



RÉPUBLIQUE
FRANÇAISE

*Liberté
Égalité
Fraternité*

IRSN

INSTITUT DE RADIOPROTECTION
ET DE SÛRETÉ NUCLÉAIRE

RAPPORT

METHODOLOGIE ET CRITERES ENVISAGEABLES POUR APPRECIER LA NOCIVITE DES MATIERES ET DECHETS RADIOACTIFS

COMPLEMENT SUR LE VOLET « ACCIDENTEL
CHIMIQUE »

PSE

Rapport IRSN N° 2021-00827

RÉSUMÉ

Mots clés : Nocivité, déchets, chimique

Dans le cadre du PNGMDR 2016-2018, l'IRSN a été chargé de développer une méthode permettant d'apprécier la nocivité des matières et déchets radioactifs pour la santé humaine et l'environnement. Objet du rapport IRSN PSE-ENV/2018-00048, cette méthode a été présentée devant le GT PNGMDR en septembre 2018. Dans ses conclusions l'IRSN indiquait notamment le besoin de compléter la méthode en y intégrant l'appréciation de la nocivité chimique d'une matière ou d'un déchet du fait d'une dispersion brutale dans un local. Le scénario d'exposition est le même que celui construit pour les substances radioactives. Les valeurs repères permettant de calculer la nocivité chimique sous la forme d'un indicateur allant de 0 à 12 ont été choisies, avec l'appui de l'INERIS, de façon à avoir la signification sanitaire la plus proche de celle des valeurs retenues pour le volet radioactif. Enfin, toujours avec l'appui de l'INERIS, une méthode conservatrice a été retenue pour attribuer des valeurs de référence à des substances chimiques lorsque l'INERIS ou la littérature internationale n'en fournit pas. Enfin, le rapport présente les résultats obtenus pour 3 familles de colis qui avaient déjà fait l'objet d'une évaluation de leur nocivité dans le rapport précédent. Pour ces colis, la prise en compte des substances chimiques dans le cadre d'un scénario de dispersion brutale peut conduire à modifier le niveau de nocivité calculé avec la seule prise en compte du caractère radioactif du colis. C'est particulièrement le cas pour le colis Isotopchim, du fait de la présence de nickel et de chrome dans l'enveloppe en inox.

Au-delà de la comparaison entre nocivité chimique et radiologique, cette étude montre que, pour le scénario de dispersion brutale retenu (inhalation pendant une demi-heure dans un local de 32 m³), l'exposition à des éléments chimiques issus des enveloppes en inox des colis peut conduire à des niveaux d'exposition supérieurs aux SPEL. Bien que les hypothèses associées au scénario d'exposition puissent être discutées, les résultats obtenus devraient inciter à la prise en compte de la composante chimique du déchet dans le cadre de la démonstration de sûreté des installations d'entreposage en particulier.

SUMMARY

Under the 2016-2018 PNGMDR, IRSN was tasked with developing a method to assess the harmfulness of radioactive materials and waste to human health and the environment. Subject of the IRSN PSE-ENV / 2018-00048 report, this method was presented to the PNGMDR WG in September 2018. In its conclusions, IRSN notably indicated the need to complete the method by including the assessment of the chemical harmfulness of a material or a waste due to a sudden dispersion in a room. The exposure scenario is the same as that constructed for radioactive substances. The benchmark values making it possible to calculate chemical harmfulness in the form of an indicator ranging from 0 to 12 were chosen, with the support of INERIS, so as to have the health significance closest to that of the values retained for the radioactive aspect. Finally, still with the support of INERIS, a conservative method was adopted to assign reference values to chemical substances when INERIS or the international literature do not provide them. Finally, the report presents the results obtained for 3 families of packages which had already been assessed for their harmfulness in the previous report. For these packages, taking into account the chemical substances in the context of a sudden dispersion scenario can lead to modifying the level of harmfulness calculated with the sole consideration of the radioactive nature of the package. This is particularly the case for the Isotopchim package, due to the presence of nickel and chromium in the stainless steel envelope. Beyond the comparison between chemical and radiological harmfulness, this study shows that, for the abrupt dispersion scenario adopted (inhalation for half an hour in a 32 m³ room), exposure to chemical elements from the envelopes in stainless steel in packages can lead to exposure levels greater than SPEL. Although the assumptions associated with the exposure scenario can be discussed, the results obtained should lead to not ignoring the chemical composition of the waste in the context of the safety demonstration of the interim storage facilities.

TABLE DES MATIÈRES

1. INTRODUCTION.....	4
2. RAPPEL DES AXES CONSIDERES POUR EVALUER LA NOCIVITE D'UNE MATIERE OU D'UN DECHET RADIOACTIFS	4
2.1. Axes considérés.....	4
2.2. Représentation du résultat	5
3. COMPLEMENT A L'EVALUATION DES CONSEQUENCES CHIMIQUES	6
3.1. Choix du scénario	6
3.2. Rappel de la signification des valeurs repères pour la composante radiologique	7
3.2.1. Principe général	7
3.2.2. Application à l'axe 2.....	8
3.3. Valeurs seuils associées aux substances chimiques en situation accidentelle.....	9
3.4. Choix possibles.....	12
3.4.1. Choix du seuil haut	12
3.4.2. Choix du seuil bas	12
3.5. Calcul de l'indice	13
3.5.1. Calcul de l'indice Ichim par substance.....	14
3.5.2. Calcul de l'indice global pour l'axe 2	14
4. DISPONIBILITE DES DONNEES	14
5. APPLICATION DE LA METHODE	18
5.1. Calcul des indices par substance présente dans les colis	19
5.2. Calcul de l'indice global	20

1. INTRODUCTION

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 terme. 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 rapport IRSN PSE-ENV/2018-00048 [4] présente la réponse apportée par l'IRSN à cette demande. Les éléments de ce rapport ont été présentés en premier lieu lors de la réunion du GT PNGMDR du 21 septembre 2018 puis dans différentes occasions (notamment au GP d'experts déchets et à l'Autorité environnementale). Dans ses conclusions, l'IRSN proposait des pistes de réflexion sur la méthode proposée, son déploiement et le produit de cette méthode qui prend la forme d'une cible à 4 cadrans. La présente étude technique s'attache à présenter la proposition de l'IRSN concernant le complément à apporter à la méthode sur la composante chimique de la matière ou du déchet radioactifs.

2. RAPPEL DES AXES CONSIDERES POUR EVALUER LA NOCIVITE D'UNE MATIERE OU D'UN DECHET RADIOACTIFS

2.1. Axes considérés

Afin d'appréhender au mieux les caractéristiques radiologiques des différents radionucléides présents dans les matières et déchets radioactifs, quatre situations différentes ont été retenues :

- une exposition régulière et prolongée d'un individu du fait de la présence d'un colis dans un local (axe 1)
- une exposition accidentelle d'un individu du fait de la dispersion brutale des substances contenues dans un colis (axe 2)
- une exposition prolongée d'une personne résultant de la dispersion dans l'environnement des substances contenues dans un colis (axe 3)

¹ article L. 542-1-2

- une exposition prolongée d'un écosystème résultant de la dispersion dans l'environnement des substances contenues dans un colis (axe 4).

Une illustration des 4 situations considérées est donnée sur la figure 1.

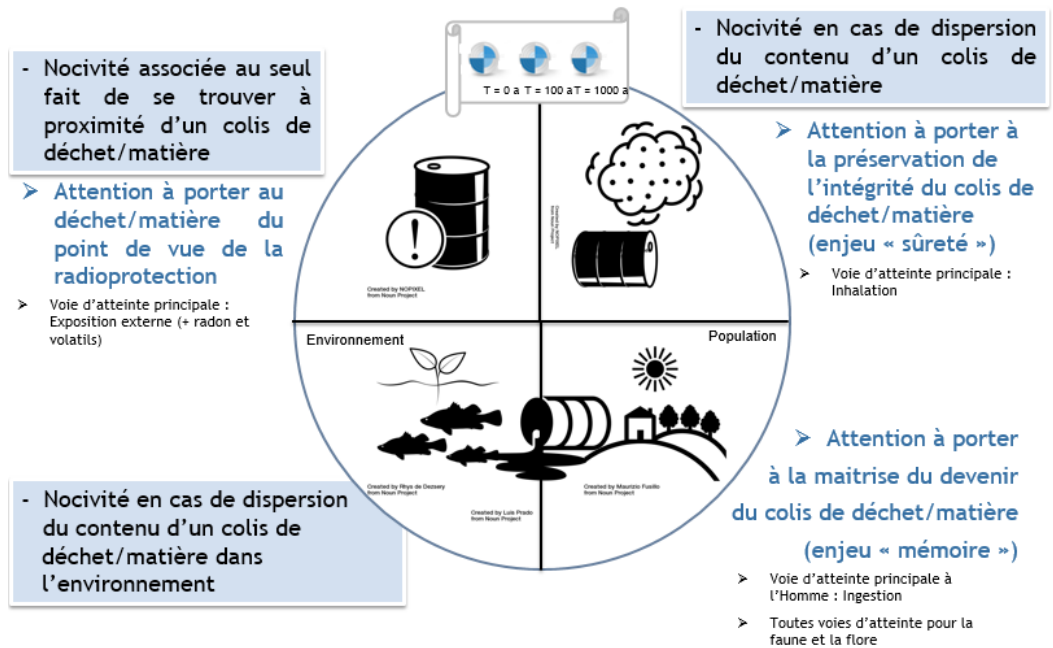
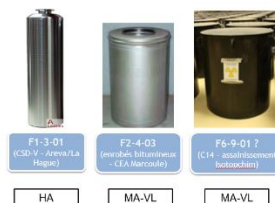


Figure 1 : illustration des 4 situations d'exposition

2.2. Représentation du résultat

Pour chacune des situations, un indice est calculé à partir des valeurs d'exposition calculées puis positionné sur une échelle allant de 0 à 12. Pour chacune d'elles, trois domaines d'intensité sont définis en s'appuyant sur des valeurs repères, ayant une signification sanitaire ou encore utilisées dans les textes réglementaires. Ce calcul est effectué pour l'inventaire du colis tel que déclaré par le producteur, 100 ans plus tard et 1000 ans plus tard pour apprécier l'effet du temps sur la nocivité du colis. Sur chacun des cadrans, le cercle le plus proche du centre correspond à un indice de nocivité de 4, le second cercle à un indice de nocivité de 8 et enfin le dernier cercle à un indice de nocivité de 12. Le détail du calcul des indices est donné dans le rapport IRSN PSE-ENV/2018-00048 [4].

La figure 2 ci-après illustre la mise en œuvre de la méthode d'évaluation de la nocivité sur 3 colis tests



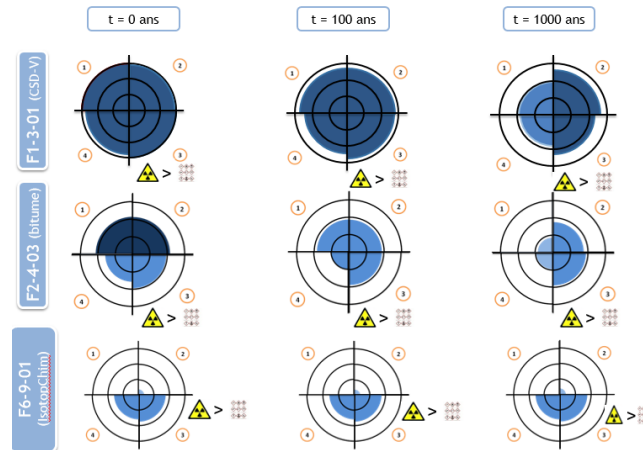


Figure 2 : illustration de la méthode sur 3 types de colis différents pour 3 temporalités différentes

3. COMPLEMENT A L'EVALUATION DES CONSEQUENCES CHIMIQUES

Dans la méthode développée par l'IRSN en 2018 [4], la composante chimique du déchet radioactif a été considérée dans l'évaluation de la nocivité au travers des axes 3 et 4, c'est-à-dire ceux relatifs à une exposition prolongée d'une personne ou d'un écosystème résultant de la dispersion dans l'environnement des substances contenues dans un colis. L'objet de cette note est d'apporter un complément de méthode pour la prise en compte de cette composante pour la situation d'exposition accidentelle d'un individu du fait de la dispersion brutale des substances contenues dans un colis (axe 2).

3.1. Choix du scénario

Une première contrainte réside dans les hypothèses du scénario d'exposition. Il est retenu comme principe que le scénario considéré est le même pour la composante radiologique et pour la composante chimique du déchet.

Les hypothèses retenues dans le rapport PSE-ENV/2018-00048 [4] et appliquées au scénario de dispersion de substances contenues dans un colis sont les suivantes :

- voie d'exposition retenue : inhalation
- éléments du colis considérés : déchet, matrice d'immobilisation (si présente), enveloppe
- volume du local dans lequel il y a dispersion : 32 m³
- temps de présence de l'individu dans le local : une demi-heure
- diamètre des particules dispersées : 5 μm
- taux d'empoussièrement : 1 g/m³
- débit respiratoire : 1,2 m³/h

L'équation utilisée pour estimer la dose efficace engagée reçue par inhalation est la suivante :

$$Einh = \sum_{rn} \frac{A(rn)}{Mcolis} \times \tau_{emp} \times t \times dr \times h(g)inh(rn) \quad (1)$$

Où :

- E_{inh} (Sv) 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 ;
- $h(g)_{inh}$ (Sv.Bq⁻¹) est le coefficient de dose par inhalation ;
- dr (m³.h⁻¹) est le débit respiratoire ;
- τ_{emp} (g.m⁻³) est le taux d'empoussièrement dans le local.

Pour calculer l'exposition aux substances chimiques contenues dans le colis, la concentration pour une substance i est donnée par l'expression suivante :

$$C_{inh}(subs_i) = \frac{m(subs_i)}{M_{colis}} \times \tau_{emp} \quad (2)$$

Où :

- $C_{inh}(subs_i)$ est la concentration volumique de la substance i en g.m⁻³
- $m(subs_i)$ est la masse de la substance chimique dans le colis (kg) ;
- M_{colis} est la masse du colis (kg) ;
- τ_{emp} (g.m⁻³) est le taux d'empoussièrement dans le local.

3.2. Rappel de la signification des valeurs repères pour la composante radiologique

3.2.1. Principe général

Le diagramme décrivant la nocivité d'un déchet radioactif 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. A titre d'exemple, ce principe est notamment retenu lorsqu'il s'agit de représenter les notes d'un élève dans différentes matières. Chaque axe représente une matière et la gradation sur chaque axe est la même, généralement une échelle graduée de 0 à 20. Par ailleurs, afin de donner du sens au résultat obtenu pour un colis de déchets sur chaque axe, des repères seront positionnés. Par analogie au milieu scolaire, c'est par exemple la moins bonne note de la classe, la meilleure et enfin la moyenne, ce qui permet de mieux interpréter la performance d'un élève.

Pour appliquer ces 2 principes (gradation homogène pour chaque axe et valeurs repères), l'IRSN a choisi :

- d'adopter, pour chacun des axes, une échelle logarithmique traduisant sous forme d'indice les expositions calculées. 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 faible et le niveau de sévérité intermédiaire, et un « seuil haut », délimitant le niveau de sévérité intermédiaire et le niveau de sévérité 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).

Ainsi, la méthode propose une graduation identique de 0 à 12 pour chacun des axes, un indice de 4 étant choisi conventionnellement comme la frontière entre le niveau de sévérité faible et le niveau de sévérité intermédiaire, un indice de 8 étant choisi conventionnellement comme la frontière entre le niveau de sévérité intermédiaire et le niveau de sévérité élevé.

3.2.2. Application à l'axe 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. Ce scénario peut être considéré comme une situation d'exposition accidentelle.

Une dose de 3 Gy correspond à l'exposition au-delà de laquelle un syndrome hématoïétique mortel survient dans 1% des cas (effet constaté à 30-60 jours pour une prise en charge médicale adaptée [5]). Dans le rapport IRSN PSE-ENV/2018-00048 [4], cette valeur a été retenue pour le seuil haut, pour ce qui concerne l'impact radiologique. Par souci de simplification, les valeurs en Gy ont été assimilées aux valeurs données Sievert. Il s'agit d'une approximation importante, les doses exprimées en Sievert ne devant par définition n'être associées qu'aux effets stochastiques (effets cancer et héréditaires). De plus, 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.

En application de l'objectif de progression homogène sur les différents axes, il a été décidé de retenir la valeur de 1 mSv en tant que seuil bas. En termes de gestion, ce seuil correspond à l'objectif à long terme défini dans la doctrine française, pour l'exposition des populations suite à un accident nucléaire (ref : CODEP-ASN-DEU-2019-043679 Recommandations du Codirpa1 relatives à la gestion post-accidentelle d'un accident nucléaire). On peut donc considérer qu'une exposition inférieure à 1 mSv dans un contexte accidentel ne constitue pas un sujet de préoccupation en termes de gestion (cohérent avec la signification du seuil bas).

Finalement le seuil haut correspond à un seuil d'effet sanitaire à caractère déterministe alors que le seuil bas correspond à un seuil de gestion du risque radiologique.

Le choix d'un indice linéaire en fonction du logarithme décimal de la dose calculée a été fait. L'expression générale de l'indice de nocivité relative à la composante radiologique de l'axe 2 s'exprime alors de la façon suivante :

$I_r = a \log_{10}(x) + b$ (3) où x est la dose calculée, a et b des paramètres numériques d'ajustement de ce modèle linéaire. Sachant que les valeurs seuils retenues sont 3 Sv et 1 mSv comme transition d'un domaine à l'autre (c'est-à-dire correspondant respectivement à des valeurs d'indice de 8 et de 4), la valeur de I s'exprime alors

$$4 = a \log_{10} 10^{-3} + b \quad (4)$$

$$8 = a \log_{10}(3) + b \quad (5)$$

En combinant les équations 4 et 5, on obtient pour les valeurs de a et b :

$$a = \frac{4}{\log_{10} 3 + \log_{10} 10^{-3}} \approx 1,15$$

$$b = 4 - 1,15 \log_{10} 10^{-3} \approx 7,45$$

L'équation (3) devient alors :

$$Ir = 1,15 \log_{10}(x) + 7,45 \quad (6), \text{ la dose } x \text{ étant exprimée en Sv.}$$

Pour compléter la composante radiologique de la nocivité d'un colis de déchet radioactifs par une composante chimique, il est donc nécessaire de déterminer des seuils qui 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 n'a pas proposé de valeur dans le rapport IRSN PSE-ENV/2018-00048 [4], se limitant à la seule composante radiologique pour ce qui concerne l'axe 2. Les éléments qui suivent dans le présent rapport visent à proposer des seuils et le calcul d'indice associé pour la composante chimique du colis de déchets.

3.3. Valeurs seuils associées aux substances chimiques en situation accidentelle

L'approche dosimétrique n'est pas développée dans le domaine de la toxicité des substances chimiques. La toxicité propre à une substance chimique est caractérisée par des valeurs toxicologiques de référence, que ce soit pour le domaine de l'accident (valeurs associées à des expositions ne dépassant pas quelques heures) ou celui des expositions chroniques. Ces valeurs ne s'expriment pas en doses mais en niveau d'exposition dont l'unité dépend de la voie d'exposition. Pour la situation accidentelle telle que considérée dans le présent document, seule la voie inhalation est considérée. Les unités dans lesquelles sont exprimées les valeurs seuils sont donc des concentrations volumiques (par exemple mg/m^3 ou $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Contrairement aux seuils définis pour la composante radiologique des déchets radioactifs, les valeurs seuils sont donc spécifiques à chaque substance chimique présente dans le déchet radioactif.

La première étape de la réflexion a consisté à rechercher les types de valeurs sur lesquelles s'appuie la démarche d'évaluation des conséquences d'un accident dans le domaine des installations classées pour la protection de l'environnement et quelle en était leur signification sanitaire. L'arrêté du 29/09/05, relatif à l'évaluation et à la prise en compte de la probabilité d'occurrence, de la cinétique, de l'intensité des effets et de la gravité des conséquences des accidents potentiels dans les études de dangers des installations classées soumises à autorisation, définit 4 types de valeurs seuils de toxicité aiguë françaises (VSTAF). A partir des scénarii de phénomènes dangereux mis en évidence dans les études de dangers (EDD), elles sont utilisées pour déterminer les zones des effets létaux, irréversibles et réversibles, relatives aux installations stockant, produisant ou employant des substances toxiques. Plus précisément et conformément aux définitions figurant dans l'arrêté cité ci-dessus :

- les SELS : les seuils des effets létaux significatifs correspondant à une concentration létale (CL) 5 %² délimitent la « zone des dangers très graves pour la vie humaine »,

- les SPEL : les seuils de premiers effets létaux correspondant à une CL 1 % délimitent la « zone des dangers graves pour la vie humaine »,

- les SEI : les seuils des effets irréversibles délimitent la « zone des dangers significatifs pour la vie humaine »,

- les SER : les seuils d'effets réversibles. Ces seuils n'entrent pas dans la catégorie des seuils utilisés pour la délimitation des différentes zones de dangers pour la vie humaine qui s'arrêtent aux seuils d'effets irréversibles.

² 5 % des personnes exposées à ce niveau de concentration seraient décédées

Les seuils d'effets réversibles ne sont pas des valeurs utilisées pour la détermination des zones d'effet d'une émission accidentelle de substances dangereuses [6]. Toutefois, ils peuvent être pris en compte dans le cadre de la gestion d'une situation de gestion d'urgence, pour déclencher des actions d'alerte et de secours par les industriels et les pouvoirs publics.

La méthodologie développée pour établir ces valeurs est développée dans le guide technique intitulé « Méthodologie de détermination des valeurs seuil de toxicité aiguë françaises en cas d'émission accidentelle de substances chimiques dans l'atmosphère – 2007 – INERIS » [7]

Il existe également la notion de seuils de perception. Ces seuils correspondent à la concentration entraînant la détection sensorielle de la substance chimique par la population exposée. Comme les SER, ces seuils ne sont pas utilisés pour la détermination des zones d'effet d'une émission accidentelle de substances dangereuses.

Il est intéressant de mentionner que, en situation accidentelle, la toxicité des substances chimiques n'intervient qu'en termes d'effet à seuil sur la santé. Le caractère cancérigène des substances chimiques n'intervient pas dans l'élaboration des seuils de délimitation des zones de danger pour la santé humaine.

Pour un même niveau de toxicité aiguë, des valeurs de concentration volumique sont données pour différents temps. Les valeurs fournies pour les différents temps peuvent être issues d'études expérimentales ou de modélisations mathématiques permettant d'extrapoler une valeur de concentration établie pour un temps d'exposition donné à un autre temps d'exposition. La loi permettant de faire une telle extrapolation est connue sous le nom de loi de Haber (voir encadré n°2). Lorsque la VSTAF correspondant à une situation et à une substance donnée n'existe pas, l'INERIS a publié un guide explicitant la démarche à suivre pour déterminer la valeur appropriée [8].

Encadré n°1 : La loi de Haber

Fritz Haber est un chimiste allemand né en 1868. Il a d'abord été reconnu pour ces travaux sur la synthèse de l'ammoniac qui lui ont valu le prix Nobel en 1918. Il a également beaucoup travaillé sur les gaz toxiques qui seront utilisés comme arme chimique pendant la guerre de 14-18.

Dans le cadre de ses travaux sur les gaz toxiques, notamment le chlore, le gaz moutarde et l'acide cyanhydrique, il introduisit la notion de dose en formulant l'hypothèse que, pour un effet donné, celui-ci pouvait être produit pour une valeur constante du produit de la concentration par le temps d'exposition. Si k est l'effet étudié, c , la concentration en gaz toxique étudié et t le temps d'exposition, on a alors la relation :

$$k = c.t.$$

Dans le domaine des faibles doses, et plus particulièrement des faibles doses de rayonnement, cette relation apparaît tout à fait naturelle et est de fait appliquée dans le domaine de la gestion du risque. En d'autres termes, une dose de rayonnement 2 fois plus élevée conduit à un excès de risque de cancer 2 fois plus élevé. Il est bien entendu que ce raisonnement s'inscrit dans une logique de gestion du risque sans considération des phénomènes biologiques mis en œuvre qui eux, au contraire, tendent à réduire les effets nocifs sur l'organisme d'une dose de rayonnement ionisants ou d'une exposition à une substance chimique.

Des travaux ultérieurs allaient montrer que cette approche était trop simpliste. Comme l'indique Elmer Belkebir dans son mémoire de Master (ref 49), un autre chimiste, l'autrichien Karl Bliss, allait confirmer au travers de différentes publications qu'une loi proposée une trentaine d'années plutôt était plus appropriée pour décrire l'influence du temps et de la concentration. Cette loi :

$k = c^x \times t$ où x est une constante qui dépend de la substance étudiée est pourtant aujourd'hui connue sous le nom de loi de Haber.

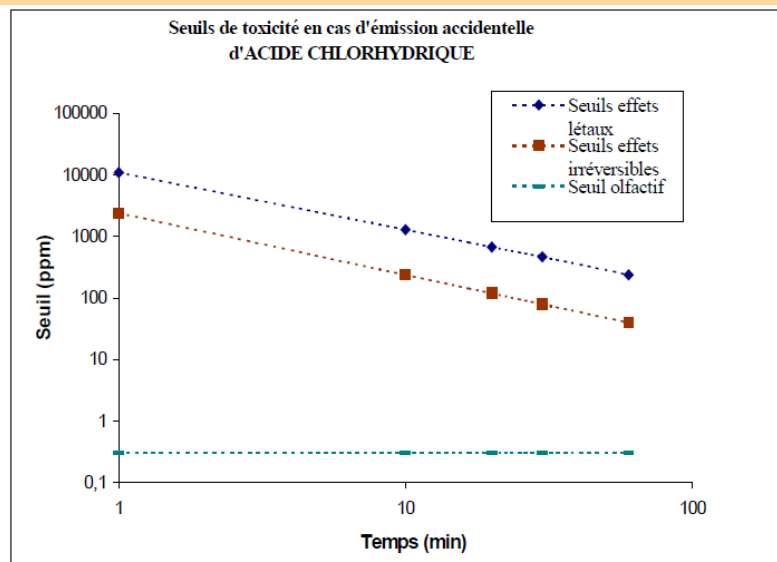
Concrètement, si k correspond au seuil d'effets létaux significatifs par exemple, cette loi permet, à partir de quelques points expérimentaux établissant l'atteinte de l'effet étudié pour différents couples (temps,

concentration) de déterminer la valeur de x . Une fois cette valeur déterminée, il est alors possible de calculer à quelle valeur de concentration se produira l'effet étudié pour un temps qui n'a pas fait l'objet d'une étude expérimentale. Supposons que les concentrations c_1 et c_2 conduisent à l'effet étudié pour les temps t_1 et t_2 , on a alors :

$$x = \frac{\ln c_2 - \ln c_1}{\ln t_1 - \ln t_2}$$

Une fois la valeur x déterminée, on en déduit la valeur de k . Il est alors possible de tracer la courbe donnant la concentration en fonction du temps t d'exposition.

A l'instar des valeurs toxicologiques de référence (VTR), les valeurs seuils de toxicité aiguë françaises sont élaborées par un comité d'experts (qualifié de groupe de consensus) qui propose des valeurs au ministère de l'environnement et au ministère de la santé. La démarche générale suivie consiste en une revue des valeurs de seuil existantes, des données de toxicité disponibles sur l'homme et sur l'animal et en leur analyse. La figure ci-dessous présente les valeurs proposées dans ce cadre pour l'acide chlorhydrique (rapport final, janvier 2003).



A la date du 30 juillet 2021, 71 substances sont recensées dans le portail de l'INERIS pour lesquelles les fiches fournissent les VSTAF. Il convient de noter que ces fiches ne fournissent pas nécessairement des valeurs pour chacun des seuils et pour chaque temps d'exposition. Pour les substances qui ne figurent pas sur le site de l'INERIS, il faut élargir la recherche. C'est pourquoi l'INERIS a publié en 2009 un guide sur le choix des valeurs seuils de toxicité aiguë en l'absence de valeurs françaises [8].

Dans ce guide, l'INERIS préconise des valeurs de x par défaut. Pour rappel, les valeurs seuils de toxicologie aiguë françaises pour 8 temps d'exposition différents, allant de la minute à 8h. Dans le cas où les données expérimentales ne permettent pas la détermination de la valeur de x par la formule présentée ci-dessus, il est recommandé, d'une façon générale de retenir une valeur de $x=3$ pour les temps d'exposition inférieurs à 1 heure et une valeur de $x=1$ pour les temps supérieurs à 1 heure. Cette approche nécessite de disposer de compétences en toxicologie.

3.4. Choix possibles

3.4.1. Choix du seuil haut

Afin d'éclairer le choix du type de valeurs à retenir comme valeur repère pour l'axe 2 concernant la composante chimique du déchet, l'IRSN, conformément aux perspectives présentées lors de la réunion du GT PNGMDR du 21 septembre 2018, s'est rapprochée de l'INERIS. Les propositions ci-après tiennent compte de ces échanges.

Pour ce qui concerne le seuil haut, l'IRSN estime que la définition du SPEL (seuil de premiers effets létaux) porte la même signification que le seuil de 3 Gy défini pour la composante radiologique du déchet. En effet, il rend compte d'un effet dû à une exposition aiguë et, comme c'est le cas pour la valeur de 3 Gy au corps entier, représente le même pourcentage de décès des personnes exposées (1 %). Il convient toutefois de noter que la définition du SPEL n'intègre pas de précision relative au délai dans lequel se produit le décès à la suite de l'exposition ni de précision relative à l'impact d'une prise en charge médicale suite à l'exposition. Pour rappel, la valeur de 3 Gy est associée à un pourcentage de décès de 1 %, dans un délai de 30 à 60 jours, en considérant qu'un bon traitement médical a été apporté à la victime de l'exposition [5]. Cette différence peut avoir 2 raisons : la première est la diversité des causes pouvant conduire à des effets sur l'homme considérées dans l'arrêté du 29 septembre 2005. Outre l'exposition à des substances chimiques toxiques, des causes comme la surpression, les effets thermiques ou les projectiles sont pris en compte. Le décès peut donc être différé ou immédiat selon la nature de la cause. La seconde raison, notamment pour les substances chimiques toxiques, est que les valeurs sont issues d'expérimentations animales, sans que les animaux fassent l'objet de soins pour repousser l'apparition de l'effet étudié.

Dans la méthodologie française, les VSTAF sont notamment fournies pour un temps d'exposition de 30 minutes et pour la voie inhalation. Or, c'est le temps d'exposition pour cette même voie (voie inhalation) qui a été retenu pour le calcul de l'indice radiologique sur l'axe 2. Le même scénario d'exposition peut donc être appliqué pour les 2 composantes radiologique et chimique du déchet.

En conclusion, le choix du seuil de type SPEL pour les substances chimiques est apparu le plus adapté.

3.4.2. Choix du seuil bas

Plusieurs pistes ont été investiguées pour déterminer le type de valeur à retenir pour déterminer le seuil bas.

- les seuils d'effet réversible (SER)
- une VTR aiguë pour les substances avec seuil d'effet et un excès de risque individuel calculé à partir d'une VTR chronique pour les substances sans seuil d'effet
- une valeur 1000 fois inférieure à la valeur du SPEL

Pour ce qui concerne les SER, il a été rappelé au paragraphe 3.3 que ces valeurs peuvent être prises en compte dans le cadre de la gestion d'une situation de gestion d'urgence, pour déclencher des actions d'alerte et de secours par les industriels et les pouvoirs publics. Un niveau de concentration inférieur à ces niveaux ne nécessiterait donc pas de contre-mesures dans le cadre de la gestion de l'accident, ce qui est cohérent avec la notion de niveau de sévérité faible retenu pour le volet radiologique. Par ailleurs, les SER présentent l'avantage d'être relatifs à des effets déterministes, comme les SPEL, ce qui permet de retenir des effets de même nature sur la progression du niveau de nocivité sur un axe donné. Il est à noter que ce point n'est pas vérifié pour le volet radiologique : le seuil bas est relatif à un niveau de gestion du risque d'excès de cancer alors que le seuil haut est associé à des effets létaux à court terme. Deux arguments en défaveur du SER ont conduit à ne pas retenir ce type de valeur pour définir le seuil bas. Le premier argument est relatif au peu de valeurs disponibles pour les substances répertoriées sur le site de l'INERIS. Seule une dizaine de substances ont un SER associé.

Toutefois le guide INERIS [8] présente différents types de valeurs définis au niveau international qui peuvent s'apparenter à un seuil d'effet réversible. Le second argument est relatif à la variabilité de l'écart en SER et SPEL selon la substance considérée. La figure 4 représente les rapports en SPEL et SER pour les différentes substances répertoriées dans le portail INERIS <https://substances.ineris.fr/fr/page/23>. Contrairement au domaine radiologique, la valeur des seuils est attachée à une substance donnée.

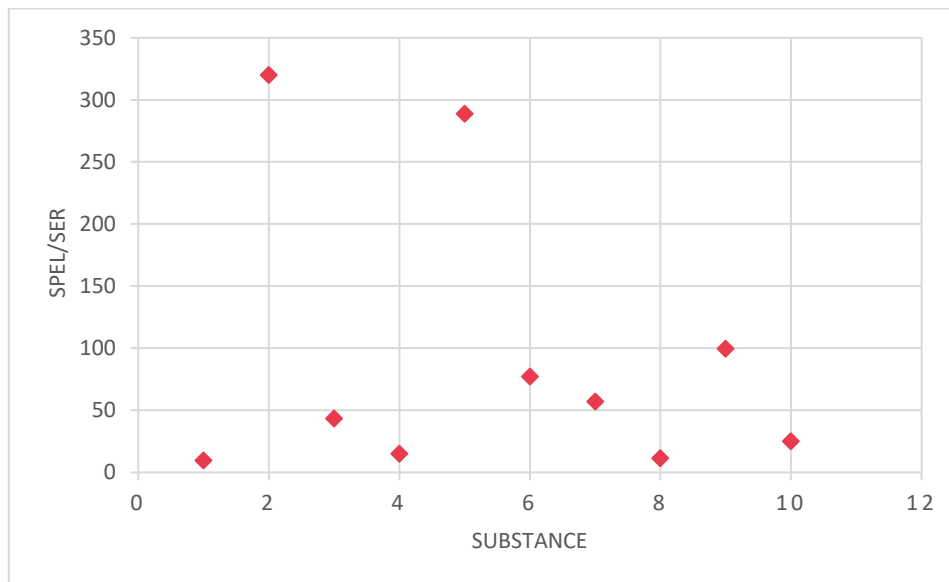


Figure 4 : ratio entre SPEL et SER pour différentes substances chimiques

Sur ces quelques exemples, il apparaît que le rapport entre SPEL et SER peut varier d'un ou deux ordres de grandeurs d'une substance à l'autre. De plus, le rapport maximal constaté sur ces exemples reste très inférieur au rapport 3000 existant entre le seuil haut et le seuil bas définis pour le volet radiologique. Enfin le SER est relatif à des effets déterministes et ne présente donc pas une équivalence sanitaire évidente avec la valeur de seuil bas retenue pour le volet radiologique. Le SER n'a donc pas été retenu comme valeur pour le seuil bas.

Pour ce qui concerne les VTR, ces valeurs ne sont pas associées à des scénarios accidentels, mais à des situations d'exposition répétées ou des expositions chroniques sur la vie entière. Le guide d'élaboration des valeurs toxicologiques de l'ANSES [9] précise qu'il faut entendre par expositions aiguës des expositions d'une durée de 1 à 14 jours, par expositions subchroniques des expositions durant de 15 jours à un an et par expositions chroniques des expositions durant plus d'un an. Ces durées d'exposition sont donc beaucoup plus longues que celles considérées dans des scénarios accidentels. En conséquence, cette solution a été rejetée.

Par souci d'homogénéité des graduations des échelles associées aux différents axes et en accord avec l'INERIS, il a été convenu de retenir un millième du seuil haut pour définir le seuil bas. Cette méthode garantit un écart fixe entre les 2 seuils du même ordre de grandeur que ceux existant pour les autres indices, quelle que soit la substance chimique considérée, et de limiter les difficultés liées à la disponibilité des données (cf. chapitre 4).

3.5. Calcul de l'indice

Ce paragraphe présente le calcul de l'indice associé à la composante chimique du déchet radioactif sur l'axe 2. La méthode de calcul est issue de la méthode appliquée à la composante radiologique, telle que présentée dans le rapport IRSN n° PSE-ENV/2018-00048 « Méthodologie et critères envisageables pour apprécier la nocivité des matières et déchets radioactifs. »

3.5.1. Calcul de l'indice Ichim par substance

La méthode consiste à retenir la même expression générale pour calculer l'indice relatif à la composante chimique pour une substance i .

$$I_{chim_i} = a \log_{10}(x_i) + b$$

La valeur de 8 est affectée à l'indice chimique lorsque la valeur de concentration correspond au SPEL. Cet indice prend la valeur de 4 lorsque la valeur de concentration correspond au millième du SPEL. On a donc les 2 équations suivantes pour la substance i :

$$\begin{aligned} 8 &= a \log_{10}(SPEL_i) + b \\ 4 &= a \log_{10}(10^{-3} \times SPEL_i) + b \end{aligned}$$

Il en résulte :

$$I_{chim_i} = 8 + \frac{4}{3} \log_{10} \left(\frac{x_i}{SPEL_i} \right) \quad (7)$$

3.5.2. Calcul de l'indice global pour l'axe 2

L'option retenue pour l'axe 3 dans le rapport IRSN sur la nocivité est reconduite dans ce rapport pour l'axe 2. Cette option consiste à retenir pour l'indice global la valeur maximale des indices calculés pour le colis de déchet radioactif. En supposant que le déchet contient n substances chimiques toxiques pour lesquelles des valeurs des SPEL ou équivalents sont disponibles, la valeur de l'indice pour l'axe 2 correspond à la valeur la plus élevée des indices radiologique et chimiques de ces n substances.

4. DISPONIBILITE DES DONNEES

Les développements présentés ci-après restent dans le cadre initial des travaux engagés par l'IRSN sur la nocivité. Aussi, seules les 13 substances chimiques considérées par l'Andra comme toxiques, agressives ou réactives dans le cadre de l'inventaire national des déchets, ont fait l'objet de recherche de données. Elles sont rappelées dans le tableau suivant.

INFORMATIONS SUR LES ÉLÉMENTS CHIMIQUES TOXIQUES

Certains éléments (ou espèces) chimiques contenus dans les déchets, sont des toxiques chimiques : ils peuvent nuire à l'homme ou à l'environnement, notamment s'ils étaient absorbés par l'homme, par ingestion ou par inhalation. Ils sont indiqués dans le tableau ci-dessous.

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

Les quantités indiquées dans les fiches familles ont été ramenées au colis unitaire. Il s'agit d'une valeur moyenne, exprimée en grammes par colis ; elle n'est pas représentative de chaque colis pris individuellement.

Tableau 2 : Substances chimiques considérées comme toxiques par l'ANDRA

Lors de la présentation du rapport faite au GP Déchets en 2020, une remarque a été faite sur l'incomplétude des substances chimiques considérées. En effet les substances organiques sont quasiment absentes de la liste des substances retenues. Ce point sera à débattre dans le cadre du déploiement de la méthode à l'ensemble des familles, l'accès aux données les plus détaillées possible devant être facilité lors de cette phase.

Pour rechercher les SPELs des 13 substances retenues par l'ANDRA, l'IRSN a utilisé le portail « substances chimiques de l'INERIS ». Seules 6 des 13 substances de la liste sont répertoriées par l'INERIS. Parmi ces 6 substances, seuls l'arsenic (sous forme d'arsine), le bore (sous forme de trifluorure), les cyanures (sous forme d'hydrure) et l'uranium (sous forme d'hexafluorure) se voient attribués une valeur de SPEL 30' selon la méthode de l'INERIS [7]. Il existe d'autres types de données toxicologiques accidentelles que les VSTAF. La démarche à suivre pour attribuer des valeurs toxicologiques accidentelles à des substances ne bénéficiant pas de VSTAF est décrite dans le guide de l'INERIS [8]. Pour résumer la démarche, deux schémas de sélection sont proposés, l'un à l'intention d'utilisateurs n'ayant pas de compétence en toxicologie (qui est une approche conservative), l'autre pour des utilisateurs ayant ces compétences. Ces 2 démarches s'appliquent quel que soit le type de seuil accidentel.

Après analyse de la partie du guide consacrée aux SELs et aux SPELs, la préconisation est de retenir pour les situations d'urgence les ERPG 3 (Emergency Response Planning Guidelines – voir encadré n°2), en l'absence de valeurs françaises. Toutefois, ces valeurs, établies pour une durée d'une heure, ne sont pas transposables à d'autres durées sans compétences en toxicologie. Aussi, ce sont les AEGL 3 (Acute Exposure Guideline Levels – voir encadré n°2) qui seront retenues dans la présente étude car elles présentent l'avantage de pouvoir être mises en œuvre sans ces compétences, ce qui est un atout important dans la perspective d'un déploiement de la méthode. Elles présentent également l'avantage d'être accessibles gratuitement. L'INERIS précise que cette façon de procéder ne permet de rendre compte que des SPEL (et non des SELs), les AEGL3 étant en outre, par définition, plus protecteurs que les SPEL (cf encadré).

Encadré n°2 : Différents seuils d'exposition en situation d'exposition accidentelle

Lors d'une étude de dangers (EDD, étude prospective du risque), l'exploitant doit définir les zones d'effet toxiques à partir des VSTAF.

En l'absence de VSTAF, c'est à l'industriel de proposer des valeurs pour les effets létaux, irréversibles et réversibles. La circulaire du 9 juillet 2008, relative aux règles méthodologiques pour la caractérisation des rejets toxiques accidentels dans les installations classées, prévoit que l'on puisse utiliser une valeur existante au niveau européen ou international comme l'indique le guide INERIS sur le choix des valeurs seuils de toxicité aiguë en cas d'absence de valeurs françaises [8]. L'industriel peut également réaliser une synthèse des études de toxicité aiguë chez l'animal et/ou l'homme pour la substance en question, à partir de données publiques ou propres à l'entreprise. Recourir à cette option nécessite de disposer de compétences en toxicologie.

D'après ce guide, les valeurs au niveau européen ou international à retenir en priorité pour les EDD mais également en situation d'accident sont les AEGL et les ERPG. D'autres valeurs sont disponibles (les IDLH et les TEEL/PAC), mais ne sont pas à utiliser en première intention sans analyse toxicologique car la qualité et la robustesse des données sources utilisées ne sont pas tracées. Ces valeurs internationales sont définies ci-dessous :

A l'adresse <https://www.epa.gov/aeql/access-acute-exposure-guideline-levels-aeqls-values#chemicals> l'Environmental Protection Agency (EPA) publie en accès ouvert les valeurs AEGL (Acute Exposure Guideline Levels pour 5 durées d'exposition (10mn, 30mn, 1h, 4h, 8h). Il existe 3 valeurs seuil d'AEGL (AEGL-1, AEGL-2, AEGL-3). Ces valeurs ont été développées pour les situations d'urgence. Il s'agit de seuils prenant en compte des facteurs de protection parfois très importants afin de protéger la population générale permettant d'inclure les personnes sensibles (nourrissons, enfants, asthmatiques, âgées...).

A l'adresse <https://www.aiha.org/get-involved/aiha-guideline-foundation/erpgs>, l'AIHA (American Industrial Hygiene Association), publie les valeurs ERPG (Emergency Response Planning Guidelines) en cas d'émission de substances toxiques pour un temps d'exposition d'une heure. Ces valeurs sont développées pour les situations d'urgence. L'AIHA définit trois seuils d'effets ERPG-1, ERPG-2, ERPG-3. La population cible n'est pas clairement définie mais concernerait en priorité les travailleurs.

A l'adresse <https://www.cdc.gov/niosh/idlh/intridl4.html>, le National Institute for Occupational Safety and Health (NIOSH) publie des IDLH (Immediately Dangerous to Life and Health) pour une durée d'exposition de 30 minutes. Ces valeurs seuils sont utilisées pour une population de travailleurs, excluant de fait les populations sensibles.

Enfin, à l'adresse https://edms.energy.gov/pac/docs/Revision_29A_Table2.pdf, Les TEEL (Temporary Emergency Exposure Limits) sont définis par le Department of Energy (DOE) comme des valeurs temporaires pour pallier l'absence d'ERPG ou d'AEGL. Ces valeurs sont définies pour une exposition d'1h et comportent également 3 niveaux (TEEL-1, TEEL-2, TEEL-3). Ces valeurs sont développées à partir des valeurs limites d'exposition professionnelles ou reprise de l'IDLH ou des ERPG, et n'englobent a priori pas les populations sensibles. A noter que les TEEL ont changé de nom en 2016 et s'appellent désormais les PAC, Protective Action Criteria. Les 3 valeurs seuils deviennent alors PAC-1, PAC-2, PAC-3.

L'INERIS établit des correspondances entre les seuils des VSTAF et les seuils des valeurs internationales : ainsi, le seuil des effets réversibles correspond à l'AEGL-1, l'ERPG-1 ou le PAC-1. Le seuil des effets irréversibles correspond à l'AEGL-2, l'ERPG-2, l'IDLH ou le PAC-2. Le seuil des effets létaux correspond à l'AEGL-3, l'ERPG-3 ou le PAC-3.

Lorsqu'il existe des VSTAF, on remarque que les valeurs présentées peuvent être supérieures voire très supérieures aux valeurs internationales (cas de l'UF₆ par exemple, voir figures 1 et 2 ci-dessous), et donc plus

permissives en terme de seuil. Cela s'explique par le fait que les valeurs américaines et reconnues internationalement type ERPG ou AEGL sont déterminées selon des méthodologies différentes de la méthodologie française pour l'élaboration des VSTAF ; de manière générale les facteurs d'incertitude appliqués sont souvent plus importants pour les seuils type AEGL/ERPG que pour les VSTAF :

- les AEGL par exemple intègrent dans les populations exposées les personnes hypersensibles, ce qui s'explique par le fait que ces seuils visent plutôt une utilisation en urgence (c'est-à-dire l'évènement survient). A l'inverse, les VSTAF intègrent la population générale en excluant les hypersensibles ce qui peut s'expliquer par le fait que ces seuils visent une utilisation dans la démarche de maîtrise de l'urbanisation (c'est-à-dire il n'est pas exclu que l'évènement survienne) ;
- la détermination des AEGL et ERPG s'appuie sur une absence d'effets (irréversibles, létaux), soit la « concentration à laquelle aucun effet irréversible ou létaux n'est observé », tandis que la détermination des VSTAF s'appuie sur l'apparition des premiers effets (irréversibles, létaux) soit la « concentration à laquelle des effets irréversibles ou létaux sont observés ».

Pour ces 2 raisons, il est recommandé, en situation accidentelle, de n'utiliser les VSTAF qu'à défaut de valeurs plus protectrices.

Concentration	Temps (min.)							
	1	10	20	30	60	120	240	480
Seuil des effets létaux significatifs – SELS · mg/m ³ · ppm	12614 876	5861 407	2923 203	1958 136	979 68	490 34	245 17	115 8
Seuil des premiers effets létaux – SPEL · mg/m ³ · ppm	7790 541	3614 251	1800 125	1210 84	605 42	302 21	144 10	72 5
Seuil des effets irréversibles – SEI · mg/m ³ · ppm	ND ND	2160 150	ND ND	720 50	360 25	ND ND	ND ND	ND ND
Seuil des effets réversibles – SER · mg/m ³ · ppm	ND ND	ND ND	ND ND	ND ND	ND ND	ND ND	ND ND	ND ND

Tableau 3 : VSTAF de l'UF₆

	10 min	30 min	60 min	4 hr	8 hr
[mg/m³]					
AEGL 1	3.6 mg/m ³	3.6 mg/m ³	3.6 mg/m ³	NR	NR
AEGL 2	28 mg/m ³	19 mg/m ³	9.6 mg/m ³	2.4 mg/m ³	1.2 mg/m ³
AEGL 3	216 mg/m ³	72 mg/m ³	36 mg/m ³	9.0 mg/m ³	4.5 mg/m ³

Tableau 4 : AEGL de l'UF₆

Le tableau ci-après rassemble les données pour les 13 substances figurant dans la liste ANDRA correspondant au scénario d'exposition retenu pour l'axe 2 (exposition d'une durée de 30 minutes). Seules les valeurs permettant l'application du guide INERIS [8] sans compétences en toxicologie sont reportées dans le tableau 5.

Eléments/substances chimiques	VSTAF (SPEL 30 ') A retenir en priorité	AEGL3 30'	Recours à des compétences en toxicologie
Antimoine (stibine SbH_3)		97 mg/m ³	x
Arsenic (Arsine)	35 mg/m ³	0,63 ppm	
Béryllium			x
Bore (Trifluorure)	3321 mg/m ³	110 mg/m ³	
Cadmium		5,9 mg/m ³	
Chrome total			x
Chrome VI			x
Cyanure (HCN)	66 mg/m ³	21 ppm	
Mercuré		11 mg/m ³	
Nickel (carbonyl)		0,32 ppm	x
Plomb			x
Sélénium (Hexafluorure)		0,33 ppm	x
Uranium (Hexafluorure d'uranium)	1210 mg/m ³	72 mg/m ³	

Tableau 5 : valeurs des seuils retenus pour les calculs d'indice de nocivité

Sur les 13 éléments chimiques qualifiés de substances toxiques par l'ANDRA, le béryllium, le chrome et le plomb n'ont ni SPEL ni AEGL 3. Lors des échanges tenus avec l'IRSN, l'INERIS a indiqué ne pas avoir de données disponibles sur les substances figurant dans la liste de l'ANDRA qui permettraient de déterminer facilement des valeurs équivalentes aux SPEL lorsque ni SPEL ni AEGL ne figurent dans la littérature.

Au stade du développement de la méthode, il n'a pas été jugé utile d'engager des travaux coûteux pour compléter les données manquantes relatives aux seuils de type SPEL. Néanmoins, afin de pouvoir conduire les applications de la méthode sur quelques exemples de familles de colis, il a été convenu d'appliquer le principe suivant : **la valeur de seuil la plus faible, parmi les substances présentes dans le colis et pour lesquels des valeurs de seuil existent, est attribuée aux substances dépourvues de valeur de seuil.** Cette approche convient dans le cadre d'un développement méthodologique qui s'appuie sur des applications à quelques familles de déchets à des fins d'illustration. Dans le cadre d'un déploiement systématique à l'ensemble des familles de déchets figurant dans l'inventaire national publié par l'ANDRA, l'IRSN considère qu'il appartiendrait aux producteurs et à l'ANDRA d'avoir une approche plus fine de la caractérisation chimique des colis et d'évaluer la nécessité d'acquérir des données toxicologiques plus complètes.

5. APPLICATION DE LA METHODE

Afin de tester le complément apporté par cette étude à la méthode présentée dans le rapport IRSN sur la nocivité [4], l'IRSN a choisi de l'appliquer sur les trois colis de déchets types déjà 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 tableau ci-après donne la masse de chacune des 12 substances d'intérêt retenues par l'ANDRA pour chacun des 3 colis (l'antimoine ne figure pas dans le tableau car aucun des 3 colis ne contient cet éléments selon les informations recueillies par l'IRSN).

Tableau 6 : Inventaire chimique pour les colis - Masse en gramme par colis

Masse du colis en g	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	

5.1. Calcul des indices par substance présente dans les colis

Pour chacun des colis, les substances chimiques qui donnent lieu à un calcul d'indice sont présentées dans le tableau 7 ci-après.

<i>substances</i>	F1-3-01 (HA)	F2-4-03 (MA-VL)	F6-9-01 (MA-VL)
<i>Pb</i>	0	7,5	0
<i>B</i>	5,5	2	0
<i>Ni</i>	9,5	9,6	8,6
<i>Cr III</i>	0	0	0
<i>Cr VI</i>	9,8	8,5	8,6
<i>Sb</i>	3,5	2,9	0
<i>Se</i>	6,6	0	0
<i>Cd</i>	6,3	3,7	0
<i>Hg</i>	0	5	0
<i>Be</i>	0	3,79	0
<i>As</i>	1,5	3,2	0
<i>U</i>	4,2	4,6	0
<i>Cn « libres »</i>	0	0	0

Tableau 7 : valeurs des indices de nocivité chimique par colis et par substance

5.2. Calcul de l'indice global

Pour mémoire, les valeurs des indices de nocivité radiologique sont rappelées dans le tableau 8.

<i>substances</i>	F1-3-01 (HA)	F2-4-03 (MA-VL)	F6-9-01 (MA-VL)
<i>t = 0</i>	12,1	8,8	1,5
<i>t = 100 ans</i>	11,7	7,7	1,5
<i>t = 1000 ans</i>	11	7,2	1,5

Tableau 8 : indices de nocivité radiologique par type de colis

En retenant la règle énoncée au paragraphe 3.5.2, l'indice global est calculé pour chacun des 3 colis.

<i>substances</i>	F1-3-01 (HA)	F2-4-03 (MA-VL)	F6-9-01 (MA-VL)
<i>t = 0</i>	12,1	9,6	8,6
<i>t = 100 ans</i>	11,7	9,6	8,6
<i>t = 1000 ans</i>	11	9,6	8,6

Tableau 9 : indices de nocivité global

Les résultats obtenus montrent que, pour le colis de déchets de haute activité, l'indice global correspond à l'indice de nocivité radiologique. Ce n'est pas le cas pour les 2 autres colis pour lesquels l'indice global correspond à l'indice de nocivité chimique.

La seconde observation est que, pour les 3 colis, l'indice de nocivité chimique est dominé par des éléments chimiques présents dans l'enveloppe des colis. Le nickel et le chrome sont abondamment présents dans l'inox

qui est le matériau constitutif de cette enveloppe. Ils confèrent à l'inox des propriétés très importantes, d'une façon générale et en particulier en matière de gestion de déchets, de ductilité et de résistance à la corrosion. Pour le nickel, l'agence européenne pour les substances chimiques a proposé en mars 2018 une nouvelle VLEP-8h de 0,03 mg/m³ pour les poussières inhalables de nickel très inférieure à la valeur actuellement retenue en France (1 mg/m³). Ces deux valeurs sont inférieures au SPEL proposé par l'US EPA (AEGL3 de 0,32 ppm [10] ou 2,2 mg/m³) pour une situation d'exposition accidentelle. Cette nocivité des métaux d'apport est d'ailleurs assez largement évoquée dans le contexte des risques dus aux soudures et fumées de soudage qui peuvent contenir des poussières de nickel et de chrome. Sur son site internet [11], l'INRS détaille les symptômes provoqués par une exposition brève à ces poussières (asthénie, nausées, céphalées, fièvres, oppression thoracique notamment)

A titre d'information, le tableau 10 présente les indices de nocivité chimique si l'enveloppe n'est pas considérée. Lorsque le chrome et le nickel ne sont plus présents dans l'inventaire des éléments chimiques considérés, l'indice global correspond alors à l'indice de nocivité radiologique quels que soient le colis et le temps de décroissance.

<i>substances</i>	F1-3-01 (HA)	F2-4-03 (MA-VL)	F6-9-01 (MA-VL)
<i>Pb</i>	0	7,5	0
<i>B</i>	5,5	2	0
<i>Ni</i>	7,5	7,6	0
<i>Cr III</i>	0	0	0
<i>Cr VI</i>	7,2	7	0
<i>Sb</i>	3,5	2,9	0
<i>Se</i>	6,6	0	0
<i>Cd</i>	6,3	3,7	0
<i>Hg</i>	0	5	0
<i>Be</i>	0	3,8	0
<i>As</i>	1,5	3,2	0
<i>U</i>	4,2	4,6	0
<i>Cn « libres »</i>	0	0	0

Il faut toutefois considérer les résultats obtenus pour les éléments chimiques avec précaution, en particulier du fait de l'absence de précision dans l'inventaire initial de la ou des formes chimiques de l'élément et, même si celles-ci étaient renseignées, de son évolution brutale au moment où la situation accidentelle se produit.

Cette étude ne remet pas en cause la pertinence de l'usage de l'acier inox pour assurer le confinement de la radioactivité. Elle met néanmoins l'accent sur le fait que, dans les études réalisées pour démontrer la sûreté des installations, la composante chimique du déchet et plus particulièrement de son enveloppe ne doit pas être ignorée. Pour rappel, les hypothèses retenues pour scénariser l'exposition au contenu du colis et de son enveloppe en cas de situation accidentelle de dispersion brutale sont les mêmes pour le volet radiologique et pour le volet chimique. Les seuils ont également été choisis de façon à représenter un niveau de danger le plus comparable possible entre les deux volets.

SYNTHÈSE

La première partie de ce rapport s'attache à présenter une méthode permettant de calculer un indice de nocivité chimique associé à un scénario de dispersion brutale. La méthode a été développée de façon à être cohérente avec la méthode de calcul d'indice de nocivité radiologique associée au même scénario développée par l'IRSN [4] de façon à ce que ces indices expriment un niveau de risque comparable. De surcroît, elle a été développée de façon à pouvoir être mise en œuvre facilement, sans avoir accès à des données toxicologiques autres que celles disponibles dans la littérature ouverte (portails INERIS et US EPA) et sans compétences toxicologiques particulières souvent nécessaires pour transposer des valeurs de seuil fournies par les organismes référents en des valeurs correspondant au scénario étudié. Les choix faits par l'IRSN présentés dans ce rapport devront être mis en discussion, par exemple dans le cadre d'une restitution de ces travaux devant le GT PNGMDR.

Pour deux des colis choisis pour exemples (enrobés bitumineux – CEA Marcoule et colis Isotopchim), les résultats obtenus montrent que l'indice de nocivité chimique est prépondérant devant l'indice de nocivité radiologique, du fait des éléments chimiques présents dans l'enveloppe du colis. Pour le troisième (colis CSD-V), c'est l'indice de nocivité radiologique qui est prépondérant. Au-delà de la comparaison entre nocivité chimique et radiologique, cette étude montre que, pour le scénario de dispersion brutale retenu (inhalation pendant une demi-heure dans un local de 32 m³), l'exposition à des éléments chimiques issus des enveloppes en inox des colis peut conduire à des niveaux d'exposition supérieurs aux SPEL. Bien que les hypothèses associées au scénario d'exposition puissent être discutées, les résultats obtenus devraient inciter à la prise en compte de la composante chimique du déchet dans le cadre de la démonstration de sûreté des installations d'entreposage en particulier.

RÉFÉRENCES

- [1] Loi n° 2006-739 du 28 juin 2006 de programme relative à la gestion durable des matières et déchets radioactifs
- [2] N° AE : 2016-036 : Avis 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] Rapport IRSN PSE-ENV/2018-00048 : Méthodologie et critères envisageables pour apprécier la nocivité des matières et déchets radioactifs
- [5] Publication 103 de la CIPR : The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection
- [6] Ministère de l’écologie et du développement durable : Guide technique relatif aux valeur de référence de seuils d’effet des phénomènes accidentels des installations classées. Octobre 2004
- [7] Méthodologie de détermination des valeurs seuil de toxicité aiguë françaises en cas d’émission accidentelle de substances chimiques dans l’atmosphère - 2007 - INERIS »
- [8] Guide INERIS N° DRC-08-94398-02798B : Guide pratique de choix des valeurs seuils de toxicité aiguë en cas d’absence de valeurs françaises - 2009
- [9] Rapport ANSES : Valeurs toxicologiques de référence Guide d’élaboration de l’Anses 2017
- [10] US EPA : Acute Exposure Guideline Levels for Selected Airborne Chemicals: Volume 6 (2007)
- [11] Dossier fumées de soudage <https://www.inrs.fr/risques/fumees-soudage/ce-qu-il-faut-retenir.html>

IRSN

INSTITUT DE RADIOPROTECTION
ET DE SÛRETÉ NUCLÉAIRE

31 av. de la division Leclerc
92260 Fontenay-aux-Roses
RCS Nanterre B 440 546 018

COURRIER

B.P 17 - 92262 Fontenay-aux-Roses

TÉLÉPHONE

+33 (0)1 58 35 88 88

SITE INTERNET

www.irsn.fr

MEMBRE DE
ETSON