyse de Cycle de Vie (outil développé dans le cadre du partenariat PNUE-SETAC pour caractériser l'impact sanitaire et écologique des produits chimiques). Elle est en cohérence avec les hypothèses et arguments retenus pour cette étude. Ainsi l'écotoxicité des substances y est caractérisée par des $HC_{50(EC50)}$ issues de deux bases de données, l'une¹⁰ couvrant environ 3500 substances [41] et l'autre¹¹ 1400 [40]. La première base répertoriant des EC_{50} aiguës, la priorité dans USETOX

¹⁰ e-toxBase (<http://www.ru.nl/environmentalscience/research/themes-0/risk-assessment/e-toxbase/>).

¹¹ Base alimentée par la base de données de l'US-EPA (ECOTOX ; <http://www.epa.gov/ecotox>) et celle de la communauté européenne (IUCLID ; <http://bookshop.europa.eu/en/iuclid-cd-rom-pbLBNA19559/>).

comme dans la présente étude a été donnée à la seconde, incluant des données chroniques et aiguës, plus représentatives au regard des objectifs poursuivis ici. La sélection des $HC_{50(EC50)}$ a été faite sur l'élément chimique, sans considération des dérivés (sels et autres molécules composées). Sur les 54 éléments chimiques d'intérêt, seuls 20 ont une $HC_{50(EC50)}$ quantifiée pour l'exposition chronique.

Détermination des indices de nocivité

Les indices de nocivité sont déterminés individuellement substance par substance, qu'elles soient stables ou radioactives, en appliquant l'équation suivante :

$$IN_i = Ftox_i \times C_{i,eau} \quad \text{[Équation 25]}$$

Où :

- IN_i est l'indice de nocivité écologique de la substance i considérée individuellement ;
- $Ftox_i$ ($L \cdot mol^{-1}$) est le facteur de toxicité écologique de la substance i , qu'elle soit stable ou radioactive ;
- $C_{i,eau}$ ($mol \cdot L^{-1}$) est la concentration de la substance i dans l'eau du plan d'eau, déterminée par dilution instantanée du déchet ou de la matière.

La nature des indices de nocivité et leurs méthodes de détermination autorisent leur sommation, d'abord par type de toxicité (radiotoxicité et chimiotoxicité) puis en sommant entre eux les indices agrégés ainsi obtenus. La sommation par type de toxicité permet d'en comparer la contribution à la nocivité totale du déchet ou de la matière. Les formulations appliquées pour obtenir ces indices de nocivité écologique agrégés par toxicité sont les suivantes :

$$IN_{rad} = \sum_{RN=1}^n Ftox_{RN} \times C_{RN,eau} \quad \text{[Équation 26]}$$

$$IN_{chim} = \sum_{S=1}^m Ftox_S \times C_{S,eau} \quad \text{[Équation 27]}$$

Où :

- IN_{rad} (adimensionnel) est l'indice global de nocivité radiologique du déchet ou de la matière pour l'écosystème ;
- RN désigne un radioisotope, dont le nombre total est de n dans le déchet ou la matière ;
- $Ftox_{RN}$ ($L \cdot mol^{-1}$) est le facteur de toxicité écologique du radioisotope RN pour l'écosystème ;
- $C_{RN,eau}$ ($mol \cdot L^{-1}$) est la concentration du radio-isotope RN dans le plan d'eau.

N.B. Le principe des notations est identique pour l'indice global de chimiotoxicité. Le préfixe rad (qui indique la radiotoxicité) est remplacé par chim (pour chimiotoxicité) et la désignation de la substance se fait alors par la lettre S (au lieu RN pour radio-isotope).

L'indice de nocivité écologique final, intégrant les composantes radiologique et chimiotoxique, est alors obtenu par l'équation suivante :

$$IN_{total} = IN_{rad} + IN_{chim} \quad \text{[Équation 28]}$$

3.2.4.2 Choix des paramètres et données d'entrée nécessaires au calcul

Le choix des paramètres et données d'entrée retenues pour calculer l'indice de nocivité écologique selon les équations précédentes est détaillé dans les tableaux ci-après.

Tableau 15 : Paramètres utilisés dans le calcul des indicateurs de nocivité écologique

Valeurs retenues		Origines des valeurs/choix des paramètres
Concentration dangereuse pour 50% des espèces		Valeurs issues de la base de données d'écotoxicité de l'outil UseTOX [38]
Débit de dose dangereux pour 50% des espèces		Valeur issue de [26]
Budget-temps par situation d'exposition		Valeurs par défaut issues de l'outil ERICA [31]
Coefficients de dose relatifs à l'exposition externe et interne de chacun des organismes		Valeurs par défaut issues de l'outil ERICA [31]
Coefficient de partage liquide-solide	Éléments présents par défaut dans l'outil ERICA	Valeurs par défaut issues de l'outil ERICA [31]
	Éléments ajoutés pour les besoins de l'étude	Extrapolations sur la base des méthodes préconisées dans l'outil ERICA [31]
Facteur de concentration	Éléments présents par défaut dans l'outil ERICA	Valeurs par défaut issues de l'outil ERICA [31]
	Éléments ajoutés pour les besoins de l'étude	Extrapolations sur la base des méthodes préconisées dans l'outil ERICA [31]
Activité spécifique		Valeurs issues du portail web Nucleonica [45]
Masse molaire		Valeurs issues du portail web Nucleonica [45]

Blanc : valeur issue des références citées au § 2.4 ; Gris : valeur fixée par la réglementation ; Bleu : valeur définies par l'IRSN.

3.3 Dérivation des indicateurs de nocivité et représentation sur un diagramme de Kiviat

3.3.1 Principes retenus

Les méthodes et paramètres définis à la section 3.2 permettent de calculer, pour chacun des axes retenus, des indicateurs de nocivité radiologique et chimique. Afin de mettre en perspective ces différents indicateurs et de donner une vision globale de la nocivité, l'IRSN a choisi de les représenter sur un diagramme multivarié du type diagramme de Kiviat. Pour tracer ce diagramme, il convient de définir un référentiel permettant de placer chacune des valeurs calculées sur l'axe qui la concerne en s'assurant que l'échelle choisie restitue correctement le sens qu'il convient de donner à la valeur.

Conformément aux orientations énoncées au chapitre 0, l'objectif de la méthode développée par l'IRSN est de livrer une information, fondée sur le plan technique et tenant compte d'une certaine complexité (diversité des situations couvertes, exploration de l'ensemble des voies d'exposition possible), mais accessible au lecteur non averti. Pour avoir du sens pour ce lecteur non averti, l'information doit pouvoir être immédiatement interprétée en termes de degré de nocivité et donner une idée de la gravité des effets associés au déchet ou à la matière pour les situations retenues. Pour cela, il convient de passer de valeurs calculées, exprimés dans une dimension et une unité qui relèvent de la sphère des spécialistes, à une représentation graphique intelligible sans connaissance particulière. En d'autres termes, la position d'un point sur un axe donné doit fournir une indication de nature qualitative (permettant de dire par exemple que la nocivité dont il est question est plutôt « faible », « moyenne » ou « élevée ») ou s'apparentant à un score sans dimension (si l'indication conduit à replacer la nocivité sur une échelle découpée en un nombre réduit de niveaux ou domaines à l'image de l'échelle de mesure de l'intensité d'un tremblement de terre, dite échelle MSK).

Le diagramme étant multivarié, le référentiel doit fournir un principe de gradation ou une échelle pour chaque axe en s'assurant de la cohérence d'un axe à l'autre.

Afin de conserver une homogénéité d'approche, l'IRSN a choisi :

- d'adopter, pour chacun des axes, une échelle logarithmique. Les résultats attendus pour les différents indicateurs s'étalant sur plusieurs décades, il apparaît en effet préférable d'adopter une échelle qui permette de différencier les ordres de grandeur ;
- de définir, pour chacun des indicateurs, trois domaines successifs. Ce choix revient à distinguer, pour la nocivité considérée, trois niveaux de sévérité croissants et donc à préciser les valeurs seuils conduisant à passer d'un niveau au suivant. En l'occurrence, deux seuils doivent être définis : un « seuil bas », délimitant le niveau de sévérité le plus faible et le niveau de sévérité intermédiaire, et un « seuil haut », délimitant le niveau de sévérité intermédiaire et le niveau de sévérité le plus élevé ;
- de choisir une amplitude similaire pour chacun des domaines, quel que soit l'axe considéré. Ce choix revient à adopter des seuils haut et bas dont le rapport est identique pour chacun des axes (ou du moins du même ordre de grandeur).

Compte-tenu des éléments précédents, la définition de la méthode a alors consisté à fixer les valeurs seuils associées à chacun des indicateurs. Pour cela, l'IRSN a choisi de partir des seuils de gestion et d'effet existants, et d'adopter ceux apparaissant les plus pertinents pour l'axe considéré.

Cette approche, que l'US EPA [46] qualifie d'hybride, permet à la fois de conserver l'approche calculatoire et d'introduire un jugement implicite (positionner des repères en indiquant la signification des plages qu'ils délimitent) sur la valeur des résultats.

Les choix finalement adoptés et les justifications associées sont décrits dans les sections 3.3.2 à 3.3.5 ci-après.

3.3.2 Détermination des seuils pour les indicateurs de l'axe 1

Comme indiqué au paragraphe 3.2.1, les indicateurs associés à l'axe 1 correspondent au calcul de l'exposition annuelle reçue par un individu fréquentant régulièrement un local dans lequel a été placé un colis de déchet ou de matière. En l'état actuel de la méthode, l'exposition envisagée pour ce scénario est une exposition radiologique (exposition externe et éventuellement inhalation de radon). La possibilité d'une exposition chimique associée au rejet de substances volatiles toxiques contenues dans le colis n'a pas été retenue à ce stade. En conséquence, les seuils à définir pour cet axe sont des seuils de nature radiologique.

Compte tenu des hypothèses d'exposition prises en compte, le scénario servant de base au calcul des indicateurs pour l'axe 1 peut s'apparenter à une situation d'exposition planifiée pour un travailleur. Parmi les valeurs jugées pertinentes pour ce type de situation, les deux valeurs suivantes ont été retenues :

- la valeur de gestion de 1 mSv.an^{-1} . Ce niveau de dose efficace correspond à la valeur fixée par le code de la santé publique pour limiter les expositions du public dues aux activités nucléaires. Au sens du code du travail, c'est la valeur au-delà de laquelle un ensemble de dispositions spécifiques à la radioprotection devient applicable et un classement des travailleurs en tant que travailleurs exposés aux rayonnements ionisants est requis. La valeur de 1 mSv est donc, de fait, utilisée en tant que seuil de gestion pour délimiter deux domaines distincts, l'un nécessitant une attention particulière, l'autre non. Cette valeur est retenue pour l'axe 1 en tant que seuil bas ;
- la valeur d'effet de 3 Gy . Ce niveau de dose correspond à l'exposition au-delà de laquelle un syndrome hématopoiétique mortel survient dans 1% des cas (effet constaté à 30-60 jours pour une prise en charge médicale adaptée [47]). Pour une exposition homogène à des émetteurs gamma, la dose exprimée en gray (Gy) peut être

assimilée à une dose efficace exprimée en sievert (Sv). Cette condition est remplie pour le calcul de dose externe effectué à l'axe 1. Elle ne l'est pas pour l'exposition liée au radon mais l'équivalence est malgré tout considérée par souci de simplicité. Une autre approximation consiste à considérer que la relation entre la dose de 3 Gy et l'effet évoqué est établie pour des expositions de courte durée (de 1 à 2 jours au maximum) alors que le scénario est fondé sur une exposition annuelle. Moyennant les simplifications précédentes, la valeur de 3 Sv (assimilée à la valeur de 3 Gy) constitue la limite pratique entre le domaine de dose dans lequel le risque d'apparition d'un effet de type syndrome hématoïétique est considéré comme certain et le domaine où ce risque est considéré comme nul. Cette valeur est retenue pour l'axe 1 en tant que seuil haut.

3.3.3 Détermination des seuils pour les indicateurs de l'axe 2

Comme indiqué au paragraphe 3.2.2, les indicateurs associés à l'axe 2 correspondent au calcul de l'exposition reçue par un individu respirant pendant une durée limitée (1/2 heure) dans une atmosphère empoussiérée formée par la dispersion brutale du contenu d'un colis. Compte-tenu de ce contexte, l'exposition calculée peut être considérée comme relevant d'une situation d'exposition accidentelle.

En cohérence avec l'approche adoptée pour l'axe 1, le principe d'adopter une valeur de gestion en tant que seuil bas et une valeur d'effet en tant que seuil haut est retenu.

Pour ce qui concerne l'impact radiologique, la valeur de 3 Gy (et par extension de 3 Sv) est à nouveau retenue en tant que seuil haut. La valeur de 3 Gy correspond en effet au seuil d'apparition d'un syndrome hématoïétique suite à une irradiation aigüe.¹² Elle constitue donc un repère pertinent pour définir un seuil de gravité élevée pour une situation telle celle envisagée pour l'axe 2.

S'agissant des valeurs de gestion, trois possibilités ont été envisagées : la valeur de 1 mSv, retenue pour l'axe 1, et les valeurs de 20 mSv et 100 mSv définies comme valeurs repères dans les recommandations de la CIPR. Ces deux dernières valeurs correspondent à la dose efficace annuelle que ne doit pas dépasser un travailleur (pour 20 mSv) et à la dose efficace à ne pas dépasser en situation d'urgence radiologique pour les opérations de secours sans caractère d'urgence (pour 100 mSv). Compte-tenu du caractère accidentel de la situation envisagée à l'axe 2, la valeur de 100 mSv peut sembler dans un premier temps la plus adaptée. Elle apparaît toutefois élevée pour un seuil bas et trop proche de la valeur retenue en tant que seuil haut. Son adoption conduirait en effet à réduire le domaine intermédiaire de l'échelle de nocivité pour l'axe 2 à moins de deux décades (100 mSv à 3 Sv), contre près de 4 pour l'axe 1, et à élargir d'autant le domaine inférieur. En application de l'objectif de progression homogène sur les différents axes, il est finalement décidé de retenir la valeur de 1 mSv en tant que seuil bas.

Contrairement à l'axe 1, le scénario associé à l'axe 2 peut conduire à une exposition à des substances chimiques stables, suite à leur dispersion dans l'air, dès lors que le colis en contient initialement. De la même manière que pour la composante radiologique de la nocivité, il conviendrait donc de définir deux valeurs seuils pour la composante chimique. Compte-tenu des spécificités du scénario retenu pour l'axe 2, ces seuils sont à rechercher parmi les valeurs de gestion et d'effet pertinents vis-à-vis d'une situation d'exposition accidentelle. Ce type de contexte se situant en dehors de son domaine de compétence direct, l'IRSN a préféré ne pas proposer de valeurs et a opté, à ce stade, pour une représentation

¹² Il est toutefois noté que l'utilisation des coefficients de dose par unité d'incorporation pour calculer la dose efficace pour l'axe 2 conduit à intégrer l'exposition interne reçue sur les 50 années qui suivent l'incorporation alors qu'il conviendrait de ne mettre en regard de la valeur de 3 Gy que l'exposition reçue sur la période courte pendant laquelle les effets aigus sont recherchés. Plus la période effective du radionucléide incorporée est longue, plus l'écart entre les deux estimations est important.

de la nocivité limitée à sa seule composante radiologique pour ce qui concerne l'axe 2. Les conditions de l'ajout de la composante chimique pourront être définies à l'occasion d'une prochaine étape du développement de la méthode.

Comme évoqué dans les sections ci-après, la composante chimique de la nocivité est, en revanche, bien considérée pour la représentation de la nocivité associée aux axes 3 et 4. Ces axes correspondent en effet à des situations d'exposition chronique pour lesquelles l'IRSN dispose de méthodes et compétences éprouvées pour évaluer l'impact chimique, sanitaire ou écologique.

3.3.4 Détermination des seuils pour les indicateurs de l'axe 3

Comme indiqué au paragraphe 3.2.3, les indicateurs associés à l'axe 3 correspondent au calcul de l'exposition annuelle pour les membres d'une population vivant dans un environnement contaminé par la dispersion du contenu d'un colis. Deux variantes ont été investiguées, l'une proposant une dispersion dans le sol d'une parcelle cultivée, l'autre dans un plan d'eau utilisé pour l'alimentation en eau de consommation humaine et l'irrigation ainsi que pour la pêche. Ce scénario peut être associé à un contexte d'abandon du colis.

Le calcul de l'exposition conduit à quantifier une série d'indicateurs :

- pour la composante radiologique :
 - o doses annuelles, pour un adulte et pour un enfant, dans le cas de l'exposition dans un environnement de type parcelle cultivée ;
 - o doses annuelles, pour un adulte et pour un enfant, dans le cas de l'exposition dans un environnement de type plan d'eau ;
- pour la composante chimique :
 - o quotients de danger (QD), pour un adulte et pour un enfant, dans le cas de l'exposition dans un environnement de type parcelle cultivée, dans le cas d'une substance chimique à seuil d'effet ;
 - o excès de risque individuel (ERI), pour un adulte et pour un enfant, dans le cas de l'exposition dans un environnement de type parcelle cultivée, dans le cas d'une substance chimique sans seuil d'effet ;

Ces divers indicateurs sont, dans un premier temps, rapportés à trois indicateurs principaux :

- un indicateur radiologique qui prend la valeur la plus élevée des diverses doses calculées ;
- un indicateur de nocivité chimique pour les éléments à seuil d'effet qui prend la valeur du quotient de danger la plus élevée obtenue pour l'ensemble des éléments chimiques pris en compte ;
- un indicateur de nocivité chimique pour les éléments sans seuil d'effet. Dans un premier temps, le calcul consiste à sommer, pour chacune des configurations considérées (enfant + parcelle cultivée ; adulte + parcelle cultivée ; enfant + plan d'eau ; adulte + plan d'eau), les ERI obtenus pour chaque substance chimique stable considérée. Dans un second temps, la valeur retenue est la valeur maximale des sommes des ERI calculées à l'étape précédente.

La visualisation sur un même axe des trois indicateurs précédents conduit à définir trois couples de valeurs seuils.

Pour ce qui concerne l'indicateur radiologique, les valeurs retenues sont les suivantes :

- la valeur de $10 \mu\text{Sv}\cdot\text{an}^{-1}$ est choisie en tant que seuil bas. Cette valeur correspond à la valeur de gestion retenue à l'international (AIEA, commission européenne) pour la détermination des valeurs d'activité (ou de concentration

d'activité) en deçà desquelles il est considéré possible d'exempter (voire de libérer) de tout contrôle réglementaire des produits ou matériaux. Les valeurs d'exemption correspondantes sont celles reprises en France dans le code de la santé publique. Pour chaque radionucléide, les valeurs sont déterminées comme les activités (ou concentrations d'activité) d'un produit ou matériau qui, dans les diverses situations pouvant résulter d'un abandon, conduirait à une exposition maximale correspondant au seuil de dose de $10 \mu\text{Sv}\cdot\text{an}^{-1}$ retenu. Cette valeur s'apparente ainsi à un seuil d'entrée dans un domaine de dose qualifiée de triviale. Etre en deçà signifie qu'il n'y a pas lieu de prendre de dispositions spécifiques de radioprotection ;

- la valeur de 100 mSv est choisie en tant que seuil haut. Cette valeur correspond au niveau de référence maximum que la CIPR fixe pour les situations d'exposition existantes. Etre au-delà de ce niveau de référence signifie, selon la CIPR, que des actions doivent nécessairement être engagées pour réduire l'exposition des personnes.

Il est à noter que l'intervalle entre les deux valeurs précédentes (4 ordres de grandeur) est similaire à celui séparant les valeurs seuils retenues pour les axes 1 et 2 (facteur 3000 soit un peu moins de 4 ordres de grandeur).

Pour ce qui concerne l'impact sanitaire associé aux substances chimiques sans seuil d'effet, le critère adapté est l'excès de risque individuel (ERI) qui caractérise notamment un excès de risque d'apparition de cancer. Les valeurs seuils retenues sont les suivantes :

- la valeur de 10^{-6} est choisie en tant que seuil bas. Ce choix s'appuie sur le fait que cette valeur est retenue par différents pays comme valeur en-deçà de laquelle il n'est pas nécessaire de gérer le risque. Elle porte ainsi une signification comparable à celle associée à la valeur de $10 \mu\text{Sv}\cdot\text{an}^{-1}$ retenue en tant que seuil bas pour la composante radiologique ;
- la valeur de 10^{-2} est retenue en tant que seuil haut. Ce choix se justifie par l'objectif de conserver un rapport « seuil haut / seuil bas » similaire pour les différents axes et les différentes composantes d'un même axe. Cette valeur correspond à la borne haute des valeurs d'ERI qui ont une signification. Au-delà de cette valeur, le calcul de l'excès de risque individuel à partir de l'excès de risque unitaire devient inapproprié, l'exposition étant trop éloignée de celle sur laquelle l'ERU a été établi. En d'autres termes, cette valeur repère étant obtenue pour de faibles doses, elle ne peut pas être simplement extrapolée au domaine des fortes doses.

Pour ce qui concerne l'impact sanitaire de substances chimiques avec seuil d'effet, le critère adapté est le quotient de danger (QD). Les valeurs seuils retenues sont les suivantes :

- la valeur de 0,1 est choisie en tant que seuil bas. Le choix de cette valeur est fondé sur une logique de correspondance entre les seuils de gestion adoptés pour les substances à seuil d'effet et les substances sans seuil. Pour les substances sans seuil d'effet, la valeur usuellement retenue pour décider de la nécessité de mettre en place des actions de gestion est de 10^{-5} et la valeur en deçà de laquelle il est jugé qu'il n'y a pas lieu d'en instaurer est de 10^{-6} . Pour les substances à seuil d'effet, les valeurs de gestion précédentes correspondent usuellement à des valeurs de QD respectivement égales à 10 et 1. 1 est la valeur de référence distinguant un domaine de conformité d'un domaine de vigilance ; elle définit une valeur en deçà de laquelle il n'y a pas lieu d'avoir une gestion spécifique de la substance chimique. La valeur de 10 marque, au contraire, l'entrée dans un domaine nécessitant impérativement la mise en œuvre d'actions de gestion ;
- la valeur de 1000 est choisie en tant que seuil haut. Le choix de cette valeur répond à l'objectif de conserver un rapport « seuil haut / seuil bas » similaire à celui retenu pour les axes 1 et 2 et les autres composantes de l'axe

3. Il est à noter que l'interprétation de valeurs de QD significativement supérieures à 1 nécessite une certaine prudence : une situation pour laquelle un calcul d'impact conduit à une valeur de QD de 1000 ne peut pas être considéré comme induisant un effet 1000 fois plus important qu'une situation pour laquelle le QD s'établit à 1 ; il n'y a pas de linéarité de l'effet avec l'exposition dans le cas d'une toxicité à seuil d'effet. Il est par contre justifié de dire qu'en réduisant de 1000 fois la quantité de substances toxiques dans la 1^{ère} situation, on aboutit encore à un niveau de risque d'apparition de l'effet redouté identique à celui de la 2^{nde} situation.

3.3.5 Détermination des seuils pour les indicateurs de l'axe 4

Comme indiqué au paragraphe 3.2.4, les indicateurs associés à l'axe 4 correspondent au calcul d'un indice de nocivité pour un écosystème aquatique inféodé à un plan d'eau contaminé par la dispersion du contenu d'un colis. La situation correspond à un contexte d'exposition prolongée faisant suite à l'abandon du colis. Pour rappel, l'indice calculé agrège l'impact chimique et l'impact radiologique. Un seul couple de valeurs seuils est donc à déterminer. Les valeurs retenues sont les suivantes :

- la valeur de 1 est choisie en tant que seuil haut. Cette valeur a été jugée appropriée pour délimiter la zone dite inacceptable pour le scénario d'abandon. En effet, l'atteinte de cette valeur signifie que 50% des espèces de l'écosystème aquatique sont exposées à une concentration supérieure à la concentration pour laquelle 50% des individus d'une espèce sont affectés (EC_{50}) ;
- La valeur de 10^{-3} a été retenue en tant que seuil bas. Ce choix répond à la volonté de conserver un rapport « seuil haut / seuil bas » similaire à celui des autres axes. La valeur de 10^{-3} a été jugée plus pertinente que la valeur de 10^{-4} du fait des correspondances qu'elle permettait. Ainsi, en matière de chimiotoxicité, le millième de la valeur de la HC_{50} correspond, pour de nombreuses substances et espèces, approximativement à la valeur de la HC_5 , c'est-à-dire à la concentration dans l'environnement pour laquelle 95 % des espèces d'un écosystème ne seront pas affectées. Cette valeur étant utilisée pour fixer des objectifs de qualité environnementale, il a été jugé qu'elle revêtait la même signification que la valeur de QD de 0,1 pour le volet sanitaire.

3.4 Récapitulatif de la démarche

Les différentes étapes permettant de passer des valeurs calculées selon les équations fournies au paragraphe 3.2 aux valeurs des indicateurs représentés sur le diagramme de Kiviati sont résumées de façon synthétique sur les logigrammes ci-après.

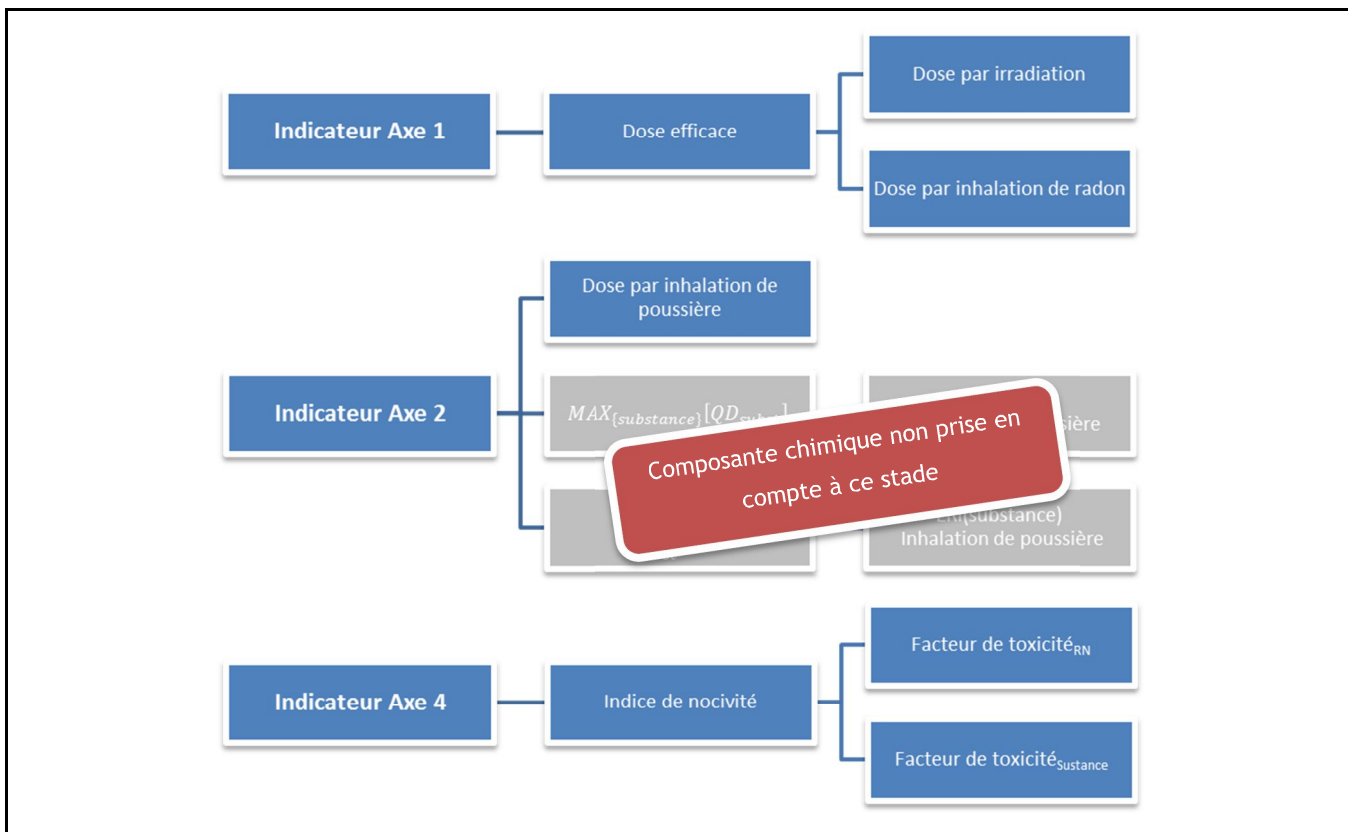


Figure 1 : Logigramme illustrant le passage des résultats des calculs présentés au paragraphe 3.2 aux indicateurs représentés sur le diagramme de Kiviati - Cas des axes 1, 2 et 4

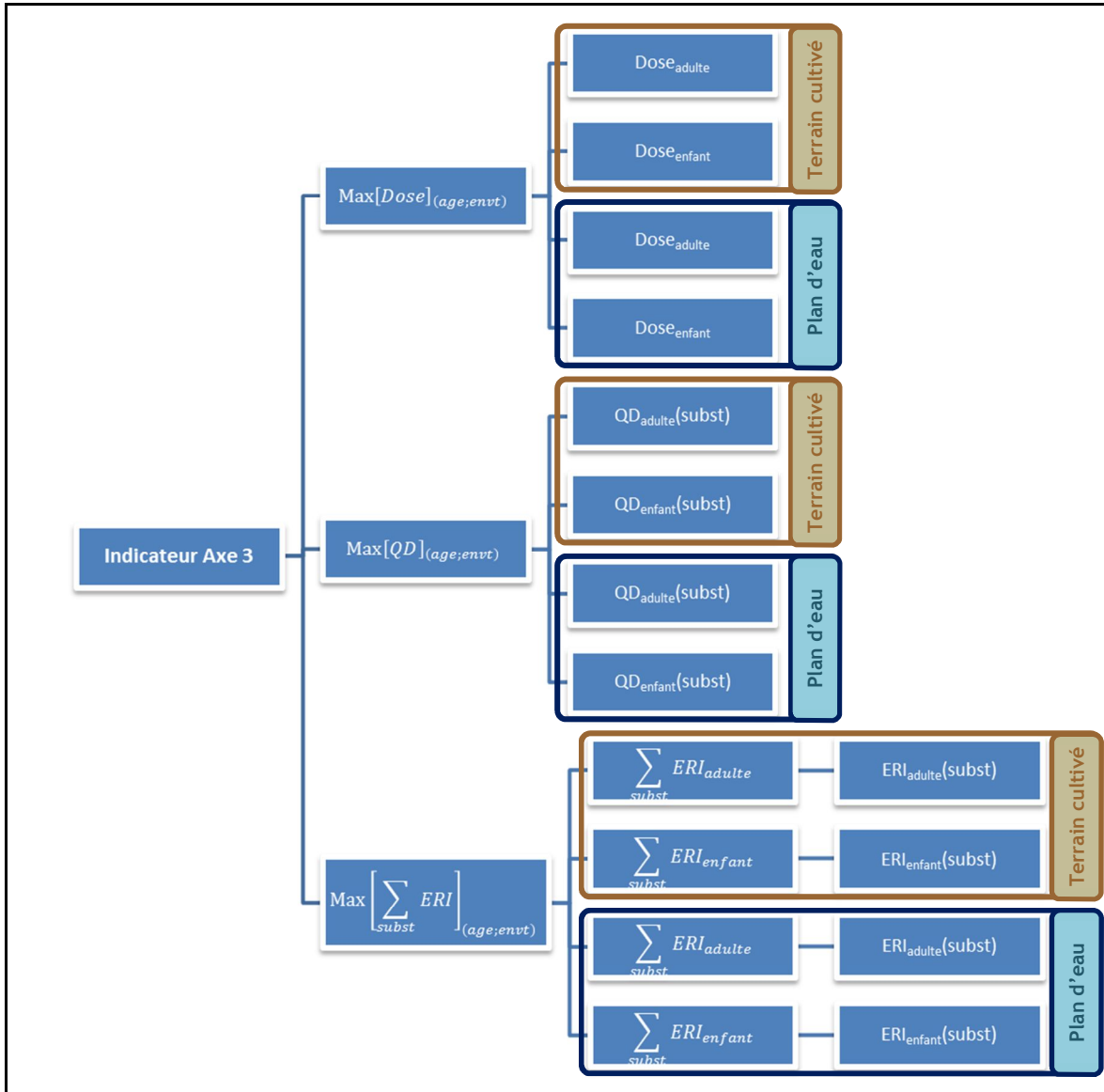


Figure 2 : Logigramme illustrant le passage des résultats des calculs présentés au paragraphe 3.2 aux indicateurs représentés sur le diagramme de Kiviati - Cas de l'axe 3

En complément des logigrammes précédents, les figures ci-après précisent les modalités calculatoires utilisées pour calculer les des indicateurs représentés à partir des différentes valeurs calculées aux étapes précédentes et des valeurs seuils définies aux paragraphes 3.3.2 à 3.3.5.

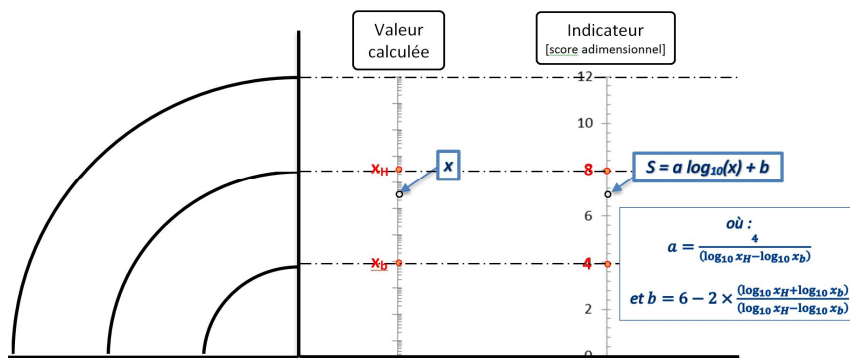


Figure 3 : Modalité de calcul des indicateurs représentés sur le diagramme de Kiviat

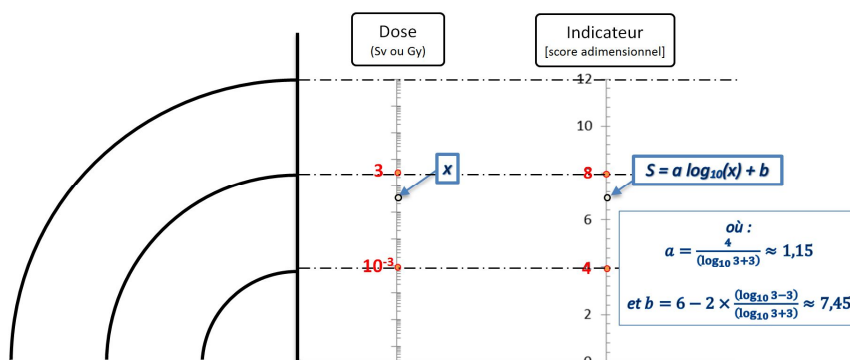


Figure 4 : Modalité de calcul des indicateurs représentés sur le diagramme de Kiviat - Cas des axes 1 et 2

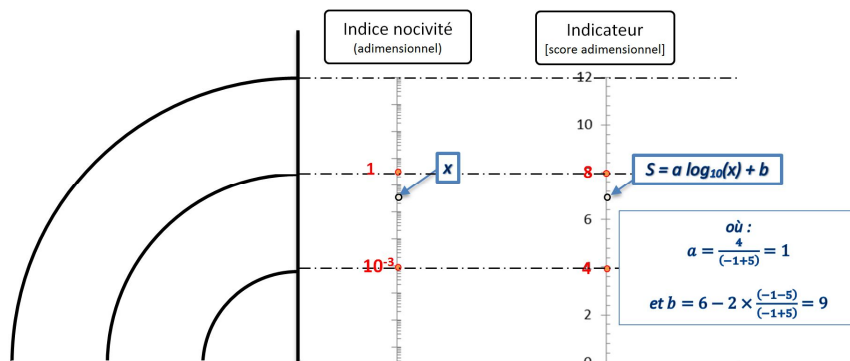


Figure 5 : Modalité de calcul des indicateurs représentés sur le diagramme de Kiviat - Cas de la composante radiologique de l'axe 3

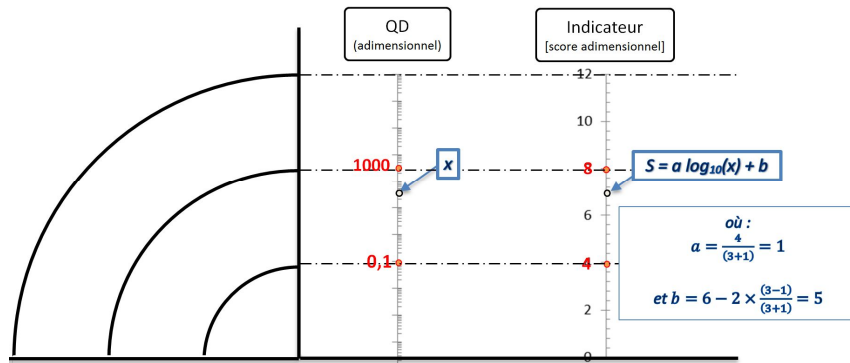


Figure 6 : Modalité de calcul des indicateurs représentés sur le diagramme de Kiviat - Cas de la composante chimique « QD » de l'axe 3

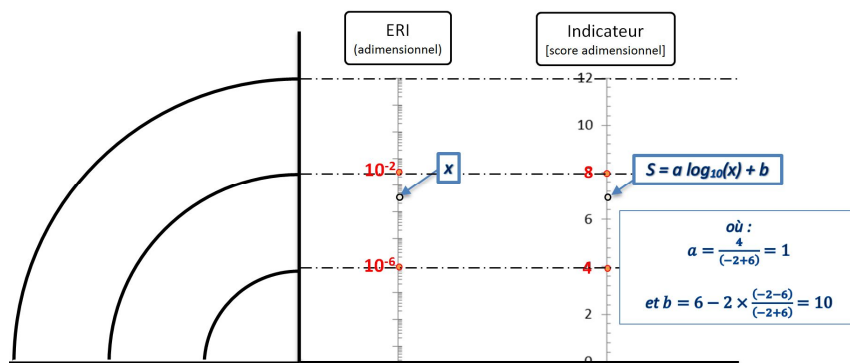


Figure 7 : Modalité de calcul des indicateurs représentés sur le diagramme de Kiviat - Cas de la composante chimique « ERI » de l'axe 3

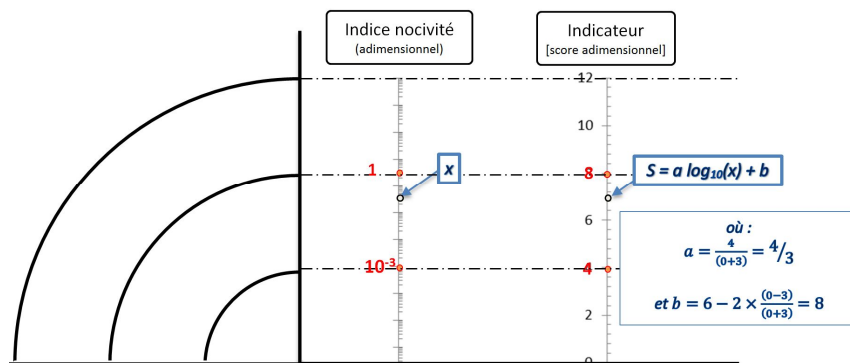


Figure 8 : Modalité de calcul des indicateurs représentés sur le diagramme de Kiviat - Cas de l'axe 4

4 APPLICATION SUR DES EXEMPLES JUGES ILLUSTRATIFS

4.1 Présentation des exemples utilisés et des données associées

Afin de tester la méthode de calcul définie au chapitre 0 et d'en démontrer le caractère opérationnel, l'IRSN a choisi de l'appliquer sur quelques cas particuliers. Les familles de déchets ou de matières radioactives inscrites à l'inventaire

national ont été passées en revue en lien avec l'ANDRA pour en identifier quelques-unes, représentant une large diversité et pour lesquelles les données descriptives requises (inventaires radiologiques et chimiques, masse et dimensions du colis) pouvaient être rassemblées de façon suffisamment précise. Trois colis de déchets types ont été finalement retenus :

- un colis de déchets de haute activité (HA) vitrifiés, correspondant à la famille « F1-3-01 - Colis de déchets vitrifiés CSD-V (AREVA/La Hague) » de l'inventaire national. Il est désigné comme « colis F1-3-01 » dans la suite du texte ;
- un colis de déchets de moyenne activité à vie longue (MA-VL) bitumés, correspondant à la famille « F2-4-03 - Colis d'enrobés bitumineux, produits depuis janvier 1995 (CEA/Marcoule) » de l'inventaire national. Il est désigné comme « colis F2-4-03 » dans la suite du texte ;
- un colis de déchets de faible activité à vie longue (FA-VL) issu de l'assainissement du site ISOTOPCHIM de Ganagobie (04), correspondant à la famille « F6-9-01 - Déchets issus d'assainissement de sites pollués (activités non électronucléaires) » de l'inventaire national. Ces déchets sont constitués principalement de silice contaminée en carbone 14. Le colis est désigné comme « colis F6-9-01 (C14) » dans la suite du texte.

Le choix effectué permet de couvrir trois des cinq grandes catégories de déchets radioactifs distinguées en France (voir Figure 9 ci-après). Il présente ainsi une indéniable variété. L'objectif que s'était initialement fixé l'IRSN de disposer d'au moins un exemple dans chacune des cinq catégories n'a cependant pas pu être atteint du fait de la difficulté à disposer d'une information complète et exploitable dans le contexte du présent exercice, dans un délai compatible avec les échéances fixées pour la remise du rapport.

	Déchets dits à vie très courte contenant des radionucléides de période de < 100 jours	Déchets dits à vie courte dont la radioactivité provient principalement des radionucléides de période ≤ 31 ans	Déchets dits à vie longue dont la radioactivité provient principalement de radionucléides de période > 31 ans
Très faible Activité (TFA)	Gestion par décroissance radioactive	Stockage de surface (Centre industriel de regroupement, d'entreposage et de stockage)	
Faible Activité (FA)		Stockage de surface (Centre de stockage de l'Aube)	Stockage à faible profondeur à l'étude dans le cadre de l'article 3 de la loi du 28 juin 2006 codifiée
Moyenne Activité (MA)			Stockage profond à l'étude dans le cadre de l'article 3 de la loi du 28 juin 2006 codifiée
Haute Activité (HA)	Non applicable*	Stockage profond à l'étude dans le cadre de l'article 3 de la loi du 28 juin 2006 codifiée	

* La catégorie des déchets de haute activité à vie très courte n'existe pas

Figure 9 : Classification des déchets radioactifs et filières de gestion associées (selon l'inventaire national 2015 [6])

Les données nécessaires au calcul sont rassemblées à l'Annexe 2. Elles sont pour partie issues du catalogue des familles de déchets de l'édition 2015 de l'inventaire national. Le recours à des données complémentaires transmises par l'ANDRA a toutefois été nécessaire pour disposer de jeux suffisamment complets. Ainsi, les inventaires radiologiques et chimiques du

colis de déchets HA vitrifiés (F1-3-01) et du colis de déchets MA-VL bitumés (F2-4-03) proviennent du modèle d'inventaire de dimensionnement du projet Cigéo en 2005 [15, 16]. Les inventaires du colis FA-VL (F6-9-01 C14) proviennent des caractérisations effectuées par l'ANDRA au moment de l'assainissement du site ISOTOPCHIM et de la prise en charge des déchets.

Au vu des difficultés rencontrées lors de cette phase de test de la méthode, il apparaît donc que la disponibilité des inventaires chimiques et radiologiques constitue une contrainte qu'il sera nécessaire de lever pour pouvoir engager la phase de déploiement de la méthode de calcul. A ce stade, les données collectées par l'ANDRA dans le cadre des mises à jour de l'inventaire national s'avèrent insuffisamment précises et complètes : elles ne contiennent généralement pas la liste des radionucléides présents dans le colis type et ne permettent pas de disposer d'un inventaire radiologique par radionucléide. Elles ne fournissent pas non plus systématiquement la liste des éléments stables toxiques présents dans le colis ni les teneurs correspondantes.

D'autres sources d'information existantes peuvent contribuer à combler les manques. C'est par exemple le cas des dossiers d'agrément établis en vue de l'acceptation des colis de déchets dans les centres de stockage. En pratique, il apparaît toutefois que ces dossiers fournissent des données permettant de borner les caractéristiques des colis, mais n'en détaillent pas forcément le contenu avec une précision suffisante. C'est notamment le cas pour les caractéristiques chimiques des colis qui peuvent être partielles (la quantification des espèces chimiques se fait à l'échelle d'une famille et non d'un colis), absentes (les exploitants n'ont pas forcément le besoin d'identifier l'ensemble des espèces chimiques présentes) ou soumises à un secret industriel et donc non aisément communicables (comme les adjuvants utilisés pour les bétons de remplissage des colis).

Pour ce qui est des matières radioactives, les données contenues dans l'inventaire national de l'ANDRA sont plus restreintes encore. L'inventaire se limite en effet à fournir une liste des catégories et sous-catégories sans accompagner cette liste d'un descriptif plus complet par sous-catégories à l'image des fiches familles pour les déchets radioactifs (cf. paragraphe 2.2 et encadré 1).

Les résultats issus de la mise en œuvre de la méthode de caractérisation de la nocivité proposée par l'IRSN pour chacun des trois colis sont présentés à la section 4.2 ci-après. Ils sont fournis successivement pour chacun des quatre axes décrits au chapitre 3 et pour les trois temps considérés caractéristiques de la situation à court, moyen et long terme (0, 100, 1000 ans). La section 4.2 propose également conformément à l'exposé de la méthode une représentation globale des 4 indicateurs sous la forme de diagrammes de Kiviati.

4.2 Résultats obtenus et illustration des modes de représentation possibles

4.2.1 Résultats pour l'axe 1

Les hypothèses et équations retenues pour l'axe 1 et décrites au 3.2.1 ont été appliquées aux données fournies en Annexe 2 pour calculer les doses reçues sur une période de un an par un individu séjournant de façon régulière et prolongée dans une pièce dans laquelle a été placé un colis. Les résultats sont présentés dans le tableau ci-après pour chacun des trois colis définis à la section 4.1 et chacun des trois temps pris en compte pour juger de l'effet de la décroissance radioactive.

Tableau 16 : Doses efficaces annuelles, en Sv par an, calculées pour l'axe 1

	t = 0 ans	t = 100 ans	t = 1000 ans
Colis F1-3-01	$4,62 \cdot 10^4$	$1,85 \cdot 10^3$	1,50
Colis F2-4-03	9,03	$9,52 \cdot 10^{-1}$	$2,82 \cdot 10^{-2}$
Colis F6-9-01 (C14)*	0	0	0

* : le C14 étant un émetteur de β pur de très faible énergie, l'exposition externe associée au colis est nulle.

Le tableau ci-après présente les valeurs de l'indicateur défini pour l'axe 1. Ces valeurs sont dérivées de celles fournies dans le tableau précédent en appliquant la méthode décrite au 3.3.2.

Tableau 17 : Valeurs de l'indicateur calculé pour l'axe 1

	t = 0 ans	t = 100 ans	t = 1000 ans
Colis F1-3-01	12,81	11,21	7,65
Colis F2-4-03	8,55	7,42	3,38
Colis F6-9-01 (C14)	0	0	0

La représentation graphique de l'indicateur calculé pour l'axe 1 sur le quartier correspondant des diagrammes de Kiviati correspondant à l'axe 1 est donnée par les figures ci-après.

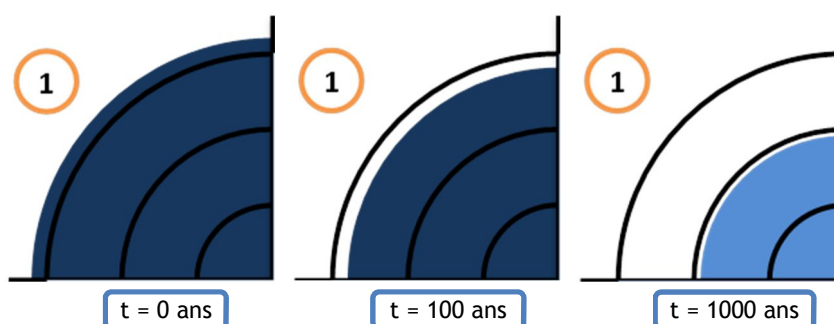


Figure 10 : Représentation des indicateurs calculés pour l'axe 1 sur un diagramme de Kiviati - Cas du colis F1-3-01

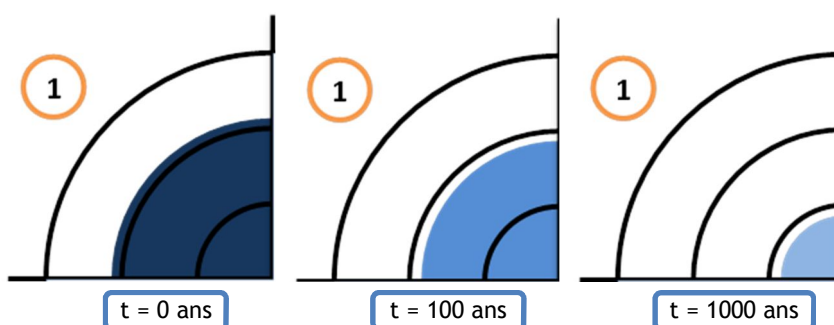


Figure 11 : Représentation des indicateurs calculés pour l'axe 1 sur un diagramme de Kiviati - Cas du colis F2-4-03

4.2.2 Résultats pour l'axe 2

Les hypothèses et équations retenues pour l'axe 2 et décrites au 3.2.2 ont été appliquées aux données fournies en Annexe 2, pour calculer les doses reçues sur une période de un an par un individu exposé pendant une demi-heure à une

atmosphère empoussiérée générée par la dispersion subite du contenu d'un colis. Les résultats sont présentés dans le tableau ci-après pour chacun des trois colis définis à la section 4.1 et chacun des trois temps pris en compte pour juger de l'effet de la décroissance radioactive.

Tableau 18 : Doses efficaces, en Sv, calculées pour l'axe 2

	t = 0 ans	t = 100 ans	t = 1000 ans
Colis F1-3-01	$1,17.10^4$	$4,81.10^3$	$1,19.10^3$
Colis F2-4-03	$1,40.10^1$	1,59	$5,99.10^{-1}$
Colis F6-9-01 (C14)	$7,08.10^{-6}$	$7,08.10^{-6}$	$6,27.10^{-6}$

Le tableau ci-après présente les valeurs de l'indicateur défini pour l'axe 2. Ces valeurs sont dérivées de celles fournies dans le tableau précédent en appliquant la méthode décrite au 3.3.3.

Tableau 19 : Valeurs de l'indicateur calculé pour l'axe 2

	t = 0 ans	t = 100 ans	t = 1000 ans
Colis F1-3-01	12,13	11,68	10,99
Colis F2-4-03	8,77	7,68	7,19
Colis F6-9-01 (C14)	1,53	1,53	1,47

Les principaux radionucléides contribuant à la valeur de l'indicateur de nocivité fournie dans le tableau précédent sont listés ci-après pour les deux premiers colis étudiés. Pour le troisième, le seul radionucléide présent est le carbone 14.

Tableau 20 : Principaux radionucléides contribuant à la valeur de l'indicateur pour l'axe 2

	t = 0 ans	t = 100 ans	t = 1000 ans
Colis F1-3-01	Cm244 (50%)	Am241 (93%)	Am241 (89%)
	Am241 (45%)	Cm244 (3%)	Am243 (8%)
	Sr90 (2%)	Am243 (2%)	Pu240 (2%)
Colis F2-4-03	Pu242 (90%)	Am241 (65%)	Pu240 (58%)
	Am241 (6%)	Pu240 (22%)	Am241 (41%)
	Pu240 (3%)	Pu242 (6%)	Pu241 (1%)
		Pu239 (6%)	

Les valeurs du Tableau 19 sont reportées dans la portion des diagrammes de Kiviati correspondant à l'axe 2 sur les figures ci-après.

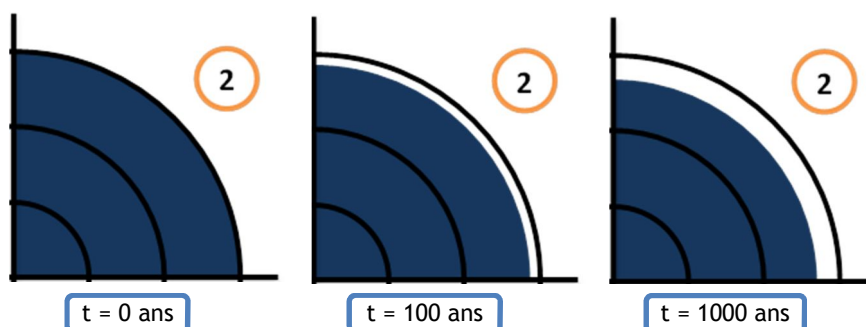


Figure 12 : Représentation des indicateurs calculés pour l'axe 2 sur un diagramme de Kiviati - Cas du colis F1-3-01

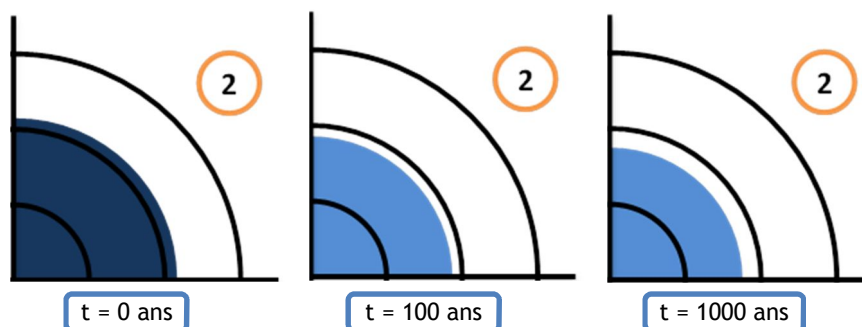


Figure 13 : Représentation des indicateur calculés pour l'axe 2 sur un diagramme de Kiviatt - Cas du colis F2-4-03

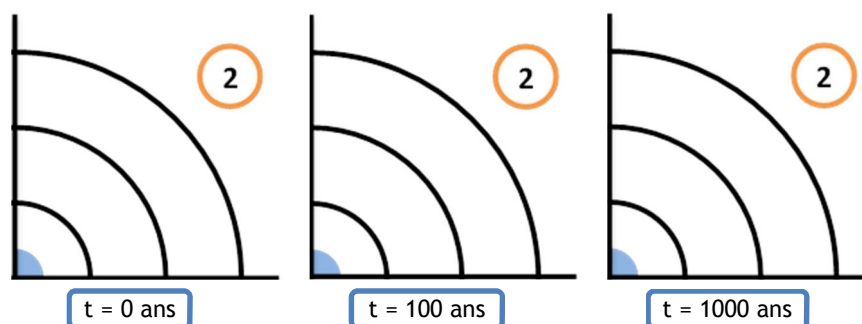


Figure 14 : Représentation des indicateur calculés pour l'axe 2 sur un diagramme de Kiviatt - Cas du colis F6-9-01 (C14)

4.2.3 Résultats pour l'axe 3

Les hypothèses et équations retenues pour l'axe 3 et décrites au 3.2.3 ont été appliquées aux données fournies en Annexe 2 pour calculer les expositions individuelles reçues sur une période de un an par une population vivant dans un environnement contaminé suite à la dispersion du contenu de l'équivalent de 1 m^3 de colis.

Les résultats relatifs à la composante radiologique sont présentés dans le tableau ci-après pour chacun des trois colis définis à la section 4.1 et chacun des trois temps pris en compte pour juger de l'effet de la décroissance radioactive. Le tableau fournit de façon distincte les résultats pour les deux classes d'âge retenues (enfant de 1 à 2 ans et adulte) et les deux environnements types sélectionnés. La valeur finalement retenue pour déterminer l'indicateur correspond à la valeur maximale des quatre doses calculées. Elle figure dans la dernière colonne du tableau.

Tableau 21 : Doses efficaces, en Sv par an, calculées pour l'axe 3

	Enfant (1-2 ans)		Adulte		Dose efficace maximale (Sv.an ⁻¹)
	Parcelle cultivée	Plan d'eau	Parcelle cultivée	Plan d'eau	
Colis F1-3-01					
t = 0 ans	9,96.10 ²	1,31.10 ²	7,87.10 ²	5,14.10 ¹	9,96.10 ²
t = 100 ans	8,07.10 ¹	1,16.10 ¹	6,93.10 ¹	4,7	8,07.10 ¹
t = 1000 ans	1,45	2,23.10 ⁻¹	3,83.10 ⁻¹	1,18.10 ⁻¹	1,45
Colis F2-4-03					
t = 0 ans	5,53.10 ⁻²	5,59.10 ⁻³	3,99.10 ⁻²	2,65.10 ⁻³	5,53.10 ⁻²
t = 100 ans	2,14.10 ⁻²	5,61.10 ⁻⁴	7,78.10 ⁻³	2,65.10 ⁻⁴	2,14.10 ⁻²
t = 1000 ans	1,80.10 ⁻²	4,98.10 ⁻⁵	4,48.10 ⁻³	1,78.10 ⁻⁵	1,80.10 ⁻²
Colis F6-9-01 (C14)*					
t = 0 ans	0	1,09.10 ⁻²	0	3,97.10 ⁻³	1,09.10 ⁻²
t = 100 ans	0	1,09.10 ⁻²	0	3,97.10 ⁻³	1,09.10 ⁻²
t = 1000 ans	0	9,69.10 ⁻³	0	3,51.10 ⁻³	9,69.10 ⁻³

* : la dose nulle obtenue pour l'environnement de type parcelle cultivée est due à l'absence de transfert racinaire du carbone sous la forme considérée dans les calculs (CO₂).

Le tableau ci-après présente les valeurs retenues pour le calcul de l'indicateur associé à l'axe 3, pour ce qui concerne la composante radiologique de la nocivité. Ces valeurs sont dérivées de celles fournies dans le tableau précédent en appliquant la méthode décrite au 3.3.4.

Tableau 22 : Valeurs de l'indicateur calculé pour la composante radiologique de l'axe 3

	t = 0 ans	t = 100 ans	t = 1000 ans
Colis F1-3-01	12,00	10,91	9,16
Colis F2-4-03	7,74	7,33	7,25
Colis F6-9-01 (C14)	7,04	7,04	6,99

Les principaux radionucléides contribuant à la valeur de l'indicateur de nocivité fournie dans le tableau précédent sont listés ci-après pour les deux premiers colis étudiés. Pour le troisième, le seul radionucléide présent est le carbone 14.

Tableau 23 : Principaux radionucléides contribuant à la valeur de l'indicateur pour l'axe 3

	t = 0 ans	t = 100 ans	t = 1000 ans
Colis F1-3-01	Sr90 (85%)	Sr90 (91%)	Tc99 (89%)
	Ru106 (7%)	Cs137 (7%)	Am241 (4%)
	Cs137 (6%)	Tc99 (2%)	Se79 (4%)
Colis F2-4-03	Sr90 (57%)	Tc99 (84%)	Tc99 (100%)
	Tc99 (33%)	Sr90 (13%)	
	Cs137 (10%)	Cs137 (3%)	

Les valeurs indiquées dans le Tableau 22, sont représentées, pour chacun des trois types de colis, sur la portion des diagrammes de Kiviati correspondant à l'axe 3 dans la Figure 15, la Figure 16 et la Figure 17 ci-après.

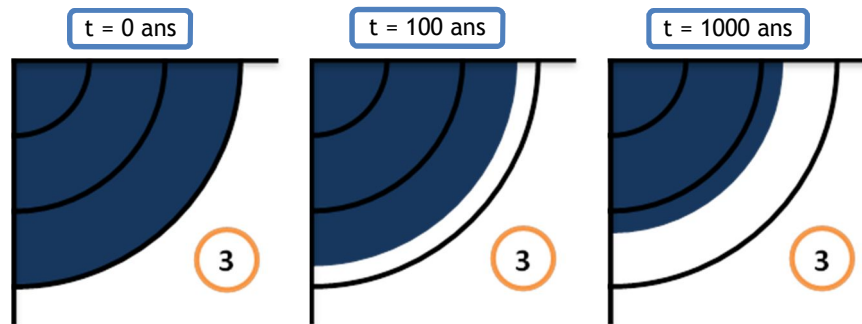


Figure 15 : Représentation des indicateurs calculés pour la composante radiologique de l'axe 3 - Cas du colis F1-3-01

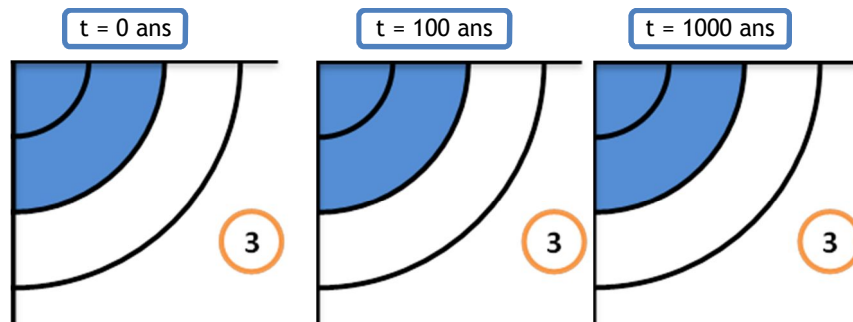


Figure 16 : Représentation des indicateurs calculés pour la composante radiologique de l'axe 3 - Cas du colis F2-4-03

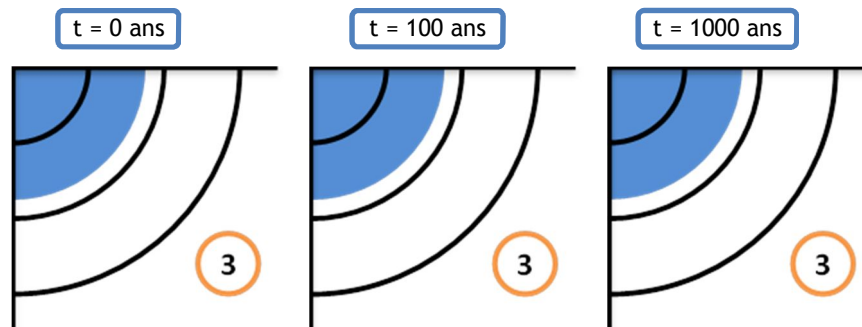


Figure 17 : Représentation des indicateurs calculés pour la composante radiologique de l'axe 3 - Cas du colis F6-9-01 (C14)

Pour ce qui concerne la composante chimique, les résultats obtenus pour les trois colis sont présentés dans le Tableau 24 ci-après pour chacun des éléments toxiques pris en compte.

Le tableau fournit de façon distincte les résultats pour les deux classes d'âge retenues (enfant de 1 à 2 ans et adulte) et les deux environnements types sélectionnés. Dans le cas où l'élément considéré présente une toxicité dite « à seuil d'effet », le résultat est exprimé en quotient de danger (QD). Dans le cas où la toxicité est « sans seuil d'effet », le résultat est exprimé en excès de risque individuel (ERI). Un élément peut éventuellement présenter les deux types de nocivité.

L'inventaire pris en compte pour ce calcul correspond aux quantités de chacun des éléments toxiques présents dans l'équivalent de 1 m³ de colis, le colis s'entendant comme la somme du déchet, de l'éventuelle matrice de stabilisation et de la ou des enveloppes dans lesquelles le déchet et la matrice ont été placés. Un second calcul a été effectué en excluant de l'inventaire pris en compte les éléments toxiques (en l'occurrence des métaux) constitutifs des enveloppes. Les résultats correspondants figurent dans le Tableau 25 et le Tableau 26.

Tableau 24 : Valeurs de l'indicateur calculé pour la composante chimique de l'axe 3 (inventaire = déchet + matrice + enveloppes)

		Colis F1-3-01				Colis F2-4-03				Colis F6-9-01 (C14)			
		Enfants (1-2 ans)		Adultes		Enfants (1-2 ans)		Adultes		Enfants (1-2 ans)		Adultes	
		QD	ERI	QD	ERI	QD	ERI	QD	ERI	QD	ERI	QD	ERI
Parcelle cultivée	Pb												
	Ni	4,40.10 ⁻¹		6,95.10 ⁻²		1,29.10 ⁻¹		2,04.10 ⁻²		1,91.10 ⁻²		3,03.10 ⁻³	
	Cr VI	9,60	6,17.10 ⁻⁵	1,16	7,48.10 ⁻⁶	2,28	1,47.10 ⁻⁵	2,77.10 ⁻¹	1,78.10 ⁻⁶	2,46.10 ⁻¹	1,58.10 ⁻⁶	2,98.10 ⁻²	1,92.10 ⁻⁷
	Sb	3,55.10 ⁻⁶		1,11.10 ⁻⁶		2,71.10 ⁻⁷		8,49.10 ⁻⁸					
	Se	1,34.10 ¹		1,70									
	Cd	2,81.10 ¹		5,33		7,78.10 ⁻²		1,48.10 ⁻²					
	Hg					6,32.10 ⁻²		1,21.10 ⁻²					
	Be					2,57.10 ⁻⁶		4,90.10 ⁻⁷					
	As	1,97.10 ⁻²		2,65.10 ⁻³		7,40.10 ⁻²		1,00.10 ⁻²					
	U	1,84.10 ²		2,24.10 ¹		8,39.10 ¹		1,02.10 ¹					
Plan d'eau	Pb					3,08.10 ⁻²	2,36.10 ⁻⁹	6,48.10 ⁻³	4,95.10 ⁻¹⁰				
	B	2,95.10 ⁻²		4,65.10 ⁻³		1,58.10 ⁻⁵		2,49.10 ⁻⁶					
	Ni	2,91.10 ⁻²		5,24.10 ⁻³		8,53.10 ⁻³		1,53.10 ⁻³		1,25.10 ⁻³		2,26.10 ⁻⁴	
	Cr VI	1,05	6,72.10 ⁻⁶	2,00.10 ⁻¹	1,28.10 ⁻⁶	2,49.10 ⁻¹	1,60.10 ⁻⁶	4,76.10 ⁻²	3,06.10 ⁻⁷	2,68.10 ⁻²	1,72.10 ⁻⁷	5,10.10 ⁻³	3,29.10 ⁻⁸
	Sb	5,86.10 ⁻⁴		9,36.10 ⁻⁵		4,46.10 ⁻⁵		7,12.10 ⁻⁶					
	Se	7,27.10 ⁻³		1,33.10 ⁻³									
	Cd	4,73.10 ⁻²		9,82.10 ⁻³		1,30.10 ⁻⁴		2,69.10 ⁻⁵					
	Hg					1,68.10 ⁻³		4,36.10 ⁻⁴					
	Be					9,19.10 ⁻⁶		1,65.10 ⁻⁶					
	As	2,72.10 ⁻⁴		6,04.10 ⁻⁵		1,02.10 ⁻³		2,27.10 ⁻⁴					
U	1,29.10 ¹		2,10		5,89		9,59.10 ⁻¹						
QD max	1,84.10 ²		2,24.10 ¹		8,39.10 ¹		1,02.10 ¹		2,46.10 ⁻¹		2,98.10 ⁻²		
Somme ERI		6,84.10 ⁻⁵		8,76.10 ⁻⁶		1,63.10 ⁻⁵		2,09.10 ⁻⁶		1,76.10 ⁻⁶		2,25.10 ⁻⁷	

Tableau 25 : Valeurs de l'indicateur calculé pour la composante chimique de l'axe 3 (inventaire = déchet + matrice)

		Colis F1-3-01				Colis F2-4-03				Colis F6-9-01 (C14)*			
		Enfants (1-2 ans)		Adultes		Enfants (1-2 ans)		Adultes		Enfants (1-2 ans)		Adultes	
		QD	ERI	QD	ERI	QD	ERI	QD	ERI	QD	ERI	QD	ERI
Parcelle cultivée	Pb					$6,45 \cdot 10^{-1}$	$4,93 \cdot 10^{-8}$	$7,97 \cdot 10^{-2}$	$6,10 \cdot 10^{-9}$				
	Ni	$6,47 \cdot 10^{-2}$		$9,87 \cdot 10^{-3}$		$1,95 \cdot 10^{-2}$		$2,98 \cdot 10^{-3}$					
	Cr VI	$5,23 \cdot 10^{-1}$	$3,36 \cdot 10^{-6}$	$6,32 \cdot 10^{-2}$	$4,07 \cdot 10^{-7}$	$8,86 \cdot 10^{-2}$	$5,70 \cdot 10^{-7}$	$1,07 \cdot 10^{-2}$	$6,83 \cdot 10^{-8}$				
	Sb	$4,34 \cdot 10^{-6}$		$1,36 \cdot 10^{-6}$		$3,65 \cdot 10^{-7}$		$1,14 \cdot 10^{-7}$					
	Se	$1,64 \cdot 10^1$		2,09									
	Cd	$3,44 \cdot 10^1$		6,53		$1,04 \cdot 10^{-1}$		$1,99 \cdot 10^{-2}$					
	Hg					$8,51 \cdot 10^{-2}$		$1,62 \cdot 10^{-2}$					
	Be					$3,47 \cdot 10^{-6}$		$6,60 \cdot 10^{-7}$					
	As	$2,41 \cdot 10^{-2}$		$3,25 \cdot 10^{-3}$		$9,98 \cdot 10^{-2}$		$1,35 \cdot 10^{-2}$					
	U	$2,25 \cdot 10^2$		$2,75 \cdot 10^1$		$1,13 \cdot 10^2$		$1,38 \cdot 10^1$					
Plan d'eau	Pb					$4,15 \cdot 10^{-2}$	$3,17 \cdot 10^{-9}$	$8,72 \cdot 10^{-3}$	$6,67 \cdot 10^{-10}$				
	B	$3,61 \cdot 10^{-2}$		$5,69 \cdot 10^{-3}$		$2,13 \cdot 10^{-5}$		$3,36 \cdot 10^{-6}$					
	Ni	$4,41 \cdot 10^{-3}$		$7,93 \cdot 10^{-4}$		$1,32 \cdot 10^{-3}$		$2,38 \cdot 10^{-4}$					
	Cr VI	$5,70 \cdot 10^{-2}$	$3,67 \cdot 10^{-7}$	$1,09 \cdot 10^{-2}$	$7,00 \cdot 10^{-8}$	$9,66 \cdot 10^{-3}$	$6,21 \cdot 10^{-8}$	$1,85 \cdot 10^{-3}$	$1,19 \cdot 10^{-8}$				
	Sb	$7,18 \cdot 10^{-4}$		$1,15 \cdot 10^{-4}$		$6,01 \cdot 10^{-5}$		$9,58 \cdot 10^{-6}$					
	Se	$8,90 \cdot 10^{-3}$		$1,63 \cdot 10^{-3}$									
	Cd	$5,79 \cdot 10^{-2}$		$1,20 \cdot 10^{-2}$		$1,75 \cdot 10^{-4}$		$3,63 \cdot 10^{-5}$					
	Hg					$2,26 \cdot 10^{-3}$		$5,86 \cdot 10^{-4}$					
	Be					$1,24 \cdot 10^{-5}$		$2,21 \cdot 10^{-6}$					
	As	$3,33 \cdot 10^{-4}$		$7,40 \cdot 10^{-5}$		$1,38 \cdot 10^{-3}$		$3,06 \cdot 10^{-4}$					
U	$1,58 \cdot 10^1$		2,57		7,92		1,29						
QD max	$2,25 \cdot 10^2$		$2,75 \cdot 10^1$		$1,13 \cdot 10^2$		$1,38 \cdot 10^1$						
Somme ERI		$3,73 \cdot 10^{-6}$		$4,77 \cdot 10^{-7}$		$6,85 \cdot 10^{-7}$		$8,70 \cdot 10^{-8}$					

* Les seules substances chimiques figurant dans l'inventaire du Colis F6-9-01 (C14) sont les métaux du fût constituant l'enveloppe

Tableau 26 : Valeurs de l'indicateur calculé pour la composante chimique de l'axe 3 (inventaire = enveloppes)

		Colis F1-3-01				Colis F2-4-03*				Colis F6-9-01 (C14)			
		Enfants (1-2 ans)		Adultes		Enfants (1-2 ans)		Adultes		Enfants (1-2 ans)		Adultes	
		QD	ERI	QD	ERI	QD	ERI	QD	ERI	QD	ERI	QD	ERI
Parcelle cultivée	Ni	2,11		$3,35 \cdot 10^{-1}$		$5,55 \cdot 10^{-1}$		$8,80 \cdot 10^{-2}$		$2,75 \cdot 10^{-2}$		$4,37 \cdot 10^{-3}$	
	Cr VI	$5,01 \cdot 10^1$	$3,22 \cdot 10^{-4}$	6,07	$3,90 \cdot 10^{-4}$	$1,07 \cdot 10^1$	$6,91 \cdot 10^{-5}$	1,30	$8,38 \cdot 10^{-6}$	$3,55 \cdot 10^{-1}$	$2,29 \cdot 10^{-6}$	$4,31 \cdot 10^{-2}$	$2,77 \cdot 10^{-7}$
Plan d'eau	Ni	$1,39 \cdot 10^{-1}$		$2,51 \cdot 10^{-2}$		$3,65 \cdot 10^{-2}$		$6,58 \cdot 10^{-3}$		$1,81 \cdot 10^{-3}$		$3,26 \cdot 10^{-4}$	
	Cr VI	5,45	$3,51 \cdot 10^{-5}$	1,04	$6,70 \cdot 10^{-6}$	1,17	$7,53 \cdot 10^{-6}$	$2,24 \cdot 10^{-1}$	$1,44 \cdot 10^{-6}$	$3,87 \cdot 10^{-2}$	$2,49 \cdot 10^{-7}$	$7,40 \cdot 10^{-3}$	$4,76 \cdot 10^{-8}$
QD max		$5,01 \cdot 10^1$		6,07		$1,07 \cdot 10^1$		1,30		$3,55 \cdot 10^{-1}$		$4,31 \cdot 10^{-2}$	
Somme ERI			$3,57 \cdot 10^{-4}$		$3,97 \cdot 10^{-4}$		$7,67 \cdot 10^{-5}$		$9,83 \cdot 10^{-6}$		$2,54 \cdot 10^{-6}$		$3,25 \cdot 10^{-7}$

* Le colis F2-4-03 est issu du reconditionnement d'un colis et est, de ce fait, constitué de deux enveloppes. Les résultats présentés dans le tableau ci-dessus donnent successivement la valeur calculée pour l'enveloppe extérieure (première ligne) puis celle calculée pour l'enveloppe intérieure (seconde ligne)

La composante chimique de l'indicateur de nocivité est calculée à partir des valeurs figurant dans les deux dernières lignes du Tableau 24, du Tableau 25 et du Tableau 26 selon les modalités décrites au 3.3.5. Les résultats sont donnés dans le tableau ci-dessous.

Tableau 27 : Valeurs de l'indicateur calculé pour la composante chimique de l'axe 3

		Colis F1-3-01			Colis F2-4-03			Colis F6-9-01 (C14)	
		Déchet + matrice + enveloppe	Déchet + matrice	Enveloppe	Déchet + matrice + enveloppe	Déchet + matrice	Enveloppe	Déchet + matrice + enveloppe	Enveloppe
Effet à seuil	QD	$1,84 \cdot 10^2$	$2,25 \cdot 10^2$	$5,01 \cdot 10^1$	$8,39 \cdot 10^1$	$1,13 \cdot 10^2$	$1,07 \cdot 10^1$	$2,46 \cdot 10^{-1}$	$3,55 \cdot 10^{-1}$
	Indic.	8,26	8,35	7,70	7,92	8,05	7,03	5,39	5,55
Effet sans seuil	ERI	$6,84 \cdot 10^{-5}$	$3,73 \cdot 10^{-6}$	$3,57 \cdot 10^{-4}$	$1,63 \cdot 10^{-5}$	$6,85 \cdot 10^{-7}$	$7,67 \cdot 10^{-5}$	$1,76 \cdot 10^{-6}$	$2,54 \cdot 10^{-6}$
	Indic.	5,84	4,57	6,55	5,21	3,84	5,82	4,24	4,40
Total		8,26	8,35	7,70	7,92	8,05	7,03	5,39	5,55

Les valeurs de la composante chimique indiquées dans le Tableau 27, sont représentées, pour chacun des trois types de colis, sur la portion des diagrammes de Kiviati correspondant à l'axe 3 dans la Figure 18, la Figure 19 et la Figure 20 ci-après, en même temps que les composantes radiologiques indiquées dans le Tableau 22.

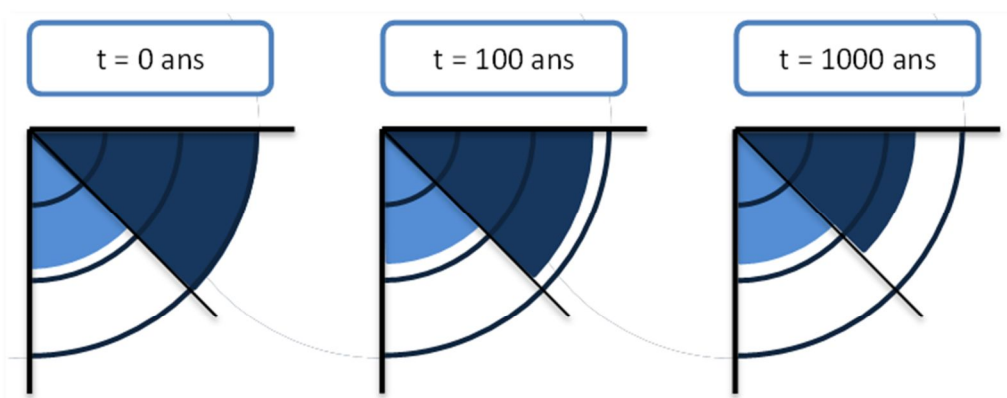


Figure 18 : Représentation des indicateurs calculés pour la composante chimique (en bas) et la composante radiologique (en haut) de l'axe 3 - Cas du colis F1-3-01

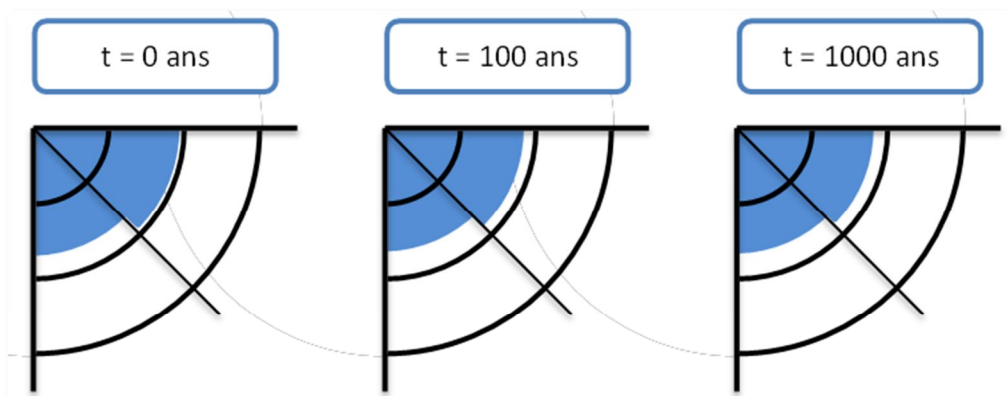


Figure 19 : Représentation des indicateurs calculés pour la composante chimique (en bas) et la composante radiologique (en haut) de l'axe 3 - Cas du colis F2-4-03

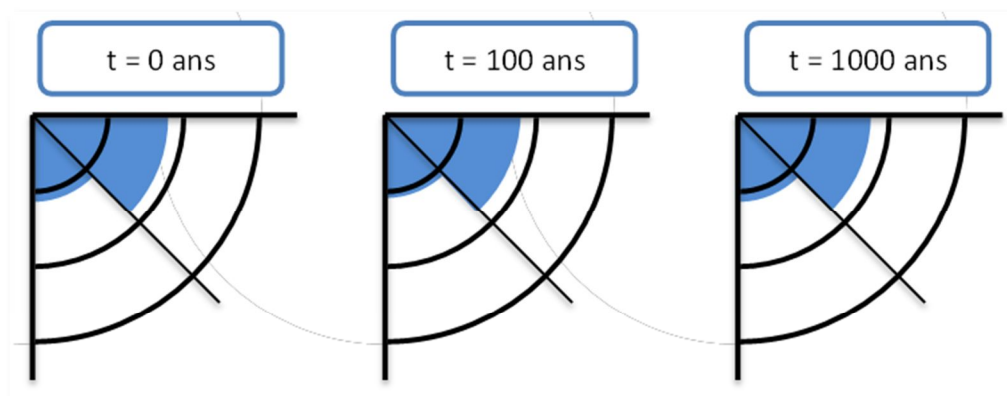


Figure 20 : Représentation des indicateurs calculés pour la composante chimique (en bas) et la composante radiologique (en haut) de l'axe 3 - Cas du colis F6-9-01 (C14)

4.2.4 Résultats pour l'axe 4

Les hypothèses et équations retenues pour l'axe 4 et décrites au 3.2.4 ont été appliquées aux données fournies en Annexe 2 pour calculer les indices de nocivité pour les écosystèmes résultant d'une exposition sur une période de un an dans un environnement de type plan d'eau contaminé suite à la dispersion du contenu de l'équivalent de 1 m³ de colis.

Les résultats sont présentés dans le tableau ci-après pour chacun des trois colis définis à la section 4.1 et chacun des trois temps pris en compte pour juger de l'effet de la décroissance radioactive. Les résultats distinguent la composante chimique et radiologique.

Tableau 28 : Valeurs de l'indice de nocivité calculé pour l'axe 4

	t = 0 ans	t = 100 ans	t = 1000 ans
Colis F1-3-01			
Radiologique	1,98. 10 ²	1,99. 10 ¹	2,87. 10 ⁻¹
Chimique	1,06. 10 ⁻²	1,06. 10 ⁻²	1,06. 10 ⁻²
Colis F2-4-03			
Radiologique	3,13. 10 ⁻³	9,61. 10 ⁻⁴	6,99. 10 ⁻⁴
Chimique	2,46. 10 ⁻³	2,93. 10 ⁻⁴	3,01. 10 ⁻⁵
	6,68. 10 ⁻⁴	6,68. 10 ⁻⁴	6,68. 10 ⁻⁴
Colis F6-9-01 (C14)			
Radiologique	5,89. 10 ⁻²	7,41. 10 ⁻²	8,50. 10 ⁻²
Chimique	5,02. 10 ⁻²	4,96. 10 ⁻²	4,45. 10 ⁻²
	8,64. 10 ⁻³	2,45. 10 ⁻²	4,05. 10 ⁻²

Le tableau ci-après présente les valeurs retenues pour le calcul de l'indicateur associé à l'axe 4. Ces valeurs sont dérivées de celles fournies dans le tableau précédent en appliquant la méthode décrite au 3.4.

Tableau 29 : Valeurs de l'indicateur calculé de l'axe 4

	t = 0 ans	t = 100 ans	t = 1000 ans
Colis F1-3-01	11,1	9,7	7,3
Colis F2-4-03	4,7	4,0	3,8
Colis F6-9-01 (C14)	6,4	6,5	6,6

Les valeurs du Tableau 29 sont reportées dans la portion des diagrammes de Kiviati correspondant à l'axe 4 sur les figures ci-après.

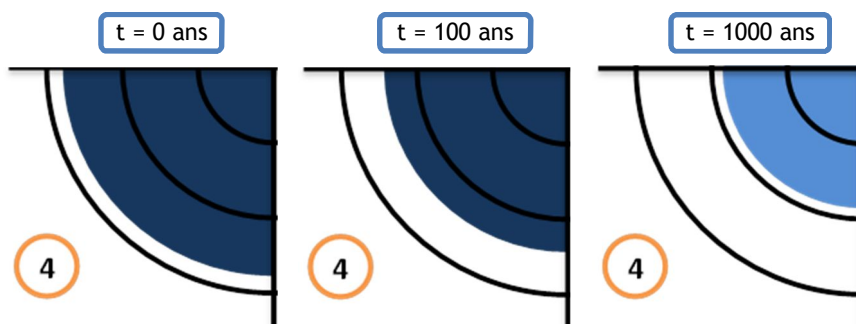


Figure 21 : Représentation des indicateurs calculés pour l'axe 4 - Cas du colis F1-3-01

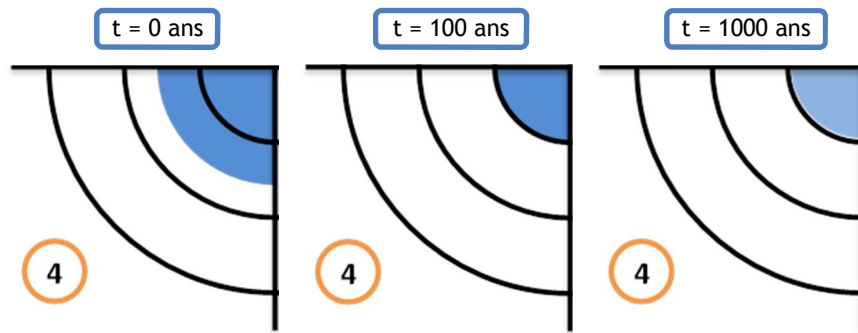


Figure 22 : Représentation des indicateurs calculés pour l'axe 4 - Cas du colis F2-4-03

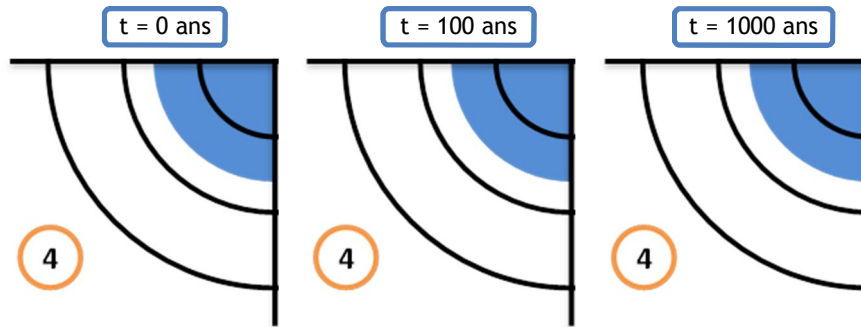


Figure 23 : Représentation des indicateurs calculés pour l'axe 4 - Cas du colis F6-9-01 (C14)

Comme pour l'axe 3, les principaux radionucléides contribuant à la valeur de l'indicateur de nocivité radiologique peuvent être identifiés et cette contribution chiffrée. C'est ce qui est illustré par le Tableau 30 pour les colis F1-3-01 et F2-4-03.

Tableau 30 : Principaux radionucléides contribuant à la valeur de l'indicateur pour l'axe 4

	t = 0 ans	t = 100 ans	t = 1000 ans
Colis F1-3-01	¹³⁷ Cs (41,7%)	²⁴¹ Am (78,7%)	²⁴¹ Am (88,8%)
	²⁴¹ Am (27,5%)	¹³⁷ Cs (13,9%)	²⁴³ Am (9,3%)
	⁹⁰ Sr (10,3%)	⁹⁰ Sr (3,1%)	²⁴⁰ Pu (1,6%)
Colis F2-4-03	⁹⁰ Sr (74,7%)	⁹⁰ Sr (56,6%)	²⁴¹ Am (41,2%)
	¹³⁷ Cs (22,4%)	¹³⁷ Cs (18,8%)	²⁴³ Am (18,2%)
	²⁴¹ Am (1,7%)	²⁴¹ Am (17,8%)	²⁴⁰ Pu (16,2%)

Pour ce qui concerne la composante chimique, la contribution de chacun des éléments toxiques pris en compte est également accessible aux niveaux inférieurs d'agrégation de l'indicateur de nocivité. C'est ce qu'illustre le Tableau 31 pour les trois colis.

Tableau 31 : valeurs de l'indicateur calculées pour la composante chimique de l'axe 4, au temps initial

	Colis			Colis		
	F1-3-01	F2-4-03	F6-9-01	F1-3-01	F2-4-03	F6-9-01
Cr	6,02. 10 ⁻⁴	1,36. 10 ⁻⁴	4,58. 10 ⁻⁷	9,66. 10 ⁻⁸	8,40. 10 ⁻⁹	
B	2,95. 10 ⁻⁴	1,81. 10 ⁻⁷		5,58. 10 ⁻⁸	2,40. 10 ⁻⁷	
Ni	6,25. 10 ⁻⁴	1,77. 10 ⁻⁴	8,64. 10 ⁻³	9,14. 10 ⁻⁶	7,56. 10 ⁻⁷	5,62. 10 ⁻¹⁰
U	6,55. 10 ⁻⁴	3,55. 10 ⁻⁴		6,03. 10 ⁻⁷		1,96. 10 ⁻⁸
Cd	1,69. 10 ⁻⁶	5,31. 10 ⁻⁹		8,29. 10 ⁻³	1,37. 10 ⁻⁷	
Se	2,92. 10 ⁻⁵	6,92. 10 ⁻⁹		1,08. 10 ⁻⁴		

4.3 Discussions et enseignements

Les figures ci-après donnent les diagrammes de Kiviati complets associés aux trois types de colis étudiés.

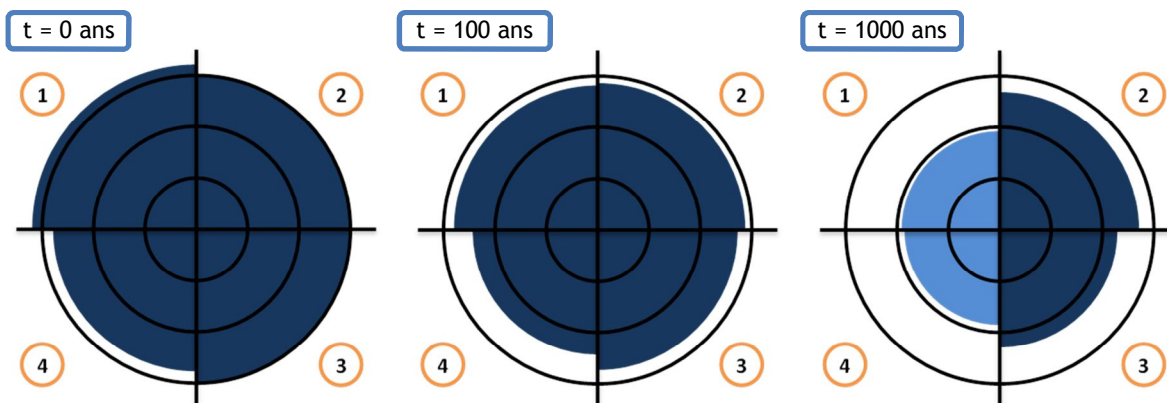


Figure 24 : Représentation des indicateurs sous forme d'un diagramme de Kiviati pour le colis F1-3-01

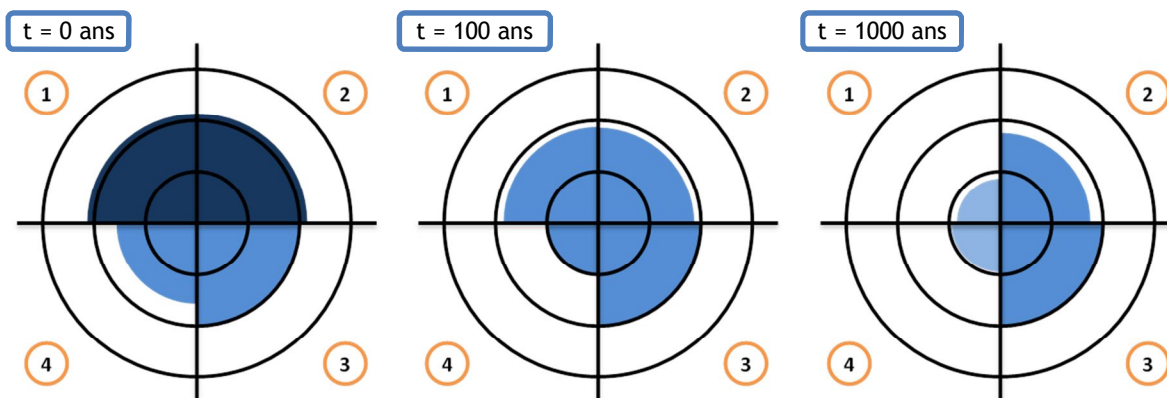


Figure 25 : Représentation des indicateurs sous forme d'un diagramme de Kiviati pour le colis F2-4-03

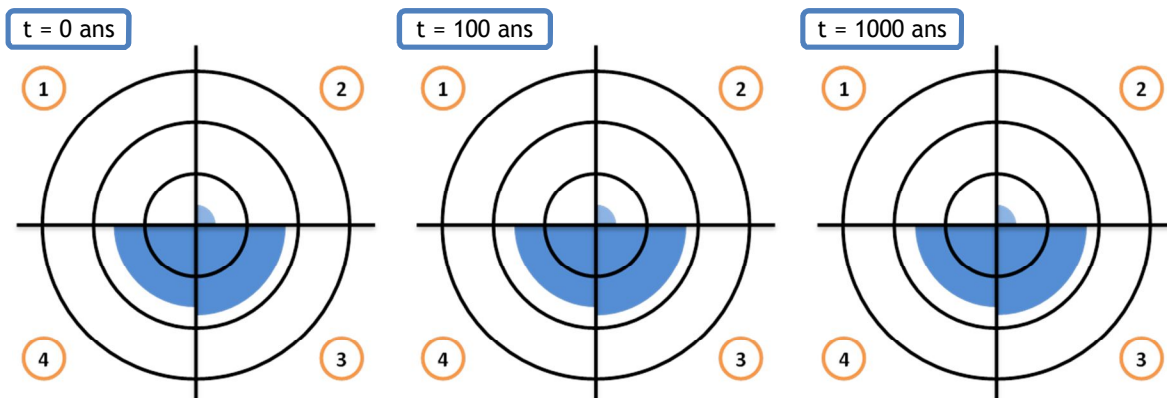


Figure 26 : Représentation des indicateurs sous forme d'un diagramme de Kiviati pour le colis F6-9-01 (C14)

Les diagrammes de Kiviati obtenus pour les trois colis choisis illustrent de manière concrète les différents niveaux d'interprétation que permet l'indicateur composite de nocivité proposé par l'IRSN.

En premier lieu, les 3 diagrammes obtenus restituent une gradation claire de la nocivité respective du colis HA vitrifié (F1-3-01), du colis MA-VL bitumé (F2-4-03) et du colis FAVL carbone-14 (F6-9-01). La synthèse des indicateurs indique la

prédominance du colis de type F1-3-01, quelle que soit l'échelle de temps considérée. La nocivité du colis F1-3-01 se situe en limite haute de la gamme de valeurs représentée quel que soit l'axe. Elle « sature » les indicateurs choisis et, compte-tenu des échelles choisies (cf. paragraphe 39), elle se situe donc 3 à 4 ordres de grandeur au-dessus des repères retenus en tant que seuils haut. A l'opposé, le colis de type F6-9-01 apparaît, comme sa composition le laissait présager, comme le moins nocif des trois colis étudiés. Le colis de type F2-4-03 se situe à un niveau intermédiaire. La méthode semble ainsi remplir le rôle attendu de discriminateur des déchets et matières radioactifs sur la base de leur nocivité selon la définition retenue, incluant aspects sanitaires et écologiques en lien avec leur chimiotoxicité et leur radiotoxicité.

Tout en établissant une hiérarchie claire en termes de nocivité, l'indicateur composite fait aussi apparaître des nuances notables à partir d'une interprétation axe par axe. La méthode suggère ainsi un poids moindre de la composante environnementale pour le colis F2-4-03, en particulier pour ce qui concerne le risque aux écosystèmes, et à l'opposé une nocivité s'exprimant essentiellement en cas d'atteinte environnementale pour le colis F6-9-01.

Ce dernier résultat constitue un élément de sortie intéressant à discuter car moins intuitif que ceux évoqués précédemment. La valeur de l'indicateur de nocivité du colis F6-9-01 (C14) pour les axes relatifs à son abandon dans l'environnement (axes 3 et 4) suggère qu'à toutes les échelles de temps, ce colis est aussi nocif pour les populations (axe 3) et plus nocif pour les écosystèmes (axe 4), que le colis F2-4-03. Sa nocivité n'évolue en outre pas au court du temps pour les trois repères considérés (0, 100 et 1000 ans). Ce phénomène provient de la composante majeure du colis, essentiellement constitué de carbone 14. Ce radionucléide est en effet très fortement mobile dans l'environnement, où il suit le cycle du carbone. Son rôle physiologique pour les organismes conduit ainsi à de fortes concentrations dans les espèces aquatiques. Sa période radioactive est en outre longue au regard des temps considérés. La combinaison de ces deux aspects est à l'origine de la valeur relativement élevée des indicateurs relatifs aux axes 3 et 4 pour le colis F2-4-03. Il est toutefois à noter que cette valeur reste notablement inférieure au repère retenu en tant que seuil haut.

Les résultats obtenus illustrent également clairement l'évolution de la nocivité des colis dans le temps du fait de la décroissance radioactive. Les deux premiers types de colis présentent une nocivité sensible à l'évolution temporelle pour un ou plusieurs des axes retenus. Cette évolution est particulièrement notable pour l'axe 1, dont la valeur de l'indicateur diminue d'une classe pour le colis F2-4-03 à chaque intervalle de temps, ainsi que pour le colis F1-3-01 entre 100 et 1000 ans. Une réduction similaire de l'indicateur est également observée sur l'axe 4 pour le colis F1-3-01. Contrairement à l'axe 1, l'indicateur de nocivité varie peu dans le temps pour les trois autres axes.

Les observations relatives à l'axe 1 illustrent la contribution particulière des émetteurs gamma dans l'inventaire radiologique des colis. Les émetteurs gamma ayant des périodes radiologiques généralement plus courtes que celles des autres composés du colis, l'évolution temporelle de l'indicateur de nocivité sera d'autant plus notable qu'ils constitueront une part importante de l'inventaire du colis.

Afin de compléter l'analyse des indications représentées sur les diagrammes, il est possible de revenir aux résultats des calculs intermédiaires dont le détail est présenté au paragraphe 3.2. L'analyse détaillée de ces résultats, partiellement restitués dans le Tableau 20 et le Tableau 23, pour les axes 2, 3 et 4 montrent que les principaux contributeurs sont, à court terme (entre 0 et 100 ans), les émetteurs bêtas de relativement forte énergie. A 1000 ans, la contribution des émetteurs alphas devient significative. Même si cette dernière est faible, les alphas de par leur fort TEL (transfert linéique en énergie) viennent ralentir la décroissance de l'indicateur.

De manière similaire, les résultats obtenus pour les composantes radiologique et chimique montrent que la nocivité des colis pour l'axe 3 est principalement portée par l'aspect radiologique des colis. Ce point peut néanmoins être modulé par le fait que l'évaluation de la nocivité chimique des colis est réalisée pour un jeu limité de substances chimiques.

5 POINTS PROPOSÉS À LA DISCUSSION ET PERSPECTIVES DE MISE EN ŒUVRE DE LA MÉTHODE

L'objectif de ce dernier chapitre est de revenir sur certains choix méthodologiques présentés dans le document pour lesquels un travail d'approfondissement apparaît, du point de vue de l'IRSN, nécessaire. Un point est plus particulièrement discuté dans ce cadre. Il s'agit de la prise en compte du conditionnement du déchet ou de la matière, évoqué à la section 5.1. D'autres aspects sont abordés à la section 5.2. La section 5.3 propose ensuite les modalités qui pourraient être adoptées pour appliquer progressivement la méthode à l'ensemble des types de matières et déchets radioactifs couverts par le PNGMDR. Cette dernière section s'attache notamment à identifier les difficultés nécessaires à anticiper en matière de disponibilité des données.

D'autres aspects de la méthode pourraient également donner lieu à des adaptations afin de répondre à des besoins particuliers, de compléter les informations restituées par les diagrammes ou en améliorer la lisibilité. Il pourrait ainsi être envisagé de :

- modifier les temps retenus comme caractéristiques du court, du moyen et du long termes (0, 100 et 1000 ans respectivement dans la proposition faite dans le présent rapport),
- afficher de manière séparée les contributions radiologiques et chimiques des indicateurs pour chacun des axes,
- faire figurer le « score » des indicateurs de chacun des axes à côté du secteur correspondant du diagramme,
- représenter les diagrammes sous la forme de quadrilatères plutôt que de secteurs (cf. Figure 27).

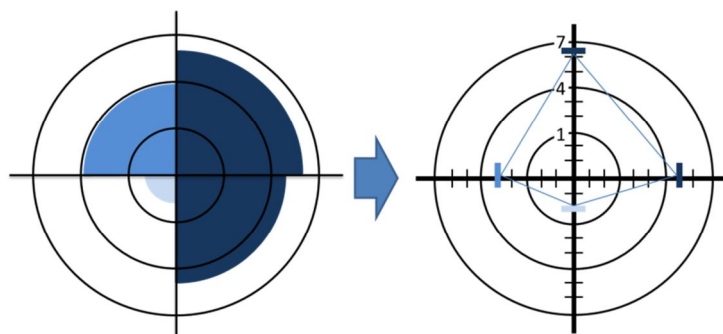


Figure 27 : Passage d'une représentation sous forme de secteurs à une représentation sous forme d'un quadrilatère

Les aspects précédents relevant d'ajustements relativement simples à mettre en œuvre, ils ne sont pas présentés plus en détail dans le présent rapport.

5.1 Conditionnement du colis et dispersabilité de son contenu

Selon la décision ASN n°2017-DC-0587 du 23 mars 2017 [48] dite « décision conditionnement », « le conditionnement d'un déchet radioactif désigne l'ensemble des opérations réalisées en vue de produire un colis de déchets radioactifs. Ces

opérations peuvent notamment consister en l'introduction, dans un conteneur, l'immobilisation, le traitement physico-chimique ou l'enrobage de déchets radioactifs ». Elles « permettent la production de colis de déchets radioactifs définitifs présentant une stabilité physico-chimique appropriée et assurant le confinement des substances radioactives et dangereuses qu'ils contiennent ». Il peut dès lors apparaître souhaitable de prendre en considération, pour apprécier la nocivité d'un déchet, le colis dans son ensemble, en n'omettant pas le conditionnement dont les déchets ont fait l'objet. En effet, la part d'activité susceptible d'être relâchée, en évolution normale, incidentelle ou accidentelle, par un colis considéré, va très fortement dépendre de ce conditionnement. L'exemple des colis vitrifiés est ainsi symptomatique : la matrice de conditionnement d'un tel colis est conçue pour confiner la radioactivité sur des temps de l'ordre de la dizaine de millénaires.

Il est également à souligner que le conditionnement d'un déchet peut concentrer l'activité qu'il présente en augmentant sa densité (compactage, incinération) et/ou changer son contenu chimique (présence de toxique chimique dans les conteneurs, dans la matrice de blocage (bitumes...)).

Comme évoqué au paragraphe 2.5, les modalités de prise en compte des caractéristiques du conditionnement d'un colis peuvent toutefois s'avérer, en pratique, complexes à définir. Elles nécessitent, en effet, d'affecter à chaque matière ou déchet un indicateur de performance reflétant sa capacité à empêcher ou limiter le relâchement de son contenu radioactif et chimique dans les diverses situations qu'il a été jugé pertinent de considérer. Dans le cadre de la méthode décrite dans le présent rapport, l'IRSN a considéré ne pas disposer de données suffisamment homogènes et robustes pour définir et quantifier des indicateurs de performance applicables aux différents types de colis et de conditionnement. A ce stade, le choix retenu consiste donc à considérer le contenu d'un colis comme dispersable quelles qu'en soient ses caractéristiques. Ce choix a un certain nombre d'avantages mais peut être également perçu comme une faiblesse de la méthode. Les pistes envisageables pour la faire évoluer sont exposées ci-après.

Comme l'illustrent les exemples d'application présentés au chapitre 4, le choix de ne pas considérer les caractéristiques de confinement du colis a pour avantage de mettre en perspective, une nocivité intrinsèque d'un côté, et les dispositions prises pour en limiter les conséquences - y compris par un conditionnement adapté - de l'autre. Cette approche, qui distingue la nature du déchet ou de la matière de leurs modalités de gestion, permet de questionner plus explicitement la pertinence de ces dernières. Ainsi, une valeur élevée de l'indicateur calculé pour l'axe 2, comme c'est le cas pour les déchets HA vitrifiés, marquera plus nettement l'importance à accorder à la qualité du conditionnement et au niveau d'exigences à respecter en matière de sûreté que l'estimation qui serait fournie par un indicateur qui tiendrait compte du caractère non dispersable d'un déchet vitrifié. L'IRSN convient toutefois de l'utilité de quantifier l'amélioration apportée par l'adoption d'un conditionnement efficace en tant qu'élément complémentaire à l'indicateur de nocivité intrinsèque fournit actuellement par la méthode.

En préalable à la description de ces pistes d'évolution de la méthode, il convient de rappeler que les hypothèses retenues renvoient à deux types de situations impliquant le relâchement du contenu d'un colis : une situation accidentelle conduisant à la dispersion des éléments radioactifs et chimiques dans l'air sous forme de poussière (axe 2) et une situation d'abandon pour laquelle la présence d'eau au contact du colis conduit à la dispersion de ces éléments dans l'environnement (axes 3 et 4).

Pour la situation de dispersion prise en compte pour l'axe 2, se pose en premier lieu la question de la vraisemblance d'une situation conduisant à disperser le contenu d'un colis au point de constituer une atmosphère saturée en poussières. Une telle situation est envisageable si le colis est dépourvu de conditionnement et aisément dispersable (parce qu'il se

présente sous une forme pulvérulente par exemple ; cf. résidus miniers, résidus Rhodia, Malvési, U_3O_8 ...). Au-delà de ces exemples, juger de la vraisemblance de la situation revient à se prononcer sur la capacité du colis à résister à une agression mécanique (chute, écrasement...) ou thermique. Si cette capacité peut-être raisonnablement établie, il pourrait être envisagée d'exclure la situation et ainsi de considérer que le déchet ou la matière ne présente pas de nocivité pour l'axe concerné. Une situation intermédiaire pourrait consister à modifier le paramétrage des équations pour tenir compte de la résilience du conditionnement vis-à-vis des situations d'agression envisageables. Pour cela, il pourrait être par exemple envisagé d'adapter le taux d'empoussièrement (poussières constituées par le déchet ou la matière) selon la nature du conditionnement (ciment de blocage, matrice cimentaire, bitume, verre, acier). La justification de ce nouveau paramétrage peut toutefois apparaître subjective en l'absence de données justificatives adaptées (résultats d'épreuves normées par exemple).

Pour les axes 3 et 4, les situations étudiées consistent à supposer la libération des différents composants chimiques et radiologiques et leur disponibilité vis-à-vis des transferts environnementaux (dans le sol et les plantes et dans l'eau et les constituants de l'écosystème). Dans une hypothèse d'abandon d'un déchet ou d'une matière dans l'environnement, cela revient à considérer la lixiviation intégrale sur le délai d'un an pris en compte dans le calcul. Dans ce type de situation, une alternative pour tenir compte de la capacité du colis à limiter ou prévenir le relâchement de son contenu pourrait consister à faire intervenir dans les équations des taux de lixiviation propres à chaque colis ou type de conditionnement. La quantité prise en compte dans le calcul de l'indicateur ne serait alors plus l'intégralité de l'inventaire présent dans le colis mais la fraction susceptible d'être libérée à l'issue d'un an de présence dans l'eau. Faute de disposer de résultats de tests de lixiviation standardisés, les modèles de terme source définis par l'ANDRA pour un certain nombre de déchets pourraient constituer une donnée de départ pour établir la part d'inventaire du colis lixiviée en un an.

5.2 Autres points justifiant un approfondissement de la réflexion

La méthode proposée par l'IRSN dans le présent rapport permet de couvrir une large gamme de radionucléides et de substances chimiques. En pratique, son application nécessite toutefois que soient disponibles pour chaque colis, d'une part les données d'inventaire, d'autre part les données de toxicité des substances chimiques retenues. En pratique, ces données ne sont pas toujours directement disponibles aujourd'hui et un travail apparaît nécessaire pour constituer des jeux de données suffisamment complets pour permettre l'application de la méthode sur l'ensemble des familles de déchets et matières radioactives.

5.2.1 Données d'inventaires radiologiques et chimiques

Dans le cas des trois exemples d'application traités au chapitre 4, l'IRSN a pu disposer par l'intermédiaire de l'ANDRA d'inventaires relativement complets [15,16] sur le plan radiologique et chimique. Les échanges engagés à cette occasion montrent toutefois que la situation est loin d'être identique pour l'ensemble des familles de déchets figurant à l'inventaire national [6]. D'une manière générale, les familles pour lesquelles les dossiers de connaissance exploitables dans le contexte du PNGMDR sont les plus précis et complets sont les familles de déchets HA [15,16] et MA-VL figurant dans l'inventaire du projet Cigéo. Pour certaines autres familles, les données peuvent parfois se limiter aux inventaires sommaires figurant dans les fiches de l'inventaire national et ne fournir qu'une activité totale en émetteurs α et en émetteurs β , γ à vie longue et parfois aucun renseignement sur les substances chimiques présentes. Ce type de données est insuffisant pour mener les calculs nécessaires à l'estimation de la nocivité et il conviendra donc de le compléter a minima. Les informations sont aujourd'hui plus parcellaires encore pour ce qui concerne les catégories et sous-catégories de matière.

5.2.2 Données de toxicité

A ce stade de la définition de la démarche, il a été choisi de restreindre la liste des substances chimiques couvertes à celles figurant dans la liste des éléments chimiques toxiques établie par l'ANDRA et qui sert de base à la collecte d'information auprès des producteurs de déchets pour la constitution de l'inventaire national. La part de substances organiques étant généralement marginale dans la composition des déchets radioactifs, la liste comprend pour l'essentiel des métaux. L'utilité de compléter cette liste par une liste couvrant de manière plus exhaustive les éléments toxiques susceptibles de se trouver dans les divers composants des colis serait à discuter.

Par ailleurs, pour la liste de substances toxiques établie par l'ANDRA, l'IRSN a compilé les données de toxicité correspondant à une exposition chronique (en relation avec l'axe 3 et 4). Pour compléter la démarche, il conviendrait d'effectuer un travail similaire pour les données liées à une exposition accidentelle et de poursuivre la description des indicateurs pour l'axe 2 pour intégrer la contribution des substances chimiques.

5.2.3 Prise en compte des divers composants du colis

En complément des points précédents, se pose la question de la prise en compte des inventaires chimiques des différents composants du colis : déchets, matrice d'immobilisation, enveloppes. Comme indiqué au chapitre 4, à ce stade, le choix effectué par l'IRSN a consisté à considérer de manière indifférenciée les divers composants et à effectuer le calcul pour la somme des inventaires chimiques associés à chacun. Ce choix, justifié par la volonté d'apprécier de manière simplifiée la nocivité intrinsèque de l'ensemble du colis peut mériter une discussion spécifique. C'est en particulier le cas pour les métaux constitutifs des enveloppes utilisés pour le conditionnement des déchets TFA dont la contribution peut s'avérer importante pour les hypothèses de calcul retenues.

5.3 Modalités de déploiement possibles de la méthode

En lien avec les points évoqués au 5.1, il est proposé de mettre en place le déploiement de la méthode d'appréciation de la nocivité des matières et déchets radioactifs au travers des quatre actions suivantes :

1. transfert de la méthode développée par l'IRSN aux équipes de l'ANDRA et application à de nouveaux cas pour lesquels des données suffisantes sont disponibles ;
2. mise en place d'un groupe de travail associant l'ANDRA et les producteurs de déchets dans l'objectif de constituer, pour chacune des familles de déchets et chacune des catégories de matières, des jeux de données d'inventaires suffisamment complets pour permettre l'application de la méthode ;
3. mise en place d'un groupe de travail associant l'ANDRA, les producteurs de déchets et l'IRSN afin de proposer une adaptation possible de la méthode proposée par l'IRSN pour lui permettre de prendre en compte les caractéristiques du conditionnement des colis ;
4. mise en place d'un groupe de travail associant l'INERIS, l'ANSES et l'IRSN afin de compléter le jeu de données de toxicité et de conforter les choix et hypothèses prises en compte par l'IRSN pour apprécier la composante chimique de la nocivité.

Liste des références

- [1] Loi n° 2006-739 du 28 juin 2006 de programme relative à la gestion durable des matières et déchets radioactifs
- [2] Avis n° 2016-036 délibéré de l’Autorité environnementale sur le plan national de gestion des matières et des déchets radioactifs (2016-2018)
- [3] Arrêté du 23 février 2017 pris en application du décret n°2017-231 du 23 février 2017 pris pour application de l'article L. 542-1-2 du code de l'environnement et établissant les prescriptions du Plan national de gestion des matières et des déchets radioactifs
- [4] Règlement n°1272/2008 du 16/12/08 relatif à la classification, à l'étiquetage et à l'emballage des substances et des mélanges, modifiant et abrogeant les directives 67/548/CEE et 1999/45/CE et modifiant le règlement (CE) n° 1907/2006
- [5] Règlement (UE) n°1357/2014 de la Commission du 18 décembre 2014 remplaçant l'annexe III de la directive 2008/98/CE du Parlement européen et du Conseil relative aux déchets et abrogeant certaines directives
- [6] Inventaire national des Matières et Déchets radioactifs. Accessible via le site internet www.inventaire.andra.fr
- [7] EPA, Framework for Cumulative Risk Assessment, mai 2003
- [8] AIEA (2006) - Dangerous quantities of radioactive material (D-values), Emergency Preparedness and Response, EPR-D-VALUES 2006, IAEA, Vienna
- [9] AIEA Safety Report Serie n°44, Derivation of Activity Concentration Values for Exclusion, Exemption and Clearance, avril 2005
- [10] EUROPEAN COMMISSION, Principles and Methods for Establishing Concentrations and Quantities (Exemption Values) below which Reporting Is not Required in the European Directive, Radiation Protection 65, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg (1993)
- [11] ERICA partners (2016). ERICA Assessment tool - version 1.2.1 février 2016 (accessible en ligne à l'adresse <http://www.ERICA-tool.com/news/news-articles/2016/ERICA-assessment-tool-1.2-updated/>).
- [12] AGENCE INTERNATIONALE DE L'ÉNERGIE ATOMIQUE Catégorisation des sources radioactives, Guide de sûreté RS-G.1.9
- [13] AGENCE INTERNATIONALE DE L'ÉNERGIE ATOMIQUE Code de conduite sur la sûreté et la sécurité des sources radioactives, IAEA/CODEOC/2004, AIEA, Vienne (2004)
- [14] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Security of Radioactive Sources – Interim Guidance for Comment, IAEA-TECDOC-1355, IAEA, Vienna (2003)
- [15] ANDRA, Modèle d'inventaire de dimensionnement (MID), Données relatives au colis type C1, projet HAVL, septembre 2002
- [16] ANDRA, Modèle d'inventaire de dimensionnement (MID), Données relatives au colis type B2, projet HAVL, septembre 2002

- [17] L. Berger, IHM MERCURAD - Manuel utilisateur, CEA/DEN/DM2S/SERMA, Rapport Areva Canberra DEX/DT/61316/D, Juin 2002
- [18] CIPR, Conversion Coefficients for use in Radiological Protection against External Radiation, CIPR publication 74, 1996
- [19] IRSN, Evaluation des risques pour les personnels de France-Télécom associés aux parasurtenseurs contenant des radioéléments, rapport DRPH-2010-7, 2010
- [20] CIPR, Occupational Intakes of radionuclides Part 3, 2017
- [21] UNICEM, Carrières, Poussières et environnement, 2011
- [22] Arrêté du 1^{er} septembre 2003 définissant les modalités de calcul des doses efficaces et des doses équivalentes résultant de l'exposition des personnes aux rayonnements ionisants
- [23] CIPR, Age-dependent doses to members of public from intake of radionuclides, 1995
- [24] Laurent Touchart, Pascal Bartout, « Quel est le volume d'eau contenu dans les étangs limousins et français ? », *Physio-Géo*, Volume 9 | -1, 111-123.
- [25] AGRESTE Les Dossiers N° 16 - JUIN 2013 ; http://agreste.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/dossier16_chapitre3.pdf.
- [26] IRSN, rapport DRPH/SER n°2010-18, 2010, Harmonisation des données par défaut pour les logiciels de calculs des impacts dosimétriques (AIDA, AQUAREJ et FOCON et sanitaires (CALIES), 2010
- [27] CIPR, Nuclear Data for Dosimetric Calculations, 2008
- [28] IRSN, Rapport IRSN/DPRE/02-03 et Rapport IRSN/DPHD/02-02, 2002 ; Banque de données de paramètres descriptifs de la population française au voisinage d'un site pollué,.
- [29] Note d'information DGS/EA1/DGPR/2014/307 du 31 octobre 2014 relative aux modalités de sélection des substances chimiques et de choix des VTR pour mener les évaluations des risques sanitaires dans le cadre des études d'impact et de la gestion des sites et sols pollués
- [30] Institut national de l'environnement industriel et des risques (INERIS), Evaluation des Risques Sanitaires dans les Etudes d'Impact des Installations Classées pour le Protection de l'Environnement, INERIS, Direction des Risques Chroniques, 2003, 152 p.
- [31] AIEA, Safety Report Series n°19, Generic Model for Use in Assessing the Impact of Discharges of Radioactive Substances to the Environment, 2001
- [32] Arrêté du 9 décembre 2015 fixant les modalités de mesure du radon dans les eaux destinées à la consommation humaine, y compris dans les eaux conditionnées à l'exclusion des eaux minérales naturelles, et dans les eaux utilisées dans une entreprise alimentaire ne provenant pas d'une distribution publique, dans le cadre du contrôle sanitaire, pris en application des articles R. 1321-10, R. 1321-15 et R. 1321-16 du code de la santé publique
- [33] Garnier-Laplace J., Beaugelin-Seiller K., Gilbin R., Della-Vedova C., Jolliet O., Payet J. (2009). A Screening Level Ecological Risk Assessment and ranking method for liquide radioactive and chemical mixtures released by nuclear facilities under normal operating conditions. *Radioprotection* 44(5): 903-908

- [34] Hauschild M.Z., Goedkoop M., Guinée J., Heijungs R., Huijbregts M., Jolliet O., Margni M., De Schryver A., Hulbert S., Laurent A., Sala S., Pant R. (2013). Identifying best existing practices for characterisation modeling in life cycle impact assessment. *Int J Life Cycle Assess* **18**: 683-697
- [35] Pennington D.W., Payet J., Hauschild M. (2004). Aquatic ecotoxicological indicators in life-cycle assessment. *Environ Toxicol Chem* **23**(7): 1796-1807
- [36] IRSN (2016). Radioprotection de l'environnement : état de l'art et recommandations de l'IRSN. IRSN, rapport 2016/03, 142 p. Fontenay_aux_roses, France (accessible en ligne à l'adresse : http://www.irsn.fr/FR/expertise/rapports_expertise/surveillance-environnement/Documents/IRSN_Radioprotection-environnement-etat-recommandations_201603.pdf)
- [37] Beresford, N., Brown, J., Copplestone, D., Garnier-Laplace, J., Howard, B.J., Larsson, C-M., Oughton, O., Pröhl, G., Zinger, I. (eds.) 2007. D-ERICA: An INTEGRATED APPROACH to the assessment and management of environmental risks from ionising radiation. Description of purpose, methodology and application. Livrable final du projet européen ERICA FI6R-CT-2004-508847
- [38] Fantke, P. (Ed.), Bijster, M., Guignard, C., Hauschild, M., Huijbregts, M., Jolliet, O., Kounina, A., Magaud, V., Margni, M., McKone, T.E., Posthuma, L., Rosenbaum, R.K., van de Meent, D., van Zelm, R., (2017). USEtox® 2.0 Documentation (Version 1), (accessible en ligne à l'adresse : <http://www.usetox.org/model/documentation>, page consultée le 15 septembre 2017
- [39] van Zelm R., Huijbregts M.A.J., Harbers J.V., Wintersen A., Struijs J., Posthuma L., van de Meent D. (2007). Uncertainty in msPAF-based ecotoxicological effect factors for freshwater ecosystems in life cycle impact assessment. *Integrated Environmental Assessment and Management* **3**: 203-210
- [40] Payet J. (2004). Assessing toxic impacts on aquatic ecosystems in life cycle assessment (LCA). Thèse de doctorat, Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne, Lausanne, Suisse, 232 p
- [41] Van Zelm R., Huijbregts M.A.J., Posthuma L., Wintersen A., van de Meent D. (2009). Pesticide ecotoxicological effect factors and their uncertainties for freshwater ecosystems. *The International Journal of Life Cycle Assessment* **14**: 43-51
- [42] Payet J., Jolliet O. (2004). Comparative assessment of the toxic impact of metals on aquatic ecosystems: the AMI method. In Dubreuil A, ed, *Life-Cycle Assessment of Metals: Issues and Research Directions*. SETAC, Pensacola, FL (USA)
- [43] Klepper O., Van de Meent D. (1997). Mapping the Potentially Affected Fraction (PAF) of species as an indicator of generic toxic stress. Report 607504001. National Institute of Public Health and the Environment, Bilthoven, Pays-Bas
- [44] Strupczewski A. (1989). Comparative risk assessment for radioactive wastes from nuclear power plants and toxic substances in solid wastes from coal fired power plants. Proceedings du séminaire "Applications, perspectives and limitations of comparative risk assessment and risk management", Nice 26-30 Septembre 1988- Radiation Protection report EU 11465-EN, p 152-163
- [45] Nucleonica GmbH, Nucleonica Nuclear Science Portal (www.nucleonica.com), Version 3.0.65, Karlsruhe (2017)

- [46] Framework for Cumulative Risk Assessment EPA/630/P-02/001F, May 2003
- [47] CIPR, The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, 2007
- [48] INVS AFSSET, estimation de l'impact sanitaire d'une pollution environnementale et évaluation quantitative des risques sanitaire - rapport provisoire, septembre 2005
- [49] ASN, Décision n°2017-DC+0587 relative au conditionnement des déchets radioactifs et aux conditions d'acceptation des colis de déchets radioactifs dans les installations nucléaires de base de stockage, 23 mars 2017.

ANNEXE 1 MODELE D'EVALUATION DETAILLEE DE L'EXPOSITION AU RADON POUR L'AXE 1

Conformément à la situation retenue pour l'axe 1, il est supposé que l'activité volumique dans le local s'établit à une valeur constante et que l'air se renouvelle avec un débit lui aussi constant. Le taux de renouvellement d'air est fixé à un volume par heure (soit $32 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$).

Dans une approche alternative à celle présentée au 3.2.1.1, l'activité volumique du radon à l'intérieur du colis est supposée différente de celle dans le local. De manière à simplifier le calcul, le colis est modélisé par des sphères de volume identique à celui de la géométrie réelle.

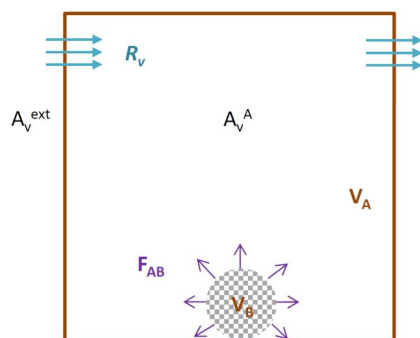


Figure 28 : Géométrie retenue et principaux paramètres.

Les équations permettant de calculer les activités volumiques dans le local (A_v^A) et dans le colis (A_v^B) sont dérivées des équations de bilan de masse dans chacun des deux volumes. Ces dernières sont respectivement présentées ci-dessous :

$$F_{AB} \cdot S_B + R_v \cdot \Delta V \cdot A_v^{\text{ext}} - R_v \cdot \Delta V \cdot A_v^A - \lambda_{\text{Rn}} \cdot A_v^A \cdot \Delta V = 0 \quad [\text{Équation A1.1}]$$

$$-F_{AB} \cdot S_B - \lambda_{\text{Rn}} \cdot A_v^B \cdot \phi_{\text{eff}} \cdot V_B + \lambda_{\text{Rn}} \cdot \rho_d \cdot E \cdot C_S^{\text{Ra}} \cdot V_B = 0 \quad [\text{Équation A1.2}]$$

Où :

- F_{AB} ($\text{Bq} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}$) est le Flux diffusif de radon à travers la surface S_B du colis ;
- S_B (m^2) est la Surface du colis ;
- R_v (s^{-1}) est le Taux de renouvellement d'air (s^{-1}) ;
- A_v^{ext} est l'Activité volumique du radon dans l'air à l'extérieur du local d'intérêt ;
- V_A (m^3) est le volume de la pièce ;
- V_B (m^3) est le volume du colis ou de la matière ;
- ΔV (m^3) est la différence entre les volumes V_A et V_B ;
- λ_{Rn} (s^{-1}) est la constante de décroissance radioactive du radon ;
- ρ_d ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$) est la masse volumique sèche du résidu vérifiant $\rho_d = (1 - \phi) \cdot \rho_s$ avec ρ_s , la masse volumique du grain solide ;
- E (-) est le facteur d'émanation du colis ;

- Cs^{Ra} ($Bq.kg^{-1}$) est l'activité massique du radium 226 dans la phase solide du colis.

La porosité efficace, Φ_{eff} , est calculée à partir de :

$$\Phi_{eff} = \Phi \cdot [(1 - S) + S \cdot K_H] \quad [\text{Équation A1.3}]$$

Où :

- $K_H = 0,26$;
- Φ est la porosité du colis ou de la matière ;
- S est le degré de saturation en eau du colis ou de la matière.

Le flux F_{AB} vérifiant :

$$F_{AB} = -D_{AB} \cdot \frac{A_V^A - A_V^B}{L_{AB}} \quad [\text{Équation A1.4}]$$

Où :

- L_{AB} (m) est la distance entre les barycentres géométriques des volumes V_A et V_B .

Le coefficient de diffusion D_{AB} du radon à l'interface des milieux de volumes V_A et V_B vérifie :

$$D_{AB} = D_A \cdot \sqrt{\phi_0 \cdot \tau_0 \cdot \tau_g \cdot S_g} \quad [\text{Équation A1.5}]$$

Où :

- $\tau_0 \cdot \tau_g$ est la Tortuosité vérifiant le modèle de Millington et Quirk (1961), $\tau_0 \cdot \tau_g = \phi^{\frac{1}{3}} \cdot S_g^{\frac{10}{3}}$;
- S_g est le degré de saturation en gaz du colis ou de la matière.

L'ensemble des paramètres utilisés sont présentés ci-dessous.

Tableau 32 : Paramètres utilisés dans le calcul de la dose par inhalation de radon

	<u>Valeurs retenues</u>	<u>Origines des valeurs/choix des paramètres</u>
Volume de la pièce	32 m ³	Le volume est défini dans le RP 65 [2] comme étant représentatif d'un laboratoire classique
Constante de décroissance du radon	2,1.10 ⁻⁶ s ⁻¹	Valeur issue de la CIPR N° 107
Coefficient de diffusion du radon dans l'air	1,1.10 ⁻⁵ m ² .s ⁻¹	
Taux de renouvellement d'air	1 volume.h ⁻¹	Valeur issue d'un document sur la ventilation des bâtiments [6]

Références

- [1] CSTB, Ventilation des bâtiments, Guide pour la réhabilitation dans l'habitat collectif, Aout 2009

ANNEXE 2 DONNEES D'ENTREE UTILISEES POUR L'APPLICATION DE LA METHODE SUR LES 3 CAS TESTS RETENUS

2.1 Caractéristiques des colis

L'ensemble des données caractéristiques des deux premières familles de colis retenus (colis HA vitrifié F1-3-01 et colis MA-VL bitumé F2-4-03) est issu des rapports de modèle d'inventaire de dimensionnement de ces colis [1,2].

Les données relatives au colis F6-9-01 (C14) (colis FA-VL produit lors de l'assainissement du site Isotopchim) ont été fournies à l'IRSN par l'ANDRA sous forme de fichier pour les besoins de l'étude.

2.1.1 Masses et masses volumiques

Les masses et masses volumiques des colis utilisées pour les calculs sont présentées ci-dessous :

Tableau 33 : Masses et masses volumiques des colis étudiés

	Masse volumique (Kg.m ⁻³)	Masses (kg)
F1-3-01	2617	458
F2-4-03	764	251
F6-9-01 (C14)	1450	289

2.1.2 Inventaires radioactifs

Les inventaires deux premières familles de colis retenus (le colis HA vitrifié F1-3-01 et le colis MA-VL bitumé F2-4-03) sont issus des rapports de modèle d'inventaire de dimensionnement de ces colis [1,2].

Les deux références précédentes ont été exploitées pour déterminer les activités de chacun des radionucléides présents dans un colis type à l'instant initial (t=0). Les inventaires radioactifs correspondants à t=100 ans et t=1000 ans ont ensuite été calculés en utilisant la base de données Nucleonica [3] développée par l'AIEA.

Les inventaires correspondants sont présentés dans les tableaux ci-après.

L'inventaire utilisé pour le colis F6-9-01 (colis FA-VL produit lors de l'assainissement du site Isotopchim) est issu des données de caractérisations transmises par l'ANDRA à l'IRSN.

L'activité du colis considéré est uniquement due à la présence de carbone 14. L'activité initiale (à t=0) est égale à $5,50.10^{11}$ Bq. A t=100 ans et t=1000 ans, elle vaut respectivement $5,50.10^{11}$ Bq et $4,87.10^{11}$ Bq. Le carbone 14 est supposé présent sous la forme de CO₂.

Tableau 34 : Inventaires radioactifs pour le colis F1-3-01 - Activité en Bq par colis

RN	A (Bq)	t = 0 ans	t = 100 ans	t = 1000 ans	RN	A (Bq)	t = 0 ans	t = 100 ans	t = 1000 ans
Be10		$1,195.10^7$	$1,195.10^7$	$1,195.10^7$	La141			$6,760.10^2$	$6,748.10^2$
C14		$2,989.10^9$	$2,952.10^9$	$2,647.10^9$	La142			$3,480.10^2$	$3,474.10^2$
Cl36		$1,893.10^9$	$1,892.10^9$	$1,888.10^9$	La143			$4,506.10^2$	$4,498.10^2$
Ca41		$8,069.10^8$	$8,064.10^8$	$8,015.10^8$	La144			$4,398.10^2$	$4,390.10^2$
Mn54		$2,889.10^9$			La145			$2,087.10^2$	$2,083.10^2$
Fe55		$1,096.10^{12}$	$1,098.10^1$		Ce141			$6,760.10^2$	$6,748.10^2$
Co60		$7,073.10^{11}$	$1,388.10^6$		Ce143			$4,506.10^2$	$4,498.10^2$
Ni59		$5,280.10^9$	$5,275.10^9$	$5,232.10^9$	Ce144		$4,084.10^4$	$4,398.10^2$	$4,390.10^2$
Ni63		$6,774.10^{11}$	$3,403.10^{11}$	$6,926.10^8$	Ce145			$2,087.10^2$	$2,083.10^2$
Zn65		$5,180.10^8$			Pr143			$4,506.10^2$	$4,498.10^2$
Se79		$1,893.10^{10}$	$1,893.10^{10}$	$1,892.10^{10}$	Pr144			$4,337.10^2$	$4,329.10^2$

RN	A (Bq)	t = 0 ans	t = 100 ans	t = 1000 ans	RN	A (Bq)	t = 0 ans	t = 100 ans	t = 1000 ans
Rb87		1,295.10 ⁶	1,295.10 ⁶	1,295.10 ⁶	Pr145			2,087.10 ²	2,083.10 ²
Sr90		3,586.10 ¹⁵	3,234.10 ¹⁴	1,275.10 ⁵	Pm147		1,096.10 ⁵	3,739.10 ³	
Y90			3,235.10 ¹⁴	1,275.10 ⁵	Sm147			2,712.10 ⁴	2,712.10 ⁴
Y97 m			1,611.10 ²	1,608.10 ²	Sm151		2,291.10 ³	1,061.10 ³	1,041
Y98 m			1,543.10 ²	1,540.10 ²	Eu152		6,276.10 ¹	3,745.10 ⁹	
Zr100			3,740.10 ²	3,733.10 ²	Eu154		1,793.10 ⁴	5,659	
Mo102			7,063.10 ²	7,050.10 ²	Eu155		8,169.10 ³	3,827.10 ⁷	
Mo103			8,156.10 ²	8,141.10 ²	Ho166		9,265.10 ⁷		
Mo104			6,970.10 ²	6,958.10 ²	Tl207			1,236.10 ⁶	1,275.10 ⁶
Mo105			6,872.10 ²	6,860.10 ²	Tl208			1,194.10 ⁵	1,603.10 ¹
Mo106			3,187.10 ²	3,181.10 ²	Tl209			8,056.10 ²	1,046.10 ³
Mo93		2,192.10 ⁹	2,154.10 ⁹	1,843.10 ⁹	Pb209			3,855.10 ⁴	5,005.10 ⁶
Mo99			1,866.10 ²	1,863.10 ²	Pb210			1,798.10 ⁵	2,356.10 ⁶
Tc101			6,365.10 ²	6,354.10 ²	Pb211			1,240.10 ⁶	1,278.10 ⁶
Tc102			7,063.10 ²	7,050.10 ²	Pb212			3,324.10 ⁵	4,460.10 ¹
Tc103			8,156.10 ²	8,141.10 ²	Pb214			2,581.10 ⁵	2,433.10 ⁶
Tc104			6,970.10 ²	6,958.10 ²	Bi210			1,797.10 ⁵	2,356.10 ⁶
Tc105			1,073.10 ³	1,071.10 ³	Bi211			1,240.10 ⁶	1,278.10 ⁶
Tc106			8,299.10 ²	8,284.10 ²	Bi212			3,324.10 ⁵	4,460.10 ¹
Tc107			6,005.10 ²	5,994.10 ²	Bi213			3,855.10 ⁴	5,005.10 ⁶
Tc108			2,603.10 ²	2,598.10 ²	Bi214			2,581.10 ⁵	2,433.10 ⁶
Tc99		9,564.10 ¹¹	9,560.10 ¹¹	9,533.10 ¹¹	Po210			1,784.10 ⁵	2,355.10 ⁶
Tc99m			1,643.10 ²	1,640.10 ²	Po211			3,338.10 ³	3,441.10 ³
Ru103			8,156.10 ²	8,141.10 ²	Po213				4,901.10 ⁶
Ru105			1,073.10 ³	1,071.10 ³	Po214			2,581.10 ⁵	2,433.10 ⁶
Ru106		4,682.10 ¹⁴	8,299.10 ²	8,284.10 ²	Po215			1,240.10 ⁶	1,278.10 ⁶
Ru107			8,156.10 ²	8,141.10 ²	Po216			3,324.10 ⁵	4,460.10 ¹
Ru108			6,564.10 ²	6,552.10 ²	Po218			2,582.10 ⁵	2,434.10 ⁶
Ru109			4,235.10 ²	4,228.10 ²	At217			3,855.10 ⁴	5,006.10 ⁶
Ru110			1,938.10 ²	1,935.10 ²	Rn219			1,240.10 ⁶	1,278.10 ⁶
Rh103m			8,058.10 ²	8,044.10 ²	Rn220			3,324.10 ⁵	4,460.10 ¹
Rh105			9,638.10 ²	9,620.10 ²	Rn222			2,582.10 ⁵	2,434.10 ⁶
Rh105m			1,951.10 ²	1,947.10 ²	Fr221			3,855.10 ⁴	5,006.10 ⁶
Rh106			8,299.10 ²	8,284.10 ²	Fr223			1,711.10 ⁴	1,764.10 ⁴
Rh107			8,156.10 ²	8,141.10 ²	Ra223			1,240.10 ⁶	1,278.10 ⁶
Rh108			6,564.10 ²	6,552.10 ²	Ra224			3,324.10 ⁵	4,460.10 ¹
Rh109			4,235.10 ²	4,228.10 ²	Ra225			3,858.10 ⁴	5,006.10 ⁶
Rh110			1,938.10 ²	1,935.10 ²	Ra226			2,582.10 ⁵	2,434.10 ⁶
Rh111			2,306.10 ²	2,302.10 ²	Ac225			3,855.10 ⁴	5,006.10 ⁶
Pd107		6,575.10 ⁹	6,575.10 ⁹	6,574.10 ⁹	Ac227			1,240.10 ⁶	1,278.10 ⁶
Pd109			4,235.10 ²	4,228.10 ²	Th227			1,223.10 ⁶	1,261.10 ⁶
Pd109m			2,118.10 ²	2,114.10 ²	Th228		9,165.10 ⁸	3,323.10 ⁵	4,460.10 ¹
Pd111			2,297.10 ²	2,293.10 ²	Th229			3,863.10 ⁴	5,007.10 ⁶
Ag108			5,434.10 ⁴	1,223.10 ⁴	Th230		6,077.10 ⁶	6,121.10 ⁶	7,999.10 ⁶
Ag108m		7,372.10 ⁵	6,246.10 ⁵	1,406.10 ⁵	Th231			4,500.10 ⁵	4,889.10 ⁵
Ag109m			4,233.10 ²	4,226.10 ²	Th234			8,965.10 ⁶	8,965.10 ⁶
Ag110m		1,195.10 ¹²			Pa231		1,295.10 ⁹	1,293.10 ⁹	1,278.10 ⁶
Ag111			2,265.10 ²	2,261.10 ²	Pa233			2,079.10 ¹⁰	3,339.10 ¹⁰
Ag111m			2,281.10 ²	2,277.10 ²	Pa234			1,345.10 ⁴	1,345.10 ⁴
Cd113m		1,295.10 ¹²	9,523.10 ⁹		Pa234 m			8,965.10 ⁶	8,965.10 ⁶
Sn121			1,207.10 ⁹	1,442.10 ⁴	U232		7,571.10 ⁵	3,232.10 ⁵	4,273.10 ¹
Sn121m		5,479.10 ⁹	1,555.10 ⁹	1,859.10 ⁴	U233			8,427.10 ⁶	1,200.10 ⁸
Sn126		3,686.10 ¹⁰	3,685.10 ¹⁰	3,675.10 ¹⁰	U234		2,889.10 ⁷	8,349.10 ⁷	2,877.10 ⁸
Sb125		4,184.10 ¹³	5,203.10 ²		U235		4,483.10 ⁵	4,500.10 ⁵	4,889.10 ⁵
Sb126			5,159.10 ⁹	5,145.10 ⁹	U235m			2,063.10 ¹⁰	6,610.10 ¹⁰
Sb126m			3,685.10 ¹⁰	3,675.10 ¹⁰	U236		7,173.10 ⁹	8,259.10 ⁶	2,048.10 ⁷
Sb126n			2,466.10 ¹⁰	2,460.10 ¹⁰	U238		8,966.10 ⁶	8,966.10 ⁶	8,966.10 ⁶
Sb131			2,503.10 ²	2,498.10 ²	U240				1,183
Te125m			1,235.10 ²		Np237		1,793.10 ¹⁰	2,079.10 ¹⁰	3,339.10 ¹⁰
Te131			2,302.10 ²	2,298.10 ²	Np238			1,270.10 ⁹	1,526.10 ⁷
Te132			2,993.10 ²	2,987.10 ²	Np239			1,875.10 ¹²	1,723.10 ¹²
Te133m			3,156.10 ²	3,151.10 ²	Np240				1,183
Te134			3,872.10 ²	3,865.10 ²	Pu236		2,690.10 ⁶		
I129		1,694.10 ⁷	1,694.10 ⁷	1,693.10 ⁷	Pu238		1,395.10 ¹¹	2,189.10 ¹¹	6,928.10 ⁹
I131			2,302.10 ²	2,298.10 ²	Pu239		1,395.10 ¹⁰	2,064.10 ¹⁰	6,614.10 ¹⁰
I132			2,993.10 ²	2,987.10 ²	Pu240		2,690.10 ¹⁰	4,776.10 ¹¹	4,433.10 ¹¹
I133			2,604.10 ²	2,599.10 ²	Pu241		4,084.10 ¹²	5,606.10 ¹⁰	2,208.10 ¹⁰
I134			7,948.10 ²	7,933.10 ²	Pu242		9,962.10 ⁷	1,124.10 ⁸	1,424.10 ⁸
I134m			1,746.10 ²	1,743.10 ²	Pu243				2,405
I135			6,431.10 ²	6,419.10 ²	Pu244				1,184
I136m			3,152.10 ²	3,147.10 ²	Am241		9,564.10 ¹³	8,161.10 ¹³	1,935.10 ¹³

RN	A (Bq)	t = 0 ans	t = 100 ans	t = 1000 ans	RN	A (Bq)	t = 0 ans	t = 100 ans	t = 1000 ans
I137			2,348.10 ²	2,344.10 ²	Am242			2,730.10 ¹¹	3,281.10 ⁹
Cs137	5,678.10 ¹⁵		5,660.10 ¹⁴	5,505.10 ⁹	Am242m	4,483.10 ¹¹		2,743.10 ¹¹	3,297.10 ⁹
Cs138			6,951.10 ⁴	6,938.10 ⁴	Am243	1,893.10 ¹²		1,875.10 ¹²	1,723.10 ¹²
Cs138m			1,760.10 ²	1,757.10 ²	Cm242	3,985.10 ¹¹		2,265.10 ¹¹	2,722.10 ⁹
Cs139			8,162.10 ²	8,147.10 ²	Cm243	1,195.10 ¹²		1,188.10 ¹¹	1,122.10 ²
Cs140			4,839.10 ²	4,830.10 ²	Cm244	1,694.10 ¹⁴		3,610.10 ¹²	
Cs141			3,754.10 ²	3,747.10 ²	Cm245	2,391.10 ¹⁰		2,371.10 ¹⁰	2,204.10 ¹⁰
Ba137m			5,343.10 ⁴	5,197.10 ³	Cm246	8,169.10 ⁹		8,050.10 ⁹	7,056.10 ⁹
Ba139			8,162.10 ²	8,147.10 ²	Cm247				2,405
Ba140			6,672.10 ²	6,659.10 ²	Cm248	1,494.10 ⁵		1,494.10 ⁵	1,491.10 ⁵
Ba141			6,760.10 ²	6,748.10 ²	Bk249	1,793.10 ⁶			
Ba142			3,480.10 ⁴	3,474.10 ⁴	Cf249	3,487.10 ⁶		2,866.10 ⁶	4,852.10 ³
Ba143			2,777.10 ²	2,772.10 ²	Cf250	8,268.10 ⁶		4,145.10 ⁴	
Ba144			1,752.10 ²	1,749.10 ²	Cf251	7,970.10 ⁴		7,378.10 ⁴	3,685.10 ⁴
La140			6,672.10 ²	6,659.10 ²	Cf252	1,893.10 ⁶			

Tableau 35 : Inventaires radioactifs pour le colis F2-4-03 - Activité en Bq par colis

RN	A (Bq)	t = 0 ans	t = 100 ans	t = 1000 ans	RN	A (Bq)	t = 0 ans	t = 100 ans	t = 1000 ans
H3 (HTO)	6,58.10 ⁶		2,39.10 ⁴		Bi210			3,25.10 ¹	4,55.10 ³
C14 (CO2)	1,69.10 ⁵		1,67.10 ⁵	1,50.10 ⁵	Bi211			4,35.10 ²	5,34.10 ³
Al26	3,69.10 ³		3,69.10 ³	3,69.10 ³	Bi213			3,64	4,59.10 ²
Ca41	3,19.10 ⁴		3,19.10 ⁴	3,17.10 ⁴	Bi214			5,62.10 ¹	4,84.10 ³
Fe55	2,09.10 ⁷				Po210			3,21.10 ¹	4,54.10 ³
Co60	9,07.10 ³		1,78		Po218			5,63.10 ¹	4,84.10 ³
Ni59	7,88.10 ⁵		7,87.10 ⁵	7,81.10 ⁵	Rn219			4,35.10 ²	5,34.10 ³
Ni63	7,88.10 ⁷		3,96.10 ⁷	8,05.10 ⁴	Rn222			5,63.10 ¹	4,84.10 ³
S.1079	1,10.10 ⁷		1,10.10 ⁷	1,10.10 ⁷	Fr221			3,64	4,59.10 ²
Sr90+	2,59.10 ¹¹		2,34.10 ¹⁰	9,22	Fr223			6,01	7,37.10 ¹
Y90	2,59.10 ¹¹		2,34.10 ¹⁰	9,22	Ra223+			4,35.10 ²	5,34.10 ³
Zr93	1,69.10 ⁶		1,70.10 ⁶	1,69.10 ⁶	Ra225			3,64	4,59.10 ²
Nb93m	1,50.10 ⁶		1,86.10 ⁶	1,83.10 ⁶	Ra226			5,63.10 ¹	4,84.10 ³
Mo93	2,39.10 ³		2,35.10 ³	2,01.10 ³	Ac225			3,64	4,59.10 ²
Tc99	2,49.10 ¹⁰		2,49.10 ¹⁰	2,48.10 ¹⁰	Ac227+	7,88		4,36.10 ²	5,34.10 ³
Ru106+	2,29.10 ⁵				Th227			4,29.10 ²	5,26.10 ³
Rh106	2,29.10 ⁵				Th229+			3,65	4,59.10 ²
Pd107	2,09.10 ⁵		2,09.10 ⁵	2,09.10 ⁵	Th230	1,99.10 ²		2,47.10 ³	2,60.10 ⁴
Cd113m	1,69.10 ⁷		1,25.10 ⁵		Th231			2,59.10 ³	2,62.10 ⁵
Cd113			4,31.10 ¹¹	4,35.10 ¹¹	Th234+			1,20.10 ⁷	1,20.10 ⁷
Sn121m	3,39.10 ⁶		9,62.10 ⁵	1,15.10 ¹	Pa231	5,48.10 ¹		6,02.10 ²	5,51.10 ³
Sn121			7,47.10 ³	8,92	Pa233			1,73.10 ⁶	3,31.10 ⁶
Sn126	9,97.10 ⁶		9,97.10 ⁶	9,94.10 ⁶	Pa234m			1,20.10 ⁷	1,20.10 ⁷
Sb125+	3,79.10 ⁸				Pa234			1,79.10 ⁴	1,80.10 ⁴
Sb126m			9,97.10 ⁶	9,94.10 ⁶	U233	5,88.10 ¹		7,37.10 ²	1,13.10 ⁴
Sb126			1,39.10 ⁶	1,39.10 ⁶	U234	2,29.10 ⁶		2,61.10 ⁶	2,91.10 ⁶
I129	6,28.10 ⁵		6,28.10 ⁵	6,28.10 ⁵	U235+	2,59.10 ⁵		2,60.10 ⁵	2,62.10 ⁵
Cs134	2,39.10 ⁸		6,48.10 ⁷		U236	1,30.10 ⁶		1,31.10 ⁶	1,40.10 ⁶
Cs135	1,60.10 ⁷		1,59.10 ⁷	1,59.10 ⁷	U238+	1,20.10 ⁷		1,20.10 ⁷	1,20.10 ⁷
Cs137+	1,10.10 ¹²		1,09.10 ¹¹	1,06.10 ²	Np237+	1,40.10 ⁶		1,73.10 ⁶	3,31.10 ⁶
Ba137m	1,10.10 ¹²		1,03.10 ¹¹	1,00.10 ²	Np238			1,33.10 ³	1,60.10 ³
C.10144+	1,60.10 ⁴				Np239			1,19.10 ⁷	1,09.10 ⁷
Pr144	1,60.10 ⁴				Pu239	1,60.10 ⁹		7,40.10 ⁸	1,31.10 ⁶
Pm147	3,39.10 ⁹				Pu240	2,99.10 ⁹		2,98.10 ⁹	2,91.10 ⁹
Sm151	6,48.10 ⁹		3,00.10 ⁹	2,94.10 ⁶	Pu241	3,59.10 ⁹		3,55.10 ⁹	3,23.10 ⁹
E10u152	6,18.10 ⁷		3,69.10 ⁵		Pu242	1,10.10 ¹¹		8,73.10 ⁸	
E10u154	1,60.10 ⁹		5,03.10 ⁵		Pu243	2,19.10 ⁶		2,19.10 ⁶	2,19.10 ⁶
E10u155	4,29.10 ⁸		2,01.10 ²		Am241	8,28.10 ⁹		1,02.10 ¹⁰	2,43.10 ⁹
Gd152			2,15.10 ⁶	2,16.10 ⁶	Am242m	4,69.10 ⁷		2,87.10 ⁷	3,45.10 ³
Tl207			4,34.10 ²	5,32.10 ³	Am242			2,85.10 ⁷	3,43.10 ³
Tl209				9,60	Am243	1,20.10 ⁷		1,18.10 ⁷	1,09.10 ⁷
Pb209			3,64	4,59.10 ²	Cm242	3,89.10 ⁷		2,37.10 ⁷	2,85.10 ⁵
Pb210			3,25.10 ¹	4,55.10 ³	Cm243	1,79.10 ⁷		1,78.10 ⁶	
Pb211			4,35.10 ²	5,34.10 ³	Cm244	1,10.10 ⁸		2,34.10 ⁶	2,13.10 ⁹
Pb214			5,63.10 ¹	4,84.10 ³					

2.1.3 Inventaires en éléments chimiques toxiques

Pour les inventaires en éléments chimiques toxiques, les données utilisées sont les mêmes que celles indiquées pour les inventaires radioactifs.

Tableau 36 : Inventaire chimique pour le colis F2-4-03 - Masse en gramme par colis

Masse en g par colis	F1-3-01		F2-4-03			F6-9-01
	Enveloppe	Déchet	Enveloppe extérieure	Enveloppe intérieure	Déchet	Enveloppe
Pb					220	
B		18 000			27	
Ni	12 000	380	8 000	7,7	290	600
Cr III						
Cr VI	22 000	230	12 000	7,7	99	600
Sb		16			3,4	
Se		90				
Cd		120			0,92	
Hg					15	
Be					0,39	
As		0,2			2,1	
U		730			930	

2.2 Hypothèses et paramétrage retenus pour les calculs d'exposition externe à l'aide du code MERCURAD (Axe 1)

2.2.1 Pour le colis F1-3-01

La géométrie du colis présentée dans la note [3] a été simplifiée par un cylindre d'acier inoxydable de 0,5 cm d'épaisseur de densité 7,8 contenant le déchet vitrifié de densité 3,5 (densité établie à partir de la thèse de Julien Hiet [4]) de diamètre 42 cm et de hauteur 132,8 cm.

Le verre vitrifié est défini à partir de la composition proposée dans la note [1].

Les détecteurs (sphère d'air) sont positionnés à 1 m de la surface du colis pour 4 hauteurs qui se veulent représentatives des positions des organes les plus sensibles aux rayonnements : 66,9 cm, 87 cm, 107 cm et 127 cm.

2.2.2 Pour le colis F2-4-03

La géométrie du colis présentée dans la note [2] a été simplifiée par un cylindre d'acier inoxydable de dimensions 70,4 cm x 102 cm x 0,3 cm de densité 7,8 contenant un second fût en acier non allié de même épaisseur et de dimensions 60 cm x 88 cm. L'espace entre les deux est comblé par du béton ordinaire. Le déchet bitumé de densité 1,02 (densité établie à partir de la publication de M. MOUAZEN [5]) est inclus dans le second fût.

Les détecteurs (sphère d'air) sont positionnés à 1 m de la surface du colis pour 4 hauteurs qui se veulent représentatives des positions des organes les plus sensibles aux rayonnements : 50 cm, 70 cm et 90 cm.

2.3 Données de toxicité chimique par ingestion (Axe 3)

Les tableaux ci-après présentent les valeurs toxiques de référence (VTR) utilisées pour évaluer la nocivité chimique dans le cas d'une exposition chronique par ingestion retenue pour l'axe 3.

Tableau 37 : Valeurs de référence utilisées pour le calcul des indicateurs de risque chimique

Substance	VTR (mg.Kg ⁻¹ _{pc} .jour ⁻¹)	ERU (mgKg ⁻¹ _{pc} .jour ⁻¹) ⁻¹
Pb	6,30.10 ⁻⁴	8,50.10 ⁻³
B	2,00.10 ⁻¹	
Ni	1,20.10 ⁻²	
Cr III	5,00.10 ⁻³	
Cr VI	9,00.10 ⁻⁴	5,00.10 ⁻¹
Sb	6,00.10 ⁻³	
Se	5,00.10 ⁻³	
Cd	1,00.10 ⁻⁴	
Hg	2,00.10 ⁻³	
Be	2,00.10 ⁻³	
As	3,00.10 ⁻⁴	
U	2,00.10 ⁻⁵	
CN "libres"	6,30.10 ⁻⁴	

2.4 Adaptation des équations au cas du transfert du tritium dans les végétaux (Axe 3)

La méthode est issue de la Fiche Radionucléide environnement tritium publiée par l'IRSN.

Le calcul de l'activité massique du tritium sous sa forme HTO (eau tritiée) dans le végétal s'exprime comme suit :

$$A_{\text{HTOv}} = \frac{f_{\text{eau}} \cdot (1 - \text{HR}) \cdot A_{\text{HTOsol}} \cdot \rho_{\text{sol}} \cdot 10^{-3}}{\gamma} \quad [\text{Équation A1.6}]$$

Où :

- A_{HTOv} (Bq.kg⁻¹_{fruits}) est l'activité massique du tritium sous sa forme HTO dans le végétal ;
- f_{eau} (L.kg⁻¹_{fruits}) est la teneur en eau du végétal ;
- HR (%) est l'humidité relative de l'atmosphère ;
- A_{HTOsol} (Bq.kg⁻¹_{sol}) est l'activité massique de tritium sous sa forme HTO dans le sol ;
- ρ_{sol} (g_{sol}.cm⁻³) est la masse volumique du sol ;
- γ est le rapport entre la pression de vapeur de l'eau tritiée et celle de l'eau.

Tableau 38 : Paramètres utilisés dans le calcul de l'activité massique de tritium sous sa forme HTO dans les végétaux

	Valeurs retenues	Origines des valeurs/choix des paramètres
Teneur en eau du végétal	0,92 L.kg ⁻¹ _{fruits} (légumes feuilles) 0,85 L.kg ⁻¹ _{fruits} (légumes fruits) 0,87 L.kg ⁻¹ _{fruits} (légumes racine)	Valeur issue de la fiche radionucléide environnement tritium publiée par l'IRSN.
Humidité relative	0,74	Calculée comme la moyenne arithmétique de données issues de Météo-France pour plusieurs localisations
Rapport entre la pression de vapeur de l'eau tritiée et celle de l'eau	0,909	Valeur issue de la fiche radionucléide environnement tritium publiée par l'IRSN.
Masse volumique du sol	1,8 g _{sol} .cm ⁻³	Valeur issue du SRS-44

Le calcul de l'activité massique du tritium sous sa forme OBT dans le végétal s'écrit sous la forme de l'équation ci-après :

$$A_{\text{OBTv}} = \frac{(1 - f_{\text{eau}})}{f_{\text{eau}}} \cdot F_{\text{ev}} \cdot R_v \cdot A_{\text{HTOv}} \quad [\text{Équation A1.729}]$$

Où :

- A_{OBTv} ($Bq \cdot kg^{-1}_{\text{frais}}$) est l'activité massique de tritium sous sa forme OBT dans le végétal ;
- A_{HTOv} ($Bq \cdot kg^{-1}_{\text{frais}}$) est l'activité massique de tritium sous sa forme HTO dans le végétal ;
- f_{eau} ($L \cdot kg^{-1}_{\text{frais}}$) est la teneur en eau du végétal ;
- F_{ev} ($L \cdot kg^{-1}_{\text{sec}}$) est la quantité d'eau produite par combustion d'un kilogramme de matière sèche du produit végétal (ou facteur d'équivalent en eau) ;
- R_v est le facteur de partition pour les végétaux.

Tableau 39 : Paramètres utilisés dans le calcul de l'activité massique de tritium sous sa forme OBT dans les végétaux

	<u>Valeurs retenues</u>	<u>Origines des valeurs/choix des paramètres</u>
Teneur en eau du végétal	0,92 $L \cdot kg^{-1}_{\text{frais}}$ (légumes feuilles) 0,85 $L \cdot kg^{-1}_{\text{frais}}$ (légumes fruits) 0,87 $L \cdot kg^{-1}_{\text{frais}}$ (légumes racine)	Valeurs issues de la fiche radionucléide environnement tritium publiée par l'IRSN.
Facteur d'équivalent en eau	0,54 $L \cdot kg^{-1}_{\text{sec}}$ (légumes feuilles) 0,53 $L \cdot kg^{-1}_{\text{sec}}$ (légumes fruits) 0,52 $L \cdot kg^{-1}_{\text{sec}}$ (légumes racines)	Valeurs issues de la fiche radionucléide environnement tritium publiée par l'IRSN.
Facteur de partition des végétaux	0,54	Valeur issue de la fiche radionucléide environnement tritium publiée par l'IRSN.

2.5 Références

- [2] ANDRA, Modèle d'inventaire de dimensionnement (MID), Données relatives au colis type C1, projet HAVL, septembre 2002.
- [3] ANDRA, Modèle d'inventaire de dimensionnement (MID), Données relatives au colis type B2, projet HAVL, septembre 2002.
- [4] Nucleonica GmbH, Nucleonica Nuclear Science Portal (www.nucleonica.com), Version 3.0.65, Karlsruhe (2017)
- [5] Julien Hiet - Motifs structuraux dans des verres modèles pour le stockage des actinides - Université d'Orléans - 2009
- [6] Mouhamad Mouazen. Évolution des propriétés rhéologiques des enrobés bitume, vers une loi vieillissement/viscosité. Matériaux. École Nationale Supérieure des Mines de Paris, 2011.
- [7] IRSN, fiche radionucléide et environnement : tritium et environnement, 2010