

# PIÈCE 7

## ÉTUDE D'IMPACT

### - Chapitre 8 - Population et santé humaine

#### PLACE DU CHAPITRE DANS L'ÉTUDE D'IMPACT

Résumé non technique

Sommaire général

Chapitre 1 – Objectifs et contenu de l'étude d'impact

Chapitre 2 – Description du projet

Chapitre 3 – Air et facteurs climatiques

Chapitre 4 – Eaux de surface

Chapitre 5 – Sol et eaux souterraines

Chapitre 6 – Radioécologie

Chapitre 7 – Biodiversité

**Chapitre 8 – Population et santé humaine**

Chapitre 9 – Activités humaines

Chapitre 10 – Gestion des déchets

Chapitre 11 – Analyse des incidences cumulées

Chapitre 12 – Évaluation des incidences sur les sites Natura 2000

Chapitre 13 – Conclusion de l'étude d'impact

Chapitre 14 – Auteurs de l'étude d'impact

>> ANNEXES : voir le classeur spécifique.

## SOMMAIRE

<b>PRESENTATION DU CHAPITRE 8</b> .....	<b>7</b>
<b>8.1. SCENARIO DE REFERENCE</b> .....	<b>8</b>
<b>8.1.1. POPULATION</b> .....	<b>8</b>
8.1.1.1. Contexte régional et départemental.....	8
8.1.1.2. Répartition de la population jusqu'à 50 kilomètres autour du site .....	9
8.1.1.2.1. <i>Densité de population au sein de l'aire d'étude élargie</i> .....	9
8.1.1.2.2. <i>Communes de plus de 5 000 habitants au sein de l'aire d'étude élargie</i> .....	13
8.1.1.3. Identification des populations d'intérêt à proximité du site de Fessenheim .....	15
8.1.1.3.1. <i>Populations sensibles dans un rayon de 10 kilomètres autour du site de Fessenheim</i> .....	15
8.1.1.3.2. <i>Zones habitées les plus proches du site de Fessenheim</i> .....	18
<b>8.1.2. COMMODITES DE VOISINAGE</b> .....	<b>19</b>
8.1.2.1. Environnement sonore et vibratoire.....	19
8.1.2.2. Environnement lumineux .....	23
<b>8.1.3. SYNTHÈSE DES ENJEUX SUR LA POPULATION</b> .....	<b>23</b>
<b>8.2. ANALYSE DES INCIDENCES SUR LA POPULATION ET LA SANTÉ HUMAINE</b> .....	<b>24</b>
<b>8.2.1. ÉVALUATION DE L'IMPACT DOSIMÉTRIQUE À L'HOMME DES REJETS D'EFFLUENTS RADIOACTIFS</b> .....	<b>24</b>
8.2.1.1. Démarche générale .....	25
8.2.1.2. Caractérisation des rejets d'effluents radioactifs à prendre en compte.....	25
8.2.1.3. Caractérisation de l'environnement autour du site .....	25
8.2.1.4. Évaluation des transferts dans l'environnement.....	26
8.2.1.4.1. <i>Transferts en milieu atmosphérique</i> .....	27
8.2.1.4.2. <i>Transferts en milieu fluvial</i> .....	27
8.2.1.4.3. <i>Transferts en milieu agricole</i> .....	28
8.2.1.4.3.1. Transferts dans le sol.....	28
8.2.1.4.3.2. Transferts dans les végétaux.....	28
8.2.1.4.3.3. Transferts dans les produits d'origine animale.....	29
8.2.1.5. Évaluation de l'exposition des populations.....	29
8.2.1.5.1. <i>Voies d'exposition et classes d'âge</i> .....	29
8.2.1.5.2. <i>Voies humaines d'exposition</i> .....	30
8.2.1.5.2.1. Rations alimentaires .....	30
8.2.1.5.2.2. Débits respiratoires.....	30
8.2.1.5.2.3. Budgets temps.....	30
8.2.1.5.2.4. Détermination de la personne représentative .....	31
8.2.1.6. Résultats de l'évaluation de l'impact dosimétrique à l'homme des rejets d'effluents radioactifs .....	31

<b>8.2.2. EVALUATION DE L'EXPOSITION DU PUBLIC AUX RAYONNEMENTS IONISANTS PAR IRRADIATION DIRECTE</b> .....	<b>34</b>
8.2.2.1. Irradiation directe liée au fonctionnement historique de l'installation .....	35
8.2.2.2. Irradiation directe liée À l'IDT .....	36
8.2.2.3. Conclusion sur l'évaluation de l'exposition du public aux rayonnements ionisants par irradiation directe .....	37
<b>8.2.3. CONCLUSION SUR L'ÉVALUATION DE L'IMPACT DOSIMÉTRIQUE A L'HOMME</b> .....	<b>38</b>
<b>8.2.4. ÉVALUATION DES RISQUES SANITAIRES DES REJETS CHIMIQUES</b> .....	<b>39</b>
8.2.4.1. Interprétation de l'état des milieux .....	39
8.2.4.1.1. <i>Principe de la démarche</i> .....	39
8.2.4.1.2. <i>Usage et valeurs repères</i> .....	39
8.2.4.1.3. <i>Analyse</i> .....	40
8.2.4.2. Évaluation prospective des risques sanitaires .....	43
8.2.4.2.1. <i>Généralités</i> .....	43
8.2.4.2.2. <i>Évaluation prospective des risques sanitaires des rejets chimiques liquides</i> .....	44
8.2.4.2.2.1. <i>Étape 1 : bilan des substances rejetées par voie liquide</i> .....	44
8.2.4.2.2.2. <i>Étape 2 : identification des dangers, évaluation des relations dose-réponse et identification des traceurs de risque sanitaire</i> .....	44
8.2.4.2.2.3. <i>Étape 3 : évaluation de l'exposition des populations</i> .....	51
8.2.4.2.2.4. <i>Étape 4 : caractérisation des risques</i> .....	55
8.2.4.2.2.5. <i>Synthèse</i> .....	57
8.2.4.2.3. <i>Évaluation prospective du risque sanitaire des rejets chimiques à l'atmosphère</i> .....	57
8.2.4.2.3.1. <i>Généralités</i> .....	57
8.2.4.2.3.2. <i>Bilan des substances rejetées à l'atmosphère</i> .....	57
8.2.4.2.3.3. <i>Évaluation des risques sanitaires</i> .....	58
8.2.4.2.3.4. <i>Synthèse</i> .....	58
<b>8.2.5. EVALUATION DE L'IMPACT SONORE ET VIBRATOIRE</b> .....	<b>59</b>
<b>8.2.6. EVALUATION DE L'IMPACT DES ÉMISSIONS LUMINEUSES</b> .....	<b>61</b>
<b>8.3. SURVEILLANCE</b> .....	<b>62</b>
<b>8.4. MESURES D'ÉVITEMENT ET DE RÉDUCTION D'IMPACT ET MESURES COMPENSATOIRES</b> .....	<b>63</b>
<b>8.5. DESCRIPTION DES MÉTHODES UTILISÉES</b> .....	<b>66</b>
<b>8.5.1. EVALUATION DE L'IMPACT DOSIMÉTRIQUE A L'HOMME DES REJETS D'EFFLUENTS RADIOACTIFS</b> .....	<b>66</b>
8.5.1.1. <i>Présentation du code de calcul</i> .....	66
8.5.1.2. <i>Hypothèses de calcul - conservatismes</i> .....	66
<b>8.5.2. EVALUATION DE L'EXPOSITION EXTERNE DU PUBLIC AUX RAYONNEMENTS IONISANTS PAR IRRADIATION DIRECTE</b> .....	<b>67</b>

8.5.2.1. Méthodologie .....	67
8.5.2.1.1. Irradiation directe liée au fonctionnement historique de l'installation.....	67
8.5.2.1.2. Irradiation directe liée à l'IDT.....	68
8.5.2.2. Hypothèses de calcul - incertitudes.....	68
8.5.2.2.1. Irradiation directe liée au fonctionnement historique de l'installation.....	68
8.5.2.2.2. Irradiation directe liée à l'IDT.....	68
<b>8.5.3. ANALYSE DES METHODES D'ÉVALUATION DES INCIDENCES SUR LA SANTÉ DES REJETS DE SUBSTANCES CHIMIQUES LIQUIDES.....</b>	<b>69</b>
8.5.3.1. Méthodologie .....	69
8.5.3.2. Hypothèses de base, hypothèses simplificatrices et conservatismes.....	69
8.5.3.2.1. Hypothèses de base.....	69
8.5.3.2.2. Hypothèses simplificatrices.....	69
8.5.3.2.3. Conservatismes.....	71
8.5.3.2.4. Limites .....	71
8.5.3.3. Conclusion .....	71
<b>8.5.4. ANALYSE DES METHODES D'ÉVALUATION DE L'INCIDENCE SUR LA SANTÉ DES REJETS DE SUBSTANCES CHIMIQUES A L'ATMOSPHERE.....</b>	<b>71</b>
<b>8.5.5. ANALYSE DES METHODES D'ÉVALUATION DE L'INCIDENCE DES ÉMISSIONS SONORES .....</b>	<b>71</b>
<b>8.6. CONCLUSION .....</b>	<b>73</b>

## TABLEAUX

Tableau 8.a	Limites d'émergence hors phase chantier (article 4.3.5 de l'arrêté du 7 février 2012) .....	20
Tableau 8.b	Résultats des mesures de bruit effectuées dans l'environnement du site de Fessenheim .....	21
Tableau 8.c	Doses efficaces annuelles maximales par voie d'exposition (Sv/an) pour les rejets d'effluents radioactifs aux limites demandées pour le projet de démantèlement de l'INB n°75 .....	32
Tableau 8.d	Dose efficace annuelle (Sv/an) reçue par la personne représentative due au rayonnement ionisant lié au fonctionnement de l'installation .....	36
Tableau 8.e	Dose efficace annuelle (Sv/an) reçue par la personne représentative due au rayonnement ionisant lié à l'IDT .....	37
Tableau 8.f	Dose efficace annuelle totale (Sv/an) reçue par la personne représentative .....	38
Tableau 8.g	Concentrations dans le Grand Canal d'Alsace en amont et en aval du site et valeurs repères associées aux usages recensés .....	42
Tableau 8.h	VTR retenues pour l'exposition chronique par voie orale .....	46
Tableau 8.i	VTR retenues pour l'exposition aiguë par voie orale .....	47
Tableau 8.j	Synthèse de la sélection des substances retenues dans l'EPRS .....	50
Tableau 8.k	Synthèse des données utilisées pour le calcul des concentrations maximales et moyennes .....	52
Tableau 8.l	Concentrations moyennes annuelles dans le Grand Canal d'Alsace en zone AEP .....	52
Tableau 8.m	Concentrations maximales dans le Grand Canal d'Alsace en zone AEP .....	53
Tableau 8.n	Concentrations moyennes et maximales dans les poissons pêchés en aval du site pour les substances considérées comme bioaccumulables .....	53
Tableau 8.o	Paramètres associés aux catégories de population étudiées .....	54
Tableau 8.p	Quotients de danger (exposition moyenne) pour la population .....	55
Tableau 8.q	Excès de risque individuel pour la population .....	56
Tableau 8.r	Quotients de danger (exposition maximale) pour la population .....	56
Tableau 8.s	Mesures d'évitement et/ou de réduction des impacts pour les rejets chimiques et radioactifs, les émissions sonores et vibratoires et les émissions lumineuses ....	64

## FIGURES

Figure 8.a	Évolutions démographiques de la région Grand Est et du département du Haut-Rhin depuis 1999 jusqu'en 2015 (Source : INSEE, 1999, 2008, 2012 et 2015).....	9
Figure 8.b	Densité de population dans un rayon de 50 kilomètres autour du site de Fessenheim .....	10
Figure 8.c	Fréquence des communes par classes de densité de population dans un rayon de 10 kilomètres et de 50 kilomètres .....	11
Figure 8.d	Évolution de la population (1999-2011) dans un rayon de 50 kilomètres autour du site de Fessenheim .....	12
Figure 8.e	Fréquences d'évolution de la population (1999-2011) des communes dans un rayon de 50 kilomètres autour du site de Fessenheim .....	13
Figure 8.f	Communes de plus de 5 000 habitants dans un rayon de 50 kilomètres autour du site de Fessenheim .....	14
Figure 8.g	Établissements scolaires et d'accueil du jeune enfant des communes dans un rayon de 10 kilomètres autour du site de Fessenheim .....	16
Figure 8.h	Établissements de santé publique, médico-sociaux et sociaux des communes dans un rayon de 10 kilomètres autour du site de Fessenheim .....	17
Figure 8.i	Habitations les plus proches dans un périmètre de 1 kilomètre autour du site de Fessenheim .....	18
Figure 8.j	Comparaison de différentes intensités sonores et plage de sensibilité de l'oreille .....	19
Figure 8.k	Localisation des points de mesures acoustiques.....	22
Figure 8.l	Voies d'exposition aux rejets d'effluents radioactifs.....	29
Figure 8.m	Échelle des expositions.....	33
Figure 8.n	Emplacement des balises de mesure du débit de dose gamma ambiant en clôture du site de Fessenheim .....	35
Figure 8.o	Schéma de sélection des traceurs de risque sanitaire .....	48
Figure 8.p	Cartographie des nuisances sonores lors de la phase d'aménagement final du site .....	60

# P RESENTATION DU CHAPITRE 8

Ce chapitre a pour objectif d'étudier les interactions du projet avec la thématique « population et santé humaine ». Un focus sur les populations les plus proches ainsi que sur les populations d'intérêt<sup>1</sup> est également réalisé.

Les données de scénario de référence présentées par la suite s'attachent à définir la sensibilité du site au vu de la répartition de la population avoisinante au sein de deux zones d'études complémentaires :

- un périmètre d'étude élargi de 50 km destiné à présenter la répartition de la population autour du site ;
- un périmètre d'étude local (jusqu'à 10 km) au niveau duquel sont identifiées les populations d'intérêt potentiellement concernées par le projet.

Le chapitre est organisé comme suit :

- [Paragraphe 8.1](#) : scénario de référence ;
- [Paragraphe 8.2](#) : analyse des incidences sur la population et la santé humaine ;
- [Paragraphe 8.3](#) : surveillance ;
- [Paragraphe 8.4](#) : mesures d'évitement et de réduction d'impact et mesures compensatoires ;
- [Paragraphe 8.5](#) : description des méthodes utilisées ;
- [Paragraphe 8.6](#) : conclusion.

---

<sup>1</sup> La prise en compte des populations sensibles repose sur l'identification des établissements scolaires, d'accueil du jeune enfant, de santé publique, médico-sociaux et sociaux.

# 8.1.

## SCÉNARIO DE RÉFÉRENCE

### 8.1.1. POPULATION

Ce paragraphe présente l'état des populations municipales au sein des deux zones d'étude. Le terme de population municipale regroupe :

- les personnes ayant leur résidence habituelle sur le territoire de la commune ;
- les personnes détenues dans les établissements pénitentiaires de la commune ;
- les personnes sans abri recensées sur le territoire de la commune ;
- les personnes résidant habituellement dans des habitations mobiles et recensées sur le territoire de la commune.

Les données proviennent des recensements de la population municipale de 1999, 2012 et 2015<sup>2</sup> de l'INSEE pour les communes françaises, des données du Bureau statistique des Etats fédérés pour les communes allemandes (Zensus) et des données de l'Office Fédéral Suisse pour les communes suisses.

#### 8.1.1.1. CONTEXTE REGIONAL ET DEPARTEMENTAL

Le site de Fessenheim se situe sur la commune de Fessenheim (population de 2 389 habitants en 2015), dans le département du Haut-Rhin (68), appartenant à la région Grand Est. Le département du Haut-Rhin comptait 762 607 habitants en 2015 ; la région Grand Est comptait 5 559 051 habitants en 2015, soit 8,4 % de la population française<sup>3</sup>.

La région Grand Est, créée par la réforme territoriale de 2015 et effective au 1<sup>er</sup> janvier 2016, est le résultat de la fusion des régions Alsace, Lorraine et Champagne-Ardenne. L'évolution démographique de la région Grand Est correspond donc à l'évolution cumulée de ces trois anciennes régions.

Les évolutions démographiques de la région Grand Est et du département du Haut-Rhin entre 1999 et 2015 sont présentées à la [Figure 8.a](#).

<sup>2</sup> Les populations légales millésimées 2015 sont entrées en vigueur au 1<sup>er</sup> janvier 2018. Leur date de référence statistique est le 1<sup>er</sup> janvier 2015.

<sup>3</sup> Hors Mayotte.

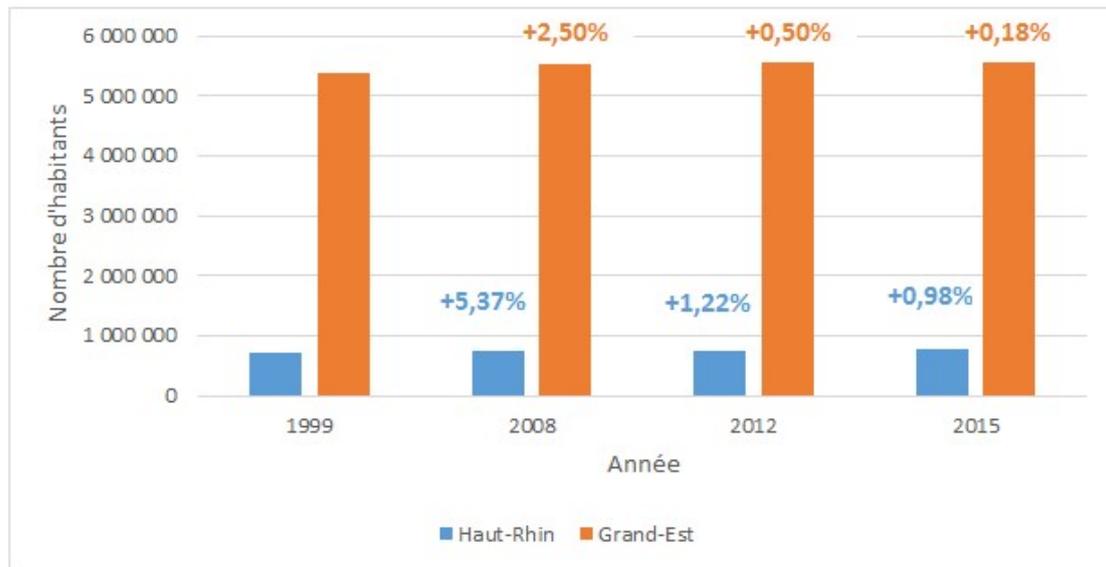


Figure 8.a Évolutions démographiques de la région Grand Est et du département du Haut-Rhin depuis 1999 jusqu'en 2015 (Source : INSEE, 1999, 2008, 2012 et 2015)

Nota : les pourcentages correspondent aux évolutions de la population par rapport aux précédents recensements. (Source : INSEE).

### 8.1.1.2. REPARTITION DE LA POPULATION JUSQU'A 50 KILOMETRES AUTOUR DU SITE

Ce paragraphe vise à identifier les principales zones peuplées au sein de l'aire d'étude élargie à 50 km. Elle repose sur la prise en compte des deux critères suivants :

- la densité de la population ;
- la localisation des communes de plus de 5 000 habitants.

#### 8.1.1.2.1. Densité de population au sein de l'aire d'étude élargie

La répartition de la population jusqu'à une distance de 50 km autour du site est présentée à la [Figure 8.b](#).

Les principales zones peuplées autour de Fessenheim, sont les secteurs de Colmar (nord-ouest), Mulhouse (sud-ouest) ainsi que les secteurs allemands de Freiburg im Breisgau (nord-est) et Lörrach (sud-est). Les secteurs les plus éloignés des frontières, à la périphérie du rayon de 50 km autour du site, présentent de plus faibles densités de population.

Dans le rayon d'étude de 50 km, la densité moyenne de population est d'environ 273 habitants/km<sup>2</sup> tandis qu'elle est de 209 habitants/km<sup>2</sup> dans un rayon de 10 km.

Ainsi, à la fois dans un rayon de 10 et de 50 km autour du site, les densités sont nettement supérieures à la moyenne en France Métropolitaine (de l'ordre de 118 habitants/km<sup>2</sup> en 2015).

Pour information, les densités moyennes de l'Allemagne et de la Suisse sont respectivement de 224 habitants/km<sup>2</sup> (donnée de 2013) et de 205 habitants/km<sup>2</sup> (donnée basée sur la population suisse de 2017).

Nota : les statistiques se basent sur les communes dans leur totalité dès lors qu'elles se trouvent, même partiellement, dans le périmètre.

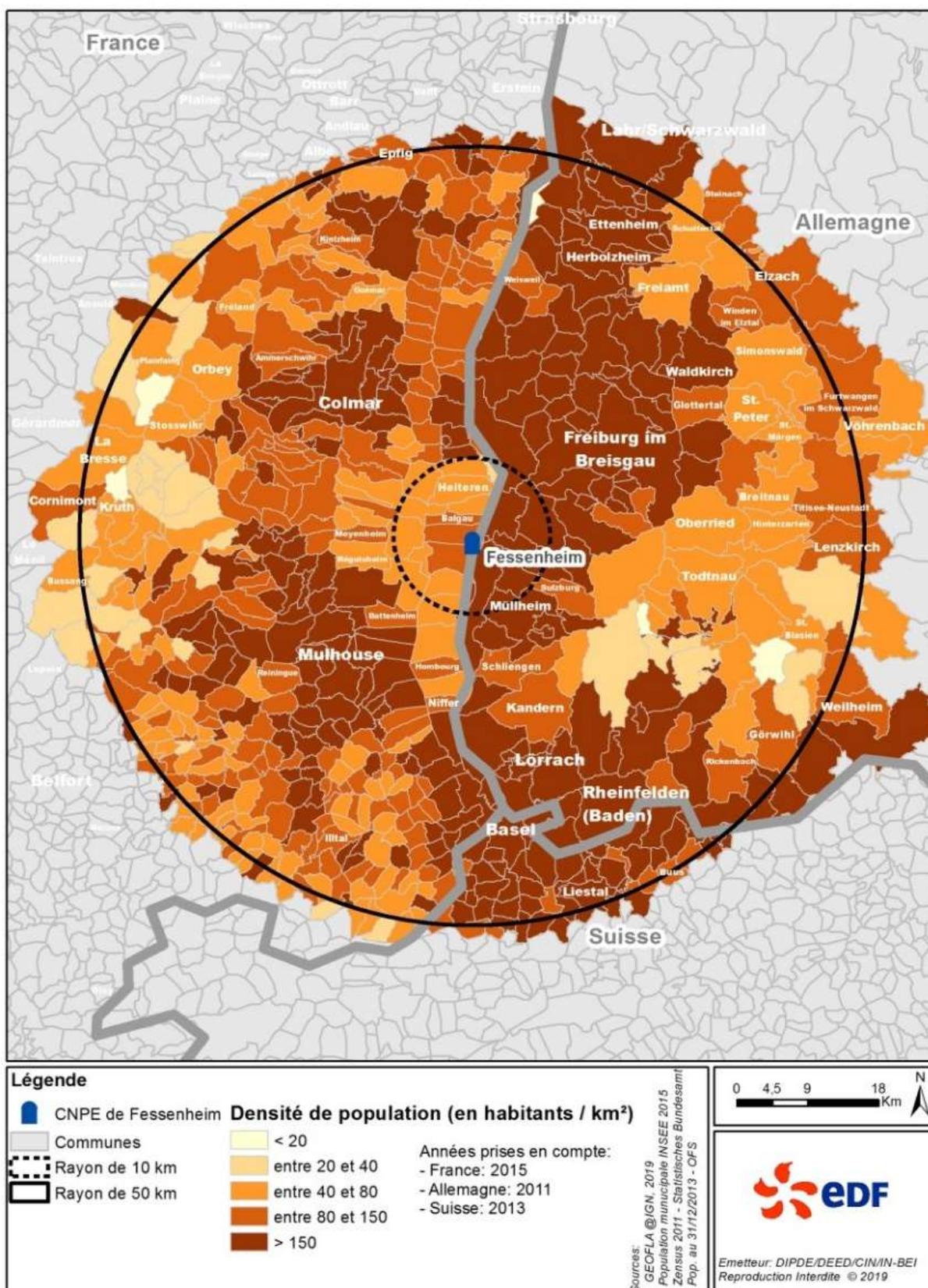


Figure 8.b Densité de population dans un rayon de 50 kilomètres autour du site de Fessenheim

La fréquence des communes par classe de densité (pourcentages de communes ayant une densité comprise dans un intervalle donné) est présentée à la [Figure 8.c](#).

Les mêmes tendances sont observées dans un rayon de 10 kilomètres et dans un rayon de 50 km autour du site, à savoir une prédominance de communes de forte densité (> 150 habitants/km<sup>2</sup>).

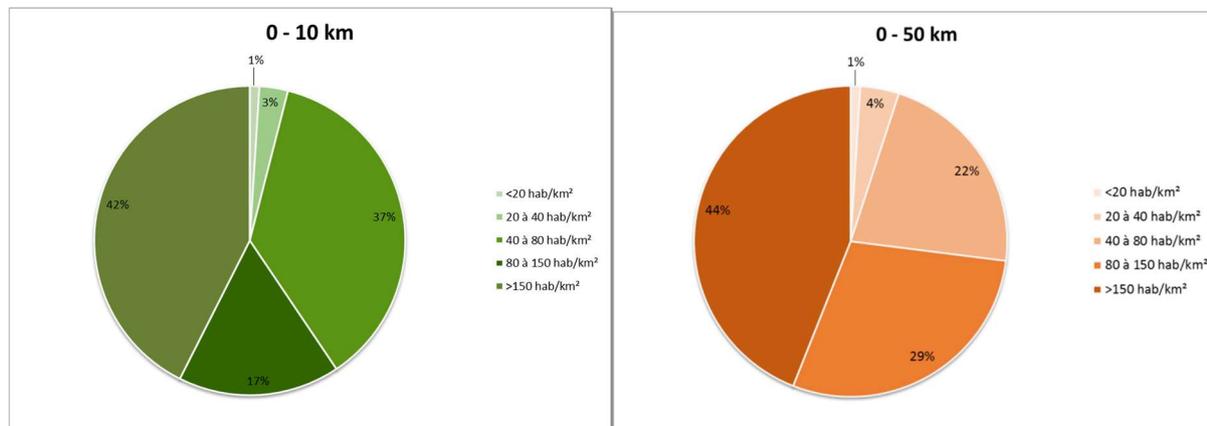


Figure 8.c Fréquence des communes par classes de densité de population dans un rayon de 10 kilomètres et de 50 kilomètres

Enfin, il est à noter que dans un rayon de 50 km autour du site de Fessenheim, la population est passée de 2 078 582 habitants en 1999 (recensement en 2000 pour les communes suisses et en 1999 pour les communes allemandes et françaises) à 2 400 825 habitants en 2015 (données de 2015 pour les communes françaises, de 2011 pour les communes allemandes et de 2013 pour les communes suisses). Ceci représente donc une augmentation de 15,5 %. Pour information, la moyenne française était en augmentation de 9,95 % sur la même période. Ces évolutions de population sont toutefois inégales au sein du territoire d'étude. En effet, si 16 % des communes étudiées ont perdu plus de 1 % de leur population communale entre 1999 et 2010, plus de 40 % des communes ont, elles, vu leur population croître de plus de 10 % durant la même période. Ces tendances sont présentées à la [Figure 8.d](#) et à la [Figure 8.e](#).

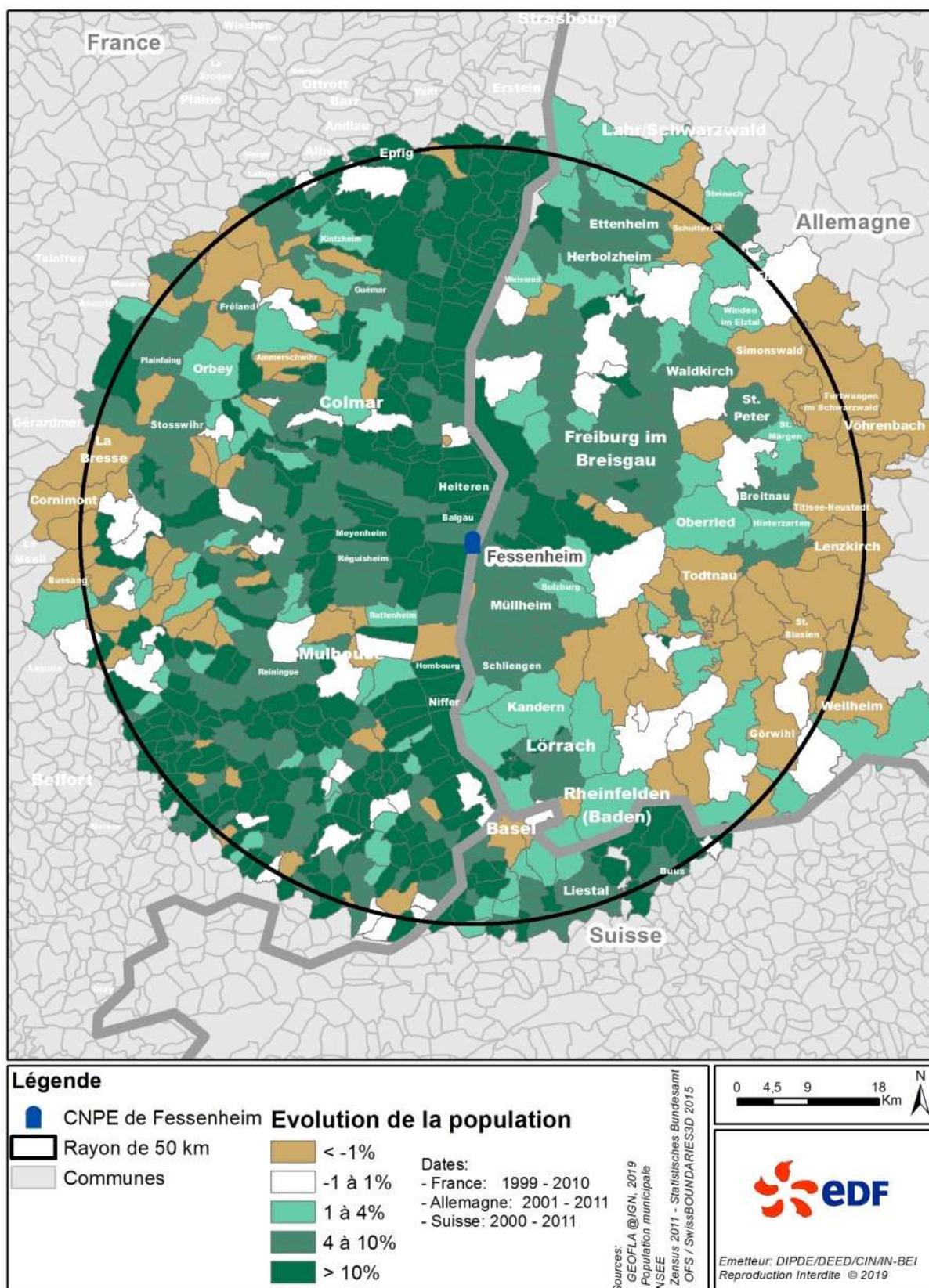


Figure 8.d Évolution de la population (1999-2011) dans un rayon de 50 kilomètres autour du site de Fessenheim

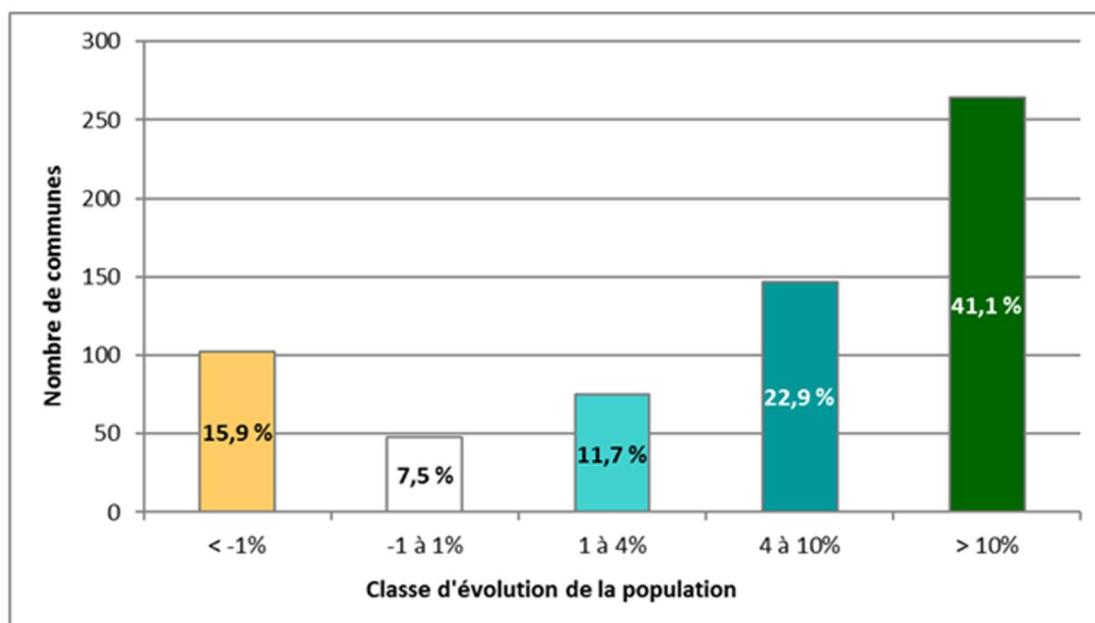


Figure 8.e Fréquences d'évolution de la population (1999-2011) des communes dans un rayon de 50 kilomètres autour du site de Fessenheim

#### 8.1.1.2.2. Communes de plus de 5 000 habitants au sein de l'aire d'étude élargie

Les communes de plus de 5 000 habitants en 2015 situées dans le rayon des 50 km autour du site de Fessenheim sont présentées à la [Figure 8.f](#).

Les communes les plus importantes dans un rayon de 50 km sont Fribourg-en-Brigau (220 286 habitants), Bâle (167 305 habitants), Mulhouse (110 370 habitants), Colmar (70 284 habitants), Lörrach (48 307 habitants), et Lahr/Schwarzwald (43 728 habitants).

Dans un rayon de 10 km, sept communes dépassent 5 000 habitants, toutes situées en Allemagne : Fribourg-en-Brigau (220 286 habitants), Müllheim (18 454 habitants), Bad Krozingen (17 448 habitants), Breisach am Rhein (14 464 habitants), Neuenburg am Rhein (11 710 habitants), Staufen im Breisgau (7 596 habitants) et Heitersheim (5 968 habitants).

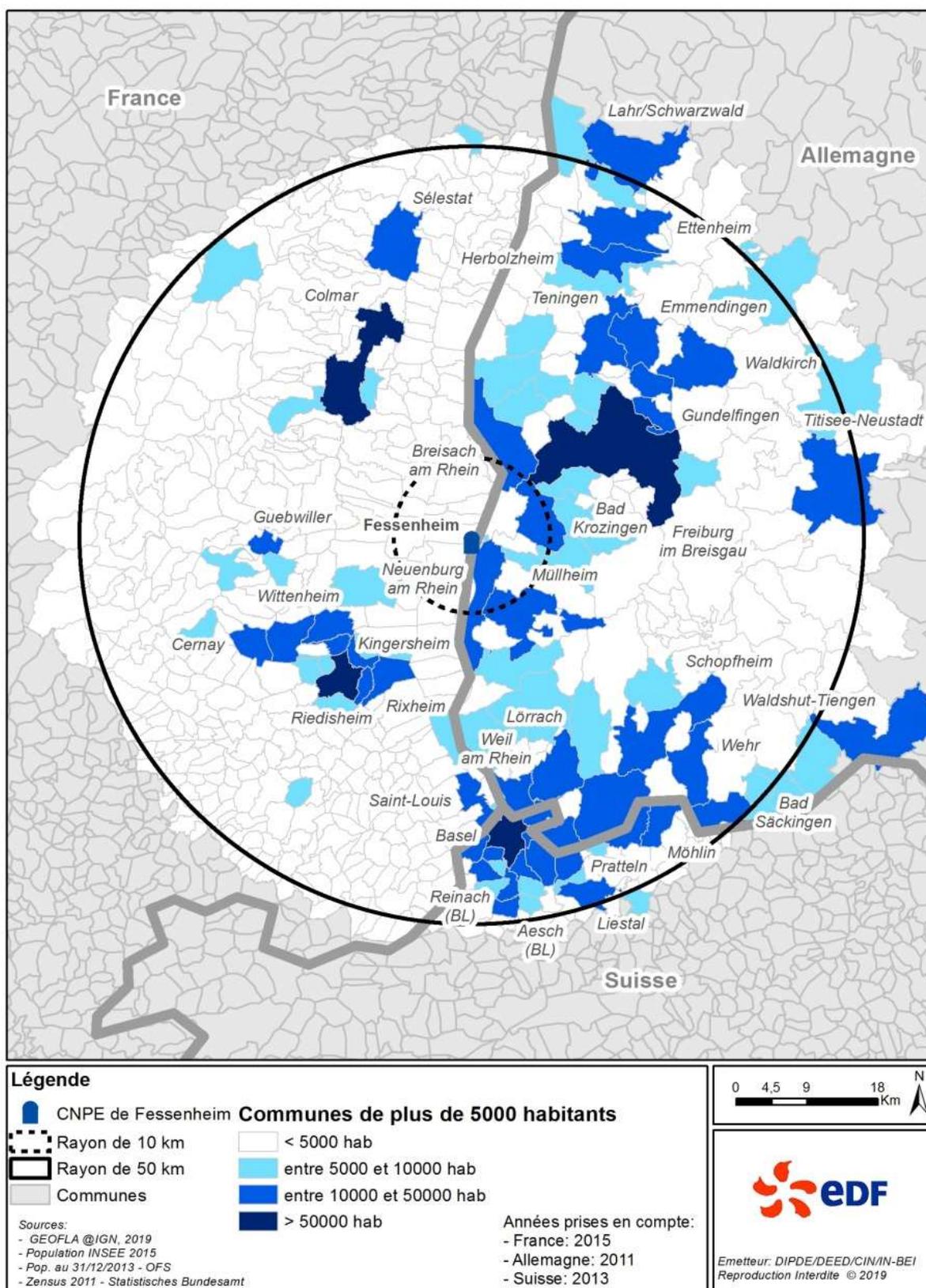


Figure 8.f Communes de plus de 5 000 habitants dans un rayon de 50 kilomètres autour du site de Fessenheim

### 8.1.1.3. IDENTIFICATION DES POPULATIONS D'INTERET A PROXIMITE DU SITE DE FESSENHEIM

L'identification des populations d'intérêt au sein de la zone d'étude restreinte repose sur les critères suivants :

- la localisation des populations sensibles ;
- la localisation des zones habitées les plus proches du site de Fessenheim.

#### 8.1.1.3.1. Populations sensibles dans un rayon de 10 kilomètres autour du site de Fessenheim

La prise en compte des populations sensibles repose sur l'identification des établissements suivants :

- les établissements scolaires (écoles maternelles et primaires) ;
- les Etablissements d'Accueil du Jeune Enfant (EAJE) : ces structures sont autorisées à accueillir de manière non permanente des enfants de moins de 6 ans ;
- les établissements de santé publique, sociaux et médico-sociaux.

La localisation de ces établissements est présentée à la [Figure 8.g](#) pour les établissements scolaires et d'accueil du jeune enfant, et à la [Figure 8.h](#) pour les établissements de santé publique, médico-sociaux et sociaux. Un focus sur les éventuels établissements présents à proximité immédiate du site de Fessenheim (périmètre de 1 km) est également réalisé à la [Figure 8.i](#).

Les populations sensibles les plus proches (établissements scolaires et de santé publique, médico-sociaux et sociaux) sont localisées à 1,7 km à l'ouest du site de Fessenheim.

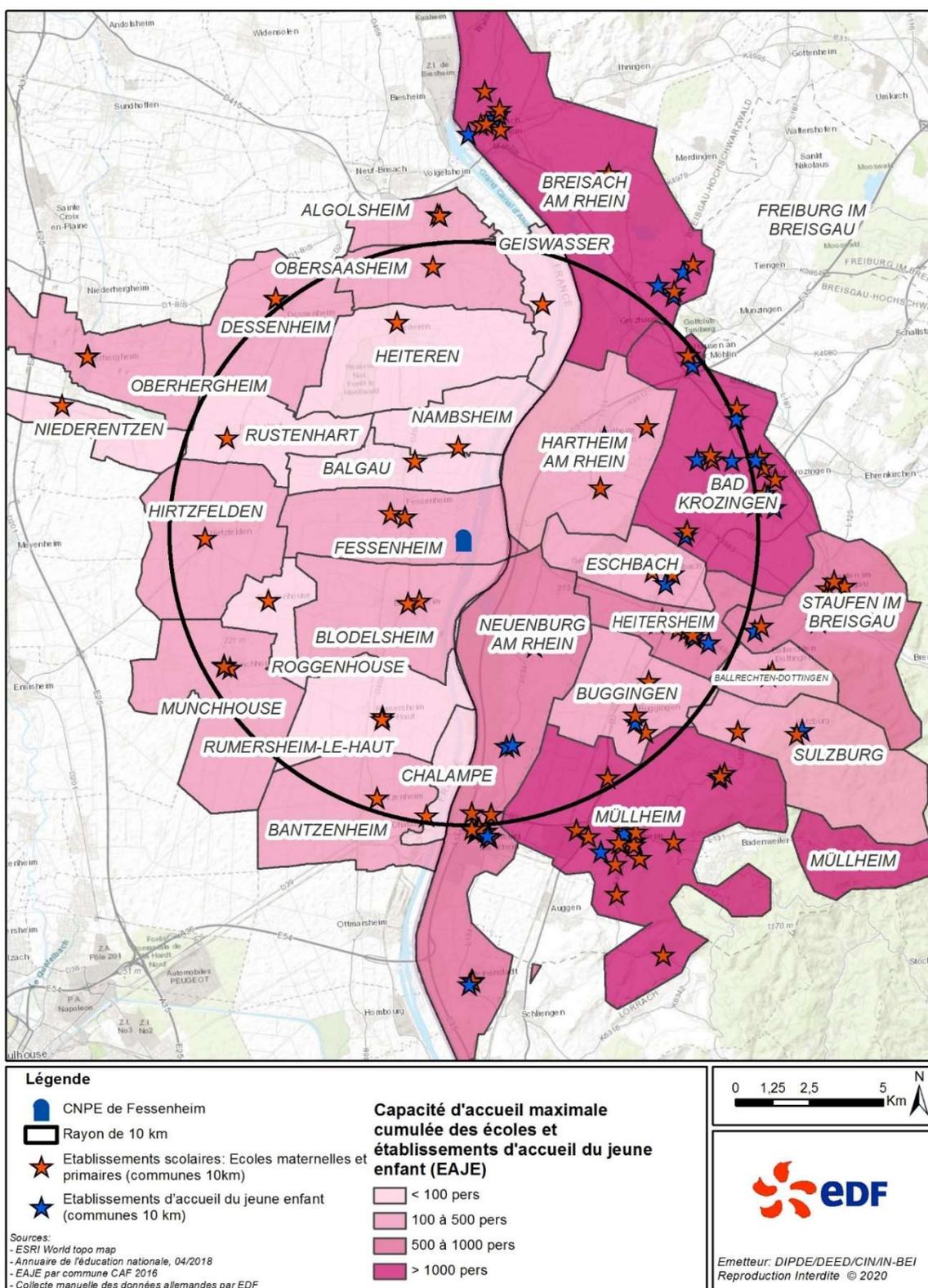


Figure 8.g Établissements scolaires et d'accueil du jeune enfant des communes dans un rayon de 10 kilomètres autour du site de Fessenheim

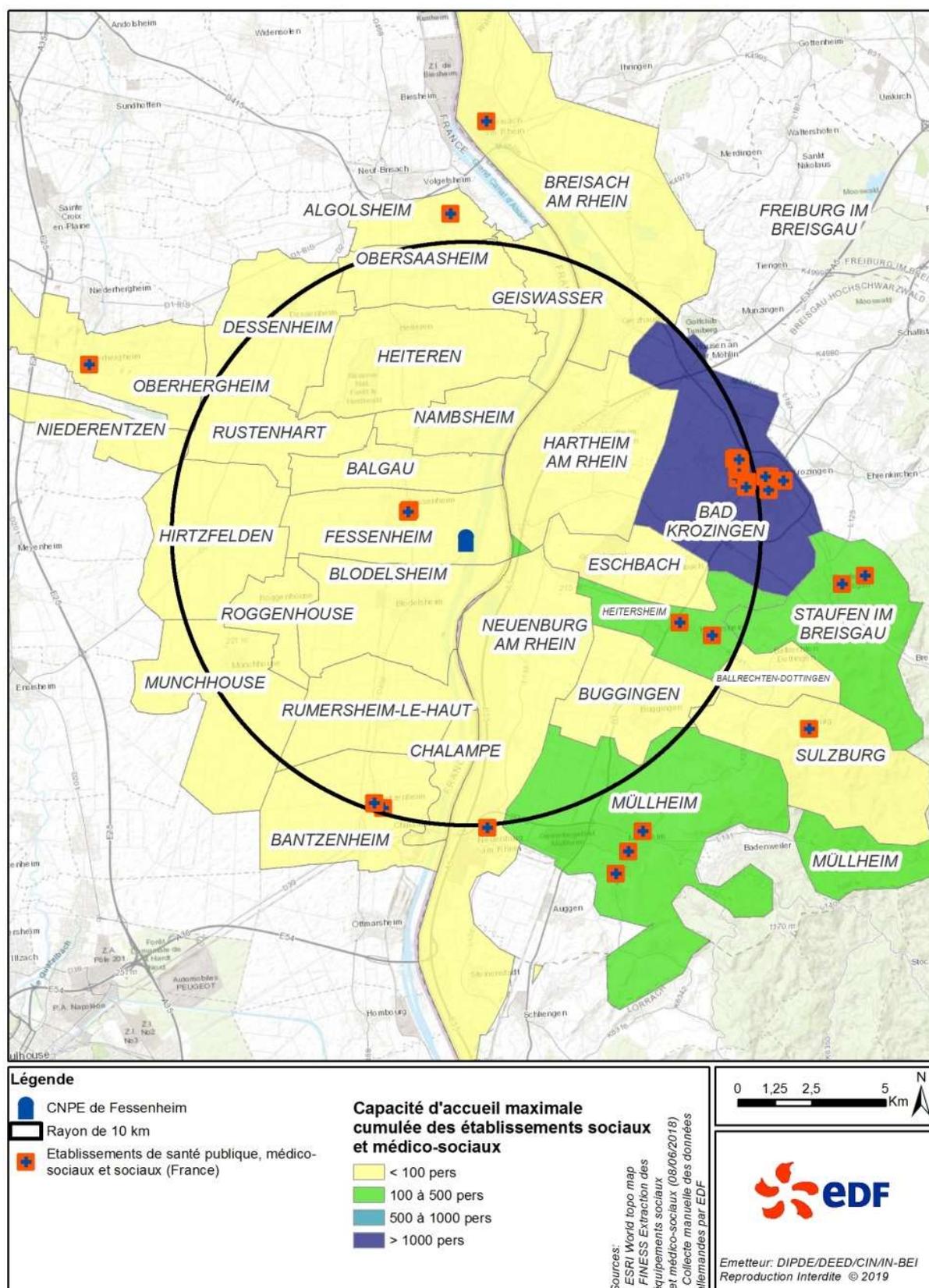


Figure 8.h Établissements de santé publique, médico-sociaux et sociaux des communes dans un rayon de 10 kilomètres autour du site de Fessenheim

### 8.1.1.3.2. Zones habitées les plus proches du site de Fessenheim

Cette section s'attache à présenter la localisation des zones habitées aux environs immédiats du site de Fessenheim (dans un périmètre de 1 km), à partir des données de la base de données Topo IGN et de la cartographie Corine Land Cover 2012.

Comme présenté à la [Figure 8.i](#), les habitations les plus proches sont localisées à environ 300 m à l'ouest de l'INB n°75.

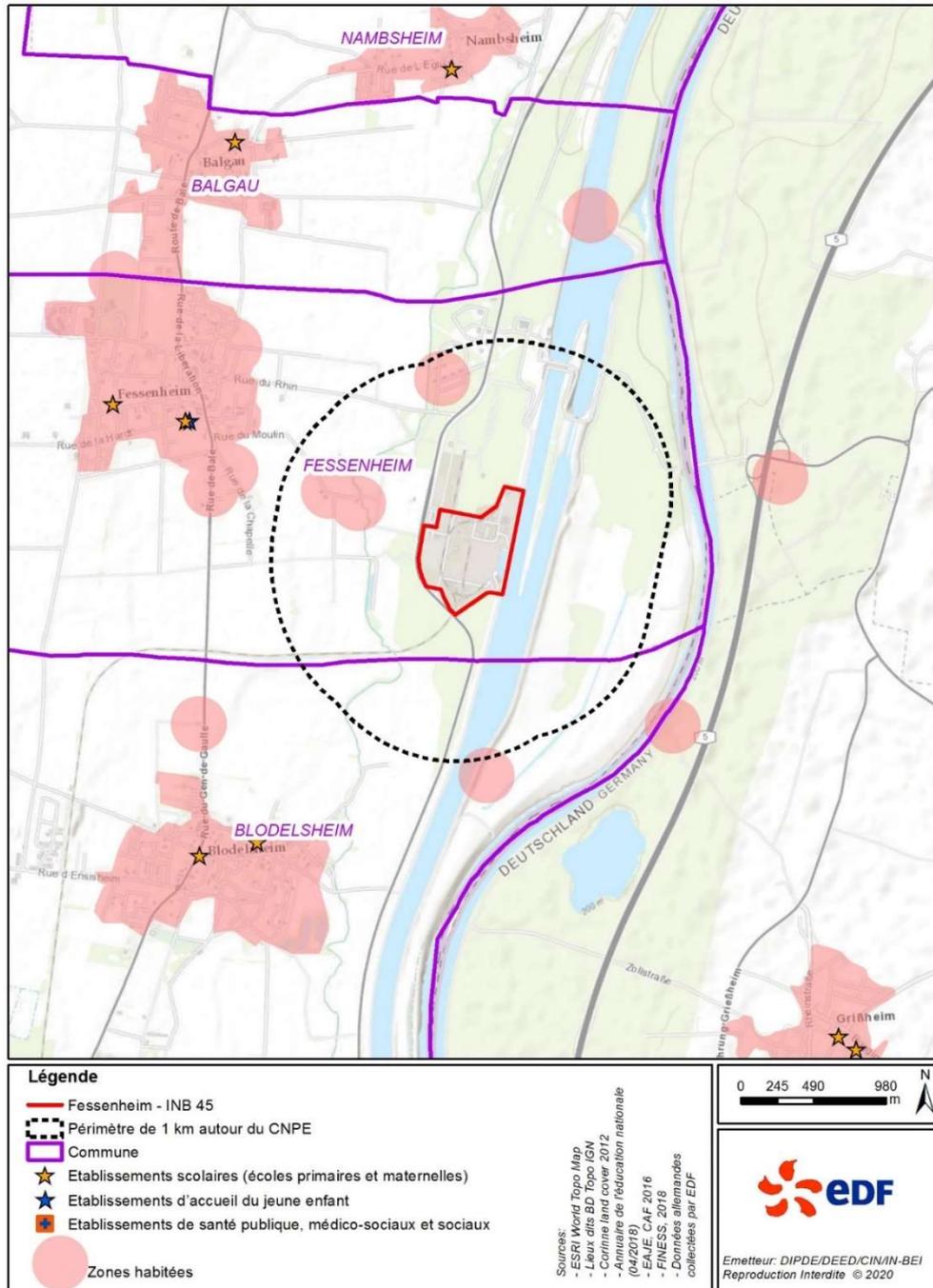


Figure 8.i Habitations les plus proches dans un périmètre de 1 kilomètre autour du site de Fessenheim

## 8.1.2. COMMODITES DE VOISINAGE

### 8.1.2.1. ENVIRONNEMENT SONORE ET VIBRATOIRE

#### Perception

Le bruit est un phénomène subjectif : une même source de bruit peut engendrer des réactions assez différentes suivant les individus, les situations, les lieux ou périodes de l'année. Différents types de bruit (continu, intermittent, impulsionnel, à tonalité marquée) peuvent également être source de désagrément à des intensités très différentes. D'autres paramètres entrent également en compte (importance de la source de bruit dans la vie des riverains, rôle dans l'intérêt économique de chacun, etc.). Il s'agit donc d'un phénomène très complexe, et on admet généralement qu'il y a nuisance quand le bruit perturbe la vie des individus (période de sommeil, conversation, période de repos ou de travail) (Figure 8.j).

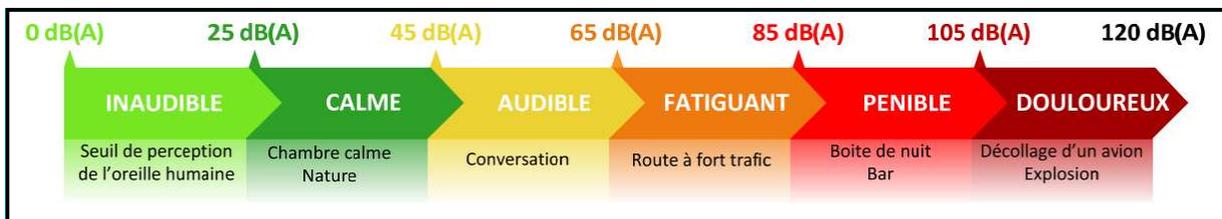


Figure 8.j Comparaison de différentes intensités sonores et plage de sensibilité de l'oreille

Le danger d'une exposition au bruit dépend du niveau sonore en question, mais aussi de la durée d'exposition. Plus l'intensité et la durée d'exposition sont élevées, plus le risque de lésion de l'audition augmente.

Une intensité sonore de 85 dBA est jugée pénible et est considérée douloureuse à partir de 105 dBA.

Une exposition au bruit peut se traduire par une fatigue auditive, une perturbation ou une diminution du sommeil, qui conduisent à une augmentation de la fatigue, et peuvent dans les cas extrêmes affecter la santé mentale. L'exposition aiguë au bruit peut entraîner par ailleurs des lésions auditives, voire une perte auditive, des acouphènes, etc.

En acoustique environnementale, l'unité de mesure du bruit est le décibel pondéré A (dBA) qui prend en compte la sensibilité moyenne de l'oreille humaine.

#### Réglementation applicable à l'environnement sonore

Les réglementations applicables à l'environnement sonore, en phase de chantier et hors phase chantier, présentées ci-après s'appliquent au projet de démantèlement de l'INB n°75.

##### Phase chantier

Lors des phases chantier, dont les phases de démantèlement, les dispositions qui s'appliquent sont :

- des dispositions réglementaires pouvant être adoptées localement (arrêté municipal ou préfectoral) ;
- la décision n°2013-DC-0360 du 16 juillet 2013 modifiée par la décision n°2016-DC-0569 du 29 septembre 2016 relative à la maîtrise des nuisances et de l'impact sur la santé et l'environnement des INB ;
- le respect des critères d'homologation des engins et matériels de chantier, notamment des niveaux de puissance acoustique maximums imposés dans l'arrêté du 18 mars 2002 relatif aux émissions sonores dans l'environnement des matériels destinés à être utilisés à l'extérieur des bâtiments modifié par l'arrêté du 22 mai 2006 (transposition de la Directive européenne 2000/14/CE du 8 mai 2000) ;

- le code de la santé publique (article R.1334-36).

#### Hors phase de chantier

L'arrêté du 7 février 2012 fixant les règles générales relatives aux INB indique, dans l'article 4.3.5, que toute INB doit être conforme aux dispositions de limitation de bruit fixées à l'article 3 de l'arrêté du 23 janvier 1997 relatif à la limitation des bruits émis dans l'environnement par les installations classées pour la protection de l'environnement. Les émissions sonores des installations ne doivent pas engendrer une émergence supérieure aux valeurs admissibles rappelées dans le [Tableau 8.a](#), dans les zones où celle-ci est réglementée.

Niveau de bruit ambiant existant dans les zones à émergence réglementée (incluant le bruit des installations)	Émergence admissible pour la période allant de 7 h à 22 h, sauf dimanches et jours fériés	Émergence admissible pour la période allant de 22 h à 7 h, ainsi que les dimanches et jours fériés
> 35 dBA et ≤ 45 dBA	6 dBA	4 dBA
> 45 dBA	5 dBA	3 dBA

Tableau 8.a Limites d'émergence hors phase chantier (article 4.3.5 de l'arrêté du 7 février 2012)

#### **État de référence sonore**

Dans le voisinage de l'INB n°75 sont présents :

- des lignes hautes tension du poste RTE ;
- le transformateur de la centrale hydraulique de Fessenheim ;
- du trafic aérien (aéroport de Basel – Mulhouse – Freiburg) ;
- du trafic routier (autoroute allemande n°5 et route départementale RD52) ;
- une gravière située en Allemagne.

Ces installations constituent les principales sources sonores de l'environnement.

Dans le cadre de l'établissement de l'étude d'impact du dossier de démantèlement de l'INB n°75 de Fessenheim, une campagne de caractérisation de l'état sonore de référence a été réalisée en février et mars 2019.

Les points de mesure du bruit ambiant (noté AMB) et du bruit résiduel (noté RES) sont situés dans une zone appelée Zone à Emergence Réglementée (ZER) (Cf. [Figure 8.k](#)). Les ZER sont constituées des zones habitées et des zones constructibles à la date de la création de l'installation :

- points AMB 1 et RES 1 : Fessenheim, au nord de l'INB ;
- points AMB 2 et RES 2 : Fessenheim, à l'ouest de l'INB ;
- points AMB 3 et RES 3 : Blodelsheim, au sud de l'INB.

Les mesures acoustiques se sont déroulées sur une période de cinq journées, du 12 février au 7 mars 2019, de jour et de nuit.

Les conditions de mesure et la méthode de mesure employée sont conformes à la norme NF S 31-010 « Caractérisation et mesurage des bruits de l'environnement » de décembre 1996.

Les valeurs obtenues sont présentées dans le [Tableau 8.b.](#)

Points de mesure	Indice statistique de Référence	Niveau sonore de nuit en dBA **	Emergence admissible en dBA	Emergence en dBA	Origine du bruit résiduel
AMB 1	LA50 *	38,5	4	1,5	Les sources audibles de bruit de l'environnement sont la faune (oiseaux), le transformateur de la centrale hydraulique de Fessenheim, le transport aérien, le transport routier de la RD52 et le transport routier de l'autoroute allemande. Le CNPE en fonctionnement est inaudible en ce point.
RES 1		37,0			
AMB 2		36,0	4	2,0	Les sources audibles de bruit de l'environnement sont la faune (oiseaux), le transport aérien, le transport routier de la RD52, le transport routier de l'autoroute allemande, le grésillement des lignes Haute Tension du poste RTE et le transformateur du poste RTE. La ventilation des transformateurs principaux et la salle des machines du CNPE en fonctionnement sont audibles en ce point.
RES 2		34,0			
AMB 3		35,5	4	1,0	Les bruits de l'environnement proviennent : de l'activité agricole, du transport aérien, du transport routier de la RD52 et de l'autoroute allemande, et de l'activité de la gravière. Le CNPE en fonctionnement est inaudible en ce point.
RES 3		34,5			

\* LA50 : niveau de pression acoustique continu équivalent pondéré A dépassé pendant 50% de l'intervalle de mesurage

\*\* Niveau sonore de nuit en dBA : ce niveau sonore tient compte de l'influence des conditions météorologiques et est représentatif d'un niveau sonore de long terme

Tableau 8.b Résultats des mesures de bruit effectuées dans l'environnement du site de Fessenheim

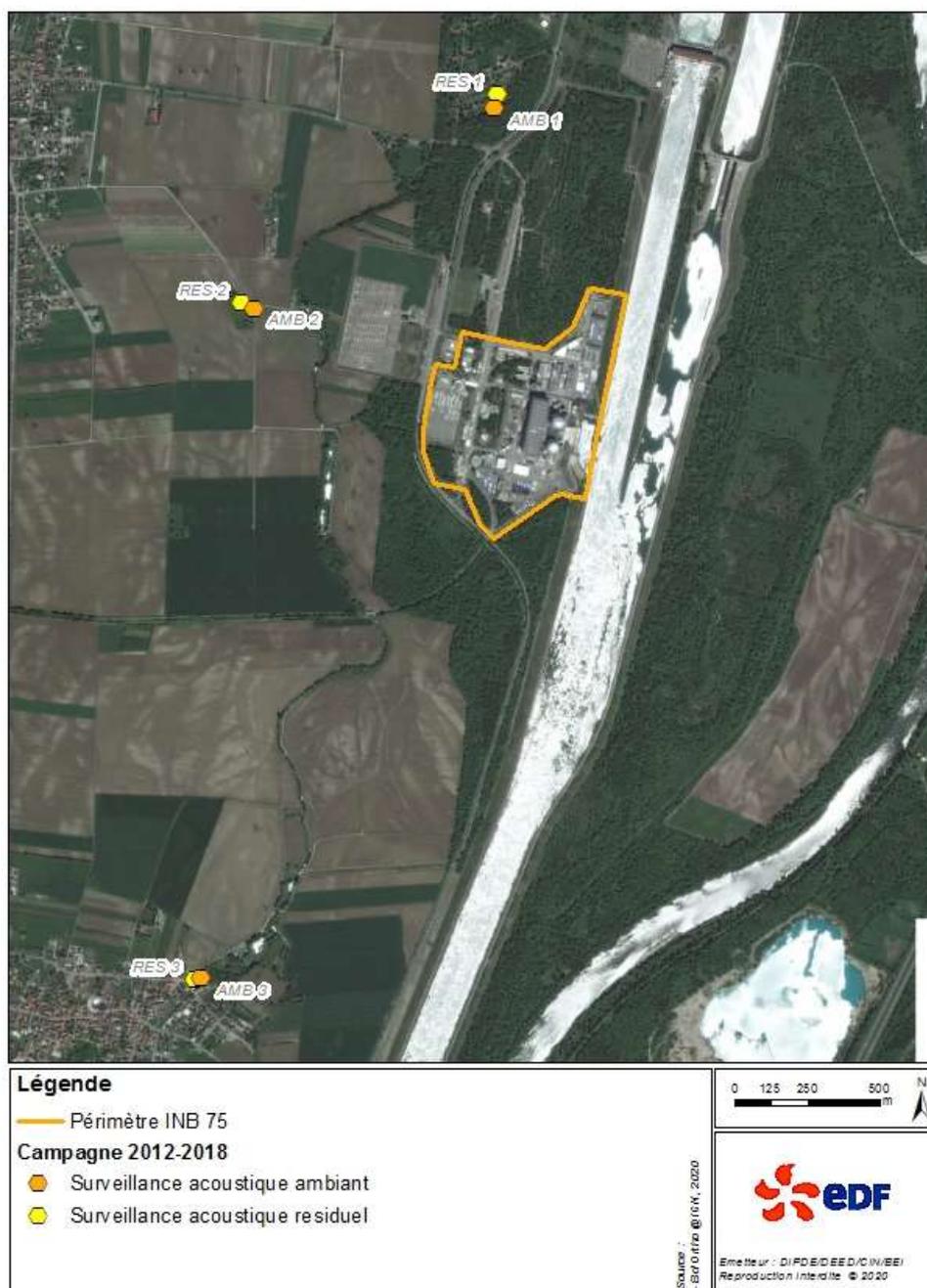


Figure 8.k Localisation des points de mesures acoustiques

Les niveaux de bruit ambiant en ZER 1 à 3 (points AMB 1 à 3) étant inférieurs à 45 dBA (Cf. [Tableau 8.b](#)), le niveau d'émergence admissible est égal à 4 dBA (Cf. [Tableau 8.a](#)). L'analyse des mesures acoustiques révèle des valeurs d'émergence inférieures aux valeurs admissibles : les niveaux sonores du CNPE de Fessenheim permettent de respecter les objectifs fixés par l'article 4.3.5 de l'arrêté du 7 février 2012 fixant les règles générales relatives aux installations nucléaires de base.

### Etat de référence vibratoire

Le trafic routier est la principale source de vibration au voisinage de l'INB n°75.

### 8.1.2.2. ENVIRONNEMENT LUMINEUX

Les émissions lumineuses au voisinage de l'INB n°75 ont pour principales origines l'éclairage des installations de la centrale hydroélectrique ainsi que l'éclairage public de la commune de Fessenheim.

## 8.1.3. SYNTHÈSE DES ENJEUX SUR LA POPULATION

Les opérations de démantèlement décrites au [Chapitre 2](#) sont susceptibles d'avoir une interaction avec les populations à proximité du site comme explicité dans le tableau de synthèse des interactions des modifications demandées avec l'environnement présenté au [Chapitre 2, Paragraphe 2.6.12](#).

Comme indiqué à la [Figure 8.i](#), les premières habitations sont situées à environ 300 m à l'ouest de l'INB n°75 et les populations sensibles<sup>4</sup> les plus proches, à environ 1,7 km à l'ouest.

Concernant les commodités de voisinage, en l'état actuel, le site ne génère pas de nuisance.

---

<sup>4</sup> La prise en compte des populations sensibles repose sur l'identification des établissements scolaires, d'accueil du jeune enfant, de santé publique, médico-sociaux et sociaux.

# 8.2.

## ANALYSE DES INCIDENCES SUR LA POPULATION ET LA SANTÉ HUMAINE

### 8.2.1. EVALUATION DE L'IMPACT DOSIMÉTRIQUE À L'HOMME DES REJETS D'EFFLUENTS RADIOACTIFS

#### ↳ DEFINITIONS

L'**activité** des radionucléides qui composent une source radioactive correspond au nombre de désintégrations spontanées de noyaux d'atomes par unité de temps (la seconde) ; elle s'exprime en **becquerel** (1 Bq = 1 désintégration par seconde). À titre informatif, le corps humain d'un adulte contient entre autres une activité de l'ordre de 6 500 Bq de potassium 40 (<sup>40</sup>K) dont l'origine est naturelle.

Les relations entre les caractéristiques de la source, l'exposition et les conséquences de l'interaction des rayonnements avec la matière sont complexes. Elles sont étudiées par le biais de la **dosimétrie**, dont la finalité est l'évaluation de la **dose**.

La **dose efficace** est la somme des doses absorbées par tous les tissus, pondérée pour tenir compte de la qualité du rayonnement ( $\alpha$ ,  $\beta$ ,  $\gamma$ ) et de la radiosensibilité relative du tissu exposé. La dose efficace a pour objectif d'apprécier le risque total et s'exprime en sievert (Sv). Elle est appelée communément « **dose** ».

#### ↳ LIMITE ANNUELLE D'EXPOSITION

L'article R. 1333-11 du code de la santé publique fixe à 1 mSv par an la limite de dose efficace pour l'exposition de la population à des rayonnements ionisants résultant de l'ensemble des activités nucléaires.

### 8.2.1.1. DEMARCHE GENERALE

L'évaluation de l'impact dosimétrique à l'homme des rejets d'effluents radioactifs de l'installation est réalisée selon les étapes présentées ci-dessous, qui sont explicitées dans les [Paragraphe 8.2.1.2](#) à [8.2.1.6](#) :

- étape 1 : caractérisation des rejets d'effluents radioactifs à prendre en compte ;
- étape 2 : caractérisation de l'environnement autour du site ;
- étape 3 : évaluation des transferts des radionucléides rejetés dans les différents compartiments de l'environnement jusqu'à l'homme ;
- étape 4 : évaluation de l'exposition des populations riveraines ;
- étape 5 : présentation des résultats avec comparaison de la dose efficace totale reçue par la personne représentative à la limite réglementaire de 1 mSv/an.

À l'étape 1, il est considéré de manière enveloppe les limites demandées de rejets d'effluents radioactifs et présentées au [Chapitre 2, Paragraphe 2.6.2](#).

Les étapes 2, 3 et 4 font appel à l'utilisation du code de calcul SYMBIOSE, développé par l'IRSN<sup>5</sup>. La présente évaluation est effectuée avec la version V2.1.3 de ce code. Les principales hypothèses et caractéristiques des calculs sont rappelées dans le présent chapitre. Le détail de l'ensemble de l'étude et des paramètres utilisés dans les calculs sont présentés en [Annexe 5, Paragraphe 1](#).

### 8.2.1.2. CARACTERISATION DES REJETS D'EFFLUENTS RADIOACTIFS A PRENDRE EN COMPTE

L'évaluation de la dose efficace reçue par les personnes du public vivant au voisinage du site est faite en considérant les limites demandées de rejets d'effluents radioactifs pour les différentes phases du démantèlement du site de Fessenheim (Cf. [Chapitre 2, Paragraphe 2.6.2](#)).

L'ensemble des radionucléides et des activités rejetées pris en compte dans les calculs est donné en [Annexe 5](#).

### 8.2.1.3. CARACTERISATION DE L'ENVIRONNEMENT AUTOUR DU SITE

L'évaluation de l'impact dosimétrique à l'homme des rejets d'effluents radioactifs du projet est réalisée en tenant compte du paysage autour de l'installation. Le paysage est une représentation du territoire qui permet de prendre en compte la spécificité et l'hétérogénéité spatiale des caractéristiques environnementales, telles que l'occupation du sol (zones agricoles, d'habitation, etc.) ou la topographie du site. Le paysage, dans le cadre du présent dossier, est décrit à partir des composantes suivantes :

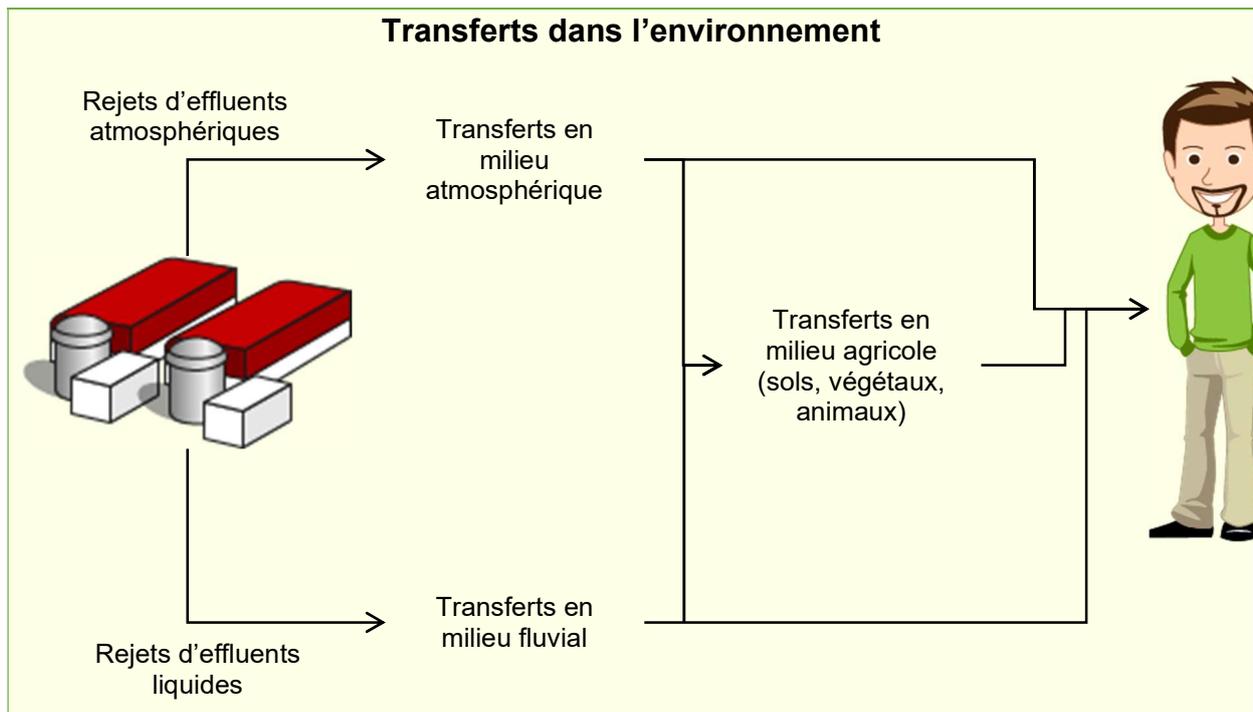
- le site nucléaire : caractérisé par son point de rejet en milieu fluvial et les émissaires de rejet en milieu atmosphérique ;
- le milieu terrestre : zones agricoles dédiées aux cultures maraîchères, aux grandes cultures, aux prairies, aux lieux d'élevage ; zones occupées par des surfaces nues et zones d'habitation ;
- le milieu fluvial, permettant notamment de caractériser les zones d'utilisation de l'eau du cours d'eau par l'homme (pour l'irrigation des cultures, l'abreuvement des animaux, la pêche, la consommation d'eau potable et l'exposition aux sédiments des berges).

---

<sup>5</sup> Institut de Radioprotection et de Sécurité Nucléaire.

### 8.2.1.4. EVALUATION DES TRANSFERTS DANS L'ENVIRONNEMENT

L'évaluation de l'impact dosimétrique à l'homme des rejets d'effluents radioactifs du projet nécessite de caractériser la manière dont les radionucléides présents dans les rejets se comportent dans l'environnement depuis les émissaires de rejet jusqu'à l'homme. Le schéma ci-dessous résume les transferts pris en compte dans le cadre du présent Dossier.



Les transferts des radionucléides dans l'environnement sont calculés à un pas de temps de trois heures sur une durée de 5 ans. Cette durée permet la stabilisation des solutions des équations des modèles de transfert. Les chroniques d'activité au sein des différents compartiments de l'environnement sont fournies à partir des données environnementales exprimées à différents pas de temps, notamment les données météorologiques séquentielles horaires.

Les modèles de transfert sont communs à tous les radionucléides à l'exception du tritium et du carbone 14. En effet, le comportement du tritium et du carbone 14 dans l'environnement est particulier dans la mesure où, en tant qu'isotopes de l'hydrogène et du carbone, ils participent au cycle de vie de ces éléments dans l'environnement naturel. Ils peuvent être présents dans toutes les molécules hydrogénées ou carbonées et par conséquent être associés aussi bien aux composantes minérales qu'à la matière organique des organismes vivants. C'est pourquoi les transferts du tritium et du carbone 14 dans l'environnement seront décrits de manière spécifique lorsque nécessaire.

## ↳ TRITIUM

En tant qu'isotope de l'**hydrogène**, le **tritium** est intimement lié au cycle de cet élément dans l'environnement. Il peut être présent dans toutes les molécules hydrogénées, être associé aussi bien à l'eau tissulaire qu'à la matière organique des végétaux et des animaux.

Les **formes chimiques** du tritium considérées sont :

- le **tritium libre** (HTO). Sous cette forme, le tritium est extrêmement mobile dans l'environnement et dans tous les systèmes biologiques, et de ce fait rapidement intégré dans de nombreux cycles de la géosphère et de la biosphère. La rapidité des échanges avec l'hydrogène de l'eau favorise l'homogénéisation des activités en HTO au sein des organismes vivants ;
- le **tritium organiquement lié** (TOL). Cette forme, qui correspond au tritium lié à la matière organique, résulte de l'incorporation du tritium dans divers composés organiques au cours des processus de synthèse de la matière vivante. La stabilité du tritium au sein de ces composés est variable.

## ↳ CARBONE 14

Le **carbone 14** suit le cycle du carbone, élément entrant dans la constitution de la matière vivante.

Les **formes chimiques** du  $^{14}\text{C}$  varient suivant le mode de production. Dans l'environnement, le  $^{14}\text{C}$  existe sous deux formes principales ayant des comportements différents, l'une **minérale** ( $^{14}\text{CO}_2$  principalement), l'autre **organique** (notamment  $^{14}\text{CH}_4$ ). Il est considéré que seule la forme minérale est assimilée par les végétaux au cours des processus de synthèse de la matière vivante.

### 8.2.1.4.1. Transferts en milieu atmosphérique

La dispersion atmosphérique des rejets est évaluée via l'utilisation d'un modèle de dispersion gaussien implémenté dans SYMBIOSE (Cf. [Annexe 5, Paragraphe 1](#)).

Ce modèle de dispersion atmosphérique prend en compte :

- les caractéristiques des substances rejetées (nature des radionucléides, forme aérosol ou gaz, activités associées) ;
- les données météorologiques séquentielles horaires associées au site étudié.

### 8.2.1.4.2. Transferts en milieu fluvial

Les transferts de radionucléides en milieu fluvial sont issus des effluents liquides rejetés dans le Grand Canal d'Alsace ainsi que, dans une moindre mesure, des rejets d'effluents atmosphériques via le dépôt des aérosols sur les surfaces fluviales.

Les activités dans l'eau, les matières en suspension et les sédiments de fond sont calculés à chaque instant et en tout point du réseau linéaire fluvial situé à l'aval du site. Si le point est situé en zone de dilution incomplète alors les activités calculées sont multipliées par un facteur (supérieur à 1) rendant compte de la dilution incomplète. Ce facteur de dilution, déterminé de manière empirique, dépend de la distance au point de rejet des effluents liquides et du débit de rejet.

Les transferts dynamiques au poisson (incorporation nette par voies directe et indirecte, élimination) sont considérés :

- via un facteur de concentration à l'équilibre qui se définit comme le ratio entre l'activité mesurée dans le poisson (pour des temps longs en régime stationnaire et corrigée de la décroissance radioactive) et l'activité dans l'eau lorsque celle-ci est constante dans le temps ;
- via des coefficients de transferts liés à la chaîne alimentaire (phytoplancton, zooplancton, macrobenthos et poissons) lorsque ces données existent.

Pour le tritium, il est appliqué l'hypothèse d'équilibre isotopique qui se traduit par l'égalité des activités spécifiques de HTO entre les produits dans le cours d'eau et l'eau. Pour le tritium organiquement lié (TOL), ce phénomène est pris en compte par un coefficient de fixation du tritium sur la matière organique des poissons. Pour le carbone 14, il est fait l'hypothèse d'équilibre isotopique entre compartiments de la chaîne trophique et l'eau du cours d'eau.

#### 8.2.1.4.3. Transferts en milieu agricole

##### 8.2.1.4.3.1. Transferts dans le sol

Les activités des radionucléides dans un sol agricole sont issues des apports par voie atmosphérique ainsi que par irrigation des sols avec l'eau du cours d'eau. Le sol peut être nu ou cultivé, tous types de cultures étant possibles : cultures maraîchères, grandes cultures et prairie permanente.

Le transfert d'activité dans le sol se fait par dépôt atmosphérique sec ou humide et par fixation ou migration des radionucléides dans les sols (labour, vieillissement, percolation). Il est considéré que les radionucléides sous forme gazeuse ne se déposent pas par temps sec. En revanche, des phénomènes diffusifs à l'interface sol-atmosphère sont considérés.

Il est considéré que la perte d'eau du sol par évapotranspiration est compensée par les précipitations et par conséquent que la teneur en eau du sol est constante dans le temps.

Pour le tritium, outre le dépôt atmosphérique humide, sont pris en compte des phénomènes d'échange entre la vapeur d'eau atmosphérique et la surface du sol ainsi que l'absorption racinaire (prélèvement par les racines de la plante de l'eau tritiée du sol).

Pour le carbone 14, seuls les transferts plante → sol et air → sol sont pris en compte ; la contribution du sol à l'activité du végétal n'est pas prise en compte car elle est négligeable.

##### 8.2.1.4.3.2. Transferts dans les végétaux

###### Pour les formes aérosol (tous les radionucléides hors carbone 14 et tritium)

Les activités des radionucléides dans les végétaux sont issues des apports par dépôt atmosphérique (dépôt sec ou humide) ou par irrigation.

Les principales productions agricoles répertoriées sur le territoire français ont été regroupées selon trois catégories afin de prendre en compte notamment leur appartenance à une famille agronomique, les pratiques agricoles qui leur sont associées et leur comportement relatif aux transferts des radionucléides. Il s'agit respectivement des cultures maraîchères, des grandes cultures, et de la prairie permanente.

Les parcelles agricoles considérées irriguées sont les parcelles dédiées aux productions maraîchères et aux grandes cultures annuelles. L'eau d'irrigation est considérée directement prélevée dans le cours d'eau et l'irrigation est considérée réalisée en continu (indépendamment de la pluviométrie). Le taux d'irrigation dépend du type de culture de la parcelle.

L'activité des radionucléides dans les organes consommés peut résulter d'un transfert foliaire ou d'un transfert racinaire (Cf. [Annexe 5, Paragraphe 1](#)). La prise en compte de ces transferts dépend de la date du dépôt dans le calendrier agricole et de la ou des dates de récoltes concernées pendant la durée de l'étude.

###### Pour le carbone 14 et le tritium

La photosynthèse constitue le mode principal d'incorporation des formes gazeuses du carbone 14 (CO<sub>2</sub>) et du tritium organiquement lié (TOL) au sein de la matière organique (Cf. [Annexe 5, Paragraphe 1](#)). La dynamique de croissance de la biomasse est prise en compte.

L'apport de tritium sous forme HTO prend en compte plusieurs phénomènes, notamment les phénomènes diffusifs à l'interface feuille-atmosphère et l'absorption racinaire (Cf. [Annexe 5, Paragraphe 1](#)).

### 8.2.1.4.3.3. Transferts dans les produits d'origine animale

Les aliments d'origine animale pris en compte sont les suivants : viande de bœuf, viande de mouton, viande de porc, viande de poulet, lait de vache, œufs de poule.

Le transfert de radionucléides dans le milieu animal se fait principalement par ingestion de produits végétaux locaux et de l'eau du cours d'eau. Les rations alimentaires des animaux sont basées sur les calendriers d'affouragement pour les bovins et sont génériques pour les autres animaux considérés (Cf. [Annexe 5, Paragraphe 1](#)).

Pour le tritium, on considère en plus un apport d'activité par inhalation de vapeur d'eau tritiée présente dans l'atmosphère.

## 8.2.1.5. EVALUATION DE L'EXPOSITION DES POPULATIONS

### 8.2.1.5.1. Voies d'exposition et classes d'âge

On distingue l'exposition interne, pour laquelle les radionucléides pénètrent dans l'organisme à partir du milieu ambiant (inhalation, ingestion) et l'exposition externe, pour laquelle les radionucléides ne pénètrent pas dans l'organisme (dépôts sur le sol, exposition au panache, etc.)

Les voies d'exposition prises en compte dans le cadre du présent Dossier sont les suivantes (Cf. [Figure 8.1](#)) :

- exposition externe au panache d'effluents radioactifs atmosphériques ;
- exposition externe aux dépôts atmosphériques radioactifs sur les sols ;
- exposition externe aux dépôts issus de l'irrigation des sols ;
- exposition externe aux sédiments sur les rives ;
- exposition interne par inhalation du panache ;
- exposition interne par ingestion de denrées alimentaires.

Trois classes d'âge sont considérées : le jeune enfant de 1 an, l'enfant de 10 ans et l'adulte.

Les coefficients de dose associés aux différentes voies d'exposition sont présentés en [Annexe 5, Paragraphe 1](#).

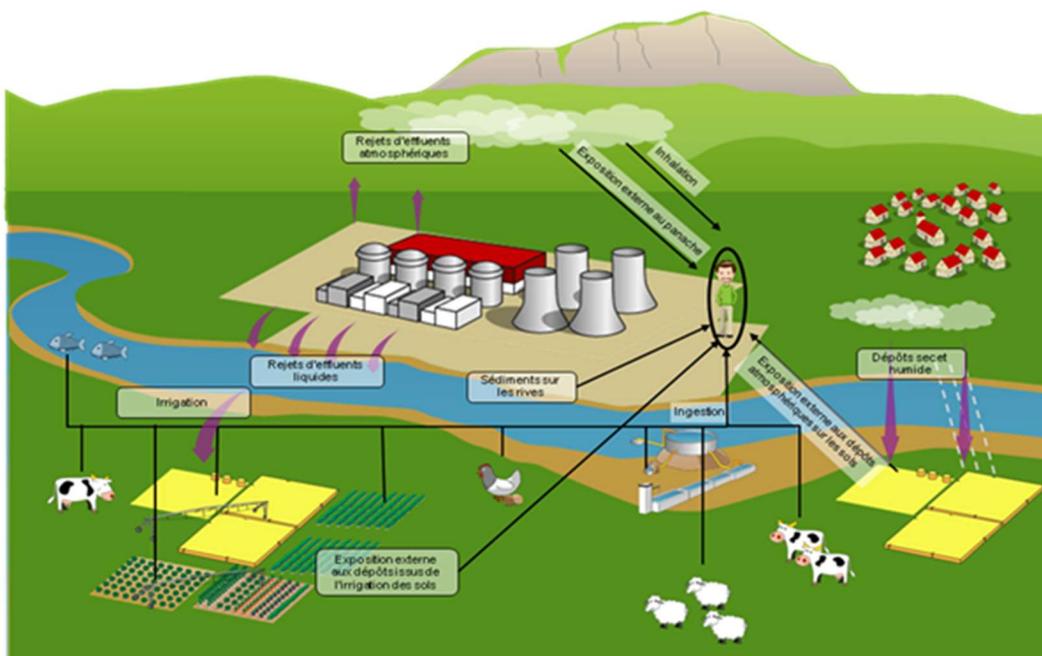


Figure 8.1 Voies d'exposition aux rejets d'effluents radioactifs

### 8.2.1.5.2. Voies humaines d'exposition

Le calcul de dose à l'homme nécessite de définir un scénario d'exposition qui regroupe les principales hypothèses concernant le comportement de la population. On définit ainsi un ensemble de variables humaines d'exposition, notamment :

- **ration alimentaire**, qui définit le type et la quantité d'aliments ingérés par la population. Elle est assortie d'un taux d'autoconsommation qui permet de préciser la proportion des aliments d'origine locale. Ces données sont nécessaires au calcul de la dose par ingestion ;
- **débits respiratoires** définis selon le type d'activité pratiquée (repos ou activité physique). Ces données sont nécessaires pour évaluer la dose par inhalation ;
- **budgets-temps**, correspondant aux temps passés quotidiennement par la population à faire des activités. Cette donnée est nécessaire pour l'évaluation de l'exposition externe de la population et de son exposition interne par inhalation.

#### 8.2.1.5.2.1. Rations alimentaires

Les rations alimentaires retenues (Cf. [Annexe 5, Paragraphe 1](#)) sont issues :

- pour la consommation d'eau : de la base de données CIBLEX<sup>6</sup> qui fournit des rations issues des recommandations de l'ANSES<sup>7</sup> (données pour la ZEAT<sup>8</sup> Bassin Est) ;
- pour la consommation de denrées solides :
  - de la base de données CIBLEX (données pour la ZEAT Bassin Est) pour l'enfant de 10 ans et l'adulte ;
  - de l'enquête alimentaire nationale Fantino réalisée en 2005 pour l'enfant de 1 an.

À chaque catégorie d'aliment est associé un taux d'autoconsommation, part de la consommation de denrées produite localement exprimée en pourcentage de la quantité totale ingérée. La ration alimentaire dite « autoconsommée » (d'origine locale) correspond alors à la ration alimentaire totale multipliée par le taux d'autoconsommation (exprimé selon une fraction).

Les taux d'autoconsommation appliqués pour chaque catégorie d'aliments ont été établis à partir des enquêtes de l'INSEE disponibles (Cf. [Annexe 5, Paragraphe 1](#)).

#### 8.2.1.5.2.2. Débits respiratoires

L'évaluation de l'exposition interne de la population par inhalation nécessite de déterminer des valeurs de débit respiratoire des individus à l'intérieur et en plein air. Ces valeurs sont déduites des débits respiratoires en fonction du niveau d'activité physique (endormi, assis, activité modérée ou intense) et du nombre d'heures journalières consacrées à ces activités, qui sont fournies par les publications 71 et 66 de la CIPR<sup>9</sup>. Les débits respiratoires sont donnés en [Annexe 5, Paragraphe 1](#).

#### 8.2.1.5.2.3. Budgets temps

L'évaluation de l'exposition externe de la population et de son exposition interne nécessite de déterminer les budgets-temps. Ils correspondent au temps passé quotidiennement par la population à faire des activités qui l'exposent aux différentes voies de transfert. Les activités considérées peuvent avoir lieu à l'extérieur, sur des sols cultivés ou nus ou sur les berges des cours d'eau. Elles peuvent aussi se passer à l'intérieur, avec une exposition atténuée par rapport à l'extérieur.

---

6 CIBLEX, novembre 2003 – Banque de données de paramètres descriptifs de la population française au voisinage d'un site pollué, Publication ADEME – IRSN.

7 Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail.

8 Zone d'Etude d'Aménagement du Territoire (ZEAT) Français.

9 Commission Internationale de Protection Radiologique.

Les budgets-temps utilisés pour l'étude sont issus de la base CIBLEX (Cf. [Annexe 5, Paragraphe 1](#)). Ils proviennent de valeurs régionalisées pour l'adulte et nationales pour les autres classes d'âge.

#### 8.2.1.5.2.4. Détermination de la personne représentative

La personne représentative retenue correspond à la personne recevant une dose, qui est représentative des personnes les plus exposées au sein de la population<sup>10</sup> :

- enfants de 1 an, enfants de 10 ans ou individus adultes ;
- résidant dans un rayon de 5 km autour du site (on suppose ici que les habitants restent toute l'année sur leur lieu d'habitation) ;
- buvant de l'eau potable prélevée au point de captage le plus proche à l'aval du point de rejet ;
- ingérant des produits végétaux irrigués par de l'eau prélevée à l'aval du site et impactés par les dépôts atmosphériques ;
- ingérant des produits animaux nourris avec ces végétaux et abreuvés avec de l'eau prélevée à l'aval du site ;
- ingérant des poissons pêchés dans le cours d'eau à l'aval du site ;
- pratiquant des activités de pêche sur le cours d'eau à l'aval du site.

La personne représentative correspond aux personnes pouvant recevoir la dose efficace annuelle maximale induite par les rejets d'effluents radioactifs d'un site parmi l'ensemble des lieux d'étude dans un rayon de 5 km autour du site.

Au vu des résultats de dose efficace annuelle liée aux rejets d'effluents radioactifs du site (rejets aux limites demandées pour les différentes phases du démantèlement de l'INB n°75), la personne représentative est située sur la commune de Fessenheim pour la phase de démantèlement présentant la dose enveloppe. Pour les autres phases, les détails sont présentés en [Annexe 5, Paragraphe 1](#).

### 8.2.1.6. RESULTATS DE L'EVALUATION DE L'IMPACT DOSIMETRIQUE A L'HOMME DES REJETS D'EFFLUENTS RADIOACTIFS

Le [Tableau 8.c](#) présente les résultats de dose efficace annuelle liée aux rejets d'effluents radioactifs du projet (rejets aux limites demandées) pour la phase de démantèlement présentant la dose enveloppe. Il s'agit de l'année pendant laquelle :

- les limites de rejets radioactifs à l'atmosphère correspondent à la phase pendant laquelle une piscine BK est sous eau et les piscines BR sont en eau avec démantèlement sous eau (Cf. [Annexe 1, Paragraphe 4.5](#)) ;
- les limites de rejets radioactifs liquides correspondent à l'année type avec vidange d'une piscine BR et d'une piscine BK et rejets d'exploitation (Cf. [Annexe 1, Paragraphe 5.5](#)).

Les détails par voie d'exposition et radionucléide sont présentés en [Annexe 5, Paragraphe 1](#).

<sup>10</sup> À l'exclusion des personnes ayant des habitudes extrêmes ou rares.

Dose efficace annuelle pour la personne représentative (Sv/an)	
<b>ADULTE</b>	
Dose efficace annuelle externe hors panache	$1,2 \cdot 10^{-8}$
Dose efficace annuelle externe due au panache	$4,3 \cdot 10^{-13}$
Dose efficace annuelle interne due à l'inhalation	$2,6 \cdot 10^{-10}$
Dose efficace annuelle interne due à l'ingestion	$6,7 \cdot 10^{-7}$
<b>Dose efficace annuelle TOTALE</b>	<b><math>6,8 \cdot 10^{-7}</math></b>
<b>ENFANT DE 10 ANS</b>	
Dose efficace annuelle externe hors panache	$8,1 \cdot 10^{-9}$
Dose efficace annuelle externe due au panache	$4,7 \cdot 10^{-13}$
Dose efficace annuelle interne due à l'inhalation	$2,4 \cdot 10^{-10}$
Dose efficace annuelle interne due à l'ingestion	$6,6 \cdot 10^{-7}$
<b>Dose efficace annuelle TOTALE</b>	<b><math>6,7 \cdot 10^{-7}</math></b>
<b>ENFANT DE 1 AN</b>	
Dose efficace annuelle externe hors panache	$8,4 \cdot 10^{-9}$
Dose efficace annuelle externe due au panache	$5,1 \cdot 10^{-13}$
Dose efficace annuelle interne due à l'inhalation	$3,2 \cdot 10^{-10}$
Dose efficace annuelle interne due à l'ingestion	$7,1 \cdot 10^{-7}$
<b>Dose efficace annuelle TOTALE</b>	<b><math>7,2 \cdot 10^{-7}</math></b>

Tableau 8.c Doses efficaces annuelles maximales par voie d'exposition (Sv/an) pour les rejets d'effluents radioactifs aux limites demandées pour le projet de démantèlement de l'INB n°75

Pour les personnes représentatives situées sur la commune de Fessenheim, la dose efficace totale annuelle maximale liée aux rejets d'effluents radioactifs aux limites demandées, toutes voies d'exposition et tous radionucléides confondus, est estimée :

- pour l'adulte, à  $6,8 \cdot 10^{-7}$  Sv/an, soit moins de 1  $\mu$ Sv/an ;
- pour l'enfant de 10 ans, à  $6,7 \cdot 10^{-7}$  Sv/an, soit moins de 1  $\mu$ Sv/an ;
- pour l'enfant de 1 an, à  $7,2 \cdot 10^{-7}$  Sv/an, soit moins de 1  $\mu$ Sv/an.

Chacune de ces doses représente moins de 1/1 000 de la limite annuelle d'exposition fixée à 1 mSv par l'article R. 1333-11 du code de la santé publique.

Par ailleurs, elles représentent aussi moins de 1/1 000 de la dose annuelle due à l'exposition naturelle dans le département du Haut Rhin, qui est de l'ordre de 760  $\mu$ Sv/an.

La dose efficace totale annuelle liée aux rejets d'effluents radioactifs aux limites demandées pour l'ensemble des phases du démantèlement est présentée en [Annexe 5, Paragraphe 1.](#)

Afin de mettre en perspective les doses calculées par rapport à d'autres modes d'exposition, la [Figure 8.m](#) donne des ordres de grandeur de doses résultant de situations courantes.

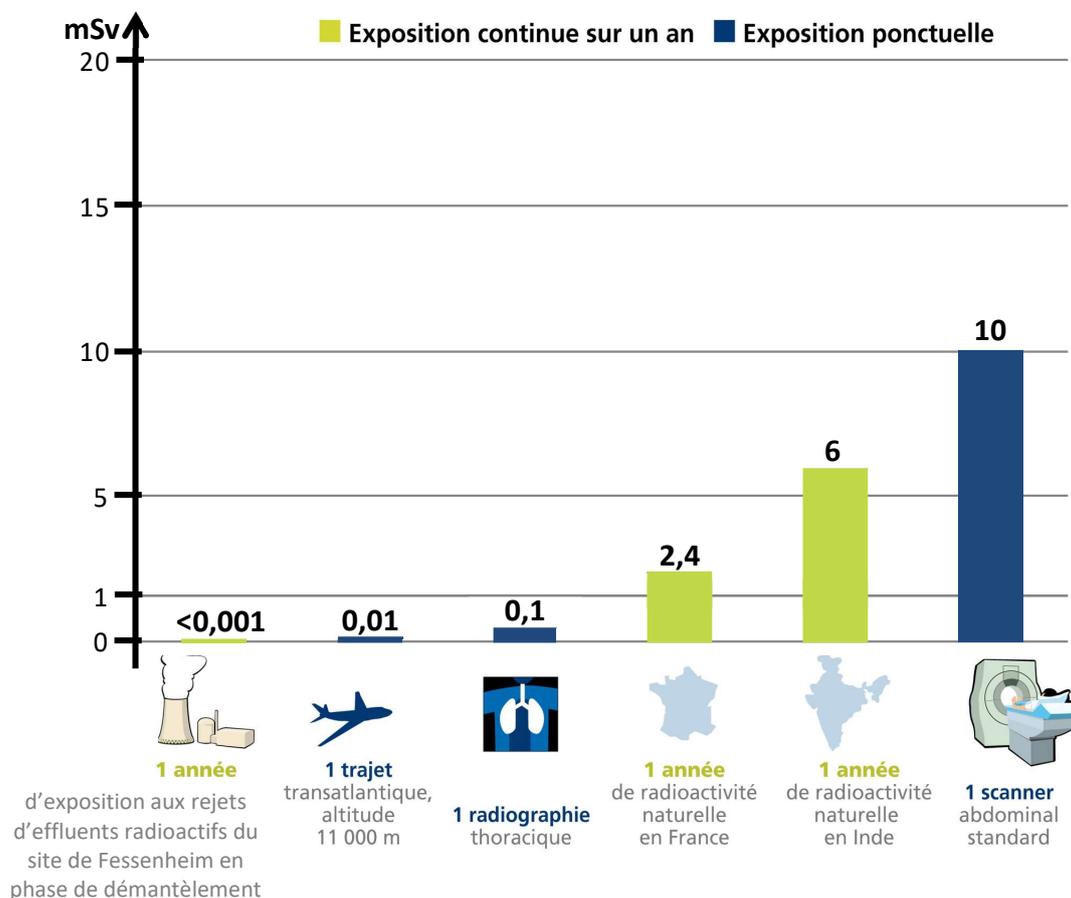


Figure 8.m Échelle des expositions

## 8.2.2. EVALUATION DE L'EXPOSITION DU PUBLIC AUX RAYONNEMENTS IONISANTS PAR IRRADIATION DIRECTE

L'exposition du public en limite de site est attribuable aux systèmes, structures et déchets entreposés dans l'INB n°75.

A la faveur du démantèlement progressif des installations, le terme source de l'îlot nucléaire est progressivement mis en colis de déchets et déplacé vers l'Installation de Découplage et de Transit (IDT) pour une période limitée avant évacuation vers les filières adaptées.

Ainsi, l'exposition du public aux rayonnements ionisants par irradiation directe est évaluée en considérant :

- d'une part, l'irradiation directe liée au fonctionnement historique de l'INB n°75 supposée de manière pénalisante perdurer dans sa totalité, pendant toute la durée du démantèlement. Cette partie est traitée au [§ 8.2.2.1](#) ;
- d'autre part, le terme source lié aux déchets entreposés dans l'IDT à la faveur du démantèlement progressif de l'INB. Cette partie est traitée au [§ 8.2.2.2](#).

La méthode d'évaluation de l'exposition externe par irradiation directe prend en compte les temps passés à l'intérieur et à l'extérieur des habitations. Ce budget-temps varie selon les sites et selon les classes d'âge (Cf. [Annexe 5, Paragraphe 1](#)). La personne représentative prise en compte est située sur la commune de Fessenheim.

Deux scénarios sont pris en compte pour l'évaluation :

- dans le premier scénario (scénario dit « réaliste »), la personne représentative est considérée être en permanence à proximité immédiate de son habitation pendant le temps passé à l'extérieur ;
- dans le deuxième scénario (scénario dit « majorant promeneur »), la personne représentative passe chaque jour une heure de son temps à l'extérieur à se promener à proximité immédiate de la clôture du site.

### 8.2.2.1. IRRADIATION DIRECTE LIEE AU FONCTIONNEMENT HISTORIQUE DE L'INSTALLATION

Dans le cadre de la surveillance du site de Fessenheim, plusieurs balises de mesure de débit de dose gamma ambiant d'origine naturelle et événementielle sont implantées en limite de site et dans l'environnement du site à 1 km et 5 km (Cf. [Figure 8.n](#) pour l'emplacement des balises en clôture).



Figure 8.n Emplacement des balises de mesure du débit de dose gamma ambiant en clôture du site de Fessenheim

Sur l'année 2017, les dix balises situées au niveau de la clôture ont enregistré des débits de dose gamma annuels moyens compris entre 90 nSv/h et 112 nSv/h<sup>11</sup>. Ces valeurs sont à mettre en regard du bruit de fond ambiant du département du Haut-Rhin, évalué à 87 nSv/h<sup>12</sup> (soit 0,76 mSv/an), qui est soustrait au débit de dose gamma en limite de site.

Par conséquent, les débits de dose moyens annuels au niveau de la clôture qui sont attribuables au site sont compris entre 3 nSv/h et 25 nSv/h. Ces débits de dose sont liés à l'exploitation de l'INB n°75 en phase de fonctionnement. De manière pénalisante, il est considéré que ce rayonnement ionisant perdue dans sa totalité pendant les opérations de démantèlement, la source considérée est le barycentre des bâtiments réacteurs (BR) de l'installation.

<sup>11</sup> Réseau National de Mesures de la radioactivité de l'environnement.

<sup>12</sup> IRSN – Bilan de l'état radiologique de l'environnement français en 2012 – Figure II.2 – Moyenne du débit de dose gamma ambiant par département sur la période de juillet 2011 à décembre 2012 (nSv/h).

L'évaluation de l'exposition externe par irradiation directe à partir des mesures aux balises situées au niveau de la clôture est basée sur une règle d'atténuation en fonction de la distance (atténuation inversement proportionnelle au carré de la distance).

Pour la personne représentative située sur la commune de Fessenheim, la dose par exposition externe du fait du rayonnement ionisant lié au fonctionnement de l'installation est estimée dans le tableau ci-après.

	Dose efficace annuelle pour la personne représentative (Sv/an)	
	Scénario réaliste	Scénario majorant promeneur
ADULTE	$6,0 \cdot 10^{-6}$	$9,6 \cdot 10^{-6}$
ENFANT DE 10 ANS	$4,9 \cdot 10^{-6}$	$8,6 \cdot 10^{-6}$
ENFANT DE 1 AN	$4,5 \cdot 10^{-6}$	$8,2 \cdot 10^{-6}$

Tableau 8.d Dose efficace annuelle (Sv/an) reçue par la personne représentative due au rayonnement ionisant lié au fonctionnement de l'installation

### 8.2.2.2. IRRADIATION DIRECTE LIEE À L'IDT

L'évolution prévisionnelle de l'inventaire déchet de l'IDT fait état de quatre périodes pertinentes pour l'évaluation de l'irradiation directe liée à cette source :

- Période A : 1<sup>er</sup> pic d'entreposage en phase de démantèlement des BR1, BR2, BK1 et BAN ;
- Période B : période creuse du démantèlement ;
- Période C : 2<sup>d</sup> pic d'entreposage en phase de démantèlement électromécanique de la cuve BR1, des internes BR2, du BK2 et d'assainissement BK1 ;
- Période D : 3<sup>ème</sup> pic d'entreposage en phase de fin démantèlement BAN et phase d'assainissement BR1, BR2 et BK2.

Pour chaque période, le débit de dose aux personnes représentatives est évalué à partir de la chronique prévisionnelle du plan de colisage et du débit de dose équivalent au contact des colis entreposés dans l'IDT.

Pour la personne représentative située sur la commune de Fessenheim, la dose par exposition externe du fait du rayonnement ionisant lors de chacune de ces 4 périodes est estimée dans le tableau ci-après.

		Dose efficace annuelle pour la personne représentative (Sv/an)	
		Scénario réaliste	Scénario majorant promeneur
Période A	ADULTE	$4,2 \cdot 10^{-7}$	$9,5 \cdot 10^{-6}$
	ENFANT DE 10 ANS	$3,5 \cdot 10^{-7}$	$9,5 \cdot 10^{-6}$
	ENFANT DE 1 AN	$3,2 \cdot 10^{-7}$	$9,4 \cdot 10^{-6}$
Période B	ADULTE	$2,9 \cdot 10^{-7}$	$8,3 \cdot 10^{-6}$
	ENFANT DE 10 ANS	$2,4 \cdot 10^{-7}$	$8,2 \cdot 10^{-6}$
	ENFANT DE 1 AN	$2,2 \cdot 10^{-7}$	$8,2 \cdot 10^{-6}$
Période C	ADULTE	$4,1 \cdot 10^{-7}$	$1,1 \cdot 10^{-5}$
	ENFANT DE 10 ANS	$3,4 \cdot 10^{-7}$	$1,1 \cdot 10^{-5}$
	ENFANT DE 1 AN	$3,1 \cdot 10^{-7}$	$1,1 \cdot 10^{-5}$
Période D	ADULTE	$3,3 \cdot 10^{-7}$	$4,8 \cdot 10^{-6}$
	ENFANT DE 10 ANS	$2,8 \cdot 10^{-7}$	$4,8 \cdot 10^{-6}$
	ENFANT DE 1 AN	$2,5 \cdot 10^{-7}$	$4,7 \cdot 10^{-6}$

Tableau 8.e Dose efficace annuelle (Sv/an) reçue par la personne représentative due au rayonnement ionisant lié à l'IDT

### 8.2.2.3. CONCLUSION SUR L'ÉVALUATION DE L'EXPOSITION DU PUBLIC AUX RAYONNEMENTS IONISANTS PAR IRRADIATION DIRECTE

L'exposition du public aux rayonnements ionisants par irradiation directe est évaluée en considérant que la personne représentative est exposée à la fois aux rayonnements ionisants mesurés lors du fonctionnement historique de l'installation, qui sont considérés de manière pénalisante perdurer pendant les opérations de démantèlement, et aux rayonnements ionisants produits par les colis entreposés dans l'IDT.

La dose par exposition externe du fait de la somme de ces rayonnements ionisants est estimée dans le tableau ci-après pour chaque période de démantèlement.

		Dose efficace annuelle pour la personne représentative (Sv/an)	
		Scénario réaliste	Scénario majorant promeneur
Période A	ADULTE	$6,4 \cdot 10^{-6}$	$1,9 \cdot 10^{-5}$
	ENFANT DE 10 ANS	$5,3 \cdot 10^{-6}$	$1,8 \cdot 10^{-5}$
	ENFANT DE 1 AN	$4,9 \cdot 10^{-6}$	$1,8 \cdot 10^{-5}$
Période B	ADULTE	$6,3 \cdot 10^{-6}$	$1,8 \cdot 10^{-5}$
	ENFANT DE 10 ANS	$5,2 \cdot 10^{-6}$	$1,7 \cdot 10^{-5}$
	ENFANT DE 1 AN	$4,8 \cdot 10^{-6}$	$1,6 \cdot 10^{-5}$
Période C	ADULTE	$6,4 \cdot 10^{-6}$	$2,1 \cdot 10^{-5}$
	ENFANT DE 10 ANS	$5,3 \cdot 10^{-6}$	$2,0 \cdot 10^{-5}$
	ENFANT DE 1 AN	$4,9 \cdot 10^{-6}$	$1,9 \cdot 10^{-5}$
Période D	ADULTE	$6,3 \cdot 10^{-6}$	$1,4 \cdot 10^{-5}$
	ENFANT DE 10 ANS	$5,2 \cdot 10^{-6}$	$1,3 \cdot 10^{-5}$
	ENFANT DE 1 AN	$4,8 \cdot 10^{-6}$	$1,3 \cdot 10^{-5}$

Tableau 8.f Dose efficace annuelle totale (Sv/an) reçue par la personne représentative

Ainsi, la dose par exposition externe du fait des rayonnements ionisants de l'INB n°75 en démantèlement est inférieure à la limite annuelle d'exposition fixée à 1 mSv par l'article R. 1333-11 du code de la santé publique.

De plus, les doses calculées sont à comparer à la dose annuelle due à l'exposition naturelle dans le département du Haut-Rhin, qui est de l'ordre de 0,76 mSv/an.

### 8.2.3. CONCLUSION SUR L'ÉVALUATION DE L'IMPACT DOSIMÉTRIQUE À L'HOMME

Au vu des doses annuelles calculées dans les [Paragraphe 8.2.1](#) et [0](#), le cumul des doses reçues par la personne représentative dues aux rejets d'effluents radioactifs et à l'irradiation directe n'est pas susceptible de remettre en cause le respect de la limite annuelle d'exposition résultant des activités nucléaires fixée à 1 mSv par l'article R. 1333-11 du code de la santé publique.

## 8.2.4. ÉVALUATION DES RISQUES SANITAIRES DES REJETS CHIMIQUES

La méthodologie suivie dans cette étude se réfère au guide méthodologique de l'Institut National de l'Environnement et des RISques (INERIS) « Évaluation de l'état des milieux et des risques sanitaires » (août 2013)<sup>13</sup>.

La démarche s'articule en deux étapes :

- une interprétation de l'état des milieux (IEM) est réalisée sur la base des données de la surveillance et de mesures spécifiques ;
- une évaluation prospective des risques sanitaires (EPRS), basée sur la modélisation des rejets attribuables aux opérations de démantèlement de l'INB n°75, est menée.

### 8.2.4.1. INTERPRÉTATION DE L'ÉTAT DES MILIEUX

#### 8.2.4.1.1. Principe de la démarche

La démarche d'Interprétation de l'Etat des Milieux (IEM) a pour objet de vérifier la compatibilité entre l'environnement et les usages qui en sont faits. Il s'agit d'une évaluation de la situation actuelle de l'environnement, impacté par un ensemble d'activités, sur la base d'observations des milieux et de leurs usages.

En pratique, cette démarche consiste à considérer les données de la surveillance chimique des eaux de surface en amont et en aval du site et à les mettre en regard des valeurs repères associées (valeurs réglementaires, valeurs guides, etc.) aux usages constatés autour du site.

Les données de surveillance chimique des eaux de surface et des paramètres généraux de qualité d'eau, sont présentées au [Chapitre 4](#).

#### 8.2.4.1.2. Usage et valeurs repères

Afin d'analyser l'état des milieux au regard des usages qui en sont faits, il convient tout d'abord de définir ces usages. Il s'agit notamment de captages pour l'alimentation en eau potable, de captages pour l'irrigation des parcelles agricoles alentours, de zones de pêche, de zones de baignades et de pratique de sports nautiques (Cf. [Chapitre 9, Paragraphe 9.1](#)).

Pour ces différents usages, il existe des valeurs repères associées. Celles-ci sont synthétisées dans un document de l'INERIS<sup>14</sup>. Selon les usages définis précédemment, les valeurs existantes peuvent être :

1. des limites (L) ou références (R) de qualité pour les substances chimiques dans les eaux destinées à la consommation humaine (arrêté du 11 janvier 2007 relatif aux limites et références de qualité des eaux brutes et des eaux destinées à la consommation humaine - Annexe I) ;
2. des limites de qualité des eaux brutes utilisées pour la production d'eau destinée à la consommation humaine (arrêté du 11 janvier 2007 - Annexe II) ;
3. des valeurs impératives (I) et guides (G) pour le classement des eaux douces superficielles utilisées pour la production d'eau destinée à la consommation humaine (arrêté du 11 janvier 2007 - Annexe III) pour les trois groupes définis par le type de traitement de potabilisation

<sup>13</sup> DRC-12-125929-13162B – Évaluation de l'état des milieux et des risques sanitaires – Démarche intégrée pour la gestion des émissions de substances chimiques par les installations classées – Impact des activités humaines sur les milieux et la santé, INERIS, août 2013.

<sup>14</sup> DRC-17-164559-10404A - Synthèse des valeurs réglementaires pour les substances chimiques, en vigueur dans l'eau, les denrées alimentaires et dans l'air en France au 31 décembre 2017.

nécessaire, à savoir A1 : traitement simple et désinfection, A2 : traitement normal physique, chimique et désinfection et A3 : traitement physique, chimique poussé, affinage et désinfection ;

4. des valeurs impératives (I) et guides (G) de qualité d'eau douce pour les eaux piscicoles (code de l'environnement article D. 211-10 modifié par le décret n°2008-990 du 18/09/08) ;
5. des normes de qualité environnementale (N) - NQE (arrêté du 27 juillet 2015 modifiant l'arrêté du 25 janvier 2010 relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface pris en application des articles R. 212-10, R. 212-11 et R. 212-18 du code de l'environnement).

#### 8.2.4.1.3. Analyse

Pour chaque substance, la démarche d'IEM est appliquée en deux temps. Il s'agit tout d'abord de comparer les valeurs mesurées en amont et en aval du rejet, puis de positionner ces valeurs par rapport aux valeurs repères disponibles.

Le [Tableau 8.g](#) présente les valeurs de concentrations mesurées dans le Grand Canal d'Alsace en amont et en aval du rejet du site de Fessenheim, ainsi que les valeurs repères associées aux usages selon la numérotation précisée dans le [Paragraphe 8.2.4.1.2](#). Les concentrations présentées sont issues de la surveillance pérenne du site sur la période 2008-2017 ou d'une campagne de mesures anticipatrices réalisée entre avril et novembre 2018 (12 mesures) (Cf. [Annexe 3, Paragraphe 1.3.1](#)).

Paramètre	Concentration amont moyenne (µg/L)	Concentration aval moyenne (µg/L)	Comparaison concentration aval vs amont	Valeur repère (µg/L)	Type de valeur repère	Usage lié à la valeur repère (n° du § 8.2.4.1.2)	Comparaison avec la valeur repère
Bore	$1,6 \cdot 10^1$	$1,5 \cdot 10^1$	Même OG	$1,0 \cdot 10^3$	L	1	<
Ammonium	$1,9 \cdot 10^2$	$1,9 \cdot 10^2$	Même OG	$1,0 \cdot 10^2$ $4,0 \cdot 10^3$ A2 : $1,5 \cdot 10^3$ - A3 : $4,0 \cdot 10^3$ A1 : $5,0 \cdot 10^1$ , A2 : $1,0 \cdot 10^3$ , A3 : $2,0 \cdot 10^3$ $1,0 \cdot 10^3$ $4,0 \cdot 10^1 - 2,0 \cdot 10^2$	R - I G I G	1 2 3 3 4 4	< < < < < <
Nitrates	$5,6 \cdot 10^3$	$5,6 \cdot 10^3$	Même OG	$5,0 \cdot 10^4$ $5,0 \cdot 10^4$ A1, A2 et A3 : $5,0 \cdot 10^4$ A1 : $2,5 \cdot 10^5$	L - I G	1 2 3 3	< < < <
Nitrites	$1,1 \cdot 10^2$	$9,9 \cdot 10^1$	Même OG	$5,0 \cdot 10^2$ $1,0 \cdot 10^1$	L G	1 4	< >
Phosphates	$1,3 \cdot 10^2$	$1,2 \cdot 10^2$	Même OG	A1 : $4,0 \cdot 10^2$ , A2 et A3 : $7,0 \cdot 10^2$	G	3 (pour le phosphore total)	<
Chlorures	$1,2 \cdot 10^2$	$1,2 \cdot 10^2$	Même OG	$2,5 \cdot 10^5$ $2,0 \cdot 10^5$ A1, A2 et A3 : $2,0 \cdot 10^5$	R - G	1 2 3	< < <
Sodium dissous	$8,5 \cdot 10^3$	$8,4 \cdot 10^3$	Même OG	$2,0 \cdot 10^5$ $2,0 \cdot 10^5$	R -	1 2	< <
Sulfates	$2,6 \cdot 10^4$	$2,6 \cdot 10^4$	Même OG	$2,5 \cdot 10^5$ $2,5 \cdot 10^5$ A1, A2 et A3 : $2,5 \cdot 10^5$ A1, A2 et A3 : $1,5 \cdot 10^5$	R - I G	1 2 3 3	< < < <
DCO	$7,4 \cdot 10^3$	$7,1 \cdot 10^3$	Même OG	A3 : $3,0 \cdot 10^4$	G	3	<
MES	$1,5 \cdot 10^4$	$1,7 \cdot 10^4$	Même OG	A1 : $2,5 \cdot 10^4$ $2,5 \cdot 10^4$	G G	3 4 (en moyenne)	< <
Aluminium total	$2,2 \cdot 10^2$	$1,5 \cdot 10^2$	Même OG	$2,0 \cdot 10^2$	R	1	Même OG
Chrome total	5,0	5,0	Même OG	$5,0 \cdot 10^1$ $5,0 \cdot 10^1$ A1, A2 et A3 : $5,0 \cdot 10^1$ 3,4	L - I -	1 2 3 5	< < < -*
Cuivre total	5,0	5,1	Même OG	$2,0 \cdot 10^3$ $1,0 \cdot 10^3$ A1 : $5,0 \cdot 10^1$ A1 : $2,0 \cdot 10^1$ , A2 : $5,0 \cdot 10^1$ , A3 : $1,0 \cdot 10^3$ $5,0 \cdot 10^0 - 1,12 \cdot 10^2$ 1,0	L R I G I -	1 1 3 3 4** 5	< < < < < -*
Fer total	$2,8 \cdot 10^2$	$1,5 \cdot 10^2$	Même OG	$2,0 \cdot 10^2$ A1 : $3,0 \cdot 10^2 - A2 : 2,0 \cdot 10^3$ A1 : $1,0 \cdot 10^2 - A2$ et A3 : $1,0 \cdot 10^3$	R I G	1 3 (fer dissous) 3 (fer dissous)	Même OG < Même OG
Manganèse total	$4,2 \cdot 10^1$	$1,9 \cdot 10^1$	Même OG	$5,0 \cdot 10^1$ A1 : $5,0 \cdot 10^1$ , A2 : $1,0 \cdot 10^2$ , A3 : $1,0 \cdot 10^3$	R G	1 3	Même OG Même OG
Nickel total	5,0	5,0	Même OG	$2,0 \cdot 10^1$ 4,0	L -	1 5	< -*

Paramètre	Concentration amont moyenne (µg/L)	Concentration aval moyenne (µg/L)	Comparaison concentration aval vs amont	Valeur repère (µg/L)	Type de valeur repère	Usage lié à la valeur repère (n° du § 8.2.4.1.2)	Comparaison avec la valeur repère
Plomb total	2,0	1,8	Même OG	1,0.10 <sup>1</sup>	L	1	<
				5,0.10 <sup>1</sup>	-	2	<
				A1 : 1,0.10 <sup>1</sup> , A2 et A3 : 5,0.10 <sup>1</sup>	I	3	<
				1,2	-	5	-*
Zinc total	6,6	6,1	Même OG	5,0.10 <sup>3</sup>	-	2	<
				A1 : 3,0.10 <sup>3</sup> – A2 et A3 : 5,0.10 <sup>3</sup>	I	3	<
				A1 : 5,0.10 <sup>2</sup> – A2 et A3 : 1,0.10 <sup>3</sup>	G	3	<
				3,0.10 <sup>1</sup> – 1,0.10 <sup>3</sup>	I	4**	<
				3,1 – 7,8	-	5	-*

OG : ordre de grandeur

\* La comparaison des concentrations totales en métaux avec les NQE n'est pas pertinente, car celles-ci sont exprimées en fractions dissoutes biodisponibles

\*\* Selon dureté de l'eau

Tableau 8.g Concentrations dans le Grand Canal d'Alsace en amont et en aval du site et valeurs repères associées aux usages recensés

Il ressort de l'analyse exposée dans le [Tableau 8.g](#) que les concentrations moyennes annuelles des paramètres étudiés, mesurées dans le Grand Canal d'Alsace en amont et en aval du site de Fessenheim sont du même ordre de grandeur. **Ainsi, les rejets du CNPE de Fessenheim en fonctionnement n'ont pas d'influence sur l'état chimique de l'eau du cours d'eau.**

De même, ces concentrations moyennes annuelles mesurées dans le Grand Canal d'Alsace, que ce soit en amont ou en aval du rejet, sont inférieures ou du même ordre de grandeur par rapport aux valeurs repères, sauf pour les nitrites.

En effet, concernant les nitrites, les concentrations mesurées dans le Grand Canal d'Alsace, que ce soit en amont ou en aval du rejet, sont inférieures aux valeurs repères pour l'eau destinée à la consommation humaine, mais elles sont légèrement supérieures à la valeur guide de qualité d'eau douce pour les eaux piscicoles. Toutefois, il convient de noter que les rejets en nitrites liés au démantèlement de l'INB n°75 seront plus faibles que ceux du CNPE en fonctionnement.

**Par conséquent, il est considéré que les rejets chimiques liquides du CNPE de Fessenheim en fonctionnement ne modifient pas l'état du Grand Canal d'Alsace et que l'état du milieu dans lequel ces rejets sont effectués est compatible avec les usages identifiés.**

## 8.2.4.2. ÉVALUATION PROSPECTIVE DES RISQUES SANITAIRES

### 8.2.4.2.1. Généralités

La méthodologie retenue pour l'évaluation des risques sanitaires des rejets de substances chimiques liés au démantèlement de l'INB n°75 est celle de l'Evaluation Prospective des Risques Sanitaires (EPRS). Cette démarche est basée sur les recommandations définies par l'Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques (INERIS)<sup>13</sup>.

L'EPRS développée par la suite est structurée en quatre étapes.

- **LES QUATRE ETAPES DE L'EPRS**

**ÉTAPE 1 : BILAN DES SUBSTANCES REJETÉES** – Cette étape consiste en l'inventaire de l'ensemble des substances rejetées dans l'environnement par le site.

**ÉTAPE 2 : IDENTIFICATION DES DANGERS, ÉVALUATION DES RELATIONS DOSE-RÉPONSE et IDENTIFICATION DES TRACEURS DE RISQUE SANITAIRE** – Cette étape consiste à présenter les effets des substances, les valeurs toxicologiques de référence, et à sélectionner les traceurs de risque, à savoir, les substances les plus représentatives et susceptibles de générer des effets sanitaires chez les personnes qui y sont exposées.

**ÉTAPE 3 : ÉVALUATION DE L'EXPOSITION DES POPULATIONS** – Cette étape consiste à décrire les populations exposées, à déterminer leurs caractéristiques d'exposition (voie de transfert vers l'homme, durée, etc.), ainsi qu'à quantifier les doses d'exposition.

**ÉTAPE 4 : CARACTÉRISATION DES RISQUES** – Cette étape consiste, à partir des résultats des deux étapes précédentes, à évaluer le risque engendré par les rejets attribuables à l'installation, auxquels les populations riveraines peuvent être exposées.

Conformément à cette démarche, l'EPRS s'appuie sur le principe de proportionnalité qui veille à ce qu'il y ait cohérence entre le degré d'approfondissement de l'étude et l'importance du rejet et sa toxicité. Il s'agit d'une évaluation substance par substance. Suivant les recommandations du guide de l'INERIS, il est donc effectué ici une évaluation des risques sanitaires dite de premier niveau en adoptant une approche simplifiée pour évaluer l'exposition aux substances rejetées. De plus, l'EPRS est adaptée aux caractéristiques du site et de son environnement (principe de spécificité).

### 8.2.4.2.2. Évaluation prospective des risques sanitaires des rejets chimiques liquides

#### 8.2.4.2.2.1. Étape 1 : bilan des substances rejetées par voie liquide

Cette première étape consiste en l'inventaire des substances rejetées par voie liquide par le projet de démantèlement de l'INB n°75. Ces substances, ainsi que les flux associés, sont présentés dans le [Chapitre 2, Paragraphe 2.6.3](#). Pour rappel, elles sont constituées :

- de substances chimiques proprement dites : acide borique, lithine, ammonium, nitrates, nitrites<sup>15</sup>, sodium;
- d'indicateurs de certaines caractéristiques globales de la physico-chimie des effluents : DCO et MES. Ces paramètres ne sont pas à proprement parler des substances et ne sont pas considérés dans le cadre de l'EPRS ;
- de mélanges de substances chimiques ou de paramètres globaux : les détergents<sup>16</sup> et les « métaux totaux », composés d'aluminium, de chrome, de cuivre, de fer, de manganèse, de nickel, de plomb et de zinc.

#### 8.2.4.2.2.2. Étape 2 : identification des dangers, évaluation des relations dose-réponse et identification des traceurs de risque sanitaire

##### • NOTIONS D'EXPOSITION AIGUE ET CHRONIQUE

**Les expositions chroniques** sont des expositions sur des durées longues dans le temps (supérieures à un an), continues ou répétées dans le temps, à des doses « faibles ».

**Les expositions aiguës** correspondent à des expositions de courtes durées de l'ordre de la journée à des doses plus élevées.

L'étude de ces expositions extrêmes permet de considérer de manière satisfaisante l'ensemble des risques sanitaires pouvant résulter des rejets d'un site. Elle correspond en pratique à un scénario moyen et à un scénario maximal d'exposition.

##### • NOTION DE VALEUR TOXICOLOGIQUE DE REFERENCE (VTR)

Les Valeurs Toxicologiques de Référence (VTR) traduisent la relation quantitative qui existe entre la dose ou la concentration d'exposition et l'apparition d'un effet sanitaire lié à une exposition aiguë ou à une exposition chronique continue ou répétée dans le temps.

<sup>15</sup> Dans l'EPRS, le flux en azote global est converti, via un rapport de masse molaire, en flux en ammonium, nitrates et nitrites.

<sup>16</sup> La principale origine des rejets en détergents du site de Fessenheim est le lavage du linge. Les détergents utilisés pour le lavage du linge sont des produits commerciaux courants biodégradables garantis sans phosphate, sans NTA (acide nitrilotriacétique), sans EDTA (acide éthylène diamine tétra acétique). Il a été vérifié que les substances entrant dans la composition des produits utilisés sont sans enjeu pour la santé humaine, les détergents ne sont donc pas considérés pour la suite de l'EPRS.

### • TYPES D'EFFET

**Effets à seuil** : effets survenant au-delà d'une certaine dose, provoquant des dommages dont la gravité augmente avec la dose d'exposition. En dessous de cette dose, il n'y a pas d'effet sur la santé. Au-delà de cette dose, l'apparition d'un effet sanitaire chronique est possible. La VTR correspond dans ce cas, à un niveau d'exposition en deçà duquel il est considéré que l'effet ne surviendra pas. La VTR correspond à une Dose Journalière Admissible (DJA) qui s'exprime en mg/kg/j.

**Effets sans seuil** : il existe une probabilité d'apparition du danger quelle que soit la dose, d'où l'absence de seuil de dose. Il est considéré que la probabilité de survenue d'un effet, le plus souvent cancérigène, croît avec la dose. La VTR s'exprime alors en Excès de Risque Unitaire (ERU) qui correspond à la probabilité supplémentaire, par rapport à un sujet non exposé, qu'un individu développe une pathologie s'il est exposé pendant sa vie entière à une unité de dose de la substance.

### **VTR retenues pour l'EPRS**

Dans un premier temps, l'inventaire des VTR disponibles, dans les bases de données des organismes qui élaborent des VTR pour les substances considérées, est réalisé.

Lors de l'étude de l'exposition des populations aux rejets de substances liquides, les voies d'exposition potentielles retenues sont l'ingestion d'eau et la consommation de poissons issus de la pêche locale (Cf. [Paragraphe 8.2.4.2.2.3](#)). Par conséquent, seules les VTR correspondant à la voie orale sont présentées. Au regard des caractéristiques de rejet des substances étudiées et des scénarii d'exposition potentiels présentés au [Paragraphe 8.2.4.2.2.3](#), les VTR, les effets liés à une exposition chronique et aiguë de l'ensemble des substances étudiées et les acronymes sont présentés à l'[Annexe 5, Paragraphe 3.2](#).

### **Exposition chronique**

Les VTR retenues pour les calculs liés à l'exposition chronique (VTR à seuil ou sans seuil) sont présentées dans le [Tableau 8.h](#).

Substance	Type d'effet	Origine des données (Animales -A / Humaines -H)	VTR	Effet critique	Source
Acide borique <sup>17</sup>	Effets à seuil	A	0,17 mg/kg/j	Développement : réduction du poids fœtal	OMS 2009
Aluminium	Effets à seuil	A	0,14 mg/kg/j	Effet rénal et sur le neurodéveloppement	JECFA 2006
Chrome <sup>18</sup>	Effets à seuil	A	0,0009 mg/kg/j	Gastroentérologique	ATSDR 2012
	Effets sans seuil	A	0,5 (mg/kg/j) <sup>-1</sup>	Tumeurs de l'intestin	OEHHA 2011
Cuivre	Effets à seuil	H	0,43 mg/kg/j	Effets gastro-intestinaux	Santé Canada 2018
Manganèse	Effets à seuil	H	0,055 mg/kg/j	Effets sur le système nerveux central	INSPQ 2017
Nickel	Effets à seuil	A	0,0028 mg/kg/j	Effets reprotoxiques	EFSA 2015
Nitrates	Effets à seuil	H	4 mg/kg/j	Méthémoglobinémie	ATSDR 2017
Nitrites	Effets à seuil	H	0,1 mg/kg/j	Méthémoglobinémie	ATSDR 2017
Plomb	Effets à seuil	A	0,00063 mg/kg/j	Plombémie / néphrotoxicité	ANSES 2013
	Effets sans seuil	A	0,0085 (mg/kg/j) <sup>-1</sup>	Tumeurs rénales	OEHHA 2009
Zinc	Effets à seuil	H	0,3 mg/kg/j	Hématologique	US EPA 2005

Tableau 8.h VTR retenues pour l'exposition chronique par voie orale

<sup>17</sup> Les VTR de l'acide borique étant exprimées en équivalent bore, un facteur de conversion de 0,1748 est appliqué aux flux d'acide borique (rapport des masses molaires).

<sup>18</sup> La spéciation du chrome dans les rejets n'étant pas connue, il est considéré de manière pénalisante qu'il s'agit d'un rejet de chrome VI. En effet, des effets cancérogènes sont relevés avec une VTR associée pour le chrome VI. L'impact de cette hypothèse sur les conclusions de l'étude a été vérifié.

### **Exposition aiguë**

Le [Tableau 8.i](#) présente les VTR retenues pour l'évaluation des risques sanitaires pour une exposition aiguë.

Substance	Origine des données (Animales -A / Humaines -H)	VTR (mg/kg/j)	Effet critique	Source
Acide borique <sup>17</sup>	A	0,2	Développement	ATSDR 2010
Cuivre	H	0,01	Effets gastro-intestinaux	ATSDR 2004
Nickel	H	0,00011	Sensibilisation (dermatite)	EFSA 2015
Nitrates	H	4	Méthémoglobinémie	ATSDR 2017
Nitrites	H	0,1	Méthémoglobinémie	ATSDR 2017

Tableau 8.i VTR retenues pour l'exposition aiguë par voie orale

### **Identification des traceurs de risque sanitaire**

#### **• NOTION DE TRACEUR DE RISQUE SANITAIRE**

Un traceur de risque sanitaire est défini comme étant une substance caractéristique des rejets de l'installation. Le choix de la substance en tant que traceur de risque sanitaire est évalué selon les effets sur la santé (étude des VTR) et selon les quantités émises dans l'environnement (étude des flux émis).

Parmi les substances liquides rejetées par le projet de démantèlement de l'INB n°75 et considérées en tant que données d'entrée, une sélection des substances à retenir pour l'évaluation des risques sanitaires est appliquée selon le schéma présenté en [Figure 8.o](#).

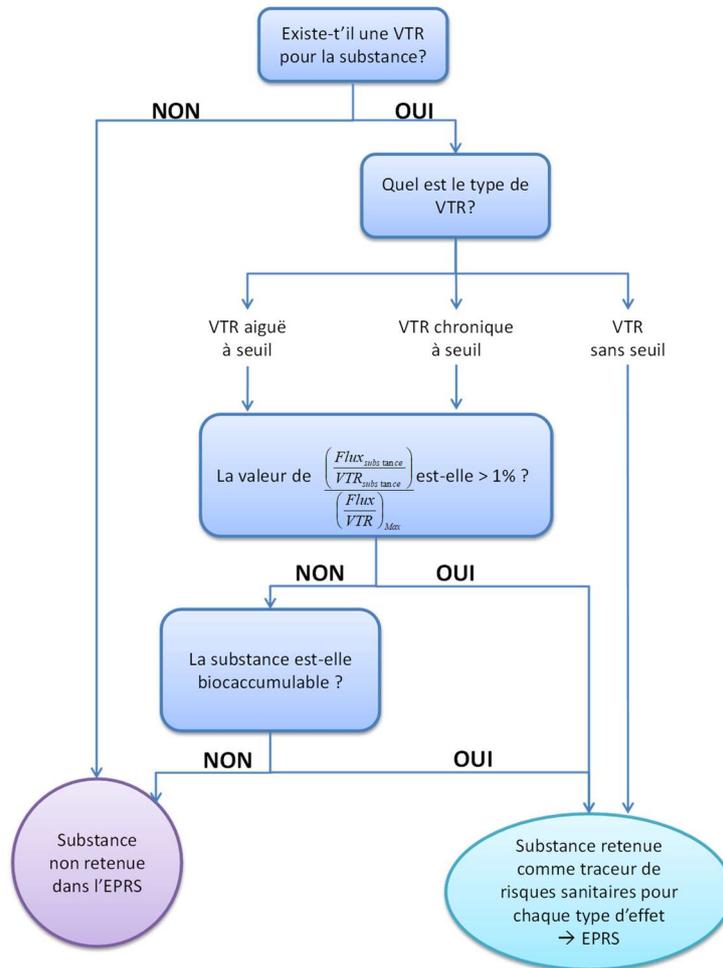


Figure 8.o Schéma de sélection des traceurs de risque sanitaire

Le ratio  $\frac{(Flux)_{substance}}{(Flux)_{Ma}}$  permet de sélectionner la substance selon sa dangerosité pondérée par le flux émis, le tout étant normalisé par le ratio maximal déterminé pour toutes les substances pour chaque type d'exposition. La limite de 1 % a été fixée de manière à être suffisamment discriminante, tout en permettant de conserver les principales substances représentatives des risques induits par les rejets en exposition chronique ou en exposition aiguë.

En complément de cette sélection, le caractère bioaccumulable des substances non retenues comme traceurs de risque sanitaire à l'issue de cette étape est étudié. Les substances sont également retenues comme traceur de risques sanitaires.

Pour mémoire, sont considérées comme bioaccumulables les substances dont le Facteur de BioConcentration (BCF) est supérieur à 100 ou dont le logarithme décimal du coefficient de partage octanol/eau (Log  $K_{ow}$ ) est supérieur à 3. Les valeurs de bioaccumulation (BCF et log  $K_{ow}$ ) des substances retenues sont présentées au [Tableau 8.j](#).

### **Substances exclues de la sélection**

Aucune VTR chronique sans seuil ou à seuil, ni aiguë à seuil, n'a été identifiée selon les critères de la note d'information de la Direction Générale de la Santé<sup>19</sup> pour les substances suivantes : ammonium, fer, lithine et sodium.

Ces substances sont donc écartées de la sélection des substances retenues pour l'EPRS. Des données toxicologiques pour ces substances, ainsi que des éléments quantitatifs (par exemple les valeurs guides de l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) pour l'eau destinée à la consommation humaine) sont présentés en [Annexe 5, Paragraphe 3.8](#). Pour ces substances exclues de l'EPRS, les concentrations calculées dans les milieux sont également données à titre d'information en [Annexe 5, Paragraphe 3](#). A partir de ces éléments qualitatifs, aucun risque sanitaire n'est mis en évidence.

### **Synthèse de la sélection des substances**

Les substances retenues pour l'EPRS, selon le schéma représenté en [Figure 8.o](#), sont présentées dans le [Tableau 8.j](#).

---

<sup>19</sup> Note d'information n°DGS/EA1/DGPR/2014/307 du 31 octobre 2014 relative aux modalités de sélection des substances chimiques et de choix des valeurs toxicologiques de référence pour mener les évaluations des risques sanitaires dans le cadre des études d'impact et de la gestion des sites et sols pollués.

Substance	Exposition aiguë à seuil	Exposition chronique à seuil	Potentiel de bioaccumulation		Exposition aiguë à seuil	Exposition chronique à seuil	Exposition chronique sans seuil
	Ratio / Ratio Max		BCF poissons rivière	Log K <sub>ow</sub>	Substance sélectionnée pour l'EPRS		
Acide borique	96 %	100 %	10,5 (ECHA)	0,175 (HSDB)	Oui	Oui	Non
Aluminium	-	< 1 %	3,162 (INERIS)	-	Non	Non	Non
Chrome VI <sup>20</sup>	-	13 %	1 (INERIS)	-	Non	Oui	Oui
Cuivre	2,2 %	< 1 %	184 (GRNC)	- 0,57 (INERIS)	Oui	Oui	Non
Manganèse	-	< 1 %	1000 (GRNC)	0,23 (INERIS)	Non	Oui	Non
Nickel	100 %	3,1 %	104 (GRNC)	-0,57 (INERIS)	Oui	Oui	Non
Plomb	-	4,4 %	217 (INERIS)	0,73 (INERIS – US EPA)	Non	Oui	Oui
Zinc	-	< 1 %	5000 (GRNC)	-0,47 (INERIS)	Non	Oui	Non
Nitrates	< 1 %	1,3 %	-	-	Non	Oui	Non
Nitrites	15 %	38 %	-	0,06 (INERIS - US EPA)	Oui	Oui	Non

Tableau 8.j Synthèse de la sélection des substances retenues dans l'EPRS

<sup>20</sup> La spéciation du chrome n'est pas précisée dans les caractéristiques des rejets. Dans le cadre de cette étude, il est considéré de manière pénalisante que c'est du chrome VI qui est rejeté. En effet, des effets cancérogènes sont relevés avec une VTR associée pour le chrome VI. De plus, la valeur de VTR chronique à seuil du chrome VI est de trois ordres de grandeur inférieure à celle du chrome III. Pour autant, l'impact de cette hypothèse sur les conclusions de l'étude a été vérifié : des calculs de QD sont également réalisés pour le chrome III, afin de s'assurer du caractère pénalisant de l'hypothèse du chrome à 100 % sous son degré d'oxydation VI.

#### 8.2.4.2.2.3. Étape 3 : évaluation de l'exposition des populations

##### **Populations considérées**

La présente étude considère les catégories de population adulte, enfant de 10 ans et enfant de 1 an, utilisatrices de l'eau du Grand Canal d'Alsace à l'aval du site de Fessenheim.

À noter que les VTR utilisées pour l'évaluation des risques sanitaires sont évaluées de façon à prendre en considération les populations dites sensibles comme les enfants, les personnes âgées ou les femmes enceintes.

##### **Voies d'exposition considérées**

Les rejets des substances chimiques liquides par le site de Fessenheim sont effectués dans le GCA.

De façon à estimer les voies d'exposition pertinentes dans le cadre de cette étude, l'examen des utilisations directes et indirectes de l'eau du Grand Canal d'Alsace est réalisé dans le [Paragraphe 8.5.3](#). En considérant les différents usages et les hypothèses simplificatrices détaillés dans le [Paragraphe 8.5.3](#), les voies d'exposition considérées dans le cadre de cette étude sont l'ingestion d'eau destinée à la consommation humaine (captage en eau destinée à l'Alimentation en Eau Potable (AEP)) et de poissons pêchés dans le Grand Canal d'Alsace à proximité du site de Fessenheim.

##### **Durée d'exposition considérée**

Deux types d'exposition sont étudiés, les expositions chroniques qui sont des expositions sur des durées longues dans le temps (supérieures à un an), et les expositions aiguës qui sont des expositions de courte durée (de l'ordre de la journée).

##### **Concentrations dans l'environnement**

Dans le cadre de cette étude, les calculs des concentrations dans les différents milieux d'exposition étudiés (eau en zone AEP et poissons) sont réalisés pour les substances étudiées.

##### **Modélisation de la dilution**

Pour le calcul des concentrations dans le Grand Canal d'Alsace, la zone de dilution est schématiquement divisée en deux parties : à partir du point de rejet, une zone de dilution incomplète, et au-delà d'une certaine distance du rejet, une zone où la dilution est complète dans le cours d'eau.

Pour le site de Fessenheim, le rejet se fait en berge. Le premier captage en nappe alluviale est situé sur la commune Geiswasser, à 8,3 km en aval hydraulique du rejet (Cf. [Chapitre 9, Paragraphe 9.1.3.1.2.1](#)). Ce captage, situé en zone de dilution incomplète, est retenu comme point d'alimentation d'eau destinée à la consommation humaine.

Il est considéré que la distance la plus proche des rejets où les poissons peuvent être pêchés se trouve à 0,5 km du site, dans la zone de dilution incomplète

La dilution incomplète est modélisée par l'intermédiaire d'un facteur  $M_x$  qui correspond dans le cas d'un rejet en berge aux fonctions suivantes :

- Si  $x > d_{dc}$ , alors  $M_x = 1$
- Si  $x < d_{dc}$  alors :  $\frac{1}{M_x} = \frac{d_{dc} \times Q/q}{[(Q/q-1)x + d_{dc}]}$

Avec :

- $d_{dc}$  : distance de dilution complète (11 km) ;
- $x$  : distance considérée pour le calcul (km) ;
- $Q$  : débit moyen annuel du Grand Canal d'Alsace (954 m<sup>3</sup>/s) ou débit d'étiage aval (200 m<sup>3</sup>/s) ;
- $q$  : débit de rejets des eaux de refroidissement (0,014 m<sup>3</sup>/s).

Ainsi, dans le cas du site de Fessenheim, les facteurs de dilution ( $1/M_x$ ) sont les suivants :

- en zone AEP : 1,3 ;
- en zone de pêche : 22.

Les concentrations à la distance x du rejet ( $C_x$ ) se déduisent des concentrations en zone de dilution complète ( $C_{dc}$ ) par :

$$C_x = \frac{C_{dc}}{M_x}$$

Le [Tableau 8.k](#) indique les types de données utilisées pour déterminer les concentrations maximales et moyennes selon l'exposition considérée.

	Données pour le calcul de la concentration moyenne	Données pour le calcul de la concentration maximale
Débit du cours d'eau	Moyen 954 (m <sup>3</sup> /s)	Étiage 200 (m <sup>3</sup> /s)
Flux	Annuel (kg)	Journalier (kg)

Tableau 8.k Synthèse des données utilisées pour le calcul des concentrations maximales et moyennes

### **Concentrations moyennes et maximales dans l'eau destinée à la consommation humaine (zone AEP)**

Il est considéré en première approche et de manière pénalisante que les concentrations dans l'eau de boisson sont égales aux concentrations dans le Grand Canal d'Alsace au niveau du captage retenu en eau destinée à la consommation humaine (zone AEP).

Les calculs des concentrations moyennes dans la zone AEP sont réalisés sur la base du flux annuel, caractérisé dans le [Chapitre 2, Paragraphe 2.6.3](#), en considérant une dilution par le débit moyen annuel. Le [Tableau 8.l](#) fournit les valeurs des concentrations moyennes annuelles ajoutées.

Substance	Flux annuel (kg)	Concentration moyenne (mg/L)
Acide borique (en équivalent bore)	1049 (6 000 kg en acide borique)	4,5.10 <sup>-5</sup>
Chrome	0,74	3,2.10 <sup>-8</sup>
Nickel	0,53	2,3.10 <sup>-8</sup>
Nitrates	314	1,4.10 <sup>-5</sup>
Nitrites	233	1,0.10 <sup>-5</sup>
Plomb	0,17	7,3.10 <sup>-9</sup>
Cuivre	2,24	9,7.10 <sup>-8</sup>
Manganèse	1,04	4,5.10 <sup>-8</sup>
Zinc	3,29	1,4.10 <sup>-7</sup>

Tableau 8.l Concentrations moyennes annuelles dans le Grand Canal d'Alsace en zone AEP

Comme défini précédemment, les calculs des concentrations maximales dans la zone AEP sont réalisés sur la base du flux journalier (24h), caractérisé dans le [Chapitre 2, Paragraphe 2.6.3](#), en considérant une dilution par le débit d'étiage. Le [Tableau 8.m](#) fournit les valeurs des concentrations maximales journalières ajoutées.

Substance	Flux 24h (Kg)	Concentration maximale (mg/L)
Acide borique (en équivalent bore)	490 (2 800 kg en acide borique)	$3,7 \cdot 10^{-2}$
Cuivre	0,57	$4,3 \cdot 10^{-5}$
Nickel	0,28	$2,1 \cdot 10^{-5}$
Nitrites	39	$3,0 \cdot 10^{-3}$

Tableau 8.m Concentrations maximales dans le Grand Canal d'Alsace en zone AEP

### **Concentrations moyennes et maximales dans les poissons pêchés dans le Grand Canal d'Alsace**

Le [Tableau 8.j](#) fournit les valeurs de bioaccumulation (BCF et log K<sub>ow</sub>) identifiées pour les substances étudiées.

Parmi les substances retenues pour l'évaluation des risques sanitaires, l'acide borique et le chrome ne sont pas considérés comme bioaccumulables. En effet, ces substances ont des BCF inférieurs à 100. Il n'est donc pas pertinent de calculer l'exposition de la population à ces substances lors de la consommation de poisson.

Les nitrites et les nitrates, pour lesquels le log « K<sub>ow</sub> » et le BCF ne sont pas définis dans la bibliographie, sont supposés peu bioaccumulables étant donnée leur forte solubilité dans l'eau. En effet, les substances très solubles dans l'eau ont généralement un log K<sub>ow</sub> faible ce qui laisse prévoir une faible affinité pour les lipides. L'exposition de la population à ces substances lors de la consommation de poisson n'est donc pas étudiée.

Le cuivre, le nickel, le manganèse, le zinc et le plomb ont un BCF supérieur à 100. Au regard des recommandations de l'INERIS, ces substances sont considérées comme des substances bioaccumulables.

Par conséquent, les voies d'exposition considérées pour le cuivre, le nickel, le manganèse, le zinc et le plomb sont la consommation d'eau de boisson et la consommation de poisson. Pour les autres substances retenues, seule l'exposition des populations par ingestion d'eau de boisson est considérée.

Les concentrations attribuables moyennes et maximales dans les poissons pêchés dans le Grand Canal d'Alsace pour les substances étudiées et considérées comme bioaccumulables sont fournies dans le [Tableau 8.n](#).

Substance	Concentration moyenne dans les poissons (mg/kg)	Concentration maximale dans les poissons (mg/kg)
Cuivre	$3,0 \cdot 10^{-4}$	$1,3 \cdot 10^{-1}$
Nickel	$4,0 \cdot 10^{-5}$	$3,7 \cdot 10^{-2}$
Plomb	$2,7 \cdot 10^{-5}$	-
Manganèse	$7,6 \cdot 10^{-4}$	-
Zinc	$1,2 \cdot 10^{-2}$	-

Tableau 8.n Concentrations moyennes et maximales dans les poissons pêchés en aval du site pour les substances considérées comme bioaccumulables

Les concentrations maximales en plomb, en manganèse et en zinc sont fournies en [Annexe 5, Paragraphe 3](#), car ces substances ne sont pas retenues dans l'EPRS pour une exposition aiguë.

### **Calcul de la Dose Journalière d'Exposition**

Afin de caractériser l'exposition des populations aux substances considérées, la Dose Journalière d'Exposition (DJE) est calculée. La DJE correspond, pour chaque substance, à la quantité de celle-ci ingérée quotidiennement par une personne via les différentes voies d'exposition (eau et poisson), rapportée à sa masse corporelle. Elle est calculée pour chaque classe d'âge et s'exprime selon la formule suivante :

$$DJE = \frac{\text{Concentration dans le milieu (eau ou poisson)} \times \text{Quantité ingérée quotidiennement}}{\text{Masse corporelle}}$$

La quantité ingérée quotidiennement correspond au produit de la consommation journalière et du taux d'autoconsommation.

Les DJE sont déterminées à partir des concentrations calculées et des paramètres humains fournis dans le [Tableau 8.o](#). Les DJE moyennes pour les substances étudiées pour une exposition chronique et les DJE maximales pour les substances étudiées pour une exposition aiguë sont présentées en [Annexe 5, Paragraphe 3](#).

	Enfant de 1an	Enfant de 10 ans	Adulte	Références
Masse corporelle (kg)	10,8	30,6	62,5	CIBLEX <sup>21</sup>
Eau (L/j)	0,8	1,5	1,5	CIBLEX
Ration alimentaire de poisson (kg/j)	1,1.10 <sup>-2</sup>	2,2.10 <sup>-2</sup>	3,1.10 <sup>-2</sup>	FANTINO <sup>22</sup> - BEGEAT <sup>23</sup>
Taux d'autoconsommation de poisson	22 %	22 %	22 %	INSEE <sup>24</sup> et BEGEAT

Tableau 8.o Paramètres associés aux catégories de population étudiées

21 CIBLEX, novembre 2003 – Banque de données de paramètres descriptifs de la population française au voisinage d'un site pollué, Publication ADEME – IRSN.

22 FANTINO, M. et Gourmet E, Apports nutritionnels en France en 2005 chez les enfants non allaités âgés de moins de 36 mois, Archive de pédiatrie 15 (2008) 446-455.

23 BEGEAT, enquête locale 1993 (enfant de 10 ans et adulte).

24 Consommation et lieux d'achat des produits alimentaires en 1991, Résultats n°262-263 Consommation-Modes de vie n°54-55 – 09/1993, Institut National de la Statistique et des Etudes Economiques.

8.2.4.2.2.4. Étape 4 : caractérisation des risques

La caractérisation des risques s'exprime différemment selon les types d'effets : effets à seuil ou effets sans seuil.

• **POUR UN EFFET A SEUIL**

Pour les effets à seuil, la possibilité de survenue d'un effet toxique critique chez un individu s'exprime sous la forme d'un quotient de danger, noté QD, qui est égal au rapport de la DJE et de la Dose Journalière Admissible (DJA), correspondant à la VTR retenue :

$$QD = \frac{DJE}{DJA}$$

Lorsque le QD est inférieur à 1, il n'est pas mis en évidence de risque sanitaire.

• **POUR UN EFFET SANS SEUIL (CANCEROGENE NOTAMMENT)**

Pour les effets sans seuil, le risque s'exprime par un Excès de Risque Individuel (ERI) en fonction de l'Excès de Risque Unitaire (ERU) :

$$ERI = \frac{ERU \times DJE \times nb \text{ d'années d'exposition}}{Durée \text{ d'une vie}}$$

L'ERI représente la probabilité qu'a l'individu de développer l'effet associé à la substance pendant sa vie du fait de l'exposition considérée.

Les ERI sont calculés pour chaque substance. L'ERI total de chaque substance est calculé pour l'exposition d'une vie entière en sommant les ERI de toutes les classes d'âge. La somme des ERI des substances considérées est ensuite réalisée.

La valeur d'acceptabilité du risque préconisé par l'OMS pour établir les valeurs guide pour l'eau de boisson est de 10<sup>-5</sup>. Elle correspond à une probabilité de 1 sur 100 000 de développer un effet sans seuil. Lorsque l'ERI est inférieur à 10<sup>-5</sup>, il n'est pas mis en évidence de risque sanitaire.

**Risques liés aux expositions moyennes**

- Effets à seuil (effets non cancérogènes)

Le [Tableau 8.p](#) présente les QD pour les substances retenues dans l'EPRS.

Substance	Enfant de 1 an	Enfant de 10 ans	Adulte
Acide borique	2,0.10 <sup>-5</sup>	1,3.10 <sup>-5</sup>	6,4.10 <sup>-6</sup>
Chrome	2,6.10 <sup>-6</sup>	1,7.10 <sup>-6</sup>	8,5.10 <sup>-7</sup>
Nickel	4,0.10 <sup>-6</sup>	2,7.10 <sup>-6</sup>	1,8.10 <sup>-6</sup>
Nitrates	2,5.10 <sup>-7</sup>	1,7.10 <sup>-7</sup>	8,2.10 <sup>-8</sup>
Nitrites	7,5.10 <sup>-6</sup>	4,9.10 <sup>-6</sup>	2,4.10 <sup>-6</sup>
Plomb	1,1.10 <sup>-5</sup>	7,5.10 <sup>-6</sup>	4,9.10 <sup>-6</sup>
Cuivre	1,8.10 <sup>-7</sup>	1,3.10 <sup>-7</sup>	8,2.10 <sup>-8</sup>
Manganèse	3,3.10 <sup>-6</sup>	2,3.10 <sup>-6</sup>	1,5.10 <sup>-6</sup>
Zinc	9,4.10 <sup>-6</sup>	6,5.10 <sup>-6</sup>	4,3.10 <sup>-6</sup>
<b>Valeur de référence</b>	<b>1</b>		

Tableau 8.p Quotients de danger (exposition moyenne) pour la population

Les QD étant inférieurs à 1 pour les rejets aux flux étudiés, il n'est pas mis en évidence de risque sanitaire pour une exposition chronique due aux rejets annuels d'acide borique, de chrome, de nickel, de nitrites, de plomb, d'aluminium, de cuivre, de manganèse et de zinc liés au démantèlement de l'INB n°75, par ingestion d'eau et de poisson.

- Effets sans seuil (effets cancérogènes)

Le [Tableau 8.q](#) présente les ERI calculés pour les substances à effet sans seuil, ainsi que la somme des ERI pour les effets cancérogènes.

Substance	ERI
Chrome	$2,8 \cdot 10^{-10}$
Plomb	$1,5 \cdot 10^{-11}$
<b>Valeur de référence</b>	<b><math>1 \cdot 10^{-5}</math></b>
<b>Somme des ERI</b>	<b><math>3,0 \cdot 10^{-10}</math></b>

Tableau 8.q Excès de risque individuel pour la population

Ces valeurs d'ERI représentent, pour un individu qui, pendant 30 ans de résidence à proximité du site de Fessenheim, ingérerait de l'eau du Grand Canal d'Alsace et du poisson pêché dans le Grand Canal d'Alsace, une probabilité inférieure à 1 sur 1 000 000 000 de développer un cancer au cours de sa vie du fait de l'exposition à l'ensemble de ces substances.

Les ERI de chaque substance considérée et la somme de ces ERI sont très inférieurs à la valeur de référence ( $10^{-5}$ ) définie pour l'exposition à une substance.

**Synthèse :** pour une exposition chronique, l'étude ne met pas en évidence de risque sanitaire dû aux rejets chimiques liquides attribuables au démantèlement de l'INB n°75 sur les populations avoisinantes.

### **Risques liés aux expositions maximales**

Le [Tableau 8.r](#) présente les QD pour le scénario d'exposition maximale.

Substance	Enfant de 1 an	Enfant de 10 ans	Adulte
Acide borique	$1,4 \cdot 10^{-2}$	$9,0 \cdot 10^{-3}$	$4,4 \cdot 10^{-3}$
Cuivre	$3,4 \cdot 10^{-3}$	$2,4 \cdot 10^{-3}$	$1,5 \cdot 10^{-3}$
Nickel	$9,3 \cdot 10^{-2}$	$6,4 \cdot 10^{-2}$	$4,1 \cdot 10^{-2}$
Nitrites	$2,2 \cdot 10^{-3}$	$1,5 \cdot 10^{-3}$	$7,1 \cdot 10^{-4}$
<b>Valeur de référence</b>	<b>1</b>		

Tableau 8.r Quotients de danger (exposition maximale) pour la population

Les QD calculés dans cette approche de premier niveau pour une exposition aiguë sont inférieurs à la valeur de référence de 1.

**Synthèse :** l'étude ne met pas en évidence de risque sanitaire pour les populations riveraines lié à l'exposition aiguë par ingestion d'eau destinée à la consommation humaine issue du Grand Canal d'Alsace et de poissons pêchés dans le Grand Canal d'Alsace en aval de l'INB n°75.

#### 8.2.4.2.2.5. Synthèse

Suivant les recommandations du guide de l'INERIS, une évaluation dite de premier niveau d'approche des risques sanitaires des rejets chimiques liquides a été effectuée en adoptant une approche simplifiée pour évaluer l'exposition.

Pour les substances à effets à seuil, les QD calculés sont inférieurs à 1.

Pour les substances à effets sans seuil, les Excès de Risque Individuel sont inférieurs à la valeur d'acceptabilité du risque de  $10^{-5}$ .

L'étude ne met pas en évidence de risque sanitaire dû aux rejets chimiques liquides attribuables au démantèlement de l'INB n°75 sur les populations avoisinantes potentiellement exposées aux substances, par la consommation d'eau du Grand Canal d'Alsace et de poissons pêchés dans le Grand Canal d'Alsace en aval du site.

#### 8.2.4.2.3. Évaluation prospective du risque sanitaire des rejets chimiques à l'atmosphère

##### 8.2.4.2.3.1. Généralités

L'objectif de ce paragraphe est d'étudier le risque sanitaire associé aux rejets chimiques à l'atmosphère. Pour cela, la démarche d'évaluation du risque sanitaire définie dans le guide<sup>25</sup> de l'INERIS est suivie.

Néanmoins, le principe de proportionnalité de l'étude des risques sanitaires (présentée dans le guide de l'INERIS) précise que le degré d'approfondissement de l'étude doit être fonction de la nature et de l'importance des travaux projetés, de leurs incidences prévisibles et des connaissances disponibles sur le sujet au moment de l'étude.

##### 8.2.4.2.3.2. Bilan des substances rejetées à l'atmosphère

Les substances chimiques atmosphériques rejetées par le site de Fessenheim dans le cadre de son démantèlement sont présentées au [Chapitre 2, Paragraphe 2.6.3.2](#). Pour rappel, elles sont constituées :

- des gaz d'échappement des moteurs des éventuels groupes électrogènes qui pourront être utilisés ponctuellement pendant le chantier <sup>26</sup> ;
- des gaz d'échappement des engins de chantier utilisés sur le site durant la déconstruction et des camions d'évacuation des déchets ;
- des fuites normales d'exploitation de fluides frigorigènes issues des groupes frigorifiques ;
- des émissions de poussières non radioactives liées à la démolition des bâtiments et à l'aménagement final du site.

Les émissions diffuses de fluides frigorigènes ne sont pas considérées pour l'EPRS. Une analyse des incidences de ces substances sur le climat est étudiée au [Chapitre 3, Paragraphe 3.2.1](#).

Les gaz d'échappement des engins de chantier et camions, et les émissions de poussières générées par la démolition des bâtiments font donc l'objet d'une évaluation qualitative.

<sup>25</sup> DRC-12-125929-13162B – Évaluation de l'état des milieux et des risques sanitaires – Démarche intégrée pour la gestion des émissions de substances chimiques par les installations classées – Impact des activités humaines sur les milieux et la santé, INERIS, août 2013.

<sup>26</sup> Compte tenu de leur faible puissance et de leur faible durée de fonctionnement, les rejets de ces groupes électrogènes ne font pas l'objet d'une caractérisation (Cf. [Paragraphe 2.6.3.2.1](#)).

#### 8.2.4.2.3.3. Évaluation des risques sanitaires

##### **Gaz d'échappement des engins de chantier et camions**

Les engins de chantier à l'origine de ces rejets ne circulent sur le site que de façon limitée (Cf. [Chapitre 2, Paragraphe 2.6.3.2](#)). De plus, ceux-ci seront en bon état de fonctionnement et leur entretien sera assuré.

Les camions d'évacuation des déchets sont également émetteurs de gaz d'échappement. Ces émissions seront réparties sur tout le trajet d'évacuation ou d'acheminement et ne seront donc pas limitées à un seul axe routier. L'analyse des incidences du projet sur la circulation routière (Cf. [Chapitre 9, Paragraphe 9.2.3.3](#)) montre que le trafic routier sur les routes départementales imputable à ces opérations n'aura pas d'incidence significative sur le trafic préexistant.

Enfin, il convient de noter que des mesures de réduction (Cf. [Chapitre 3, Paragraphe 3.4](#)) seront mises en place durant le projet pour limiter les émissions des gaz d'échappement des engins de chantier et des camions.

Le risque sanitaire associé aux gaz d'échappement générés par les engins de chantiers et camions circulant lors des opérations de démantèlement de l'INB n°75 est donc négligeable.

##### **Poussières**

L'envol des poussières est lié aux opérations de démolition et d'aménagement final du site. Ces poussières ne sont en aucun cas des poussières radioactives (Cf. [Chapitre 2, Paragraphe 2.6.3.2.3](#)).

Des mesures de taux d'empoussièrément réalisées lors de la démolition d'un immeuble<sup>27</sup> ont montré que leur dispersion était limitée dans le temps et qu'aucune augmentation de la concentration en poussières n'était observée à l'intérieur des bâtiments alentour. Or, en moyenne, un adulte passe la majorité de son temps à l'intérieur d'un bâtiment. Par ailleurs, il convient de souligner que la production de poussières a lieu de façon discontinue pendant les phases de travaux de démolition et d'aménagement final du site, phases elles-mêmes limitées dans le temps. La durée estimée de ces opérations est d'environ 5 ans, durée pendant laquelle les poussières ne seront émises que lors des périodes effectives de travail.

D'autre part, les mesures de limitation adéquates qui seront mises en place (mesures présentées au [Chapitre 3, Paragraphe 3.4](#)) permettront de réduire au maximum les quantités émises.

Par conséquent, le risque sanitaire associé aux poussières générées lors du démantèlement du site de Fessenheim est considéré comme négligeable.

#### 8.2.4.2.3.4. Synthèse

L'étude ne met pas en évidence de risque sanitaire dû aux rejets chimiques atmosphériques sur les populations avoisinantes potentiellement exposées aux substances par inhalation.

---

27 C.M. Beck, A. Geyh, A. Srinivasan, P.N. Breysse, P.A. Egglestone, T. Buckley : « The impact of a building implosion on airborne particulate matter in an urban community », Air & Waste Manage Assoc., 2003, 53:1256-64.

## 8.2.5. EVALUATION DE L'IMPACT SONORE ET VIBRATOIRE

L'essentiel du démantèlement de l'INB n°75 se passe à l'intérieur des bâtiments.

L'impact sonore et vibratoire pendant la phase de démantèlement électromécanique sera limité. Les opérations réalisées pendant cette phase seront potentiellement bruyantes, néanmoins le bruit produit ne sera pratiquement pas perceptible de l'extérieur en raison de l'épaisseur des murs.

Les travaux d'assainissement des structures se déroulant également à l'intérieur des bâtiments, le bruit généré par ceux-ci bénéficiera de l'effet d'écran des parois. Les nuisances sonores et vibratoires seront donc également limitées pendant cette phase.

Les principaux équipements générateurs de bruit et placés en extérieur seront les équipements de ventilation modulaire et les éventuels groupes électrogènes de chantier (éclairage par exemple). L'impact sonore de ces équipements sera limité de par leurs caractéristiques techniques conformément aux critères d'homologation des engins et matériels de chantier.

Le transport des déchets produits par le projet est également une activité émettrice de bruit. Le trafic routier lié à l'évacuation de ces déchets sera du même ordre de grandeur que le trafic routier actuellement généré par le CNPE en fonctionnement.

La phase de démolition sera la phase du projet pour laquelle l'impact sonore et vibratoire sera le plus significatif. Les opérations de démolition des bâtiments et d'aménagement final se dérouleront en journée. La destruction des bâtiments existants est prévue sur une durée de 5 ans, suivie d'une durée de 6 mois pour l'aménagement final du site. Cette dernière phase est retenue pour la modélisation des émissions sonores du chantier qui suit ([Figure 8.p](#)). Le fonctionnement simultané d'une pelle (de type brise roche hydraulique), d'un concasseur et d'un compacteur est pris en compte.

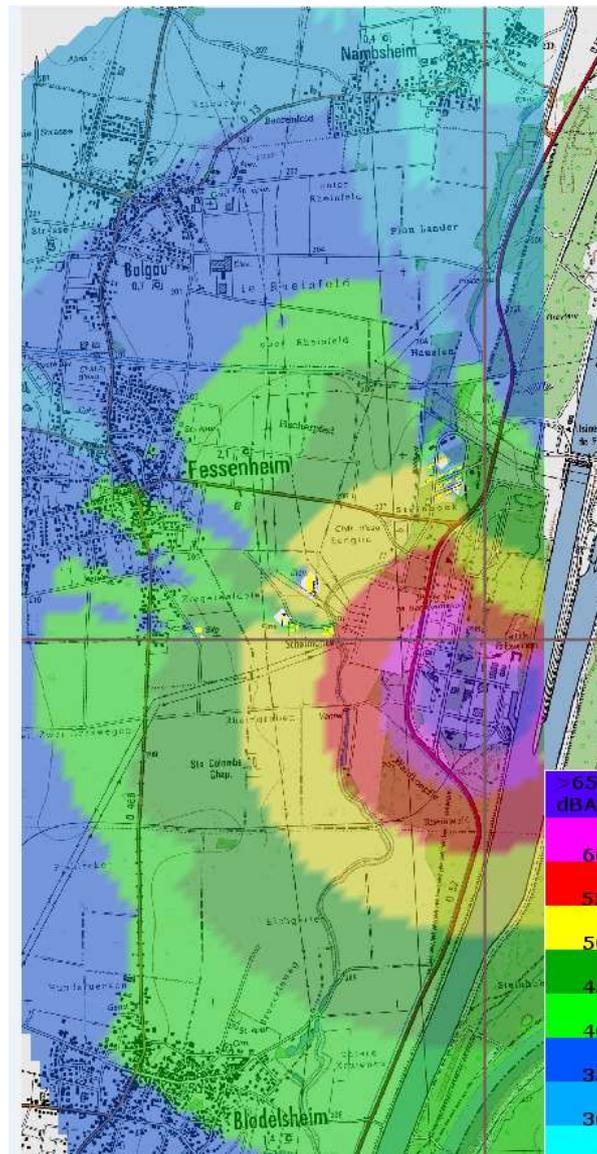


Figure 8.p Cartographie des nuisances sonores lors de la phase d'aménagement final du site

Cette modélisation permet de montrer que les émissions sonores liées à la phase d'aménagement final du site conduisent à des niveaux sonores modérés pour les trois villages aux alentours. Pour Fessenheim et Blodelsheim, la contribution sonore liée au chantier attendue est inférieure à 45 dBA, et à Nambenheim celle-ci est inférieure à 35 dBA pour les parties les plus exposées.

Pour ce qui concerne la démolition aux explosifs, envisagée pour les bâtiments réacteurs assainis étant donné leur hauteur et l'épaisseur de leurs parois, ce type d'opération est à l'origine d'une nuisance importante mais pour laquelle la sensation de gêne est atténuée par la brièveté de l'événement. La mise en œuvre de ce type de procédé de démolition donnera lieu à une information spécifique auprès du public et des riverains.

A l'issue des travaux de déconstruction, l'installation n'occasionnera plus d'émissions sonores.

## 8.2.6. EVALUATION DE L'IMPACT DES EMISSIONS LUMINEUSES

Les travaux de démantèlement étant réalisés majoritairement en période diurne (les travaux extérieurs auront lieu en journée et pourront nécessiter un éclairage complémentaire en début et fin de journée en période hivernale), les émissions lumineuses sont essentiellement liées à l'éclairage nocturne du site nécessaire au gardiennage de celui-ci.

De plus, à terme, l'impact des émissions lumineuses issues du site diminuera significativement, après suppression :

- de la signalisation permanente installée au sommet de la cheminée du BAN ;
- de l'éclairage interne du site, et notamment des projecteurs associés à la surveillance nocturne de la clôture.

# 8.3.

## SURVEILLANCE

La surveillance chimique est décrite dans le [Chapitre 3, Paragraphe 3.3](#) (Air et facteurs climatiques) pour les rejets à l'atmosphère et dans le [Chapitre 4, Paragraphe 4.3](#) (Eaux de surface) pour les rejets liquides.

La surveillance radiologique est décrite dans le [Chapitre 6, Paragraphe 6.3](#) (Radioécologie).

La surveillance des eaux souterraines est décrite dans le [Chapitre 5, Paragraphe 5.3](#) (Sol et eaux souterraines).

# 8.4.

## MESURES D'ÉVITEMENT ET DE RÉDUCTION D'IMPACT ET MESURES COMPENSATOIRES

Les travaux de démantèlement, d'assainissement et de démolition sont organisés afin d'éviter autant que possible les impacts sur la population et la santé humaine et afin de réduire ceux qui ne peuvent pas être évités, au regard de l'utilisation des meilleures techniques disponibles, dans des conditions techniques et économiques acceptables.

Les potentielles incidences sur les populations alentour sont celles dues aux rejets de substances radioactives (pour lesquels les mesures d'évitement et de réduction d'impact sont détaillées au [Chapitre 6, Paragraphe 6.4](#)), aux rejets non radioactifs à l'atmosphère (Cf. [Chapitre 3, Paragraphe 3.4](#)), aux rejets non radioactifs dans les eaux de surface (Cf. [Chapitre 4, Paragraphe 4.4](#)), aux rejets dans les sols et eaux souterraines (Cf. [Chapitre 5, Paragraphe 5.4](#)), aux nuisances sonores et vibratoires et enfin aux nuisances lumineuses.

Ce paragraphe présente sous la forme d'un tableau de synthèse les sources d'impacts potentiels du projet de démantèlement de l'INB n°75 sur la population et la santé humaine, ainsi que les mesures destinées à éviter et/ou réduire ces impacts et les coûts associés. Ces mesures sont cohérentes avec les principes et la démarche ERC présentés au [Chapitre 2, Paragraphe 2.7.1](#).

	Mesures d'évitement et/ou de réduction des impacts	Effet de la mesure	Coût associé
<b>Impact dosimétrique à l'homme des rejets radioactifs</b>	La mise en œuvre des mesures relatives à la radioécologie détaillées au <a href="#">Chapitre 6, Paragraphe 6.4</a> permet de maîtriser les effets des opérations de démantèlement électromécanique et d'assainissement en réduisant autant que possible les rejets radioactifs liquides et à l'atmosphère.	Réduction	Cf. les mesures du <a href="#">Paragraphe 6.4</a>
	Pendant les travaux de démantèlement et d'assainissement des bâtiments nucléaires, le confinement et la limitation de l'exposition du public sont assurés par des moyens appropriés tels que les parois des bâtiments, les sas de confinement et les systèmes de ventilation équipés de dispositifs de filtration pour limiter les rejets radioactifs à l'atmosphère.	Réduction	Coût associé à l'entretien des filtres THE : environ 10 k€ par an
<b>Rejets non radioactifs</b>	Les mesures d'évitement et de réduction mises en œuvre sur les thématiques relatives à l'air et aux eaux de surface sont détaillées respectivement au <a href="#">Chapitre 3, Paragraphe 3.4</a> et au <a href="#">Chapitre 4, Paragraphe 4.4</a> .	Évitement et réduction	Cf. les mesures des <a href="#">Paragraphe 3.4</a> et <a href="#">Paragraphe 4.4</a>
<b>Emissions sonores et vibratoires</b>	Des mesures de réduction à la source des émissions sonores sont mises en place, notamment à travers les caractéristiques techniques des principaux équipements générateurs de bruit et placés en extérieur.	Évitement	Intégré au coût du démantèlement

	Mesures d'évitement et/ou de réduction des impacts	Effet de la mesure	Coût associé
	L'essentiel des opérations de démantèlement est réalisé à l'intérieur des bâtiments, l'épaisseur des murs permettant de réduire le bruit associé vis-à-vis de l'extérieur.	Réduction	Sans objet (organisation et optimisation du chantier)
	Les différents engins de chantiers et camions sont conformes à la réglementation en vigueur.	Réduction	Maintenance d'un engin de chantier : environ 1,5 k€ par engin
	Les opérations et l'utilisation d'engins bruyants ont lieu en journée, pendant les heures ouvrées.	Réduction	Intégré au coût du démantèlement
	Le transport routier, à l'origine d'une nuisance sonore, est le plus intense au moment de la démolition des bâtiments conventionnels et de l'aménagement final du site. Néanmoins, ce trafic est réduit au maximum du fait de la réutilisation sur site des gravats de béton. Par ailleurs, à ce stade d'avancement des travaux de démantèlement complet, le nombre de personnes travaillant sur le site aura nettement diminué, entraînant ainsi une diminution du trafic des véhicules individuels.	Réduction	Intégré au coût du démantèlement
	En cas de nuisance sonore caractérisée, des mesures correctives seront mises en œuvre (mise en évidence de la source incriminée, traitement du problème par une solution adaptée au type de bruit constaté).	Réduction	Sans objet
<b>Emissions lumineuses</b>	Les projecteurs sont orientés vers l'intérieur du site et vers le sol.	Réduction	Sans objet
	En dehors des périodes d'activité, l'éclairage est limité au minimum nécessaire à la sécurité du site.	Réduction	Sans objet

Tableau 8.s Mesures d'évitement et/ou de réduction des impacts pour les rejets chimiques et radioactifs, les émissions sonores et vibratoires et les émissions lumineuses

Afin de vérifier l'efficacité des mesures d'évitement et de réduction décrites ci-dessus, des mesures de surveillance sont mises en place. Par exemple, le passage obligatoire par un portique de contrôle radiologique avant la sortie du site permet de limiter l'impact dosimétrique, et l'exposition externe du public est notamment surveillée par des mesures de débit de dose en limite de site. De plus, des contrôles du niveau sonore sont réalisés en limite de site et dans l'environnement aux premières habitations pendant les phases de chantier les plus bruyantes (démolition des bâtiments notamment). Les mesures de surveillance liées aux rejets chimiques à l'atmosphère (Cf. [Chapitre 3, Paragraphe 3.3](#)), aux rejets liquides dans les eaux de surface (Cf. [Chapitre 4, Paragraphe 4.3](#)), à la qualité des eaux souterraines et des sols (Cf. [Chapitre 5, Paragraphe 5.3](#)) et aux rejets radioactifs à l'atmosphère et liquides (Cf. [Chapitre 6, Paragraphe 6.3](#)) contribuent également à garantir l'efficacité des mesures d'évitement et de réduction mises en œuvre pour limiter les impacts sur la population et la santé humaine.

L'analyse des incidences des rejets radioactifs sur l'impact dosimétrique à l'homme menée précédemment a été réalisée via un scénario pénalisant. Malgré cette approche majorante, l'analyse n'a pas mis en évidence d'incidences notables sur l'homme, si bien qu'il n'est pas proposé de mesures compensatoires.

De même, les mesures d'évitement et de réduction relatives aux rejets non radioactifs et aux émissions sonores, vibratoires et lumineuses listées ci-dessus ont été prises en compte lors des analyses des incidences des rejets non radioactifs et de ces émissions. Ces analyses ne mettent pas en évidence d'incidences notables sur la santé humaine, si bien qu'il n'est pas proposé de mesures compensatoires.

# 8.5.

## DESCRIPTION DES METHODES UTILISEES

### 8.5.1. EVALUATION DE L'IMPACT DOSIMETRIQUE A L'HOMME DES REJETS D'EFFLUENTS RADIOACTIFS

#### 8.5.1.1. PRESENTATION DU CODE DE CALCUL

Pour évaluer l'impact dosimétrique sur la population des rejets d'effluents radioactifs liquides et atmosphériques liés au fonctionnement normal des centrales, EDF dispose de l'outil SYMBIOSE, développé par l'IRSN.

Cet outil est mis à jour régulièrement pour intégrer les dernières avancées scientifiques. Les valeurs des paramètres radioécologiques implémentées dans SYMBIOSE sont validées par l'IRSN et font l'objet de réactualisations en fonction de l'évolution des connaissances.

Les modèles de transfert implémentés dans SYMBIOSE sont reconnus scientifiquement et ont pour la plupart fait l'objet de publications scientifiques. De plus, dans une démarche d'amélioration continue de ces modèles, des expérimentations sur le terrain sont prévues ou en cours.

#### 8.5.1.2. HYPOTHESES DE CALCUL - CONSERVATISMES

Les modèles de transfert implémentés dans SYMBIOSE sont basés sur des bilans massiques en régime non stationnaire respectant la conservation de la masse au sein des différents compartiments de l'environnement.

La dose efficace totale annuelle est déterminée pour la « personne représentative » au sein de la population (adultes, enfants de 10 ans et enfants de 1 an), la plus exposée à l'exclusion des personnes ayant des habitudes extrêmes ou rares, de sorte que l'ensemble des populations résidant de manière permanente ou temporaire autour du site est soumis à un impact inférieur ou égal à celui calculé pour la personne représentative.

Certains paramètres de l'évaluation de dose efficace annuelle ont des valeurs par défaut intrinsèques au code de calcul. D'autres sont caractéristiques du site étudié (débits, météorologie, habitudes alimentaires des riverains, etc.). La détermination de ces paramètres se fait autant que possible à partir d'études locales récentes.

Par ailleurs, pour évaluer l'impact dosimétrique, des hypothèses concernant les paramètres caractérisant le mode de vie ou la situation géographique ont été prises. Les principales hypothèses retenues sont les suivantes :

- les habitants consomment pour partie des aliments produits dans l'environnement proche du site ;
- ils vivent toute l'année sur leur lieu d'habitation (non prise en compte de leurs périodes d'absence pour le travail, les vacances, etc.) ;
- l'eau captée à l'aval des installations est considérée comme provenant de captages d'eaux superficielles, même s'il s'agit de captages en nappes d'eaux souterraines, ce qui revient à considérer que le milieu aquatique à l'aval du site est toujours influencé par les rejets d'effluents liquides de l'installation ;
- il est considéré que l'eau de boisson n'a subi aucun traitement de potabilisation (autre que la filtration), et donc qu'aucune rétention de radionucléides n'a été effectuée lors de procédés de traitement ;
- la pêche de poissons dans les cours d'eau à l'aval des sites est supposée systématique, sans exclure les zones de pêche interdite.

Les principaux facteurs d'incertitudes dans l'évaluation de dose sont associés essentiellement à quelques données et paramètres difficiles à acquérir sur le terrain, tels que certaines caractéristiques de l'environnement) et comportements précis des populations riveraines (les rations alimentaires par exemple).

## 8.5.2. EVALUATION DE L'EXPOSITION EXTERNE DU PUBLIC AUX RAYONNEMENTS IONISANTS PAR IRRADIATION DIRECTE

### 8.5.2.1. METHODOLOGIE

#### 8.5.2.1.1. Irradiation directe liée au fonctionnement historique de l'installation

Pour évaluer l'impact dosimétrique sur la population lié au rayonnement ionisant de l'installation liée au fonctionnement historique d l'installation, la méthode utilisée est la règle d'atténuation en fonction de la distance (atténuation inversement proportionnelle au carré de la distance).

Cette règle s'écrit de la manière suivante :

$$Dose = \frac{\sum_i DdD_i}{nb_{balises}} \left( \frac{d_i}{d} \right)^2 \times (T_{int} \times F_{hab} + T_{ext}) + T_{promenade}$$

Avec :

- $DdD_i$  : débit de dose gamma ambiant moyen annuel à la balise KRS en clôture  $i$  ;
- $d_i$  : distance entre la balise KRS en clôture  $i$  et la source des rayonnements ionisants ;
- $d$  : distance entre le lieu d'habitation de la personne représentative et la source des rayonnements ionisants ;
- $T_{int}$  : temps passé à l'intérieur,  $T_{ext}$  : temps passé à l'extérieur et  $T_{promenade}$  : temps passé à l'extérieur directement autour de la clôture du site ;
- $F_{hab}$  : facteur de protection aux rayonnements ionisants pour l'intérieur des habitations.

Les balises  $i$  considérées pour l'évaluation sont seulement celles qui sont dans la direction du lieu d'habitation de la personne représentative, sauf pour le temps passé directement autour de la clôture du site où toutes les balises sont considérées.

### 8.5.2.1.2. Irradiation directe liée à l'IDT

Pour évaluer l'impact dosimétrique sur la population lié au rayonnement ionisant de l'installation liée au remplissage progressif de l'IDT, la méthode utilisée considère les débits de dose directement calculés aux balises et au lieu d'habitation de la personne représentative.

Cette méthode s'écrit de la manière suivante :

$$Dose = \frac{\sum_i DdD_i}{nb_{balises}} T_{promenade} + DdD_{hab} (T_{int} \times F_{ha} + T_{ext})$$

Avec :

- $DdD_i$  : débit de dose gamma ambiant moyen annuel à la balise KRS en clôture  $i$  ;
- $DdD_{hab}$  : débit de dose gamma ambiant moyen annuel calculé pour le lieu d'habitation de la personne représentative
- $T_{int}$  : temps passé à l'intérieur,  $T_{ext}$  : temps passé à l'extérieur et  $T_{promenade}$  : temps passé à l'extérieur directement autour de la clôture du site ;
- $F_{hab}$  : facteur de protection aux rayonnements ionisants pour l'intérieur des habitations.

## 8.5.2.2. HYPOTHESES DE CALCUL - INCERTITUDES

### 8.5.2.2.1. Irradiation directe liée au fonctionnement historique de l'installation

Pour la partie de l'évaluation liée au fonctionnement historique de l'installation, les limites de l'étude identifiées sont celles inhérentes à l'exploitation de mesures environnementales, destinées à un rôle de surveillance, pour effectuer des calculs. Ces limites se traduisent notamment par :

- l'incertitude de métrologie, associée à l'utilisation des appareils de mesures et estimée à 20 % ;
- l'incertitude de représentativité de la mesure : les influences des différentes sources de rayonnements possibles, d'origine naturelles et/ou anthropogéniques : hôpitaux, bâtiments, laboratoires, installations nucléaires, ne sont pas différenciables les unes des autres.

Un des conservatismes de l'évaluation réside dans le fait que l'approche mise en place ne permet de considérer qu'une seule source de rayonnement ionisant, c'est-à-dire que toute l'activité hors bruit de fond gamma ambiant est attribuée à une source ponctuelle localisée au barycentre des bâtiments réacteurs. De plus, il est considéré qu'il n'y a pas d'écran entre la source de rayonnement ionisant et l'individu et que le terrain n'a pas de relief.

### 8.5.2.2.2. Irradiation directe liée à l'IDT

Pour la partie de l'évaluation liée au terme source présent dans l'IDT, les incertitudes liées au calcul d'irradiation directe proviennent du caractère pénalisant des hypothèses retenues :

- les inventaires de colis de déchets retenus sont pénalisants au regard de la chronique prévisionnelle du plan de colisage ;
- le débit équivalent de dose au contact des colis entreposés dans l'IDT est majoré au regard de leur remplissage prévisionnel ;
- l'infrastructure du bâtiment salle des machines est représentée uniquement par les voiles béton et les bardages métalliques structurels du génie civil. Cette simplification résulte d'un compromis qui identifie la contribution dominante de l'infrastructure à l'atténuation du rayonnement issu des colis ;
- les bâtiments interférant dans l'environnement du bâtiment salle des machines ne sont pas modélisés.

## 8.5.3. ANALYSE DES METHODES D'EVALUATION DES INCIDENCES SUR LA SANTE DES REJETS DE SUBSTANCES CHIMIQUES LIQUIDES

### 8.5.3.1. METHODOLOGIE

La méthodologie retenue pour l'évaluation de risque sanitaire des rejets de substances chimiques liquides du projet est celle de l'Évaluation Prospective de Risque Sanitaire (EPRS) reprenant les recommandations de l'INERIS. La démarche de l'EPRS développée dans le cadre de cette étude est décrite dans le [Paragraphe 8.2.4.2.1](#). L'EPRS est adaptée aux caractéristiques du site et de son environnement (principe de spécificité). L'EPRS s'appuie sur le principe de proportionnalité qui veille à ce qu'il y ait cohérence entre le degré d'approfondissement de l'étude et l'importance des rejets. Ainsi, les substances faisant l'objet d'une EPRS sont sélectionnées selon ce principe.

Suivant les recommandations du guide INERIS, l'évaluation effectuée dans le [Paragraphe 8.2.4.2](#) est une évaluation dite de premier niveau d'approche du risque sanitaire en adoptant une approche simplifiée pour évaluer l'exposition. Les règles d'itération de cette démarche ne conduisent pas à affiner les hypothèses compte tenu des résultats obtenus avec une approche de premier niveau.

### 8.5.3.2. HYPOTHESES DE BASE, HYPOTHESES SIMPLIFICATRICES ET CONSERVATISMES

Des hypothèses sont émises dans le but de simplifier la réalisation de l'étude. Celles-ci sont justifiées ci-dessous. En parallèle, des conservatismes sont appliqués sur les choix, ce qui garantit un caractère enveloppe aux résultats et permet le cas échéant de les affiner.

#### 8.5.3.2.1. Hypothèses de base

Les hypothèses de base sont les suivantes :

- la composition des mélanges et les éventuelles hypothèses considérées sur ceux-ci sont décrites dans l'[Annexe 5, Paragraphe 3](#) ;
- la sélection des VTR relatives aux substances étudiées dans cette étude est réalisée selon les critères définis dans la note de la Direction Générale de la Santé du 31 octobre 2014<sup>28</sup> et fait l'objet d'une veille scientifique en collaboration avec le Service des Études Médicales d'EDF. Les VTR sont issues de références diffusées par des instances nationales et internationales reconnues. Les critères de sélection des VTR sont détaillés en [Annexe 5, Paragraphe 3](#).

#### 8.5.3.2.2. Hypothèses simplificatrices

Les hypothèses simplificatrices sont émises pour la caractérisation de l'exposition. De nombreuses utilisations directes et indirectes de l'eau du Grand Canal d'Alsace ont été identifiées dans le cadre de cette étude :

- le premier captage en nappe utilisé pour la production d'eau destinée à la consommation susceptible d'être impacté par les rejets du site de Fessenheim est situé sur la commune Geiswasser. Les voies d'exposition potentielles correspondantes à ce point de captage en eau destinée à la consommation humaine sont :

<sup>28</sup> Note d'information n°DGS/EA/DGPR/2014/307 du 31 octobre 2014 relative aux modalités de sélection des substances chimiques et de choix des valeurs toxicologiques de référence pour mener les évaluations des risques sanitaires dans le cadre des études d'impact et de la gestion des sites et sols pollués.

- l'ingestion d'eau de boisson ;
- l'ingestion d'aliments exposés à l'eau lors de leur préparation ;
- les contacts cutanés et oculaires lors des bains et des douches.
- la pêche peut être pratiquée aux alentours du site. L'exposition potentielle par les substances chimiques des animaux aquatiques pêchés peut être envisagée ;
- dans le cas de la baignade et des sports nautiques, le risque sanitaire est associé aux contacts cutanés et oculaires, et à l'ingestion d'eau brute par inadvertance ;
- dans le cas des utilisations industrielles et agricoles des eaux, la possibilité d'un transfert vers la chaîne alimentaire ne peut théoriquement pas être écartée (ex : contact direct de l'eau sur les parties aériennes, contact via le sol). La voie d'exposition à considérer serait alors l'ingestion d'aliments exposés aux substances.

Afin de déterminer les voies d'exposition principales, les hypothèses simplificatrices retenues sont les suivantes :

- du fait des quantités d'eau mises en jeu pour chaque voie d'exposition liée à l'eau du Grand Canal d'Alsace, il est considéré que l'ingestion d'eau de boisson est la voie d'exposition prépondérante devant l'ingestion d'eau brute au cours de la baignade ou des sports nautiques et devant l'ingestion d'aliments exposés lors de leur préparation.
- les hypothèses relatives à la voie d'exposition « ingestion d'eau de boisson » ont un caractère pénalisant, puisqu'est prise en compte la consommation exclusive d'eau du robinet à partir du captage le plus proche sans tenir compte :
  - du potentiel abatement des concentrations en composés non radioactifs liés aux traitements de potabilisation et aux seuils réglementaires en vigueur (arrêté du 11 janvier 2007) ;
  - des phénomènes chimiques ou physiques qui contribuent à diminuer les concentrations présentes dans le Grand Canal d'Alsace, et donc à dégrader les substances avant le captage.
- l'exposition par contacts cutanés et oculaires avec l'eau (lors des bains et des douches ou lors de la baignade) n'est pas étudiée en première approche, dans la mesure où :
  - la bibliographie relative à la toxicité des substances étudiées n'a pas relevé de données exploitables portant sur la voie cutanée et a fortiori, de VTR pour cette voie ;
  - les concentrations dans le milieu sont faibles (Cf. [Annexe 5, Paragraphe 3](#)).
- l'ingestion involontaire de sédiments n'est pas considérée car il s'agit d'une voie d'exposition minoritaire (quantités ingérées estimées à quelques dizaines de g/an au maximum<sup>29</sup>) couverte par la voie d'exposition par ingestion d'eau de boisson<sup>30</sup>, pour laquelle une eau brute est considérée de manière pénalisante, prenant donc en compte la phase adsorbée sur les matières en suspension (sédiments).

Compte-tenu de la complexité des transferts des substances chimiques dans la chaîne alimentaire (via l'eau d'irrigation pour les végétaux ou via l'eau d'abreuvement et les végétaux pour les animaux) seule la voie d'exposition liée à l'ingestion de poisson est considérée. La voie d'exposition par ingestion d'aliments n'est pas considérée dans cette analyse de premier niveau de l'EPRS. La prise en compte de cette voie d'exposition ne serait pas de nature à remettre en cause les résultats de l'étude.

---

29 D'après les quantités de sols et sables ingérés en bord de mer (source : Report of National Radiological Protection Board, 2003)

30 Quantité journalière ingérée estimée entre 0,55 L et 1,5 L selon les classes d'âge

#### 8.5.3.2.3. Conservatismes

Les hypothèses de conservatisme émises pour cette étude sont :

- en ce qui concerne l'ingestion d'eau destinée à la consommation humaine, en première approche, il est considéré que de manière pénalisante, les populations riveraines consomment exclusivement de l'eau du robinet provenant du captage en nappe considéré, sans l'abattement potentiel du fait des traitements de potabilisation. Les phénomènes chimiques ou physiques contribuant à diminuer les concentrations présentes dans le Grand Canal d'Alsace et donc à dégrader les substances avant leur captage ne sont également pas pris en compte. Ces conservatismes, peu réalistes, conduisent à maximiser la concentration de l'eau destinée à la consommation humaine, celle-ci étant supposée être égale à celle du Grand Canal d'Alsace à l'aval du site de Fessenheim et, par conséquent, la dose journalière d'exposition par ingestion d'eau potable ;
- enfin, de manière pénalisante, la population vivant aux alentours du site est supposée être présente 100 % du temps dans la zone d'étude (non prise en compte des temps d'absences pour le travail, congés, etc.).

#### 8.5.3.2.4. Limites

Les limites de cette étude sont directement liées aux hypothèses simplificatrices détaillées précédemment. En effet, l'étude n'aborde que deux voies d'exposition : l'ingestion d'eau destinée à la consommation humaine et celle de poissons pêchés en aval du site. Les autres voies d'exposition décrites ne sont pas considérées car soit elles sont couvertes par la prise en compte enveloppe de l'ingestion d'eau de boisson et de poissons, soit les phénomènes de transferts dans la chaîne alimentaire sont complexes à établir pour une approche de premier niveau.

### 8.5.3.3. CONCLUSION

En conclusion, les règles d'itération de la démarche d'évaluation des risques sanitaires ne nous conduisent pas à l'heure actuelle à affiner nos hypothèses afin de lever en partie les limites évoquées ci-dessus.

## 8.5.4. ANALYSE DES METHODES D'EVALUATION DE L'INCIDENCE SUR LA SANTE DES REJETS DE SUBSTANCES CHIMIQUES A L'ATMOSPHERE

Compte-tenu des faibles quantités de rejets chimiques à l'atmosphère, l'approche menée pour l'évaluation des risques sanitaires liés aux rejets chimiques à l'atmosphère est qualitative et basée sur les mesures de réduction et de limitation qui seront mises en œuvre durant le projet de démantèlement (Cf. [Paragraphe 8.2.4.2.3](#)).

## 8.5.5. ANALYSE DES METHODES D'EVALUATION DE L'INCIDENCE DES EMISSIONS SONORES

Une campagne de caractérisation de l'état sonore de référence a été réalisée au niveau de Zones à Émergence Réglementée (ZER). Les conditions de mesure et la méthode de mesure employée sont conformes à la norme NF S 31-010 relative à la caractérisation et au mesurage des bruits de l'environnement.

Afin d'évaluer les incidences des émissions sonores liées au projet de démantèlement, la phase du chantier à l'origine des émissions sonores les plus importantes et dont la durée est la plus longue a été identifiée, et les principales sources sonores ont été caractérisées. L'ensemble de ces données a permis de modéliser l'impact acoustique de cette phase du chantier sur son environnement. Cette modélisation a été réalisée à l'aide du logiciel Code TYMPAN.

Ce code utilise des méthodes de calcul d'ingénierie basées sur les normes ISO 9613 et NF S 31-133 adaptées au bruit industriel. Le logiciel Code TYMPAN est un logiciel libre développé par EDF. Il a fait l'objet de validation sur un ensemble de cas-tests et est utilisé par EDF pour étudier l'impact de toutes ses installations de production.

Rappelons que dans le domaine de l'acoustique environnementale, afin de s'affranchir le plus possible des difficultés liées à la grande variabilité des phénomènes observés, les mesurages, les modélisations et les calculs sont toujours définis avec un certain nombre d'hypothèses conservatives. Néanmoins, l'analyse des résultats de mesure et de calculs prévisionnels doit toujours être menée avec discernement et il serait illusoire de rechercher dans les valeurs affichées une précision inférieure au dB.

# 8.6.

## CONCLUSION

L'analyse des incidences du projet sur la population permet d'aboutir aux conclusions suivantes :

- la dose liée aux rejets d'effluents radioactifs est très inférieure à la limite annuelle d'exposition fixée à 1 mSv par l'article R. 1333-8 du code de la santé publique. L'étude ne met pas en évidence de risque sanitaire liée à ces rejets ;
- l'étude ne met pas en évidence de risque sanitaire dû aux rejets chimiques liquides attribuables au projet sur les populations avoisinantes potentiellement exposées aux substances, par la consommation d'eau du Grand Canal d'Alsace et de poissons pêchés dans le Grand Canal d'Alsace en aval du site ;
- l'étude ne met pas en évidence de risque sanitaire dû aux rejets chimiques atmosphériques liés au projet sur les populations avoisinantes potentiellement exposées aux substances par inhalation.

Au vu des éléments présentés ci-dessus, les opérations de démantèlement de l'INB n°75 de Fessenheim n'auront pas d'incidence notable sur les populations et la santé humaine.