



**RÉPUBLIQUE  
FRANÇAISE**

*Liberté  
Égalité  
Fraternité*

**IRSN**

INSTITUT DE RADIOPROTECTION  
ET DE SÛRETÉ NUCLÉAIRE

RAPPORT

# CODIRPA 3 – GT STRATEGIE DE REDUCTION DE LA CONTAMINATION ET DE GESTION DES DECHETS

CONTRIBUTION DE L'IRSN

PSE-ENV

Rapport IRSN N° 2022-00622

Nb. pages : 113 — Nb. pages de l'annexe : 17

## RÉSUMÉ

La présente étude a pour objectif d'alimenter les réflexions du GT « Stratégie de réduction de la contamination et de gestion des déchets » du troisième mandat du CODIRPA. Elle capitalise des éléments de bibliographie et de retour d'expérience sur les différents milieux pouvant requérir des modes de gestion particuliers à la suite d'un dépôt, sur la mise en œuvre de stratégies de réduction de la contamination et sur la gestion des déchets en situation post-accidentelle. Elle montre également l'influence, à partir de travaux de modélisation (outil dewaX), de différentes stratégies de réduction de la contamination sur les volumes de déchets générés et sur les filières de gestion de ces déchets.

### Typologie des milieux

Quatre milieux sont présentés : le milieu urbain, le milieu agricole, le milieu forestier et le milieu aquatique continental. Les milieux urbains et agricoles ayant déjà fait l'objet d'études par l'IRSN lors du précédent mandat du CODIRPA, l'accent a ici été mis sur les forêts et les milieux aquatiques continentaux.

Dans les forêts, l'évolution temporelle d'une contamination liée à un dépôt atmosphérique est relativement bien connue, notamment grâce à des travaux effectués à la suite de l'accident de Fukushima. Ainsi, deux à trois ans après le dépôt, il est estimé que près de 90 % du dépôt initial est transféré au sol, et peut être partiellement remobilisé. Différents usagers (promeneurs, chasseurs, travailleurs, etc.) peuvent ainsi être exposés suite à un dépôt dans une forêt. L'exposition externe est principalement due aux dépôts sur les arbres et sur le sol (premières années après le dépôt), ainsi qu'à divers usages de bois contaminé. L'exposition interne est principalement liée à l'inhalation de particules remises en suspension ou à l'ingestion de produits forestiers contaminés. **Les options de réhabilitation sont particulièrement limitées en forêt, car ces écosystèmes fonctionnent selon un cycle nutritionnel naturel** qui ne supporte aucun apport de fertilisants, contrairement aux sols agricoles : toute désorganisation de ce cycle par une action anthropique peut entraîner des perturbations importantes et réduire les services rendus par ces milieux (lutte contre l'érosion des sols, système purificateur des eaux qui rejoignent les nappes, puits de carbone, etc.). Les retours d'expérience des accidents de Tchernobyl et de Fukushima fournissent des exemples d'actions de réduction de la contamination en forêts (retrait de la litière, coupe de branches basses, etc.). Cependant, celles-ci s'accompagnent de difficultés opérationnelles (coûts élevés, volumes importants de déchets générés) et d'un risque de dégradation des écosystèmes. En outre, l'analyse de ce retour d'expérience montre que la mise en œuvre de ces actions ne permet pas pour autant d'atteindre un débit de dose de l'ordre du bruit de fond avant l'accident. Ainsi, dans la préfecture de Fukushima, ce type d'action n'a été mis en œuvre que dans les zones proches des habitations, dans l'objectif d'y réduire le niveau d'exposition ambiant. Aussi, **dans le cas d'un dépôt conduisant à une exposition importante en forêt, les mesures de protection des populations les plus efficaces pourraient consister à réglementer les accès aux forêts et la consommation de produits forestiers, et à réserver les actions de réduction de la contamination, telles que le retrait de la litière ou l'élagage des arbres, en priorité aux zones proches des lieux de vie.**

S'agissant des différents milieux aquatiques continentaux, ainsi que leurs usages, les eaux naturelles n'ont été considérées que lorsqu'elles sont le vecteur de contamination (transport de particules contaminées ou de radionucléides dissous qui peuvent être transférés vers d'autres matrices). Ainsi, les principaux enjeux de radioprotection autour des milieux considérés sont liés au contact avec des sédiments contaminés ainsi qu'à l'ingestion de produits de la pêche contaminés. La synthèse des travaux entrepris après les accidents de Tchernobyl et de Fukushima montre tout d'abord que **les actions de réduction de la contamination pouvant être envisagées dans les cours d'eau et les plans d'eau sont principalement des opérations de dragage de sédiments.** Cependant, ces opérations sont potentiellement complexes, notamment dans des zones peu accessibles, et leur efficacité finale n'est pas toujours significative. Par ailleurs, pour ce qui concerne les denrées issues de ces milieux (poissons et coquillages), **le retour d'expérience montre qu'outre des interdictions temporaires de pêche, il est possible de réduire la contamination des poissons d'élevage, par un apport de nourriture non contaminée,** pour les rendre consommables sans exposition significative.

### **Mise en œuvre de stratégies de réduction de la contamination en milieu urbain et en milieu agricole**

La présente étude vise notamment à estimer des ordres de grandeur de volumes de déchets qui pourraient être générés en situation post-accidentelle par l'application de différentes stratégies de réduction de la contamination et à proposer des éléments de réflexion sur la gestion de ces déchets. Le présent rapport ne formule donc pas de recommandation pour l'évolution de la doctrine post-accidentelle sur les stratégies de réduction de la contamination proprement dites, dont le bien-fondé dépend de l'appréciation de multiples facteurs.

Une stratégie de réduction de la contamination est définie par des zones de mise en œuvre des actions, un ensemble d'actions et des éléments de temporalité. Dans le cadre de l'étude, deux zones de mise en œuvre des actions ont été retenues, qui correspondent aux périmètres dans lesquels une dose totale hors ingestion supérieure à 1 mSv/an est susceptible d'être délivrée à la population, avec ou sans la zone d'éloignement (cette dernière est délimitée par une valeur de dose dépassant 20 mSv/an). Ce choix ne préjuge pas de la nécessité, en pratique, d'apprécier la mise en œuvre des actions de réduction de la contamination au regard des enjeux locaux.

Trois listes d'actions ont été sélectionnées, basées sur (i) les actions réalisées à Tchernobyl, (ii) celles menées à Fukushima et (iii) les actions conduisant à une réduction maximale de la dose ambiante. Les données utilisées pour décrire les actions (efficacité, déchets générés, etc.) sont des données moyennées, propres au contexte dans lequel les retours d'expérience de Tchernobyl et de Fukushima ont été établis. Ainsi, les résultats des modélisations effectuées constituent des ordres de grandeur et non des estimations précises.

La stratégie de réduction de la contamination basée sur le retour d'expérience de Fukushima génère beaucoup plus de déchets que les autres stratégies, principalement en lien avec le décapage des terres agricoles. La stratégie visant à maximiser la réduction de la dose ambiante conduit à moins de déchets. **Les stratégies retenues dans la présente étude soulignent ainsi l'influence du choix de la stratégie de réduction de la contamination sur le volume et la nature des déchets générés.** Un point particulier concerne la gestion de l'eau utilisée pour le lavage des surfaces, dont la collecte est complexe. Ainsi, se pose la question de l'acceptabilité d'une stratégie générant des volumes importants d'eau potentiellement contaminée, difficilement récupérable, et pouvant par conséquent contaminer les sols et les nappes.

L'exclusion de la zone d'éloignement du périmètre de mise en œuvre des actions de réduction de la contamination conduit, comme anticipé, à la diminution du volume total de déchets et de l'activité des déchets produits. La mise en œuvre des actions issues des retours d'expérience de Tchernobyl et de Fukushima conduit quant à elle à réduire la superficie de la zone d'éloignement de l'ordre de 30 % à 70 % (les territoires qui sortent de la zone d'éloignement peuvent cependant présenter des niveaux d'exposition supérieurs à 1 mSv/an, et jusque 20 mSv/an). Toutefois, le bénéfice de réduire la contamination, sur tout ou partie de la zone d'éloignement, doit être en mis en perspective avec la possibilité de reporter dans le temps ces actions, pour se consacrer aux zones pouvant être rendues habitables rapidement (hors zone d'éloignement). En effet, ce report permettrait de s'affranchir de la gestion, dans une première phase, du volume de déchets généré sur des territoires où le retour des populations ne pourrait pas systématiquement être envisagé à l'issue de la mise en œuvre des actions.

Les stratégies ont été principalement comparées en termes de déchets générés, avec l'objectif de réduire l'exposition dans les zones où la dose totale hors ingestion dépasse 1 mSv/an. Or, **d'autres critères doivent intervenir dans le choix des actions à appliquer et du lieu d'application.** Les notions d'acceptabilité et de faisabilité des actions ainsi que les effets négatifs, pouvant par exemple remettre en cause la reprise d'une activité économique (agriculture, transport, etc.), doivent également être considérés. Par exemple, le choix de labourer les terres agricoles ou de les décapage doit être basé sur divers critères, comme le volume de déchets générés ou le coût de ces actions, mais aussi la possibilité de cultiver à nouveau les terres pour obtenir des denrées commercialisables. En pratique, les actions peuvent être appliquées sur des zones plus réduites que celles retenues dans la présente étude, et de manière plus graduelle. En effet, certaines parcelles pourraient faire l'objet d'un labour ou d'un décapage, en fonction de leur niveau de dépôt, de leur distance aux habitations, des types de cultures, etc. Ainsi, il serait intéressant d'associer à chaque action des niveaux de contamination pour lesquels elle peut être appliquée efficacement. Les actions à appliquer sur l'espace bâti pourraient également dépendre de l'usage des bâtiments (écoles, entrepôts, etc.). En outre, une priorisation pourrait être établie, en traitant par exemple en priorité les lieux de vie, c'est-à-dire les milieux urbains et les zones des milieux agricoles et forestiers contribuant significativement à la dose ambiante de ces lieux de vie.

Enfin, pour aller plus loin dans la comparaison et *in fine* l'établissement de stratégies de réduction de la contamination, les calculs de volumes de déchets générés pourraient être effectués sur des zones définies plus finement, en différenciant les actions à mettre en œuvre en fonction du niveau de dépôt ou des usages. D'autres combinaisons d'actions pourraient également être proposées, puisqu'environ 120 actions issues des retours d'expérience de Tchernobyl et de Fukushima sont disponibles (*a minima* à l'échelle d'un site pilote), contre une trentaine d'actions utilisée dans la présente étude. Cependant, les estimations restent basées sur un outil de modélisation utilisant des données présentant des incertitudes qui limitent la fiabilité de la comparaison des stratégies (données parfois brutes sans mise en contexte, ou acquises dans des contextes différents en termes notamment de type de sols ou de matériaux). De façon plus générale, **il apparaît pertinent, avant la survenue d'un accident, de définir les actions de réduction de la contamination et leurs localisations les plus adaptées, sur la base d'une analyse multicritères et multi-acteurs prenant en compte une diversité de paramètres** tels que les volumes de déchets, le gain dosimétrique, le coût financier, le bénéfice écosystémique, le risque de migration des contaminations laissées en place, la faisabilité de la mise en œuvre des actions à grande échelle, leur bilan gain/détriment sur les conditions de vie dans un territoire contaminé, etc.

### **Gestion des déchets**

La nature et le volume des déchets générés en situation post-accidentelle dépendent de nombreux facteurs, notamment de la gravité de l'accident, des conditions météorologiques au moment de l'accident, des spécificités des territoires affectés ainsi que des stratégies de réduction de la contamination choisies.

Le scénario d'accident modélisé dans la présente étude et les stratégies de réduction de la contamination retenues conduisent à des volumes de déchets solides générés dépassant largement, voire très largement pour certaines stratégies, les capacités des installations utilisées habituellement pour la gestion des déchets radioactifs en France (notamment CENTRACO, le Cires et le CSA). Afin d'être en mesure de gérer les déchets générés, plusieurs pistes de réflexion, complémentaires, sont identifiées.

La première possibilité consiste à limiter le volume de déchets généré en travaillant sur les stratégies de réduction de la contamination. En effet, les stratégies retenues dans la présente étude montrent que le choix des actions de réduction de la contamination, mais également le choix des zones d'application de ces actions, influencent les volumes de déchets générés : le volume généré par la stratégie issue du retour d'expérience de Fukushima sur la zone où la dose totale, hors ingestion, dépasse 1 mSv/an est 45 fois supérieur à celui généré par la stratégie visant à réduire au plus le niveau d'exposition ambiante sur cette zone, sans la zone d'éloignement (en raison principalement d'une efficacité moindre du décapage des terres par rapport au labour, selon les données de retour d'expérience disponibles). Aussi, **les réflexions mentionnées ci-avant, en particulier sur l'affinage des zones et sur le choix des actions en appliquant une méthodologie d'analyse multicritères et multi-acteurs, pourraient permettre d'optimiser les volumes de déchets générés.** Des éléments d'optimisation pourraient ainsi être réunis en évaluant l'intérêt de réduire la contamination dans certaines zones au regard des gains en termes de radioprotection et des problématiques liées à la gestion des déchets en résultant.

La seconde possibilité consiste à anticiper, avant la survenue d'un accident, une évolution du système usuel de gestion des déchets radioactifs, qui serait adaptée et réservée au contexte post-accidentel. Plusieurs axes de travail relatifs aux différentes étapes de gestion des déchets sont identifiés dans la présente étude, et sont rappelés ci-après.

Concernant l'entreposage temporaire des déchets, l'arrêté du 3 décembre 2014 précise les prescriptions générales des installations temporaires de transit de déchets radioactifs issus d'un accident nucléaire ou radiologique (rubrique ICPE 2798). En complément, **des concepts génériques d'installations pourraient être identifiés au préalable, selon la typologie et le volume des déchets à gérer, afin de faciliter les décisions relatives à leur mise en œuvre et ainsi contribuer à minimiser les délais de prise en charge en entreposage des déchets issus des actions de réduction de la contamination.**

S'agissant du traitement des déchets, outre de nouvelles technologies pouvant être développées, la gestion d'une partie des déchets pourrait recourir au compostage ou à l'incinération. De ce fait, **des concepts génériques d'installations adaptés aux spécificités des déchets à gérer en situation post-accidentelle (volumes importants, nature variée, type de radionucléides, etc.) pourraient être développés avant la survenue d'un accident. La possibilité de convertir un ou plusieurs incinérateurs d'ordures ménagères en incinérateurs de déchets radioactifs**

**de très faible activité pourrait aussi être étudiée par anticipation**, puisqu'il faudra plusieurs années après la survenue d'un accident pour qu'une ou plusieurs installations dédiées puissent être mises en service.

Les stratégies de réduction de la contamination retenues dans la présente étude conduisent à dépasser largement les capacités des installations de stockage de déchets radioactifs existantes (Cires, CSA). Des installations de stockage dédiées à la gestion des déchets générés en situation post-accidentelle devront ainsi être construites. Dans l'attente de la construction et de la mise en service de telles installations, les déchets pourront être rassemblés et entreposés dans des installations centralisées. Aussi, ceci renvoie au **débat quant à l'opportunité d'une pré-sélection de sites, à proximité des principales installations nucléaires, pour regrouper et entreposer l'ensemble des déchets, dans l'attente de la création d'installations de stockage dédiées**. Comme pour les entreposages temporaires, **des concepts d'installations appropriés pour un entreposage centralisé pourraient également être identifiés par anticipation**. De même, concernant le stockage des déchets, **des réflexions pourraient d'ores et déjà être menées sur les concepts et les localisations d'installations de stockage**. Cependant, ceux-ci dépendront des volumes et de la nature des déchets à stocker, eux-mêmes impactés par l'éventuelle décision de recourir à un traitement des déchets ou à la libération conditionnelle d'une partie des déchets. En effet, les déchets générés sont en large majorité, voire en totalité, des déchets TFA. À cet égard, pour les déchets d'activité en-deçà de quelques becquerels par grammes et représentant des volumes importants, **la possibilité de gérer une partie de ces déchets dans des installations pour déchets conventionnels, comme des ISDD ou les ISDND, pourrait être évaluée**. À ce titre, **l'IRSN rappelle, conformément à la doctrine du CODIRPA de 2012, que des seuils de libération conditionnelle devraient être définis**. En tout état de cause, **il importe que les réflexions menées sur les concepts et les localisations d'installations tiennent compte de l'ensemble des étapes et des modes de gestion des déchets, c'est-à-dire du caractère systémique de cette gestion**.

# TABLE DES MATIÈRES

<b>1. INTRODUCTION.....</b>	<b>11</b>
<b>2. ÉTAT DE L'ART.....</b>	<b>12</b>
<b>2.1. Définition d'une typologie des milieux.....</b>	<b>12</b>
2.1.1. Milieu urbain.....	12
2.1.2. Milieu agricole.....	15
2.1.3. Forêts.....	18
2.1.4. Milieu aquatique continental.....	21
<b>2.2. Stratégies de réduction de la contamination.....</b>	<b>24</b>
2.2.1. Retour d'expérience des accidents de Tchernobyl et de Fukushima.....	24
2.2.2. Milieu urbain.....	26
2.2.3. Milieu agricole.....	27
2.2.4. Forêts.....	28
2.2.5. Milieu aquatique continental.....	29
<b>2.3. La gestion des déchets radioactifs en France.....</b>	<b>31</b>
2.3.1. Classification des déchets radioactifs.....	31
2.3.2. Exutoires.....	31
2.3.3. L'incinération des déchets radioactifs.....	32
2.3.4. Éléments sur la libération et la valorisation de certains matériaux.....	33
<b>2.4. Éléments sur la gestion des déchets conventionnels en France.....</b>	<b>33</b>
2.4.1. Les installations de stockage de déchets dangereux.....	33
2.4.2. Les installations de stockage de déchets non dangereux.....	35
2.4.3. Les installations de stockage de déchets inertes.....	36
2.4.4. L'incinération des déchets conventionnels.....	36
2.4.5. Le compostage et la méthanisation.....	37
2.4.6. La gestion des boues de stations d'épuration des eaux usées (STEU).....	38
2.4.7. La gestion des cadavres d'animaux.....	39
<b>2.5. Déchets générés et options de gestion en situation post-accidentelle.....</b>	<b>39</b>
2.5.1. Typologie des déchets et volumes associés.....	39
2.5.2. Gestion des déchets en situation post-accidentelle.....	40
<b>3. ÉTUDE DE CAS.....</b>	<b>53</b>
<b>3.1. Méthode de calcul et hypothèses retenues.....</b>	<b>53</b>
3.1.1. Calcul des volumes de déchets générés et de leur activité.....	53
3.1.2. Scénario de rejet.....	55
3.1.3. Stratégies de réduction de la contamination.....	58
<b>3.2. Résultats des simulations.....</b>	<b>65</b>
3.2.1. Productions agricoles.....	65
3.2.2. Application des stratégies de réduction de la contamination sur la zone $\geq 1$ mSv/an.....	67

3.2.3.	Application des stratégies de réduction de la contamination sur la zone $\geq 1$ mSv/an sans la ZE 20 mSv/an .....	75
3.2.4.	Comparaison des stratégies de réduction de la contamination.....	75
<b>3.3.</b>	<b>Options de gestion des déchets au regard des volumes à traiter .....</b>	<b>76</b>
3.3.1.	Cas particulier de l'eau contaminée .....	77
3.3.2.	Caractérisation des déchets .....	77
3.3.3.	Entreposage temporaire.....	78
3.3.4.	Réduction des volumes de déchets .....	78
3.3.5.	Entreposage centralisé et stockage .....	81
3.3.6.	Libération conditionnelle.....	83
<b>4.</b>	<b>CONCLUSION.....</b>	<b>85</b>
	<b>GLOSSAIRE.....</b>	<b>86</b>
	<b>RÉFÉRENCES .....</b>	<b>88</b>
	<b>ANNEXES .....</b>	<b>96</b>
	<b>Annexe 1. Le projet DEMETERRES.....</b>	<b>97</b>
	<b>Annexe 2. Exemples de contre-mesures applicables en forêt.....</b>	<b>99</b>
	<b>Annexe 3. Activité des déchets générés dans la zone <math>\geq 1</math> mSv/an .....</b>	<b>102</b>
	<b>Annexe 4. Volumes de déchets générés sur la zone <math>\geq 1</math> mSv/an sans la ZE .....</b>	<b>107</b>
	<b>Annexe 5. Activité des déchets générés dans la zone <math>\geq 1</math> mSv/an sans la ZE.....</b>	<b>108</b>
	<b>Annexe 6. Application du projet DEMETERRES.....</b>	<b>110</b>

# TABLE DES FIGURES ET DES TABLEAUX

## Figures

Figure 1 : Occupation des sols dans et autour du département du Loiret (45). .....	13
Figure 2 : Phénomène de contamination des productions végétales [13].....	16
Figure 3 : Évolution du flux moyen de dépuraction des arbres (en noir, moyenne de trois espèces, lissée sur 15 jours et en gris, données brutes pour chaque espèce) et du stock de radionucléides dans le sol (en rose) dans des forêts contaminées par l'accident de Fukushima entre mars 2011 et mars 2014. Les flux et les stocks ont été normalisés par le dépôt total en Bq/m <sup>2</sup> (d'après [22]). .....	20
Figure 4 : Illustrations d'opérations de réduction de la contamination en forêt [66]. .....	29
Figure 5 : Répartition des ISDND en France métropolitaine – Données 2019 [86].....	36
Figure 6 : Répartition des UIOM en France – Données 2016 [86].....	37
Figure 7 : La gestion des boues de STEU en France [101]. .....	38
Figure 8 : Photographies de déchets générés par des actions de réduction de la contamination dans la préfecture de Fukushima. De gauche à droite : taille, retrait d'une couche de sol, retrait d'un revêtement de route, boues séchées après traitement [55].....	40
Figure 9 : Synthèse des filières de gestion des déchets dans la préfecture de Fukushima. En bleu, le flux correspondant aux débris et déchets issus du séisme et du tsunami. En rouge, le flux correspondant aux terres et déchets issus des actions de réduction de la contamination. En orange, le flux commun aux deux types de déchets.....	43
Figure 10 : Photographies de sites d'entreposage temporaire de débris et déchets dans la préfecture de Fukushima. a) entreposage à Minamisoma [113] ; b) entreposage à Okuma [113] ; c) entreposage à Tomioka [113] ; d) entreposage à Date [112]. Les dates de prises de vues ne sont pas précisées. ....	44
Figure 11 : Réhabilitation d'un site d'entreposage temporaire [108]. .....	45
Figure 12 : Localisation et organisation de l'ISF (modifié d'après [108]). .....	48
Figure 13 : Photographie aérienne de l'ISF [108]. .....	48
Figure 14 : Principe du tri des déchets à l'ISF [124].....	49
Figure 15 : Installation d'entreposage des terres contaminées, en cours de remplissage (à gauche) et après remplissage (à droite) [108].....	49
Figure 16 : Schéma de la décharge de Tomioka (modifié d'après [125]). .....	50
Figure 17 : Champs de vent instantanés sur le territoire national entre le 12 et le 15 avril 2020.....	56
Figure 18 : Dépôt en Bq/m <sup>2</sup> à la fin des rejets pour la famille des iodes. ....	56
Figure 19 : Dépôt en Bq/m <sup>2</sup> à la fin des rejets pour la famille des radionucléides émetteurs bêta. ....	56
Figure 20 : Zone d'éloignement et zone de contrôle des productions agricoles avant commercialisation.....	57
Figure 21 : Typologie des milieux dans la zone $\geq 1$ mSv/an. ....	63
Figure 22 : Typologie des milieux dans la zone $\geq 1$ mSv/an sans la ZE.....	64
Figure 23 : Éléments de temporalité considérés dans les stratégies modélisées. ....	65

Figure 24 : Évolution temporelle de la quantité cumulée de productions agricoles solides dépassant les NMA. ....	66
Figure 25 : Évolution temporelle de la quantité cumulée de productions agricoles liquides (laits) dépassant les NMA. ....	67
Figure 26 : Volumes d'eau contaminée, de déchets solides incinérables, de terres contaminées et de déchets solides autres produits dans la zone $\geq 1$ mSv/an. ....	68
Figure 27 : Carte des dépôts avant mise en œuvre des stratégies de réduction de la contamination. ....	71
Figure 28 : Carte de la contamination restante après mise en œuvre de la stratégie issue du retour d'expérience de Tchernobyl. ....	72
Figure 29 : Carte de la contamination restante après mise en œuvre de la stratégie issue du retour d'expérience de Fukushima. ....	73
Figure 30 : Carte de la contamination restante après mise en œuvre de la stratégie réduisant au plus la dose ambiante. ....	74
Figure 31 : Localisation des installations d'incinération d'ordures ménagères autour de la zone $\geq 1$ mSv/an. ....	80
Figure 32 : Localisation des UIOM dans et autour de la zone de contrôle avant commercialisation et des quantités cumulées de déchets solides agricoles au 21 novembre 2020. ....	81
Figure 33 : Volumes de terres contaminées en fonction de leur activité pour la stratégie issue du retour d'expérience de Tchernobyl. ....	104
Figure 34 : Volumes de terres contaminées en fonction de leur activité pour la stratégie issue du retour d'expérience de Fukushima. ....	104
Figure 35 : Volumes de déchets solides incinérables en fonction de leur activité pour la stratégie issue du retour d'expérience de Tchernobyl. ....	105
Figure 36 : Volumes de déchets solides incinérables en fonction de leur activité pour la stratégie issue du retour d'expérience de Fukushima. ....	105
Figure 37 : Volumes de déchets solides incinérables en fonction de leur activité pour la stratégie visant à réduire au maximum la dose ambiante. ....	106
Figure 38 : Volume d'eau contaminée, de déchets solides incinérables, de terres contaminées et de déchets solides autres produits au sein de la zone $\geq 1$ mSv/an sans la ZE. ....	107

## Tableaux

Tableau 1 : Modèle d'occupation des sols en milieu urbain. Les données sont exprimées en pourcentage de surface de milieu urbain. ....	15
Tableau 2 : Productions agricoles modélisées dans les outils de l'IRSN. ....	17
Tableau 3 : Exemples d'actions de réduction de la contamination en milieu urbain [54][55]. ....	26
Tableau 4 : Exemples d'actions de réduction de la contamination en milieu agricole [54][55]. ....	27
Tableau 5 : Synthèse des exutoires associés aux différentes catégories de déchets radioactifs [73]. ....	31
Tableau 6 : Données sur les ISDD en France métropolitaine [88]. ....	34
Tableau 7 : Activité rejetée (en Bq) pour le scénario étudié. ....	55

Tableau 8 : Liste d'actions de la stratégie issue du retour d'expérience de Tchernobyl [54].	59
Tableau 9 : Liste d'actions de la stratégie issue du retour d'expérience de Fukushima [55].	60
Tableau 10 : Liste d'actions de la « stratégie de réduction maximale de la dose ambiante » [54][55].	61
Tableau 11 : Superficies des zones considérées.	62
Tableau 12 : Pourcentage de déchets (en volume) d'activité inférieure à 100 Bq/g, en fonction de la durée d'entreposage temporaire.	69
Tableau 13 : Main d'œuvre nécessaire pour la mise en œuvre des stratégies dans la zone $\geq 1$ mSv/an (en millions d'hommes.jours).	70
Tableau 14 : Volume de déchets solides non incinérables relevant des catégories TFA et FMA-VC générés par la mise en œuvre de différentes listes d'actions sur la zone $\geq 1$ mSv/an, sans entreposage temporaire, et rappel des capacités des installations de stockage de ces types de déchets (chapitres 2.3.2.1 et 2.3.2.2).	82
Tableau 15 : Volume de déchets solides non incinérables d'activité inférieure à 1 Bq/g, pour la mise en œuvre des trois listes d'actions dans la zone $\geq 1$ mSv/an.	84
Tableau 16 : Résultats des essais effectués à Okuma en 2017 [143].	97
Tableau 17 : Évaluation du temps passé pour des actions de réhabilitation des forêts au Japon [68].	99
Tableau 18 : Données sur les actions de réduction de la contamination en forêt, sur la base de projets pilotes menés dans la préfecture de Fukushima [55].	99
Tableau 19 : Liste de contre-mesures applicables en forêt (retour d'expérience de Tchernobyl) [63].	100
Tableau 20 : Répartition des volumes d'eau utilisés par classe d'activité.	102
Tableau 21 : Répartition des volumes de déchets solides incinérables par classe d'activité.	102
Tableau 22 : Répartition des volumes de terres contaminées par classe d'activité.	103
Tableau 23 : Répartition des volumes de déchets solides autres par classe d'activité.	103
Tableau 24 : Répartition des volumes d'eau utilisés par classe d'activité.	108
Tableau 25 : Répartition des volumes de déchets solides incinérables par classe d'activité.	108
Tableau 26 : Répartition des volumes de terres contaminées par classe d'activité.	109
Tableau 27 : Répartition des volumes de déchets solides autres par classe d'activité.	109
Tableau 28 : Facteurs de réduction de volume et de décontamination pour les quatre cas d'application du projet DEMETERRES.	110
Tableau 29 : Répartition des volumes de terres contaminées (en millions de m <sup>3</sup> ) par classe d'activité pour la stratégie issue du retour d'expérience de Fukushima, sur la zone $\geq 1$ mSv/an, sans entreposage temporaire.	110
Tableau 30 : Résultats de l'application de DEMETERRES.	111
Tableau 31 : Résultats de l'application de DEMETERRES – comparaison au seuil de réutilisation des terres fixé à 8 Bq/g. Les volumes sont donnés en millions de m <sup>3</sup> .	112
Tableau 32 : Résultats de l'application de DEMETERRES – comparaison au seuil de gestion TFA/FMA-VC fixé à 100 Bq/g. Les volumes sont donnés en millions de m <sup>3</sup> .	112

# 1. INTRODUCTION

En 2012, des éléments de doctrine post-accidentelle ont été publiés par l’Autorité de sûreté nucléaire (ASN) [1], sur la base de recommandations de différents Groupes de Travail (GT) du Comité directeur pour la gestion de la phase post-accidentelle d’un accident nucléaire (CODIRPA), dont un groupe de travail « Gestion des déchets, produits contaminés et terres contaminées » [2].

Dans le cadre du deuxième mandat du CODIRPA (2013-2018), un GT « Décontamination des territoires et gestion des déchets contaminés » a été mis en place. L’objectif de ce GT était de préciser, et le cas échéant, d’adapter les éléments de doctrine concernant la mise en œuvre des actions de réduction de la contamination et la gestion des déchets produits. À la demande de l’ASN, l’Institut de radioprotection et de sûreté nucléaire (IRSN) a effectué une analyse des retours d’expérience des accidents de Tchernobyl et de Fukushima en matière d’actions de réduction de la contamination (modalités de mise en œuvre et gestion des déchets associés). Sur la base de cette analyse, deux stratégies de réduction de la contamination ont été proposées par l’IRSN, inspirées respectivement des retours d’expérience de Tchernobyl et de Fukushima. Ces deux stratégies ont été appliquées à des scénarios d’accident, en particulier un scénario d’accident grave (niveau 6 sur l’échelle INES) avec rejet de longue durée (phase de fusion du cœur suivie de l’ouverture du filtre à sable<sup>1</sup>). Les résultats publiés en 2018 [3] montrent que les scénarios d’accident envisagés n’étaient pas majorants en termes de contamination à long terme, et par conséquent en termes de gestion de la contamination et de quantités de déchets produits. En effet, ils ne présentent pas d’émission massive de radionucléides de périodes notablement plus longues que celles de l’iode 131 sur des territoires étendus, comme cela a été observé à Fukushima (accident majeur de niveau 7 sur l’échelle INES).

Un troisième mandat du CODIRPA (2020-2024) a été engagé, au sein duquel un GT « Stratégie de réduction de la contamination et de gestion des déchets » a été mis en place (ci-après dénommé « GT »). La mission de ce GT est notamment de préciser la stratégie à mettre en œuvre « pour réduire la contamination radioactive environnementale, en tenant compte des multiples facteurs associés à celle-ci, tels que son coût financier, le gain des actions de décontamination en termes de réduction de l’exposition des populations aux rayonnements ionisants, le volume de déchets générés et leur modalités de traitement, mais également l’impact dosimétrique pour les personnes chargées de les réaliser » [4].

Dans ce cadre, par saisine référencée SAISI-DRC-2021-00283 [5], l’ASN a demandé à l’IRSN une analyse sur la gestion des déchets en situation post-accidentelle, pour un accident contaminant durablement un territoire étendu. Sur la base d’un scénario d’accident choisi en accord avec le GT, l’ASN a demandé plus particulièrement à l’IRSN :

- de décliner les conséquences associées en termes de contamination surfacique, selon une typologie des zones pouvant faire l’objet de mesures différenciées ;
- de produire une documentation sur les différentes techniques de réduction de la contamination ;
- de proposer des stratégies de réduction de la contamination, incluant la nature et l’estimation du volume des déchets générés par l’application de ces stratégies ;
- de lister des options de gestion adaptées aux différentes familles de déchets et à leur volume, en cohérence avec les orientations du Plan national de gestion des matières et déchets radioactifs (PNGMDR).

Le présent rapport a pour objectif de synthétiser les travaux effectués par l’IRSN pour répondre à la demande de l’ASN. Il est divisé en deux parties. La première partie présente un état de l’art réalisé par l’IRSN concernant la définition d’une typologie des milieux pouvant être affectés par un accident nucléaire (chapitre 2.1), les stratégies de réduction de la contamination (chapitre 2.2) et la gestion des déchets (chapitres 2.3, 2.4 et 2.5). La seconde partie est dédiée à l’étude de cas réalisée par l’IRSN, avec la présentation du scénario d’accident et des conséquences associées (chapitre 3.1.2), les stratégies de réduction de la contamination simulées (chapitre 3.1.3) et enfin la quantification des déchets générés et leur possible gestion (chapitres 3.2 et 3.3).

<sup>1</sup> Le filtre à sable permet de décompresser l’enceinte et de préserver son intégrité tout en retenant l’essentiel des produits radioactifs (lexique ASN).

## 2. ÉTAT DE L'ART

Cette partie présente des éléments de bibliographie et de retour d'expérience constituant un état de l'art dans plusieurs thèmes intéressant la mise en œuvre de stratégies de réduction de la contamination en situation post-accidentelle et la gestion des déchets associés : la typologie des milieux pouvant être affectés par un accident nucléaire (chapitre 2.1), les stratégies de réduction de la contamination (chapitre 2.2), la gestion des déchets radioactifs en France (chapitre 2.3), la gestion des déchets conventionnels en France (chapitre 2.4), et enfin les déchets générés en situation post-accidentelle et les options de gestion possibles (chapitre 2.5).

### 2.1. Définition d'une typologie des milieux

Une typologie des zones concernées par des opérations de réduction de la contamination en situation post-accidentelle est proposée dans ce chapitre. Quatre milieux d'intérêt ont été identifiés. Les milieux urbains et agricoles, qui ont déjà fait l'objet de travaux de l'IRSN (par exemple [3]), sont présentés de manière succincte. Par ailleurs, la présentation de ces deux milieux, notamment le modèle d'occupation des sols, est effectuée dans l'optique de leur modélisation dans l'outil dewaX (chapitre 3.1.1). Les forêts et les milieux aquatiques continentaux, qui n'apparaissent pas dans les travaux réalisés par l'IRSN dans le cadre du GT « Décontamination des territoires et gestion des déchets contaminés » du deuxième mandat du CODIRPA, sont présentés de manière plus détaillée.

#### 2.1.1. Milieu urbain

Le milieu urbain, ou territoire urbain, inclut l'ensemble des « territoires artificialisés » définis dans la nomenclature CORINE Land Cover [6], qui comprend plus précisément :

- les « zones urbanisées », incluant elles-mêmes le « tissu urbain continu »<sup>2</sup> et le « tissu urbain discontinu »<sup>3</sup> ;
- les « zones industrielles ou commerciales et réseaux de communication » ;
- les « mines, décharges et chantiers » ;
- les « espaces verts artificialisés, non agricoles ».

Ainsi défini, le milieu urbain comprend à la fois des villes importantes et des villes beaucoup plus modestes implantées en zone rurale. La Figure 1 présente l'occupation des sols dans le département du Loiret (45), où est situé le Centre nucléaire de production d'électricité (CNPE) de Dampierre (retenu pour l'étude de cas présentée au chapitre 3). Sur cette carte, les territoires urbains sont visibles non seulement au niveau des villes importantes telles qu'Orléans, Montargis ou Pithiviers, mais aussi au niveau d'autres villes moins peuplées ou de villages.

Cette définition du milieu urbain est celle considérée dans l'outil dewaX (chapitre 3.1.1) pour le délimiter spatialement. À l'intérieur de ces territoires urbains, un modèle d'occupation des sols moyen est appliqué (voir ci-après et Tableau 1).

<sup>2</sup> Espaces structurés par des bâtiments. Les bâtiments, la voirie et les surfaces artificiellement recouvertes couvrent la quasi-totalité du sol. La végétation non linéaire et le sol nu sont exceptionnels.

<sup>3</sup> Espaces structurés par des bâtiments. Les bâtiments, la voirie et les surfaces artificiellement recouvertes coexistent avec des surfaces végétalisées et du sol nu, qui occupent de manière discontinue des surfaces non négligeables.

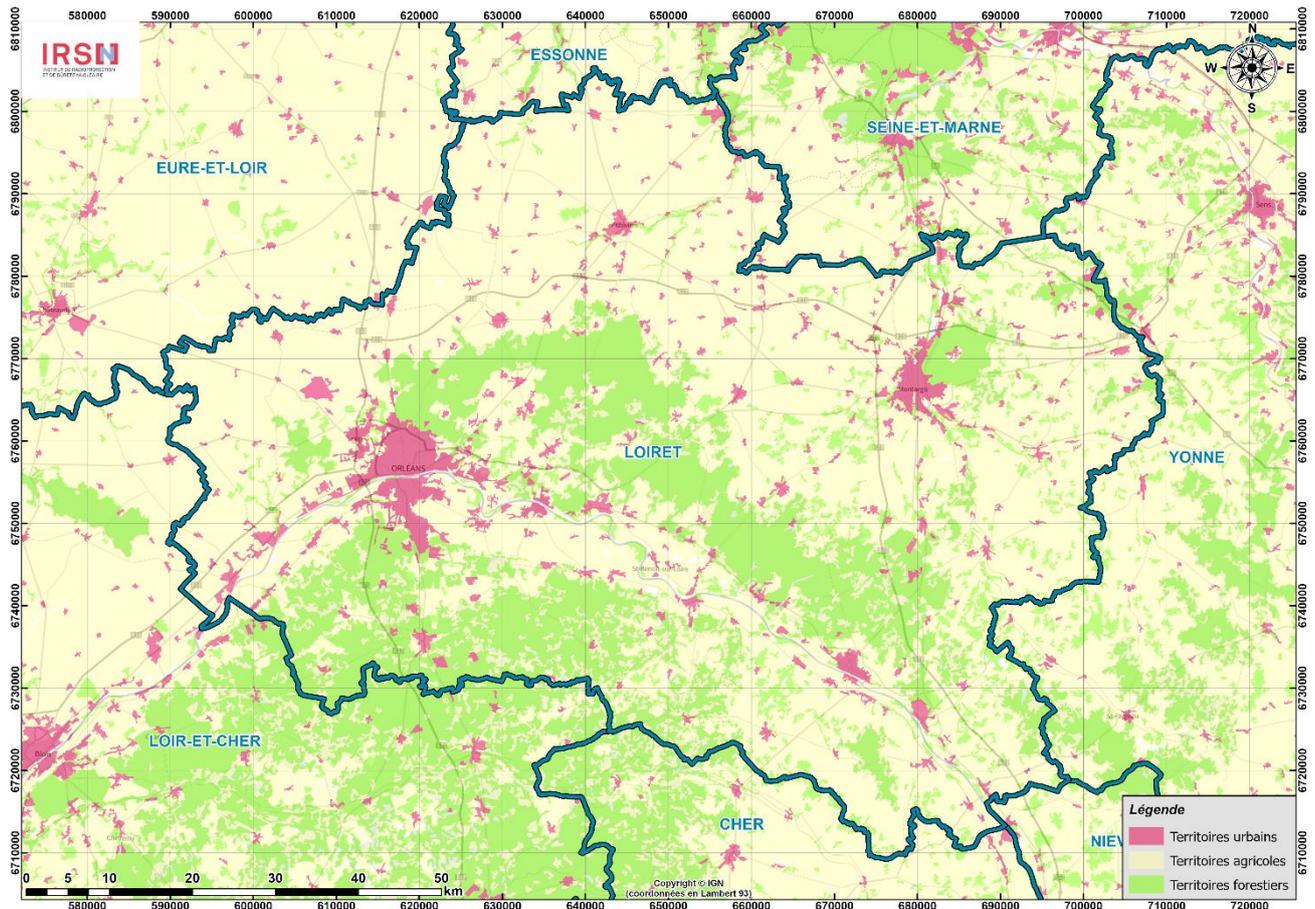


Figure 1 : Occupation des sols dans et autour du département du Loiret (45).

### Sensibilité du milieu urbain à la radioactivité

Le milieu urbain, au sens lieu de vie, est un environnement complexe de surfaces très variables, caractérisées par des propriétés spécifiques (surfaces perméables ou imperméables, etc.) qui influencent le comportement des radionucléides. La définition d'un milieu urbain et sa sensibilité vis-à-vis d'une contamination radioactive ont été largement étudiées [7], ce qui a conduit à la définition de modèles propres qui distinguent les compartiments suivants :

- les surfaces externes imperméables composées des voiries (chaussées et trottoirs), d'autres surfaces pavées et des espaces bâtis (toits, murs, fenêtres) ;
- les surfaces externes perméables ou meubles telles que les sols nus et les surfaces gazonnées. Ces surfaces sont caractérisées par une perméabilité et une rugosité plus importantes ;
- les arbres. Du fait de l'importance de la surface de captation, le dépôt sec<sup>4</sup> est plus important que sur les autres surfaces (chapitre 2.1.3).

Après un accident nucléaire, du fait de sa complexité, un espace bâti est susceptible d'être contaminé de façon très hétérogène.

<sup>4</sup> Le dépôt sec se produit lorsque l'air ambiant à proximité des surfaces de dépôt contient des aérosols radioactifs qui se déposent progressivement sur toutes les surfaces.

## Mobilisation de la radioactivité

Au-delà du dépôt, de la composition des surfaces et des conditions météorologiques au moment du rejet (dépôt sec ou dépôt humide<sup>5</sup>), le transfert des radionucléides entre les différentes surfaces dépend de nombreux phénomènes :

- le lessivage par l'eau, principalement dû à la pluie, a tendance à diminuer par ruissellement le niveau d'activité sur les surfaces externes imperméables et à concentrer les radionucléides au niveau des sols et des systèmes de drainage urbains ;
- la migration des radionucléides dans le sol avec le temps est due principalement à l'eau, à la remobilisation par les racines des plantes et aux micro-organismes du sol. L'importance de cette migration dépend de la composition des sols (matière organique, argile, etc.), de leurs propriétés physicochimiques et de leur porosité, ainsi que des propriétés physicochimiques des radionucléides déposés. Sur les surfaces imperméables, ce phénomène de migration se limite aux premiers millimètres, au niveau des fissures ;
- la remise en suspension par les mouvements d'air et les activités humaines qui occasionnent des dépôts secondaires sur les autres surfaces, comme les surfaces internes des bâtiments ;
- les flux des radionucléides entre les arbres et le sol (chapitre 2.1.3.2), notamment par la chute des feuilles.

## Modélisation du milieu urbain

Simuler par modélisation des actions de réduction de la contamination en milieu urbain nécessite de définir une « maille urbaine type » sur laquelle les actions de réduction de la contamination sont appliquées. Cette maille urbaine est formée des différentes surfaces présentées précédemment (maisons, immeubles, espaces publics et espaces verts). À l'échelle du territoire, selon leur densité de population, les communes ne présentent pas les mêmes caractéristiques (par exemple, tissus urbain continu ou discontinu). La démarche mise en œuvre est toutefois de définir un environnement urbain français moyen<sup>6</sup>.

Sur la base de diverses études de l'Institut national de la statistique et des études économiques (Insee) [8][9], de la Caisse des Dépôts relatives aux logements des Français [10] et de la fédération des agences d'urbanisme [11], un modèle moyen d'occupation des sols des milieux urbains a été établi et utilisé par l'IRSN dans le cadre d'études sur le coût d'un accident ou dans l'outil *dewaX* (chapitre 3.1.1.1). Le Tableau 1 présente les pourcentages de répartition des surfaces élémentaires en milieu urbain.

## Enjeux de radioprotection en milieu urbain

Les personnes vivant dans un territoire urbain contaminé par des rejets radioactifs sont soumises à différentes voies d'exposition : contamination interne par ingestion de denrées alimentaires produites dans les territoires contaminés, irradiation externe par les radionucléides émetteurs gamma déposés sur les surfaces, contamination interne par ingestion involontaire de particules radioactives et par inhalation de particules radioactives présentes dans le dépôt et remises en suspension.

En cas d'accident conduisant à des rejets de radionucléides, l'une des principales recommandations du CODIRPA est l'interdiction de consommation ou la recommandation de non-consommation des denrées produites localement [12]. Une fois les recommandations de bonnes pratiques alimentaires appliquées, l'exposition externe aux radionucléides déposés sur les surfaces et l'inhalation des particules déposées qui pourraient être remises en suspension constituent les principales voies d'exposition de la population résidant dans les zones contaminées. La mise en œuvre d'actions de réduction de la contamination du milieu de vie (chapitre 2.2.2) peut conduire à réduire ces niveaux d'exposition.

<sup>5</sup> Le dépôt humide se forme sur les territoires où il y a des précipitations (pluie ou neige) pendant la dispersion du panache radioactif. Il résulte du lessivage des particules radioactives ou des gaz solubles (iode) par les gouttes d'eau lors de leur trajet dans l'air.

<sup>6</sup> Dans le cadre d'une étude sur une ville donnée et sous réserve d'avoir les données nécessaires, un modèle urbain adapté pourrait être créé.

**Tableau 1 : Modèle d'occupation des sols en milieu urbain. Les données sont exprimées en pourcentage de surface de milieu urbain.**

Espace résidentiel	70 %	Maison	92,9 %	Surface bâtie	16,7 %	Toit	100 %
						Gouttière (portion horizontale)	<< 1 %
						Gouttière (portion verticale)	0 % <sup>7</sup>
				Mur et vitre extérieur	0 % <sup>7</sup>		
				Jardin	83,3 %	Surface en herbe	66,7 %
						Surface dure (pavé, béton, etc.)	16,7 %
		Surface de végétation	16,7 %				
		Bâtiment	7,1 %	Surface bâtie	25 %	Toit	100 %
						Gouttière (portion horizontale)	<< 1 %
						Gouttière (portion verticale)	0 % <sup>7</sup>
Mur et vitre extérieur	0 % <sup>7</sup>						
Jardin	75 %			Surface en herbe	33,3 %		
				Surface dure (pavé, béton, etc.)	33,3 %		
		Surface de végétation	33,3 %				
Espace vert	15 %	Surface en herbe	80 %				
		Surface de végétation	20 %				
Voirie (route, trottoir, parking, etc.)	15 %						

### 2.1.2. Milieu agricole

Le milieu agricole, ou territoire agricole, inclut l'ensemble des « territoires agricoles » définis dans la nomenclature CORINE Land Cover [6], qui comprend plus précisément :

- les « terres arables » ;
- les « cultures permanentes » ;
- les « prairies » ;
- les « zones agricoles hétérogènes ».

Cette définition du milieu agricole est celle considérée dans l'outil dewaX (chapitre 3.1.1). À l'intérieur de ces territoires agricoles, un modèle d'occupation des sols moyen est appliqué :

- 10 % de la surface du milieu agricole est constitué de routes, pourcentage basé sur des approximations moyennes de la proportion d'infrastructures de transport en milieu agricole en France ;
- 90 % de la surface du milieu agricole est constitué des « territoires agricoles » tels que définis dans la nomenclature CORINE Land Cover.

Les routes situées dans le milieu agricole ne sont pas comprises dans la nomenclature CORINE Land Cover, mais revêtent cependant une importance certaine vis-à-vis des techniques de réduction de la contamination disponibles (lavage, grenailage, décapage des routes, etc.). Les bâtiments isolés présents en milieu agricole, comme des bâtiments de ferme ou des hangars, ne sont pas identifiés dans les données utilisées pour définir les milieux urbains et agricoles, et ne sont par conséquent pas pris en compte dans la présente étude.

Sur les territoires agricoles, les productions agricoles peuvent être séparées en deux grandes catégories : les productions végétales (cultures de plein champ telles que les céréales, cultures à cycle court comme les cultures maraîchères, vignes et vergers) et les productions animales (viandes et laits).

<sup>7</sup> Les portions verticales de gouttières ainsi que les murs et les vitres sont des éléments verticaux, ne contribuant pas à l'occupation des sols en milieu urbain.

## Sensibilités des productions végétales à la radioactivité

Le dépôt direct et le transfert foliaire constituent les principales voies de contamination des parties comestibles de la plante (Figure 2). Le transfert racinaire devient prédominant dès la récolte suivante.

La sensibilité des productions à la radioactivité dépend de divers facteurs [13]. Pour le transfert foliaire, cette sensibilité dépend notamment :

- des conditions climatiques au moment du dépôt. En effet, la pluie crée un film d'eau à la surface des feuilles et à dépôt total constant, les contaminations foliaires des produits agricoles sont plus fortes pour les dépôts secs que pour les dépôts humides. En cas de forte pluie, l'eau contaminée ne peut être retenue sur les feuilles, ce qui conduit à une augmentation du dépôt au sol par lessivage ;
- du stade végétatif de la plante au moment du dépôt. En effet, lorsque la date du dépôt est proche de la date de récolte, la plante est proche de sa maturation et sa surface d'interception est plus grande.

Pour le transfert racinaire, l'importance de cette voie de contamination dépend [13] :

- du radionucléide déposé. En effet, tous les radionucléides ne sont pas retenus dans les sols ni absorbés de la même manière. L'iode migre rapidement en profondeur alors que le césium reste majoritairement en surface. Une fois dans le sol, le strontium et l'iode sont assez bien absorbés par les végétaux, tandis que le césium l'est moins bien et le plutonium l'est très peu ;
- de la nature des sols. Les sols acides, sableux ou à faible capacité d'échange sont favorables à des transferts racinaires plus élevés que les sols lourds ou argileux pour les principaux radionucléides ;
- du travail du sol. Par exemple, le labour conduit à une dilution de la contamination présente dans le sol.

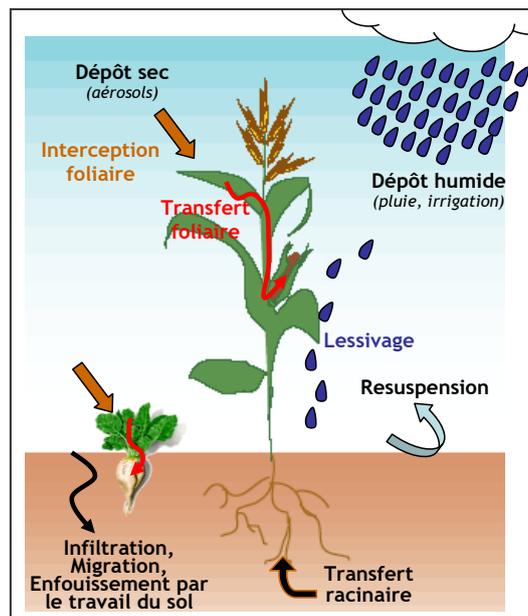


Figure 2 : Phénomène de contamination des productions végétales [13].

## Sensibilités des productions animales à la radioactivité

Les produits d'origine animale sont principalement contaminés à la suite d'ingestion d'aliments. L'inhalation et le transfert à travers la peau sont négligeables devant l'ingestion [13]. Les contaminations les plus élevées sont observées pour les animaux présents à l'extérieur pendant le passage du panache et qui consomment des denrées directement contaminées par le dépôt, dans les prairies notamment. Les animaux alimentés uniquement par du fourrage ou des aliments propres produisent de la viande et du lait destinés à la consommation humaine non contaminés.

Du fait de l'alternance entre la consommation de fourrage durant les mois d'hiver et la mise au pâturage en période estivale, des recontaminations des produits animaux peuvent être observées en période estivale, notamment en l'absence d'action de réduction de la contamination dans les prairies.

Les produits animaux consommés par l'homme ont une sensibilité différente selon les radionucléides ingérés. En effet, les radionucléides ne sont pas métabolisés de la même manière [13] :

- le césium se retrouve principalement dans la viande, le strontium dans les os et l'iode dans le lait et les œufs ;
- les bio-cinétiques de transfert, propres à chacun des radionucléides, conduisent à une contamination différée dans le temps des produits animaux. Par exemple, l'iode est rapidement observé dans le lait alors que le césium atteint sa contamination maximale dans la viande au bout d'un mois environ ;
- les radioéléments sont éliminés par les voies naturelles à des vitesses variables en fonction de leur nature et de l'animal concerné.

### Modélisation de la contamination des productions agricoles

L'IRSN dispose d'outils pour évaluer, à la suite d'un rejet d'activité, la dispersion atmosphérique des polluants, les dépôts au sol [14], ainsi que l'évolution de la contamination dans les productions agricoles [15].

Les productions végétales modélisées sont des productions utilisées pour l'alimentation animale et humaine. Elles sont listées dans le Tableau 2. À ce jour, la contamination des vignes et des vergers n'est pas modélisée. Des travaux sont en cours, intégrant notamment l'analyse du retour d'expérience de la gestion de ces productions après l'accident de Fukushima.

**Tableau 2 : Productions agricoles modélisées dans les outils de l'IRSN.**

Groupe	Productions modélisées	Descriptif de la catégorie	Principales cultures concernées
Grandes cultures	Céréales homme hiver	Céréales semées en hiver, pour la consommation humaine	Blé tendre, blé dur, seigle
	Céréales homme printemps	Céréales semées au printemps, pour la consommation humaine	Orge, blé dur, blé tendre
	Céréales animaux hiver	Céréales semées en hiver, pour l'alimentation animale (affouragement ou ensilage)	Orge-escourgeon, avoine
	Céréales animaux printemps	Céréales semées au printemps pour l'alimentation animale (affouragement ou ensilage)	Maïs, orge, avoine, sorgho
	Racines et tubercules (hors pommes de terre)	Racines et tubercules de grande culture destinées à l'alimentation humaine ou animale	Betterave
	Pommes de terre	Pommes de terre	Pomme de terre
	Oléagineux d'hiver	Oléagineux d'hiver (alimentation animale ou industrie)	Colza d'hiver
	Oléagineux printemps	Oléagineux de printemps (alimentation animale ou industrie)	Tournesol, soja
	Ensilage maïs	Maïs d'ensilage destiné à l'alimentation animale	Maïs d'ensilage
	Graines protéagineuses	Protéagineux de printemps	Pois, féverole

	Foin d'hiver	Graminées et légumineuses destinées à l'alimentation animale et fanées à l'automne	Luzerne, fétuque, dactyle
	Foin de printemps	Graminées et légumineuses destinées à l'alimentation animale et fanées au printemps	Luzerne, fétuque, dactyle, trèfle
Produits maraichers	Légumes feuille	Cultures maraîchères dont les feuilles sont consommées	Salade, chou, épinard
	Légumes fruit	Cultures maraîchères dont les fruits sont consommés	Tomate, petits pois, haricot, courgette
	Légumes racine	Cultures maraîchères dont les racines ou les tubercules sont consommés	Carotte, radis, navet
Prairie permanente	Herbe de pâture	Surfaces toujours en herbe (pâturages)	
Produits animaux	Viandes	Viandes de bœuf, de porc, de mouton et œufs	
	Laits	Laits de vache, brebis et chèvre	

Pour connaître la répartition des productions sur le territoire national et les volumes produits, les données de la Statistique Agricole Annuelle (SAA) mises à disposition par le ministère de l'agriculture<sup>8</sup> sont utilisées. Sur la base de ces données, une étude sur les rendements et les tonnages moyens des productions végétales et animales pouvant être prises en compte dans les outils de modélisation a été menée [16].

### Enjeux de radioprotection et enjeux économiques en milieu agricole

En milieu agricole, les enjeux de radioprotection [17] concernent principalement les exploitants agricoles. Leur exposition à la radioactivité déposée est essentiellement due à l'exposition externe au dépôt et à l'inhalation par remise en suspension lors des travaux de la terre. La mise en œuvre d'actions de réduction de la contamination, telles que le labour et le retrait de terre, peuvent conduire à réduire l'exposition (chapitre 2.2.3).

En situation post-accidentelle, l'un des principaux enjeux économiques porte sur la possibilité de vendre les productions agricoles animales ou végétales en respectant les normes européennes de mise sur le marché des produits contaminés à la suite d'un accident nucléaire.

## 2.1.3. Forêts

### 2.1.3.1. Description des forêts

#### Les différents types de forêts et leurs caractéristiques principales

Les forêts peuvent être classées en deux grandes familles : les forêts de conifères et les forêts de feuillus (représentant deux tiers des peuplements en France). Il existe des forêts de conifères, de feuillus ou des forêts mixtes. Les arbres de la famille des conifères portent des cônes en guise d'organes reproducteurs et ont pour la plupart un feuillage persistant. Ce feuillage, constitué d'aiguilles, est renouvelé tous les trois à six ans selon les espèces d'arbres. Cette caractéristique de persistance du feuillage est essentielle dans le cas d'un accident conduisant à un rejet de radioactivité, car la présence de feuilles ou d'aiguilles conditionne le niveau de captation d'un dépôt. Les forêts de conifères ont donc une capacité à intercepter un dépôt quelle que soit la saison à laquelle celui-ci se produit. Les arbres de la famille des feuillus ont pour la plupart un feuillage caduque, c'est-à-dire qu'ils perdent leurs feuilles l'hiver, présentant à cette période une capacité d'interception d'un aérosol bien moindre que le reste de l'année.

<sup>8</sup> [Agreste, la statistique agricole \(agreste.gouv.fr\)](http://agreste.agriculture.gouv.fr)

L'âge des peuplements est également important à considérer, car lorsqu'un arbre grandit et étale sa ramure, il augmente ses capacités d'interception des aérosols. De même, la densité d'une forêt est une caractéristique importante, car plus la forêt est dense, plus sa capacité d'interception est importante.

### La biomasse et son évolution

En France, les surfaces boisées sont importantes et augmentent continuellement depuis plus d'un siècle [18]. La forêt représente 16,9 millions d'hectares en métropole, soit 31 % du territoire métropolitain.

La forêt française est constituée en très grande majorité de forêts fermées (couvert arboré supérieur à 40 %). Les chênes constituent l'essence principale d'un tiers des peuplements forestiers (5,3 millions d'hectares). Cette surface est supérieure à celle où les conifères forment l'essence principale (4,5 millions d'hectares). Les forêts ouvertes (couvert arboré compris entre 10 % et 40 %) représentent environ 900 000 hectares situés principalement dans les Alpes, en Corse et en bordure méditerranéenne, où elles prennent notamment la forme de boisements lâches de conifères ou de garrigues et maquis boisés.

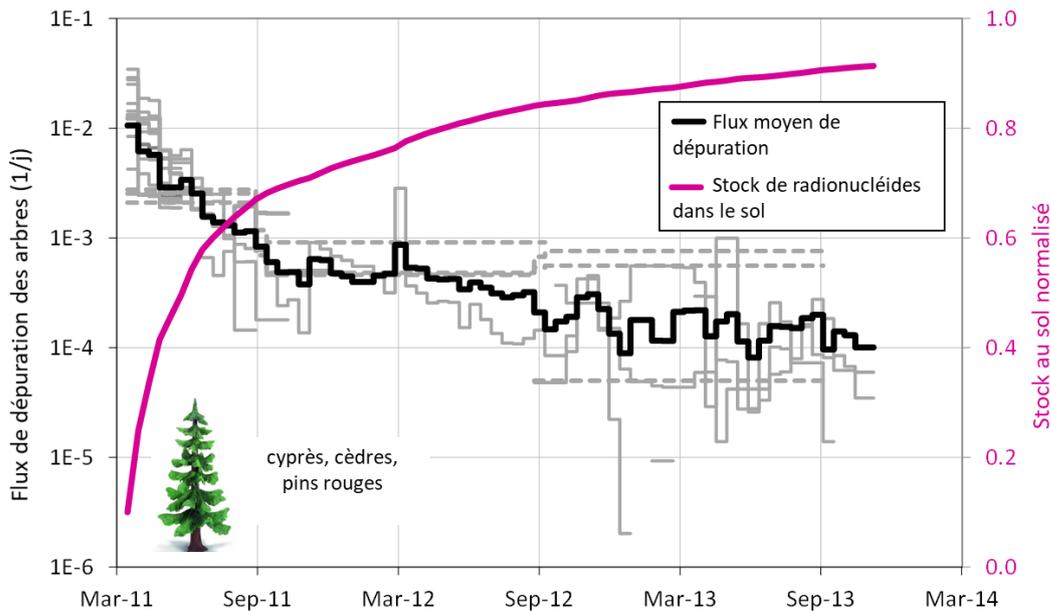
Près de la moitié des sols forestiers sont des sols bruns, une forme classique de sols évolués que l'on rencontre en zone tempérée. Ces sols accueillent les forêts ayant l'une des croissances de bois les plus élevées (6,4 m<sup>3</sup> par hectare et par an) du fait de leur fertilité. Les sols carbonatés et calciques représentent 20 % des sols forestiers. Ils portent des forêts avec une production de bois faible (3,6 m<sup>3</sup> par hectare et par an). Un troisième type de sol est bien représenté en forêt : les sols hydromorphes, qui se caractérisent par une présence d'eau temporaire ou permanente dans le sol. Ces sols alimentent les forêts ayant une production de bois parmi les plus élevées (6,4 m<sup>3</sup> par hectare et par an).

#### 2.1.3.2. Évolution temporelle type de la contamination d'une forêt par un dépôt

Comme évoqué précédemment, la captation d'un dépôt par une forêt dépend d'un certain nombre de caractéristiques intrinsèques de la forêt : la famille d'arbres, la densité de la forêt et l'âge des arbres. Cette captation dépend aussi des caractéristiques du dépôt : sa saison d'occurrence et son caractère sec ou humide, ainsi que la hauteur des précipitations dans le cas d'un dépôt humide. En effet, lors d'un dépôt humide, le niveau de précipitations conditionne la part du dépôt qui reste sur l'arbre et celle qui tombe au sol. Chaque feuille ou aiguille est caractérisée par une surface pouvant contenir une épaisseur d'eau avant que cette eau ne s'égoutte vers le sol. En ordre de grandeur, ce phénomène d'égouttage a lieu au-delà d'une pluie de 2 mm à 3 mm. Autrement dit, un dépôt humide est à son maximum contenu sur l'arbre lors d'une pluie faible (jusqu'à 3 mm). Au-delà, le dépôt au sol augmente proportionnellement à la pluie, alors que celui sur l'arbre n'augmente plus.

Une fois que le dépôt a eu lieu, les radionucléides sont initialement présents sur les surfaces extérieures des feuilles. Un phénomène d'absorption conduit au transfert de ces radionucléides à l'intérieur des feuilles ou aiguilles et progressivement à la totalité des organes de l'arbre, notamment le bois (translocation). De manière concomitante, d'autres phénomènes entrent en jeu, par le vent ou le ruissellement de l'eau de pluie sur les feuilles ou les aiguilles, les branches et l'écorce, qui viennent arracher, laver et transférer la contamination déposée à l'extérieur de l'arbre vers le sol. Enfin, la contamination des feuilles ou des aiguilles rejoint chaque année le sol lors de leur chute.

Ainsi, deux à trois ans après le dépôt, près de 90 % du dépôt total a été transféré au sol [19][20][21]. La Figure 3 illustre le flux total de dépollution des arbres, qui intervient par le ruissellement de la pluie, par l'érosion et lors de la chute des feuilles ou des aiguilles [22]. La part transférée au sol augmente très rapidement les six premiers mois après le dépôt, puis plus lentement ensuite. Une fois au sol, les radionucléides se trouvent dans les horizons les plus superficiels (litière, humus et horizons organiques), puis peuvent migrer vers des horizons de sol plus profonds. Toutefois, contrairement aux sols agricoles, les forêts se caractérisent par l'existence d'un véritable cycle nutritif du sol vers les arbres et des feuilles ou aiguilles vers le sol, ce qui conduit à des vitesses de migration plutôt lentes vers les horizons profonds des sols (du fait notamment d'une reprise de la contamination par transfert racinaire).



**Figure 3 : Évolution du flux moyen de dépuration des arbres (en noir, moyenne de trois espèces, lissée sur 15 jours et en gris, données brutes pour chaque espèce) et du stock de radionucléides dans le sol (en rose) dans des forêts contaminées par l'accident de Fukushima entre mars 2011 et mars 2014. Les flux et les stocks ont été normalisés par le dépôt total en Bq/m<sup>2</sup> (d'après [22]).**

### 2.1.3.3. Description des usages

#### Usages directs

Les forêts sont un lieu de récréation (promenade, randonnée, parcours sportifs ou accrobranche, etc.) et de circulation (vélo, voiture, engins d'exploitation forestière, etc.). Elles hébergent également des champignons, des arbustes et des animaux, autant de produits comestibles pour l'homme. Les ramasseurs de champignons, les cueilleurs de baies et les chasseurs de gibiers sont amenés à séjourner un temps relativement long dans ces forêts et à consommer les produits qui auraient pu y être contaminés.

Le bois peut être utilisé à diverses fins, soit sous forme de bois d'œuvre pour la confection de mobilier, soit comme bois pour la pâte à papier, ou encore comme bois de chauffage. Lorsque le bois est utilisé comme source de chauffage, que ce soit dans une chaufferie industrielle, dans une cheminée individuelle ou dans un poêle à bois, la radioactivité se concentre dans les cendres (activité 25 à 400 fois supérieure dans les cendres que dans le bois [23]).

#### Usages indirects

Les forêts sont considérées comme l'un des plus grands puits de carbone de la planète, car elles retiennent le carbone dans leur biomasse. Par ailleurs, la forêt assure un rôle de purificateur, en filtrant l'eau qui traverse lentement son sol avant de rejoindre les nappes phréatiques [24].

Les forêts constituent également de très bons stabilisateurs des sols de forte pente, par limitation du ruissellement et de l'érosion. En effet, le système racinaire d'une part et la canopée qui stocke une partie de l'eau des pluies d'autre part, permettent de limiter l'érosion.

### 2.1.3.4. Enjeux de radioprotection et enjeux économiques

Les voies d'exposition principales, externes et internes, sont exposées ci-après, sans toutefois préjuger du caractère significatif ou non du niveau d'exposition.

## Exposition externe

L'exposition externe concerne des populations particulières qui y sont confrontées de diverses manières.

- 1) *En milieu forestier.* Suite à un dépôt de radionucléides, la canopée, les troncs et l'écorce contribuent à l'exposition externe. Cette exposition diminue avec le temps par le transfert progressif du dépôt vers le sol. La litière et le sol contribuent également à l'exposition externe. Cette exposition diminue beaucoup plus lentement, à cause de la migration lente des radionucléides et de l'existence d'un cycle nutritionnel dans les sols forestiers. L'exposition externe concerne d'une part les promeneurs, les chasseurs, les cueilleurs et les ramasseurs de champignons, et d'autre part les travailleurs forestiers pour l'entretien, l'exploitation ou la réhabilitation des forêts.
- 2) *Dans l'environnement plus généralement.* Les cendres des cheminées des particuliers ou celles des centrales à bois contribuent à l'exposition externe lors du brûlage, mais également lors du stockage des cendres ou de leur dispersion éventuelle dans l'environnement. Du bois contaminé qui serait utilisé comme matériau de construction d'une maison ou comme ameublement peut également contribuer à l'exposition externe. Cette exposition externe concerne les particuliers et les travailleurs des chaufferies exposés aux cendres de bois (une exposition supplémentaire doit être prise en compte si les cendres sont stockées ou répandues dans la nature, voire dans un jardin potager, voir ci-dessous).

## Exposition interne

L'exposition interne par inhalation peut survenir du fait de la remise en suspension des particules radioactives du sol et plus particulièrement en cas de dépôt récent, et concerne divers usagers (travailleurs forestiers, promeneurs, ramasseurs, cueilleurs, chasseurs). L'exposition interne peut également intervenir par ingestion de produits forestiers contaminés et concerne plus spécifiquement les ramasseurs de champignons, les cueilleurs de baies et les chasseurs de gibiers [25]. Une exposition interne par ingestion de légumes et de fruits cultivés par des particuliers peut s'y ajouter si des cendres concentrées en radionucléides ont été mélangées au sol d'un jardin potager.

## Exposition secondaire et déplacée

Du fait de l'interception importante d'un dépôt et de la persistance de la contamination dans le temps, un incendie de forêt peut entraîner une contamination secondaire d'environnements divers placés sous le panache, et par conséquent une exposition secondaire. Cet impact potentiel est dépendant de l'activité stockée dans la forêt et diminue avec le temps, compte tenu de la décroissance de la contamination des canopées après le dépôt, de la migration des radionucléides dans les sols et de la période radioactive des radionucléides déposés en milieu forestier. Ainsi, plus le dépôt est conséquent et récent, plus l'exposition secondaire est importante, tout en étant dépendante également de la dispersion du panache. Cette exposition peut être décalée dans le temps (plusieurs années après le dépôt initial) et dans l'espace (en affectant des zones non contaminées lors du dépôt initial) ; c'est ce qui a été observé, par exemple, durant le printemps 2020 lors des incendies de forêts en Ukraine, autour de la centrale de Tchernobyl [26].

## Enjeux économiques

Pour donner un ordre d'idée de l'importance économique des ressources forestières, le commissariat général au développement durable indique qu'en 2018, la filière forêt-bois française mobilise près de 185 000 équivalents temps plein directs (0,7 % de la population active), que sa production atteint 49,4 milliards d'euros et que sa valeur ajoutée vaut 17,3 milliards d'euros (0,9 % du PIB) [24].

### 2.1.4. Milieu aquatique continental

#### 2.1.4.1. Description des différents types de milieux aquatiques continentaux

Le cadre de la saisine dans laquelle s'inscrit ce travail porte sur la gestion des déchets contaminés générés en situation post-accidentelle. Ainsi, les eaux naturelles (cours d'eau, lacs, etc.) ne sont considérées dans les chapitres suivants que lorsqu'elles sont le vecteur de contamination, soit en transportant des particules

contaminées *via* le transport des matières en suspension, soit en transportant des radionucléides dissous qui sont ensuite transférés vers d'autres matrices (végétaux, animaux, fixation sur des particules de sédiments ou de sols, etc.).

### Les cours d'eau

Les cours d'eau acheminent l'eau depuis une source jusqu'au milieu marin et sont en contact avec le milieu atmosphérique. Ils s'écoulent de l'amont vers l'aval en drainant un bassin versant. En situation hydrologique normale, les cours d'eau conduisent au transfert de la radioactivité associée à la phase particulaire vers l'aval, les dépôts de sédiments étant négligeables pour les débits relativement faibles. Lorsque les débits augmentent, en particulier lors des crues, en plus du transfert de radioactivité par les matières en suspension, la contamination particulaire peut s'accumuler dans des zones de dépôts sédimentaires (par exemple, rive convexe de méandre, retenue en arrière de barrage). Les zones d'accumulation peuvent s'étendre des berges, pour des crues modérées, jusqu'à la plaine d'inondation en cas de crues plus intenses [27]. Dans ces deux cas, les concentrations en radionucléides des berges ou de la plaine alluviale peuvent excéder celles observées dans les sédiments du lit du cours d'eau. Selon l'intensité des crues, la morphologie du cours d'eau et ses composantes environnementales (occupation des sols, relief, pluviométrie, etc.), les taux de sédimentation en crue varient de 1 cm/an à 10 cm/an [28][29]. Pour les cours d'eau dits intermédiaires, où l'écoulement est souterrain une partie de l'année, un léger dépôt peut se faire dans le lit de la rivière durant les périodes de plus faibles débits [30].

### Les eaux souterraines

Les eaux souterraines sont rarement affectées par le transfert et l'accumulation de sédiments, la couche de sol ou roche que traverse l'eau pour rejoindre la nappe phréatique agissant comme un filtre naturel [31]. La présence de radionucléides dans la phase dissoute (par exemple, le strontium 90) peut cependant être détectée et ceux-ci peuvent être transférés à nouveau dans le cycle de l'eau, constituant alors une source secondaire de contamination [32].

### Les entités de transition

Les entités de transition comprennent les estuaires, les lagunes et les deltas, dont le fonctionnement hydrosédimentaire spécifique les rend sensibles à l'accumulation ou au transfert de radioactivité vers un autre milieu aquatique. C'est principalement le cas des lagunes et des estuaires atlantiques, où l'accumulation de radioactivité apportée par les fleuves peut être significative à moyen et long termes. En effet, la présence d'un bouchon vaseux<sup>9</sup> peut retenir les sédiments dans l'estuaire pendant plusieurs mois avant leur évacuation en milieu marin. Les lagunes et les deltas de la façade méditerranéenne ne sont quant à eux jamais recouverts par la marée mais peuvent être inondés par des débordements fluviaux en période de crue, ce qui peut entraîner des dépôts de sédiments fins et de radionucléides ayant une forte affinité pour la fraction particulaire.

### Plans d'eau

Les plans d'eau ne sont sujets qu'à un très faible transfert (sauf cas très particulier) et l'accumulation des sédiments, potentiellement contaminés, y est plus faible que dans d'autres milieux aquatiques continentaux. Les taux de sédimentation sont en général inférieurs à 1 cm/an [33][34][35], même s'il existe des cas où des dépôts de plusieurs centimètres par an peuvent être observés (par exemple dans les bassins agricoles fortement érosifs [36][37]). La vulnérabilité des plans d'eau est dépendante de leur capacité de dilution, fonction du volume d'eau retenu.

### Zones humides

Les zones humides sont des lieux complexes qui s'apparentent à des plans d'eau, mais où la présence de végétaux peut être importante (tourbières ou marais) [38][39][40]. L'arrêté du 24 juin 2008 précise les critères de définition et de délimitation des zones humides [41]. Dans ces zones, le transfert de sédiments et leur accumulation est possible, notamment durant les épisodes de crues. Les végétaux présents (mousses et végétaux

<sup>9</sup> Les mouvements d'eau et les variations de salinité favorisent la sédimentation et l'agrégation des particules fines qui constituent le bouchon vaseux.

aquatiques) adsorbent (directement ou indirectement) la radioactivité avec une propension à l'accumuler et peuvent ainsi devenir un terme source secondaire. Les bras morts des rivières sont également des milieux humides sensibles aux crues, permettant leur remise en eau et l'apport de radioactivité par inondation [27].

#### 2.1.4.2. Description des usages

##### Usages directs

###### *Exploitation de l'eau*

L'eau des milieux aquatiques est utilisée pour de nombreux usages directs : la pêche et l'aquaculture professionnelle, la navigation professionnelle (transport de marchandises, entretien des cours d'eau, etc.) et les loisirs (pêche, chasse, navigation de loisir, tourisme et activités d'eau douce) [42][43][44].

###### *Aquaculture professionnelle*

En France, l'aquaculture est un secteur économique important, réparti en trois catégories.

- 1) *Pisciculture*. Il existe 500 sites de pisciculture en France, implantés sur tout le territoire, dans des départements de montagne, de plaine ou de littoral. En 2019, la France était le premier producteur européen de truites élevées en eau douce (35 000 tonnes, soit 90 % de la pisciculture continentale produite en France [45][46]).
- 2) *Conchyliculture*. La majorité de la conchyliculture a lieu sur la façade atlantique. Les concessions conchylicoles sont principalement situées sur les vasières estuariennes et côtières, où les apports des bassins versants favorisent le développement du phytoplancton consommé par les coquillages.
- 3) *Riziculture*. En 2018, les semis de riz couvraient 13 000 ha en France. La production de riz français s'élève à 73 300 t/an [47] et est principalement située en Camargue, où environ 500 millions de mètres cubes d'eau sont prélevés dans le Rhône chaque année, principalement au mois de mai, pour l'irrigation des rizières [48]. Cette eau est restituée au milieu naturel à la fin de l'été, dans le Rhône, dans les marais ou dans la nappe phréatique. La riziculture préserve ainsi l'écosystème naturel de la Camargue et maintient sa biodiversité.

###### *Sédiments de curages et dragages*

Les curages et les dragages<sup>10</sup> sont effectués pour évacuer les sédiments accumulés dans des ouvrages (port, retenue de barrages, canaux, etc.) ou dans le lit d'écoulement des cours d'eau ouverts à la navigation. Des curages peuvent également être réalisés pour maintenir un chenal d'écoulement des eaux en période de crue. On estime ainsi que les sédiments dragués chaque année en France s'élèvent à six millions de mètres cubes en milieu fluvial et 50 millions de mètres cubes en milieu marin dont la grande majorité, collectée en estuaire ou en port maritime, est évacuée vers le large [49]. Pour la partie fluviale, Voies Navigables de France extrait 600 000 m<sup>3</sup> de sédiments chaque année sur un réseau de 6 700 km de voies, et en valorise la majorité pour le réaménagement de carrières (remblaiement). Sur la Seine en aval de Rouen, 350 000 m<sup>3</sup> (hors estuaire) sont ainsi extraits de la partie fluviale et des zones portuaires [50].

Les sédiments dragués sont sujets à une utilisation industrielle (route, briqueterie, granulats, etc.) [51][52]. Les filières de traitement des sédiments de dragage dépendent de critères indissociables : économiques (coût acceptable), techniques (meilleure technique disponible), environnementaux (meilleure pratique environnementale) et réglementaires (conformité réglementaire). Ces critères seraient ainsi à prendre en compte pour la gestion de sédiments contaminés par des substances radioactives qui viendraient s'ajouter aux sources de pollution, souvent multiples, qui affectent déjà les sédiments fluviaux et lacustres.

<sup>10</sup> La différence entre curage et dragage tient à l'ampleur des travaux entrepris, les curages étant des opérations de moindre ampleur réalisées avec des moyens relativement modestes (parfois manuels) tandis que les opérations de dragage mettent en œuvre des outils lourds (pompe aspirante, drague, barge à clapets, etc.).

## Usages indirects

Les usages indirects de la ressource en eau sont réalisés suite à des prélèvements d'eau. Ces usages sont agricoles (irrigation des cultures, abreuvement, etc.), domestiques (utilisation d'eau potable), industriels (industrie chimique, traitement des déchets, métallurgie, etc.) et énergétiques (production d'électricité). Les usages indirects (hors production d'électricité) représentent environ 10 milliards de mètres cubes d'eau prélevés chaque année, dont 70 % en eau de surface (par opposition à l'eau souterraine) [42].

Par ailleurs, les milieux aquatiques continentaux fournissent de multiples services utiles aux équilibres naturels et aux activités humaines, par exemple [24] :

- les zones humides permettent de purifier l'eau qu'elles filtrent avant que celle-ci n'atteigne les aquifères, permettant à la société d'économiser les dépenses inhérentes au traitement de l'eau potable ;
- au plan écologique, les milieux aquatiques accueillent 30 % des espèces rares ou menacées, la totalité des amphibiens, la moitié des oiseaux ou encore le tiers des espèces végétales remarquables présentes en France métropolitaine.

### 2.1.4.3. Enjeux de radioprotection

Si l'on excepte les eaux de surface contaminées dont la gestion doit s'effectuer dès la phase d'urgence (par exemple, interdiction de consommation), l'exposition des populations est essentiellement liée à leur contact direct ou indirect avec des sédiments contaminés. Les voies d'exposition principales sont exposées ci-après, sans toutefois préjuger du caractère significatif ou non du niveau d'exposition.

#### Exposition externe

Les personnes fréquentant les zones où des sédiments contaminés ont été déposés peuvent en théorie être soumises à une exposition externe, par exemple en circulant le long des berges de cours d'eau ou en fréquentant des bases de loisirs installées en bordure de plan d'eau.

Les personnels qui travaillent à l'entretien des ouvrages (ports fluviaux, écluses, ouvrages hydroélectriques, etc.) peuvent être également soumis à une exposition externe. De même, les personnels travaillant sur des pompes en eau, soit pour l'industrie, soit pour la fourniture en eau potable, peuvent être en contact avec des sédiments contaminés qui sont piégés par les systèmes de filtration de l'eau.

#### Exposition interne

Les personnes qui consomment des produits issus de la pêche (poissons) ou de la chasse (canards, oiseaux séjournant dans les zones humides) peuvent être exposées par ingestion de denrées contaminées. Il en va de même pour les personnes qui irriguent un potager ou abreuvent des animaux pour leur propre consommation.

#### Exposition secondaire et déplacée

Les crues conduisent à la remise en suspension de particules et à leur transport vers l'aval ou vers d'autres milieux aquatiques. Ces remobilisations peuvent s'effectuer durant de nombreuses années après la survenue d'un accident. À titre d'exemple, en France, on retrouve dans les cours d'eau des radionucléides issus des retombées atmosphériques de l'accident de Tchernobyl plus de 30 ans après [53]. Ainsi, les voies d'exposition précitées peuvent perdurer de nombreuses années ou être réactivées à l'occasion d'événements hydrologiques particuliers (par exemple, les chasses de sédiments piégés en arrière des barrages implantés sur les fleuves).

## 2.2. Stratégies de réduction de la contamination

### 2.2.1. Retour d'expérience des accidents de Tchernobyl et de Fukushima

Une analyse de la gestion des accidents de Tchernobyl et de Fukushima a été réalisée par l'IRSN dans le cadre du GT « Décontamination des territoires et gestion des déchets contaminés » du deuxième mandat du CODIRPA, notamment dans l'objectif d'en tirer un retour d'expérience en termes de stratégie de gestion des territoires,

d'actions de réduction de la contamination et de gestion des déchets associés [3]. Les principaux éléments de cette analyse sont rappelés ci-après.

### Éléments de retour d'expérience de l'accident de Tchernobyl (mai 1986)

Un premier zonage a été mis en place en juillet 1986, basé sur les niveaux de contamination du sol en césium 137. Quatre zones ont ainsi été délimitées : la zone interdite, la zone de relogement obligatoire (ces deux zones constituant la zone d'exclusion), la zone de relogement volontaire et la zone de contrôle radiologique. En 1991, la définition de ces quatre zones a été modifiée pour prendre en compte une nouvelle limite d'exposition annuelle ajoutée des populations, fixée à 1 mSv/an.

Dans la zone d'exclusion, les actions de réduction de la contamination ont été menées dans l'urgence entre 1986 et 1987, notamment pour améliorer la protection radiologique des intervenants sur le site du réacteur accidenté. Celles-ci ont principalement consisté à collecter des équipements métalliques, à retirer le bitume des routes ou encore les premiers centimètres de sols.

En dehors de la zone d'exclusion, les actions de réduction de la contamination ont porté sur les milieux bâtis et agricoles. Il s'agit principalement d'actions de retrait de supports contaminés (décapage de sols, remplacement de toits, récupération de filtres, etc.) et de réduction des sources d'exposition (lavage des façades, goudronnage des voies, labours, etc.). Dans les années 2000, dans le cadre des programmes européens STRATEGY et EURANOS, les différentes actions de réductions de la contamination mises en œuvre ont été étudiées, ce qui a conduit à la réalisation de fiches relatives aux actions de réduction de la contamination [54].

### Éléments de retour d'expérience de l'accident de Fukushima (mars 2011)

La gestion des territoires touchés a été effectuée au travers de la mise en place de zonages, qui ont évolué au cours de trois phases :

- 1) De mars 2011 à décembre 2011 : mise en place de mesures de protection des populations en situation d'urgence (par exemple, évacuation et relogement), jusqu'à l'atteinte des conditions d'un arrêt à froid des réacteurs.
- 2) De décembre 2011 à décembre 2013 : établissement d'un zonage basé sur l'estimation de doses prospectives sur l'année suivant l'accident. Deux zones sont distinguées :
  - la *Special decontamination area* (SDA), qui regroupe l'ensemble des territoires évacués et où la dose annuelle estimée peut dépasser 20 mSv la première année. Dans cette zone, la décontamination et la gestion des déchets sont du ressort du ministère de l'Environnement japonais ;
  - l'*Intensive contamination survey area* (ICSA), qui comprend les communes pour lesquelles la dose annuelle estimée est comprise entre 1 mSv et 20 mSv (dose ajoutée au bruit de fond). La mise en œuvre de stratégies de réduction de la contamination et la gestion des déchets relèvent de la responsabilité des 99 municipalités incluses dans cette zone.
- 3) À partir de 2014 : premières levées des ordres d'évacuation.

Les stratégies de réduction de la contamination ont été mises en place dans le cadre de la loi *Act on Special Measures*, promulguée en 2011<sup>11</sup>. Avant de mettre en place les actions de réduction de la contamination à grande échelle, des projets pilotes ont été menés par *Japan Atomic Energy Agency* (JAEA) sur 16 sites entre septembre 2011 et juin 2012. Ces projets avaient principalement pour objectifs d'évaluer la faisabilité et l'efficacité de différentes actions, mais également de quantifier leurs coûts, les temps de travail associés et l'exposition des intervenants, ou encore les quantités de déchets générés. Les résultats de ces projets sont présentés dans un rapport de JAEA, comprenant notamment des fiches décrivant de manière détaillée les actions de réduction de la contamination mises en œuvre dans les milieux urbains, les milieux agricoles et les forêts [55].

<sup>11</sup> Act on Special Measures concerning the Handling of Environment Pollution by Radioactive Materials Discharged by the NPS Accident Associated with the Tohoku District - Off the Pacific Ocean Earthquake That Occurred on March 11, 2011.  
[http://iosen.env.go.jp/en/framework/pdf/special\\_act.pdf?20130118](http://iosen.env.go.jp/en/framework/pdf/special_act.pdf?20130118)

## Comparaison des retours d'expérience des accidents de Tchernobyl et de Fukushima

La stratégie de réduction de la contamination mise en œuvre à la suite de l'accident de Tchernobyl a favorisé les techniques minimisant la production de déchets, alors que celle mise en œuvre à Fukushima a privilégié des critères radiologiques et socio-culturels, indépendamment du coût associé. Ainsi, une approche différente a été mise en œuvre en particulier dans les zones agricoles : autour de Tchernobyl, le labour a été privilégié, alors qu'à Fukushima, le retrait de la première couche de sol a été préféré, ce qui s'est traduit par une quantité importante de terres à gérer. De plus, la SDA a été décontaminée afin de permettre un retour des populations. Au contraire, la zone d'exclusion de Tchernobyl n'a pas fait l'objet d'actions allant dans ce sens.

Les éléments de retour d'expérience détaillés sur les actions de réduction de la contamination mises en œuvre dans les territoires touchés par les accidents de Tchernobyl [54] et de Fukushima [55] montrent que ces actions présentent de larges gammes d'efficacité, dépendant par exemple des matériaux sur lesquelles elles sont appliquées, des radionucléides présents, des niveaux de contamination initiaux, etc., ce qui est par exemple illustré par les plages de facteur de décontamination dans le Tableau 3. Ces éléments de retour d'expérience sont, pour partie, intégrés à l'outil *dewaX* (chapitre 3.1). Les actions mentionnées provenant d'études plus récentes, n'ayant pas nécessairement été mises en œuvre *in situ*, ne sont pas intégrées dans l'outil.

### 2.2.2. Milieu urbain

Le Tableau 3 présente quelques exemples d'actions de réduction de la contamination en milieu urbain, issus des retours d'expérience des accidents de Tchernobyl et de Fukushima.

**Tableau 3 : Exemples d'actions de réduction de la contamination en milieu urbain [54][55].**

Retour d'expérience	Type d'actions	Efficacité	Déchets générés
Fukushima	Lavage des murs et des toits	Facteur de décontamination <sup>12</sup> de 1 à 5	Boues en quantité diverse, poussières, eau (collectée)
Tchernobyl	Lavage des murs et des toits	Facteur de décontamination de 1,3 à 7	Poussières et eau
Tchernobyl	Retrait et remplacement des surfaces	Retrait de presque toute la contamination	Gravats, asphalte, tuiles, pavés (quelques dizaines de kg/m <sup>2</sup> )
Fukushima	Lavage des routes	Facteur de décontamination de 1 à 15	Boues en quantité diverse, poussières, eau
Fukushima	Traitement lourd des routes (grenaillage, sablage, retrait)	Facteur de décontamination de 3 à 20	Poussières (2 L/m <sup>2</sup> à 3 L/m <sup>2</sup> ), asphalte
Tchernobyl	Lavage des routes	Facteur de décontamination de 5 à 7 pour un dépôt sec	Poussières et eau
Tchernobyl	Fixation de la contamination sur les routes	Pas de contamination retirée ; Dose $\beta$ réduite de 45 % à 90 % ; Pas d'efficacité sur la dose $\gamma$	Eau, poussières, sable (quelques kg/m <sup>2</sup> )
Fukushima	Décapage dans les parcs et les jardins	Facteur de décontamination de 1,1 à 10	Végétation, gazon, graviers, terre (20 L/m <sup>2</sup> à 40 L/m <sup>2</sup> )
Tchernobyl	Recouvrement des surfaces dans les parcs et jardins	Pas de contamination retirée ; Dose $\beta$ réduite à 0 ; Dose $\gamma$ réduite de 30 % à 80 %	Pas de déchet généré

Quelques publications portant sur les actions de réduction de la contamination en milieu urbain ont été publiées récemment. Par exemple, une revue des technologies permettant de limiter le transfert des contaminants des routes et de leurs abords vers l'environnement compare diverses techniques issues des retours d'expérience de Tchernobyl et de Fukushima (lavage, brossage, pose d'un nouveau revêtement, etc.) [56]. Cette revue souligne que pour le césium 137 et le strontium 90, les efficacités des méthodes usuelles sont en général inférieures

<sup>12</sup> Le facteur de décontamination est défini comme le rapport entre l'activité avant et après mise en œuvre d'une action de réduction de la contamination.

à 50 %. Enfin, le retour d'expérience de Fukushima montre que les méthodes de décontamination physiques (lavage à l'eau haute pression, abrasion des surfaces, etc.) sont plus simples à mettre en œuvre sur de grandes étendues que les méthodes chimiques (lavage à basse pression avec adjuvants, application d'un gel fixant les radionucléides, etc.), bien qu'elles puissent présenter des risques liés par exemple à la dissémination de poussières lors des travaux. Par ailleurs, une revue des solutions de lavage des surfaces bétonnées et des sols contaminés par du césium 137 a également été publiée [57]. Celle-ci compare diverses solutions de lavage, avec notamment différents sorbants. Enfin, le procédé IWATERS (*integrated wash aid treatment emergency reuse system*) est présenté en détails dans [58]. L'étude est centrée sur le traitement des eaux résultantes du lavage de strontium, césium et europium sur des surfaces diverses (béton, asphalte, brique). Des sels (KCl, NH<sub>4</sub>Cl) sont également dissous dans les solutions de lavage pour améliorer leur efficacité. Ce procédé permet de limiter la quantité d'eau contaminée par rapport à des procédés de lavage usuels, car l'eau est traitée sur place par les matériaux absorbants (sable, argile, etc.).

### 2.2.3. Milieu agricole

Le Tableau 4 regroupe les principales actions de réduction de la contamination en milieu agricole, issues des retours d'expérience des accidents de Tchernobyl et de Fukushima.

**Tableau 4 : Exemples d'actions de réduction de la contamination en milieu agricole [54][55].**

Retour d'expérience	Type d'actions	Efficacité	Déchets générés
Fukushima	Décapage des terres	Facteur de décontamination entre 1,3 et 3,3	Terres (30 L/m <sup>2</sup> à 80 L/m <sup>2</sup> )
Fukushima	Débroussaillage, tonte	0 (végétaux retirés peu contaminés car ayant poussé après les dépôts)	Végétaux (9 L/m <sup>2</sup> à 12 L/m <sup>2</sup> )
Tchernobyl	Labour, inversion de sol	Pas de contamination retirée ; Dose β presque réduite à 0 ; Dose γ réduite de 50 % à 90 %	Pas de déchet généré

D'autres techniques que le labour ou le retrait de la première couche de sol sont mentionnées dans la littérature récente [59]. Par exemple, des plantes ayant la capacité d'extraire et de concentrer le césium peuvent être semées. Cependant, cette technique ne s'avère pas très efficace (fixation forte du césium aux particules d'argile du sol) et pose la question de la gestion des plantes contaminées. Une autre technique consiste à retirer la couche superficielle de sol et à la remplacer par une couche de granite concassé, qui est ensuite mélangée au sol sous-jacent ; la fertilité des sols ainsi remaniés reste à étudier. Enfin, l'effet de l'ajout de zéolite ou de vermiculite dans les sols sur le transfert de césium vers des plantations de riz a été étudié [60]. Cette technique, bien qu'efficace pour retirer du césium présent dans l'eau, ne s'avère pas efficace pour décontaminer les milieux agricoles.

Divers projets sont également en cours. À titre d'exemple, le projet DEMETERRES (DEveloppement de Méthodes bio- et Eco-Technologiques pour la Remédiation Raisonnée des Effluents et des Sols) vise à développer un ensemble de technologies innovantes de remédiation des sols et des effluents contaminés par du césium et du strontium, en appui à une stratégie de réhabilitation après un accident nucléaire, sur la base du retour d'expérience de l'accident de Fukushima. L'une des technologies porte sur le traitement de terres par mousse de flottation en colonnes, afin de retirer la phase porteuse principale du césium [61]. Cette technique permet de séparer les plus petites particules d'argile, qui contiennent le césium de façon sélective, des plus grosses particules, très faiblement ou non contaminées, qui sédimentent et sont recueillies en bas de colonne dans l'eau. Une description plus détaillée du projet est proposée dans l'Annexe 1. Le Commissariat à l'énergie atomique et aux énergies alternatives (CEA) a par ailleurs précisé lors de la réunion du GT « Stratégies de réduction de la contamination et gestion des déchets » du CODIRPA du 9 mai 2022 que le projet DEMETERRES se poursuit (projet DEMETERRES MOUSSE) et que les résultats d'efficacité présentés précédemment par le CEA, lors de la réunion du GT du 6 mai 2021 [62], devraient être validés d'ici deux à trois ans.

## 2.2.4. Forêts

### 2.2.4.1. Retour d'expérience de l'accident de Tchernobyl

Les options de réhabilitation sont particulièrement limitées en forêt car ces écosystèmes fonctionnent selon un cycle nutritionnel naturel qui ne nécessite aucun apport de fertilisants, contrairement aux sols agricoles : toute désorganisation de ce cycle par une action anthropique peut entraîner des perturbations importantes. De plus, la présence de racines superficielles et massives rend difficile les opérations de labour. Une liste des contre-mesures applicables en forêts a été proposée en Ukraine après l'accident de Tchernobyl [63] et est donnée dans l'Annexe 2. Quelques exemples de techniques sont détaillés ci-après :

- la récupération des litières est une opération qui, pour réduire l'exposition, doit être réalisée très rapidement après le dépôt, avec une exposition des travailleurs et des volumes conséquents de déchets à gérer ;
- il est possible de couper totalement les arbres et de replanter. Les volumes de déchets générés sont importants, ainsi que l'exposition des travailleurs ;
- l'ajout d'engrais potassiques ou de chaux à des sols forestiers permet de réduire le transfert racinaire, mais doit se faire avec précaution. Par exemple, l'apport de potassium réduit le transfert aux végétaux par sa mise en compétition avec le césium 137. Cependant, les sols forestiers sont constitués de plusieurs couches de sol (litière, humus et horizons organiques, horizons minéraux du sol) et les fertilisants peuvent perturber l'équilibre écologique des sols forestiers. Ainsi, les effets potentiels négatifs sont nombreux (contamination de la nappe phréatique, réduction de la biodiversité, etc.). Il est toutefois possible de donner quelques indications générales de traitements des sols forestiers selon leurs caractéristiques [64]. Par exemple, pour des sols argileux avec un haut potentiel de fixation du césium et des horizons organiques épais, des engrais potassiques peuvent être appliqués. Pour des sols acides, pauvres en minéraux argileux, avec des horizons organiques épais, il est possible d'appliquer des argiles minérales (bentonite), de labourer les horizons organiques des sols, ou d'appliquer une fertilisation potassique et un chaulage.

Les difficultés opérationnelles de mise en œuvre et les coûts associés (en termes d'efficacité pour réduire la contamination, de doses aux travailleurs et de coûts financiers) sont tels qu'en forêt ukrainienne, généralement, peu de mesures ont été prises [65]. Ainsi, dans le cas d'un dépôt qui conduirait à une exposition externe élevée en forêt, les mesures de protection des populations les plus efficaces consisteraient probablement à réglementer les accès aux forêts ainsi qu'à surveiller la contamination des produits forestiers pour procéder à leur interdiction éventuelle de consommation [63].

### 2.2.4.2. Retour d'expérience de l'accident de Fukushima

De nombreux programmes de réhabilitation ont été mis en place au Japon dans les territoires évacués après l'accident de Fukushima, afin de permettre le retour des habitants. Une expérience pratique a été menée dans la ville d'Okuma (zone d'Ottozawa, 17 ha, préfecture de Fukushima), achevée en mars 2012 [66]. La décontamination de la zone a concerné des parties urbanisées, des sols agricoles et des parcelles plantées d'arbres. Sur la partie boisée, une première étape a consisté à retirer tous les résidus de bois, de branches et d'aiguilles, ainsi que la litière (Figure 4). Dans une deuxième étape, la couche supérieure de l'humus a été retirée sur une épaisseur de 2 cm à 3 cm. Le débit de dose mesuré à 1 m, avant et après réhabilitation, est passé de 137  $\mu\text{Sv/h}$  à 63  $\mu\text{Sv/h}$ , soit une réduction d'environ 50 %. Cependant, si l'on compare le débit de dose après réhabilitation au bruit de fond initial estimé<sup>13</sup> à 0,23  $\mu\text{Sv/h}$ , les travaux forestiers réalisés dans cette expérience n'ont pas permis d'abaisser le débit dose à un niveau proche du bruit de fond initial. De plus, comme rappelé par l'Agence internationale de l'énergie atomique (AIEA), ce type d'action, qui consiste à mettre à nu les sols forestiers, s'accompagne potentiellement d'une dégradation du milieu forestier (renforcement des phénomènes d'érosion, redistribution et migration possible des radionucléides hors des forêts, etc.) [67].

<sup>13</sup> Le bruit de fond initial n'est pas connu, mais comme repère il a été considéré au Japon qu'une exposition de 1 mSv/an correspondait à un débit de dose horaire dans cette zone de 0,23  $\mu\text{Sv/h}$  (hors radioactivité naturelle).

Des ordres de grandeur du temps passé pour des exemples de réhabilitation de forêts sont donnés par le ministère de l'Environnement japonais [68] et présentés dans l'Annexe 2. La réduction du débit de dose est estimée à environ 50 % pour les opérations de coupes de branches basses, de retrait du bois mort et des trois premiers centimètres d'humus. Les matières retirées ont été emballées dans des sacs plastiques solides d'environ 1 m<sup>3</sup> (*big bags*). Ces sacs ont été ensuite entreposés en bordure des champs puis repris et transférés vers le centre d'entreposage centralisé mis en place autour de la centrale de Fukushima (*interim storage facility*, chapitre 2.5.2.4). Des essais de réduction du volume des déchets, par séchage et fermentation à haute température, n'ont été conduits qu'à l'échelle du laboratoire [68].



Photo courtesy of: JAEA



Photo courtesy of: Date City

**Figure 4 : Illustrations d'opérations de réduction de la contamination en forêt [66].**

## 2.2.5. Milieu aquatique continental

### 2.2.5.1. Cours d'eau, plans d'eau et zones humides

Pour rappel, la gestion des eaux libre n'est pas considérée dans la présente étude. Les retours d'expérience étudiés ne fournissent que peu d'éléments sur les options de gestion retenues en milieu aquatique continental. En première analyse, la principale méthode de décontamination des cours d'eau et des plans d'eau, et *a fortiori* la plus génératrice de déchets, consisterait à draguer les sédiments pour les retirer du milieu et permettre leur valorisation ou leur stockage, selon leur niveau de contamination. Ce type d'intervention a été mené suite à l'accident de Tchernobyl avec assez peu d'efficacité [31]. Au Japon, le système fluvial n'a pas fait l'objet de travaux de réhabilitation à grande échelle, car la surveillance des niveaux de radioactivité de l'eau a montré une diminution rapide de ces niveaux (hors période de crue) [67]. Dans la préfecture de Fukushima, les sédiments contaminés n'ont été dragués que lorsque les berges des plans d'eau étaient utilisées de manière récréative et dans les rizières [69] (chapitre 2.2.5.2). Pour les autres plans d'eau, aucune action n'a été entreprise, l'eau limitant le débit de dose en surface. De plus, le dragage doit être effectué régulièrement si l'apport de sol contaminé est continu. Il convient donc, pour faciliter les opérations de décontamination des milieux aquatiques, de limiter au maximum l'apport par érosion des sols. Ainsi, au Japon, la contamination des cours d'eau a fortement diminué au cours du temps car les milieux agricoles ont été décapés sur plusieurs centimètres d'épaisseur et sur de vastes étendues : après quelques années, les particules arrachées aux sols puis transportées vers les cours d'eau ne provenaient plus que des horizons de sols les plus profonds, non impactés par les retombées de l'accident [70]. Cet élément souligne l'importance d'élaborer les stratégies de réduction de la contamination à l'échelle du bassin versant, afin de limiter les transferts de contamination [59].

Des travaux réalisés en Ukraine sur la Prypiat et le Dniepr montrent que la construction de digues pour limiter l'apport par érosion fonctionne, mais pas systématiquement [31]. En effet, ce système a été jugé efficace pour limiter les apports de strontium 90 durant les épisodes de crues printanières qui ont suivi l'accident [31]. D'autre part, la majorité de la radioactivité étant transportée par les particules les plus fines, il est important de s'assurer du retrait de ces particules et non de leur mise en suspension lors des opérations de dragage. Ainsi, à Tchernobyl, des travaux ayant pour objectif de piéger les sédiments de fond se sont montrés peu efficaces, car les particules fines n'étaient pas retenues et une fraction non négligeable de la contamination était également présente dans la partie liquide [31]. Pour les plans d'eau complexes à draguer, il est possible de réduire la contamination des

sédiments en ajoutant, par exemple, de la zéolite ou des sédiments non contaminés [31]. Cette technique, non testée en conditions réelles, comporte cependant des limites : coût, difficulté de mise en œuvre pour les grands réservoirs, renouvellement de l'opération après chaque contamination secondaire (en général après les épisodes de pluies ou de crues intenses).

Pour les zones humides, il est possible d'extraire les sédiments, les sols et les végétaux contaminés. Cependant, s'agissant généralement de zones protégées à fort intérêt environnemental (réserve de biodiversité, puits de carbone, etc.), leur destruction pourrait être plus préjudiciable que leur maintien en l'état. De plus, ces zones sont généralement préservées de l'homme, même au niveau récréatif, ce qui limite les expositions.

Ainsi, si le procédé de dragage est déjà utilisé dans de nombreux milieux aquatiques sur le territoire pour diverses raisons, c'est une solution qui peut être difficile à mettre en œuvre selon la configuration du milieu aquatique (accès au site, navigabilité, etc.). Par ailleurs, cette solution ne permet ni l'assainissement du réservoir si l'on se situe en arrière d'un barrage, ni une évacuation totale hors du système aquatique de l'ensemble des sédiments contaminés. Il conviendrait donc d'évaluer au cas par cas l'intérêt ou non de draguer les sédiments, en tenant compte des autres contraintes liées aux opérations de dragage et de curage (y compris écologiques).

### 2.2.5.2. Aquaculture et riziculture

En conchyliculture, les pollutions des huîtres et des moules par des bactéries conduisent à une interdiction de pêche et de consommation, et non à une destruction de la production. Pour une pollution d'origine radioactive, la dépuration par ces organismes est avérée, mais est sensible à l'apport continu de la radioactivité par les cours d'eau.

À Tchernobyl, la consommation de poissons a été interdite, totalement dans les zones à accès restreints et partiellement (sur les espèces les plus contaminées) dans d'autres zones. Une autre alternative a été de remplacer les poissons par des poissons d'élevage car, nourris avec des aliments non contaminés, ces poissons n'accumulent pas la radioactivité [31]. Dans la préfecture de Fukushima, la contamination des poissons a conduit à l'interdiction de pêche (cours d'eau et plans d'eau) tant que les niveaux d'activité excèdent les seuils réglementaires [69].

Pour la pisciculture, des travaux consécutifs aux accidents de Tchernobyl et de Fukushima montrent une diminution rapide de la contamination des poissons lorsqu'ils sont nourris avec une nourriture non contaminée [31][71]. Des tests d'apports en limons dans les lacs et les zones humides ou d'apports en potassium dans les lacs ont été réalisés dans différentes configurations après l'accident de Tchernobyl, mais aucune de ces techniques ne s'avère véritablement efficace pour réduire l'incorporation de césium 137 par les poissons.

Pour la riziculture, il n'existe que peu d'informations, les cultures au Japon n'étant pas développées au moment de l'accident (rizières enneigées). Toutefois, les expérimentations réalisées en 2014 et en 2015 au Japon indiquent que les rizières ne sont pas influencées par l'apport d'eau contaminée au-delà des premiers mètres après la prise d'eau [72]. Cette observation corrobore une recommandation de l'AIEA, indiquant de retirer les sédiments fins qui se déposent au pied des déversoirs permettant l'entrée d'eau dans les cultures, afin de renforcer la réduction de la contamination des cultures irriguées [67].

### 2.2.5.3. Production de déchets

En dehors des opérations de dragages de sédiments, dont les volumes sont bien documentés pour ce qui concerne les zones d'entretien réguliers (ports maritimes et fluviaux, écluses, ouvrages hydro-électriques, etc.), la production d'autres déchets apparaît limitée selon les options de gestion post-accidentelle retenues (pas de déchets en aquaculture si l'on opte pour la dépuration, zones humides à préserver plutôt qu'à décontaminer, etc.). Si nécessaire, les tonnages produits par l'aquaculture sont facilement accessibles et permettraient le cas échéant d'évaluer un tonnage de déchets à gérer en cas de destruction des élevages [46].

Pour évaluer les quantités de déchets liés au dragage de sédiments, il est possible de se baser sur les taux de sédimentation précédemment cités, soit entre 0,1 cm/an et 10 cm/an selon les milieux aquatiques, et de prendre en compte une densité moyenne des sédiments comprise entre 1 100 kg/m<sup>3</sup> et 1 300 kg/m<sup>3</sup>.

## 2.3. La gestion des déchets radioactifs en France

Cette partie a pour objectif de présenter de manière synthétique les filières de gestion des déchets radioactifs en France, hors situation post-accidentelle.

### 2.3.1. Classification des déchets radioactifs

La classification des déchets radioactifs repose sur deux paramètres : le niveau d'activité des éléments radioactifs contenus dans les déchets et leur période radioactive. Les déchets contenant majoritairement des radionucléides dont la période est inférieure à 31 ans sont dits à vie courte (VC), les autres étant à vie longue (VL). Les déchets sont également classés en fonction de leur niveau d'activité : très faible activité (TFA), faible activité (FA), moyenne activité (MA) et haute activité (HA). Ainsi, cinq catégories de déchets sont distinguées :

- les déchets de très faible activité (TFA) ;
- les déchets de faible et moyenne activité à vie courte (FMA-VC) ;
- les déchets de faible activité à vie longue (FA-VL) ;
- les déchets de moyenne activité à vie longue (MA-VL) ;
- les déchets de haute activité (HA).

En complément, les déchets contenant majoritairement des radionucléides de période inférieure à 100 jours sont catégorisés comme déchets à vie très courte (VTC). Les exutoires associés à chaque catégorie de déchets sont rappelés dans le Tableau 5 et sont présentés plus en détail dans le chapitre 2.3.2. Avant envoi dans ces exutoires, les déchets peuvent passer par diverses étapes d'entreposage, de traitement (compactage, incinération, etc.) et de conditionnement. L'incinération des déchets radioactifs est présentée dans le chapitre 2.3.3.

**Tableau 5 : Synthèse des exutoires associés aux différentes catégories de déchets radioactifs [73].**

	VTC (< 100 j)	VC (< 31 ans)	VL (> 31 ans)
TFA (~ 100 Bq/g)		<b>TFA</b> – Stockage de surface au Centre industriel de regroupement, d'entreposage et de stockage (Cires)	
FA (~ 10 <sup>6</sup> Bq/g)	<b>VTC</b> – Gestion par décroissance radioactive	<b>FMA-VC</b> – Stockage de surface au Centre de stockage de l'Aube (CSA)	<b>FA-VL</b> – Filière à l'étude : stockage à faible profondeur
MA (~ 10 <sup>9</sup> Bq/g)			<b>MA-VL</b> – Filière à l'étude : stockage géologique profond (Cigéo)
HA (> 10 <sup>9</sup> Bq/g)	Non applicable	<b>HA</b> – Filière à l'étude : stockage géologique profond (Cigéo)	

### 2.3.2. Exutoires

#### 2.3.2.1. Déchets TFA

Les déchets TFA sont stockés au Cires, installation classée pour la protection de l'environnement (ICPE) exploitée depuis 2003 par l'Agence nationale pour la gestion des déchets radioactifs (Andra). Leur acceptation se fait en fonction de spécifications techniques, définissant les caractéristiques des colis de déchets. Ainsi, chaque lot de déchet doit, entre autres, respecter un indice radiologique d'acceptation en stockage (IRAS) [3].

La capacité de stockage du Cires est de 650 000 m<sup>3</sup>. Fin 2021, 430 000 m<sup>3</sup> de déchets avaient été stockés au Cires, soit 66 % de la capacité initiale de stockage autorisée [74]. Au regard des prévisions de production de déchets TFA, le Cires devrait atteindre sa capacité maximale autour de 2028-2029. Par ailleurs, d'après l'inventaire des matières et déchets radioactifs, environ deux millions de mètres cubes de déchets TFA devraient être produits à l'horizon 2050-2060. Ainsi, la capacité initiale du Cires est insuffisante pour stocker les volumes de déchets TFA à venir. Des solutions de gestion complémentaires sont actuellement à l'étude, dont le projet Acaci, consistant à proposer des optimisations du stockage mis en œuvre au Cires pour augmenter sa capacité, sans faire évoluer

l'emprise de la zone de stockage. Les optimisations proposées (raidissement des pentes des alvéoles, augmentation de leur profondeur, etc.) permettent ainsi de faire passer la capacité de stockage du Cires de 650 000 m<sup>3</sup> à 900 000 m<sup>3</sup> [75].

La capacité du Cires est cependant nettement trop faible pour accueillir des déchets issus de la réduction de la contamination dans des territoires contaminés par un accident nucléaire de l'ampleur de ceux de Tchernobyl ou de Fukushima. À titre de comparaison, l'accident de Fukushima a généré environ 20 millions de mètres cubes de déchets, soit l'équivalent de 22 sites de stockage similaires au Cires (avec une capacité de 900 000 m<sup>3</sup>).

### 2.3.2.2. Déchets FMA-VC

Les déchets FMA-VC sont stockés au CSA, exploité par l'Andra depuis 1992. Les déchets sont acceptés après accord de l'Andra, formalisé par un agrément traduisant la qualification d'une famille de colis par rapport aux spécifications du CSA. Avant envoi au CSA, les déchets sont en général compactés, puis conditionnés dans des fûts métalliques ou en béton. Le CSA dispose notamment d'une installation de compactage, qui a permis de compacter près de 12 000 fûts en 2021 [76].

La capacité de stockage du CSA est d'un million de mètres cubes. Fin 2021, environ 36 % de cette capacité était atteinte [76]. Cette capacité pourrait être insuffisante pour accueillir des déchets issus des actions de réduction de la contamination sur un territoire contaminé par un accident de l'ampleur de ceux de Tchernobyl ou de Fukushima. En tout état de cause, l'accueil de déchets de faible activité issus d'actions de réduction de la contamination au CSA risquerait de saturer la filière, bien que ceux-ci soient générés en quantité significativement inférieure aux déchets de très faible activité.

### 2.3.2.3. Déchets FA-VL

Les déchets FA-VL sont principalement des déchets de graphite, issus majoritairement du démantèlement de la filière des réacteurs uranium naturel graphite gaz, et des déchets radifères. Actuellement, ces déchets sont entreposés sur les sites des producteurs, dans l'attente de leur stockage.

Leur durée de vie ne permet pas de les stocker dans les installations existantes de l'Andra (Cires et CSA). Cependant, leur faible niveau d'activité ne justifie pas de les stocker en couche géologique profonde. L'Andra étudie actuellement l'option d'un stockage de ces déchets à faible profondeur.

### 2.3.2.4. Déchets MA-VL et HA

Les déchets MA-VL sont principalement des déchets de structures métalliques provenant des éléments de combustible et dans une moindre mesure des déchets technologiques ainsi que des déchets issus du traitement d'effluents liquides. Les déchets HA sont principalement issus du retraitement du combustible usé. Ils sont incorporés dans du verre et conditionnés dans des conteneurs en acier inoxydable.

Fin 2020, environ 43 000 m<sup>3</sup> de déchets MA-VL et 4 200 m<sup>3</sup> de déchets HA étaient destinés à être pris en charge par l'Andra [77]. Ces déchets sont actuellement entreposés dans des installations nucléaires sur divers sites. L'Andra étudie l'option de leur stockage en couche géologique profonde (projet Cigéo).

## 2.3.3. L'incinération des déchets radioactifs

L'usine CENTRACO, exploitée par Cyclife (filiale à 100 % d'EDF) et située à Marcoule (Gard), incinère des déchets radioactifs (principalement TFA et FMA-VC). Cette installation est dotée d'un four statique à trois chambres de combustion, comparable aux incinérateurs utilisés dans l'industrie conventionnelle, dont la conception a été adaptée pour répondre aux exigences des installations nucléaires, notamment en termes de confinement et de traitement des fumées (mise en dépression des locaux, contrôle radiologique et chimique des rejets gazeux, filtres très haute efficacité) [78]. Les résidus de l'incinération sont ensuite cimentés, conditionnés en fûts métalliques de 400 L et expédiés vers les centres de stockage de l'Andra (Cires ou CSA). En 2020, 1923 t de déchets solides et 1736 t de déchets liquides ont été traitées (pour une autorisation de 3000 t de déchets solides et 3000 t de déchets liquides par an). Cyclife annonce par ailleurs que l'incinération permet une réduction du volume de déchets d'un facteur 15 (sans préciser s'il s'agit d'une valeur moyenne prenant en compte les déchets liquides et/ou solides, ni si celle-ci prend en compte la cimentation) [78].

Les déchets incinérables produits en fonction normal par les producteurs électronucléaires et traités par CENTRACO sont notamment des déchets solides (dont du bois), des liquides organiques ou aqueux et des déchets putrescibles [79].

### 2.3.4. Éléments sur la libération et la valorisation de certains matériaux

En raison de leur faible niveau de radioactivité, une partie des déchets considérés en France comme des déchets TFA n'est pas considérée comme des déchets radioactifs dans d'autres pays [73] : selon leur niveau d'activité, ils peuvent être libérés de tout contrôle radiologique et être utilisés dans d'autres secteurs industriels que le nucléaire. De nombreux guides et publications internationales définissent le concept de libération et les seuils associés (par exemple, [80]).

En France, aucun seuil de libération n'est mis en place. Cette décision a été prise au milieu des années 1990, notamment sur des critères d'ordre technique, éthique et scientifique [81]. Cependant, des réflexions sont en cours pour valoriser des métaux issus de l'industrie nucléaire. Dans le cadre du PNGMDR 2016-2018, EDF et Orano ont rédigé un document conjoint portant sur un projet de traitement et de valorisation de lots homogènes de matériaux métalliques TFA, constitués notamment des diffuseurs gazeux issus du démantèlement de l'installation Georges Besse et des générateurs de vapeur provenant des centrales d'EDF [82]. Le procédé proposé est une fusion dans un four à arc électrique, et les matériaux pourraient être réutilisés dans les filières conventionnelles acier ou fonte. Cependant, les filières classiques acier, qui sont des filières intégrées, automatisées et de grosse production ne pourront pas dissocier ces matériaux métalliques TFA des ferrailles conventionnelles sans perturber la chaîne de production. La traçabilité des matériaux réutilisés ne pourra donc pas être assurée tout au long du processus. Des réflexions ont également été menées par l'Andra, dans le cadre du PNGMDR 2016-2018, sur la valorisation de gravats de démantèlement pour combler les vides dans les alvéoles du Cires [83]. Cependant, le projet de mise en place de cette filière par l'Andra, incluant la mise en place de procédés de concassage, de criblage et de dépôt en alvéole des déchets TFA conduisait à un coût de prise en charge nettement plus élevé pour les gravats valorisés que pour les déchets stockés au Cires. Ainsi, ce projet n'a pas été considéré comme pertinent par l'Andra.

Le cadre réglementaire concernant la valorisation de substances de très faible activité a été modifié en 2022 et autorise désormais la valorisation, de manière dérogatoire, de substances métalliques de très faible activité (décrets n°2022-174 et n°2022-175 du 14 février 2022 [84][85]). Les conditions dans lesquelles les dérogations pourront être accordées par arrêté ministériel, notamment les valeurs limites d'activité massique des produits résultant des opérations de valorisation, sont précisées dans le décret n°2022-174 [84].

## 2.4. Éléments sur la gestion des déchets conventionnels en France

Quelques éléments relatifs à la gestion des déchets conventionnels, qui pourraient s'avérer d'intérêt pour la gestion des déchets radioactifs en situation post-accidentelle, sont présentés ci-après. Ce chapitre n'a toutefois pas vocation à présenter de manière exhaustive les modes de gestion des déchets conventionnels en France.

### 2.4.1. Les installations de stockage de déchets dangereux

Sur les 326 millions de tonnes de déchets produits en France en 2017, 11 millions sont des déchets dangereux, « *qui contiennent, en quantité variable, des éléments toxiques ou dangereux qui présentent des risques pour la santé humaine ou l'environnement. (...) Ils peuvent être de nature organique (solvants, hydrocarbures), minérale (acides, boues d'hydroxydes métalliques) ou gazeuse* » [86]. Les installations de stockage de déchets dangereux (ISDD) sont des ICPE (rubrique 2760-1) qui réceptionnent des déchets dangereux pour les éliminer par enfouissement. Ces installations sont soumises à autorisation préfectorale. Les prescriptions relatives à ces installations sont décrites dans l'arrêté du 30 décembre 2002 [87]. En particulier, le stockage doit être composé d'une barrière passive (conditions géologiques et hydrogéologiques favorables, avec notamment une formation géologique de perméabilité inférieure ou égale à  $1.10^{-9}$  m/s sur au moins cinq mètres), complétée par une barrière active (système de drainage et géomembrane). Les déchets sont stockés en vrac dans des casiers pouvant être subdivisés en alvéoles, avec éventuellement une immobilisation par coulis de ciment. Les casiers, dont la superficie ne doit pas dépasser 10 000 m<sup>2</sup>, sont indépendants d'un point de vue hydraulique, c'est-à-dire

que les lixiviats sont collectés et contrôlés casier par casier. Des couvertures intermédiaires sont installées sur les casiers n'étant plus exploités. Ainsi, la traçabilité des déchets et des éventuelles contaminations s'effectue casier par casier. À la fin de l'exploitation (lorsque la cote maximale autorisée pour le dépôt de déchets est atteinte), une couverture est mise en place, dans l'objectif d'empêcher l'infiltration d'eau à l'intérieur de l'installation de stockage. Cette couverture doit être mise en place au plus tard huit mois après avoir atteint la cote maximale. Dans l'attente, une couverture provisoire est installée. La couverture finale doit respecter plusieurs propriétés, notamment présenter une pente de plus de 5 % et être dotée d'une structure multicouche (au moins 30 cm de terre arable végétalisée, un niveau drainant d'au moins 0,5 m d'épaisseur et de perméabilité supérieure à  $1.10^{-4}$  m/s, un écran imperméable d'au moins 1 m d'épaisseur et de perméabilité inférieure à  $1.10^{-9}$  m/s, et une couche drainante).

En 2022, la base de données Géorisques recense une quinzaine d'ISDD (base de données relative aux installations classées [88]). Les ISDD recensées, ainsi que les données disponibles concernant leurs capacités, sont données dans le Tableau 6. La circulaire du 25 juillet 2006 relative aux ICPE [89] permet l'acceptation de déchets contenant des substances radioactives d'origine naturelle<sup>14</sup> (SRON) dans les ISDD. Leur acceptabilité est établie sur la base d'une étude de l'impact radiologique associé à l'élimination des déchets. Bien que la limite d'acceptabilité soit fixée à une dose de 1 mSv/an ajoutée à la radioactivité naturelle (guide [90]), l'objectif est de ne pas dépasser une dose de quelques dizaines de microsievverts par an [91]. En 2022, quatre ISDD (Argences, Bellegarde, Chenille-Champteussé et Villeparisis) ont la possibilité de stocker ce type de déchets. L'Andra précise par ailleurs que les quantités de déchets contenant des SRON reçues par les ISDD sont largement inférieures aux capacités autorisées de ces ISDD (moins de 10 % des capacités totales annuelles) [92].

**Tableau 6 : Données sur les ISDD en France métropolitaine [88].**

Commune	Département	Exploitant	Capacité maximale autorisée (t/an)	Capacité totale autorisée (m <sup>3</sup> )	Acceptation de SRON
Argences	Calvados	SOLICENDRE	50 000	580 000	Oui
Bellegarde	Gard	Suez	215 000	4 200 000	Oui
Change	Mayenne	Seche Eco Industries	400 000	4 300 000	
Chenille-Champteussé	Maine-et-Loire	SEDA	55 000	2 300 000	Oui
Drambon	Côte-d'Or	Suez	120 000	2 200 000	
Graulhet	Tarn	Occitanis	50 000	1 000 000	
Guitrancourt	Yvelines	EMTA	250 000	3 900 000	
Jeandelaincourt	Meurthe-et-Moselle	Suez	100 000		
Laimont	Meuse	Suez	50 000		
Saint-Cyr-des-Gâts	Vendée	SOLITOP	50 000	1 100 000	
Sury-le-Comtal	Loire	SIRA	10 000		
Tourville-la-Rivière	Seine-Maritime	SERAF	80 000	800 000	
Vaivre-et-Montoille	Haute-Saône	Suez	75 000	900 000	
Villeparisis	Seine-et-Marne	SITA	250 000	1 870 000	Oui
Viviez	Aveyron	Seche Eco Services	100 000	1 300 000	

En situation post-accidentelle, le stockage de déchets radioactifs issus des actions de réduction de la contamination dans des ISDD pourrait être une solution complémentaire par rapport aux filières dédiées aux déchets radioactifs, sous réserve d'évolutions de la réglementation en vigueur. En effet, dans son rapport établi

<sup>14</sup> Tant que l'activité de chaque radionucléide d'origine naturelle est inférieure à 20 Bq/g. Si l'activité en radionucléides naturels des chaînes de l'uranium et du thorium est supérieure à 20 Bq/g, les déchets sont envoyés au Cires.

dans le cadre du GT « Décontamination des territoires et gestion des déchets contaminés » de la deuxième phase du CODIRPA, l'IRSN considérait que « *le niveau de protection tant pour le public que pour l'environnement offert par une installations de type ISDD est globalement équivalent à celui offert par le Cires. (...) La plus-value offerte par le Cires par rapport à un centre de stockage conventionnel réside dans le savoir-faire de l'Andra et le retour d'expérience qu'elle possède sur la sûreté de la gestion des déchets radioactifs* » [3]. Ces éléments sont repris dans le chapitre 3.3.6 (étude de cas).

## 2.4.2. Les installations de stockage de déchets non dangereux

Sur les 326 millions de tonnes de déchets produits en France en 2017, 93 millions sont des déchets non dangereux (hors déchets inertes, voir chapitre 2.4.3) [86]. Ils sont principalement constitués de déchets ménagers (déchets générés par les ménages collectés par le service public) et de certains déchets agricoles, de boues de stations d'épuration des eaux usées (STEU) et de déchets industriels. Ces déchets peuvent être stockés dans des installations de stockage de déchets non dangereux (ISDND). Ainsi, en 2017, 33 % des déchets entrés dans des installations de traitement des ordures ménagères (ITOM<sup>15</sup>) ont été stockés en ISDND, soit 17,5 millions de tonnes.

Les ISDND sont des ICPE (rubrique 2760-2) soumises à autorisation préfectorale. Les prescriptions relatives à ces installations sont décrites dans l'arrêté du 15 février 2016 [93]. En particulier, le stockage doit être composé d'une barrière passive (conditions géologiques et hydrogéologiques favorables, avec notamment une formation géologique de perméabilité inférieure ou égale à  $1.10^{-9}$  m/s sur au moins un mètre et à  $1.10^{-6}$  m/s sur cinq mètres), complétée par une barrière active (système de drainage et géomembrane, comme pour les ISDD). Les déchets sont stockés par catégorie dans des casiers pouvant être subdivisés en alvéoles. Les casiers sont indépendants d'un point de vue hydraulique, c'est-à-dire que les lixiviats sont collectés et contrôlés casiers par casiers. Le biogaz produit doit également être capté. Au plus tard deux ans après la fin de son exploitation, chaque casier doit être équipé d'une couverture finale (une couverture intermédiaire est installée dès la fin de l'exploitation d'un casier), composée d'une couche d'étanchéité, d'une couche de drainage des eaux de ruissellement (composée de matériaux naturels d'une épaisseur minimale de 0,5 mètre ou de membrane géosynthétique) et d'une couche de terre d'au moins un mètre.

En 2016, 218 ISDND étaient recensées sur le territoire (Figure 5). Ce chiffre est en diminution depuis le début des années 2000. La capacité moyenne annuelle de ces installations est d'environ 100 000 tonnes (chiffre 2016), avec une capacité totale annuelle de 22 millions de tonnes. En 2016, environ 210 millions de tonnes de capacité de stockage étaient encore disponibles dans ces installations (hors nouveaux projets) [86]. Les ISDND sont réparties sur tout le territoire et présentent des capacités de stockage relativement importantes. Par ailleurs, depuis la circulaire du 25 juillet 2006, les ISDND sont autorisées, comme les ISDD, à stocker des SRON, sous réserve de montrer par une étude d'acceptabilité que l'impact résultant de la prise en charge de ces déchets au sein du centre de stockage est négligeable du point de vue de la radioprotection. Cependant, aucune ISDND ne semble avoir actuellement effectué les démarches lui permettant de stocker des SRON.

La principale différence entre les ISDD et les ISDND réside dans leur barrière géologique dite « barrière de sécurité passive » constituée du terrain naturel. Ainsi, l'épaisseur de formation géologique doit être de faible perméabilité (formation géologique de perméabilité inférieure ou égale à  $1.10^{-9}$  m/s sur au moins cinq mètres pour les ISDD et de perméabilité inférieure ou égale à  $1.10^{-9}$  m/s sur au moins un mètre et à  $1.10^{-6}$  m/s sur cinq mètres pour les ISDND) [87][93]. En termes de durée de passage d'un traceur au travers de ces formations, ces valeurs de perméabilité correspondent à environ 150 ans pour une ISDD dont la formation de faible perméabilité est d'épaisseur minimale, et à environ 30 ans pour une ISDND dont les formations de faible perméabilité sont d'épaisseurs minimales. En situation post-accidentelle, deux des radionucléides majoritaires dans les déchets produits sont le césium 137 et le strontium 90, dont les périodes radioactives sont d'une trentaine d'année. Ainsi, 50 % de la radioactivité seraient encore présents après la traversée de la barrière passive d'une ISDND (et donc susceptibles d'être disséminés dans l'environnement), tandis que seuls 3 % de la radioactivité initiale seraient

<sup>15</sup> Les ITOM n'accueillent pas uniquement les ordures ménagères, mais tous les déchets collectés par les services municipaux de gestion des déchets, ainsi qu'une partie des déchets non dangereux des entreprises [86].

encore présents après la traversée de la barrière passive d'une ISDD. Ces calculs d'ordre de grandeur sont conservateurs et ne prennent pas en compte la barrière active constituée par la géomembrane mise en place dans les ISDD et les ISDND, ni la sorption des radionucléides. Ces éléments sont repris dans le chapitre 3.3.6 (étude de cas).



**Figure 5 : Répartition des ISDND en France métropolitaine – Données 2019 [86].**

### 2.4.3. Les installations de stockage de déchets inertes

Sur les 326 millions de tonnes de déchets produits en France en 2017, 222 millions sont des déchets inertes, « *qui ne se décomposent pas, ne brûlent pas et ne produisent aucune autre réaction physique ou chimique avec l'environnement au contact d'autres matières* » [86]. Ces déchets peuvent être réutilisés, par exemple comme remblais dans des carrières, ou comme matériaux de construction. Les déchets inertes qui ne sont pas recyclés sont envoyés dans l'une des 1 150 installations de stockage de déchets inertes (ISDI) en activité en France (chiffre 2016). En 2016, 28 % des déchets inertes produits ont été stockés, soit 65 millions de tonnes [86].

Les ISDI sont des ICPE (rubrique 2760-3) soumises à enregistrement. Les prescriptions relatives à ces installations sont décrites dans l'arrêté du 12 décembre 2014 [94]. La capacité de stockage totale des ISDI est importante et répartie sur tout le territoire. Par ailleurs, depuis la circulaire du 25 juillet 2006, les ISDI sont autorisées, comme les ISDD et les ISDND, à stocker des SRON, sous réserve de montrer par une étude d'acceptabilité que l'impact résultant de la prise en charge de ces déchets au sein du centre de stockage est négligeable du point de vue de la radioprotection. Cependant, aucune ISDI ne semble avoir actuellement effectué les démarches lui permettant de stocker des SRON. D'autre part, la conception de ces installations n'est pas la même que celle des ISDD et du Cires, et le niveau de protection offert par ces installations pour le public et pour l'environnement n'est pas équivalent à celui offert par le Cires [3]. En effet, aucune contrainte n'est imposée sur la conception des ISDI concernant la présence de barrières active et passive, ni la récupération et le contrôle des lixiviats [94][95].

### 2.4.4. L'incinération des déchets conventionnels

En 2017, sur les 326 millions de tonnes de déchets produits en France, 19,1 millions de tonnes sont des ordures ménagères, dont une grande partie est incinérée. Près de 14,5 millions de tonnes de déchets entrés dans des ITOM ont été incinérées en 2016 [86]. Il existe 124 unités d'incinération d'ordures ménagères (UIOM) en France, réparties sur la quasi-totalité du territoire (Figure 6) et permettant de traiter 15 millions de tonnes de déchets ménagers par an.

L'incinération conduit à une concentration des contaminants dans les sous-produits :

- les résidus d'épuration des fumées (appelés cendres volantes) ;
- les résidus produits dans la partie inférieure des fours d'incinération (appelées mâchefers).

Environ 20 kg à 30 kg de cendres volantes sont produits par tonne de déchets incinérés [79], ce qui représente 0,4 million de tonnes en 2016 [86]. Ces résidus sont stockés en ISDD après stabilisation. Environ 200 kg à 250 kg de mâchefers sont produits par tonne de déchets incinérés [79], ce qui représente 2,3 millions de tonnes en 2016 [86]. Les mâchefers peuvent être valorisés (directement ou après traitement), en sous-couche routière par exemple. Ainsi, en 2016, 95 % des mâchefers produits ont été recyclés et 5 % stockés en ISDND.

Il est à noter que les ordures ménagères ne sont pas les seuls déchets incinérés en France. Par exemple, une partie des boues de STEU est incinérée. Ainsi, en 2014, environ 2,8 millions de tonnes de boues ont été incinérées, soit 18 % des boues produites [96] (chapitre 2.4.6).



**Figure 6 : Répartition des UIOM en France – Données 2016 [86].**

#### 2.4.5. Le compostage et la méthanisation

Les déchets putrescibles sont des « *déchets fermentescibles susceptibles de se dégrader spontanément dès leur production* » [86], qui peuvent être éliminés par compostage. En 2016, 669 centres de compostage industriels de déchets ménagers étaient recensés en France. Les capacités de ces installations varient de quelques tonnes à quelques centaines de tonnes de déchets par an [97]. Environ 14 % des déchets entrés dans des ITOM ont été compostés en 2016, soit 7,5 millions de tonnes. Cela a conduit à la production de près de 2,5 millions de tonnes de compost [86]. D'autres déchets sont également compostés, comme les déchets verts (feuilles mortes, tonte de gazon, taille de haies, etc.), les boues de STEU (qui peuvent également être épandues directement dans certains cas), les biodéchets issus de gros producteurs, les effluents d'élevage, etc. [97].

En 2006, l'Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie (Ademe) a mené une étude complète sur les débouchés des composts en France : 62 % des composts produits étaient utilisés dans l'agriculture (majoritairement sur des grandes cultures), le reste étant utilisé par les services espaces verts des collectivités, pour la végétalisation d'autoroutes, etc. [97].

La plupart des installations de compostage industrielles prévoient la récupération des eaux de ruissellement et des eaux pluviales. Par ailleurs, le revêtement des plateformes est prévu pour garantir tout risque d'infiltration dans le sol, afin de protéger les nappes phréatiques d'éventuelles contaminations. En revanche, en milieu agricole, le compostage est autorisé directement sur sol nu, pour une durée maximale de dix mois [97].

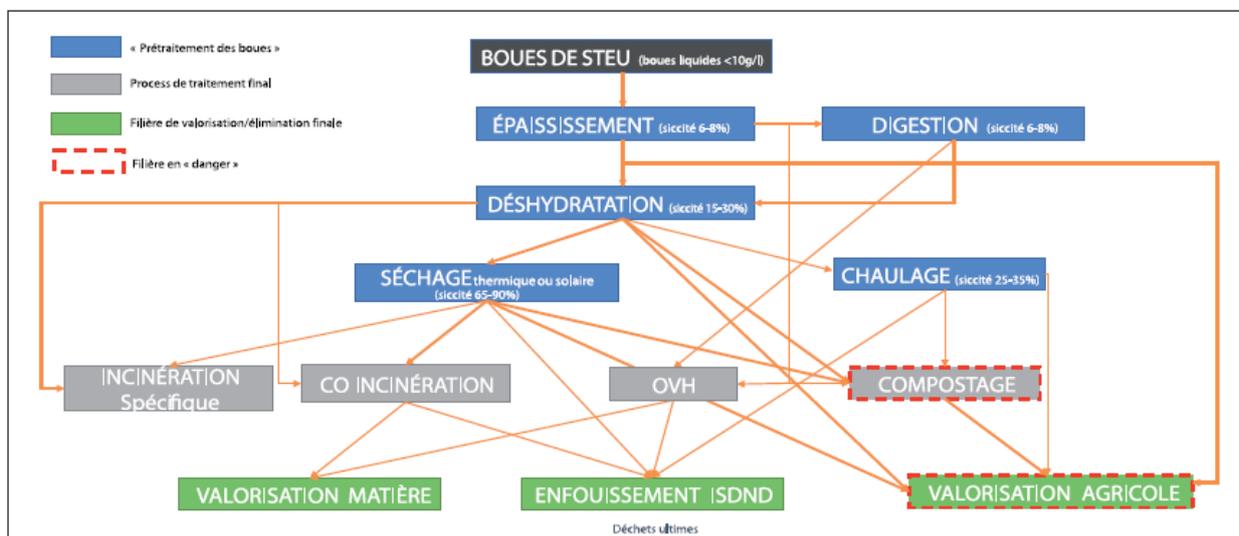
Les impacts liés au compostage sont nombreux, notamment des nuisances odorantes pour les riverains vivant à proximité d'installations de compostage. Les méthodes d'évaluation des risques ne permettent pas de quantifier les effets sanitaires des odeurs car les troubles associés sont des symptômes à causes multiples et subjectives [98]. Le compostage conduit également à la production de particules minérales et organiques, de bioaérosols et de gaz à effet de serre. Dans la littérature, quelques études portent sur le devenir des éléments trace métalliques (ETM) dans les composts (par exemple, [99][100][101]). Cependant, les études portant sur le

devenir des radionucléides au cours du processus de compostage restent très peu nombreuses. À titre d'exemple, dans le cadre du programme RESSAC (REhabilitation des Sols et des Surfaces après un Accident), mené par l'Institut de Protection et de Sûreté Nucléaire (IPSN<sup>16</sup>) et ayant vocation à élaborer des bases de données scientifiques utiles pour préparer le retour à la vie normale de régions contaminées par un accident nucléaire, quelques expériences de compostage de déchets végétaux contaminés ont été effectuées en laboratoire. Ces expériences ont montré que 70 % à 80 % du césium et près de 55 % du strontium pouvaient être récupérés dans les résidus liquides issus du procédé, avec une réduction de près de 75 % de la masse du déchet initial [102]. Ainsi, le traitement des résidus liquides ainsi que la commercialisation des composts présentant une radioactivité résiduelle constituent des enjeux importants.

Une autre méthode d'élimination des biodéchets, des boues de STEU ou de certains effluents industriels est la méthanisation (aussi appelée digestion anaérobie). Il s'agit d'une technologie visant à dégrader la matière organique à l'aide de micro-organismes, en conditions contrôlées et en l'absence d'oxygène. En 2016, 39 centres de méthanisation de déchets ménagers étaient recensés, et près de 500 unités de méthanisation agricoles [86]. La méthanisation génère un produit humique (appelé digestat), qui est en général composté avant d'être épandu, et du biogaz riche en méthane, pouvant être utilisé pour produire de l'électricité, de la chaleur ou du carburant [103].

### 2.4.6. La gestion des boues de stations d'épuration des eaux usées (STEU)

En Europe, les plus grands producteurs de boues d'épuration sont l'Allemagne, puis le Royaume-Uni, l'Espagne, l'Italie et la France, qui cumulent à eux seuls près de 65 % du tonnage total annuel produit [101]. Les modes de traitement appliqués aux boues préalablement à leur élimination ou à leur valorisation sont la digestion anaérobie, le compostage et le chaulage<sup>17</sup>. Le compostage est le mode de traitement le plus courant pour les boues produites en France (30 %). Plus de 75 % des boues produites en France ont une utilisation agricole. En France, moins de 20 % des boues produites sont incinérées, mais ce pourcentage atteint près de 100 % aux Pays-Bas. L'incinération de boues a été mise en place en France principalement pour de grandes stations d'épuration urbaines (traitement de 205 000 t/an sur 19 sites). La Figure 7 indique les choix de gestion de traitement des boues de STEU en France.



ISDND : installation de stockage de déchets non dangereux ; OVH : oxydation par voie humide ; STEU : station de traitement des eaux usées.

Figure 7 : La gestion des boues de STEU en France [101].

Il est à noter que des ETM se trouvent dans les boues de STEU (cadmium, chrome, cuivre, mercure, nickel, plomb et zinc). Des études sur la valorisation agricole de boues de STEU ou de composts produits à partir de boues de STEU ont montré que des augmentations des concentrations en certains ETM, notamment le cuivre et le zinc,

<sup>16</sup> Remplacé par l'IRSN en 2012.

<sup>17</sup> Ajout de chaux vive (oxyde de calcium) aux boues.

pouvaient être observées en cas d'apports de quantités importantes de boues ou de compost, mais que celles-ci restaient en dessous des concentrations générant un potentiel impact écotoxicologique [101]. Par ailleurs, une étude japonaise a montré que le césium radioactif présent dans les cendres volantes issues de l'incinération de boues de STEU était généralement très peu soluble dans les eaux [104].

#### 2.4.7. La gestion des cadavres d'animaux

En France, il est interdit de jeter en tout lieu ou d'enfouir des cadavres d'animaux. Ceux-ci doivent être confiés à un équarrissage ou tout autre établissement agréé en vue de leur élimination, qui est chargé de la collecte, de l'entreposage, de la transformation et de l'élimination des cadavres ainsi que des autres sous-produits.

En situation post-accidentelle, compte tenu des interdictions de consommation des denrées locales potentiellement contaminées, la question du devenir des animaux, notamment des animaux d'élevage (bétail et basse-cour), doit également être posée, car une partie des produits contaminés devra être gérée en tant que déchets. Plusieurs pistes de réflexion sont indiquées dans le rapport final du GT « Gestion des déchets, produits contaminés et terres contaminées » [2], dont celles mentionnées ci-après.

Bien qu'interdite dans la réglementation actuelle, l'une des solutions pourrait être l'enfouissement des cadavres d'animaux sur les exploitations agricoles dont ils proviennent, sur dérogation accordée en cas de force majeure. Les avantages et inconvénients de la pratique de l'enfouissement de cadavres d'animaux sont développés dans le rapport [2]. Une autre solution de gestion des cadavres d'animaux contaminés est l'équarrissage. En effet, la capacité de réaction de la filière équarrissage est importante, puisqu'il serait possible de dédier des ateliers spécifiquement à la gestion de cadavres animaux contaminés, tout en maintenant, en parallèle, une gestion classique, éventuellement ralentie selon le volume de déchets animaux affectés par la radioactivité. À ce titre, cette filière bénéficie du retour d'expérience de la gestion de la crise de la vache folle au début des années 2000. Cependant, le traitement de cadavres d'animaux contaminés dans des ateliers d'équarrissage pose la question de la gestion des sous-produits (farines animales, graisses, effluents), également contaminés et qui ne pourraient pas être pris en charge par les filières habituelles [2].

À la suite de l'accident de Tchernobyl, le bétail présent dans les localités évacuées dans l'urgence fut en grande partie abandonné ou abattu. Les carcasses furent enfouies (accompagnées d'un chaulage) dans des tranchées. Cependant, aucune information fiable et quantifiée n'est disponible [3].

## 2.5. Déchets générés et options de gestion en situation post-accidentelle

Les déchets radioactifs générés en situation post-accidentelle sont caractérisés par un volume important, produit rapidement et constitué de déchets de natures diverses. Dans un document de 2017, l'AIEA définit ce volume important comme un volume dépassant rapidement les capacités et l'organisation habituelles de gestion des déchets radioactifs [105]. Les retours d'expérience des accidents de Tchernobyl et de Fukushima montrent que les défis associés à la gestion de ces déchets sont nombreux et variés.

Par ailleurs, la gestion de ces déchets est l'un des efforts à fournir pour permettre la réhabilitation des territoires affectés, pour encourager le retour des populations évacuées et la reprise des activités, et enfin pour limiter les éventuels impacts environnementaux additionnels [105].

### 2.5.1. Typologie des déchets et volumes associés

Les déchets post-accidentels considérés dans la présente étude sont les déchets issus des actions de réduction de la contamination et les productions agricoles non consommées, qui sont principalement des déchets TFA, et dans une moindre mesure des déchets FA. Il s'agit de déchets hétérogènes, notamment (Figure 8) :

- de la végétation (feuilles, branches, écorces, gazons, productions agricoles, etc.) ;
- de la terre ;
- des revêtements divers (asphalte, graviers, pavés, etc.) ;
- de l'eau et des boues ;
- des déchets induits (tenues de protection, équipements utilisés, etc.).



**Figure 8 : Photographies de déchets générés par des actions de réduction de la contamination dans la préfecture de Fukushima. De gauche à droite : taille, retrait d'une couche de sol, retrait d'un revêtement de route, boues séchées après traitement [55].**

La nature et le volume de déchets générés dépendent de nombreux facteurs, notamment de la gravité et du type de l'accident, de la date d'occurrence de l'accident, des spécificités des territoires affectés (milieux atteints, type de productions agricoles) ainsi que des stratégies de réduction de la contamination choisies (chapitre 2.2).

À titre d'ordre de grandeur, les déchets issus des actions de réduction de la contamination dans les territoires de la préfecture de Fukushima affectés par les retombées de l'accident ont été estimés à environ 20 millions de mètres cubes [3]. À cela s'ajoutent quelques millions de mètres cubes de gravats, conséquence du séisme et du tsunami ayant précédé l'accident de la centrale de Fukushima, contaminés par les retombées. À Tchernobyl, le volume de déchets issus des actions de réduction de la contamination est estimé à quelques millions de mètres cubes [3]. Les différences d'ordre de grandeur de volumes de déchets issus des actions de réduction de la contamination entre les deux accidents est en grande partie due aux différentes stratégies de réduction de la contamination mises en œuvre (chapitre 2.2). De plus, de nombreuses incertitudes subsistent quant à l'inventaire des déchets radioactifs liés à l'accident de Tchernobyl [3].

D'autres types de déchets sont à gérer en situation post-accidentelle, comme les ordures ménagères présentes dans les territoires touchés, les produits manufacturés ou les matières premières qui ne pourraient pas être commercialisés, les boues de STEU, les cadavres d'animaux contaminés, etc. Des éléments de retour d'expérience sur la gestion de ces déchets à Fukushima sont disponibles dans la littérature, concernant par exemple l'incinération d'ordures ménagères ou de boues issues de STEU [106][107]. Ce retour d'expérience n'a cependant pas été analysé dans le cadre de la présente étude et pourrait faire l'objet de travaux ultérieurs. Ainsi, ces déchets ne sont pas abordés dans la suite du présent rapport, qui est centré sur la gestion des déchets issus des actions de réduction de la contamination. Les déchets générés sur le site nucléaire où l'accident a eu lieu (liés par exemple à la mise en sûreté de l'installation ou à son démantèlement) ne sont pas non plus pris en compte [4][5].

## 2.5.2. Gestion des déchets en situation post-accidentelle

La gestion des déchets en situation post-accidentelle est caractérisée par la génération rapide d'un volume important de déchets de natures diverses. Dans ce contexte, de nombreuses difficultés sont susceptibles d'apparaître, dont par exemple [105] :

- des difficultés organisationnelles. En effet, en phase d'urgence, la priorité est donnée à la stabilisation de la situation accidentelle ainsi qu'au secours et à la protection des personnes. Les décisions résultant de cette situation d'urgence ne prennent pas systématiquement en compte les aspects liés à la gestion des déchets à moyen et long-terme. Cela s'accompagne par exemple de la difficulté à conserver et à organiser les données importantes pour la gestion future des déchets (par exemple, suite à l'accident de Tchernobyl, les informations relatives aux déchets stockés sur le site de Buryakivka n'ont pas été conservées, ce qui présente une difficulté dans l'évaluation des performances de l'installation) ;
- des difficultés techniques, liées à la caractérisation des déchets (volumes importants, composition hétérogène, manque de procédures adaptées et de matériels) et à la disponibilité limitée des installations de traitement, d'entreposage et de stockage des déchets ;

- des difficultés liées à la forte inquiétude du public au regard de la situation, en lien avec une perte de confiance envers les décideurs et les experts, ce qui peut complexifier l'atteinte d'un consensus sur les stratégies à mettre en œuvre ;
- des difficultés liées à l'établissement d'une compréhension complète et commune à toutes les parties prenantes de la situation, qui est nécessaire pour fixer des objectifs de remédiation réalistes et communs. En effet, sans objectif de remédiation clairement défini, compris et accepté par le public, la gestion des déchets découlant des actions de remédiation risque de perdre en efficacité, et de conduire à une augmentation des coûts et des délais ;
- des difficultés liées au cadre réglementaire usuel de la gestion des déchets radioactifs, qui n'est pas systématiquement adapté à la gestion des déchets en situation post-accidentelle (absence de réglementation permettant l'utilisation d'installations existantes, non application des concepts de libération et d'exemption pour réduire les volumes de déchets, processus classique d'autorisation de mise en service non adapté, etc.).

Ces difficultés, leurs conséquences et certains moyens d'y remédier sont détaillés dans un document technique de l'AIEA [105].

En situation post-accidentelle, la gestion des déchets suit plusieurs étapes, qui sont détaillées ci-après. La plupart des éléments présentés sont issus du retour d'expérience de la gestion des déchets générés par les actions de réduction de la contamination autour de la centrale de Fukushima.

#### 2.5.2.1. Caractérisation et classification des déchets

La diversité des déchets générés conduit à une diversité dans les modes de gestion des déchets. En effet, ceux-ci ne peuvent pas être uniquement basés sur les niveaux d'activité des déchets, mais doivent également prendre en compte la nature des déchets (déchets putrescibles, déchets incinérables, etc.).

La collecte, la caractérisation et le tri des déchets sont des étapes clés de leur gestion, permettant par la suite de les orienter vers les filières adaptées à leurs propriétés radiologiques, mais également physiques et chimiques. En situation post-accidentelle, l'AIEA rappelle qu'il est peu probable que les moyens disponibles soient suffisants pour caractériser avec précision les déchets dès le début de la phase post-accidentelle [105]. Dans ce cas, l'AIEA souligne que des premières caractérisations permettant d'orienter les déchets vers différents entreposages temporaires en fonction de leur nature peuvent être effectuées. Par la suite, quand les moyens de caractérisations sont disponibles, les déchets peuvent être caractérisés plus finement, afin notamment de les orienter vers les bonnes filières de gestion, et le cas échéant de concevoir des installations adaptées aux propriétés de ces déchets. À ce titre, l'AIEA recommande de développer des systèmes de caractérisation des déchets pouvant être générés en situation post-accidentelle, en identifiant des méthodes de caractérisation rapides adaptées à des volumes importants de déchets, et en s'assurant de la disponibilité des équipements et des moyens d'analyse nécessaires [105].

Concernant la caractérisation des déchets issus des actions de réduction de la contamination, notamment pour séparer les déchets dont l'activité est supérieure à 8 Bq/g (seuil de gestion adopté au Japon, voir ci-après) de ceux dont l'activité est inférieure, peu de retour d'expérience opérationnel de l'accident de Fukushima est disponible [55], au-delà de celui concernant le développement de méthodes de mesure pour caractériser rapidement l'environnement, sur des surfaces importantes.

#### Classification des déchets à Fukushima

La loi *Act on Special Measures*, promulguée en 2011<sup>18</sup>, définit entre autres la stratégie de gestion des déchets dans la préfecture de Fukushima [3][108]. Deux types de déchets sont distingués :

<sup>18</sup> Act on Special Measures concerning the Handling of Environment Pollution by Radioactive Materials Discharged by the NPS Accident Associated with the Tohoku District - Off the Pacific Ocean Earthquake That Occurred on March 11, 2011.  
[http://josen.env.go.jp/en/framework/pdf/special\\_act.pdf?20130118](http://josen.env.go.jp/en/framework/pdf/special_act.pdf?20130118)

- les terres et déchets issus des actions de réduction de la contamination, qui sont par exemple des terres excavées des milieux agricoles ou des revêtements divers retirés de routes et de bâtiments ;
- les débris (décombres et gravats générés par le séisme et le tsunami, contaminés par les retombées liées à l'accident de la centrale de Fukushima) et les déchets (déchets industriels et ménagers potentiellement contaminés) issus de l'*intensive contamination survey area* (ICSA<sup>19</sup>) et de la *special decontamination area* (SDA<sup>20</sup>). Les débris et déchets provenant de la SDA sont appelés déchets de la zone de contre-mesures (*waste within the countermeasure area*), quelle que soit leur activité massique. Les déchets ménagers et industriels de l'ICSA (cendres d'incinération, déchets agricoles, boues de STEU, etc.) dont l'activité dépasse 8 Bq/g<sup>21</sup> sont appelés déchets désignés (*designated waste*). L'ensemble des déchets désignés et des déchets de la zone de contre-mesures constituent les déchets spécifiés (*specified waste*).

Le seuil de 8 Bq/g en césium est dérivé de la valeur-guide de 1 mSv. Il a été calculé à partir d'un scénario décrivant les actions d'un travailleur à proximité d'un entreposage de déchets pendant une année [109].

Le ministère de l'Environnement japonais est responsable des solutions de gestion des déchets dans la préfecture de Fukushima, à partir du moment où ceux-ci sont retirés des sites d'entreposage temporaires gérés par les communes dans l'ICSA (surveillance des sites d'entreposage temporaires, des rejets d'incinérateurs temporaires, du fonctionnement des sites d'entreposage centralisé ou de stockage, etc.). Les filières de gestion mises en place dans la préfecture de Fukushima sont synthétisées ci-après et dans la Figure 9, avant d'être détaillées dans les chapitres suivants :

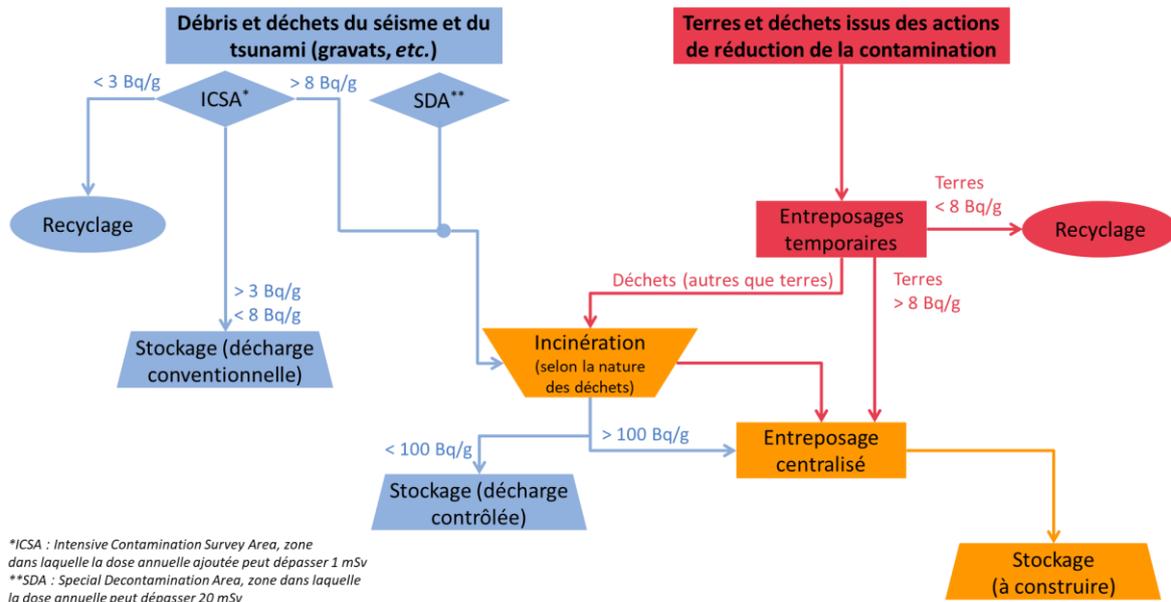
- les débris et les déchets non spécifiés (provenant de l'ICSA et d'activité inférieure à 8 Bq/g) sont traités comme des déchets conventionnels et stockés dans des décharges municipales. Leur recyclage est possible lorsque leur activité est inférieure à 3 Bq/g, chiffre établi sur la base de scénarios d'exposition (exposition du public inférieure à 10 µSv/an) ;
- les déchets spécifiés (provenant de la SDA, quelle que soit leur activité, ou provenant de l'ICSA et ayant une activité supérieure à 8 Bq/g) ont d'abord été entreposés près des sites où ils avaient été produits ou dans des entreposages regroupés à l'échelle des municipalités par exemple (chapitre 2.5.2.2). Les déchets non incinérables et les cendres résultantes du traitement en incinérateur des déchets incinérables ont été orientés selon leur activité. Si celle-ci est inférieure à 100 Bq/g, ils sont stockés dans la décharge de Tomioka (chapitre 2.5.2.5) ; si elle est supérieure à 100 Bq/g, ils sont acheminés vers un site d'entreposage centralisé (chapitre 2.5.2.4) dans l'attente de leur stockage ;
- les terres et déchets issus des actions de réduction de la contamination, non incinérables, ont été entreposés localement, et sont progressivement acheminés vers un site d'entreposage centralisé (chapitre 2.5.2.4) dans l'attente de leur stockage. Certaines terres peuvent être recyclées, sous conditions (chapitre 2.5.2.6) ;
- les déchets issus des actions de réduction de la contamination, incinérables, sont acheminés vers des incinérateurs pour réduire leur volume (chapitre 2.5.2.3). Les cendres résultantes sont envoyées vers un site d'entreposage centralisé (chapitre 2.5.2.4) dans l'attente de leur stockage.

Les déchets sont donc classés en fonction de leur origine géographique (SDA ou ICSA), de leur nature (débris, déchets provenant des actions de réduction de la contamination, terres, etc.) et de différents seuils de gestion (3 Bq/g, 8 Bq/g et 100 Bq/g). Le seuil de 8 Bq/g (pour les débris et les déchets du séisme et du tsunami, provenant de l'ICSA) peut être apparenté à un seuil de libération conditionnelle mis en place par le gouvernement japonais, supérieur aux seuils proposés par l'AIEA. En effet, les déchets non spécifiés sont pris en charge par des décharges conventionnelles gérées par les municipalités.

<sup>19</sup> Intensive Contamination Survey Area (ICSA) : zone non évacuée suite à l'accident, dans laquelle la dose annuelle ajoutée peut dépasser 1 mSv.

<sup>20</sup> Special Decontamination Area (SDA) : zone évacuée suite à l'accident, dans laquelle la dose annuelle peut dépasser 20 mSv.

<sup>21</sup> L'activité massique est exprimée ici en césium total.



**Figure 9 : Synthèse des filières de gestion des déchets dans la préfecture de Fukushima. En bleu, le flux correspondant aux débris et déchets issus du séisme et du tsunami. En rouge, le flux correspondant aux terres et déchets issus des actions de réduction de la contamination. En orange, le flux commun aux deux types de déchets.**

### 2.5.2.2. Entreposage temporaire

Les sites d'entreposage temporaire sont des installations construites à proximité des lieux de génération des déchets, prévues pour gérer les déchets immédiatement après leur génération, le temps de les orienter vers d'autres filières. À noter que l'entreposage est par définition temporaire, mais que cette précision est apportée ici afin de distinguer ce type d'entreposage prévu pour des durées courtes (quelques années) d'un entreposage centralisé, de conception plus pérenne et prévu pour des durées plus longues (au-delà de la dizaine d'années, voir chapitre 2.5.2.4).

Pour ces installations, l'AIEA rappelle qu'il est nécessaire de dégager rapidement des espaces adaptés aux volumes et à la diversité des déchets à gérer, à des endroits qui ne gênent pas les autres actions, et pour des durées variables. À ce titre, il peut être profitable de réfléchir aux contraintes associées à ces installations lors de l'établissement de plans de préparation aux situations d'urgence [105].

Ces installations étant prévues pour protéger les riverains, les travailleurs et l'environnement des déchets, jusqu'à leur transfert, diverses exigences de conception sont requises, comme [55] :

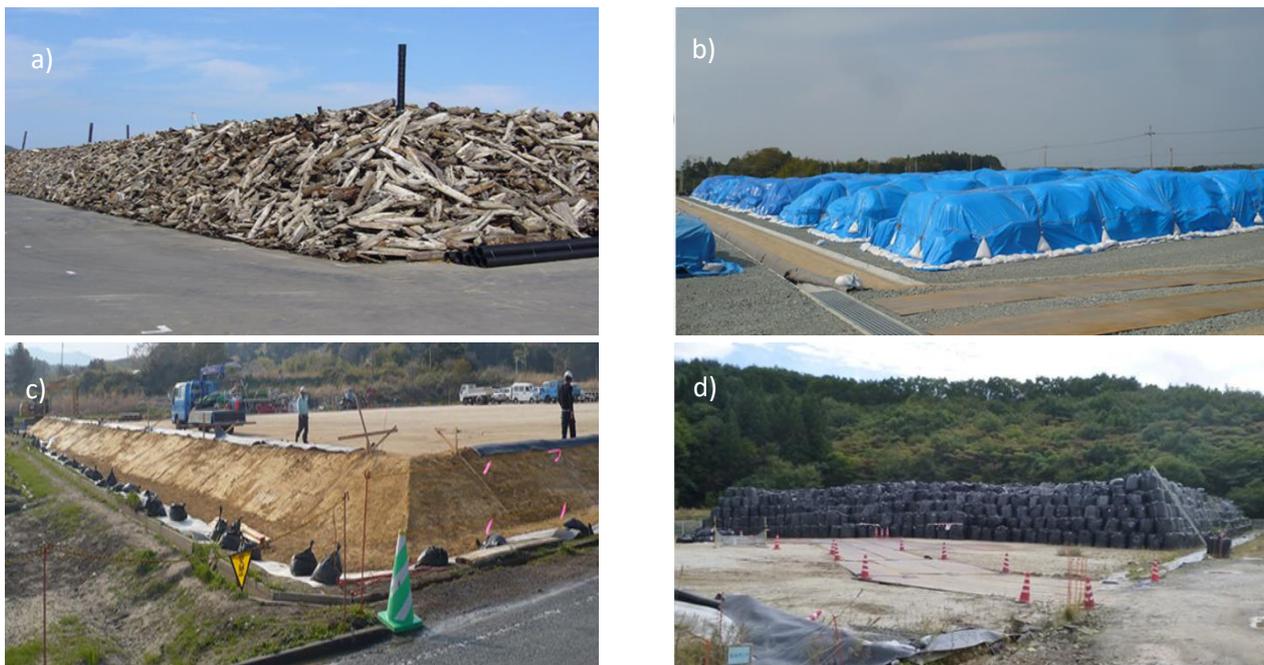
- une couverture imperméable sous et sur l'empilement de déchets ;
- un système de drainage et de collecte des eaux ;
- un système d'aération pour empêcher l'accumulation de gaz ;
- des dispositions d'interdiction de l'accès au site.

En France, ce type d'installation correspond à la rubrique ICPE 2798 (Installation temporaire de transit de déchets radioactifs issus d'un accident nucléaire ou radiologique, à l'exclusion des installations mentionnées à la rubrique 2719), dont les prescriptions générales sont présentées dans l'arrêté du 3 décembre 2014 [110]. Il s'agit d'installations soumises à une déclaration, qui doit notamment préciser les caractéristiques et la quantité maximale de déchets entreposés, ainsi que la durée d'entreposage prévisionnelle. Cette durée ne peut dépasser trois ans, renouvelables une fois. L'arrêté du 3 décembre 2014 fournit un certain nombre d'obligations que doivent remplir ces installations, dont par exemple l'existence d'au moins une barrière passive de confinement entre les déchets et l'environnement, la mise en place de moyens de collecte des eaux de ruissellement ou encore la tenue à jour de registres contenant des informations sur les déchets entreposés. En revanche, l'arrêté

ne précise pas clairement le type de déchets recevables, l'implantation générale du site (dans ou hors du périmètre d'un site nucléaire) ainsi que les entités pouvant exploiter ce type de site (exploitant nucléaire, exploitant d'installations de déchets conventionnels, pouvoirs publics, etc.).

### Retour d'expérience de Fukushima

Dans la préfecture de Fukushima, les entreposages temporaires, directement à côté des zones de production des déchets ou centralisés par municipalité et surveillés par le ministère de l'Environnement, ont accueilli des déchets issus des actions de réduction de la contamination ou des déchets spécifiés. Au total, près de 1 400 sites d'entreposage temporaire ont été créés (comptabilisation prenant en compte des regroupements à l'échelle des municipalités – avant regroupement, plus de 10 000 sites ont été recensés [111]). En général, ces sites sont constitués par des empilements de *big bags*, contenant plusieurs centaines de sacs [108][112][113] ou de déchets en vrac (Figure 10), disposés sur une épaisseur de géopolymère imperméable ou parfois un radier en béton. Puisque de nombreux déchets entreposés sont dégradables (plantes, herbe, racines, etc.), un réseau d'aération est créé dans les entreposages pour que les gaz produits par décomposition de ces déchets soient évacués. Une couverture imperméable est installée sur l'empilement, à la fin du remplissage du site : les sacs sont donc soumis aux aléas météorologiques le temps du remplissage du site (quelques mois). Cette exposition peut conduire à une contamination de l'environnement par migration de césium, comme cela a été observé sur certains entreposages [112]. Par ailleurs, des affaissements des couvertures, dus à la dégradation des déchets organiques, ont pu être observés sur certains entreposages. En effet, en se dégradant, les déchets perdent de leur volume, ce qui conduit à un tassement des conteneurs flexibles les contenant. Cela peut conduire à des accumulations de poussières ou d'eau de pluie dans les zones affaissées, et favoriser l'infiltration d'eau dans l'entreposage [114].



**Figure 10 : Photographies de sites d'entreposage temporaire de débris et déchets dans la préfecture de Fukushima. a) entreposage à Minamisoma [113] ; b) entreposage à Okuma [113] ; c) entreposage à Tomioka [113] ; d) entreposage à Date [112]. Les dates de prises de vues ne sont pas précisées.**

Les sites d'entreposage temporaire sont progressivement vidés : les déchets sont transportés soit vers un site d'entreposage centralisé (chapitre 2.5.2.4), soit vers des décharges contrôlées (chapitre 2.5.2.5), soit vers des filières de traitement (comme l'incinération, chapitre 2.5.2.3) ou de recyclage (à un niveau expérimental pour l'instant, chapitre 2.5.2.6). Les sites sont ensuite réhabilités (Figure 11). En mars 2022, le ministère de l'Environnement japonais estimait que 95 % des déchets avaient été retirés des entreposages temporaires de la préfecture de Fukushima [115].



**Figure 11 : Réhabilitation d'un site d'entreposage temporaire [108].**

Ces sites d'entreposage temporaire ont été une source d'inquiétude pour la population. En plus de la vision d'amoncellements de milliers de sacs, plusieurs incidents ont souligné que les sacs contenant les déchets, dont la tenue est assurée pour trois ans uniquement, ont été abimés, tout comme les couvertures imperméables, à cause de la durée d'entreposage et des conditions météorologiques. De plus, quelques mesures effectuées par des journalistes sur des entreposages à proximité de lieux de vie ont montré des niveaux d'équivalent de dose externe supérieurs à  $2 \mu\text{Sv/h}$ , sur la base de mesures réalisées à proximité de sacs situés près des rues [111].

### 2.5.2.3. Réduction des volumes de déchets

L'AIEA rappelle qu'en situation post-accidentelle, la réduction des volumes de déchets peut intervenir à plusieurs stades de leur gestion [105] :

- lors du choix de l'objectif d'état final après remédiation des territoires. Par exemple, décontaminer des zones dont le niveau de contamination est très proche du bruit de fond peut générer des volumes importants de déchets sans gain dosimétrique<sup>22</sup> conséquent ;
- lors du choix des techniques de réduction de la contamination, certaines techniques générant des volumes de déchets très importants (chapitre 2.2) ;
- selon l'application ou non de seuils d'exemption ou de libération, ainsi que l'autorisation de réutiliser certains matériaux (chapitre 2.5.2.6) ;
- lors du traitement des déchets, par des actions de réduction des volumes telles que le compactage ou l'incinération.

Concernant ce dernier point, et notamment l'incinération, l'AIEA recommande que l'utilisation d'incinérateurs servant habituellement à traiter les déchets conventionnels soit envisagée pour traiter des déchets radioactifs dans une situation post-accidentelle, et soit anticipée dans les plans de préparation aux situations d'urgence [105]. Par exemple, les modifications de conception permettant l'utilisation de l'installation de manière sûre en présence de déchets radioactifs (filtres appropriés, moyens de collecte des cendres contaminées, etc.), ainsi que les instruments de réglementation permettant cette utilisation, peuvent être réfléchies en amont. Ces adaptations ne sont pas toujours simples à mettre en œuvre, notamment en ce qui concerne la sûreté des travailleurs ainsi que l'évaluation de certaines fonctions de sûreté de base comme le confinement.

Une autre option pour réduire le volume de déchets est le compostage des déchets organiques. En outre, cela permet d'éviter l'entreposage de ce type de déchets et les problématiques associées (chapitre 2.5.2.2) [114]. Cependant, plusieurs questions se posent quant au compostage de déchets contaminés, notamment sur la faisabilité du procédé (possibilité d'utiliser des installations existantes, risques associés, etc.), mais également sur le devenir du compost ainsi généré (stockage ou réutilisation). Enfin, le compactage peut également être mis en œuvre, notamment pour réduire les volumes de déchets organiques (compactage de terre, broyage de végétaux et compactage des copeaux, etc.) [55].

### Retour d'expérience de Fukushima – incinération

Dans la préfecture de Fukushima, deux types d'incinérateurs sont utilisés pour traiter les déchets incinérables spécifiés et les déchets incinérables issus des actions de réduction de la contamination :

<sup>22</sup> Le gain dosimétrique correspond à la dose épargnée aux populations par la mise en œuvre des actions de réduction de la contamination.

- une dizaine d'incinérateurs temporaires (*temporary incineration facilities*), sous la responsabilité du gouvernement japonais, dont la capacité de traitement varie de quelques tonnes à quelques centaines de tonnes de déchets par jour. Les premiers incinérateurs temporaires ont été opérationnels environ quatre ans après l'accident ;
- quatre incinérateurs préexistants (pour traiter les déchets conventionnels), malgré des difficultés à obtenir les agréments pour utiliser des incinérateurs conventionnels [105].

Certains incinérateurs ont terminé de traiter les déchets qui leur étaient destinés et ont été fermés. Deux incinérateurs ont également été construits à Okuma et à Futaba et sont dédiés au traitement des déchets envoyés sur le site d'entreposage centralisé (chapitre 2.5.2.4). Un site internet du ministère de l'Environnement recense les informations disponibles relatives aux incinérateurs temporaires, telles que les mesures de concentration en césium radioactif dans les eaux souterraines environnantes et dans les gaz rejetés ainsi que les mesures de débit de dose autour de l'installation [113].

En 2020, environ 480 000 t de débris et déchets du séisme et du tsunami avaient été incinérés [108]. Selon leur activité, les résidus d'incinération sont ensuite envoyés :

- à la décharge de Tomioka, si leur activité est inférieure à 100 Bq/g (chapitre 2.5.2.5) ;
- dans un site d'entreposage centralisé si leur activité dépasse 100 Bq/g (chapitre 2.5.2.4).

De nombreux travaux de recherche sont en cours sur la problématique de la gestion des cendres contenant du césium 137. Les origines de ces recherches sont les suivantes :

- en fonction du type de déchets incinérés, les cendres volantes accumulent des quantités de césium plus importantes que les mâchefers [106] ;
- le césium 137 contenu dans ces cendres peut être très soluble dans l'eau [116].

Différentes études ont notamment montré que le niveau de solubilité du césium radioactif était fonction du type de déchet incinéré [117]. Ainsi, pour des ordures ménagères incinérées après l'accident de Fukushima et prélevées à 1 200 km de la centrale accidentée, entre 64 % et 97 % du césium radioactif présent dans les cendres volantes peuvent être solubilisés dans les eaux. Des chiffres similaires ont été obtenus pour l'incinération du bois. Au contraire, le césium radioactif présent dans les cendres volantes issues de l'incinération de boues de STEU est généralement très peu soluble dans l'eau [104]. Cette différence est liée à la présence de particules de sols contenant des argiles, qui sont connues pour fixer efficacement le césium. Enfin, pour les végétaux contaminés suite à l'accident de Fukushima, le césium radioactif s'accumule à des niveaux similaires dans les mâchefers et dans les cendres volantes, et moins de 1 % du césium radioactif est mobilisable depuis ces résidus [116].

L'influence des types de fours d'incinération a également été étudiée, spécifiquement pour les ordures ménagères, et a révélé que le type d'incinérateur (incinérateur à grille mobile, incinérateur à lit fluidisé, etc.) est un facteur central dans la quantité de césium radioactif s'accumulant dans les cendres volantes et les mâchefers [117]. En revanche, ce paramètre n'a pas d'effet sur la solubilité du césium radioactif dans ces déchets. Cela souligne ainsi le besoin de disposer d'installations de stockage pouvant accueillir les cendres volantes et/ou de méthodes de prétraitement destinées à éliminer ou à immobiliser les radionucléides comme le césium 137.

Il est par ailleurs intéressant de souligner que le recours à l'incinération, hors situation post-accidentelle, est beaucoup plus développé au Japon qu'en France. En effet, au Japon, plus de 80 % des ordures ménagères et 80 % des boues de STEU sont incinérés [118].

### **Retour d'expérience de Fukushima – compostage**

Le compostage de déchets organiques contaminés n'a pas été mis en œuvre à grande échelle suite à l'accident de Fukushima. Quelques projets ont été développés et visent notamment à étudier si du compost produit à partir de déchets contaminés pourrait être épandu sur des parcelles agricoles dans la région de Fukushima [119][120]. Par exemple, des déchets provenant de forêts, d'activité comprise entre 0,04 Bq/g et 0,5 Bq/g, ont été mélangés

en laboratoire à des déchets organiques non contaminés pour produire du compost, comme alternative à leur incinération [119]. Entre 0,6 et 1,4 unité de masse de matériaux contaminés a été utilisée pour une unité de masse de matériaux non contaminés. Le compost résultant présente une activité comprise entre 0,012 Bq/g et 0,225 Bq/g (soit une réduction de l'activité de 50 % à 70 %), ce qui permettrait d'utiliser ce compost comme engrais (seuil fixé à 0,4 Bq/g au Japon après l'accident de Fukushima). Un autre projet, dans une installation pilote, consiste à produire du compost à partir de ballots de paille contaminés, d'activité moyenne 2,7 Bq/g, et de compost non contaminé [120]. Une unité de masse de matériaux contaminé a été utilisée pour huit unités de compost non contaminé. Le compost résultant présente une activité de 0,265 Bq/g, ce qui permettrait de le commercialiser comme engrais. Par ailleurs, au cours de cette expérience, les niveaux de radioactivité autour de l'installation de compostage ont été mesurés et ne présentent pas de variation. En outre, l'activité mesurée dans les filtres collecteurs de poussières ne dépasse pas 0,002 Bq/g.

#### 2.5.2.4. Entreposage centralisé

Les installations d'entreposage dites centralisées sont des installations prévues pour fonctionner sur des durées plus longues que les entreposages dits temporaires (présentés au chapitre 2.5.2.2). En effet, lors de la réhabilitation des sites d'entreposage temporaire, les filières de gestion de certains types de déchets peuvent encore être au stade de conception ou de construction (création d'un site de stockage par exemple), et il est nécessaire de disposer d'installations de conception plus pérenne que les entreposages temporaires pour gérer ces déchets jusqu'à la disponibilité des filières adéquates. L'AIEA souligne qu'à ce titre, des conceptions préliminaires et génériques (en fonction des différents types de déchets à gérer) devraient être développées dans les plans de préparation aux situations d'urgence, en conformité avec les prescriptions applicables à ce type d'installations dans les pays concernés (critère de confinement, critère de dose, etc.) [105].

#### Retour d'expérience de Fukushima – l'*interim storage facility* (ISF)

L'ISF est une installation d'entreposage de grande capacité située sur les communes de Futaba et d'Okuma (Figure 12 et Figure 13), qui doit permettre d'entreposer pendant une trentaine d'années les terres et les déchets issus des actions de réduction de la contamination (quelle que soit leur activité massique) et les déchets spécifiés et les cendres d'incinération dont l'activité dépasse 100 Bq/g. Le volume total de déchets devant être acheminé vers le site est d'environ 14 millions de mètres cubes, selon les estimations d'août 2020 [108]. L'installation est gérée par JESCO (entreprise sous la responsabilité du gouvernement). La construction du site a débuté en 2016 et les opérations d'entreposage ont débuté en 2017. Les informations sur la surveillance générale du site et l'avancement des travaux d'entreposage sont centralisées par le ministère de l'Environnement [121][122] et JESCO [123]. L'ISF est prévu pour fonctionner jusqu'en 2048. Ensuite, les déchets devront être stockés dans une autre installation, hors de la préfecture de Fukushima (chapitre 2.5.2.5).

L'acquisition des terrains est une étape clé dans la mise en place de l'ISF, ceux-ci appartenant à des propriétaires privés et publics (2 360 propriétaires pour 1 600 ha). En 2022, 92 % des propriétaires avaient établi un contrat avec le ministère de l'Environnement pour céder ou louer leurs terrains [115]. Concernant l'acceptabilité de l'ISF par les riverains, des conférences publiques ont été organisées en 2014 pour expliquer les principes de l'ISF aux habitants d'Okuma et de Futaba. Après l'acceptation du principe de l'ISF, de nouvelles conférences publiques ont été organisées pour présenter les conditions de rachat et d'indemnisation des propriétaires. Ceux-ci se sont constitués en association de défense de leurs droits, avec plusieurs exigences (garantie d'un prix de vente ou de location au minimum égal à la valeur foncière des terrains avant l'accident, respect des exigences de sûreté et de sécurité des installations, garantie de la fin d'exploitation de l'ISF avant 2048, etc.) [111].

En parallèle de l'acquisition des terrains, le ministère de l'Environnement a mis en œuvre les opérations de transport des déchets des entreposages temporaires vers l'ISF, pour pouvoir commencer les opérations de réduction des volumes, de tri et d'entreposage. Fin 2021, le ministère de l'Environnement estimait qu'environ dix millions de mètres cubes de déchets avaient été transportés vers l'ISF et envisageait de terminer les opérations de transport des déchets des sites d'entreposage temporaire vers l'ISF en 2022 [115].

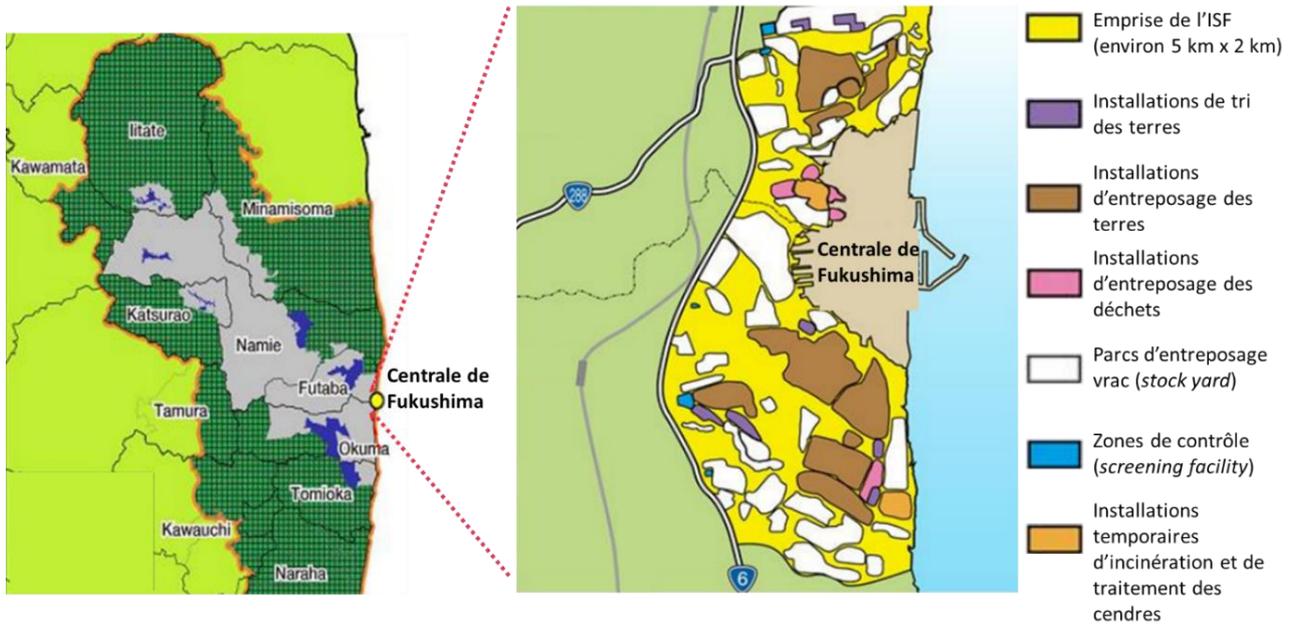


Figure 12 : Localisation et organisation de l'ISF (modifié d'après [108]).



Figure 13 : Photographie aérienne de l'ISF [108].

Le traitement des déchets au sein de l'ISF dépend de leur nature (Figure 14). Les déchets incinérables qui n'auraient pas encore été incinérés sont envoyés dans l'une des trois installations d'incinération associées à l'ISF ; les déchets non incinérables (terres principalement) sont triés et entreposés dans des alvéoles ensuite couverts (Figure 15), et les eaux sont récupérées, contrôlées et traitées avant rejet. Les cendres sont traitées si possible dans l'un des deux fours de Futaba (d'une capacité totale de 150 t/j) pour réduire leur volume, puis sont mises dans des conteneurs et entreposées dans des hangars.

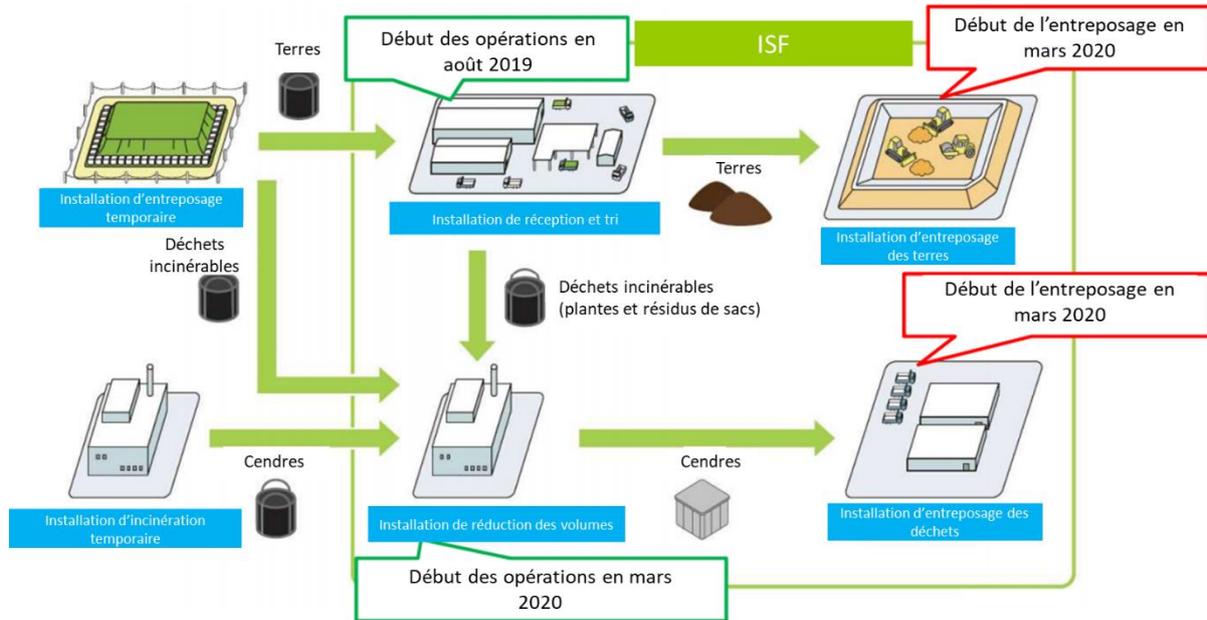


Figure 14 : Principe du tri des déchets à l'ISF [124].



Figure 15 : Installation d'entreposage des terres contaminées, en cours de remplissage (à gauche) et après remplissage (à droite) [108].

### 2.5.2.5. Stockage

À la suite d'un accident nucléaire de grande ampleur, les installations de stockage utilisées habituellement pour gérer les déchets radioactifs ne seront probablement pas en mesure de stocker l'intégralité des déchets générés [105].

Cependant, l'AIEA rappelle qu'en situation post-accidentelle, les activités de stockage ont lieu sur des durées beaucoup plus longues que les autres étapes de gestion des déchets (tri, entreposage, incinération, etc.), ce qui permet d'effectuer les opérations de stockage dans une situation proche de la normale et notamment d'allouer suffisamment de ressources à la caractérisation précise des déchets afin de réduire les incertitudes quant à leur caractéristiques radiologiques, physiques et chimiques. Le choix du site de stockage et l'analyse de la sûreté de l'installation peuvent également être effectués sur une durée plus longue [105]. Ainsi, l'AIEA identifie peu de différences entre le stockage de déchets radioactifs en situation post-accidentelle et en situation habituelle. La seule différence notable concerne le volume de déchets, potentiellement largement plus important en situation post-accidentelle, et l'hétérogénéité de ces déchets.

## Retour d'expérience de Fukushima

Dans le cas de Fukushima, trois types de stockage sont identifiés (Figure 9) :

- le stockage en décharge conventionnelle des déchets non spécifiés (provenant de l'ICSA et d'activité inférieure à 8 Bq/g) ;
- le stockage dans la décharge de Tomioka des déchets spécifiés et des cendres d'incinération d'activité inférieure à 100 Bq/g (voir ci-dessous) ;
- le stockage (en projet) des déchets spécifiés et des cendres d'incinération d'activité supérieure à 100 Bq/g, ainsi que des terres et déchets issus des actions de réduction de la contamination, quelle que soit leur activité (voir ci-dessous). Ces déchets sont actuellement entreposés à l'ISF.

### Décharge de Tomioka

La décharge de Tomioka (Figure 16) est une ancienne décharge industrielle (Fukushima Eco Tech Clean Center) qui a été nationalisée après accord des autorités locales en 2016. Le ministère de l'Environnement est responsable du stockage des déchets et de la surveillance du site.

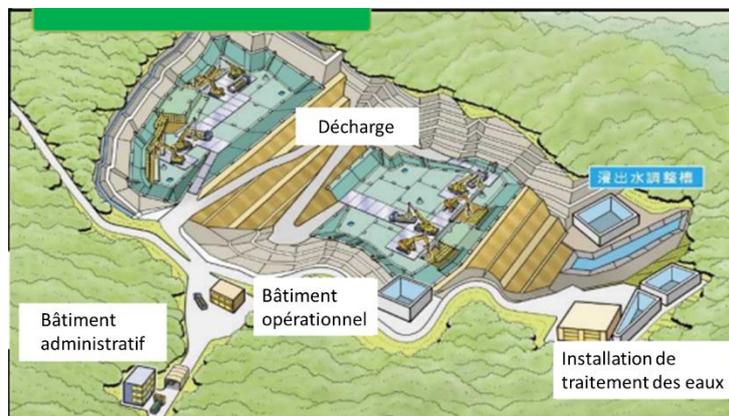


Figure 16 : Schéma de la décharge de Tomioka (modifié d'après [125]).

Cette installation doit accueillir 650 000 m<sup>3</sup> de déchets spécifiés (non incinérables, résidus d'incinération, boues de STEU) dont l'activité massique est entre 8 Bq/g et 100 Bq/g. Plus précisément, les déchets sont répartis de la manière suivante [108] :

- 445 000 m<sup>3</sup> de débris et de déchets issus de la SDA (remplissage prévu sur 6 ans) ;
- 182 000 m<sup>3</sup> de déchets issus de l'ICSA (remplissage prévu sur 6 ans) ;
- 27 000 m<sup>3</sup> de déchets générés par les habitants du district de Futaba (remplissage prévu sur 10 ans).

En 2020, le ministère de l'Environnement indiquait que 140 000 t de débris et de déchets avaient déjà été stockés [108]. Les déchets non stabilisés (cendres et boues) sont cimentés sur le site et mis en conteneurs, dont le débit de dose est contrôlé.

Une couche imperméable est disposée entre chaque étage de l'empilement de déchets et la couche supérieure de l'installation est en permanence recouverte d'une bâche. Les eaux de ruissellement et d'infiltration sont collectées et contrôlées avant rejet. L'environnement autour du site est surveillé par le ministère de l'Environnement.

### Stockage des déchets entreposés à l'ISF

Un stockage définitif suivra l'entreposage des déchets à l'ISF. En effet, les déchets doivent être évacués de l'ISF en 2048 au plus tard. Le ministère de l'Environnement se concentre à l'heure actuelle sur l'information du public autour de ce projet. Le site qui sera retenu, en principe hors de la préfecture de Fukushima, n'est pas encore déterminé [108].

### 2.5.2.6. Réutilisation

La réutilisation de matériaux est l'un des moyens de réduire le volume de déchets à gérer en situation post-accidentelle. À ce titre, l'AIEA rappelle que dans le cas où ce concept est déjà en application dans un pays, il est intéressant d'évaluer son applicabilité en situation post-accidentelle, lors de l'établissement de plans de préparation aux situations d'urgence. Si ce concept n'est pas utilisé en situation normale, il peut être intéressant de considérer son ajout dans le cadre réglementaire, pour les situations post-accidentelles [105].

#### Retour d'expérience de Fukushima

Au Japon, le concept de libération était appliqué avant 2011, avec notamment un seuil pour le césium 137 fixé à 0,1 Bq/g. En effet, ce concept a été introduit en 2005, dans le cadre de la préparation du démantèlement du parc électronucléaire [126]. Les seuils de libération étaient basés sur le guide RS-G 1.7 de l'AIEA [127], avec le respect d'un critère de dose de 10 µSv/an. Suite à l'application de ce concept en 2009, des gravats et des bétons (600 t en 2011 et 1 300 t en 2012) ont été utilisés pour niveler les zones affaissées suite au tremblement de terre de 2011 et pour les fondations de parking au *Nuclear Science Research Institute*. Cependant, la société civile (consommateurs et industriels) n'apparaît pas favorable au recyclage et à l'intégration du marché non-nucléaire de matériaux TFA [128].

##### *Recyclage de débris et déchets*

Fin 2011, le gouvernement japonais a décidé d'autoriser le recyclage des débris et des déchets d'activité inférieure à 3 Bq/g dans des projets de génie civil, tant que la fréquentation des ouvrages réalisés n'expose pas le public à plus de 0,01 mSv/an. En août 2020, le ministère de l'Environnement a indiqué que 1,6 million de mètres cubes de débris et déchets avaient été recyclés [108].

##### *Recyclage de terres issues des actions de réduction de la contamination*

En 2016, la politique de recyclage a été étendue aux terres issues de la décontamination, d'activité inférieure à 8 Bq/g. Les terres recyclées doivent être recouvertes d'une couche de protection (terre non contaminée), pour garantir une dose inférieure à 1 mSv/an pendant la construction des ouvrages et 10 µSv/an par la suite, dans des ouvrages simples (remblais de routes, couvertures de décharges, digues, etc.) et conçus de manière à ce que la terre recyclée ne soit pas exposée suite à des dégradations naturelles [108]. Le seuil de 8 Bq/g est une valeur maximale, adaptée aux conditions d'utilisation et de fréquentation du site. Des mesures de débit de dose ambiant et de concentration dans les eaux souterraines doivent être effectuées. L'objectif du ministère de l'Environnement est de mettre en œuvre le recyclage à grande échelle, ce qui nécessitera plusieurs étapes pour optimiser la radioprotection et améliorer l'acceptabilité [108]. En 2022, le ministère de l'environnement estime que 75 % des terres contaminées entreposées à l'ISF présentent une activité inférieure à 8 Bq/kg [115].

Plusieurs projets pilote ont été mis en œuvre. Par exemple, à Iitate, des terres ont été utilisées pour remblayer une parcelle agricole destinée à la culture énergétique (production de biomasse destinée à une valorisation énergétique) [108]. Après réception, tri des terres pour retirer les débris végétaux et contrôle de l'activité, les sacs de terre (d'activité inférieure à 5 Bq/g) ont été répandus sur une hauteur d'environ 1 m et recouverts de 50 cm de terre non contaminée [129]. À Minamisoma, 700 t de terre contaminée ont été utilisées pour des remblais routiers, sur une portion de route créée sur un site d'entreposage, avec une couverture de 50 cm de sable et terre non contaminés. L'activité moyenne des terres recyclées est de l'ordre de 0,77 Bq/g. Un groupe d'experts a conclu à la faisabilité de cette méthode sur la base de mesures de radioactivité, mais aucun projet de ce type grandeur nature n'a été conduit à ce jour [125]. Les principales objections au principe du recyclage des terres contaminées sont résumées par l'organisation non gouvernementale *Friends of the Earth – Japan* [130][131] :

- inadéquation du seuil retenu (8 Bq/g) avec le seuil de libération appliqué au Japon pour le démantèlement du parc électronucléaire (0,1 Bq/g) ;
- utilisation de terres dans des ouvrages dont la durée de vie ou d'exploitation n'est que deux à trois fois supérieure à la demi-vie du césium 137, ce qui peut conduire à terme à un retour dans l'espace public de matériaux dont la contamination serait encore supérieure au seuil de libération de 0,1 Bq/g ;

- similaire à stocker des déchets dans la préfecture de Fukushima, alors que le gouvernement a promis que ces déchets seront stockés hors de la préfecture ;
- risque de dégradation des ouvrages à cause de catastrophes naturelles, ce qui pourrait induire une contamination de l'environnement.

Ainsi, le retour d'expérience de Fukushima montre que la possibilité de réutiliser des matériaux, qu'ils soient issus du fonctionnement normal du secteur électronucléaire ou d'une situation accidentelle, est soumise à l'acceptabilité de cette solution.

### 3. ÉTUDE DE CAS

Des simulations numériques ont été réalisées par l'IRSN afin d'évaluer les quantités de déchets susceptibles d'être produites par la mise en œuvre d'actions de réduction de la contamination en milieux urbains et agricoles, et par la contamination des denrées agricoles, à la suite d'un accident survenant en France métropolitaine d'ampleur comparable à ceux de Tchernobyl et de Fukushima (accident majeur). En effet, le GT a estimé nécessaire de considérer des accidents de plus grande ampleur que ceux retenus dans le cadre du GT « Décontamination des territoires et gestion des déchets contaminés » du deuxième mandat du CODIRPA [3], ces derniers ne conduisant pas à générer un volume de déchets dépassant significativement les capacités des installations usuelles de gestion des déchets radioactifs (chapitre 2.3). Le présent chapitre détaille tout d'abord la méthode de calcul et les hypothèses associées, ainsi que le scénario de rejet et les stratégies de réduction de la contamination retenus. Ensuite, les résultats des simulations, en termes de quantité de déchets produits et d'option de gestion, sont présentés et discutés, au regard des pratiques et filières existantes en France.

#### 3.1. Méthode de calcul et hypothèses retenues

##### 3.1.1. Calcul des volumes de déchets générés et de leur activité

Les accidents de Tchernobyl et de Fukushima ont montré la complexité de la gestion des déchets radioactifs générés par la mise en œuvre d'actions de réduction de la contamination, notamment car des déchets de natures variées sont produits rapidement et en grande quantité (chapitre 2.5.1). Pour évaluer la quantité de déchets produite par la mise en œuvre de différentes stratégies de réduction de la contamination sur un territoire donné, ainsi que la quantité de déchets agricoles, l'IRSN a développé un outil nommé *dewaX*.

###### 3.1.1.1. Présentation de l'outil *dewaX*

*DewaX* est un outil de calcul permettant de comparer différentes stratégies de réduction de la contamination des territoires après un accident nucléaire (notamment sur la base de l'estimation des quantités de déchets générés par la mise en œuvre de ces stratégies), et/ou d'évaluer la quantité de déchets agricoles (denrées agricoles non consommables) produite par cet accident. Une stratégie de réduction de la contamination est définie par les éléments suivants :

- la ou les emprises spatiales délimitant le ou les territoires contaminés sur lesquels s'applique la stratégie ;
- la liste des actions de réduction de la contamination qui seront mises en œuvre à l'intérieur des territoires contaminés sur lesquels s'applique la stratégie ;
- la plage temporelle (dates de début et de fin) de mise en œuvre de la stratégie.

Les actions de réduction de la contamination sont toujours spécifiques à une occupation des sols particulière. Pour le moment, *dewaX* considère uniquement les territoires urbains et agricoles, étant donné que la très grande majorité du retour d'expérience se rapporte à ces deux types de territoires. Toutefois, il est prévu dans un avenir proche que soient également ajoutées les forêts.

La comparaison entre les stratégies est réalisée au regard des grandeurs calculées suivantes, lorsque les données d'entrée sont disponibles pour chacune d'elles :

- le volume de déchets générés à l'issue de la mise en œuvre de la stratégie, et ce en les catégorisant (liquides (eau contaminée), solides inflammables<sup>23</sup>, terres contaminées, solides autres) ;
- le coût de mise en œuvre de l'ensemble des actions de réduction de la contamination comprises dans la stratégie ;
- la main d'œuvre nécessaire à la réalisation des actions de réduction de la contamination, ainsi que celle nécessaire à la prise en charge des déchets ;

<sup>23</sup> Dans l'outil *dewaX*, les déchets sont classés en fonction de leur caractère inflammable. Selon les choix de gestion retenus en situation post-accidentelle, ces déchets ne sont pas nécessairement incinérés. Toutefois, dans la présente étude, ces déchets étant exclusivement des déchets végétaux, le terme de déchets incinérables est utilisé à la place de déchets inflammables dans la suite du document.

- l'activité surfacique (*i.e.* le dépôt), radionucléide par radionucléide, à l'intérieur des territoires contaminés avant et après mise en œuvre de la stratégie, permettant ainsi de juger de l'efficacité d'une stratégie (voir l'encadré ci-dessous), prenant en compte la filiation et la décroissance radioactive qui s'est opérée sur l'intervalle de temps.

**L'efficacité**, ici définie au regard d'un objectif de réduction du niveau d'exposition ambiante, correspond dans ce contexte au rapport entre l'activité surfacique avant et immédiatement après la mise en œuvre d'une stratégie de réduction de la contamination.

Il est important de noter que l'activité surfacique finale obtenue peut être le résultat, selon les endroits, d'une réduction directe de la contamination surfacique (par exemple, lavage à l'eau haute pression de certaines surfaces), ou bien d'une atténuation partielle ou totale de son rayonnement (par exemple, recouvrement par de l'asphalte des surfaces en terre ou en herbe).

Ainsi, l'efficacité est ici un indicateur représentatif de la réduction du niveau d'exposition ambiante, et donc de l'activité surfacique contribuant à l'exposition ambiante. Cet indicateur n'intègre pas l'impact éventuel de la migration de contaminations subsistant dans l'environnement mais dont les rayonnements auraient été atténués.

Par ailleurs, dewaX permet d'estimer l'activité massique des déchets générés, ainsi que la répartition des volumes de déchets en fonction de celle-ci. Les valeurs d'activité massique sont calculées à trois dates : en fin de mise en œuvre de stratégie, et à deux dates ultérieures permettant de simuler un entreposage temporaire et ainsi de tenir compte de la filiation et de la décroissance radioactive des radionucléides composant ces déchets pendant ces durées d'immobilisation temporaires.

La masse de déchets agricoles est quant à elle estimée à partir de la Statistique Agricole Annuelle (SAA) établie par le ministère de l'agriculture, fournie par produit agricole et par commune. Ainsi, dès lors qu'un produit agricole dépasse son niveau maximal admissible (NMA) défini dans la réglementation européenne [132], dewaX le considère comme un déchet et ajoute la masse correspondante, déduite de la SAA, au bilan total. Concrètement, comme pour une stratégie de réduction de la contamination, il est nécessaire dans dewaX de définir la ou les emprises spatiales délimitant le ou les territoires contaminés dans lesquels les déchets agricoles seront recensés (par exemple, la zone de contrôle avant commercialisation). À partir de cette donnée, de celle de la SAA et de l'évolution temporelle du niveau de contamination des produits agricoles, dewaX fournit en résultat l'évolution temporelle (instantanée et cumulée) de la masse de déchets agricoles, catégorisés par produit agricole et par déchet solide et/ou liquide.

En complément, que ce soit pour les simulations de comparaison de stratégies de réduction de la contamination ou l'estimation des quantités de déchets agricoles, dewaX fournit des résultats exploitables à l'aide d'un logiciel de système d'informations géographiques (SIG) pour visualiser spatialement l'ensemble des grandeurs calculées.

### 3.1.1.2. Hypothèses retenues

Les données utilisées (chapitre 3.1.3.1) sont issues des retours d'expérience de Tchernobyl et de Fukushima [54][55]. Les valeurs d'efficacité (voir l'encadré du chapitre 3.1.1.1) ou de quantité de déchets considérées ont été obtenues sur la base du retour d'expérience de la mise en œuvre de diverses actions dans des conditions particulières, propres aux territoires affectés par les dépôts dus aux rejets des accidents de Tchernobyl et de Fukushima (méthode d'évaluation de l'efficacité des actions, typologie des dépôts, saison, modes opératoires, coût de la main d'œuvre, etc.).

Les données issues du retour d'expérience de Fukushima ont été obtenues sur des sites pilotes, utilisés pour tester différentes techniques de réduction de la contamination, et non à partir de l'application de ces techniques à grande échelle, sur des territoires plus étendus. En effet, la mise en œuvre d'actions sur des sites pilotes a fait l'objet d'un suivi particulier et de nombreuses mesures, permettant à JAEA d'établir des fiches sur ces actions [55], peuvent être directement utilisées pour alimenter l'outil dewaX. En revanche, le retour d'expérience de l'application de ces mêmes actions à grande échelle ne peut pas être utilisé directement dans l'outil dewaX,

faute de données directement exploitables pour chaque action mise en œuvre. Les paramètres tels que l'efficacité, le coût ou le volume de déchets issus des différents retours d'expériences ont été moyennés.

Enfin, le modèle d'occupation des sols utilisé à l'intérieur des milieux urbains et agricoles (chapitres 2.1.1 et 2.1.2) est un modèle établi sur la base de données moyennes françaises. Ce biais entraîne ainsi un lissage de la réduction de la contamination à l'intérieur de chacun de ces milieux dû à la perte de l'information sur la localisation des éléments (position des bâtiments, espaces verts, etc.).

**Au vu des hypothèses précitées, les résultats obtenus avec l'outil dewaX ne doivent ainsi pas être considérés comme des estimations précises, mais comme des ordres de grandeurs qui permettent en particulier de comparer différentes stratégies entre elles.**

### 3.1.2. Scénario de rejet

Les travaux de l'IRSN réalisés dans le cadre du deuxième mandat du CODIRPA [3] ont montré que les scénarios d'accident alors étudiés n'étaient pas comparables à la situation japonaise après l'accident de Fukushima et ne permettaient pas d'éprouver le système de gestion des déchets radioactifs en France. Aussi, dans le cadre du présent mandat du CODIRPA, un scénario d'accident dit majeur (niveau 7 sur l'échelle INES), conduisant à des rejets massifs de radionucléides à partir du site de Dampierre, a été étudié, conformément au choix du GT lors de la réunion du 6 mai 2021. Ce scénario, répondant aux demandes du GT (scénario de grande ampleur contaminant durablement le territoire), fait partie des scénarios retenus dans le cadre des évaluations probabilistes de sûreté (EPS) de l'IRSN [133], et des estimations des coûts d'accidents nucléaires en France [134]. Les activités rejetées dans le cas de ce scénario, par familles isotopiques, sont données dans le Tableau 7.

**Tableau 7 : Activité rejetée (en Bq) pour le scénario étudié.**

Famille des césiums	Famille des gaz rares	Famille des iodes	Famille des strontium	Famille des tellures
$5,1.10^{16}$	$6,3.10^{18}$	$1,1.10^{18}$	$1,07.10^{17}$	$2,5.10^{17}$
<b>Dont <math>^{134}\text{Cs}</math>, <math>^{136}\text{Cs}</math> et <math>^{137}\text{Cs}</math></b>		<b>Dont <math>^{131}\text{I}</math></b>		
$5,09.10^{16}$ (soit 99,8 %)		$2,53.10^{17}$ (soit 23 %)		

Les activités rejetées sont du même ordre de grandeur que celles reconstruites à partir d'observations sur le territoire japonais [135], à savoir  $10^{17}$  Bq d'iode 131 et  $3,6.10^{16}$  Bq pour la somme des césiums 134, 136 et 137.

#### 3.1.2.1. Conditions météorologiques

Les conditions météorologiques retenues par le GT lors de la réunion du 6 mai 2021 sont issues des prévisions météorologiques fournies par Météo France pour la période du 12 au 15 avril 2020. En effet, le GT a estimé que la cartographie des dépôts dans ces conditions météorologiques devrait permettre d'approfondir l'étude des moyens de gestion des déchets en situation post-accidentelle (par exemple, la zone concernée par les dépôts est plus étendue que celle étudiée dans le cadre du GT « Décontamination des territoires et gestion des déchets contaminés » du deuxième mandat du CODIRPA [3]).

La Figure 17 représente les champs de vent à l'échelle nationale pour la période simulée. Il s'agit de données instantanées à une heure donnée pour la période considérée. Le 12 avril, les masses d'air autour du site de Dampierre se déplaçaient en direction du nord est. À partir du 13 avril, la direction des masses d'air s'établit vers le sud-ouest puis l'ouest.

#### 3.1.2.2. Dépôts à la fin des rejets

La Figure 18 et la Figure 19 présentent la distribution spatiale des dépôts pour la famille des isotopes de l'iode (dont l'iode 131) ainsi que pour les radionucléides émetteurs bêta. La présence d'épisodes pluvieux locaux lors du passage du panache conduit à une répartition hétérogène de la contamination sur le territoire (effet de « taches de léopard »).

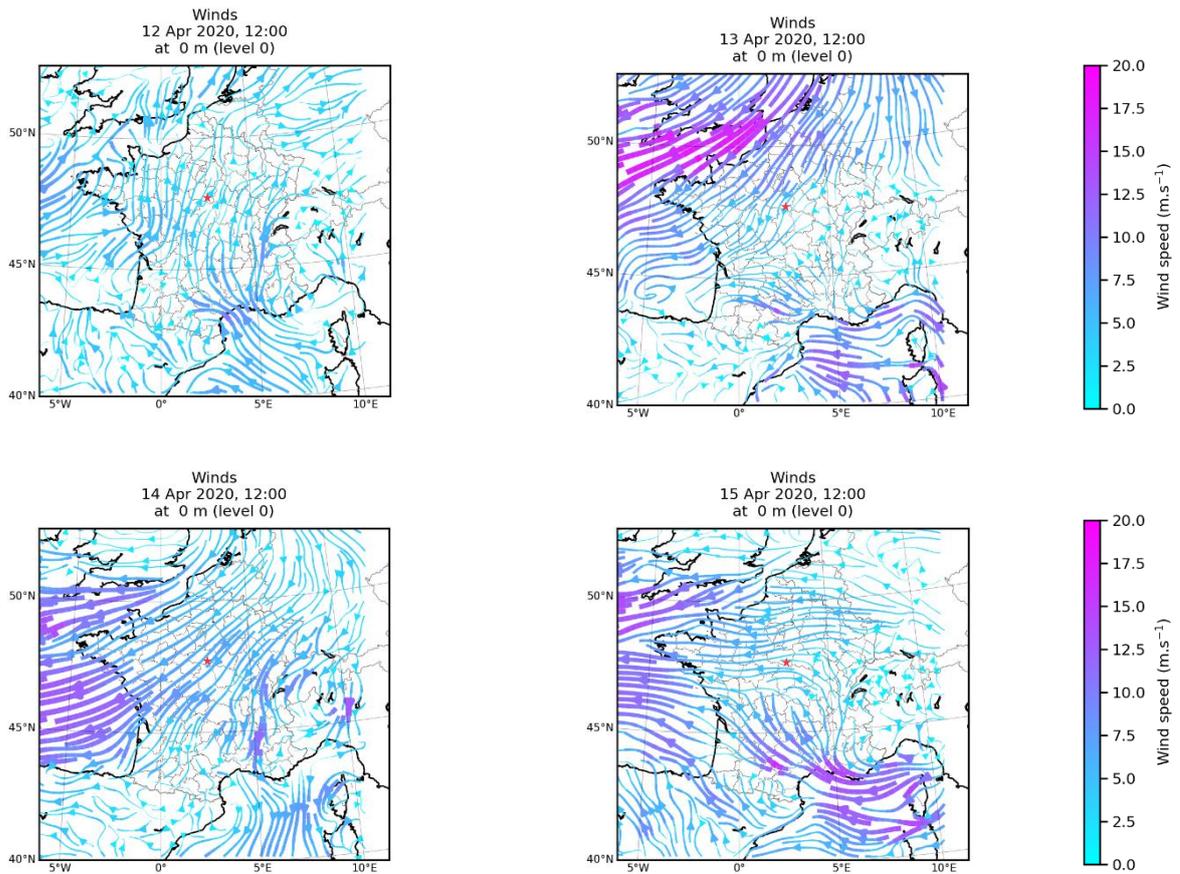


Figure 17 : Champs de vent instantanés sur le territoire national entre le 12 et le 15 avril 2020.

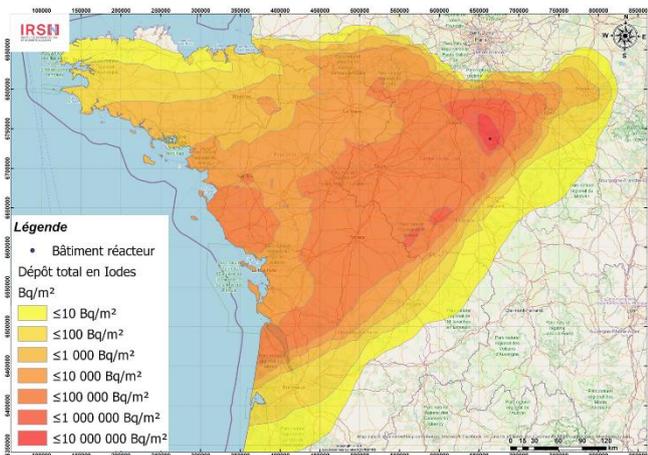


Figure 18 : Dépôt en Bq/m² à la fin des rejets pour la famille des iodes.

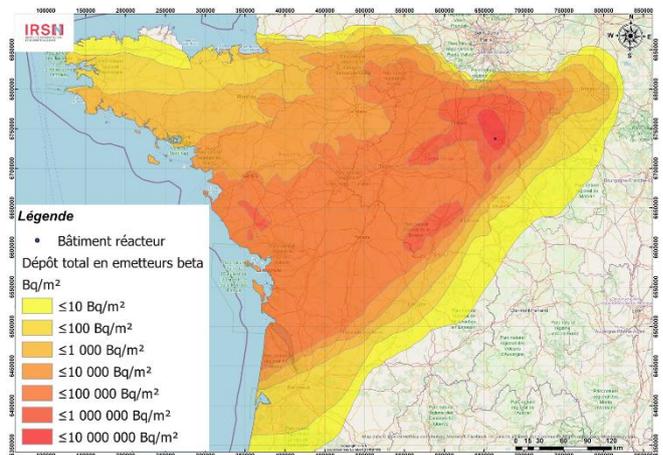


Figure 19 : Dépôt en Bq/m² à la fin des rejets pour la famille des radionucléides émetteurs bêta.

### 3.1.2.3. Zonage post-accidentel

Les derniers travaux du CODIRPA ont conduit à la mise à jour des éléments techniques pour la réalisation du zonage post-accidentel, cadre structurant pour la mise en place des actions de gestion [12]. Le CODIRPA définit ainsi quatre zones pour structurer la mise en œuvre des actions de gestion post-accidentelles :

- la zone d'éloignement (ZE), où la contamination ambiante est élevée et nécessite un éloignement de la population pour une période plus ou moins longue ;
- une zone où une interdiction de consommation des productions du jardin est nécessaire pour limiter l'exposition interne ;
- une zone où des recommandations alimentaires sont nécessaires dans un objectif d'optimisation afin de limiter les doses reçues ;
- une zone de contrôle des productions agricoles avant leur commercialisation. Il s'agit du territoire où au moins une denrée produite est susceptible de dépasser les NMA définis par la réglementation européenne [132].

La Figure 20 présente uniquement les zones qui sont utilisées dans la présente étude, à savoir les territoires concernés par un éloignement et ceux où des contrôles sont nécessaires avant une mise sur le marché des productions agricoles. La zone d'éloignement, définie par modélisation sur un niveau de référence de 20 mSv/an, s'étend sur 1 450 km<sup>2</sup>. Elle concerne, sous ces hypothèses, 135 communes et environ 145 000 personnes.

Cette mise à jour de la doctrine ne définissant plus de zone au sein de laquelle des actions de réduction de la contamination pourraient être mise en œuvre, l'IRSN, à l'instar des propositions émises dans son rapport de 2018 [3], a retenu leur mise en œuvre dans les territoires où la dose totale hors ingestion est supérieure à 1 mSv/an. En effet, cette approche permet de tenir compte de toutes les voies d'atteinte hors ingestion de denrées contaminées (exposition au dépôt par inhalation et par ingestion involontaire) et est cohérente avec la définition du zonage mis en œuvre à Fukushima. Par ailleurs, le calcul de la dose permettant de délimiter ces territoires est effectué à partir de trois mois après la fin des rejets, afin d'éviter d'effectuer cette délimitation sur la base de radionucléides dont l'activité décroît rapidement après les rejets (iode 131 notamment).

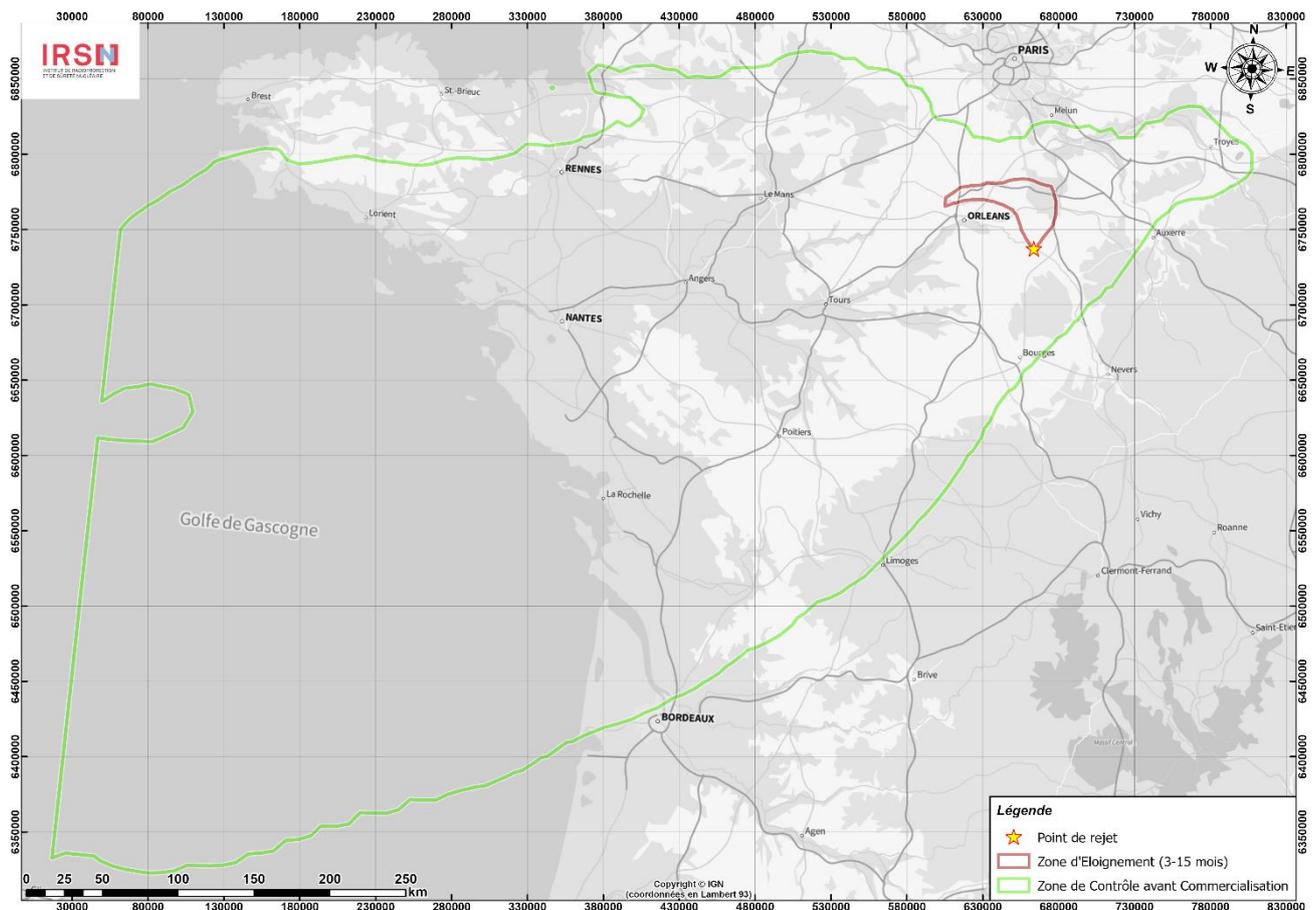


Figure 20 : Zone d'éloignement et zone de contrôle des productions agricoles avant commercialisation.

La zone de contrôle avant commercialisation impacte largement le milieu marin. Toutefois, dans le cadre de la présente étude, les productions marines ne sont pas considérées. Un GT dédié au milieu marin est en cours de constitution dans le cadre du troisième mandat du CODIRPA.

### 3.1.3. Stratégies de réduction de la contamination

Pour déterminer les quantités de déchets générées à la suite de la mise en œuvre d'actions de réduction de la contamination sur un territoire, il est nécessaire de considérer ces dernières dans leur ensemble et de les associer à des éléments d'espace et de temps. Ainsi, il convient de raisonner en termes de stratégies : pour un rejet donné, une stratégie de réduction de la contamination est définie par une liste d'actions à mettre en œuvre, des zones d'application et une fenêtre temporelle de réalisation de ces actions. Dans le cadre de la présente étude, seules des actions de réduction de la contamination appliquées aux milieux urbain et agricole ont été retenues, puisqu'il s'agit des deux milieux implémentés dans l'outil dewaX.

#### 3.1.3.1. Actions de réduction de la contamination retenues

Pour évaluer l'influence des différentes actions de réduction de la contamination sur la quantité de déchets générés, trois listes d'actions ont été utilisées pour les simulations réalisées avec dewaX, sur la base des retours d'expérience de Tchernobyl et de Fukushima [54][55] :

- une liste d'actions mises en œuvre à Tchernobyl (Tableau 8), dite « stratégie issue du retour d'expérience de Tchernobyl », consistant principalement au lavage des surfaces dures (routes, toits, murs et vitres extérieurs), au retrait de végétation dans les espaces verts et au labour des terres agricoles. Il est à noter que cette stratégie ne correspond pas à ce qui a concrètement été mis en œuvre dans les territoires contaminés suite à l'accident de Tchernobyl – il s'agit d'une liste non exhaustive d'actions mises en œuvre dans ces territoires ;
- une liste d'actions mises en œuvre à Fukushima (Tableau 9), dite « stratégie issue du retour d'expérience de Fukushima », consistant principalement au lavage des surfaces dures (routes, toits, murs et vitres extérieurs), au retrait de végétation et de la terre dans les espaces verts et au décapage des terres agricoles. Comme pour la stratégie précédente, il est à noter que cette stratégie s'inspire de ce qui a concrètement été mis en œuvre dans les territoires contaminés suite à l'accident de Fukushima sans toutefois en traduire toute la complexité ;
- une liste d'actions ayant pour objectif principal de réduire le niveau d'exposition ambiante et présentant ainsi la meilleure réduction de la contamination surfacique (voir l'encadré du chapitre 3.1.1.1) sur chaque type d'élément contaminé (Tableau 10). Cette stratégie, dite « stratégie de réduction maximale de la dose ambiante », consiste principalement au retrait ou remplacement des surfaces dures, au recouvrement des surfaces en herbe par des pavés ou de l'asphalte et au labour des terres agricoles. Il est à noter qu'il ne s'agit pas de la stratégie qui retire le plus de contamination dans l'environnement, mais celle qui vise la meilleure réduction de la dose ambiante à court terme. En effet, seule l'efficacité de l'action visant à réduire la contamination surfacique à court-terme a guidé le choix des actions à retenir : les effets négatifs de ces actions (artificialisation des sols par exemple), leur faisabilité technique ou leur acceptabilité sociétale ne sont, à ce stade, pas pris en compte.

Par ailleurs, pour chaque type d'élément contaminé (toits, routes, terres agricoles, etc.), le choix est fait d'appliquer la même action de réduction de la contamination sur tout le territoire, quel que soit le niveau de contamination ou la sensibilité des usages (école, entrepôts, etc.), pour des raisons de simplification et dans l'objectif d'obtenir des ordres de grandeur. Or, il pourrait être envisagé de ne décapier les terres agricoles qu'au-delà d'un certain niveau de dépôt, et de les labourer en deçà. En effet, les fiches établies par JAEA à la suite de tests d'actions de réduction de la contamination recommandent de ne pratiquer le labour que lorsque l'activité massique des terres contaminées est inférieure à 5 Bq/g [55].

Ainsi, **les trois stratégies proposées dans la présente étude sont simplement illustratives. Elles ne correspondent pas à des recommandations de l'IRSN.** D'autres stratégies auraient pu être choisies. Par exemple, au lieu de chercher à réduire au plus la dose ambiante, il serait possible de chercher à minimiser le volume de déchets, la main d'œuvre nécessaire, ou encore à retirer le plus de contamination possible de l'environnement.

**Tableau 8 : Liste d'actions de la stratégie issue du retour d'expérience de Tchernobyl [54].**

	Action	Main d'œuvre (m <sup>2</sup> /(h.j))	Efficacité <sup>24</sup>	Volume d'eau contaminée (L/m <sup>2</sup> )	Volume de déchets solides (m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> )		
					Terres	Déchets incinérables	Autres
Milieu urbain	Murs et vitres – Lavage à l'eau haute pression	120	0,57	20	0	0	1,5.10 <sup>-4</sup>
	Toits – Lavage à l'eau haute pression	120	0,57	20	0	0	1,5.10 <sup>-4</sup>
	Jardins – Surface de végétation – Retrait des plantes et des arbustes	2 200	0,70	0	0	2,0.10 <sup>-3</sup>	0
	Jardins – Surface dure – Lavage à l'eau haute pression	120	0,57	20	0	0	1,3.10 <sup>-4</sup>
	Jardins – Surface en herbe – Retrait du sol et du gazon sur 5 cm (mécanique)	90	0,93	0	5,0.10 <sup>-2</sup>	0	0
	Espaces verts – Surface de végétation – Retrait des plantes et arbustes	2 200	0,70	0	0	2,0.10 <sup>-3</sup>	0
	Espaces verts – Surface en herbe – Retrait du sol et du gazon sur 5 cm (mécanique)	90	0,93	0	5,0.10 <sup>-2</sup>	0	0
	Voiries – Lavage à l'eau haute pression	144	0,76	20	0	0	1,3.10 <sup>-4</sup>
Milieu agricole	Routes – Lavage à l'eau haute pression	144	0,76	20	0	0	1,3.10 <sup>-4</sup>
	Terres agricoles – Labour	56 000	0,68	0	0	0	0

<sup>24</sup> Les efficacités sont évaluées en termes de réduction d'activité, sauf pour l'action « Labour », pour laquelle l'efficacité est évaluée en dose externe β/y.

**Tableau 9 : Liste d'actions de la stratégie issue du retour d'expérience de Fukushima [55].**

	Action	Coût (€/m <sup>2</sup> )	Main d'œuvre (m <sup>2</sup> /(h.j))	Efficacité <sup>25</sup>	Volume d'eau contaminée (L/m <sup>2</sup> )	Volume de déchets solides (m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> )		
						Terres	Déchets incinérables	Autres
Milieu urbain	Murs et vitres – Lavage à l'eau haute pression	9,6	50	0,46	25	0	0	2,0.10 <sup>-4</sup>
	Toits – Brossage et lavage à l'eau haute pression	10,9	20	0,50	5	0	0	1,3.10 <sup>-4</sup>
	Gouttières – Retrait des débris et lavage à l'eau haute pression	12,3	6	0,60	3	0	6,6.10 <sup>-2</sup>	0
	Jardins – Surface de végétation – Taille des arbres et retrait de la terre à leur pied	7,4	30	0,12	0	1,5.10 <sup>-2</sup>	1,5.10 <sup>-2</sup>	0
	Jardins – Surface dure – Lavage à l'eau haute pression	13,2	15	0,54	25	0	0	2,0.10 <sup>-4</sup>
	Jardins – Surface en herbe – Décapage d'une mince couche de terre végétale	5,9	70	0,50	0	3,0.10 <sup>-2</sup>	0	0
	Espaces verts – Surface en herbe – Décapage du sol avec une pelle mécanique	5,6	90	0,46	0	3,5.10 <sup>-2</sup>	0	0
	Voiries – Lavage à l'eau haute pression (véhicule)	1,5	1 000	0,33	35	0	0	3,0.10 <sup>-4</sup>
Milieu agricole	Routes – Lavage à l'eau haute pression (véhicule)	1,5	1 000	0,33	35	0	0	3,0.10 <sup>-4</sup>
	Terres agricoles – Décapage du sol avec une pelle mécanique	5,6	100	0,46	0	5,5.10 <sup>-2</sup>	0	0

<sup>25</sup> Les efficacités sont évaluées en termes de réduction d'activité.

Tableau 10 : Liste d'actions de la « stratégie de réduction maximale de la dose ambiante » [54][55].

	Action	Coût <sup>26</sup> (€/m <sup>2</sup> )	Main d'œuvre (m <sup>2</sup> /(h.j))	Efficacité <sup>27</sup>	Volume d'eau contaminée (L/m <sup>2</sup> )	Volume de déchets solides (m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> )		
						Terres	Déchets incinérables	Autres
Milieu urbain	Murs et vitres – Sablage	-	37	0,83	50	0	0	1,5.10 <sup>-3</sup>
	Toits – Remplacement	-	8	1	0	0	0	1,8.10 <sup>-2</sup>
	Gouttières – Retrait des débris et lavage à l'eau haute pression	12,3	6	0,60	3	0	6,6.10 <sup>-2</sup>	0
	Jardins – Surface de végétation – Élagage des arbres et arbustes	-	136	0,98	0	0	1,0.10 <sup>-2</sup>	0
	Jardins – Surface dure – Grenailage (billes de fer)	5,7	220	0,90	0	0	0	3,0.10 <sup>-3</sup>
	Jardins – Surface en herbe – Recouvrement avec des pavés ou de l'asphalte	-	30	1	0	0	0	0
	Espaces verts – Surface de végétation – Élagage des arbres et arbustes	-	136	0,98	0	0	1,0.10 <sup>-2</sup>	0
	Espaces verts – Surface en herbe – Recouvrement avec des pavés ou de l'asphalte	-	30	1	0	0	0	0
	Voiries – Retrait de l'asphalte avec une machine de décapage	3,9	150	0,95	0	0	0	8,0.10 <sup>-3</sup>
Milieu agricole	Routes – Retrait de l'asphalte avec une machine de décapage	3,9	150	0,95	0	0	0	8,0.10 <sup>-3</sup>
	Terres agricoles – Labour et enterrement de la couche supérieure de sol	-	20 000	0,90	0	0	0	0

<sup>26</sup> Le coût des actions issues du retour d'expérience de Fukushima est précisé, mais celui des actions issues du retour d'expérience de Tchernobyl n'est pas disponible.

<sup>27</sup> Les efficacités sont évaluées en termes de réduction de l'activité, sauf pour les actions « Recouvrement avec des pavés ou de l'asphalte » et « Labour et enterrement de la couche supérieure de sol », pour lesquelles les efficacités sont évaluées en dose externe  $\beta/\gamma$ .

Il serait également possible de travailler sur d'autres zones que celles retenues dans la présente étude, en priorisant par exemple les milieux urbains les plus densément peuplés.

Plusieurs paramètres, disponibles dans des documents établis sur la base des retours d'expérience de Tchernobyl et de Fukushima [54][55], sont associés à chaque action : les volumes de déchets solides et d'eau contaminée générés par la mise en œuvre de l'action sur une surface unitaire, l'efficacité de l'action en terme de réduction de la contamination surfacique (si ce paramètre vaut 1, alors toute la contamination surfacique est considérée comme ne contribuant plus à l'exposition), la main d'œuvre nécessaire à la réalisation de l'action, ainsi que le coût unitaire de l'action (uniquement pour les éléments issus du retour d'expérience de Fukushima, car cette information n'est pas disponible dans le retour d'expérience de Tchernobyl). Ces différents paramètres ne sont pas nécessairement documentés de la même manière pour toutes les actions, dans les fiches établies par JAEA suite à la mise en œuvre d'actions dans des sites pilotes de la préfecture de Fukushima [55] ou dans les travaux effectués pour documenter le retour d'expérience de Tchernobyl [54].

### 3.1.3.2. Zones et plages temporelles d'application

Les zones d'application des actions sont définies en cohérence avec les éléments proposés par l'IRSN en 2018 [3] (chapitre 3.1.2.3) : les actions de réduction de la contamination ayant pour objectif principal de réduire le niveau d'exposition ambiante, un critère dosimétrique hors ingestion de denrées apparaît plus pertinent qu'un critère dosimétrique la prenant en compte. De plus, l'utilisation de la valeur de 1 mSv/an (retenue au Japon à la suite de l'accident de Fukushima) permet notamment de définir les territoires où l'exposition est supérieure à la valeur basse de l'intervalle de dose recommandé par la Commission internationale de protection radiologique (CIPR) pour les situations d'exposition existante<sup>28</sup> [136][137]. Ainsi, deux zones différentes ont été considérées et les actions de réduction de la contamination ont été appliquées sur les territoires urbains et agricoles présents dans ces deux zones (Tableau 11, Figure 21 et Figure 22) :

- la zone où la dose totale, hors ingestion de denrées contaminées, calculée à partir de trois mois après les rejets (chapitre 3.1.2.3), dépasse 1 mSv/an. Dans la suite du document, cette zone est appelée « zone  $\geq 1$  mSv/an » ;
- la zone où la dose totale, hors ingestion de denrées contaminées, calculée à partir de trois mois après les rejets, dépasse 1 mSv/an, à l'exclusion de la ZE, où la dose totale dépasse 20 mSv/an. Dans la suite du document, cette zone est appelée « zone  $\geq 1$  mSv/an sans la ZE ».

Ce choix ne préjuge toutefois pas de la nécessité, en pratique, d'apprécier la mise en œuvre des actions de réduction de la contamination au regard des enjeux locaux.

**Tableau 11 : Superficies des zones considérées.**

	Total (km <sup>2</sup> )	Milieu urbain (km <sup>2</sup> )	Milieu agricole (km <sup>2</sup> )
<b>Zone <math>\geq 1</math> mSv/an</b>	7 950	493	5 343
<b>Zone <math>\geq 1</math> mSv/an sans la ZE</b>	6 502	428	4 317

À titre de comparaison, les deux zones distinguées après l'accident de Fukushima, la SDA et l'ICSA (chapitre 2.2.1), avaient respectivement des superficies de 1 117 km<sup>2</sup> et 7 836 km<sup>2</sup>, couvertes en majorité de forêts (70 % du territoire de la préfecture de Fukushima) [59], ce qui est du même ordre de grandeur que les superficies considérées ici (avec une répartition des milieux différente). Par ailleurs, l'effet de « taches de léopard » visible sur les cartes est lié à des épisodes pluvieux locaux (chapitre 3.1.2.2).

<sup>28</sup> Situations d'exposition qui existent déjà lorsqu'une décision de contrôle doit être prise, notamment celles provoquées par le rayonnement naturel et y compris les situations d'exposition prolongée qui peut faire suite à des situations d'urgence.

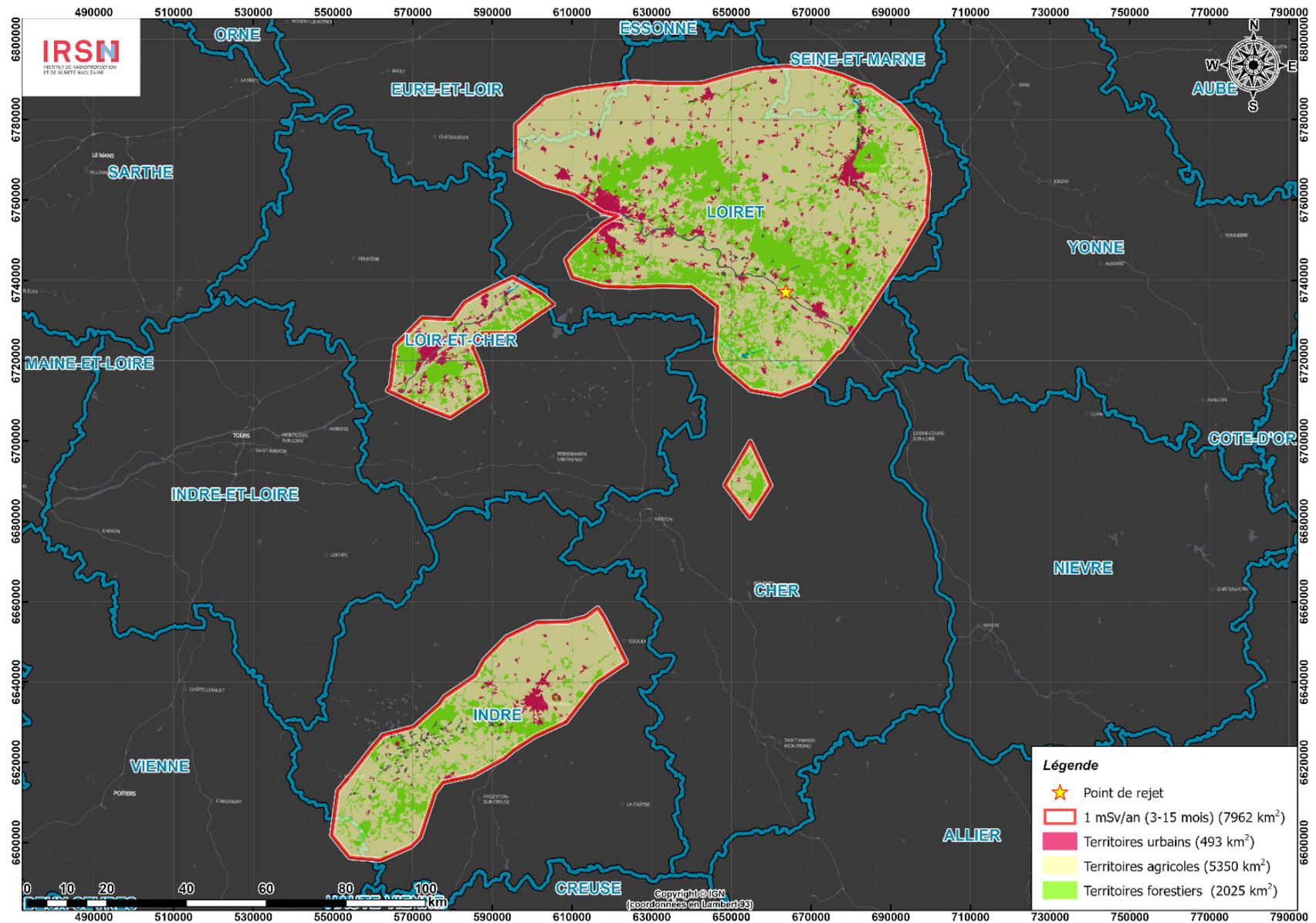


Figure 21 : Typologie des milieux dans la zone  $\geq 1$  mSv/an.

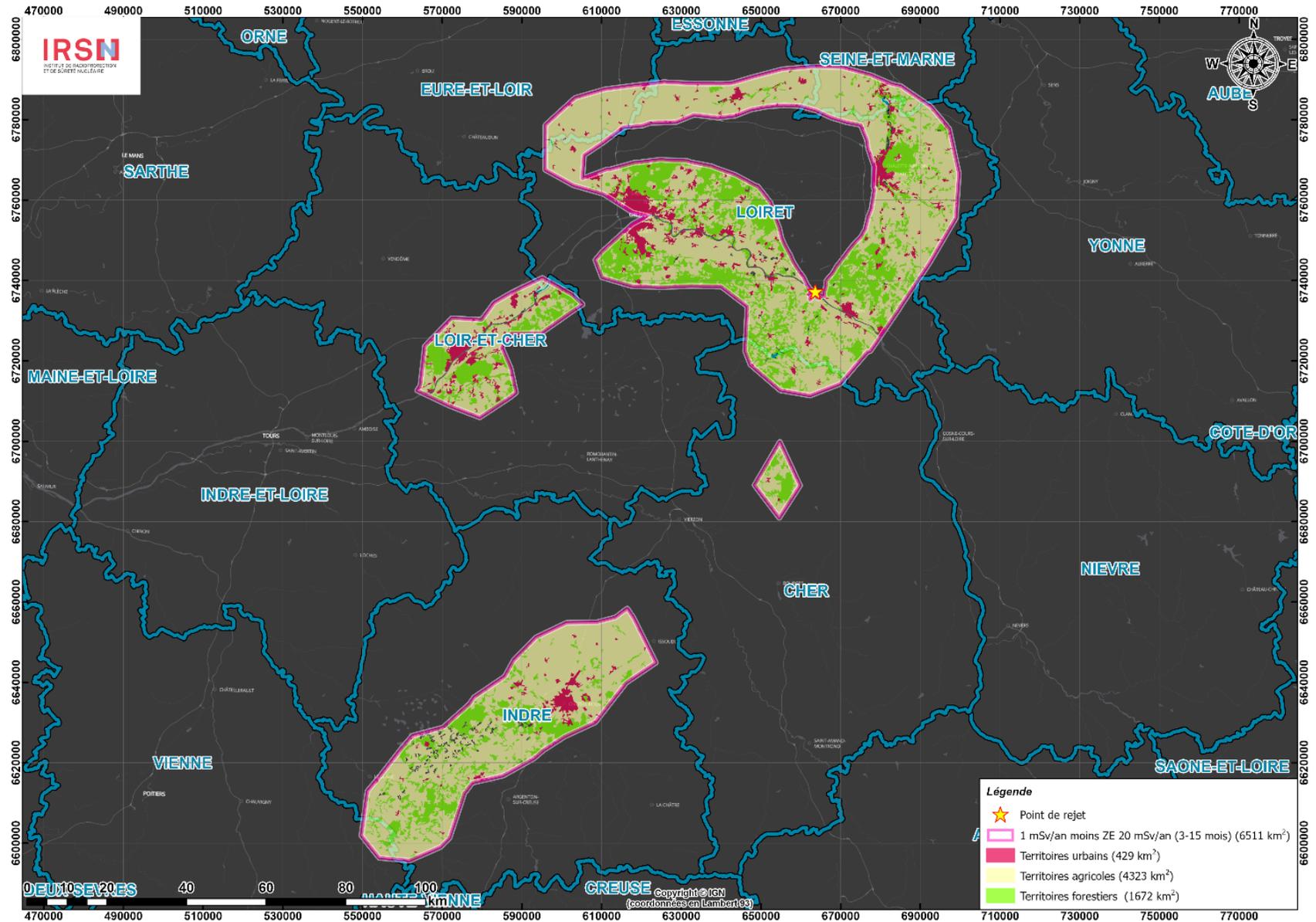


Figure 22 : Typologie des milieux dans la zone  $\geq 1$  mSv/an sans la ZE.

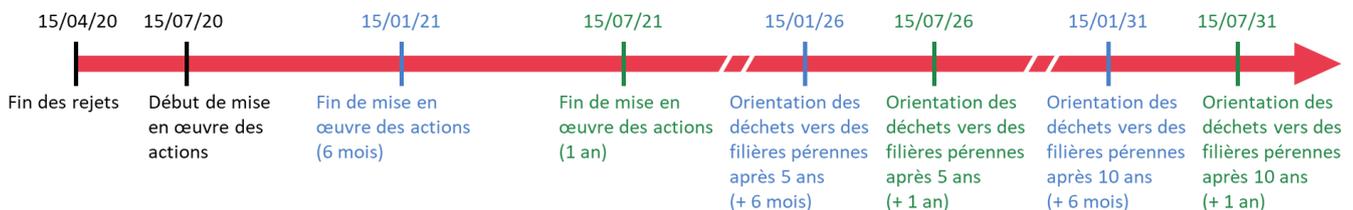
Deux plages temporelles de mise en œuvre des actions de la réduction de la contamination ont été considérées (Figure 23) :

- un délai de trois mois après la fin des rejets (temps qui correspondrait à la durée de préparation avant de déployer les actions sur le territoire), puis mise en œuvre des actions pendant six mois ;
- un délai de trois mois après la fin des rejets, puis mise en œuvre des actions pendant un an.

Par conséquent, la majorité de l'activité liée aux radionucléides à vie très courte n'est pas prise en compte dans la présente étude (notamment l'iode 131, voir chapitre 3.1.2.3).

D'autre part, l'influence de la durée d'entreposage temporaire (chapitre 2.5.2.2) a été évaluée, pour traduire l'influence de la décroissance radioactive sur l'orientation des déchets générés vers des filières de gestion pérennes. Ainsi, trois durées d'entreposage ont été prises en compte (Figure 23) :

- pas d'entreposage temporaire ;
- cinq ans d'entreposage temporaire ;
- dix ans d'entreposage temporaire.



**Figure 23 : Éléments de temporalité considérés dans les stratégies modélisées.**

## 3.2. Résultats des simulations

Le présent chapitre détaille les résultats obtenus, notamment en termes de volumes et d'activité des déchets générés. Le chapitre 3.2.1 porte sur l'évaluation des quantités de productions agricoles non commercialisables. Cette évaluation est effectuée indépendamment des stratégies de réduction de la contamination détaillées dans le chapitre 3.1.3. Les chapitres 3.2.2, 3.2.3 et 3.2.4 portent quant à eux sur l'application des stratégies de réduction de la contamination présentées au chapitre 3.1.3. L'évaluation des volumes de déchets générés par la mise en œuvre de ces stratégies ne prend pas en compte les déchets liés aux productions agricoles ou aux végétaux présents sur les parcelles au moment du dépôt ou ayant poussé entre le dépôt et la mise en œuvre des stratégies. En effet, pour appliquer ces stratégies, il est fait l'hypothèse que les parcelles agricoles ont été mises à nu préalablement aux opérations de décapage ou de labour<sup>29</sup>. Toutefois, la gestion des productions agricoles dépassant les NMA en tant que déchets est abordée au chapitre 3.3.4, sur la base des évaluations présentées au chapitre 3.2.1.

### 3.2.1. Productions agricoles

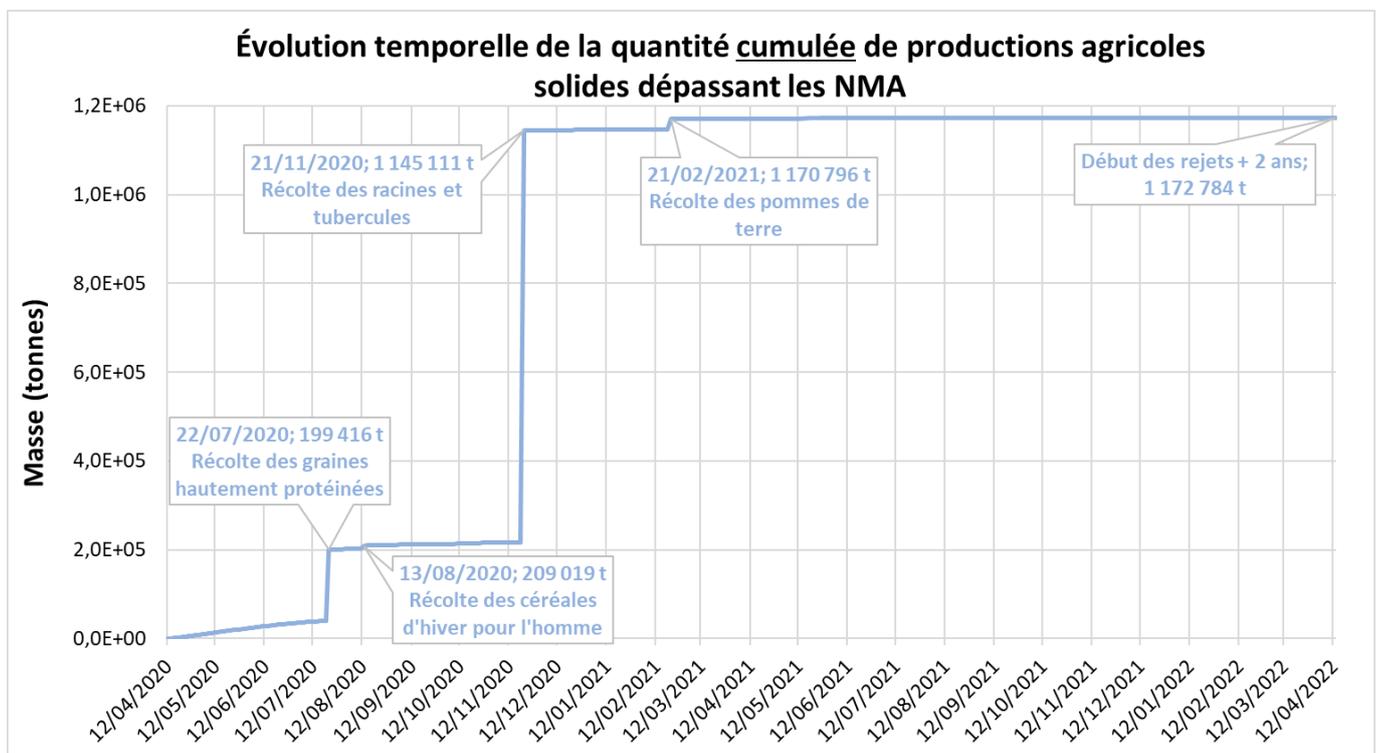
Le règlement Euratom 2016/52 [132] interdit la mise sur le marché européen des denrées dont le niveau de contamination dépasserait les NMA. Pour le scénario étudié, la contamination des productions agricoles à destination des hommes ou des animaux d'élevage a été modélisée. Le croisement avec la SAA permet de déterminer l'évolution temporelle de la masse de productions agricoles dépassant les NMA. Les volumes de déchets générés par les activités agricoles, autres que les denrées non commercialisables, ne sont pas évalués.

<sup>29</sup> En pratique, certaines parcelles agricoles pourraient ne pas être en culture au moment de l'accident et devraient être fauchées ou débroussaillées avant d'être décapées ou labourées.

### 3.2.1.1. Productions agricoles solides

Les denrées solides considérées sont listées dans le Tableau 2. La Figure 24 présente l'évolution temporelle de la quantité cumulée de productions agricoles<sup>30</sup> solides dépassant les NMA sur les deux ans suivants les rejets. Ces évaluations sont obtenues en faisant l'hypothèse que les pratiques agricoles restent inchangées après l'accident (récoltes, semis, alimentation des animaux, etc.) et qu'en particulier aucune action visant à réduire le niveau de contamination des denrées agricoles n'est entreprise.

Ainsi, l'estimation de la quantité cumulée de productions agricoles solides dépassant les NMA atteint 1,17 million de tonnes au 12 avril 2022 (soit deux ans après le début des rejets). La Figure 24 montre l'influence considérable sur ce bilan cumulé des produits agricoles à récolter au regard de ceux qui ne le sont pas. Ainsi, les denrées alimentaires qui contribuent le plus au cumul final sont respectivement les racines et les tubercules (hors pommes de terre), les graines hautement protéinées (par exemple, pois protéagineux), les pommes de terre et les céréales d'hiver pour l'homme (blé tendre d'hiver). D'autre part, il est important de noter que ces résultats sont fortement impactés par la saison à laquelle ont lieux les rejets, au regard des dates de récoltes des différentes productions, ainsi qu'aux territoires impactés et aux productions majoritaires dans ces territoires. En effet, des rejets à une saison différente et impactant un territoire différent pourraient conduire à des variations importantes dans les volumes de productions agricoles.

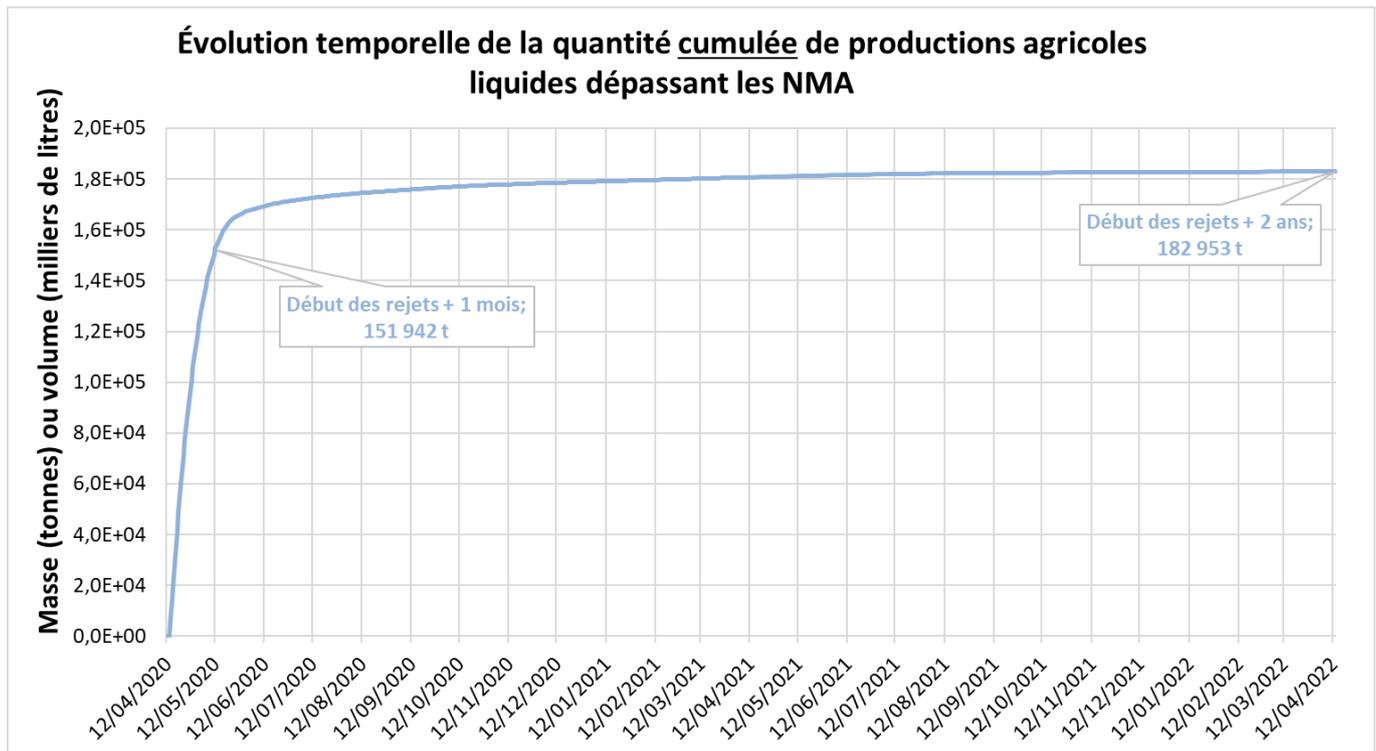


**Figure 24 : Évolution temporelle de la quantité cumulée de productions agricoles solides dépassant les NMA.**

### 3.2.1.2. Productions agricoles liquides

Les denrées liquides considérées sont listées dans le Tableau 2. La Figure 25 présente l'évolution temporelle de la quantité cumulée de productions liquides (laits) dépassant les NMA sur les deux ans suivants les rejets. L'estimation de la quantité cumulée atteint environ 152 000 tonnes au 12 mai 2020 (soit un mois après le début des rejets), et environ 183 000 tonnes au 12 avril 2022 (soit deux ans après le début des rejets).

<sup>30</sup>L'hypothèse est ici faite que les productions non commercialisables sont récoltées à la date habituelle. En pratique, le choix pourrait être fait de ne pas récolter ces productions en particulier dans les zones fortement contaminées.



**Figure 25 : Évolution temporelle de la quantité cumulée de productions agricoles liquides (laits) dépassant les NMA.**

### 3.2.2. Application des stratégies de réduction de la contamination sur la zone $\geq 1$ mSv/an

#### 3.2.2.1. Volumes de déchets générés (hors productions agricoles)

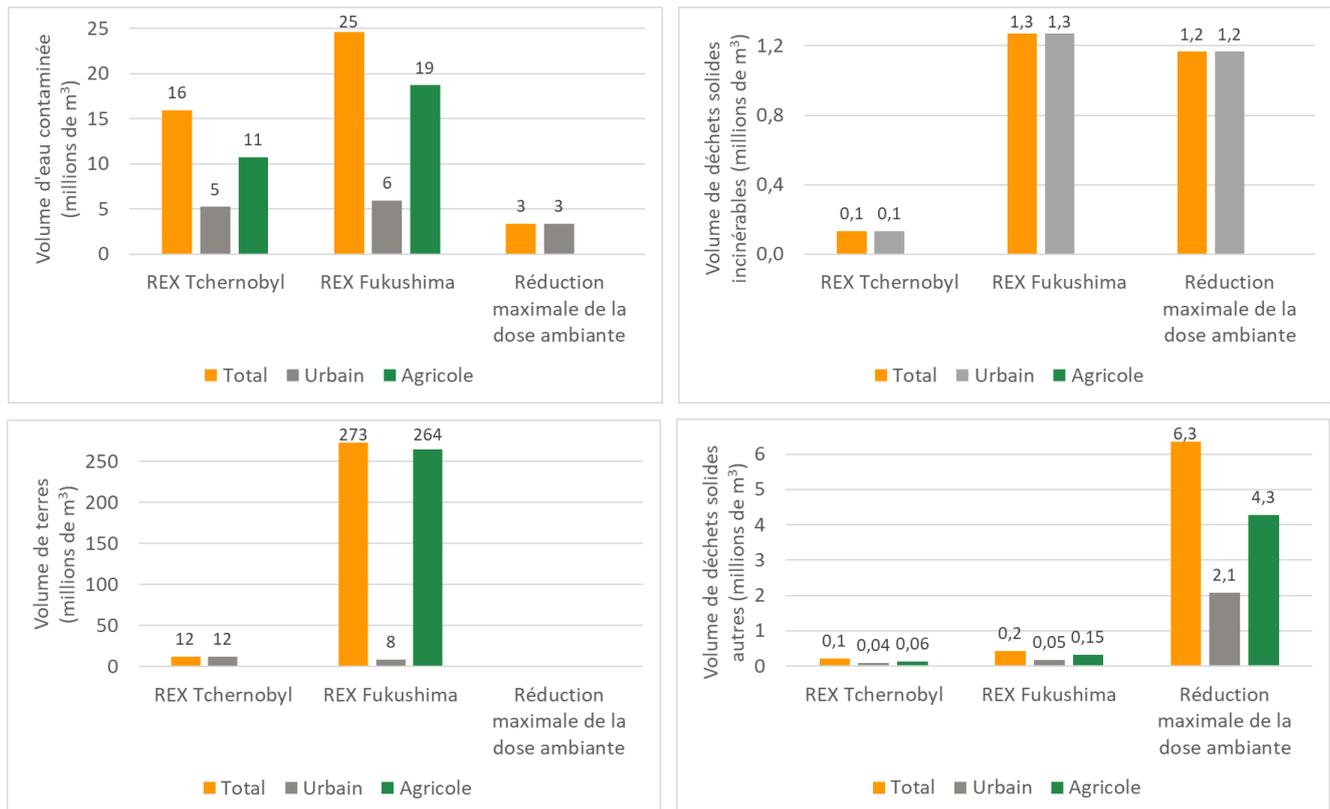
Les volumes d'eau contaminée et de déchets solides (incinérables, terres, autres) générés par la mise en œuvre des stratégies de réduction de la contamination sur les territoires urbains et agricoles de la zone  $\geq 1$  mSv/an sont présentées sur la Figure 26. Ces volumes ne dépendent pas de la plage temporelle de mise en œuvre des actions ni des durées d'entreposage temporaire. En effet, le volume de déchets générés dépend de la surface considérée (ici la zone  $\geq 1$  mSv/an), qui est calculée au début de la mise en œuvre des actions de réduction de la contamination (trois mois après les rejets) et ne dépend pas de leur durée de mise en œuvre.

La mise en œuvre d'actions de réduction de la contamination issues des retours d'expérience de Tchernobyl et de Fukushima génère des volumes d'eau contaminée relativement proches, dus aux actions de lavage des surfaces dures (routes, murs, toits, etc.). Les écarts entre les deux stratégies sont liés aux différences de volumes unitaires donnés dans les retours d'expérience (Tableau 8 et Tableau 9), par exemple 20 L/m<sup>2</sup> pour le lavage des routes dans le retour d'expérience de Tchernobyl contre 35 L/m<sup>2</sup> à Fukushima. Le volume d'eau contaminée généré par la stratégie de réduction maximale de la dose ambiante est beaucoup plus faible, puisque seules les actions de sablage des murs et de lavage des gouttières génèrent de l'eau contaminée.

Les déchets solides sont distingués en terres, en déchets incinérables (principalement des végétaux, hors productions agricoles) et en déchets « autres » (poussières, boues, asphalte, etc.). La stratégie issue du retour d'expérience de Fukushima génère nettement plus de terres que les autres stratégies (plus de 270 millions de mètres cubes), principalement en milieu agricole. Cette stratégie génère également plus d'un million de mètres cubes de déchets incinérables, comme la stratégie de réduction maximale de la dose ambiante, contre environ 100 000 m<sup>3</sup> pour la stratégie issue du retour d'expérience de Tchernobyl. En effet, dans la stratégie issue du retour d'expérience de Tchernobyl, les déchets incinérables ne sont générés que par le retrait des plantes et des arbustes dans les jardins et les espaces verts (2.10<sup>-3</sup> m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>, voir Tableau 8). En revanche, dans les deux autres stratégies, les déchets incinérables sont également générés par le nettoyage des gouttières (6,6.10<sup>2</sup> m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>, voir

Tableau 9) et les actions de retrait de la végétation dans les jardins et dans les espaces verts génèrent de l'ordre de 10<sup>2</sup> m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup> de déchets incinérables (Tableau 9 et Tableau 10).

La stratégie de réduction maximale de la dose ambiante génère plus de déchets « autres » que les stratégies issues des retours d'expérience de Tchernobyl et de Fukushima. Les déchets « autres » des stratégies issues des retours d'expérience de Tchernobyl et de Fukushima sont principalement des boues ou des poussières générées par les actions de lavage, alors que pour la stratégie de réduction maximale de la dose ambiante, il s'agit de volumes plus importants liés au retrait de l'asphalte des routes et au remplacement des toits.



**Figure 26 : Volumes d'eau contaminée, de déchets solides incinérables, de terres contaminées et de déchets solides autres produits dans la zone ≥1 mSv/an.**

Pour rappel, la stratégie issue du retour d'expérience de Fukushima ne correspond pas à la stratégie effectivement mise en œuvre dans les territoires touchés par les retombées de l'accident de Fukushima. Ainsi, dans le cas de l'accident de Fukushima, environ 20 millions de mètres cubes de déchets ont été générés par la mise en œuvre des actions de réduction de la contamination (chapitre 2.5.1). Dans la présente étude, le volume est plus de 10 fois supérieur, pour une zone traitée de superficie comparable (chapitre 3.1.3.2). Cette différence peut être expliquée par plusieurs facteurs. D'une part, bien que les superficies concernées soient du même ordre de grandeur, la typologie des milieux impactés est différente (environ 70 % de la préfecture de Fukushima est constituée de forêts, alors que dans le cas d'étude, le milieu le plus représenté est le milieu agricole et les forêts ne représentent que 26 % du territoire). D'autre part, dans le présent cas d'étude, les actions ont été appliquées indifféremment quels que soient les niveaux de contamination ou la sensibilité des usages, alors qu'en pratique, suite à l'accident de Fukushima, les actions, en particulier celle de décapage des terres agricoles, ont pu être appliquées de manière moins systématique.

### 3.2.2.2. Activité des déchets générés

Afin d'appréhender les besoins en matière de gestion des déchets, les volumes de déchets ont été regroupés par classes d'activité. Les résultats sont donnés pour une plage temporelle de mise en œuvre des actions d'un an, et pour toutes les durées d'entreposage temporaire. La majorité des déchets générés présente des activités

inférieures à 100 Bq/g (Tableau 12), permettant de les classer dans la catégorie TFA<sup>31</sup>. L'augmentation de la durée d'entreposage temporaire conduit à augmenter la part de déchets entrant dans la catégorie TFA. Par exemple, pour la stratégie issue du retour d'expérience de Fukushima, la proportion de déchets incinérables relevant de la catégorie TFA passe de 96 % à 99 % en ajoutant une période d'entreposage temporaire de cinq ans. Les résultats détaillés sont donnés dans l'Annexe 3.

**Tableau 12 : Pourcentage de déchets (en volume) d'activité inférieure à 100 Bq/g, en fonction de la durée d'entreposage temporaire.**

Type de déchets	Stratégie	Pas entreposage temporaire	Cinq ans d'entreposage temporaire	Dix ans d'entreposage temporaire
Eau contaminée	Issue du retour d'expérience de Tchernobyl	99 %	100 %	100 %
	Issue du retour d'expérience de Fukushima	99 %	99 %	100 %
	Réduction maximale de la dose ambiante	100 %	100 %	100 %
Terres	Issue du retour d'expérience de Tchernobyl	94 %	95 %	96 %
	Issue du retour d'expérience de Fukushima	95 %	95 %	95 %
	Réduction maximale de la dose ambiante	-	-	-
Déchets solides incinérables	Issue du retour d'expérience de Tchernobyl	96 %	99 %	99 %
	Issue du retour d'expérience de Fukushima	100 %	100 %	100 %
	Réduction maximale de la dose ambiante	100 %	100 %	100 %
Déchets solides autres	Issue du retour d'expérience de Tchernobyl	87 %	94 %	94 %
	Issue du retour d'expérience de Fukushima	89 %	91 %	95 %
	Réduction maximale de la dose ambiante	100 %	100 %	100 %

En fin de mise en œuvre des stratégies, un an après leur commencement, les radionucléides contribuant majoritairement à l'activité des déchets sont le césium 134 (32 % de l'activité totale), ainsi que le césium 137 et ses descendants (63 % de l'activité). Les autres radionucléides (ruthénium 106, strontium 90, etc.) représentent moins de 5 % de l'activité totale. En fonction de la durée d'entreposage temporaire, ces proportions sont amenées à varier. Au bout de cinq ans, le césium 137 et ses descendants représentent 88 % de l'activité totale et le césium 134 en représente 9 % (le reste des radionucléides représente moins de 3 % de l'activité totale). Au bout de dix ans, le césium 137 et ses descendants représentent 96 % de l'activité totale et le césium 134 en représente 2 % (le reste des radionucléides représente moins de 2 % de l'activité totale).

### 3.2.2.3. Autres indicateurs

L'outil *dewaX* calcule d'autres indicateurs, notamment les niveaux de contamination surfacique restants suite à l'application des stratégies en milieux urbains et agricoles, la main d'œuvre nécessaire ou encore le coût total. Comme pour les volumes de déchets, ces éléments donnent des ordres de grandeur à utiliser pour comparer des stratégies, mais ne doivent pas être utilisés en valeur absolue comme estimation précise de l'efficacité ou du coût d'une stratégie. Le coût de la stratégie utilisant des actions issues du retour d'expérience de Fukushima est estimé avec l'outil *dewaX* à 37 milliards d'euros. À titre d'indication, dans la préfecture de Fukushima, le coût de mise en œuvre des actions de réduction dans la SDA est estimé à 12 milliards d'euros par le gouvernement japonais, et celui lié au retrait de terres dans l'ICSA est estimé à 11 milliards d'euros (chiffres de 2018) [59].

La contamination surfacique restante varie entre 2 % et 55 % de la contamination initiale en milieu urbain, et entre 10 % et 55 % en milieu agricole. La carte présentant le dépôt initial dans la zone  $\geq 1$  mSv/an est présentée

<sup>31</sup> En pratique, pour relever de la catégorie TFA et être stocké au Cires, un déchet doit remplir des critères plus spécifiques, avec notamment des niveaux d'activité admissibles différents par radionucléide, fonction de la classe de radiotoxicité de chaque déchet. Cependant, la classe des déchets TFA est généralement décrite comme la classe des déchets dont l'activité est de l'ordre de 100 Bq/g au plus.

dans la Figure 27 et les cartes présentant les niveaux de contamination restants après mise en œuvre des stratégies sont données dans la Figure 28, la Figure 29 et la Figure 30. Quel que soit le milieu, les stratégies issues des retours d'expérience de Tchernobyl (Figure 28) et de Fukushima (Figure 29) conduisent à une proportion de contamination surfacique restante du même ordre de grandeur, bien que celle issue du retour d'expérience de Fukushima conduise à une contamination restante légèrement supérieure. En effet, en milieu agricole, la contamination surfacique restante est plus importante dans le cas du décapage que dans le cas du labour. Cependant, l'efficacité du labour est appréciée au regard d'une atténuation de l'exposition ambiante à court terme, et non d'un retrait de la contamination de l'environnement, ni de la possibilité de cultiver à nouveau les parcelles labourées pour produire des denrées inférieures aux NMA. De la même manière, en milieu urbain, des pratiques d'atténuation telles que le recouvrement de surface peuvent conduire à des niveaux de contamination surfacique moindres à l'issue de la mise en œuvre des stratégies, sans pour autant constituer un retrait de contamination. Aussi, **bien que les pratiques d'atténuation semblent les plus efficaces pour réduire le niveau d'exposition ambiante à l'issue des opérations de réduction de la contamination, ces pratiques ne permettent pas de s'affranchir du risque de migration des contaminants laissés en place.**

La stratégie issue du retour d'expérience de Fukushima nécessite plus de main d'œuvre totale (Tableau 13), notamment en milieu agricole. En effet, le décapage du sol (retour d'expérience de Fukushima) requiert environ 10 000 h.j pour traiter un kilomètre carré, contre 20 h.j à 45 h.j pour traiter un kilomètre carré par labour (retour d'expérience de Tchernobyl). En milieu urbain, la stratégie de réduction maximale de la dose ambiante requiert plus de main d'œuvre que les deux autres stratégies, notamment à cause des actions de recouvrement des surfaces d'herbe, de sablage des surfaces et de remplacement des toits.

**Tableau 13 : Main d'œuvre nécessaire pour la mise en œuvre des stratégies dans la zone  $\geq 1$  mSv/an (en millions d'hommes.jours).**

Stratégies	Zone urbaine	Zone agricole	Total
Issue du retour d'expérience de Tchernobyl	5	4	9
Issue du retour d'expérience de Fukushima	14	49	63
Réduction maximale de la dose ambiante	21	4	25

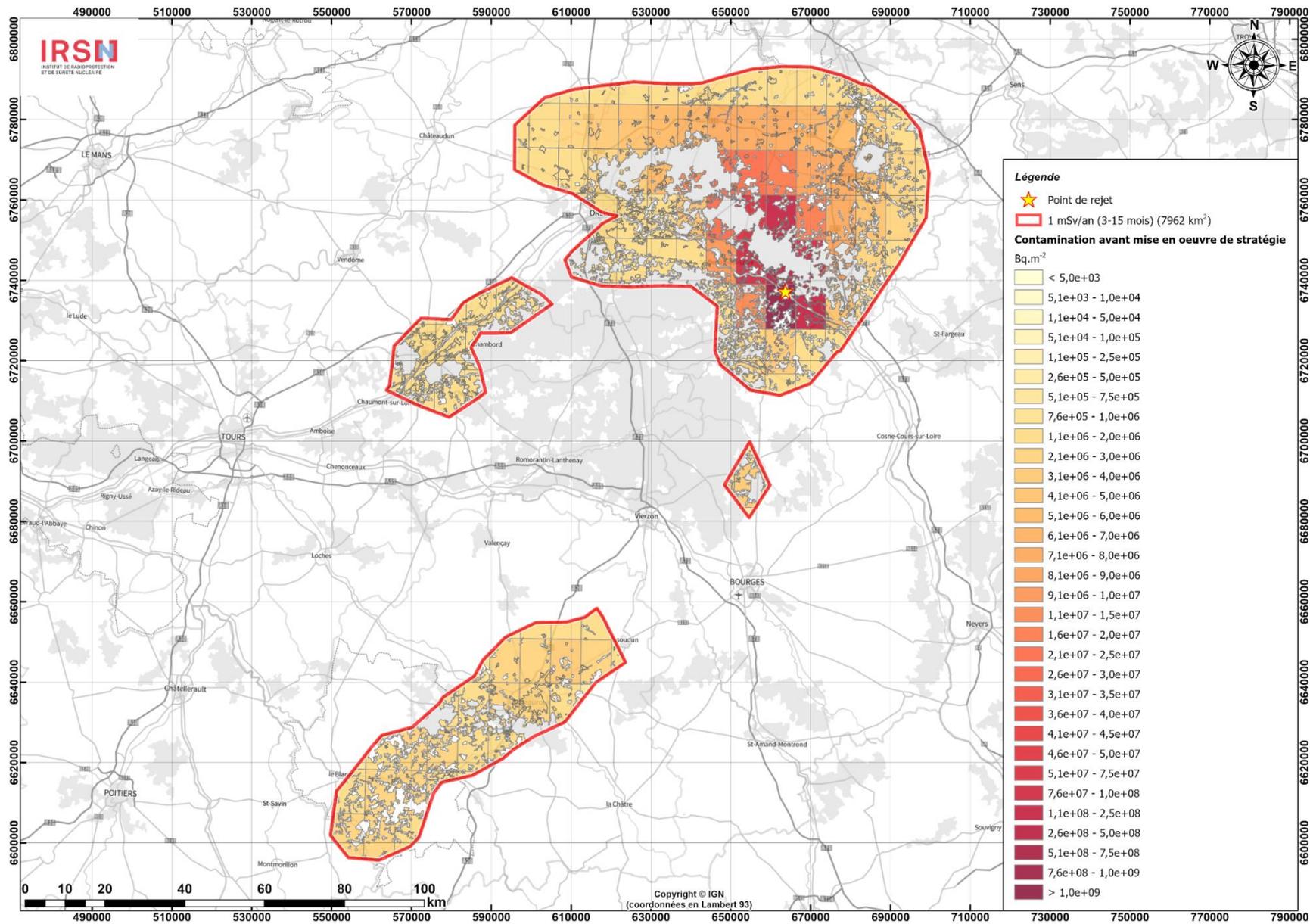


Figure 27 : Carte des dépôts avant mise en œuvre des stratégies de réduction de la contamination.

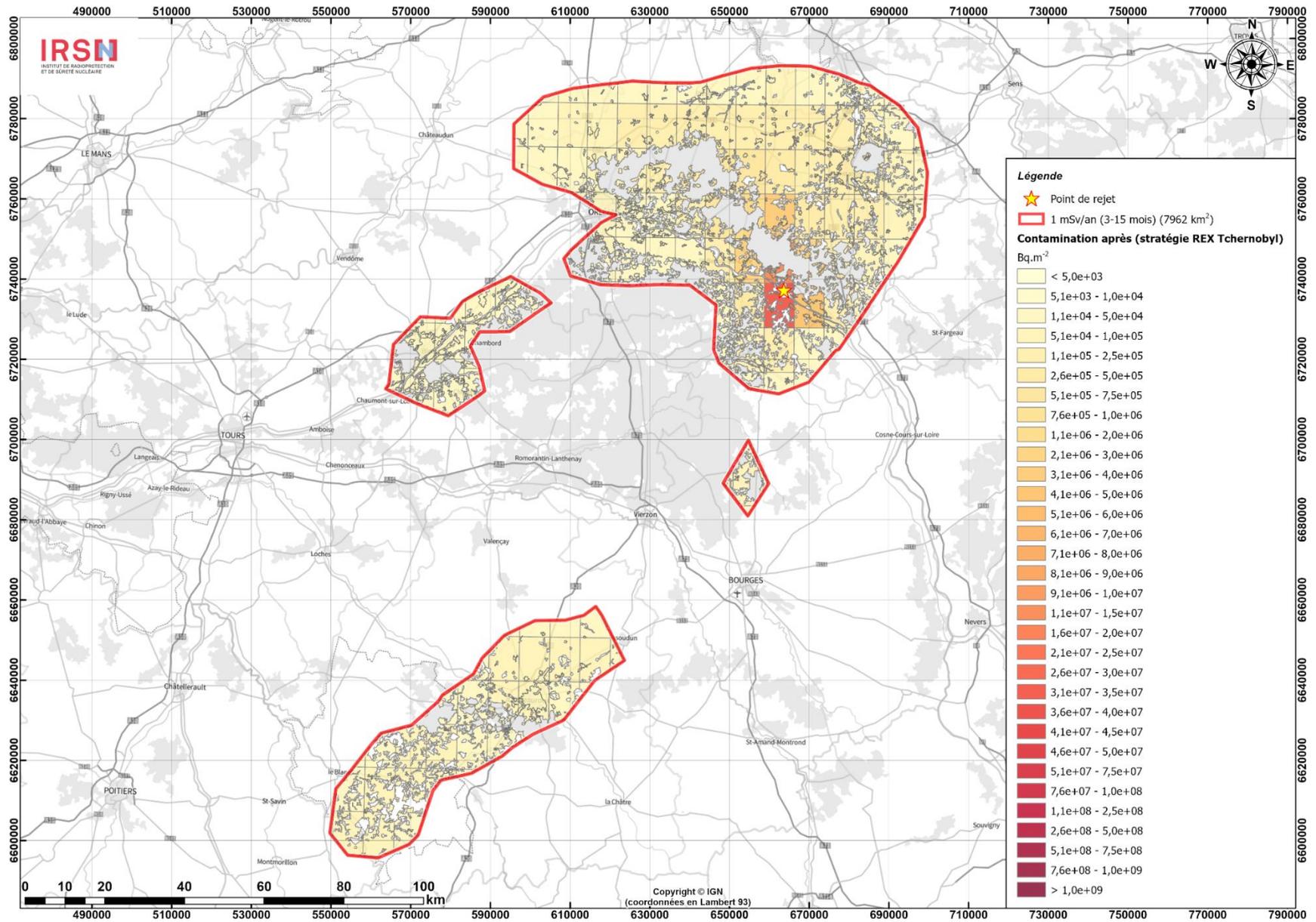


Figure 28 : Carte de la contamination restante après mise en œuvre de la stratégie issue du retour d'expérience de Tchernobyl.

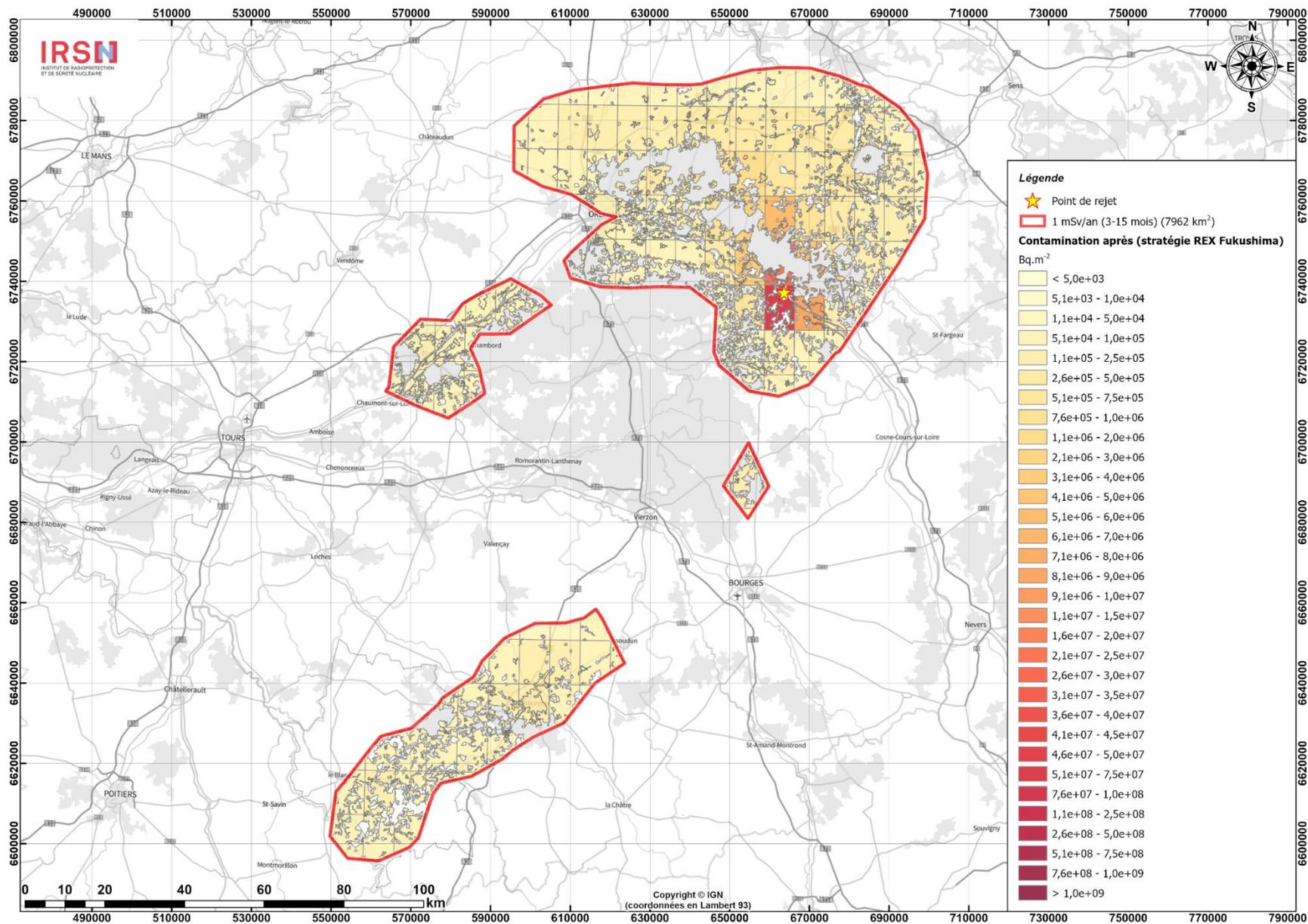


Figure 29 : Carte de la contamination restante après mise en œuvre de la stratégie issue du retour d'expérience de Fukushima.

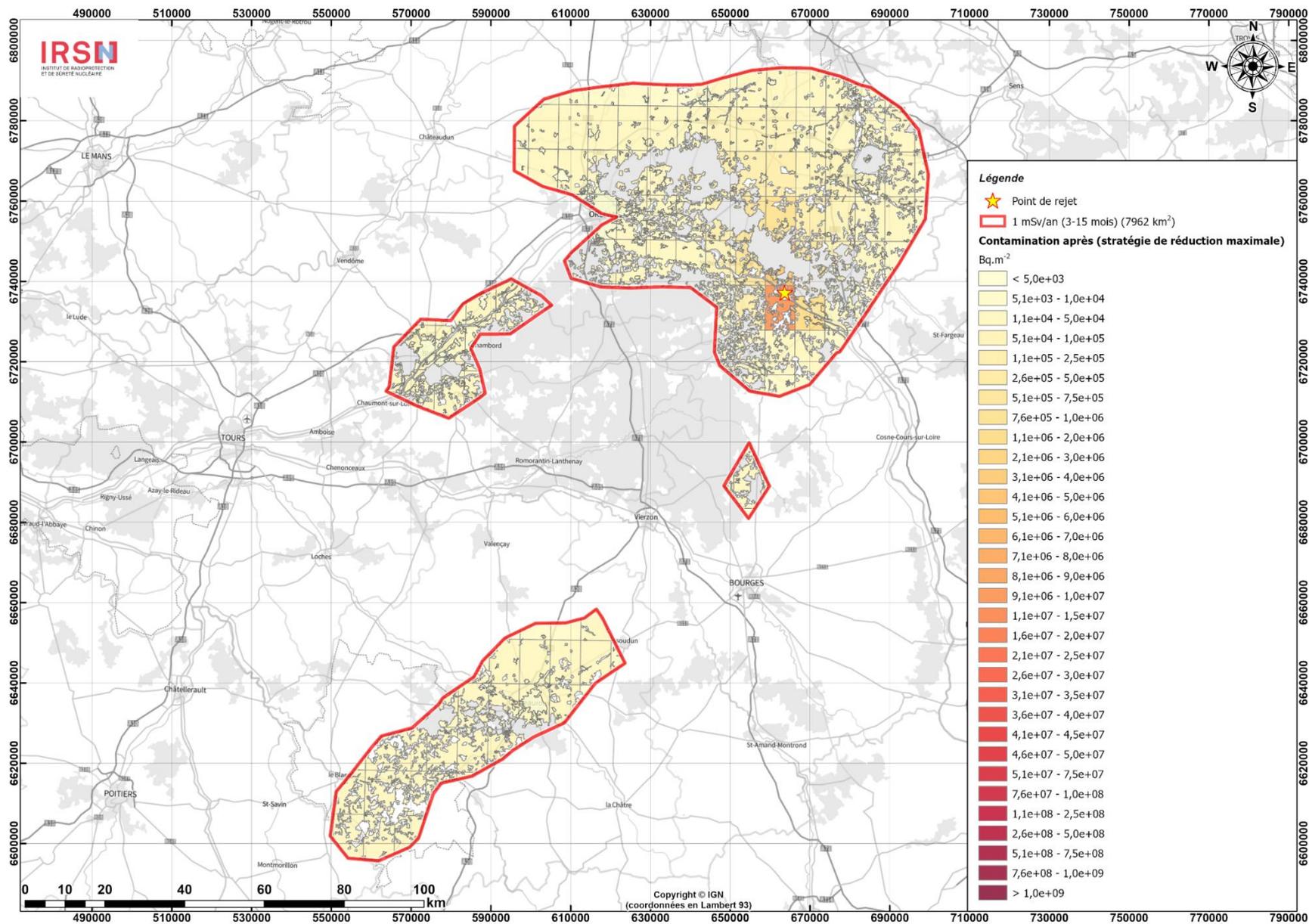


Figure 30 : Carte de la contamination restante après mise en œuvre de la stratégie réduisant au plus la dose ambiante.

### 3.2.3. Application des stratégies de réduction de la contamination sur la zone $\geq 1$ mSv/an sans la ZE 20 mSv/an

#### 3.2.3.1. Volumes de déchets générés (hors productions agricoles)

La mise en œuvre des actions de réduction de la contamination dans la zone  $\geq 1$  mSv/an sans la ZE conduit à une diminution des volumes de déchets de 13 % (en milieu urbain) à 19 % (en milieu agricole) en comparaison des mêmes actions mises en œuvre dans la zone  $\geq 1$  mSv/an, due à la réduction des superficies des milieux urbains et agricoles considérés. Les volumes précis sont donnés dans l'Annexe 4.

#### 3.2.3.2. Activité des déchets générés

La mise en œuvre des actions de réduction de la contamination sur la zone  $\geq 1$  mSv/an sans la ZE conduit à une augmentation de la proportion de déchets TFA par rapport à l'application des mêmes actions sur la zone  $\geq 1$  mSv/an. En effet, les déchets les plus contaminés sont générés dans la ZE. Les résultats détaillés sont donnés dans l'Annexe 5.

#### 3.2.3.3. Autres indicateurs

Comme pour les volumes de déchets générés, la mise en œuvre des actions de réduction de la contamination dans la zone  $\geq 1$  mSv/an sans la ZE conduit à une diminution des coûts et de la main d'œuvre de 13 % (en milieu urbain) à 19 % (en milieu agricole) comparé à la mise en œuvre des mêmes actions dans la zone  $\geq 1$  mSv/an.

### 3.2.4. Comparaison des stratégies de réduction de la contamination

Trois stratégies de réduction de la contamination, avec chacune leur liste d'actions (chapitre 3.1.3.1), deux zones et deux plages temporelles de mise en œuvre (chapitre 3.1.3.2) ont été évaluées avec l'outil dewaX. Pour cela, des données moyennes, issues des retours d'expérience de Tchernobyl et de Fukushima ont été utilisées. Ainsi, les résultats obtenus sont des ordres de grandeurs, dépendant des données utilisées ainsi que des hypothèses de modélisation, et ne constituent pas des estimations précises des conséquences de l'application d'une stratégie de réduction de la contamination.

La stratégie de réduction de la contamination basée sur le retour d'expérience de Fukushima conduit à la génération d'un volume très important de déchets (près de 275 millions de mètres cubes de déchets solides et 25 millions de mètres cubes d'eau contaminée), lié principalement au décapage des terres agricoles. La stratégie visant à réduire au maximum le niveau d'exposition ambiante conduit à générer le moins de déchets solides (environ 8 millions de mètres cubes, contre 12 millions de mètres cubes pour la stratégie basée sur le retour d'expérience de Tchernobyl), constat qui s'explique par le recours à des pratiques d'atténuation de l'exposition ambiante (labour, recouvrement). **Les stratégies retenues soulignent ainsi l'influence du choix de la stratégie de réduction de la contamination sur le volume et la nature des déchets générés.**

Afin d'étudier l'influence de la zone de mise en œuvre des actions de réduction de la contamination, les calculs ont été effectués sur deux zones. L'exclusion de la ZE de la zone de mise en œuvre des actions conduit à réduire le volume total de déchets solides de 13 % à 19 % selon les stratégies. Cela conduit également à diminuer l'activité des déchets produits, puisque les déchets de plus forte activité sont générés dans la ZE. La mise en œuvre des stratégies issues des retours d'expérience de Tchernobyl et de Fukushima conduit quant à elle à réduire la superficie de la ZE de 30 % à 70 % (les territoires qui sortent de la ZE peuvent toutefois présenter des niveaux d'exposition supérieures à 1 mSv/an, et jusque 20 mSv/an).

La plage temporelle de mise en œuvre des actions de réduction de la contamination (six mois ou un an dans la présente étude) n'a pas d'influence sur les volumes de déchets générés par les actions de réduction de la contamination, mais sur le nombre de travailleurs nécessaires pour réaliser les actions en un temps donné. Cette durée impacte également légèrement les activités des déchets à prendre en charge en fin de stratégie (filiation et décroissance radioactive sur six mois supplémentaires).

La durée d'entreposage temporaire influence l'activité des déchets à gérer dans des filières de gestion pérennes (traitement par incinération, stockage, etc.). Cependant, même sans entreposage temporaire, la majorité des

déchets relève déjà de la filière TFA. Ainsi, la durée d'entreposage temporaire n'a pas d'influence significative sur les volumes de déchets qui relèveraient de la catégorie TFA ou FMA-VC.

Enfin, dans la présente étude, les stratégies sont principalement comparées en termes de déchets générés (volume, nature, activité) et dans une moindre mesure en termes d'efficacité à réduire le niveau d'exposition ambiante et donc la contamination surfacique ainsi que de main d'œuvre nécessaire. Les stratégies issues des retours d'expérience de Tchernobyl et de Fukushima conduisent à une efficacité du même ordre de grandeur, bien que celle issue du retour d'expérience de Fukushima conduise à une contamination restante légèrement supérieure. La stratégie issue du retour d'expérience de Fukushima nécessite plus de main d'œuvre totale, notamment en milieu agricole. En milieu urbain, la stratégie de réduction maximale de la dose ambiante requiert plus de main d'œuvre que les deux autres stratégies. Cependant, en pratique, de nombreux autres critères peuvent intervenir dans la décision d'appliquer une action plutôt qu'une autre sur une zone donnée, notamment l'objectif d'un retour rapide des populations (conditions de vie, gain dosimétrique, etc.) ou en lien avec des notions d'acceptabilité et de faisabilité (disponibilité de la main d'œuvre qualifiée, matériaux nécessaires à la mise en œuvre de certaines actions, etc.). Par exemple, la stratégie issue du retour d'expérience de Fukushima conduit à décaper les cinq premiers centimètres des terres agricoles. Cependant, l'impact à long-terme du décapage des sols et des autres techniques de réduction de la contamination du milieu agricole (labour, etc.) sur la fertilité des sols reste assez peu documenté, tout comme l'effet du labour sur le transfert du césium résiduel vers les cultures [59]. La stratégie visant à maximiser la réduction de la dose ambiante conduit quant à elle à retirer l'asphalte de toutes les routes, ce qui génère un volume important de déchets difficile à traiter et nécessite la reconstruction du réseau routier pour maintenir l'activité. Enfin, la stratégie visant à maximiser la réduction de la dose ambiante conduit également à artificialiser les sols des espaces verts et des jardins. Ainsi, **des analyses multicritères et multi-acteurs, impliquant notamment des acteurs locaux et prenant en compte des critères tels que le volume de déchets générés, le coût financier des actions, leur efficacité immédiate sur la dose ambiante, le gain dosimétrique, les éventuelles perturbations induites aux écosystèmes, etc. pourraient éclairer les choix de stratégies.** Par ailleurs, à l'intérieur des zones considérées dans la présente étude, il pourrait être pertinent de mettre en œuvre des actions différenciées selon le niveau de contamination ou l'usage des bâtiments (écoles, entrepôts, etc.). Il pourrait ainsi être judicieux de subdiviser les zones retenues et d'y définir des stratégies différentes.

Il est également important de noter qu'à ce stade, l'outil *dewaX* ne permet pas directement de piloter une stratégie selon un objectif de gain dosimétrique (par exemple, exposition externe ajoutée au bruit de fond limitée à 1 mSv/an), ce qui pourrait permettre de s'assurer que les actions de réduction de la contamination mises en œuvre permettent bien d'atteindre un niveau de dose ajoutée de l'ordre de 1 mSv/an. En effet, après la mise en œuvre des actions de réduction de la contamination, la zone de dépassement de la valeur de dose ajoutée de 1 mSv/an est réduite de l'ordre de 10 % à 50 % de sa surface initiale en fonction de la stratégie appliquée. Ainsi, même après l'application de la stratégie la plus efficace, la dose ambiante reste supérieure à 1 mSv/an sur la moitié de la zone où des actions de réduction de la contamination ont été menées.

### 3.3. Options de gestion des déchets au regard des volumes à traiter

Les volumes donnés précédemment constituent des ordres de grandeur de volumes de déchets générés par la mise en œuvre de stratégies de réduction de la contamination en milieux urbains et agricoles. Ceux-ci sont utilisés pour discuter des options de gestion qui pourraient être mises en œuvre pour entreposer, traiter et enfin stocker les déchets générés en situation post-accidentelle. Dans la suite de ce chapitre, le cas de l'eau contaminée est d'abord discuté, puis les différentes étapes de gestion des déchets solides (chapitre 2.5) sont détaillées et analysées au regard des modes de gestion usuels des déchets radioactifs en France (chapitre 2.3), d'éléments de gestion des déchets conventionnels en France (chapitre 2.4) et du retour d'expérience de la gestion des déchets dans la préfecture de Fukushima (chapitre 2.5). Pour rappel, la doctrine du CODIRPA de 2012 recommande de « *limit[er] le transfert de la contamination au-delà des zones contaminées par l'accident, donc [de] privilégier, autant que possible, la gestion de ces déchets au plus près du lieu de l'accident* » [1].

### 3.3.1. Cas particulier de l'eau contaminée

De nombreuses actions de réduction de la contamination consistent en des lavages de surfaces (toits, murs, routes). Ainsi, des volumes importants d'eau contaminée peuvent être générés. Dans la présente étude, la mise en œuvre des stratégies sur la zone  $\geq 1$  mSv/an conduit à générer entre trois millions (pour la stratégie visant à maximiser la réduction de la dose ambiante) et 25 millions de mètres cubes d'eau. Se pose alors la problématique de la collecte de cette eau. À ce titre, à l'issue des premiers tests de mise en œuvre d'actions de réduction de la contamination à la suite de l'accident de Fukushima, JAEA a recommandé d'éviter l'utilisation d'eau, en favorisant des techniques générant des déchets solides, ou de minimiser les volumes utilisés en augmentant l'efficacité des techniques (lavage à haute pression avec réutilisation de l'eau, utilisation d'adjuvants, etc.). Des essais visant à minimiser les quantités d'eau consommées ont ainsi été menés en laboratoire et sur des sites pilotes de décontamination [55]. Par ailleurs, dans l'objectif de permettre un rejet des eaux utilisées pour la décontamination dans les eaux usées conventionnelles, plusieurs techniques (filtration, sorption, précipitation, etc.) ont été testées et permettent de réduire les niveaux d'activité en césium 137 sous 200 Bq/L [55]. Les fiches fournies par JAEA, utilisées dans la présente étude comme base de données des actions de réduction de la contamination [55], indiquent ainsi des taux de collecte de l'eau relativement élevés : jusque 100 % pour les actions de lavage des toits, des gouttières, des murs et des routes (à l'eau très haute pression avec adsorption sous vide) et de l'ordre de 50 % à 70 % pour le lavage des routes à l'eau haute pression (avec filtration et réutilisation de l'eau collectée). Cependant, les données présentées dans ces documents ont été acquises sur des sites pilotes, et il n'est pas garanti que les mêmes taux de collecte puissent être atteints lors de l'application de ces actions à grande échelle.

Par ailleurs, un exercice de nettoyage de l'espace bâti a eu lieu en 2005 dans le Cher, et a consisté à mettre en œuvre plusieurs techniques de nettoyage sur différents types de toits [138]. La collecte de l'eau utilisée a été un point d'attention particulier au cours de cet exercice : le système de récupération testé consiste en un bac de 200 L mis en place sous le tuyau de collecte des gouttières, associé à une pompe. Les essais effectués montrent que lorsque le débit utilisé pour le nettoyage des toits est élevé (plus de 200 L/min), les gouttières peuvent déborder, entraînant une redistribution des particules contaminées, dans les sols par exemple. Finalement, concernant la collecte et la gestion de l'eau, les conclusions de cet exercice sont les suivantes :

- l'eau utilisée pour le nettoyage des toits et des routes<sup>32</sup> semble récupérable pour le territoire concerné par l'exercice. Cependant, la récupération de l'eau utilisée pour le lavage des routes à l'échelle nationale pose question, notamment hors des zones urbaines ;
- l'eau utilisée pour le lavage des murs et des allées est plus difficilement collectable, et aucun système n'est actuellement prévu pour récupérer l'eau de pluie entre le dépôt de radionucléides et les opérations de nettoyage, qui lessivera également les radionucléides déposés sur les surfaces urbaines vers le système de gestion des eaux pluviales.

Ainsi, il apparaît peu envisageable de collecter efficacement l'intégralité de l'eau utilisée lors de la mise en œuvre d'actions de réduction de la contamination à grande échelle. Il est par ailleurs à noter que dans un contexte d'optimisation des usages de la ressource en eau, se pose également la question de la disponibilité de volumes importants d'eau (25 millions de mètres cubes d'eau dans la présente étude pour la stratégie issue du retour d'expérience de Fukushima). Ces éléments soulignent que lors du choix de stratégies de réduction de la contamination, se pose la question de l'acceptabilité d'une stratégie générant des volumes importants d'eau potentiellement contaminée, difficilement récupérable, et pouvant par conséquent contaminer les sols et les nappes.

### 3.3.2. Caractérisation des déchets

Préalablement à leur entreposage, la première étape de gestion des déchets consiste à les caractériser pour les trier par nature et par activité. Comme le rappelle l'AIEA, cette étape est rendue complexe par les volumes

<sup>32</sup> L'eau utilisée pour laver les routes pourrait être récupérée par « ballonnage » du réseau pluvial, c'est-à-dire en fermant l'évacuation d'eau vers l'environnement pour retenir les eaux de pluie dans le réseau en vue d'une gestion ultérieure. Cependant, la faisabilité du ballonnage ne semble pas vérifiée à l'heure actuelle pour tous les types de réseaux pluviaux existants sur le territoire national.

importants de déchets pouvant être générés, et nécessitant d'être caractérisés rapidement [105]. En France, les moyens de caractérisation des déchets radioactifs existants (spectrométrie gamma, mesures neutroniques, prélèvement d'échantillons pour analyse en laboratoire, etc.) ont majoritairement été développés pour les déchets générés dans des conditions d'exploitation usuelles au niveau national, et par conséquent à leurs natures et à leurs volumes. Aussi, comme le souligne l'AIEA [105], **il convient de pouvoir disposer rapidement après la survenue d'un accident de moyens de mesure permettant de caractériser les volumes importants de déchets générés en situation post-accidentelle.** À cet égard, l'AIEA indique que, **dans un premier temps, cette caractérisation pourra être d'une précision relativement limitée, mais que celle-ci devra être affinée après l'entreposage temporaire des déchets,** afin de les orienter vers les filières de gestion pérennes (incinération, stockage, réutilisation, etc.) les mieux adaptées à leurs caractéristiques radiologiques et physico-chimiques.

### 3.3.3. Entreposage temporaire

La gestion immédiate des déchets solides générés par les actions de réduction de la contamination requiert la mise en place rapide d'un très grand nombre d'installations d'entreposage temporaire, à proximité des lieux de génération des déchets. Le nombre de ces installations est fortement dépendant des volumes de déchets générés, et par conséquent des stratégies de réduction de la contamination mises en œuvre. Par exemple, les stratégies modélisées dans la présente étude conduisent à des volumes de déchets solides d'une dizaine à quelques centaines de millions de mètres cubes.

La difficulté de l'entreposage des déchets issus des actions de réduction de la contamination résulte de leur volume important, mais également de leurs natures diversifiées, qui peuvent différer des déchets usuellement pris en charge par la filière nucléaire (déchets d'exploitation, déchets inertes comme du béton, etc.). En effet, une partie des déchets produits en situation post-accidentelle sont des déchets putrescibles (par exemple, des déchets végétaux), voire très putrescibles (par exemple, du lait non commercialisable). Ces déchets, notamment les déchets très putrescibles, ne pourront être entreposés que sur des courtes durées, notamment car leurs propriétés ne sont pas favorables à un entreposage au-delà de quelques semaines (dégradation des déchets conduisant à des dégagements de gaz et à des affaissements dans les entreposages). Ainsi, des dispositions particulières devront être prises pour ces déchets. Par exemple, les productions agricoles non consommables pourraient être incinérées ou compostées après un entreposage de courte durée (chapitres 3.3.4.1 et 3.3.4.2). Concernant le lait contaminé, les travaux du GT « Gestion des déchets, produits contaminés et terres contaminées » du premier mandat du CODIRPA [2] envisageaient que celui-ci soit géré sur les installations agricoles, soit par entreposage dans des silos, soit par épandage.

En revanche, les déchets non putrescibles produits en situation post-accidentelle, comme les matériaux de construction ou les terres décapées des zones agricoles, peuvent être entreposés sur des durées plus longues, de l'ordre de quelques années, le temps de mettre en place des solutions de gestion pérennes pour ces déchets. Les déchets peu putrescibles, comme des branches d'arbres, peuvent également être entreposés sur des durées relativement longues. En France, l'arrêté du 3 décembre 2014 [110] précise les prescriptions générales des installations temporaires de transit de déchets radioactifs issus d'un accident nucléaire ou radiologique (rubrique ICPE 2798). Ce dispositif réglementaire fournit un cadre pour mettre en place rapidement des entreposages temporaires, adaptés à la nature des déchets : déchets solides ou déchets liquides, déchets inertes ou déchets organiques pouvant se dégrader, etc. (chapitre 2.5.2.2). Toutefois, des **concepts génériques d'installations pourraient être identifiés au préalable, selon la typologie et le volume des déchets à gérer, afin de faciliter les décisions relatives à leur mise en œuvre et ainsi contribuer à minimiser les délais de prise en charge en entreposage des déchets issus des actions de réduction de la contamination.** À titre d'ordre de grandeur, l'entreposage de 20 millions de mètres cubes de terre requerrait environ 1 000 sites d'entreposage d'un hectare, avec des sacs de 1 m<sup>3</sup> empilés sur deux niveaux.

### 3.3.4. Réduction des volumes de déchets

La réduction des volumes de déchets, notamment des déchets incinérables et des déchets putrescibles, devra être mise en œuvre avant d'envisager la suite de leur gestion.

### 3.3.4.1. Incinération

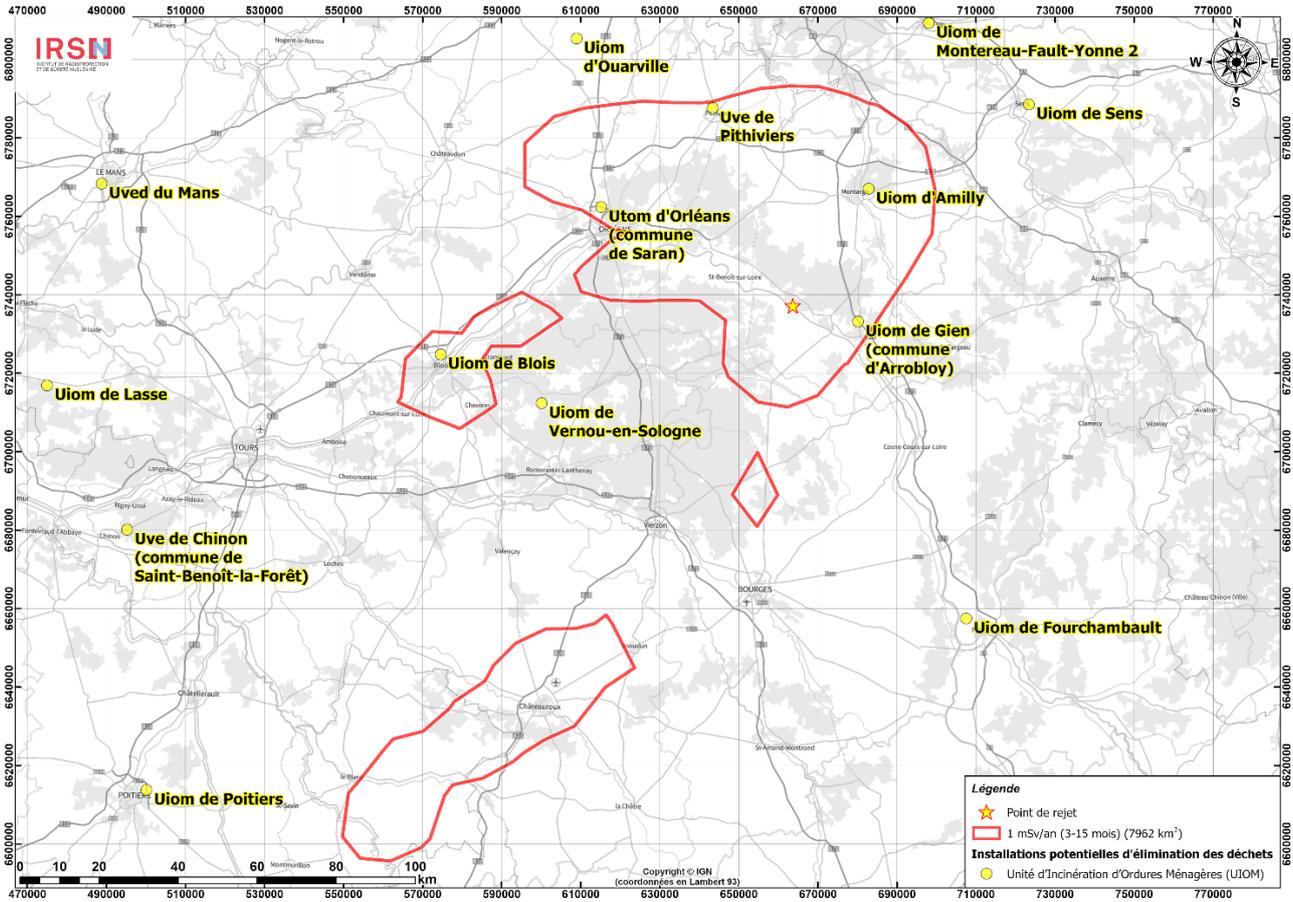
Outre les problématiques liées au transport des déchets vers l'installation CENTRACO, unique installation française d'incinération des déchets radioactifs implantée dans le Gard, la capacité de cette installation, 3 000 t/an de déchets solides, est insuffisante pour gérer l'intégralité des déchets incinérables générés. En effet, les trois stratégies de réduction de la contamination modélisées dans la présente étude génèrent entre 100 000 m<sup>3</sup> et 1 300 000 m<sup>3</sup> de déchets incinérables (hors productions agricoles). En considérant la densité moyenne de branches broyées et de gazon (500 kg/m<sup>3</sup>) ces volumes équivalent respectivement à 50 000 t et 650 000 t de déchets incinérables. Pour gérer ces déchets, plusieurs options peuvent être envisagées :

- la construction d'unités d'incinération dédiées à la gestion des déchets post-accidentels, dans la zone touchée par l'accident ;
- l'utilisation d'unités d'incinération existantes dans la zone touchée par l'accident ;
- un compromis entre les deux options précédentes, avec par exemple la gestion des déchets les moins contaminés ou ceux nécessitant une incinération rapide (déchets très putrescibles) dans les unités existantes qui seraient utilisées pour incinérer ces déchets (après modification de conception, et sans mélanger ces déchets à des déchets conventionnels), et la construction d'installations dédiées pour les déchets plus contaminés.

À ce sujet, la doctrine CODIRPA de 2012 [1] recommandait la construction d'une installation spécifique d'incinération. En effet, les travaux du GT « Gestion des déchets, produits contaminés et terres contaminées » [2] avaient conduit en 2010 à écarter l'option d'utiliser des incinérateurs existants, pour diverses raisons (installations non conçues pour assurer la protection des travailleurs, des riverains et de l'environnement, risque de saturation des installations, problématique de l'acceptabilité du public, etc.). Une étude de faisabilité avait été réalisée pour la construction d'une unité d'incinération dédiée. Celle-ci avait conclu qu'il pourrait s'écouler quatre à six ans entre l'appel d'offre et la mise en service de l'installation, ces délais pouvant être réduits en réalisant par exemple un avant-projet sommaire standard ou en identifiant des sites potentiels pour ces installations. Cependant, le scénario d'accident ayant guidé les réflexions dans le cadre de ce GT conduisait à des volumes de déchets générés nettement inférieurs aux ordres de grandeur considérés dans la présente étude.

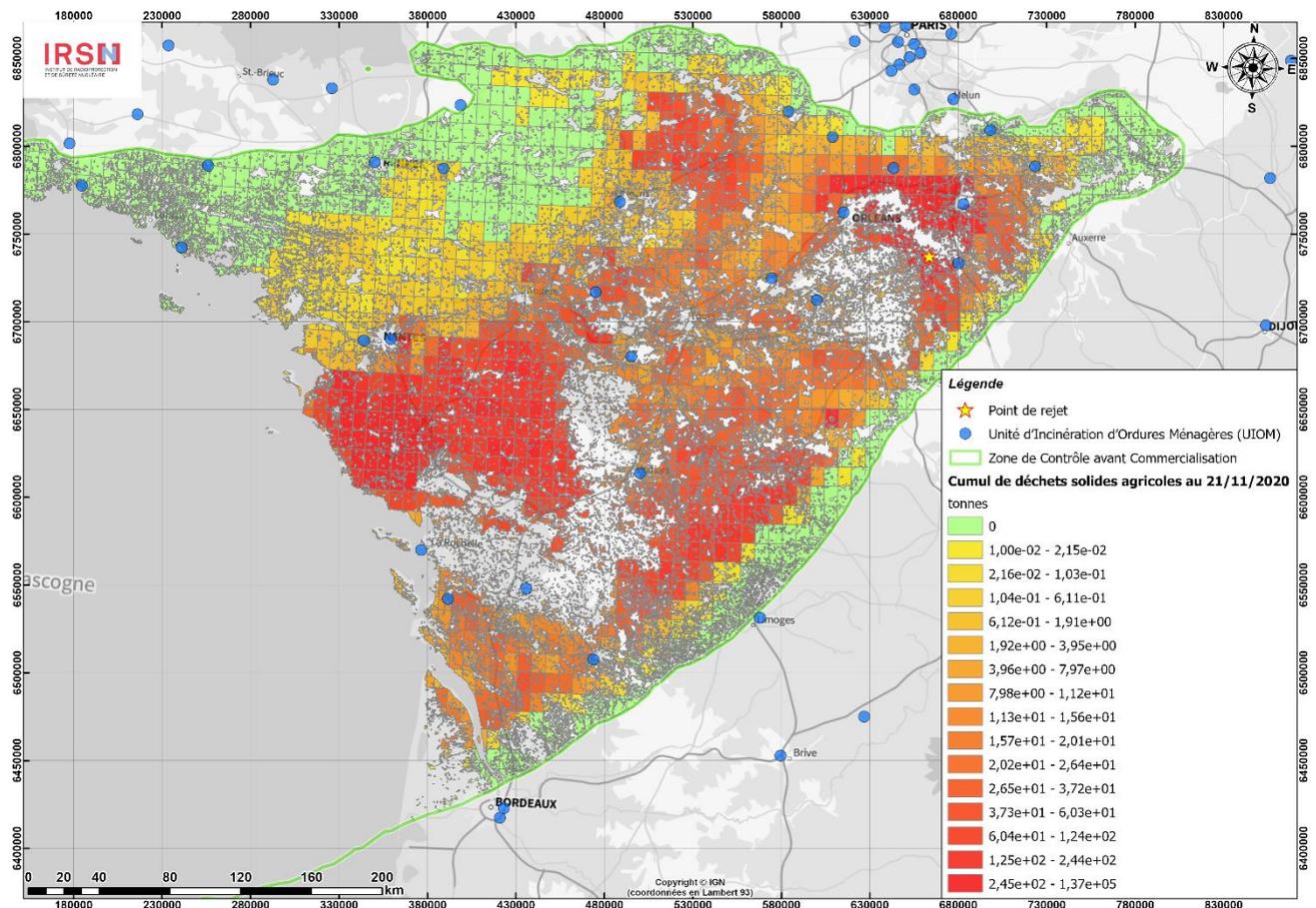
Dans la préfecture de Fukushima, pour gérer les déchets issus d'actions de réduction de la contamination et certains déchets du séisme et du tsunami, des unités d'incinération dédiées ont été construites, en quatre ans pour les premières, et quatre unités existantes ont également été utilisées (chapitre 2.5.2.3). En France, les unités d'incinération d'ordure ménagères permettent d'incinérer en moyenne, pour une unité, 120 000 t/an de déchets. En supposant qu'en situation post-accidentelle, une unité construite spécifiquement ait la même capacité, il faudrait entre six mois et cinq ans pour traiter les déchets générés dans ce cas d'étude (hors productions agricoles), à ajouter au délai de construction des incinérateurs. Aussi, **des concepts d'installations d'incinération adaptés au traitement des déchets issus des actions de réduction de la contamination pourraient d'ores et déjà être identifiés.**

Dans le cas où l'option d'utiliser des unités d'incinération existantes serait retenue, pour tout ou partie des déchets incinérables, dans le scénario étudié, une quinzaine d'installations ont été recensées dans les départements proches de la zone  $\geq 1$  mSv/an (Figure 31), permettant de traiter environ un million de tonnes de déchets par an. Des données de 2009-2011 [139] montrent que ces installations fonctionnent pour la plupart à leur capacité maximale, voire au-delà. Le mélange de déchets radioactifs et de déchets conventionnels n'étant pas envisageable, les installations existantes ne pourraient pas être utilisées pour traiter simultanément des déchets conventionnels et des déchets radioactifs. En outre, en situation post-accidentelle, des déchets ménagers continueront à être générés dans cette zone et devront être traités dans les installations existantes. Cependant, une diminution de la production de déchets ménagers et de déchets liés aux autres activités est *a priori* attendue en situation post-accidentelle, libérant des capacités d'incinération pour les déchets radioactifs à traiter. Dans cette hypothèse, un ou plusieurs incinérateurs pourraient être dédiés au traitement de déchets radioactifs uniquement. Aussi, puisqu'il faudra plusieurs années avant qu'un ou plusieurs incinérateurs dédiés puissent être mis en service, **la possibilité de convertir un ou plusieurs incinérateurs d'ordures ménagères en incinérateurs de déchets radioactifs de très faible activité pourrait être étudiée par anticipation.**



**Figure 31 : Localisation des installations d'incinération d'ordures ménagères autour de la zone  $\geq 1$  mSv/an.**

Dans la présente étude, les productions agricoles non commercialisables génèrent près de 1,2 million de tonnes de déchets solides incinérables. La capacité totale annuelle des UIOM implantées dans la zone de contrôle avant commercialisation est d'environ 1,8 million de tonnes (Figure 32). Bien que cette capacité soit supérieure à la quantité de déchets agricoles générée dans la présente étude, il n'est pas envisageable de traiter l'intégralité de ces déchets dans des installations existantes, comme indiqué ci-avant pour la gestion des déchets issus des actions de réduction de la contamination. Par ailleurs, ces déchets, qui se dégradent rapidement, ne pourront pas être entreposés sur la durée nécessaire à la mise en place d'installations d'incinération construites à dessein pour traiter ces déchets, soit plusieurs années. Ainsi, pour tout ou partie de ces déchets, le compostage (voir ci-dessous) pourrait être une option de gestion mise en œuvre plus rapidement.



**Figure 32 : Localisation des UIOM dans et autour de la zone de contrôle avant commercialisation et des quantités cumulées de déchets solides agricoles au 21 novembre 2020.**

### 3.3.4.2. Compostage

En entreposage, les déchets putrescibles se décomposent naturellement, ce qui peut s'avérer problématique (dégagement de gaz, affaissement des entreposages par tassement des déchets, voir chapitre 2.5.2.2). Leur compostage permettrait de les stabiliser et de réduire leur volume avant leur entreposage ou leur stockage, sans préjuger de la possibilité de réutiliser le compost ainsi produit. À titre d'exemple, une réduction de la masse d'un facteur trois a été obtenue en France en 2016, pour le compostage de déchets entrés dans des ITOM [86]. À ce titre, **des concepts d'installations, qui permettraient de composter les déchets radioactifs générés par la mise en œuvre d'actions de réduction de la contamination, pourraient être étudiés.**

### 3.3.4.3. Projet DEMETERRES

Le projet DEMETERRES (voir paragraphe 2.2.3) est un exemple de projet qui pourrait à terme permettre de réduire les volumes de déchets à gérer, notamment les terres. Des calculs d'ordre de grandeur sont proposés dans l'Annexe 6, sur la base des données fournies sur le projet DEMETERRES lors d'une réunion du GT « Stratégies de réduction de la contamination et gestion des déchets » du CODIRPA en mai 2021 [62] et pour les volumes générés dans cette étude par la mise en œuvre d'actions issues du retour d'expérience de Fukushima.

### 3.3.5. Entreposage centralisé et stockage

Les déchets non incinérables, ainsi que les résidus de traitement des déchets (cendres résultant de l'incinération, compost, etc.), devront, s'ils ne font pas l'objet d'une libération conditionnelle (chapitre 3.3.6), être stockés. Quelle que soit la stratégie mise en œuvre dans la présente étude, les volumes de déchets non incinérables dépassent largement les capacités des installations de stockage disponibles en France pour gérer les déchets

radioactifs, particulièrement pour la catégorie TFA (Tableau 14). À titre d'ordre de grandeur, le volume de déchets TFA générés par la stratégie issue du retour d'expérience de Fukushima sur la zone  $\geq 1$  mSv/an équivaut à 300 fois la capacité du Cires. À ces volumes doivent de plus être ajoutés les volumes liés aux résidus de traitement des déchets incinérables. Dans le cas où la gestion de ces déchets en installation conventionnelle serait envisagée (chapitre 3.3.6 relatif à la libération conditionnelle), ces volumes sont trop importants pour être gérés en intégralité par les ISDD ou les ISDND (chapitres 2.4.1 et 2.4.2). Aussi, la construction d'une ou plusieurs installations de stockage dédiées apparaît incontournable. Or, la conception puis la construction d'une installation de stockage adaptée au volume et à la typologie des déchets générés, ainsi que les procédures en lien avec son autorisation de mise en service peuvent durer plusieurs années. Ainsi, pour les déchets issus des actions de réduction de la contamination dans la préfecture de Fukushima, une installation d'entreposage centralisé (ISF, chapitre 2.5.2.4) est actuellement exploitée, le temps de concevoir puis de construire une installation de stockage, en principe hors de la préfecture de Fukushima (chapitre 2.5.2.5). Cette installation d'entreposage centralisé permet d'entreposer les déchets issus des actions de réduction de la contamination (terres, cendres, etc.) pour une durée plus longue, et dans de meilleures conditions de sûreté que sur les multiples sites d'entreposage temporaire. Ceci renvoie au **débat quant à l'opportunité d'une pré-sélection de sites, à proximité des principales installations nucléaires, pour regrouper et entreposer l'ensemble des déchets, dans l'attente de la création d'installations de stockage dédiées**. Comme pour les entreposages temporaires, **des concepts d'installations appropriés pour un entreposage centralisé pourraient aussi être identifiés par anticipation**.

**Tableau 14 : Volume de déchets solides non incinérables relevant des catégories TFA et FMA-VC générés par la mise en œuvre de différentes listes d'actions sur la zone  $\geq 1$  mSv/an, sans entreposage temporaire<sup>33</sup>, et rappel des capacités des installations de stockage de ces types de déchets (chapitres 2.3.2.1 et 2.3.2.2).**

	Volume de déchets TFA (millions de m <sup>3</sup> )	Volume de déchets FMA-VC (millions de m <sup>3</sup> )
Issue du retour d'expérience de Tchernobyl	12,2 (dont 12,1 de terres)	0,08
Issue du retour d'expérience de Fukushima	269,3 (dont 269,1 de terres)	3,8 (terres exclusivement)
Réduction maximale de la dose ambiante	6,3	0,01
Capacité des installations existantes	<b>Cires : 0,9</b>	<b>CSA : 1</b>

La majorité des déchets générés relevant de la catégorie TFA, le concept des installations de stockage à construire pourrait être proche de celui du Cires ou des ISDD. Une piste de densification des alvéoles de tels stockages pourrait consister à stocker les terres contaminées en vrac, sans conditionnement de type *big bags*. Ainsi, dans le Schéma Industriel pour la gestion des déchets TFA présenté en 2015 par l'Andra [140], l'une des pistes identifiées pour optimiser les volumes consistait à stocker directement et sans colisage de grandes quantités de déchets inertes (terres et gravats). La pertinence de cette piste est liée à l'identification de gisements importants, ce qui est le cas des volumes de terres générés en situation post-accidentelle, dès lors que l'option du décapage *d'a minima* une partie des terres agricoles est retenue. Pour les déchets FMA-VC, si les volumes sont faibles (par exemple 10 000 m<sup>3</sup> dans le cas de la stratégie visant à maximiser la réduction de la dose ambiante), ces déchets pourront être gérés au CSA, comme les déchets FMA-VC générés par la filière nucléaire en situation normale. En revanche, les capacités du CSA sont insuffisantes et d'autres installations de stockage seraient nécessaires dans le cas de la stratégie utilisant des actions issues du retour d'expérience de Fukushima, qui génère 3,8 millions de mètres cubes de déchets FMA-VC.

En lien avec la nécessité de construire des installations de stockage dédiées, se posera la question de leur localisation. À ce sujet, la doctrine du CODIRPA de 2012 recommande de limiter le transfert de matériaux contaminés au-delà de la zone concernée, et ainsi de privilégier les solutions de gestion, dont le stockage, au plus près de l'accident [1]. Cette option présente notamment l'intérêt de limiter les transports de déchets, et par conséquent de radioactivité, hors de la zone principalement concernée par l'accident. En revanche, dans le cas

<sup>33</sup> Une durée d'entreposage temporaire de cinq ou dix ans influence à la marge la répartition des volumes de déchets entre les catégories TFA et FMA-VC.

de l'accident de Fukushima, il est actuellement envisagé de stocker les déchets issus des actions de réduction de la contamination (environ 20 millions de mètres cubes) hors de la préfecture de Fukushima, en particulier dans l'objectif de soulager les habitants de la préfecture de Fukushima, ayant déjà subi de nombreuses conséquences de l'accident, de cette gestion. En termes de superficie, il sera également important de prévoir des emprises de stockage importantes. À titre de comparaison, la superficie du Cires est de 46 ha [141], dont 18 ha réservés au stockage de déchets TFA (pour une capacité après extension de 900 000 m<sup>3</sup>). Ainsi, en supposant que les installations construites pour stocker les déchets issus des actions de réduction de la contamination soient de même concept que le Cires (même géométrie d'alvéoles, même densification, etc.), il faudrait environ 400 ha pour stocker 20 millions de mètres cubes de déchets. Aussi, comme indiqué ci-avant pour les installations d'entreposage centralisé, **des réflexions pourraient d'ores et déjà être menées sur les concepts et les localisations d'installations de stockage**. Cependant, ceux-ci dépendront des volumes et de la nature des déchets à stocker, eux-mêmes impactés par l'éventuelle décision de recourir à un traitement des déchets (incinération, compostage, etc.) ou la libération conditionnelle d'une partie des déchets (chapitre 3.3.6). Par conséquent, **il apparaît opportun que les réflexions qui seraient menées sur les concepts et les localisations d'installations tiennent compte du caractère systémique de la gestion des déchets**.

### 3.3.6. Libération conditionnelle

Le seuil recommandé par l'AIEA pour la libération générale<sup>34</sup> de déchets est fixé à 0,1 Bq/g pour le césium 137. Dans la présente étude, les volumes de déchets non incinérables d'activité inférieure à ce seuil varient en fonction de la stratégie et de la durée d'entreposage temporaire (jusqu'à 4,8 millions de mètres cubes de déchets pour la stratégie issue du retour d'expérience de Tchernobyl, après 10 ans d'entreposage).

Dans le cas de la gestion des déchets en situation post-accidentelle, l'application de seuils de libération conditionnelle, spécifiques à un type de matériau (par exemple, des terres), à un volume maximal ou un devenir (par exemple, réutilisation dans certains ouvrages de génie civil) pourrait s'avérer plus pertinente que l'application d'un seuil de libération générale [105]. Par exemple, suite à l'accident de Fukushima, un seuil de réutilisation pour les terres issues des actions de réduction de la contamination a été établi à 8 Bq/g, pour des usages particuliers (ouvrages de génie civil simples, comme des remblais de routes, des couvertures de décharges, des digues, et avec couverture de terre non contaminée). Dans la présente étude, les déchets générés relèvent principalement de la catégorie TFA (Tableau 14) ; la majorité de ces déchets présente par ailleurs une activité inférieure à 1 Bq/g (Tableau 15), soit une activité 100 fois inférieure à la limite entre les déchets de très faible activité et ceux de faible activité. Il est à noter que pour la stratégie issue du retour d'expérience de Fukushima, qui génère le plus de déchets par décapage des terres agricoles, le volume de déchets d'activité inférieure à 1 Bq/g est uniquement constitué de terres.

Les déchets d'activité inférieure à 1 Bq/g représentent ainsi des volumes importants : dans la présente étude, au bout de 10 ans d'entreposage temporaire, plus de 80 % du volume a une activité inférieure à 1 Bq/g. Pour ces déchets, il est donc intéressant de se poser la question d'autres modes de gestion que le stockage dans des installations dédiées à la gestion des déchets radioactifs TFA, soit par la réutilisation ou le recyclage de certains matériaux, soit par le stockage dans des centres pour déchets conventionnels. À ce titre, la doctrine du CODIRPA de 2012 précisait qu'« *une partie des déchets produits en ZPP<sup>35</sup> et ceux produits en ZST<sup>36</sup> peuvent être gérés comme des déchets non contaminés, en fonction de seuils de libération qui seront à définir en tenant compte des caractéristiques propres de l'accident* » [1].

<sup>34</sup> Libération générale ou inconditionnelle, s'appliquant à tous les types de matériaux, d'options de gestion et de volumes. Les valeurs de seuils de libération sont définies par radionucléides et sont basées sur des scénarios d'exposition pour les travailleurs et le public.

<sup>35</sup> Zone de protection des populations, à l'intérieur de laquelle des actions sont nécessaires pour réduire aussi bas que raisonnablement possible, l'exposition des populations due à la radioactivité ambiante et à l'ingestion de denrées contaminées.

<sup>36</sup> Zone de surveillance des territoires, plus étendue et davantage tournée vers une gestion économique, au sein de laquelle une surveillance spécifique des denrées alimentaires et des produits agricoles sera mise en place.

**Tableau 15 : Volume de déchets solides non incinérables d'activité inférieure à 1 Bq/g, pour la mise en œuvre des trois listes d'actions dans la zone  $\geq 1$  mSv/an.**

Stratégie	Durée d'entreposage	Volume de déchets (millions de m <sup>3</sup> )
Issue du retour d'expérience de Tchernobyl (total : 12,3 millions de m <sup>3</sup> )	Pas d'entreposage	11,0 (uniquement des terres)
	5 ans	11,1 (uniquement des terres)
	10 ans	11,2 (uniquement des terres)
Issue du retour d'expérience de Fukushima (total : 273 millions de m <sup>3</sup> )	Pas d'entreposage	187,3 (uniquement des terres)
	5 ans	216,5 (uniquement des terres)
	10 ans	233,6 (uniquement des terres)
Réduction maximale de la dose ambiante (total : 6,3 millions de m <sup>3</sup> )	Pas d'entreposage	5,9 (pas de terres)
	5 ans	6,0 (pas de terres)
	10 ans	6,0 (pas de terres)

Pour leur gestion en installations dédiées aux déchets conventionnels, se pose la question des exutoires disponibles (ISDD, ISDND, ISDI). Comme indiqué dans le chapitre 2.4.1, les ISDD sont de conception proche du Cires et offrent le même niveau de protection de l'homme et l'environnement que le Cires. Toutefois, les capacités de ces installations sont de l'ordre d'au plus quelques millions de mètres cubes, ce qui est insuffisant pour gérer les déchets issus d'un accident de l'ampleur de celui de Fukushima ou de Tchernobyl. En outre, ces installations sont destinées à la gestion de déchets conventionnels dangereux, dont les capacités doivent être préservées. Les capacités des ISDND sont plus importantes que celles des ISDD, et il en existe plus de 200 en France. Bien que les exigences sur les formations géologiques entre les ISDND et les ISDD diffèrent (chapitre 2.4.2), le concept des ISDND reste proche de celui des ISDD (présence d'une barrière passive, d'une couverture, etc.). Aussi, **la possibilité de stocker des déchets issus d'un accident dans des ISDND pourrait être étudiée au cas par cas** (en fonction par exemple de l'épaisseur effective et de la perméabilité de la barrière passive), notamment sur la base de scénarios d'exposition et d'études d'impact. En revanche, puisque les ISDI offrent un niveau de protection très inférieur à celui des ISDD ou des ISDND (aucune barrière, voir chapitre 2.4.3), **il n'apparaît pas envisageable de stocker des déchets, même très faiblement contaminés, issus des actions de réduction de la contamination, dans des ISDI.**

Si l'option de la libération conditionnelle des déchets est envisagée, pour leur réutilisation ou leur recyclage, l'AIEA rappelle que les usages et les matériaux pouvant en faire l'objet peuvent être définis sur la base de voies d'exposition plus limitées [105] que les scénarios d'exposition étudiés dans le cadre de la libération générale [142]. À cet égard, il est toutefois à noter qu'à Fukushima, la réutilisation des terres est peu mise en œuvre, car cette option est peu acceptée par la population (chapitre 2.5.2.6), bien que techniquement applicable (caractérisation des terres, disponibilité de volumes de terres d'activité inférieure à ce seuil).

De façon générale, s'agissant de la gestion de déchets issus des actions de réduction de la contamination dans des filières conventionnelles existantes (stockage, réutilisation et recyclage), **l'IRSN rappelle que, selon la doctrine du CODIRPA de 2012 [1], des seuils de libération seront à définir, en tenant compte des caractéristiques propres de l'accident.**

## 4. CONCLUSION

La présente étude a été menée dans le cadre du GT « Stratégie de réduction de la contamination et de gestion des déchets » du CODIRPA, sur la base d'éléments de bibliographie, de retour d'expérience des accidents de Tchernobyl et de Fukushima ainsi que de modélisations effectuées par l'IRSN. Les principaux enseignements tirés de cette étude concernent (i) les milieux pouvant requérir des modes de gestion différenciés à la suite d'un dépôt d'activité post-accidentel, (ii) les stratégies de réduction de la contamination et (iii) la gestion des déchets issus de ces stratégies dans le cas d'un accident majeur.

Les milieux urbains et agricoles ayant déjà fait l'objet d'études par l'IRSN lors du précédent mandat du CODIRPA, l'accent est mis sur les forêts et les milieux aquatiques continentaux. Il apparaît que les options de réhabilitation des forêts sont particulièrement limitées, car ces écosystèmes fonctionnent selon un cycle nutritionnel naturel. Aussi, la combinaison d'actions de réduction de la contamination (par exemple, retrait de la litière ou élagage des arbres) réservées en priorité aux zones proches des lieux de vie, et la réglementation des accès aux forêts et de la consommation de produits forestiers constitue une option contribuant à la protection des populations, tout en préservant d'autres intérêts (écosystème forestier, coût, gestion des déchets, etc.). Dans les cours d'eau et les plans d'eau, les actions de réduction de la contamination pouvant être envisagées sont principalement des opérations de dragage de sédiments. En outre, des interdictions temporaires de pêche et l'alimentation des poissons d'élevage avec de la nourriture non contaminée constituent des actions éprouvées pour limiter l'exposition liée aux denrées issues des milieux aquatiques continentaux.

S'agissant de la mise en œuvre de stratégies de réduction de la contamination en milieu urbain et en milieu agricole, les stratégies modélisées dans la présente étude (dites « Tchernobyl », « Fukushima » et « réduction maximale de la dose ambiante »), qui diffèrent notamment par les actions mises en œuvre (labour, décapage des terres agricoles, etc.), conduisent à des volumes et des types (nature, activité) de déchets très variables et montrent ainsi l'influence significative du choix de stratégie sur les déchets à gérer. En outre, pour les hypothèses considérées, la mise en œuvre d'actions de réduction de la contamination dans la zone d'éloignement conduit à réduire sa superficie, sans toutefois la faire disparaître totalement, ni garantir un niveau d'exposition permettant d'envisager un retour des populations sans actions complémentaires. Aussi, le bénéfice de réduire la contamination sur tout ou partie de la zone d'éloignement est à mettre en perspective avec la possibilité de reporter dans le temps ces actions pour s'affranchir, dans une première phase, du volume de déchets générés sur ces territoires.

Enfin, s'agissant de la gestion des déchets en situation post-accidentelle, les volumes résultant d'un accident majeur de type Fukushima (d'ampleur plus importante que celui retenu lors du précédent mandat du CODIRPA) et d'actions de réduction de la contamination tels que ceux considérés dans la présente étude dépassent les capacités des installations utilisées habituellement pour la gestion des déchets radioactifs. Plusieurs axes de réflexion, relatifs aux différentes étapes et filières de gestion des déchets, qu'il convient de considérer de manière systémique, sont identifiés dans la présente étude, sans toutefois préjuger de leurs conclusions :

- le développement de moyens de mesure permettant de caractériser les volumes importants de déchets générés en situation post-accidentelle ;
- la définition de seuils de libération conditionnelle, et notamment la possibilité de recourir aux installations de stockage de déchets conventionnels existantes ou de réutiliser certains déchets ;
- le choix de concepts appropriés pour l'entreposage temporaire, le traitement (incinération, compostage, ou autres technologies à adapter ou à développer), l'entreposage centralisé et le stockage des déchets ainsi que la pré-sélection de sites pour certaines installations.

De façon générale, ces travaux de préparation avant toute survenue d'un accident seraient utilement complétés par la conduite d'une analyse multicritères (volumes de déchets, gain dosimétrique, coût financier, bénéfice écosystémique, faisabilité à grande échelle, risque de migration des contaminations laissées en place, etc.) et multi-acteurs, qui contribuerait à approfondir la comparaison des stratégies de réduction de la contamination et de gestion des déchets qu'elles génèrent, et *in fine*, à identifier les options les plus consensuelles vis à vis des intérêts des diverses parties prenantes.

## GLOSSAIRE

Ademe : Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie  
AIEA : Agence internationale de l'énergie atomique  
Andra : Agence nationale pour la gestion des déchets radioactifs  
ASN : Autorité de sûreté nucléaire  
CEA : Commissariat à l'énergie atomique et aux énergies alternatives  
Cigéo : Centre industriel de stockage géologique  
CIPR : Commission internationale de protection radiologique  
Cires : Centre industriel de regroupement, d'entreposage et de stockage  
CNPE : Centre nucléaire de production d'électricité  
CODIRPA : Comité directeur pour la gestion de la phase post-accidentelle  
CSA : Centre de stockage de l'Aube  
EPS : Évaluation probabiliste de sûreté  
ETM : Élément trace métallique  
FA : Déchet de faible activité  
FA-VL : Déchet de faible activité à vie longue  
FMA-VC : Déchet de faible et moyenne activité à vie courte  
GT : Groupe de travail  
HA : Déchet de haute activité  
ICPE : Installation classée pour la protection de l'environnement  
ICSA : *Intensive contamination survey area*  
INES : Échelle internationale des événements nucléaires et radiologiques  
Insee : Institut national de la statistique et des études économiques  
IPSN : Institut de protection et de sûreté nucléaire  
IRAS : Indice radiologique d'acceptation en stockage  
IRSN : Institut de radioprotection et de sûreté nucléaire  
ISDD : Installation de stockage de déchets dangereux  
ISDI : Installation de stockage de déchets inertes  
ISDND : Installation de stockage de déchets non dangereux  
ISF : *Interim storage facility*  
ITOM : Installation de traitement des ordures ménagères  
JAEA : *Japan atomic energy agency*  
MA : Déchet de moyenne activité  
MA-VL : Déchet de moyenne activité à vie longue  
NMA : Niveau maximal admissible

PNGMDR : Plan national de gestion des matières et déchets radioactifs

SAA : Statistique annuelle agricole

SDA : *Special decontamination area*

SIG : Système d'informations géographiques

SRON : Substance radioactive d'origine naturelle nécessitant un contrôle de la radioprotection

STEU : Station d'épuration des eaux usées

TFA : Déchet de très faible activité

UIOM : Unité d'incinération des ordures ménagères

VC : Déchet à vie courte

VL : Déchet à vie longue

VTC : Déchet à vie très courte

ZE : Zone d'éloignement

## RÉFÉRENCES

- [1] ASN, 2012. Éléments de doctrine pour la gestion post-accidentelle d'un accident nucléaire. Document établi par le Comité directeur pour la gestion de la phase post-accidentelle d'un accident nucléaire (CODIRPA). Version finale, 5 octobre 2012.
- [2] ASN, 2010. Rapport final du groupe de travail n°6 « Gestion des déchets, produits contaminés et terres contaminées ». Document de travail, 8 avril 2010.
- [3] IRSN, 2018. CODIRPA 2 – GT déchets – Contribution de l'IRSN. Rapport PSE-SANTE/SESUC/2018-00101.
- [4] Note à l'attention des membres du groupe de travail « stratégie de réduction de la contamination et gestion des déchets » du CODIRPA – 15 janvier 2021.
- [5] Saisine SAISI-DRC-2021-00283 du 17 mars 2021 – Analyse d'un scénario d'accident grave au regard de la gestion des déchets contaminés en situation post-accidentelle, dans le cadre des études menées par le GT « stratégie de réduction de la contamination et gestion des déchets » du CODIRPA.
- [6] Ministère de l'Écologie, de l'Énergie, du Développement durable et de l'Aménagement du territoire, 2009. CORINE Land Cover – France – Guide d'utilisation. [https://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/sites/default/files/2018-12/clc-guide-d-utilisation-02\\_0.pdf](https://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/sites/default/files/2018-12/clc-guide-d-utilisation-02_0.pdf)
- [7] IRSN, 2008. Modélisation de la réhabilitation des zones urbaines contaminées. Synthèse bibliographique. Rapport DEI/SESUC n°08-70.
- [8] Insee, 2021. 37,2 millions de logements en France au 1er janvier 2021. <https://www.insee.fr/fr/statistiques/5761272>
- [9] Casteran, B. et Ricroch, L., 2008. Les logements en 2006 : Le confort s'améliore, mais pas pour tous.
- [10] Caisse des dépôts, développement territorial et réseau, 2007. Panorama du parc immobilier français.
- [11] Fédération nationale des agences d'urbanisme, 2006. Habitat formes urbaines – Densités comparées et tendances d'évolution en France.
- [12] ASN, 2022. Synthèse des conclusions du groupe de travail "alimentation" du CODIRPA.
- [13] ACTA et IRSN, 2012. Guide d'aide à la décision pour la gestion du milieu agricole en cas d'accident nucléaire.
- [14] Tombette, M., Quentric, E., Quélo, D., Benoit, J.P., Mathieu, A., Korsakissok, I., Didier, D., 2014. C3X: A software platform for assessing the consequences of an accidental release of radioactivity into the atmosphere. International Radiation Protection Association congress, Genève.
- [15] Gonze, M.-A., Mourlon, C., Garcia-Sanchez, L., Le Dizès, S., Nicoulaud, V., Métivier, J.-M., Simon-Cornu, M., Gerber P.-P., Vermorel, F., 2011. SYMBIOSE: A Simulation Platform for Performing Radiological Risk Assessments Performing Radiological Risk Assessments.
- [16] IRSN, 2017. Statistiques Agricoles et répartition des récoltes et des productions agricoles sur l'année. Rapport PRP-CRI/SESUC/2017-00065.
- [17] CODIRPA, 2010. Rapport du groupe de travail n° 2 « Alimentation, agriculture, vie dans les territoires ruraux contaminés ».
- [18] Institut National de l'Information Géographique et Forestière, 2018. La forêt française : état des lieux et évolutions récentes. Panorama des résultats de l'inventaire forestier. Édition 2018.
- [19] Calmon, P., Gonze, M.-A., Mourlon, C., 2015. Modeling the early-phase redistribution of radiocesium fallouts in an evergreen coniferous forest after Chernobyl and Fukushima accidents. Science of The Total Environment 529, 30-9.

- [20] Gonze, M.-A., Calmon, P., 2017. Meta-analysis of radiocesium contamination data in Japanese forest trees over the period 2011-2013. *Science of The Total Environment* 601-602, 301-316.
- [21] Gonze, M.-A., Calmon, P., Hurtevent, P., Coppin, F., 2021. Meta-analysis of radiocesium contamination data in Japanese cedar and cypress forests over the period 2011-2017. *Science of The Total Environment* 750, 142311.
- [22] Gonze, M.-A., Mourlon, C., Calmon, P., Baccou J., Manach, E., Debayle, C., 2016. Modelling the dynamics of Ambient Dose Rates in Fukushima terrestrial environments. Présentation à ICRS-13 & RPSD-2016 conference.
- [23] Ravila, A., Holm, E., 1994. Radioactive elements in the forest industry. *Science of The Total Environment* 157, 339-356.
- [24] Commissariat général au développement durable, 2022. Bilan environnemental de la France, édition 2021.
- [25] IRSN, 2015. Constat radiologique « Rémanence de la radioactivité d'origine artificielle ». Rapport PRP-ENV/SESURE/2015-41.
- [26] Masson, O., Romanenko, O., Saunier, O., Kirieiev, S., Protsak, V., Laptev, G., Voitsekhovych, O., Durand, V., Coppin, F., Steinhäuser, G., de Vismes Ott, A., Renaud, P., Didier, D., Boulet, B., Morin, M., Hýža, M., Camps, J., Belyaeva, O., Dalheimer, A., Eleftheriadis, K., Gascó-Leonarte, C., Ioannidou, A., Isajenko, K., Karhunen, T., Kastlander, J., Katzlberger, C., Kierepko, R., Knetsch, G.-J., Kónyi, J.K., Mietelski, J.W., Mirsch, M., Møller, B., Nikolić, J.K., Povinec, P.P., Rusconi, R., Samsonov, V., Sýkora, I., Simion, E., Steinmann, P., Stoulos, S., Suarez-Navarro, J.A., Wershofen, H., Zapata-García, D., Zorko, B., 2021. Europe-Wide Atmospheric Radionuclide Dispersion by Unprecedented Wildfires in the Chernobyl Exclusion Zone, April 2020. *Environmental Science and Technology* 55, 13834-13848.
- [27] IRSN, 2007. Apports de la géomorphologie à la détermination des facteurs de sensibilité radioécologique des berges - SENSIB volet fluvial. Rapport DEI/SESURE n°2007-020.
- [28] Grosbois, C., Meybeck, M., Lestel, L., Lefèvre, I., Moatar, F., 2012. Severe and contrasted polymetallic contamination patterns (1900-2009) in the Loire River sediments (France). *Science of the Total Environment* 435-436, 290-305.
- [29] Morereau, A., 2020. Reconstitution à partir d'archives sédimentaires des concentrations et des sources de radionucléides ayant transité dans le Rhône et la Loire au cours de l'ère nucléaire. Université d'Aix-Marseille.
- [30] Nowak, C., 2021. Bulletin n°9 : observations des écoulements des cours d'eau en été.
- [31] Smith, J.T., Voitsekhovitch, O. V., Håkanson, L., Hilton, J., 2001. A critical review of measures to reduce radioactive doses from drinking water and consumption of freshwater foodstuffs. *Journal of Environmental Radioactivity* 56, 11-32.
- [32] Kashparov, V., Salbu, B., Levchuk, S., Protsak, V., Maloshtan, I., Simonucci, C., Courbet, C., Nguyen, H.L., Sanzharova, N., Zabrotsky, V., 2019. Environmental behaviour of radioactive particles from Chernobyl. *Journal of Environmental Radioactivity* 208-209, 106025.
- [33] Maleval, V., Jigorel, A., 2002. La sédimentation dans un lac artificiel. Exemple du lac de Saint-Pardoux, massif d'Ambazac, Limousin, France / Sedimentation in an artificial lake at Saint-Pardoux, massif d'Ambazac (Limousin, France). *Géomorphologie : Relief, Processus, Environnement* 8, 307-319.
- [34] Nomade, J., Chapron, E., Desmet, M., Reyss, J.-L., Arnaud, F., Lignier, V., 2005. Reconstructing historical seismicity from lake sediments (Lake Laffrey, Western Alps, France). *Terra Nova* 17, 350-357.
- [35] Sarazin, G., Michard, G., Gharib, I., Bernat, M., 1992. Sedimentation rate and early diagenesis of particulate organic nitrogen and carbon in Aydat Lake (Puy de Dôme, France). *Chemical Geology* 98, 307-316.

- [36] Foucher, A., Salvador-Blanes, S., Evrard, O., Simonneau, A., Chapron, E., Courp, T., Cerdan, O., Lefèvre, I., Adriaensen, H., Lecompte, F., Desmet, M., 2014. Increase in soil erosion after agricultural intensification: Evidence from a lowland basin in France. *Anthropocene* 7, 30-41.
- [37] Maleval, V., Pitois, F., 2017. Fonctionnement hydro-sédimentaire et bilan sédimentaire du lac de Saint-Germain-de-Confolens (Charente, France) : paramètres géomorphologiques à prendre en considération dans la gestion du lac. *Physio-Géo*, 197-227.
- [38] Gayet, G., Baptist, F., Baraille, L., Caessteke, P., Clément, J.-C., Gaillard, J., Gaucherand, S., Isselin-Nondedeu, F., Poinot, C., Quétier, F., Touroult, J., Barnaud, G., 2016. Guide de la méthode nationale d'évaluation des fonctions des zones humides. *Fondements théoriques, scientifiques et techniques*, 310.
- [39] Hoffmann, C.C., Kjaergaard, C., Uusi-Kämpä, J., Hansen, H.C.B., Kronvang, B., 2009. Phosphorus Retention in Riparian Buffers: Review of Their Efficiency. *Journal of Environmental Quality* 38, 1942-1955.
- [40] Rapin A., Fontanel F., Chambaud F., 2021. Fonctions hydrologique, biogéochimique et biologique des zones humides : éléments de connaissance, Collection « eau & connaissances ».
- [41] Arrêté du 24 juin 2008 précisant les critères de définition et de délimitation des zones humides en application des articles L. 214-7-1 et R. 211-108 du code de l'environnement (JORF n°159 du 9 juillet 2008). <https://www.legifrance.gouv.fr/loda/id/JORFTEXT000019151510/>
- [42] Chataigner, J., Michon, J., 2019. Bulletin n°5 : Prélèvements quantitatifs sur la ressource en eau.
- [43] Chazot, S., Terrasson, I., Drocourt, A., 2012. Ressources et besoins en eau en France à l'horizon 2030.
- [44] Service de l'observation et des statistiques, 2017. Les prélèvements d'eau douce en France : les grands usages en 2013 et leur évolution depuis 20 ans.
- [45] Agreste, 2011. Recensements 2008 de la salmoniculture et de la pisciculture marine et des élevages d'esturgeons.
- [46] Agreste, 2021. Enquête Aquaculture 2019.
- [47] FranceAgrimer, 2019. Le marché du riz – Monde, Europe, France.
- [48] Site internet Agridemain. <https://agridemain.fr/le-riz-de-camargue-une-petite-production-de-grande-qualite/>, consulté en avril 2022.
- [49] Site internet Sedilab. [Transport fluvial et maritime, dragage des fleuves. \(sedilab.com\)](https://www.sedilab.com/), consulté en avril 2022.
- [50] Région Normandie, 2021. Les sédiments de dragage : des ressources locales pour répondre aux enjeux environnementaux.
- [51] El Mahdi Safhi, A., 2020. Valorisation des sédiments de dragage dans des bétons autoplaçants : optimisation de la formulation et étude de la durabilité. Thèse. École nationale supérieure Mines-Télécom Lille Douai et Université de Sherbrooke (Québec, Canada).
- [52] Ben Abdelghani, F., Maherezi, W., Boutouil, M., 2014. Caractérisation géotechnique des sédiments de dragage marins en vue de leur valorisation en techniques routières. *Déchets, Sciences et Techniques*, 66.
- [53] IRSN, 2015. Flux de radioactivité exportés par le Rhône en Méditerranée en 2013. Rapport IRSN/PRP-ENV/SESURE/2015-28.
- [54] EURANOS, 2010. Generic handbook for assisting in the management of contaminated inhabited areas in Europe following a radiological emergency, version 2.
- [55] JAEA, 2015. Remediation of Contaminated Areas in the Aftermath of the Accident at the Fukushima Daiichi Nuclear Power Station: Overview, Analysis and Lessons Learned. Part 1. A Report on the "Decontamination Pilot Project" – JAEA-Review 2014-052.

- [56] Saito, H., Sutton, M., Zhao, P., Lee, S.D., Magnuson, M., 2020. Review of technologies for preventing secondary transport of soluble and particulate radiological contamination from roadways, roadside vegetation, and adjacent soils. *Environmental Advances* 1, 100003.
- [57] Kim, J.H., Anwer, H., Kim, Y.S., Park, J.-W., 2021. Decontamination of radioactive cesium-contaminated soil/concrete with washing and washing supernatant- critical review. *Chemosphere* 280, 130419.
- [58] Hepler, K., Kaminski, M.D., Jolin, W.C., Magnuson, M., 2021. Decontamination of urban surfaces contaminated with radioactive materials and consequent onsite recycling of the waste water. *Environmental Technology & Innovation* 21, 101177.
- [59] Evrard, O., Laceby, J.P., Nakao, A., 2019. Effectiveness of landscape decontamination following the Fukushima nuclear accident: a review. *Soil* 333-350.
- [60] Yamaguchi, N., Hikono, A., Saito, T., 2019. Effects of zeolite and vermiculite addition on exchangeable radiocaesium in soil with accelerated ageing. *Journal of Environmental Radioactivity* 203, 18-24.
- [61] Chagvardieff, P., Barré, Y., Blin, V., Faure, S., Fournier, A., Grange, D., Grandjean, A., Guiderdoni, E., Henner, P., Siroux, B., Leybros, A., Messalier, M., Paillard, H., Prévost, T., Rennesson, M., Sarrobert, C., Vavasseur, A., Véry, A.-A., 2017. DEMETERRES project: development of innovative technologies for removing radionuclides from contaminated solid and liquid matrices. *EPJ Web Conf.* 153, 05026.
- [62] Chagvardieff, P., 2021. Projet DEMETERRES. Développement de Méthodes bio- et Eco-TEchnologiques pour la Remédiation Raisonnée des Effluents et des Sols en appui à une stratégie de réhabilitation post-accidentelle. Présentation dans le cadre de la réunion du GT « Stratégie de réduction de la contamination et de gestion des déchets » du 06/05/2021.
- [63] Guillitte, O., Tikhomirov, F.A., Shaw, G., Johanson, K., Dressler, A.J., Melin, J., 1993. Decontamination methods for reducing radiation doses arising from radioactive contamination of forest ecosystems – a summary of available countermeasures. *Science of The Total Environment* 137, 307-314.
- [64] Belli, M., Tikhomirov, F.A., Kliashorin, A., Shcheglov, A., Rafferty, B., Shaw, G., Wirth, E., Kammerer, L., Ruehm, W., Steiner, M., Delvaux, B., Maes, E., Kruyts, N., Bunzl, K., Dvornik, A.M., Kuchma, N., 1996. Dynamics of radionuclides in forest environments. Dans : Karaoglou, A., Desmet, G., Kelly, G.N., Menzel, H.G., *The radiological consequences of the Chernobyl accident. Proceedings of the first international conference Minsk, Belarus, 18 to 22 March 1996.*
- [65] IAEA, 2006. Environmental consequences of the Chernobyl accident and their remediation: twenty years of experience. Report of the Chernobyl Forum Expert Group « Environment ». *Radiological Assessment Reports Series.*
- [66] Hardie, S.M.L., McKinley, I.G., 2014. Fukushima remediation: status and overview of future plans. *Journal of Environmental Radioactivity* 133, 75-85.
- [67] IAEA, 2013. The Follow-up IAEA International Mission on Remediation of Large Contaminated Areas Off-Site the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant.
- [68] Ministry of the Environment, Japan, 2015. Decontamination Report - A compilation of experiences to date on decontamination for the living environment conducted by the Ministry of the Environment. Chapter 6: Outline of decontamination methods, applications and conditions thereof, and examination of the effects.
- [69] IAEA, 2020. Environmental transfer of radionuclides in Japan following the accident at the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant. *TECDOC-1927.*
- [70] Evrard, O., Chartin, C., Laceby, J.P., Onda, Y., Wakiyama, Y., 2021. Radionuclide contamination in flood sediment deposits in the coastal rivers draining the main radioactive pollution plume of Fukushima Prefecture, Japan (2011–2020). *Earth System Science Data, Copernicus Publications*, 13, 2555-2560.

- [71] Wada, T., Tomiya, A., Enomoto, M., Sato, T., Morishita, D., Izumi, S., Niizek, K., Suzuki, S., Morita, T., Kawata, G., 2016. Radiological impact of the nuclear power plant accident on freshwater fish in Fukushima: An overview of monitoring results. *Journal of Environmental Radioactivity* 151, 144-155.
- [72] Yoshikawa, N., Nakashima, K, Suzuki, Y., Miyazu, S, Suzuki, K., Nogawa, N., Harada, N., 2020. Influence of irrigation water intake on local increase of radiocesium activity concentration in rice plants near a water inlet. *Journal of Environmental Radioactivity* 225, 1-11.
- [73] Site internet de l'Andra sur la classification des déchets radioactifs. <https://www.andra.fr/les-dechets-radioactifs/tout-comprendre-sur-la-radioactivite/classification>, consulté en janvier 2022.
- [74] Andra, 2021. Rapport d'information annuel – 2021 Cires.
- [75] Site internet de l'Andra dans l'Aube. <https://aube.andra.fr/projet-et-innovations/le-projet-acaci>, consulté en janvier 2022.
- [76] Andra, 2021. Rapport d'information sur la radioprotection et la sûreté nucléaire – 2021 CSA.
- [77] Andra, 2022. Les essentiels – Inventaire national des matières et déchets radioactifs 2022.
- [78] Cyclife, 2020. Rapport annuel d'information du public relatif à l'installation nucléaire CENTRACO.
- [79] Andra, 2018. Étude comparative de l'incinération des déchets TFA et du stockage direct au Cires. Document technique n°EAM.RP.ASSI.18.0021, PNGMDR 2016-2018.
- [80] IAEA, 2014. Radiation Protection and Safety of Radiation Sources: International Basic Safety Standards, General Safety Requirements.
- [81] Plan National de Gestion des Matières et des Déchets Radioactifs, 2007-2009. De l'inventaire national des déchets radioactifs et des matières valorisables à un bilan et une vision prospective des filières de gestion à long terme des déchets radioactifs en France.
- [82] EDF et Orano, 2018. Traitement et valorisation des grands lots homogènes de matériaux métalliques TFA provenant Georges Besse d'EURODIF et des générateurs de vapeur des CNPE d'EDF. Dossier en réponse à l'article 24 de l'arrêté du 23 février 2017, PNGMDR 2016-2018.
- [83] Andra, 2017. Étude sur la valorisation de gravats TFA comme matériaux de comblement des vides dans les alvéoles du Cires. Document technique de l'Andra n°PINT.ASSI.17.0016, PNGMDR 2016-2018.
- [84] Décret n° 2022-174 du 14 février 2022 relatif à la mise en œuvre d'opérations de valorisation de substances faiblement radioactives. <https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000045167580>
- [85] Décret n° 2022-175 du 14 février 2022 relatif aux substances radioactives éligibles aux opérations de valorisation mentionnées à l'article R. 1333-6-1 du code de la santé publique. <https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000045167634>
- [86] ADEME, 2020. Déchets chiffres-clés. Édition 2020.
- [87] Arrêté du 30 décembre 2002 relatif au stockage de déchets dangereux. <https://www.legifrance.gouv.fr/loda/id/LEGITEXT000005634259/>
- [88] Portail Géorisques, base de données relative aux installations classées. <https://www.georisques.gouv.fr/risques/installations/donnees#/>, consulté en janvier 2022.
- [89] Circulaire du 25 juillet 06 relative aux Installations classées – Acceptation de déchets à radioactivité naturelle renforcée ou concentrée dans les centres de stockage de déchets.
- [90] IRSN, 2006. Guide méthodologique pour l'acceptation de déchets présentant une radioactivité naturelle dans les installations classées d'élimination. Rapport DEI/SARG/2006-009.
- [91] ASN, 2009. Rapport de l'Autorité de Sûreté Nucléaire – Bilan sur la gestion des déchets contenant de la radioactivité naturelle renforcée.

- [92] Site internet de l'Andra, page dédiée à la gestion actuelle des déchets à radioactivité naturelle élevée. <https://inventaire.andra.fr/la-gestion-actuelle-des-dechets-radioactivite-naturelle-elevee>, consulté en janvier 2022.
- [93] Arrêté du 15 février 2016 relatif aux installations de stockage de déchets non dangereux. <https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000032275960>
- [94] Arrêté du 12 décembre 2014 relatif aux prescriptions générales applicables aux installations du régime de l'enregistrement relevant de la rubrique n° 2760 de la nomenclature des installations classées pour la protection de l'environnement. <https://www.legifrance.gouv.fr/loda/id/JORFTEXT000029893853/>
- [95] CEREMA, 2019. Ce qu'il faut savoir sur les installations de stockage de déchets inertes (ISDI) – Document opérationnel.
- [96] INRA, CNRS, IRSTEA, 2014. Valorisation des matières fertilisantes d'origine résiduaire sur les sols à usage agricole ou forestier, Impacts agronomiques, environnementaux, socio-économiques – Synthèse de l'expertise scientifique collective.
- [97] ADEME, 2015. Le compostage – Fiche technique.
- [98] Renault, C., Morice, E., Delery, L., Deportes, I., 2006. Guide méthodologique pour l'évaluation du risque sanitaire de l'étude d'impact des installations de compostage soumises à autorisation.
- [99] Hanc, A., Szakova, J., Ohecova, P., 2014. Differences in the mobility of Cd, Cu, Pb and Zn during composting of two types of household bio-waste collected in four seasons. *Bioresource Technology, Special Issue on Advance Biological Treatment Technologies for Sustainable Waste Management* 168, 204-213.
- [100] Chen, X., Zhao, Y., Zeng, C., Li, Y., Zhu, L., Wu, J., Chen, J., Wei, Z., 2019. Assessment contributions of physicochemical properties and bacterial community to mitigate the bioavailability of heavy metals during composting based on structural equation models. *Bioresource Technology* 289, 121657.
- [101] Groupe de travail Boues de l'Astee, 2020. Fiches ressources – Dossier sur le compostage des boues d'épuration urbaines – Version 2020.
- [102] Moretto, F., D'Hugues, P., 1991. Etude de la décontamination des déchets végétaux résultant de la simulation des conséquences d'un accident nucléaire.
- [103] ADEME, 2015. La méthanisation – Fiche technique.
- [104] Parajuli, D., Tanaka, H., Hakuta, Y., Minami, K., Fukuda, S., Umeoka, K., Kamimura, R., Hayashi, Y., Ouchi, M., Kawamoto, T., 2013. Dealing with the Aftermath of Fukushima Daiichi Nuclear Accident: Decontamination of Radioactive Cesium Enriched Ash. *Environmental Science & Technology* 47, 3800-3806.
- [105] IAEA, 2017. Management of large volumes of waste arising in a nuclear or radiological emergency. TECDOC-1826.
- [106] Oshita, K., Aoki, H., Fukutani, S., Shiota, K., Fujimori, T., Takaoka, M., 2015. Behavior of cesium in municipal solid waste incineration. *Journal of Environmental Radioactivity* 143, 1-6.
- [107] Yui, K., Kuramochi, H., Osako, M., 2018. Understanding the Behavior of Radioactive Cesium during the Incineration of Contaminated Municipal Solid Waste and Sewage Sludge by Thermodynamic Equilibrium Calculation. *ACS Omega* 3, 15086-15099.
- [108] Ministry of the Environment, Japan, 2020. Off-Site Environmental Remediation in Affected Areas in Japan, August 2020. [http://josen.env.go.jp/en/pdf/environmental\\_remediation\\_2008.pdf](http://josen.env.go.jp/en/pdf/environmental_remediation_2008.pdf)
- [109] IRSN, 2015. Stratégie de décontamination et de gestion des déchets à Fukushima. Rapport RT/PRP-DGE/2015-00015.
- [110] Arrêté du 3 décembre 2014 relatif aux prescriptions générales applicables aux installations classées pour la protection de l'environnement soumises à déclaration sous la rubrique 2798 (JORF n°292 du 18

décembre 2014).

<https://www.bulletin-officiel.developpement-durable.gouv.fr/notice?id=Bulletinofficiel-0028214&reqId=1289e9d9-8576-4b46-bdd0-1a557bb39f75&pos=1>

- [111] ACRO, 2016. Fukushima five years later: back to normal?
- [112] Connor, D.T., Martin, P.G., Smith, N.T., Payne, L., Hutson, C., Payton, O.D., Yamashiki, Y., Scott, T.B., 2018. Application of airborne photogrammetry for the visualisation and assessment of contamination migration arising from a Fukushima waste storage facility. *Environmental Pollution* 234, 610-619.
- [113] Site d'information sur le traitement des déchets contaminés par des matières radioactives : initiatives dans la préfecture de Fukushima (en japonais). [http://shiteihaiki.env.go.jp/initiatives\\_fukushima/waste\\_disposal/list\\_map.html](http://shiteihaiki.env.go.jp/initiatives_fukushima/waste_disposal/list_map.html), consulté en octobre 2021.
- [114] Shimaoka, T., Kumagai, K., Katsumi, T., Iba, M., 2016. Design, installation, and maintenance of temporary storage sites for radioactive decontamination waste. *Japanese Geotechnical Society Special Publication* 2, 2385-2390.
- [115] Ministry of the Environment, Japan, 2022. Initiatives of Ministry of the Environment for Reconstruction and Revitalization from the Great East Japan Earthquake, March 2022. [http://josen.env.go.jp/en/pdf/initiatives\\_2203.pdf](http://josen.env.go.jp/en/pdf/initiatives_2203.pdf)
- [116] Fujiwara, H., Kuramochi, H., Nomura, K., Maeseto, T., Osako, M., 2017. Behavior of radioactive cesium during incineration of radioactively contaminated wastes from decontamination activities in Fukushima. *Journal of Environmental Radioactivity* 178-179, 290-296.
- [117] Fujiwara, H., Kuramochi, H., Maeseto, T., Nomura, K., Takeuchi, Y., Kawamoto, K., Yamasaki, S., Kokubun, K., Osako, M., 2018. Influence of the type of furnace on behavior of radioactive cesium in municipal solid waste thermal treatment. *Waste Management* 81, 41-52.
- [118] Iwahana, Y., Ohbuchi, A., Koike, Y., Kitano, M., Nakamura, T., 2013. Radioactive nuclides in the incinerator ashes of municipal solid wastes before and after the accident at the Fukushima nuclear power plant. *Analytical Sciences* 29, 61–66.
- [119] Jayasanka, D.J., Komatsuzaki, M., Hoshino, Y., Seki, H., Moqbal, M.I., 2016. Nutrient Status in Composts and Changes in Radioactive Cesium Following the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant Accident. *Sustainability* 8, 1332.
- [120] Yoshii, T., Oshima, T., Matsui, S., Manabe, N., 2019. A Composting System to Decompose Radiocesium Contaminated Baled Grass Silage. Dans : Nakanishi, T.M., O'Brien, M., Tanoi, K. (Eds.), *Agricultural Implications of the Fukushima Nuclear Accident (III): After 7 Years*.
- [121] Site du ministère de l'Environnement japonais sur l'ISF (en japonais). <http://josen.env.go.jp/chukanchozou/>, consulté en février 2022.
- [122] Site du ministère de l'Environnement japonais sur l'ISF (version anglaise). <http://josen.env.go.jp/en/storage/>, consulté en février 2022.
- [123] Site de JESCO sur l'ISF (en japonais). <https://www.jesconet.co.jp/interim/index.html>, consulté en février 2022.
- [124] Ministry of the Environment, Japan, 2020. Environmental Remediation in Off-site of Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Station. [https://www.meti.go.jp/english/earthquake/nuclear/decommissioning/pdf/moe\\_side\\_event.pdf](https://www.meti.go.jp/english/earthquake/nuclear/decommissioning/pdf/moe_side_event.pdf)
- [125] Ministry of the Environment, Japan, 2019. Environmental Remediation in Affected Areas in Japan, May 2019. [http://josen.env.go.jp/en/pdf/environmental\\_remediation\\_1905.pdf](http://josen.env.go.jp/en/pdf/environmental_remediation_1905.pdf)

- [126] Japan, 2020. National Report of Japan for the Seventh Review Meeting - Joint Convention On The Safety Of Spent Fuel Management And On The Safety Of Radioactive Waste Management.
- [127] IAEA, 2004. Application of the Concepts of Exclusion, Exemption and Clearance, General Safety Guides.
- [128] OECD, 2017. Recycling and Reuse of Materials Arising from the Decommissioning of Nuclear Facilities, NEA n°7310.
- [129] FoE Japan, 2019. Fukushima today and Japan's energy future. [https://www.foejapan.org/en/energy/doc/fukushima\\_2019.pdf](https://www.foejapan.org/en/energy/doc/fukushima_2019.pdf).
- [130] FoE Japan, 2021. Government plans to reuse contaminated soil from nuclear accident. <https://311mieruka.jp/info/en/reports/radioactive-soil-and-materials/>, consulté en février 2022.
- [131] FoE Japan, 2016. Urgent Petition: "No" to the Policy "To Use Contaminated Soil (Less than 8,000 Bq/kg) for Public Works". <https://www.foejapan.org/en/energy/doc/160427.html>, consulté en février 2022.
- [132] Journal officiel de l'Union européenne, 2016. Règlement (Euratom) 2016/52 du conseil du 15 janvier 2016 fixant les niveaux maximaux admissibles de contamination radioactive pour les denrées alimentaires et les aliments pour animaux après un accident nucléaire ou dans toute autre situation d'urgence radiologique, et abrogeant le règlement (Euratom) n°3954/87 et les règlements (Euratom) n°944/89 et (Euratom) n°770/90 de la Commission. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=CELEX:32016R0052>
- [133] IRSN, 2009. EPS2 / REP900 Version 4.0. Rapport de synthèse. Tome 2 – Résultats en conséquences radiologiques. Rapport DSR/SAGR n°41 – Rapport EPS2/NS1/2009-01.
- [134] IRSN, 2013. Méthodologie appliquée par l'IRSN pour l'estimation des coûts d'accidents nucléaires en France. Rapport PRP-CRI/SESUC/2013-00261.
- [135] Saunier, O., Mathieu, A., Didier, D., Tombette, M., Quélo, D., Winiarek, V., Bocquet, M., 2013. An inverse modeling method to assess the source term of the Fukushima Nuclear Power Plant accident using gamma dose rate observations. Atmospheric Chemistry and Physics 13, 11403–11421.
- [136] ICRP, 2007. The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 103. Ann. ICRP 37 (2-4).
- [137] ICRP, 2009. Application of the Commission's Recommendations to the Protection of People Living in Long-term Contaminated Areas After a Nuclear Accident or a Radiation Emergency. ICRP Publication 111. Ann. ICRP 39 (3).
- [138] IRSN, 2008. Exercice de nettoyage post-accidentel de l'espace bâti. Note technique DEI/SESUC n°08-71.
- [139] Site internet La France de l'Incinération. <http://france-incineration.fr/>, consulté en mars 2022.
- [140] Andra, 2015. Schéma Industriel pour la gestion des déchets TFA. PI NT ADI 15 0006/A.
- [141] Site internet de l'Andra dans l'Aube. <https://aube.andra.fr/activites/stockage-des-dechets-de-tres-faible-activite/le-centre-industriel>, consulté en avril 2022.
- [142] IAEA, 2005. Derivation of Activity Concentration Values for Exclusion, Exemption and Clearance. Safety Reports Series n°44.

## ANNEXES

<b>Annexe 1. Le projet DEMETERRES .....</b>	<b>97</b>
<b>Annexe 2. Exemples de contre-mesures applicables en forêt.....</b>	<b>99</b>
<b>Annexe 3. Activité des déchets générés dans la zone <math>\geq 1</math> mSv/an .....</b>	<b>102</b>
<b>Annexe 4. Volumes de déchets générés sur la zone <math>\geq 1</math> mSv/an sans la ZE .....</b>	<b>107</b>
<b>Annexe 5. Activité des déchets générés dans la zone <math>\geq 1</math> mSv/an sans la ZE.....</b>	<b>108</b>
<b>Annexe 6. Application du projet DEMETERRES .....</b>	<b>110</b>

## Annexe 1. Le projet DEMETERRES

Le projet DEMETERRES (DEveloppement de Méthodes bio- et Eco-Technologiques pour la Remédiation Raisonnée des Effluents et des Sols en appui à une stratégie de réhabilitation post-accidentelle ; 2013-2020) vise à développer un ensemble de technologies innovantes de remédiation des sols et des effluents contaminés par du césium et du strontium, en appui à une stratégie de réhabilitation après un accident nucléaire, sur la base du retour d'expérience de Fukushima [62].

L'une des technologies porte sur le traitement de terres par mousse de flottation en colonnes, afin de retirer la phase porteuse principale du césium [61]. Cette technique permet de séparer les plus petites particules d'argile, qui contiennent le césium de façon sélective, des plus grosses particules, très faiblement ou non contaminées, qui sédimentent et sont recueillies en bas de colonne dans l'eau. L'objectif opérationnel du projet est de décontaminer suffisamment les terres pour pouvoir les remettre en place et réutiliser les parcelles. En effet, les sols décontaminés par cette technique conservent leur fertilité.

Des essais de démonstration ont été effectués au Japon en novembre 2017 sur des terres contaminées de la Préfecture de Fukushima (Okuma). Les essais ont été menés sur plusieurs types de sols qui diffèrent en fonction de leur niveau de radioactivité, de leur origine et de leur localisation (sols agricoles ou résidentiels). Dans cette étude test, la vitesse de traitement est de 24 kg de sols par heure. Dans les résultats présentés au séminaire DEMETERRES des 16 et 17 décembre 2019 à Paris [143], ainsi que lors de la réunion du groupe de travail « Stratégie de réduction de la contamination et gestion des déchets » du 6 mai 2021 [62], sur les quatre échantillons testés, le facteur de décontamination (rapport entre l'activité initiale du sol et l'activité du sol dans le décanteur) était compris entre 1,5 et 3,5. Le facteur de réduction du volume (rapport entre la masse initiale de terres et la masse de mousse résiduelle) était compris entre 3,6 et 7,4 (Tableau 16).

**Tableau 16 : Résultats des essais effectués à Okuma en 2017 [143].**

	Activité initiale (Bq/g)	Facteur de décontamination	Facteur de réduction de volume
Cas 1	136	1,8	7,4
Cas 2	108	3,5	3,6
Cas 3	178	2,8	7,2
Cas 4	210	1,5	5,7

L'analyse des premiers résultats obtenus démontre, d'après leurs auteurs, la faisabilité de ce procédé. Les auteurs estiment qu'en extrapolant les résultats de ces essais, si l'activité initiale des terres est comprise entre 12 Bq/g et 28 Bq/g, ce procédé pourrait permettre d'obtenir des terres d'activité inférieure à 8 Bq/g<sup>37</sup>, permettant leur réutilisation [143].

La présente étude conduit à identifier plusieurs enjeux auxquels le projet DEMETERRES MOUSSE (2021-2024) [62], dont l'objectif est notamment de rendre industrialisable cette technologie, pourrait répondre :

- validation des facteurs d'efficacité et de réduction de volume obtenus sur quelques échantillons présentant des activités de l'ordre de 100-200 Bq/g, notamment sur des gammes d'activité inférieures, pour atteindre des niveaux d'activité après traitement qui pourraient permettre de réutiliser les terres (pour rappel, le seuil de libération conditionnelle retenu dans le cas de Fukushima est de 8 Bq/g) ;
- atteinte de capacités de traitement compatibles avec les volumes à traiter en situation post-accidentelle. À titre d'illustration, les vitesses industrielles de flottation atteintes actuellement en contexte industriel sont de l'ordre de 10 m<sup>3</sup>/h pour une colonne (en comparaison des 24 kg de sols par heure pour les essais dans DEMETERRES).

<sup>37</sup> Ce seuil correspond à un seuil de libération conditionnelle mis en œuvre au Japon pour permettre la réutilisation des terres. Ce seuil est supérieur au seuil de libération générale recommandé par l'AIEA pour le césium 137 (0,1 Bq/g).

L'intérêt de la technologie est par ailleurs lié à la possibilité de réutiliser les terres d'activité inférieure à 8 Bq/g (au Japon). Bien que cela soit théoriquement possible, le retour d'expérience de quelques projets de réutilisation de terres faiblement contaminées (de l'ordre de 5 Bq/g) sur des parcelles agricoles de la préfecture de Fukushima montre que l'acceptabilité de ce type de projet est loin d'être acquise.

### Références de l'annexe

- [143] Faure, S., 2019. Fukushima soils treatment by particulate foam flotation: 2017 feedback and processes for the future. Deguchi, S., 2019. Development of countermeasure technologies against radioactive substance for resumption of farming. Conférence DEMETERRES, 16 et 17 décembre 2019, Paris, présentation.

## Annexe 2. Exemples de contre-mesures applicables en forêt

Les tableaux suivants présentent des exemples de contre-mesures applicables en forêt.

**Tableau 17 : Évaluation du temps passé pour des actions de réhabilitation des forêts au Japon [68].**

Actions	Espèces d'arbres / densité de l'espace boisé	Chef d'équipe Travailleurs <sup>38</sup>	
		(en homme.jour pour 10.000 m <sup>2</sup> )	
Ramassage bois mort + humus	Cèdre	21,1	140,5
Ramassage bois mort + humus	Cyprès	15,6	104,2
Ramassage bois mort + humus	Pin rouge	20,5	136,8
Ramassage bois mort + humus	Chêne	21,5	143
Ramassage bois mort + humus jusqu'à 10 cm de profondeur	Toutes espèces d'arbres	28,2	187,7
Coupe des branches jusqu'à 2m ainsi que des arbustes	17 000 pièces/ha	1,1 à 1,3 <sup>39</sup>	7,1 à 8,6 <sup>39</sup>
Coupe des branches jusqu'à 2m ainsi que des arbustes	17 000 à 28 000 pièces/ha	1,5 à 1,6 <sup>39</sup>	10,0 à 10,9 <sup>39</sup>
Coupe des branches jusqu'à 2m ainsi que des arbustes	Plus de 28 000 pièces/ha	1,9 à 2,2 <sup>39</sup>	12,9 à 14,5 <sup>39</sup>
Coupe des branches jusqu'à 4m	Cèdre	16,1	107,2
Coupe des branches jusqu'à 4m	Cyprès	19,4	129
Coupe des branches jusqu'à 4m	Pin rouge	16,9	112,5

**Tableau 18 : Données sur les actions de réduction de la contamination en forêt, sur la base de projets pilotes menés dans la préfecture de Fukushima [55].**

Actions	Main d'oeuvre (m <sup>2</sup> /(homme.jour))	Déchets générés (L/m <sup>2</sup> )	Efficacité (réduction de la contamination)	Coût (yen/m <sup>2</sup> )
Retrait manuel de la litière et de l'humus (sur terrain plat)	50	20 à 90 (litière, humus)	1,1 à 10	530
Retrait manuel ou mécanique de l'humus et d'une fine couche de sol	45	20 à 90 (litière, humus, sol)	1,3 à 5	890
Taille des arbustes et des bambous (sur terrain plat)	115	5 à 10 (herbe, arbustes, litière)	Peu efficace	160
Retrait manuel de la litière et de l'humus (sur terrain en pente)	30	20 à 90 (litière, humus)	1,1 à 10	760
Taille des arbustes et des bambous (sur terrain en pente)	80	5 à 10 (herbe, arbustes, litière)	Peu efficace	280
Taille des branches - forêts de persistants	40	270 (branches)	1,2 à 2,1	580
Lavage des troncs d'arbres et retrait de l'écorce	8 arbres/(h.j)	< 1000 L/arbre	1,4 à 6,7	3390 Y/arbre

<sup>38</sup> Les opérations sont de trois types : enlèvement, transfert et remplissage des *big bags*.

<sup>39</sup> La gamme correspond à des pentes de 0 à plus de 30°.

**Tableau 19 : Liste de contre-mesures applicables en forêt (retour d'expérience de Tchernobyl) [63].**

Contre-mesures	Objectifs	Période	Efficacité	Observations
Restriction d'activité et d'accès	Réduire l'exposition de la population	Court à long-terme	Moyenne à haute	Nécessite de mettre en place un programme de surveillance de la radioactivité. Interdiction parfois difficile à faire respecter.
Pulvérisation des canopées avec des détergents	Réduire la contamination déposée sur les canopées	Court terme	Faible	Coûteux et difficile à mettre en pratique.
Ramassage et retrait des feuilles ou aiguilles tombées au sol	Diminution de l'activité du sol forestier, réduction de l'exposition externe	Court à moyen-terme	Faible à élevée, en fonction de la saison	Efficacité maximale pour un dépôt sur des feuillus juste avant l'automne. Ne peut être conduit que sur de faibles surfaces.
Défoliation, ramassage et retrait des feuilles tombées au sol	Réduction de la contamination de la canopée et de l'exposition externe	Court terme	Faible à élevée, en fonction de la saison	Coûteux. Réduction des capacités de photosynthèse des arbres. Effets toxiques secondaires possibles. Impact psychologique négatif sur la population.
Coupe totale et évacuation des arbres	Réduction de la contamination de la zone. Augmentation de la fixation des radionucléides dans le sol	Court terme	Elevée si fait rapidement	Coûteux. Dose élevée aux travailleurs. Stockage des déchets. Réalisable que sur des surfaces réduites.
Labour après coupe des arbres, dessouchage et avant plantation	Réduction du transfert des radionucléides par dilution	Court à long terme	Elevée	Très coûteux, dose élevée aux travailleurs. Stockage des déchets. Souvent impraticable du fait de contraintes topographiques ou de nature du sous-sol.
Décapage et retrait de la litière et des couches superficielles du sol	Décontamination de la surface du sol forestier	Moyen à long terme	Elevée	Large volumes de déchets générés et perte associée des nutriments essentiels du sol. Coûteux, dose élevée aux travailleurs. À réserver aux zones proches des habitations.
Prévention des feux de forêt	Réduction du risque de contamination secondaire par remise en suspension	Long terme	Elevée si prévention effective contre le feu	Investissement relativement faible.
Traitement chimique du sol (engrais, chaulage, etc.)	Réduction du transfert des radionucléides par compétition	Long terme	Variable, dépend du type de sol	Coûteux, mais relativement simple à appliquer. Peut s'avérer inefficace, voire contre-productif.
Utilisation du bois dans un process industriel (bois d'œuvre, bois de chauffage, pâte à papier, etc.)	Obtenir des produits commercialement acceptables	Long terme	Effets économiques très positifs	Investissement initial élevé, problèmes potentiels d'acceptabilité des produits, de traitement des déchets et dose ajoutée aux travailleurs.

Additifs minéraux ajoutés à l'affouragement des animaux	Réduction de la contamination du gibier	Long terme	Réduction de la contamination de la viande d'un facteur 2 à 3	Peu coûteux (argiles minérales, bentonite, bleu de Prusse, AFCF, ...).
Changement de la saison de chasse	Prélever le gibier à une période de moindre contamination des animaux (en dehors de l'automne et de l'hiver)	Court à long terme	Réduction de la contamination de la viande d'un facteur 2 à 5	Efficace pour des animaux consommateurs de champignons (chevreuils) ou à changement de régime alimentaire l'automne et l'hiver (sangliers, rennes, élans).
Changement dans les habitudes de collecte et de préparation des produits forestiers	Réduction de la dose par ingestion en sélectionnant les produits potentiellement moins contaminés	Court à long terme	Très efficace pour les personnes consommant beaucoup de produits forestiers	Relativement simple et peu coûteux à implémenter, mais dépend de la capacité du consommateur à différencier les espèces de plantes et de champignons. Des traitements culinaires peuvent réduire la contamination des aliments.

### Annexe 3. Activité des déchets générés dans la zone $\geq 1$ mSv/an

Cette annexe présente la répartition des déchets générés dans la zone  $\geq 1$  mSv/an par classe d'activité. La répartition est d'abord présentée en pourcentage des volumes pour cinq classes d'activité (Tableau 20 à Tableau 23) puis de manière plus précise pour les terres contaminées et les déchets incinérables (Figure 33 à Figure 37).

**Tableau 20 : Répartition des volumes d'eau utilisés par classe d'activité.**

		TFA				FMA-VC
		< 0,1 Bq/g	0,1 – 1 Bq/g	1 - 10 Bq/g	10 - 100 Bq/g	> 100 Bq/g
<b>Issue du retour d'expérience de Tchernobyl</b> (15,9 millions de m <sup>3</sup> )	Pas d'entreposage	0,5 %	12,6 %	2,1 %	0,5 %	0,2 %
	5 ans d'entreposage	3,5 %	10,4 %	1,4 %	0,5 %	0,0 %
	10 ans d'entreposage	5,6 %	9,1 %	0,8 %	0,4 %	0,0 %
<b>Issue du retour d'expérience de Fukushima</b> (24,6 millions de m <sup>3</sup> )	Pas d'entreposage	11,0 %	6,9 %	6,0 %	0,5 %	0,3 %
	5 ans d'entreposage	13,1 %	7,0 %	3,8 %	0,5 %	0,2 %
	10 ans d'entreposage	13,6 %	7,3 %	3,1 %	0,5 %	0,1 %
<b>Réduction maximale de la dose ambiante</b> (3,3 millions de m <sup>3</sup> )	Pas d'entreposage	3,1 %	0,2 %	0,1 %	0,0 %	0,0 %
	5 ans d'entreposage	3,1 %	0,2 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %
	10 ans d'entreposage	3,1 %	0,2 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %

**Tableau 21 : Répartition des volumes de déchets solides incinérables par classe d'activité.**

		TFA				FMA-VC
		< 0,1 Bq/g	0,1 – 1 Bq/g	1 - 10 Bq/g	10 - 100 Bq/g	> 100 Bq/g
<b>Issue du retour d'expérience de Tchernobyl</b> (131 000 m <sup>3</sup> )	Pas d'entreposage	0,0 %	28,2 %	63,4 %	4,5 %	3,9 %
	5 ans d'entreposage	0,0 %	55,5 %	37,7 %	5,4 %	1,3 %
	10 ans d'entreposage	0,0 %	64,9 %	29,0 %	4,7 %	1,3 %
<b>Issue du retour d'expérience de Fukushima</b> (1,3 million de m <sup>3</sup> )	Pas d'entreposage	64,9 %	29,0 %	4,7 %	1,3 %	0,0 %
	5 ans d'entreposage	70,2 %	23,8 %	4,7 %	1,3 %	0,0 %
	10 ans d'entreposage	73,5 %	20,4 %	5,5 %	0,6 %	0,0 %
<b>Réduction maximale de la dose ambiante</b> (1,2 million de m <sup>3</sup> )	Pas d'entreposage	73,5 %	20,4 %	5,5 %	0,6 %	0,0 %
	5 ans d'entreposage	89,0 %	5,0 %	5,4 %	0,6 %	0,0 %
	10 ans d'entreposage	91,2 %	4,0 %	4,2 %	0,6 %	0,0 %

**Tableau 22 : Répartition des volumes de terres contaminées par classe d'activité.**

		TFA				FMA-VC
		< 0,1 Bq/g	0,1 – 1 Bq/g	1 - 10 Bq/g	10 - 100 Bq/g	> 100 Bq/g
<b>Issue du retour d'expérience de Tchernobyl (12,2 millions de m<sup>3</sup>)</b>	Pas d'entreposage	0,0 %	90,3 %	4,9 %	4,2 %	0,6 %
	5 ans d'entreposage	28,2 %	63,4 %	4,5 %	3,9 %	0,0 %
	10 ans d'entreposage	39,9 %	52,0 %	4,2 %	3,9 %	0,0 %
<b>Issue du retour d'expérience de Fukushima (272,8 millions de m<sup>3</sup>)</b>	Pas d'entreposage	0,2 %	68,4 %	26,0 %	3,9 %	1,4 %
	5 ans d'entreposage	0,5 %	78,9 %	15,4 %	4,3 %	1,0 %
	10 ans d'entreposage	0,6 %	85,0 %	9,7 %	3,7 %	1,0 %

**Tableau 23 : Répartition des volumes de déchets solides autres par classe d'activité.**

		TFA				FMA-VC
		< 0,1 Bq/g	0,1 – 1 Bq/g	1 - 10 Bq/g	10 - 100 Bq/g	> 100 Bq/g
<b>Issue du retour d'expérience de Tchernobyl (105 000 m<sup>3</sup>)</b>	Pas d'entreposage	0,0 %	0,0 %	19,9 %	66,9 %	13,2 %
	5 ans d'entreposage	0,0 %	0,0 %	38,3 %	55,2 %	6,5 %
	10 ans d'entreposage	0,0 %	0,0 %	42,1 %	51,4 %	6,4 %
<b>Issue du retour d'expérience de Fukushima (215 000 m<sup>3</sup>)</b>	Pas d'entreposage	0,0 %	0,2 %	54,5 %	34,1 %	11,2 %
	5 ans d'entreposage	0,0 %	0,6 %	64,3 %	26,5 %	8,6 %
	10 ans d'entreposage	0,0 %	2,3 %	63,8 %	28,7 %	5,2 %
<b>Réduction maximale de la dose ambiante (6,3 millions de m<sup>3</sup>)</b>	Pas d'entreposage	41,8 %	51,8 %	3,9 %	2,3 %	0,2 %
	5 ans d'entreposage	61,1 %	32,7 %	4,0 %	2,2 %	0,0 %
	10 ans d'entreposage	68,3 %	26,0 %	4,6 %	1,1 %	0,0 %

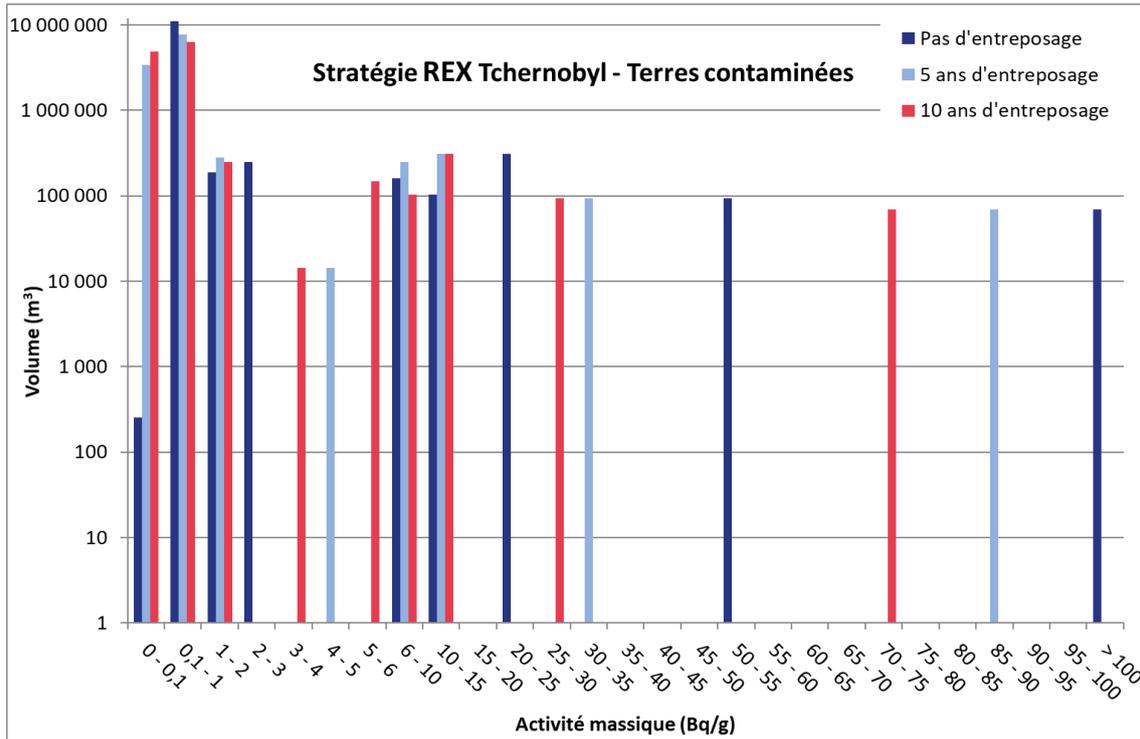


Figure 33 : Volumes de terres contaminées en fonction de leur activité pour la stratégie issue du retour d'expérience de Tchernobyl.

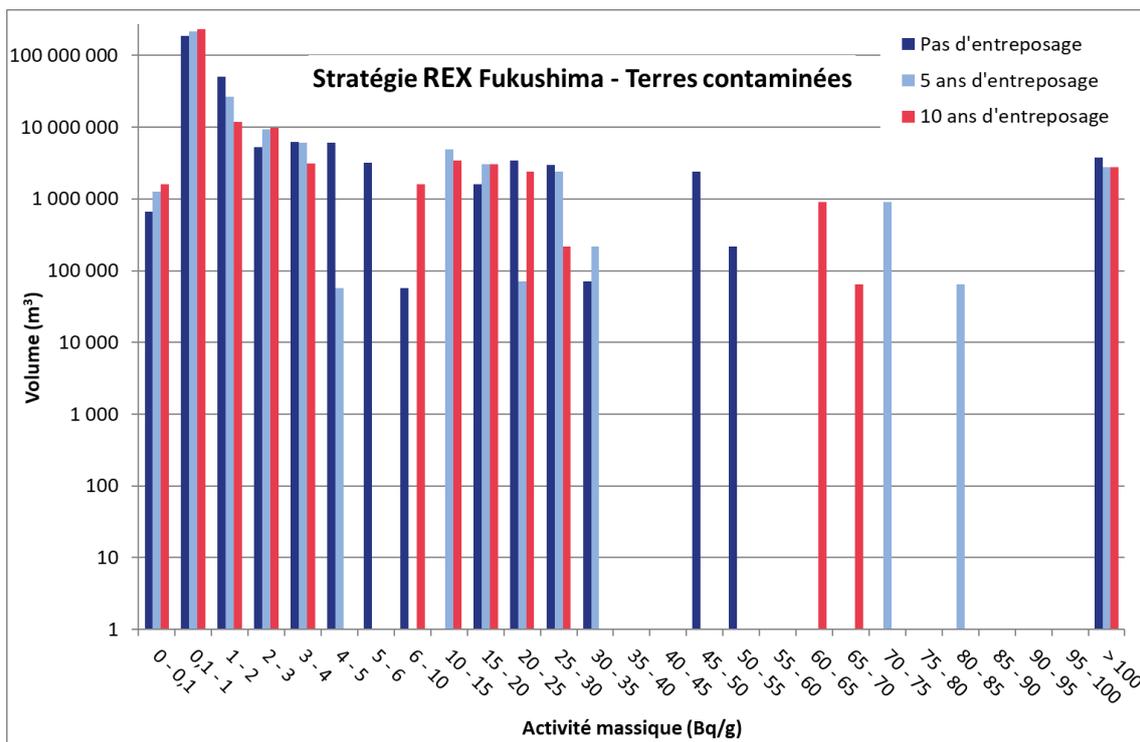


Figure 34 : Volumes de terres contaminées en fonction de leur activité pour la stratégie issue du retour d'expérience de Fukushima.

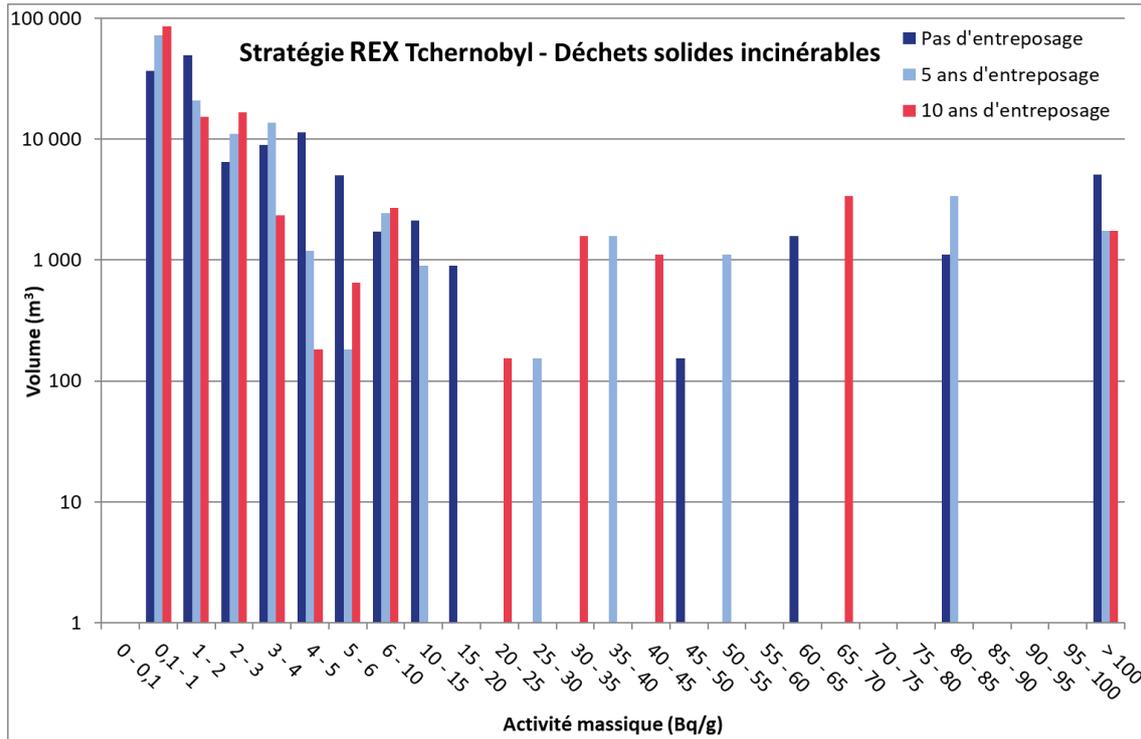


Figure 35 : Volumes de déchets solides incinérables en fonction de leur activité pour la stratégie issue du retour d'expérience de Tchernobyl.

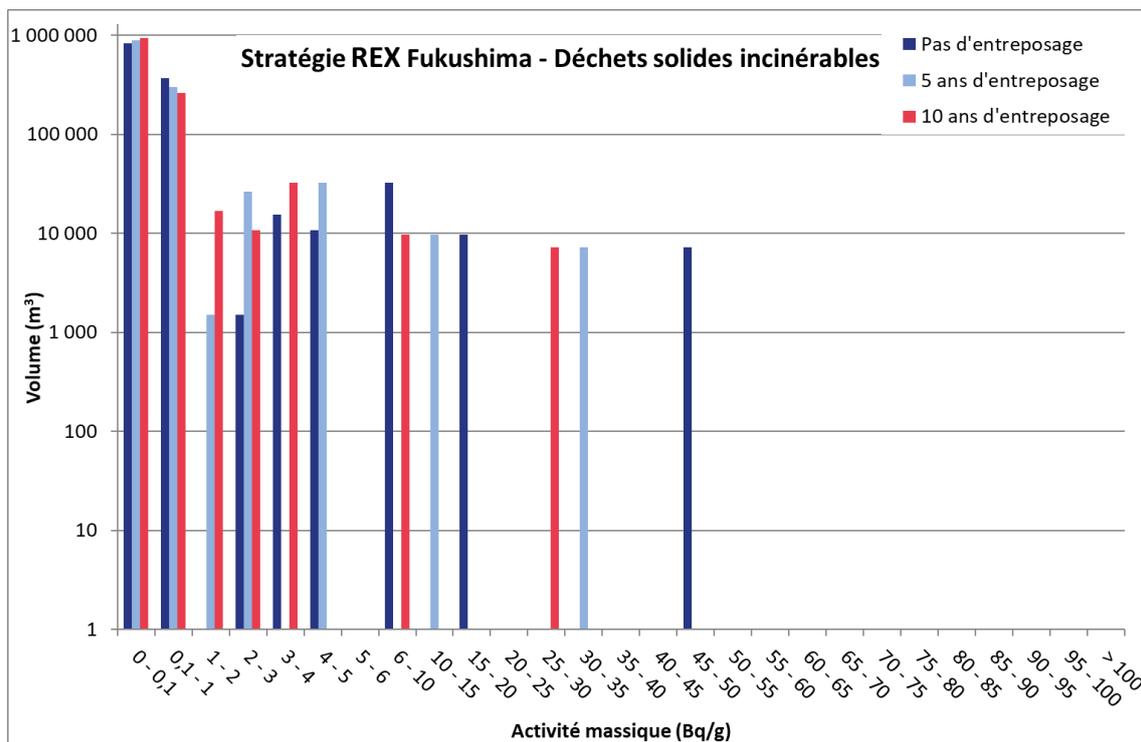
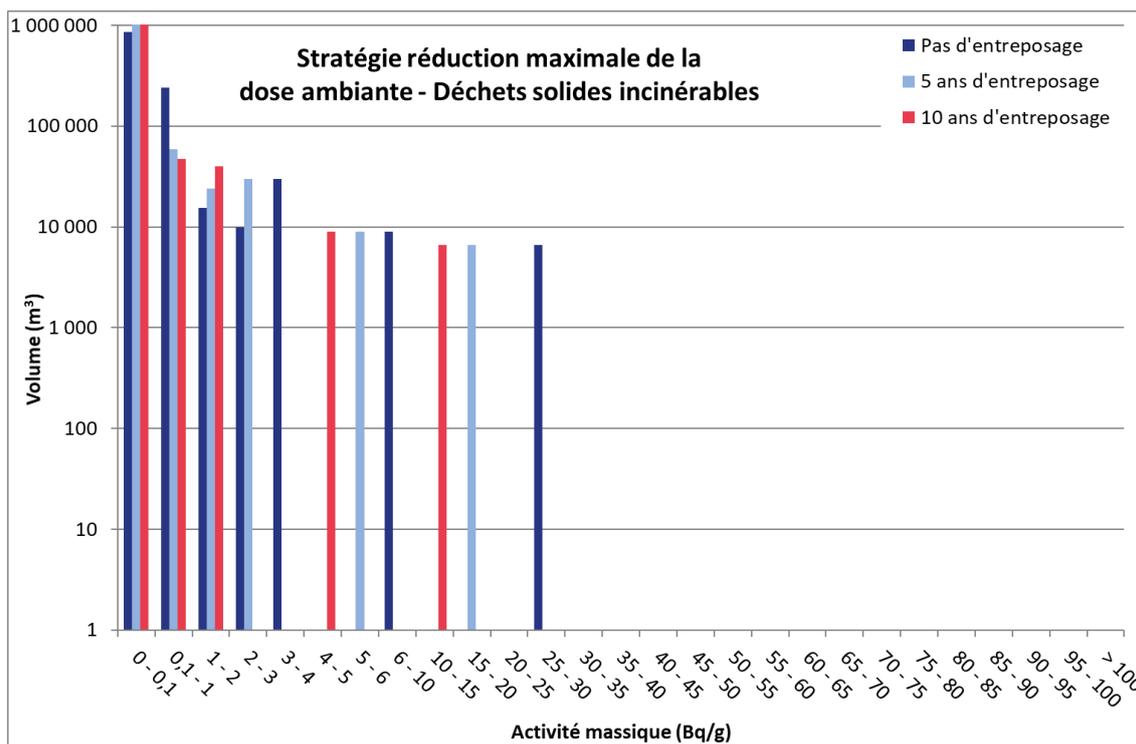


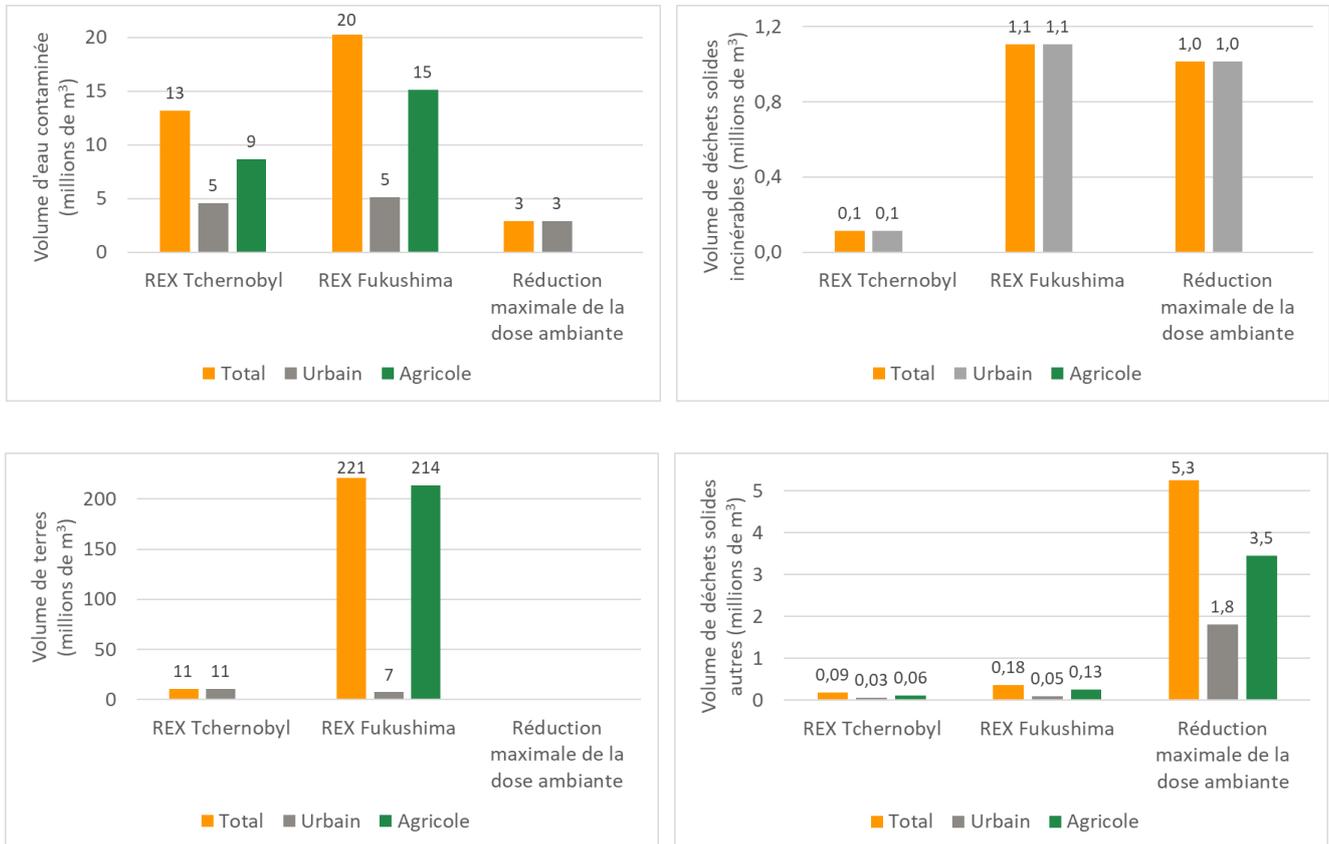
Figure 36 : Volumes de déchets solides incinérables en fonction de leur activité pour la stratégie issue du retour d'expérience de Fukushima.



**Figure 37 : Volumes de déchets solides incinérables en fonction de leur activité pour la stratégie visant à réduire au maximum la dose ambiante.**

## Annexe 4. Volumes de déchets générés sur la zone $\geq 1$ mSv/an sans la ZE

Cette annexe présente les volumes de déchets générés par la mise en œuvre des stratégies de réduction de la contamination sur la zone  $\geq 1$  mSv/an sans la ZE (Figure 38).



**Figure 38 : Volume d'eau contaminée, de déchets solides incinérables, de terres contaminées et de déchets solides autres produits au sein de la zone  $\geq 1$  mSv/an sans la ZE.**

## Annexe 5. Activité des déchets générés dans la zone $\geq 1$ mSv/an sans la ZE

Cette annexe présente la répartition des déchets générés dans la zone  $\geq 1$  mSv/an sans la ZE par classe d'activité.

**Tableau 24 : Répartition des volumes d'eau utilisés par classe d'activité.**

		TFA				FMA-VC
		< 0,1 Bq/g	0,1 – 1 Bq/g	1 - 10 Bq/g	10 - 100 Bq/g	> 100 Bq/g
<b>Issue du retour d'expérience de Tchernobyl (13,2 millions de m<sup>3</sup>)</b>	Pas d'entreposage	4,0 %	84,7 %	8,1 %	2,3 %	0,9 %
	5 ans d'entreposage	25,8 %	66,4 %	4,5 %	3,1 %	0,1 %
	10 ans d'entreposage	41,3 %	53,5 %	2,7 %	2,3 %	0,1 %
<b>Issue du retour d'expérience de Fukushima (20,2 millions de m<sup>3</sup>)</b>	Pas d'entreposage	53,1 %	19,4 %	25,1 %	1,6 %	0,9 %
	5 ans d'entreposage	62,4 %	20,8 %	14,4 %	1,5 %	0,9 %
	10 ans d'entreposage	64,3 %	23,2 %	10,4 %	2,0 %	0,1 %
<b>Réduction maximale de la dose ambiante (2,9 millions de m<sup>3</sup>)</b>	Pas d'entreposage	94,1 %	2,4 %	3,4 %	0,0 %	0,0 %
	5 ans d'entreposage	95,1 %	4,4 %	0,5 %	0,0 %	0,0 %
	10 ans d'entreposage	95,1 %	4,4 %	0,5 %	0,0 %	0,0 %

**Tableau 25 : Répartition des volumes de déchets solides incinérables par classe d'activité.**

		TFA				FMA-VC
		< 0,1 Bq/g	0,1 – 1 Bq/g	1 - 10 Bq/g	10 - 100 Bq/g	> 100 Bq/g
<b>Issue du retour d'expérience de Tchernobyl (114 000 m<sup>3</sup>)</b>	Pas d'entreposage	0,0 %	32,4 %	62,0 %	2,2 %	3,4 %
	5 ans d'entreposage	0,0 %	62,4 %	32,7 %	4,4 %	0,5 %
	10 ans d'entreposage	0,0 %	73,3 %	21,8 %	4,4 %	0,5 %
<b>Issue du retour d'expérience de Fukushima (1,1 million de m<sup>3</sup>)</b>	Pas d'entreposage	73,3 %	21,8 %	4,4 %	0,5 %	0,0 %
	5 ans d'entreposage	78,2 %	16,9 %	4,4 %	0,5 %	0,0 %
	10 ans d'entreposage	81,5 %	13,5 %	4,5 %	0,4 %	0,0 %
<b>Réduction maximale de la dose ambiante (1 million de m<sup>3</sup>)</b>	Pas d'entreposage	81,5 %	13,5 %	4,5 %	0,4 %	0,0 %
	5 ans d'entreposage	91,9 %	3,3 %	4,4 %	0,4 %	0,0 %
	10 ans d'entreposage	94,0 %	2,6 %	3,0 %	0,4 %	0,0 %

**Tableau 26 : Répartition des volumes de terres contaminées par classe d'activité.**

		TFA				FMA-VC
		< 0,1 Bq/g	0,1 – 1 Bq/g	1 - 10 Bq/g	10 - 100 Bq/g	> 100 Bq/g
<b>Issue du retour d'expérience de Tchernobyl (10,6 millions de m<sup>3</sup>)</b>	Pas d'entreposage	0,0 %	92,9 %	3,7 %	3,0 %	0,4 %
	5 ans d'entreposage	32,4 %	62,0 %	2,2 %	3,4 %	0,0 %
	10 ans d'entreposage	44,8 %	49,6 %	2,2 %	3,4 %	0,0 %
<b>Issue du retour d'expérience de Fukushima (220,9 millions de m<sup>3</sup>)</b>	Pas d'entreposage	0,3 %	81,5 %	14,4 %	2,5 %	1,2 %
	5 ans d'entreposage	0,6 %	89,8 %	5,9 %	2,6 %	1,1 %
	10 ans d'entreposage	0,7 %	91,1 %	4,6 %	2,5 %	1,1 %

**Tableau 27 : Répartition des volumes de déchets solides autres par classe d'activité.**

		TFA				FMA-VC
		< 0,1 Bq/g	0,1 – 1 Bq/g	1 - 10 Bq/g	10 - 100 Bq/g	> 100 Bq/g
<b>Issue du retour d'expérience de Tchernobyl (87 000 m<sup>3</sup>)</b>	Pas d'entreposage	0,0 %	0,0 %	23,3 %	68,6 %	8,1 %
	5 ans d'entreposage	0,0 %	0,0 %	45,2 %	50,2 %	4,6 %
	10 ans d'entreposage	0,0 %	0,0 %	49,4 %	46,0 %	4,5 %
<b>Issue du retour d'expérience de Fukushima (177 000 m<sup>3</sup>)</b>	Pas d'entreposage	0,0 %	0,2 %	63,2 %	28,2 %	8,3 %
	5 ans d'entreposage	0,0 %	0,7 %	66,6 %	26,5 %	6,3 %
	10 ans d'entreposage	0,0 %	2,8 %	65,9 %	27,4 %	3,9 %
<b>Réduction maximale de la dose ambiante (5,3 millions de m<sup>3</sup>)</b>	Pas d'entreposage	49,4 %	46,1 %	2,5 %	1,8 %	0,1 %
	5 ans d'entreposage	70,8 %	24,9 %	2,4 %	2,0 %	0,0 %
	10 ans d'entreposage	78,5 %	17,4 %	3,2 %	0,9 %	0,0 %

## Annexe 6. Application du projet DEMETERRES

Cette annexe présente une estimation, par calcul d'ordres de grandeur, de la réduction du volume et de l'activité des déchets par application de la technologie développée dans le projet DEMETERRES (mousse de flottation, voir Annexe 1). Les données disponibles pour tester cette stratégie supplémentaire à celles considérées dans le présent rapport (i.e. (i) stratégie issue du retour d'expérience de Tchernobyl, (ii) stratégie issue du retour d'expérience de Fukushima et (iii) stratégie de réduction maximale de la dose ambiante), dans laquelle la technologie DEMETERRES MOUSSE serait opérationnelle, sont celles présentées lors du séminaire DEMETERRES des 16 et 17 décembre 2019 à Paris, données dans l'Annexe 1 et rappelées dans le Tableau 28. Pour rappel, le facteur de décontamination correspond au rapport entre l'activité de la terre avant traitement et l'activité de la terre récupérée en bas de colonne après traitement. Le facteur de réduction de volume correspond quant à lui au rapport entre le volume de terre traité et le volume de mousse résiduelle après traitement.

**Tableau 28 : Facteurs de réduction de volume et de décontamination pour les quatre cas d'application du projet DEMETERRES.**

	Facteur de réduction de volume	Facteur de décontamination
Cas n°1	7,4	1,8
Cas n°2	3,6	3,5
Cas n°3	7,2	2,8
Cas n°4	5,7	1,5

Les calculs d'ordres de grandeur sont effectués pour les volumes de terres contaminées résultant de l'application de la stratégie issue du retour d'expérience de Fukushima, sur la zone  $\geq 1$  mSv/an, et sans entreposage temporaire. Les volumes de terres par classe d'activité sont rappelés dans le Tableau 29.

**Tableau 29 : Répartition des volumes de terres contaminées (en millions de m<sup>3</sup>) par classe d'activité pour la stratégie issue du retour d'expérience de Fukushima, sur la zone  $\geq 1$  mSv/an, sans entreposage temporaire.**

< 0,1 Bq/g	TFA			FMA-VC	Total
	0,1 – 1 Bq/g	1 - 10 Bq/g	10 - 100 Bq/g	> 100 Bq/g	
0,7	186,7	71,1	10,7	3,8	272,8

Dans un premier temps, le procédé DEMETERRES est appliqué sur l'ensemble des terres contaminées résultant de l'application de la stratégie issue du retour d'expérience de Fukushima, pour les quatre cas du Tableau 28. Les résultats sont présentés dans le Tableau 30. Par exemple, l'application du procédé DEMETERRES fait augmenter le volume de terre d'activité inférieure à 1 Bq/g de 187,4 millions de mètres cubes initialement à 192,4 millions de mètres cubes pour le cas n°1 et à 209,1 millions de mètres cubes pour le cas n°3. Mais corrélativement, le procédé permet de faire passer le volume de terres d'activité supérieure à 10 Bq/g de 14,5 millions de mètres cubes initialement à 4,63 millions de mètres cubes pour le cas n°2 et 11,9 millions de mètres cubes pour le cas n°4. Toutefois, cette diminution des volumes de terres d'activité supérieure à 10 Bq/g s'accompagne de la génération d'un volume de mousse, accompagné de terres, d'activité supérieure à l'activité initiale des terres. De ce fait, dans des cas où l'activité initiale est significativement supérieure au seuil de libération conditionnelle mis en place, par exemple 8 Bq/g au Japon, l'ensemble des deux volumes résultant de l'application du procédé restent considérés comme des déchets : l'application du procédé DEMETERRES ne conduit alors pas à réduire le volume total de déchets, mais conduit à générer un volume (majoritaire) de terres moins contaminées et un volume (minoritaire) de terres plus contaminées, aucun de ces volumes ne passant sous le seuil de libération permettant sa réutilisation. Par conséquent, l'application de ce procédé présente un intérêt en termes de réduction du volume de déchets lorsqu'elle conduit à une réduction suffisante de l'activité pour passer d'une

activité initiale supérieure à un seuil de gestion à une activité finale inférieure à ce même seuil (par exemple, seuil de libération conditionnelle ou seuil entre les catégories TFA et FMA-VC).

**Tableau 30 : Résultats de l'application de DEMETERRES.**

Plage d'activité (Bq/g)	TFA				FMA-VC
	< 0,1	0,1 - 1	1 - 10	10 - 100	> 100
<b>Volumes et activités en sortie de l'outil dewaX</b>					
Activité moyenne (Bq/g)	0,08	0,4	2,4	29,2	230
Volume (millions de m <sup>3</sup> )	0,7	186,7	71,1	10,7	3,8
<b>Cas n°1 (facteur de réduction de volume = 7,4 ; facteur de décontamination = 1,8)</b>					
Activité moyenne (Bq/g)	0,07	0,3	2,1	27,6	186
Volume (millions de m <sup>3</sup> )	1,3	191,1	32,5	8,7	2,4
<b>Cas n°2 (facteur de réduction de volume = 3,6 ; facteur de décontamination = 3,5)</b>					
Activité moyenne (Bq/g)	0,08	0,25	3,5	37,8	102
Volume (millions de m <sup>3</sup> )	34,1	143,1	15,2	4,6	0,03
<b>Cas n°3 (facteur de réduction de volume = 7,2 ; facteur de décontamination = 2,8)</b>					
Activité moyenne (Bq/g)	0,08	0,25	3,25	24,5	120
Volume (millions de m <sup>3</sup> )	11,3	197,8	17,7	5,7	2,4
<b>Cas n°4 (facteur de réduction de volume = 5,7 ; facteur de décontamination = 1,5)</b>					
Activité moyenne (Bq/g)	0,07	0,32	2,0	31,1	224
Volume (millions de m <sup>3</sup> )	0,8	174,5	37,7	9,6	2,3

Ainsi, dans un second temps, deux situations sont examinées. La première consiste à évaluer le volume de terre passant, grâce à l'application du procédé DEMETERRES, sous le seuil de réutilisation des terres fixé à 8 Bq/g au Japon suite à l'accident de Fukushima (Tableau 31). La seconde consiste à évaluer le volume de terre passant, grâce à l'application de DEMETERRES, de la catégorie FMA-VC à la catégorie TFA (Tableau 32). Dans la première situation (quantification des volumes de terre passant sous le seuil de libération grâce à l'application du procédé DEMETERRES), seuls les cas n°2 et n°3 (facteur de décontamination supérieur à 2,8) conduisent à une augmentation du volume de terre pouvant être libéré, qui s'accompagne de la génération de 0,68 à 1,4 millions de mètres cubes de mousse, accompagnée de terre, d'activité supérieure. Pour les cas n°1 et n°4, les facteurs de décontamination (1,8 et 1,5) appliqués aux activités initiales considérées dans la présente étude ne conduisent pas à augmenter le volume de terres pouvant être réutilisé. Dans la seconde situation (quantification des volumes de terres passant de la catégorie FMA-VC à la catégorie TFA), quels que soient les facteurs de décontamination, le volume de terre de catégorie FMA-VC diminue suite à l'application du procédé DEMETERRES (diminution comprise entre 1 et 3,7 millions de mètres cubes). Cependant, comme dans le cas précédent, cette diminution du volume de terres FMA-VC s'accompagne de la génération de mousse, accompagnée de terre, plus contaminée qu'initialement (entre 0,1 et 1 million de mètres cubes). Ces exemples soulignent que l'application du procédé DEMETERRES présente un intérêt particulier lorsqu'elle conduit à une réduction suffisante de l'activité pour passer d'une activité initiale supérieure à un seuil de gestion à une activité finale inférieure à ce même seuil, permettant de gérer les terres dans des filières différentes.

Les résultats présentés dans cette annexe sont cependant à considérer comme des ordres de grandeur. En effet, ils sont obtenus à partir de facteurs de réduction de volume et de décontamination associés à diverses incertitudes potentiellement fortes, notamment leur transposabilité à des activités initiales différentes de celles considérées pour les expériences, la répétabilité de ces dernières, etc. La poursuite du projet dans le cadre de DEMETERRES MOUSSE devrait permettre de consolider les facteurs d'efficacité (Annexe 1), voire à terme de

fournir les données nécessaires à l'intégration de cette technologie dans l'outil dewaX (efficacité, volume de déchets générés, main d'œuvre, etc.).

**Tableau 31 : Résultats de l'application de DEMETERRES – comparaison au seuil de réutilisation des terres fixé à 8 Bq/g. Les volumes sont donnés en millions de m3.**

	Cas n°1	Cas n°2	Cas n°3	Cas n°4
Volume de terre d'activité ≤ 8 Bq/g avant application de DEMETERRES			258,4	
Volume de terre d'activité > 8 Bq/g avant application de DEMETERRES			14,4	
Volume de terre d'activité > 8 Bq/g après application de DEMETERRES	14,4	9,4	9,5	14,4
Volume de terre (bas de colonne) passant d'une activité > 8 Bq/g à une activité ≤ 8 Bq/g	0	3,6	4,2	0
Volume de mousse résultant du traitement des terres passant d'une activité > 8 Bq/g à une activité ≤ 8 Bq/g	-	1,4	0,68	-

**Tableau 32 : Résultats de l'application de DEMETERRES – comparaison au seuil de gestion TFA/FMA-VC fixé à 100 Bq/g. Les volumes sont donnés en millions de m3.**

	Cas n°1	Cas n°2	Cas n°3	Cas n°4
Volume de terre TFA avant application de DEMETERRES			269,1	
Volume de terre FMA-VC avant application de DEMETERRES			3,76	
Volume de terre FMA-VC après application de DEMETERRES	2,79	0,05	2,79	2,79
Volume de terre (bas de colonne) passant de la catégorie FMA-VC à la catégorie TFA	0,84	2,68	0,83	0,80
Volume de mousse résultant du traitement des terres passant de la catégorie FMA-VC à la catégorie TFA	0,13	1,03	0,13	0,17

**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](http://www.irsn.fr)

MEMBRE DE  
**ETSON**