envisol.fr

sites et sols pollués

Plan de gestion
Zone de dépôts historiques de déchets

EDF - CNPE
FLAMANVILLE (50)

Rapport final

EDF FLAMANVILLE

Réf.: A2202-168_R_ASO_1a

Date : 31/03/2023

FICHE ADMINISTRATIVE DU DOSSIER

Siège social	Rapport établi par l'agence
2-4 rue Hector Berlioz 38 110 LA TOUR DU PIN Tel : 04 74 83 62 16 Fax : 04 74 33 97 83 SIRET : 512 308 321 00052 / APE :7112 B	Le siège social / L'agence de Rouen 56 rue Chasselièvre 76 000 ROUEN Tel : 02 32 10 73 30 Fax : 02 35 98 19 20

Suivi		
Version indA	31/03/2023	Document BPE

L'équipe projet :

Rédacteurs		Chef de projet	Superviseur
Antoine HEUDE Mail: a.heude@envisol.fr Tel:	Ludivine LEMAITRE Mail : l.lemaitre@envisol.fr Tel : 06 42 62 75 03	Alexia SOLLELIS Mail : a.sollelis@envisol.fr Tel : 06 98 62 97 68	Anne-Gaëlle DAZZI Mail : ag.dazzi@envisol.fr Tel : 04 74 83 62 16

Référentiels encadrant le dossier :

Ce document et ses annexes sont la propriété d'ENVISOL. Il ne peut être utilisé, reproduit ou communiqué même partiellement sans son autorisation.

SOMMAIRE

1 RESUME PEDAGOGIQUE 12

2 RESUME TECHNIQUE 14

3 CONTEXTE ET OBJECTIFS 19

3.1 Contexte 19

3.2 Situation administrative de la zone d'étude 19

3.3 Objectifs 24

4 REFERENCES DOCUMENTAIRES 25

4.1 Références réglementaires, méthodologiques et normatives 25

4.2 Références spécifiques à l'étude 27

5 ETUDE HISTORIQUE ET DOCUMENTAIRE 29

5.1 Enquête historique / activités recensées au droit de la zone d'étude 29

5.2 Étude de vulnérabilité des milieux 32

5.2.1 Contexte géographique et topographique 32

5.2.2 Contexte géologique 34

5.2.3 Contexte hydrologique 36

5.2.4 Contexte hydrogéologique 36

5.2.5 Air et poussières 37

5.3 Recensement des usages et des enjeux à protéger 37

5.3.1 Usages des sols 37

5.3.2 Usages des eaux 37

6 SYNTHESE DES INVESTIGATIONS REALISEES AU DROIT DE LA ZONE D'ETUDE 41

6.1 Historique des diagnostics 42

6.1.1 L'uniformisation des données existantes 42

6.1.2 Traitement de la Limite de quantification 43

6.1.3 Cartographie de l'historique des données recueillies sur site 43

6.2 Définition du bruit de fond en métaux 45

6.2.1 Les hypothèses d'établissement du fond géochimique local 45

6.2.2 Le calcul du fond géochimique anthropisé par la méthode des vibrisses 45

6.2.3 Application de la méthode de calcul par vibrisse sur les données disponibles (hors zone d'étude et sur zone d'étude sans présence de déchets) 46

6.3 Définition du bruit de fond en HCT C_{10}-C_{40} 50

6.3.1 Les hypothèses d'établissement du fond local 50
6.3.2 Le calcul du fond géochimique anthropisé par la méthode des vibrisses 50
6.3.3 Application de la méthode de calcul par vibrisse sur les données sur zone d'étude sans présence de déchets 50
6.4 État des milieux initial 51
6.4.1 Milieux sols 51
6.4.1.1 Caractérisation des ETM (métaux sur brut) 52
6.4.1.2 Caractérisation des hydrocarbures HCT C_{10}-C_{40} 55
6.4.1.3 Caractérisation des déchets 55
6.4.2 Milieux gaz du sol 63
6.4.2.1 Première campagne de mesure en Octobre 2017 63
6.4.2.2 Campagne de mesure de Janvier 2018 64
6.4.3 Milieux eaux souterraines 65
6.4.3.1 Première campagne de mesure réalisée en Octobre 2017 67
6.4.3.2 Seconde campagne de prélèvement en Janvier 2018 67
6.4.4 Analyse globale de la situation 68
6.5 Caractérisation radiologique 70
7 SCHEMA CONCEPTUEL INITIAL 71
7.1 Principe 71
7.2 Principales propriétés des substances présentes 71
7.3 Schéma conceptuel 71
8 LOCALISATION, QUANTIFICATION DU MARQUAGE ET DEFINITION DES VOLUMES A PRENDRE EN COMPTE – ETAT INITIAL 75
8.1 Interprétation statistique 75
8.1.1 L'analyse exploratoire des données historiques 75
8.1.1.1 Statistiques élémentaires 75
8.1.1.2 Histogrammes 76
8.1.1.3 Analyse de la répartition des fractions de composés pour les HCT C_{10}-C_{40} 77
8.1.2 Corrélations 78
8.1.2.1 Corrélation entre métaux et présence de déchets 78
8.1.2.2 Corrélation entre HCT C_{10}-C_{40} et présence de déchets 80
8.1.2.3 Etablissement des grilles de travail 80
8.1.3 L'analyse statistique des concentrations en HCT C_{10}-C_{40} 81
8.2 Interprétation géostatistique 82

8.2.1 Objectif et méthodologie 82
8.2.2 Analyse variographique réalisée 82
8.2.3 Milieu sols – modélisation des déchets 83
8.2.3.1 Méthode de modélisation 83
8.2.3.2 Validation du modèle avec le retour terrain du pilote de tri de Guintoli 84
8.2.3.3 Résultat sur le volume total de déchets initial 85
8.2.3.4 Spatialisation de la présence de déchets 86
8.2.4 Milieux sols- modélisation des métaux 91
8.2.4.1 Définition d'une variable de qualité 91
8.2.4.2 Spatialisation de la variable de qualité 91
8.2.5 Milieux sols- modélisation des hydrocarbures totaux (HCT C_{10}-C_{40}) 98
8.2.5.1 Validation du modèle avec le retour terrain du pilote de tri de Guintoli (GUINT_PILOTE) 98
8.2.5.2 Résultat sur le volume total de sols avec une concentration HCT C_{10}-C_{40} supérieure aux seuils statistiques 98
8.2.5.3 Spatialisation des concentrations en HCT C_{10}-C_{40} 99
8.3 Interprétation cartographique 103
8.3.1 Interprétation des résultats spatialisés en métaux 103
8.3.2 Interprétation des résultats spatialisés en HCT C_{10}-C_{40} 103
8.4 Quantification des substances chimiques - bilan massique 103
8.4.1 Les limites du bilan massique 103
8.4.2 Le bilan massique pour les hydrocarbures totaux 103
8.5 Proposition des seuils de zone source concentrée 107
9 SYNTHESE DES OPERATIONS DE REHABILITATION DEJA MENEES 108
9.1 Synthèse globale des opérations de réhabilitation 108
9.1.1 Les travaux de réhabilitation réalisés pris en compte dans cette étude 109
9.1.2 L'excavation dans la zone Bassin 110
9.1.3 Le pilote d'essai de SOLEO SERVICES 111
9.1.4 Le pilote de tri de GUINTOLI 113
9.2 Bilan des opérations de réhabilitations déjà réalisées 114
10 LOCALISATION, QUANTIFICATION DU MARQUAGE ET DEFINITION DES VOLUMES A PRENDRE EN COMPTE – etat actuel 117
10.1 Etat actuel sur les métaux 117
10.2 Etat actuel sur les concentrations en HCT 120

10.3 Etat actuel concernant les déchets 121
10.3.1 Bilan des opération réalisées lors des pilotes de tri 121
10.3.2 Cartographie de l'état actuel 122
10.3.3 Plans par tranches de profondeur 122
10.3.4 Résultat sur le volume total de déchets final 128
10.3.5 Bilan 128
11 IDENTIFICATION DES OPTIONS DE GESTION – etat actuel 129
11.1 Contexte et objectifs 129
11.2 Cadre réglementaire appliqué à la zone 130
11.2.1 Réglementation décisions modalités et limites 130
11.2.2 Réglementation sécuritaire 131
11.2.3 Réglementation urgence (PUI) 131
11.3 Présentation des techniques de réhabilitation applicables 131
11.4 Contraintes pour la réalisation du chantier de réhabilitation 133
11.4.1 Contraintes réglementaires 133
11.4.2 Contraintes liées au fonctionnement du CNPE 133
11.5 Technologies retenues et étudiées 134
11.5.1 Sélection des techniques 134
11.5.2 Détail technique et budget associé 137
11.5.2.1 Scénario 1a – Assainissement complet sans tri 137
11.5.2.2 Scénario 1b – Assainissement complet avec tri 141
11.5.2.3 Scénario 2 – Assainissement poussé 145
12 BILAN COUTS / AVANTAGES 148
12.1 Critères de pondération et de cotation 148
12.2 Bilan coûts/avantages 152
12.3 Discussion de la solution retenue 155
13 ANALYSE DES ENJEUX SANITAIRES 156
13.1 Méthodologie générale et outil déployé 156
13.1.1 Méthodologie générale 156
13.1.2 Modalités d'évaluations des risques sanitaires 156
13.1.3 Outil – Présentation du logiciel ENVIRISK® 158
13.2 Évaluation Quantitative des Risques Sanitaires 159
13.2.1 Synthèse des données d'entrée et identification des dangers 159

13.2.1.1 Scénario et voies d'exposition retenus 159
13.2.1.2 Substances et concentrations retenues – identification des dangers potentiels 160
13.2.2 Évaluation de la toxicité 162
13.2.3 Évaluation des expositions 164
13.2.3.1 Estimation des concentrations dans les milieux d'exposition 164
13.2.3.2 Détermination des niveaux d'exposition 166
13.2.4 Caractérisation des risques sanitaires pour la santé 168
13.2.5 Analyse des incertitudes – variabilités et sensibilités 169
13.3 Analyse des Risques Résiduels prédictive 175
14 PRECONISATION SUR LA NECESSITE DE REALISER DES PRESTATIONS DE PLAN DE CONCEPTION 176
15 MESURES ET CONTROLES EN PHASE TRAVAUX 177
15.1 Scénario 1a : assainissement complet sans tri 177
15.2 Scénario 1b : assainissement complet avec tri 177
15.2.1 Modalités de réutilisations des terres 178
15.2.2 Plan de mesures et contrôles en phase travaux 178
15.3 Scénario 2 : assainissement poussé (maintien en place) 179
16 PROPOSITIONS DE MODALITES DE SURVEILLANCE ENVIRONNEMENTALE POST-TRAVAUX 180
16.1 Scénario 1a : assainissement complet sans tri 180
16.2 Scénario 1b : assainissement complet avec tri 180
16.3 Scénario 2 : assainissement poussé (maintien en place) 180
17 MECANISME DE CONSERVATION DE LA MEMOIRE ET RESTRICTIONS D'USAGE 181
17.1 Scénario 1 : Assainissement complet 181
17.2 Scénario 2 : Assainissement poussé / Maintien en place 181
17.2.1 Objectifs 181
17.2.2 Restrictions d'usages à mettre en œuvre 182
18 SCHEMA CONCEPTUEL A LA FIN DES TRAVAUX 183
18.1 Scénario 1 : assainissement complet 183
18.2 Scénario 2 : assainissement poussé / maintien en place 183
19 INCERTITUDES 185
19.1 Reconnaissances sur les milieux 185
19.2 Estimations des surfaces et volumes, bilan de masse, objectifs de réhabilitation 187
19.3 Risques sanitaires 187
19.4 Planning 187

19.5 Estimation financière 188
19.6 Bilan coûts avantages 188
20 Synthèse & CONCLUSIONS 189
21 RESTRICTIONS D'USAGE DU DOCUMENT 194
22 ANNEXES 196

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : plan de masse du CNPE de Flamanville et localisation de la zone d'étude 21
Figure 2 : Zone d'étude par rapport aux limites INB du CNPE de Flamanville 22
Figure 3 : Zone d'étude par rapport au plan des réseaux – localisation des ouvrages présents au droit du site .. 23
Figure 4 : Photographie de la zone de dépôts historiques de déchets lors des travaux d'aménagement au nord de la zone d'étude en 2017 29
Figure 5 : Localisation géographique du CNPE de Flamanville (source : Google.fr) 33
Figure 6 : Extrait de la carte géologique au 1/50 000 de Dieppe et sa légende (BRGM, n°43). 34
Figure 7 : Coupe lithologique de l'ouvrage Pz1 implanté sur la zone d'étude et référencé 0SEZ033-PZ au sein du CNPE de Flamanville 35
Figure 8 : Localisation des ouvrages recensés au voisinage du site (Infoterre) 39
Figure 9 : Position des captage AEP (source ARS) à proximité du CNPE de Flamanville 40
Figure 10. Localisation des opérations réalisées sur la zone de dépôts historiques 44
Figure 11 : Dimensionnement par interpolation des sondages réalisé suite aux diagnostics conduits sur la zone d'étude dans le cadre du second diagnostic de sols – vue en surface 57
Figure 12 : Dimensionnement par interpolation des sondages réalisé suite aux diagnostics conduits sur la zone d'étude dans le cadre du second diagnostic de sols – coupes en profondeur 58
Figure 13: Emprise de la zone échantillonnée et description des déchets visualisés lors des forages du 3^{ième} diagnostic réalisé sur la zone d'étude 59
Figure 14 : Position des profils de tomographie de résistivité électrique (septembre 2017) 60
Figure 15 : Interprétation des profils P1 (en haut) et P2 (en bas). La position des fouilles de la campagne de reconnaissance d'août 2017 est reportée sur le profil P2. 61
Figure 16 : Emprise de la zone de dépôts historiques de déchets suite aux différents diagnostics réalisés 62
Figure 17 : Position des piézairs et piézomètres posés sur la zone d'étude en 2017 63
Figure 18 : Réseau piézométrique du site CNPE de Flamanville. Les 3 piézomètres installés dans la zone de dépôts historiques de déchets encadrent le parking au nord 66
Figure 19. Schéma conceptuel du site actuel (usage non sensible) 74
Figure 20 : Histogramme des concentrations en HCT C_{10}-C_{40} mesurées au droit de la zone d'étude 76
Figure 21 : Répartition des fractions pour les HCT C_{10}-C_{40} mesurés au droit de la zone d'étude 77

Figure 22: Impact de la présence de déchets sur les concentrations mesurées en métaux - ici ZINC 79

Figure 23 : Impact de la présence de déchets sur les concentrations mesurées en HCT C_{10}-C_{40} 80

Figure 24 : Fréquence cumulée des analyses réalisées en HCT C_{10}-C_{40} au droit de la zone d'étude 81

Figure 25: Spatialisation - vue 2D de la présence de déchets caractérisés sur la zone d'étude 86

Figure 26 : Cartographie des déchets - état initial par tranche de profondeur (1 m) 91

Figure 27 : Spatialisation - vue 2D des concentrations en métaux (variable qualité) mesurées sur la zone d'étude 92

Figure 28 : Cartographie des concentrations en métaux (variable de qualité) en fonction de la profondeur 93

Figure 29 : Spatialisation - vue 2D des concentrations en HCT mesurées sur site..... 99

Figure 30 : Pourcentages de masse et de volume à traiter selon le seuil de coupure considéré pour les HC C_{10}-C_{40} (Hystérésis)..... 105

Figure 31 : Distribution des concentrations par gamme de concentration..... 106

Figure 32 : Réception de la Zone Bassin dans le rapport REF ENV_DIAG_2 110

Figure 33 Emprise de la zone 04 au Nord et 01 au Sud à la fin des travaux d'excavation de SOLEO 111

Figure 34 Emprise de la zone excavée dans le cadre du pilote de tri Guintoli..... 113

Figure 35 : Vue 2D des emprises des zones remaniées lors des pilotes de tri 115

Figure 36 : Emprise de la zone remaniée superposée à la modélisation des déchets 116

Figure 37 : Comparaison statistique entre la variable de qualité pour les sols en place et pour les terres excavées lors des pilotes de tris..... 117

Figure 38 : Zone remaniée où le modèle initial de qualité des sols en métaux n'est plus représentatif 119

Figure 39 : Probabilité de dépasser le seuil de 1 500mg/kg pour les sols restant au droit de la zone de dépôt . 120

Figure 40 : Vue 2D de la zone de dépôts historiques de déchets dans son état actuel (résiduel après les travaux réalisés)..... 122

Figure 41 : Zone concernée par la présence de déchets - + 14 mNGF N..... 123

Figure 42 : Zone concernée par la présence de déchets - + 13 mNGF N..... 124

Figure 43 : Zone concernée par la présence de déchets - + 12 mNGF N..... 124

Figure 44 : Zone concernée par la présence de déchets - + 11 mNGF N..... 125

Figure 45 : Zone concernée par la présence de déchets - + 10 mNGF N..... 125

Figure 46 : Zone concernée par la présence de déchets - + 9 mNGF N..... 126

Figure 47 : Zone concernée par la présence de déchets - + 8 mNGF N..... 126

Figure 48 : Zone concernée par la présence de déchets - + 7 mNGF N..... 127

Figure 49 : Zone concernée par la présence de déchets - + 6 mNGF N..... 127

Figure 50 : Famille de techniques de réhabilitation par lieu de traitement (source : rapport BRGM – quelles techniques pour quels traitements – analyse coûts-bénéfices – juin 2020)..... 131

Figure 51. Schéma de principe d'excavation (source : Selecdepol : www.selecdepol.fr) 137

Figure 52 : Présentation RADAR des résultats du BCA 155

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Carte d'identité du la zone d'étude 19

Tableau 2. Prestations demandées selon la Norme NFX 31-620 26

Tableau 3. Caractéristiques des ouvrages recensés au voisinage du site 38

Tableau 4 : Liste des diagnostics réalisés sur la zone d'étude 41

*Tableau 5 : Liste des travaux qui ont permis de réduire la présence des déchets sur la zone d'étude*** 41

Tableau 6 : Construction de la synthèse des données au droit de la zone de dépôts historiques 43

Tableau 7 : Statistiques et vibrisses sur les données représentatives du fond géochimique pour les métaux dans les sols 46

Tableau 8 : Comparaison des vibrisses avec les valeurs de référence – interprétations – métaux dans les sols 47

Tableau 9 : fond pédo-géochimique anthropisé retenu pour les métaux 48

Tableau 10 : Pourcentage des analyses dans la zone de déchets qui montre un dépassement du bruit de fond ETM 49

Tableau 11 : Statistiques et vibrisses sur les données représentatives du fond en HC C10-C40 50

Tableau 12 : Fond pédo-géochimique anthropisé retenu pour HCT C_{10}-C_{40} 50

Tableau 13 : Statistiques élémentaires sur les ETM - métaux bruts, mesures sur la zone d'étude 53

Tableau 14 : Fond géochimique anthropisé des métaux et % de dépassement au sein des échantillons de la zone d'étude 53

Tableau 15 : Statistiques élémentaires sur la variable qualité 54

Tableau 16 : Statistiques élémentaires sur les concentrations en HC C10-C40 55

Tableau 17 : Fond géochimique anthropisé des métaux et % de dépassement au sein des échantillons de la zone d'étude 55

Tableau 18 : Statistiques sur la description des déchets réalisée sur le terrain 56

Tableau 19 : Données sur la caractérisation radiologique 70

Tableau 19 : Schéma conceptuel 72

Tableau 20 : Statistiques élémentaires sur les composés d'intérêts 75

Tableau 21 : Bilan de masse sur les HCT pour un bruit de fond à 160 mg/kg 104

Tableau 22 : Synthèse des travaux de réhabilitation menés sur la zone de dépôts historiques de déchets 108

Tableau 23 : Synthèse des déchets éliminés dans la zone bassin d'après ENV_DIAG_2 109

Tableau 24 : Recollement entre les volumes décrits et la géostatistique 116

Tableau 25 : interprétation de la comparaison statistique (ETM) entre les sols caractérisés sur la zone d'étude et les sols excavés analysés qui ont été utilisés comme remblaiement 118

Tableau 26 Volumes excavés et traités durant les pilotes de tri SOLEO et GUINTOLI 121

Tableau 27 : Bilan des travaux menés 128

Tableau 28 : Abattements théoriques et concentrations résiduelles attendues par scénario 136

Tableau 29 : Coût de réhabilitation – scénario 1a – Assainissement complet sans tri 141

Tableau 30 : Rubrique ICPE pour les unités mobiles de criblage et concassage *142*
Tableau 31 : Coût de réhabilitation – scénario 1b – Assainissement complet avec tri *145*
Tableau 32 : Bilan des travaux menés *146*
Tableau 33 : Coût de réhabilitation – scénario 2 – Assainissement poussé *147*
Tableau 34 : Justification de la pondération *149*
Tableau 35. Mode de cotation des critères *151*
Tableau 36 : Tableau de synthèse relatif au Bilan Coûts-Avantages pour l'ensemble des paramètres considérés *152*
Tableau 37 : Étapes de la démarche d'analyse des risques sanitaires *156*
Tableau 38 : Modalités d'évaluation des expositions et des calculs de risques sanitaires *157*
Tableau 39. Scénario, aménagements et cibles retenues *159*
Tableau 40. Budget espace-temps retenu – Scénario industriel *159*
Tableau 41. Méthodologie de sélection des substances *160*
Tableau 42. Substances et concentrations retenues dans les gaz des sols *161*
Tableau 43. Mode de choix des VTR *162*
Tableau 44. VTR retenues pour l'inhalation *163*
Tableau 45. Mode d'estimation des concentrations dans l'air ambiant extérieur *164*
Tableau 46. Paramètres retenus pour la modélisation dans l'air ambiant extérieur *165*
Tableau 47. Concentrations modélisées dans l'air extérieur en µg/m³ *167*
Tableau 48. Caractérisation des risques sanitaires par inhalation de substances volatiles en extérieur *168*
Tableau 49. Scénario dégradé (incertitudes) - Substances et concentrations retenues pour les sols de surface *170*
Tableau 50. Scénario dégradé - Caractérisation des risques sanitaires *171*
Tableau 51. Indices de risques calculés en incertitudes (temps de présente d'1h/j) *174*
Tableau 52. Scénario 1a - Suivi et contrôles des milieux pendant les travaux et réception *177*
Tableau 53. Scénario 1b - Suivi et contrôles des milieux pendant les travaux et réception *178*
Tableau 54 : Scénario 2 - Schéma conceptuel après travaux *183*
Tableau 55. Incertitudes associées à l'étude et modalité de leur réduction *185*

1 RESUME PEDAGOGIQUE

Afin d'identifier et étudier les mesures de gestion susceptibles d'être mises en œuvre au droit de la **zone de dépôts historiques de déchets de Flamanville**, EDF a mandaté ENVISOL pour réaliser **un plan de gestion**.

La zone d'étude est localisée au niveau de la zone nord du site de Flamanville, à l'emplacement du **parking** Exploitants EPR récemment construit. Sous l'emprise du parking, est présent le bassin de confinement n°2, destiné à collecter des eaux pluviales de voiries dont une partie des eaux de la voirie lourde.

Les déchets historiques enfouis ont été découverts au cours de travaux d'aménagement fin 2016. L'origine de la zone de dépôts historiques de déchets date du début des années 80 et est associée au chantier d'aménagement des tranches 1 et 2.

Depuis la mise en évidence des déchets, **EDF a engagé des démarches de caractérisation des milieux** (sols, gaz du sol, eaux souterraines) afin de déterminer la qualité du sous-sol et évaluer les risques associés à la présence de ces déchets. Les reconnaissances menées ont mis en évidence la présence de déchets de type DIB (plastiques, tissus, morceaux de verre, etc.) et également de déchets de type construction (gravats, ferrailles, blocs béton, etc.). L'épaisseur des dépôts est d'environ 6 m (à partir de 1 m de profondeur) avec ponctuellement des épaisseurs plus conséquentes, mais les déchets ne sont pas en contact avec les eaux souterraines. **Des anomalies et marquages en éléments traces métalliques et hydrocarbures ont été mises en évidence et sont corrélés à la présence des déchets caractérisés**.

En l'état actuel, sur la base des connaissances et des calculs de risques menés, l'**état des milieux est compatible avec les usages recensés sur ce secteur du site (usage de parking)** et il n'est pas prévu de changement d'usages dans le futur.

Initialement, le volume de sols avec présence de déchets a été évalué entre **50 000 m^3 et 55 000 m^3**.

Dans le cadre de l'aménagement de la zone d'étude, différentes opérations ont été menées depuis 2016 et ont permis *in fine* de réhabiliter une partie de la zone d'étude. A la suite des **travaux**, le volume de sols avec présence de déchets restant est estimé entre **25 000 m^3 et 29 500 m^3**.

Au regard de ces éléments, une étude des solutions de gestion au travers d'une approche bilan coûts -avantages a été réalisée. Cette dernière a intégré le cadre règlementaire et méthodologique, des éléments techniques propres aux solutions envisageables, les contraintes inhérentes au contexte (accès notamment) mais aussi des éléments relatifs aux aspects environnementaux, économiques, etc.

Aussi, les scénarios de réhabilitation suivants ont été étudiés :

→ **Scénario 1 : Assainissement complet** (retrait de tous les déchets et évacuation des terres marquées en hydrocarbures et en éléments traces métalliques supérieures à l'état de référence) ; deux sous scénarios ont alors été proposés : avec et sans tri des déchets.

→ **Scénario 2** : **Assainissement poussé** : en prenant en considération les opérations de réhabilitation déjà menées, maintien en place des déchets et des anomalies en hydrocarbures et éléments traces métalliques et poursuite de la surveillance des eaux souterraines au droit de la zone.

Le bilan (avantages / inconvénients) met en évidence pour le scénario d'assainissement complet :

- → Des contraintes significatives en termes d'exploitation et de sécurité de l'installation (clôture, usages du parking, réseaux enterrés, point de rassemblement dans le cadre du PUI, etc) ;
- → Un écobilan très défavorable (utilisation de nombreux engins, augmentation sensible du trafic de camions sur les routes pour le transport des matériaux, etc) ;
- → Des coûts disproportionnés en l'absence d'enjeux sanitaires et environnementaux (seul un léger spot en hydrocarbures est encore présent) ;
- → Des délais de travaux importants et qui rendent la zone non exploitable pendant plusieurs mois.

Ces éléments rendent l'assainissement complet peu pertinent.

Aussi, dans le cadre du présent plan de gestion, **la démarche d'assainissement poussé apparait tout à fait adaptée au contexte actuel puisque des opérations ont d'ores et déjà été menées en 2016 et ont permis de traiter une partie importante de la zone de dépôts historiques. Cette démarche présente un bilan environnemental positif et permet de maintenir l'usage de la zone et son exploitation pour l'usage établi. Elle apparait par ailleurs plus adaptée et proportionnée aux enjeux actuels.**

La présente analyse vaut pour la connaissance actuelle des milieux et les enjeux actuels. Elle pourra être revue ultérieurement en cas de changement d'usage.

Cette synthèse non technique, volontairement simplificatrice, fait partie intégrante du présent rapport et en est indissociable. Pour sa bonne compréhension, une lecture exhaustive du présent rapport est nécessaire.

2 RESUME TECHNIQUE

Contexte

Au niveau de la zone nord du site de Flamanville, à l'emplacement du **parking de l'EPR** récemment construit, **des déchets historiques enfouis** datant de la construction des tranches 1 et 2 du CNPE ont été découverts au cours de travaux d'aménagement fin 2016. À la suite de cette découverte, un Evènement Significatif pour l'Environnement (ESE) a été déclaré et EDF a engagé une démarche de gestion de la zone, en s'appuyant sur la méthodologie nationale de gestion des sites et sols pollués et sur le guide n°24 de l'Autorité de sûreté nucléaire. Le présent document expose les résultats de la prochaine étape du plan d'action consistant, conformément à l'engagement pris par le CNPE de Flamanville, à fournir un rapport avec **les solutions de gestions envisagées pour la zone de dépôts historiques de déchets**.

Zone d'étude

Situé en bordure de Manche, sur la côte ouest du Cotentin, le site de FLAMANVILLE est localisé à 21 km au sud-ouest de Cherbourg. La plateforme sur laquelle est implantée le CNPE de FLAMANVILLE est située à + 12,4 m NGF N. Le zéro « cote marine » correspond à la cote - 4,92 m NGF N.

La zone d'étude se situe au nord du CNPE de Flamanville et est actuellement occupée par un **parking véhicules légers** (VL) d'une capacité de plus de 900 places. Ce parking exploitant accueille les véhicules des salariés intervenants sur le site de l'EPR. Sous l'emprise du parking, est présent le **bassin de confinement** n°2, destiné à collecter des eaux pluviales de voiries dont une partie de la voirie lourde. C'est au cours des travaux de terrassement pour l'installation de ce bassin qu'avaient été mise en évidence la présence de déchets enterrés dans la zone. Au droit de la zone d'étude, sont présents également :

- **la clôture de protection physique des installations** ;
- un point de rassemblement dans le cadre du **PUI** ;
- **de nombreux réseaux enterrés et aériens**.

Synthèse des études réalisées et analyse géostatistique des données

13 rapports d'investigations et d'expertises ont été synthétisés pour fournir un modèle numérique en 3 dimensions du secteur d'étude. L'analyse des données a amené les conclusions suivantes :

- → La zone de dépôts historiques des déchets s'étend sur une superficie d'environ 1 hectare ; les déchets sont principalement observés entre 1 m et 7 m de profondeur en moyenne avec des épaisseurs plus significatives ponctuellement.
- → Les déchets rencontrés sont principalement des déchets type DIB (des plastiques, des morceaux de verre, des tissus, des déchets métalliques) et des déchets de construction (blocs béton, ferrailles). Les proportions de déchets présents dans les sols varient entre 10 et 50%, avec une forte hétérogénéité.
- → **Des anomalies et marquages en éléments traces métalliques et hydrocarbures ont été identifiés dans les sols et correspondent aux horizons avec présence de déchets**.
- → **Les résultats d'analyses ont montré l'absence de radionucléides artificiels.**
- → **Les déchets ne sont pas en contact avec les eaux souterraines quelle que soit la situation hydrogéologique (haute et basse mer).**

L'étude géostatistique a permis de mettre en évidence :

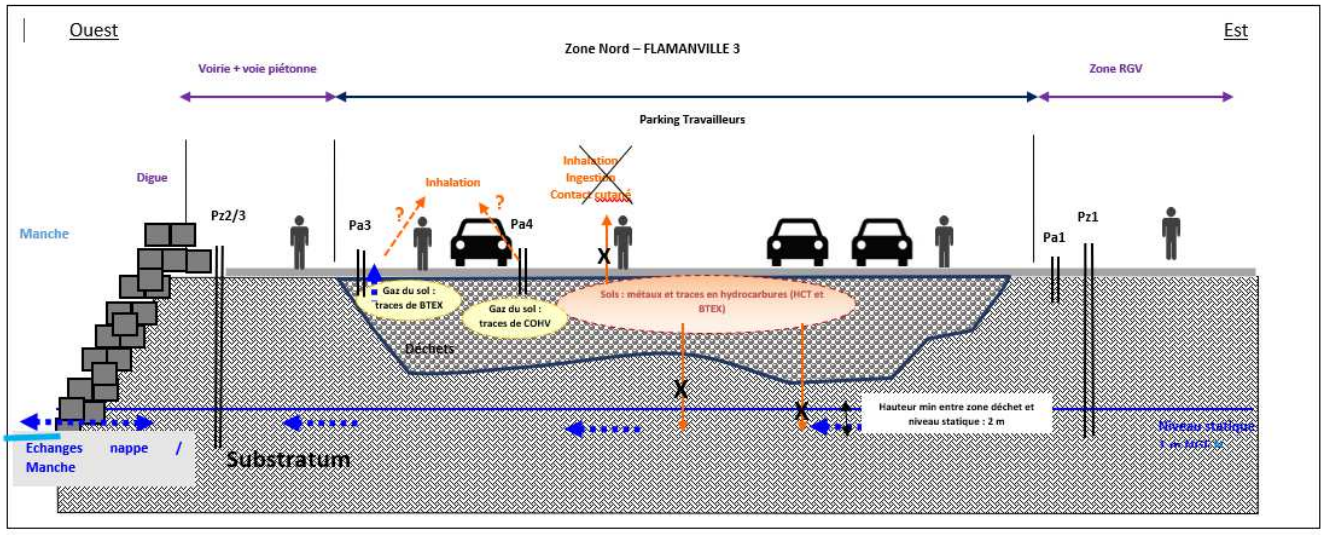
> Un volume total de déchets présents sur site évalué entre 3 500 m^3 et 5 600 m^3 (plutôt présents dans les 7 à 8 premiers mètres de profondeur).
>
> Un volume total de sols et de déchets évalué entre 50 000 m^3 et 55 000 m^3.
>
> Un pourcentage moyen de déchets au droit de la zone de dépôts historiques de déchets estimé entre 6% et 10,5%.
>
> Un volume de sols avec des concentrations en hydrocarbures supérieures à 1 500 mg/kg MS estimé entre 600 m^3 et 1100 m^3. Pour comparaison, le volume de sols avec des concentrations en hydrocarbures supérieures à 500 mg/kg MS est compris entre 4 000 m^3 et 7 300 m^3.

Schéma conceptuel

D'une manière générale, le schéma conceptuel permet d'identifier, de caractériser et d'apprécier les relations entre :

- → **Sources :** *sols marqués en hydrocarbures, éléments traces métalliques et déchets*
- → **Vecteurs :** *dégazage potentiel et faible de substances volatiles (quelques anomalies quantifiées)*
- → **Cibles / enjeux** : *usagés du parking travaillant sur le CNPE*

Risque = f (Sources, Vecteurs/voies, Cibles/Récepteurs/Enjeux).



Les eaux souterraines ne présentent pas d'anomalies en lien avec l'état actuel de la zone ; aucun transfert vers les eaux souterraines et les eaux de mer n'est donc retenu. Les déchets ne sont pas en contact avec les eaux souterraines quelle que soit la situation hydrogéologique (haute et basse mer).

Travaux déjà réalisés

Suite à la découverte de la zone de dépôts, afin de permettre la poursuite des travaux d'aménagement du parking, **des opérations d'excavation et de tri des déchets et terres marquées ont été menées de 2017 à 2019.** Ces travaux ont permis de tester sur site la faisabilité de tri des déchets enfouis et d'assurer une gestion différenciée selon leur qualité (réutilisation ou évacuation hors site). **In fine une réhabilitation partielle de la zone a d'ores et déjà été réalisée.**

> le volume total de sols avec présence de déchets restant est évalué entre 25 000 - 29 500 m3 (initial entre : 50 000 m3 et 55 000 m3)
>
> le volume total de déchets présents est estimé entre : 1000 – 3000 m3 (initial entre : 3 500 m3 et 5 600 m3)

Les travaux déjà réalisés de 2017 à 2019 lors des aménagements sur la zone d'étude ont permis de retirer environ 50% des déchets historiques.

Démarche d'assainissement proposée

La présente étude met en évidence la compatibilité de l'état des sols avec les usages actuels et l'absence de risque sanitaire ou environnemental. Conformément à la méthodologie nationale d'avril 2017 en vigueur et aux recommandations du guide ASN n°24 (voir référence), il convient d'étudier la mise en œuvre de mesures de gestion dans une logique d'amélioration de la qualité des milieux et « afin d'aller aussi loin que raisonnablement possible dans l'assainissement ».

Pour les anomalies en éléments traces métalliques (ETM) dans les sols et pour les déchets enfouis, seules les techniques par excavation et évacuation hors site ou confinement/recouvrement sont applicables. Pour les anomalies en hydrocarbures (HCT) dans les sols, d'autres solutions pourraient être envisagées (biotertre, désorption thermique, …). Néanmoins, différents facteurs (faible volume, teneurs modérées en hydrocarbures et localisation des anomalies dans des horizons présentant des déchets) vont considérablement limiter les abattements. Pour ces différentes raisons, aucune autre solution n'a été envisagée.

- **Scénario 1 : Assainissement complet :** retrait de tous les déchets et évacuation des concentrations en HCT et ETM supérieures à l'état de référence) :
  - **Scénario 1a** : sans tri des matériaux – budget de 14 à 18 Millions € HT
  - **Scénario 1b** : avec tri des matériaux pour optimiser la quantité de matériaux à évacuer – budget de 12 à 16 Millions € HT

Ce scénario considère donc les opérations déjà menées et des complémentaires pour un retour à l'état de référence.

- **Scénario 2** : **Assainissement poussé** : considération des opérations de réhabilitation déjà menées et maintien en place des déchets et des anomalies en HCT et ETM actuellement en place avec action de surveillance – budget de 4 millions € HT

Le bilan avantages-inconvénients met en évidence pour les scénarios 1a et 1b d'assainissement complet :

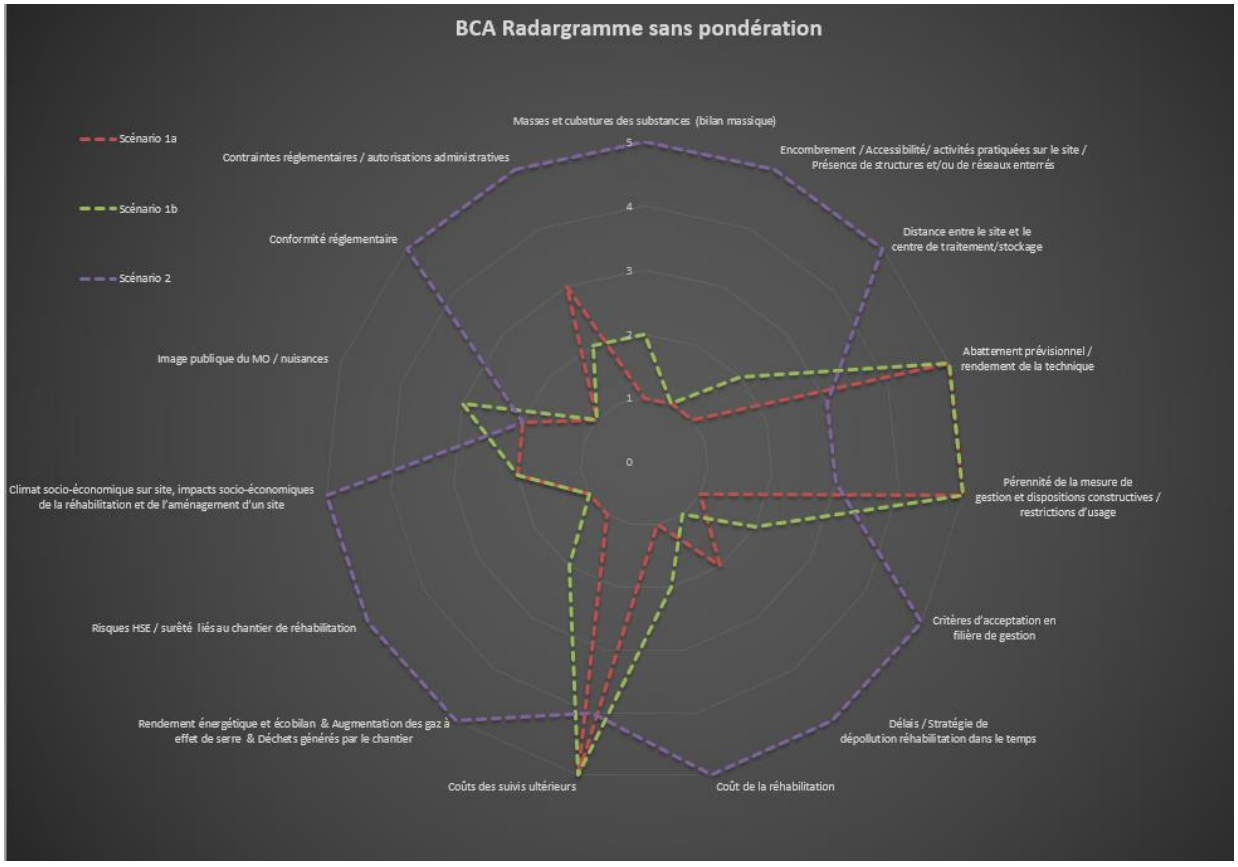
* Des contraintes en termes d'exploitation et de sureté (pérennité de la clôture, usages du parking, PUI, etc) ;

* Un écobilan très défavorable (utilisation de nombreux engins mécanique, augmentation du trafic de camions sur les routes, etc),

* Des coûts disproportionnés en l'absence d'enjeux sanitaires et environnementaux (seul un spot en HCT est encore présent).

Par ailleurs, la zone ne serait pas exploitable avant plusieurs mois (8 à 18 mois) ce qui entrainerait des perturbations sur le fonctionnement normal du site.

L'assainissement poussé apparait suffisant aujourd'hui puisque des opérations de réhabilitation ont déjà été réalisées et ont permis de traiter une partie importante de la zone d'étude ; il présente le meilleur score (92/100 contre 37/100 et 42/100 pour les 2 autres scénarios) et le meilleur bilan coût avantages (bilan environnemental positif, permet de maintenir l'usage de la zone et l'exploitation) ; il est le plus adapté et proportionné aux enjeux actuels.



Analyse des enjeux sanitaires

L'analyse des enjeux sanitaires menée sur la base de l'état actuel des milieux a mis en évidence des risques sanitaires acceptables pour les usagers du site (travailleurs EDF) *via* l'inhalation de composés volatils en considérant l'usage actuel (parking VL extérieur). Compte tenu du recouvrement de l'ensemble de la zone (enrobé), aucun risque sanitaire lié à l'inhalation/ingestion de poussières n'est mis en évidence. **Ainsi, l'analyse des enjeux sanitaires met en évidence que l'état actuel des milieux est compatible avec l'usage actuel de la zone d'étude et aucun autre usage de la zone dans le futur n'est prévu à l'heure actuelle**

L'exposition calculée est nettement inférieure aux seuils définis en France pour ce type d'étude.

Un programme de surveillance réglementaire des eaux souterraines est déjà mis en place au niveau de la zone de dépôts historiques des déchets de Flamanville depuis 2018. Pour donner suite à l'inscription de la zone à l'Inventaire National ANDRA en 2021 et afin de répondre à l'action DECPAR2 du PNGMDR, la surveillance chimique des eaux souterraines est complétée par la surveillance de paramètres radiologiques. Ce programme de surveillance, réalisé à fréquence trimestrielle, sera maintenu dans le cadre de la mise en œuvre du scénario de gestion retenu et le cas échéant, ce programme pourra être adapté en fonction de l'évolution de la qualité des eaux souterraines observée.

Mesures de conservation de la mémoire

Dans la mesure où des déchets et des concentrations résiduelles sont laissées en place, nous recommandons de conserver la mémoire de la localisation de la zone traitée dans le cadre de ce scénario d'assainissement et de la zone non traitée avec présence de déchets et d'anomalies en hydrocarbures et en métaux. Des limitations d'usage sont recommandées notamment en lien avec l'infiltration des eaux, les usages des eaux souterraines et des dispositions telles que le maintien du recouvrement sont proposées.

3 CONTEXTE ET OBJECTIFS

3.1 Contexte

Au niveau de la zone nord du site de Flamanville, à l'emplacement du parking de l'EPR récemment construit, des déchets historiques enfouis ont été découverts au cours de travaux d'aménagement à la fin de l'année 2016.

Suite à cette découverte, un Evènement Significatif pour l'Environnement (ESE) a été déclaré et EDF a engagé une démarche de gestion de la zone, en s'appuyant sur la méthodologie nationale de gestion des sites et sols pollués (voir référence) et sur le guide n°24 de l'ASN (voir référence). Les premières étapes ont consisté à caractériser la zone et à finaliser les travaux d'aménagement qui étaient en cours. L'étape actuelle consiste, conformément à l'engagement pris par EDF dans son courrier à l'ASN du 20 octobre 2021 (voir référence), à transmettre un dossier Plan de Gestion relatif à la zone de dépôts historiques des déchets de Flamanville.

3.2 Situation administrative de la zone d'étude

Situé en bordure de Manche, sur la côte ouest du Cotentin, le site de FLAMANVILLE est localisé à 21 km au sud-ouest de Cherbourg.

La plateforme sur laquelle est implanté le site de FLAMANVILLE est située à la cote + 12,4 m NGF N. Le zéro « cote marine » correspond à la cote -4,92 m NGF N.

La zone d'étude présente les caractéristiques suivantes :

eau 1. Carte d'identité du la zone d'étude

Adresse du site	CNPE de Flamanville 50340 Flamanville
Zones concernées	Zone de dépôts historiques de déchets de Flamanville
Activités actuellement exercées sur le site	CNPE de Flamanville (50) **Parking véhicules légers Zone Nord**
Activités exercées par le passé sur le site	Base vie des entreprises extérieures pour l'aménagement de Flamanville 1-2 puis pour l'aménagement de Flamanville3
Situation administrative de la zone d'étude	Périmètre de l'INB 108
Usage futur	Usage industriel (parking VL)

Un descriptif complet de la zone d'étude et de sa situation géographique est donné dans la Section 5.2.

Les Figure 1 et Figure 2 ci-dessous donnent les éléments principaux de la zone d'étude qui sont pertinents par rapport aux objectifs, à la situation réglementaire et à l'historique de la zone d'étude. Les relations entre la zone d'étude et son environnement immédiat sont détaillés dans la section 5.2.

La délimitation de la zone d'étude a été réalisée en se basant sur les résultats des investigations menées entre 2016 et 2021 (détaillés dans la section 6) et la délimitation des déchets réalisée à cette époque, dont l'emprise a été reprise en Figure 16. La délimitation englobe également les travaux réalisés sur la zone d'étude (détaillés dans la section 9), dont l'emprise est reportée en Figure 35.

La zone d'étude délimitée est ainsi un peu plus large que la délimitation des déchets afin d'avoir un domaine modélisé qui englobe bien la zone de dépôts historiques de déchets et qui puisse tenir compte des données environnantes.

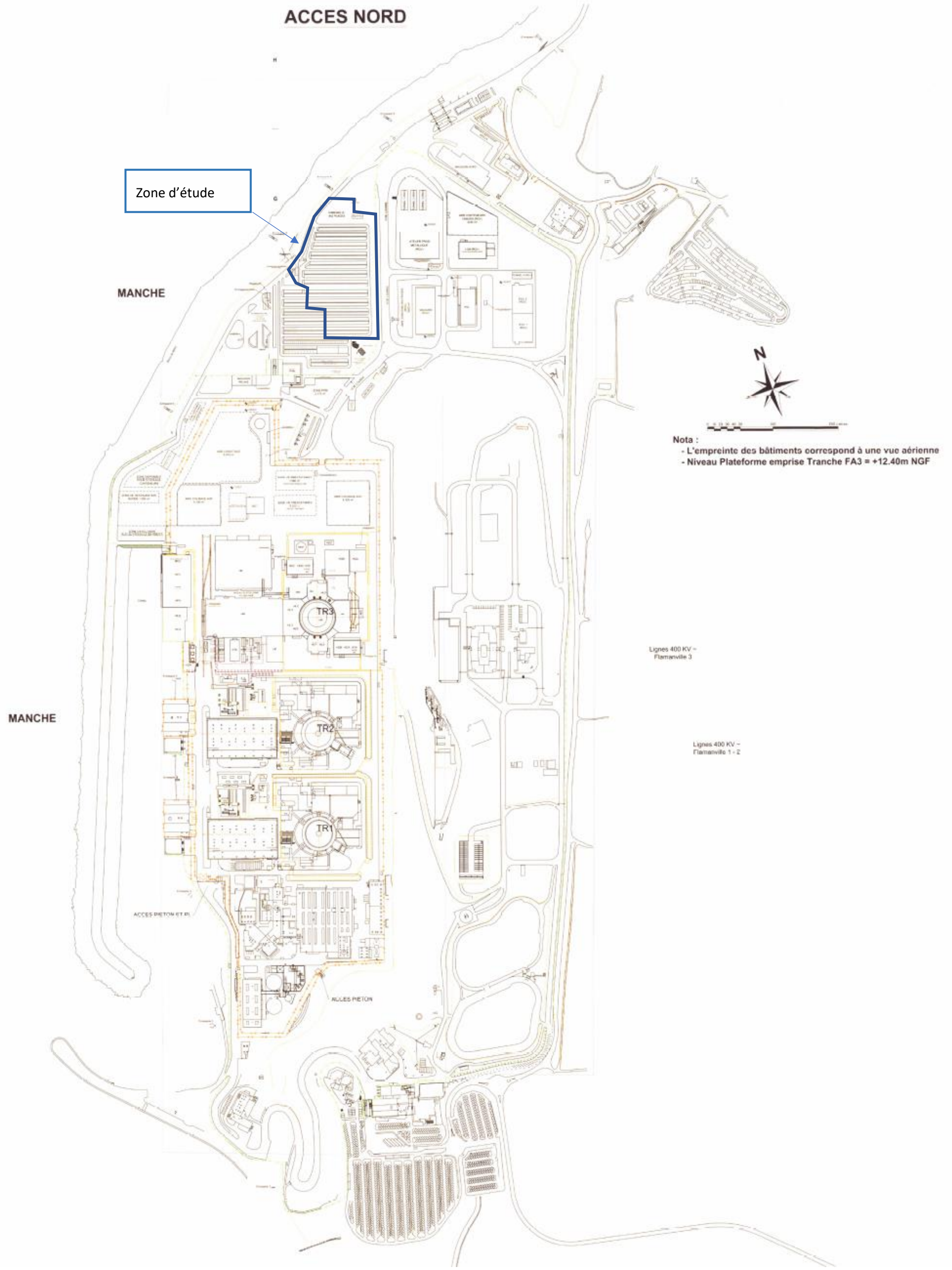


Figure 1 : plan de masse du CNPE de Flamanville et localisation de la zone d'étude

La Figure ci-dessous donne la localisation de la zone d'étude par rapport aux périmètres INB. La zone d'étude se trouve au sein du périmètre des INB 108 et 109 matérialisé par la ligne en pointillé vert foncé.

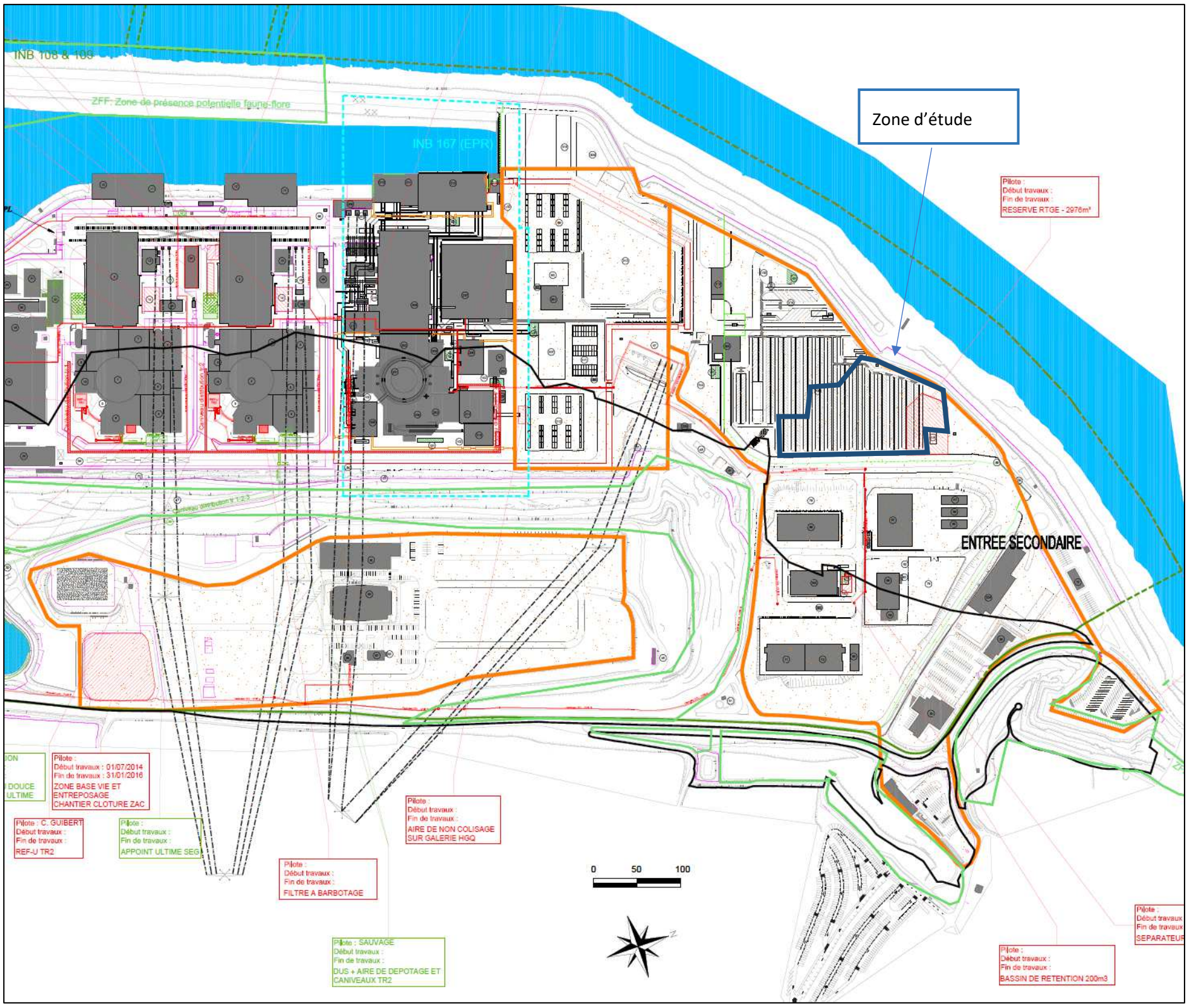


Figure 2 : Zone d'étude par rapport aux limites INB du CNPE de Flamanville

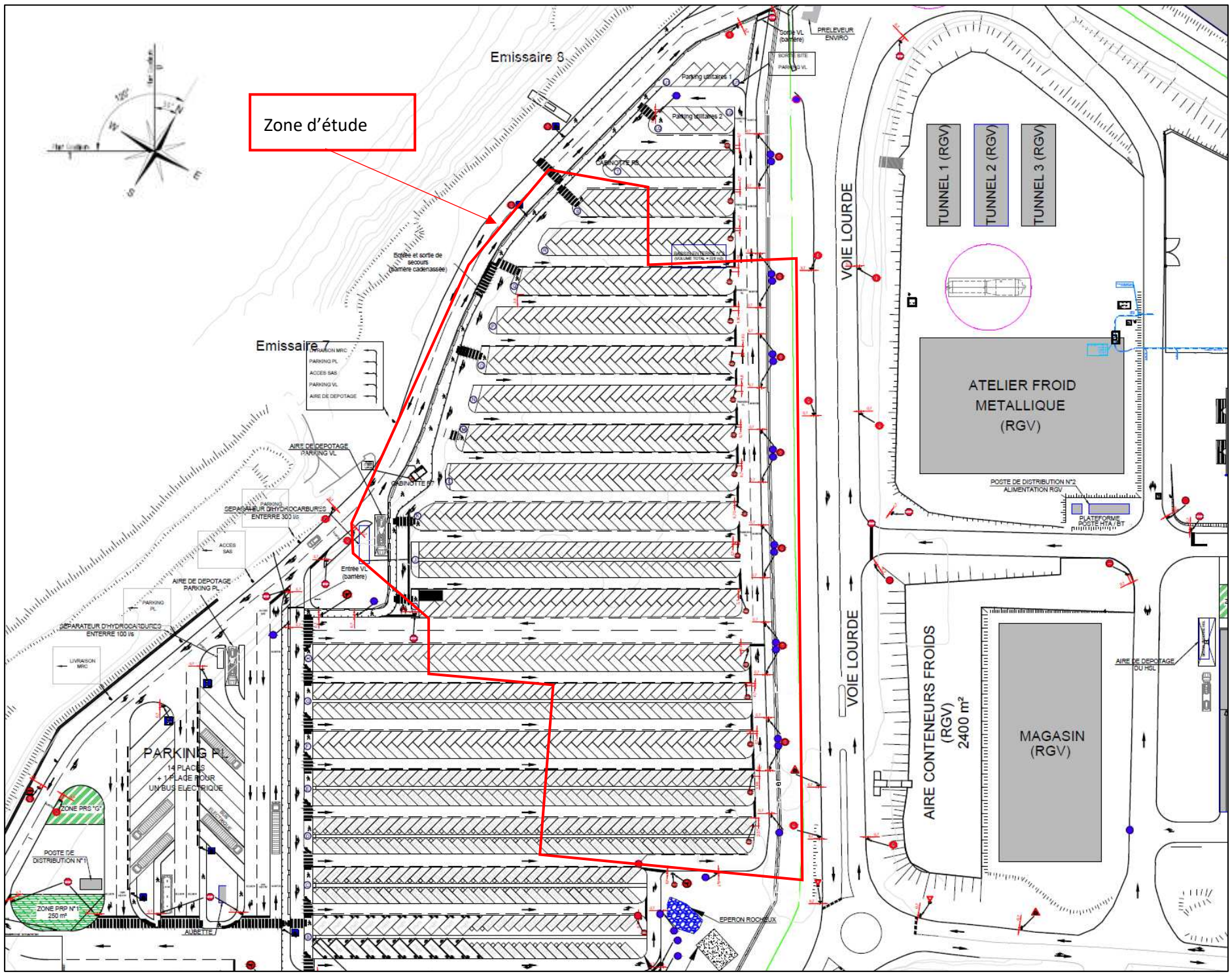


Figure 3 : Zone d'étude par rapport au plan des réseaux – localisation des ouvrages présents au droit du site

3.3 Objectifs

La société EDF a mandaté le bureau d'études ENVISOL afin de réaliser un Plan de Gestion (prestation globale PG selon la norme NFX-31-620-2) de la zone de dépôts historiques de déchets de Flamanville comportant :

- → **Une Evaluation Quantitative des Risques Sanitaires (EQRS, prestation élémentaire A320) ;**
- → **Une étude technico-économique et environnementale avec un Bilan Coûts Avantages (BCA, prestation élémentaire A330) afin d'identifier le meilleur scénario de gestion possible.**

Le plan de gestion est un document d'orientation qui vise à étudier différents scénarios de gestion d'une zone marquée. Il doit contenir la synthèse des études ayant abouti à identifier et caractériser le ou les marquages du site et de son environnement. Il vise plus particulièrement à définir la stratégie de gestion à mettre en œuvre en vue de la réalisation des travaux de réhabilitation qui interviendraient dans une phase ultérieure.

La finalité du plan de gestion est par conséquent la suivante :

- maîtriser les sources et les impacts ;
- proposer au moins 2 scénarios de gestion ;
- vérifier la nécessité de recourir à un plan de conception de travaux et, le cas échéant, définir les essais de faisabilité à réaliser .

Les résultats des investigations et des travaux d'aménagement déjà réalisés en préalable à la rédaction du Plan de Gestion sont également présentés de manière synthétique dans le présent rapport. Les parties présentées dans le rapport concernent :

- l'historique et le contexte environnemental du site ;
- l'état des milieux et le schéma conceptuel initial ;
- une étude géostatistique des substances présentant des marquages : définition du bruit de fond, dimensionnement du dépôt, volumes et masses en place ;
- les essais et travaux menés ;
- l'état des milieux actuels avec les volumes et masse en place de substances/ déchets restants;
- l'identification des différentes options de gestion et une comparaison selon leurs avantages et inconvénients
- une évaluation quantitative des risques sanitaires (EQRS).

4 REFERENCES DOCUMENTAIRES

4.1 Références réglementaires, méthodologiques et normatives

Les références suivantes sont intégrées dans la présente étude :

- Doctrine ASN sur la gestion des sites pollués (2012) ;
- Guide ASN n°24 sur la gestion des sols pollués par les activités d'une INB (2016) ;
- Guide Inter-Exploitants : Réhabilitation des sols d'une Installation Nucléaire de Base (révision 2019) ;
- Courrier de l'Autorité de sûreté nucléaire référencé CODEP-CAE-2017-052234 du 19 décembre 2017, Reprise des activités d'excavation des déchets historiques afin de tester un pilote de tri.
- Guide ASN/MEDDE/IRSN 2011 : Gestion des sites potentiellement pollués par des pollutions radioactives ;
- NF X31-620 du 24/12/2021 « Qualité du sol – Prestations de services relatives aux sites et sols pollués » Parties 1 à 4 ;
- Méthodologie nationale de gestion des sites et sols pollués - Avril 2017. Note DGPR du 19 avril 2017 et les 2 guides méthodologiques ;
- NF EN ISO 21365 du 8/08/2020 « Qualité du sol – Schémas conceptuels de sites pour les sites potentiellement pollués » ;
- Traitabilité des sols pollués : Guide méthodologique pour la sélection des techniques et l'évaluation de leurs performances, ADEME, 15 octobre 2009 ;
- Projet ESTRAPOL – essais de faisabilité de traitement de sols pollués, ADEME, 2019 ;
- Quelles techniques pour quel traitement – Analyse coûts-bénéfices, BRGM, juin 2010 ;
- Guide de valorisation hors site des terres excavées issues de sites et sols potentiellement pollués dans des projets d'aménagement, BRGM-INERIS, avril 2020 ;
- Guide relatif aux mesures constructives utilisables dans le domaine des SSP, rédigé par le BRGM, Août 2014 ;
- Définir une stratégie de dépollution : Approche basée sur la masse de polluant et la capacité de relargage d'une pollution, BRGM, février 2016;
- Élaboration des bilans coûts-avantages adaptés aux contextes de gestion des sites et sols pollués, ADEME-UPDS, version de mars 2017 ;
- Pollution concentrée, définition, outils de caractérisation et intégration dans la méthodologie nationale de gestion des sites et sols pollués, guide de l'UPDS d'avril 2016 ;
- ADEME. 2018. Méthodologie de détermination des valeurs de fonds dans les sols : Echelle territoriale. Groupe de travail sur les valeurs de fonds ;
- ADEME. 2018. Méthodologie de détermination des valeurs de fonds dans les sols : Echelle du site. Groupe de travail sur les valeurs de fonds ;

- ➔ Détection de valeurs anomaliques d'éléments traces métalliques dans les sols à l'aide du Réseau de Mesure de la Qualité des Sols. Étude et Gestion des Sols, Volume 15,3,2008 – pages 183 à 200 ;
- ➔ Guide pour la mise en œuvre des servitudes applicables aux sites et sols pollués, rédigé par le Ministère en charge de l'Environnement, janvier 2011 ;
- ➔ Guide méthodologique– Février 2007 – « La démarche d'analyse des risques résiduels » - Ministère chargé de l'environnement ;
- ➔ Guide méthodologique relatif au Plan de Conception des Travaux (PCT) – Octobre 2019 – Ministère chargé de l'Environnement ;
- ➔ Article 66 de la loi Climat et Résilience du 22 août 2021 ;
- ➔ http://www.selecdepol.fr.

Les études ont été menées conformément à la méthodologie développée par le Ministère en charge de l'environnement (avril 2017) (voir référence).

La codification, selon la Norme NFX 31-620 partie 2 de décembre 2021 (voir référence), des prestations prévues par ENVISOL dans la présente offre pour répondre au mieux aux besoins et objectifs de l'étude sont indiquées dans le tableau suivant.

Tableau 2. Prestations demandées selon la Norme NFX 31-620.

DOMAINE A					
PRESTATIONS GLOBALES			PRESTATIONS ELEMENTAIRES		
Code	Dénomination	Prévue	Code	Dénomination	Prévue
AMO études	Assistance à maîtrise d'ouvrage en phase Etudes	☐	A100	Visite du site	☐
			A110	Etudes historique, documentaire et mémorielle	☐
LEVE	Levée de doute pour savoir si un site relève ou non de la méthodologie nationale des sites pollués	☐	A120	Etude de vulnérabilité des milieux	☐
			A130	Elaboration d'un programme prévisionnel d'investigations	☐
INFOS	Réalisation des études historiques, documentaires et de vulnérabilité afin d'élaborer un schéma conceptuel et, le cas échéant, un programme prévisionnel d'investigations	☐	A200	Prélèvements, mesures, observations et/ou analyses sur les sols	☐
			A210	Prélèvements, mesures, observations et/ou analyses sur les eaux souterraines	☐
DIAG	Mise en œuvre d'un programme d'investigations et interprétation des résultats	☐	A220	Prélèvements, mesures, observations et/ou analyses sur les eaux superficielles et/ou sédiments	☐
			A230	Prélèvements, mesures, observations et/ou analyses sur les gaz du sol	☐
PG	Plan de gestion dans le cadre d'un projet de réhabilitation ou d'aménagement d'un site	☑	A240	Prélèvements, mesures, observations et/ou analyses sur l'air ambiant et les poussières atmosphériques	☐
			A250	Prélèvements, mesures, observations et/ou analyses sur les denrées alimentaires y compris l'eau du robinet	☐

IEM	Interprétation de l'état des milieux	☐	A260	Prélèvements, mesures, observations et/ou analyses sur les terres excavées	☐
SUIVI	Surveillance environnementale	☐	A270	Interprétation des résultats des investigations	☐
BQ	Bilan quadriennal	☐	A300	Analyse des enjeux sur les ressources en eaux	☐
CONT	Contrôle : - de la mise en œuvre du programme d'investigations ou de surveillance ; - de la mise en œuvre de mesures de gestion	☐	A310	Analyse des enjeux sur les ressources environnementales	☐
			A320	Analyse des enjeux sanitaires	☑
XPER	Expertise dans le domaine des sites et sols pollués	☐	A330	Identification des différentes options de gestion possibles et réalisation d'un bilan coûts/avantages	☑
VERIF	Vérifications en vue d'évaluer le passif environnemental lors d'un projet d'acquisition d'une entreprise	☐	A400	Dossiers de restriction d'usage, de servitudes.	☐

4.2 Références spécifiques à l'étude

Les références spécifiques à la zone d'étude sont les suivantes :

- → Rapport SERAPIS – Travaux de raccordement des réseaux SEO à l'émissaire R8 de Juillet 2016. Référence N°2016/06/14/V2
- → Rapport ENVISOL R-LB-1708-4a du 25/08/2017, Première campagne d'investigations de sols sur la zone Nord du CNPE de Flamanville ;
- → Avis technique TEGG D309517022940 du 25/08/2017, Synthèse des fouilles à la pelle mécanique réalisées au niveau de la zone de déchets historiques au nord de Flamanville 3
- → Rapport ENVISOL R-CN-1709-1a du 26/09/2017, Caractérisation géophysique (tomographie de résistivité électrique) de la zone d'entreposage historique ;
- → Rapport d'ESE intitulé « Découverte d'anciens déchets nucléaires parmi des déchets réputés conventionnels, sans conséquence pour l'environnement », référencé D5330RE000317 et transmis le 26/10/2017 à l'ASN ;
- → Rapport ENVISOL R-LB-1710-4b du 12/12/2017, Deuxième campagne d'investigations de sols sur la zone Nord du CNPE de Flamanville ;
- → Rapport ENVISOL R-LB-1804-4a du 23.04.2018, Zone Parking Nord – FLAMANVILLE 3 - 2nd campagne de prélèvements ;
- → Note technique TEGG D309517033145 du 12/12/2017, Pilote de tri de la zone du parking Nord de Flamanville ;
- → Rapport SOLEO N1584-02 du 19/07/2018, Rapport de fin de travaux du plot d'essai terrassement et tri de matériaux, Zone nord de Flamanville ;
- → Rapport GUINTOLI NMFT02 R RFI GE 1700 du 12/06/2019, Rapport de fin d'intervention du pilote de tri, Zone nord de Flamanville ;

→ Rapport ENVISOL R-LF-2106-1b du 03/09/2021, Troisième campagne d'investigations de sols sur la zone Nord du CNPE de Flamanville.

→ Courrier du 11/04/2022, référencé D454122009059 de EDF à l'ASN

5 ETUDE HISTORIQUE ET DOCUMENTAIRE

5.1 Enquête historique / activités recensées au droit de la zone d'étude

Historique de la zone

L'origine de la zone de dépôts historiques de déchets date du début des années 80 et est associée au chantier d'aménagement des tranches 1 et 2 du site de FLAMANVILLE dont le couplage a eu lieu en 1985-1986.

Cette zone se situe à environ 1 km au nord de l'implantation des tranches 1 et 2, en arrière de la digue prolongeant la digue principale. A l'époque, la zone était localisée à proximité d'une base de chantier assurant la production du béton.

Selon les témoignages recueillis, des déchets de chantier de type bétons, armatures, bois, plastiques étaient déposés dans la zone à l'avancement du chantier et recouverts d'une couche de terre par des engins de terrassement.

Figure 4 : Photographie de la zone de dépôts historiques de déchets lors des travaux d'aménagement au nord de la zone d'étude en 2017

Les dépôts de déchets sur la zone se sont terminés au début des années 90 lors de travaux de terrassement préalables à un projet d'aménagement d'une 3ème tranche 1300 MW réalisés en 1993-1994, projet abandonné ultérieurement.

Sur la période du début d'exploitation du site (1985-1986 à 1993-1994), la zone a fait l'objet de dépôts ponctuels de déchets conventionnels, consécutivement à des arrêts de tranche ou des évènements fortuits.

En particulier deux évènements ont été relatés et expliquent la présence de matériels et déchets d'exploitation.

En 1987, une tempête a arraché une partie du toit du magasin, exposant ainsi les matériels entreposés aux intempéries. Les matériels et stocks rendus inutilisables ont été sortis et déposés dans la zone.

En 1991, un incendie survenu à la laverie chaude du site a endommagé des tenues de travail entreposées après nettoyage et contrôle radiologique et destinées à être réutilisées en zone contrôlée par les intervenants. Les traces de brûlures constatées sur celles-ci les rendaient inutilisables et auraient à l'époque constitué un écart aux critères d'acceptation en centre d'enfouissement des déchets très faiblement radioactifs. Leur dépôt dans la zone aurait été décidé sur la base du respect des seuils de contrôle radiologique de l'époque. **A postériori, les calculs réalisés à partir des faibles traces de Co60 mesurées sur ces dernières attestent du respect des seuils de l'époque.**

Ces éléments sont détaillés dans le rapport d'ESE intitulé « Découverte d'anciens déchets nucléaires parmi des déchets réputés conventionnels, sans conséquence pour l'environnement », référencé D5330RE000317 et transmis le 26/10/2017 à l'ASN (cf. paragraphe 4.2, voir référence).

La cohérence entre les témoignages recueillis, les documents d'archives retrouvés, les constats et les mesures réalisées permettent de confirmer que ces évènements sont restés ponctuels et sans conséquence sur l'environnement.

Extraction de déchets issus de la laverie de FLAMANVILLE 1-2

En décembre 2016, dans le cadre de l'aménagement de la zone Nord du projet EPR, plus particulièrement lors de l'intervention au niveau de l'émissaire 8 du site (cf Figure 3), des tenues de zone, emballées dans des sacs plastique étiquetés « déchets dangereux » ont été découvertes. Une enquête historique auprès du personnel en charge de la gestion des déchets de FLAMANVILLE (personnel en inactivité notamment) a permis de recueillir des témoignages et comprendre les faits en cause qui remontent au début des années 90.

Toutes les tenues disposées à cet endroit ont été extraites entre 2016 et 2018 et comptabilisées (environ 800 tenues). Un ESE a été déclaré en 2017 et relate plus en détail les éléments associés à cette découverte (voir référence). Les analyses menées avec les moyens de mesure actuels utilisés en laboratoire (spectrométrie gamma) ont révélé la présence ponctuelle de traces de contamination (Co60) fixée dans les fibres textiles des tenues. Les tenues ont été expédiées en déchets en filière nucléaire. Les terres au contact des sacs ont été analysées sans aucune détection de contamination, confirmant le caractère fixé de la contamination observée.

En réponse à la demande de l'Autorité de sûreté nucléaire, la zone objet du présent plan de gestion a été inscrite à l'Inventaire National ANDRA en 2021. Toutefois, **les témoignages recueillis convergeaient tous sur un évènement isolé lié à un incendie bien identifié et non sur une pratique habituelle.**

Travaux d'aménagements récents sur la zone

Au niveau de l'emprise de la zone concernée par le plan de gestion, plusieurs travaux d'aménagement ont été réalisés depuis 2017. Ces aménagements sont retrouvés sur la Figure 3.

La zone concernée est actuellement un parking pour véhicules légers (VL) d'une capacité de plus de 900 places. Il accueille les salariés intervenant sur le site de l'EPR.

Ce parking est réalisé avec une structure en enrobé. Un réseau d'éclairage et des bornes de recharges pour des voitures électriques équipent ce parking. Les eaux pluviales sont collectées par des grilles avaloires dans un réseau d'effluents susceptibles de contenir des hydrocarbures (SEH). Ces eaux sont traitées par un séparateur d'hydrocarbures (ou déshuileur). Ce déshuileur est dimensionné pour recevoir « le premier flot des eaux pluviales » conformément à l'arrêté INB. Il peut traiter une pluie de 10 minutes d'intensité annuelle. Au-delà de ce volume considéré, un système de surverse est mis en place.

Le point bas du réseau SEH est à +10,86 m NGF N.

Le niveau de la plateforme du parking VL est compris entre +15,75 m NGF N et +13,30 m NGF N. La plateforme du parking a été réalisée en respectant le critère PF2 (Ev2 > 50 MPa) au sens du GTR SETRA/LCPC.

Une aire de dépotage en béton est mise en place à proximité du déshuileur installé en aval du réseau SEH et permettant sa vidange. Un système de pentes permet de recueillir les effluents répandus sur l'aire et de les rediriger vers le réseau SEH ou le réseau SEO. Hors dépotage, la liaison vers SEO est ouverte et la liaison vers SEH est fermée.

En fonctionnement normal, les eaux propres recueillies en aval du déshuileur sont dirigées par un réseau SEO vers l'émissaire R7.

Un bassin de confinement n°2, dont les travaux de terrassement pour son installation ont mis au jour les déchets, est situé sous l'emprise du parking VL. Il est destiné à collecter des eaux pluviales de voiries dont une partie de la voirie lourde. En fonctionnement normal, les eaux recueillies s'écoulent par un orifice de sortie au-dessus d'un certain volume, appelé volume mort. Les eaux pluviales sont rejetées en mer au niveau de l'émissaire R8. Ce bassin est posé à l'altimétrie de +9,40 m NGF N.

L'installation de ce bassin n°2 a fait partie des travaux de réhabilitation de l'émissaire R8. Des portions de réseaux SEO ont été créées tandis que d'autres sont condamnées ou à déposer.

Le parking VL est traversé par le réseau SEO R7. Ce réseau a été réhabilité. Le dernier regard n°SEO-E7-3322 avant le rejet est installé à la cote de +7,67 m NGF N.

5.2 Étude de vulnérabilité des milieux

5.2.1 Contexte géographique et topographique

L'emprise de la zone d'étude est incluse dans le périmètre de l'INB 108 du site de Flamanville, dans le département de la Manche (50).

Le Tableau 1 synthétise les informations collectées. Les Figure 1 et Figure 2 présentent la localisation de la zone d'étude au sein du CNPE de Flamanville. La Figure 3 présentent une vue d'ensemble des aménagements au sein de la zone d'étude.

Dans son environnement immédiat, le CNPE est bordé :

- ➔ au nord et à l'ouest, par la Manche ;
- ➔ à l'est et au sud, par des champs agricoles.

L'adresse exacte est la suivante :

CNPE EDF
50 340 FLAMANVILLE

La zone d'étude se trouve à la cote NGF approximative de +14 m NGF N (Nivellement Général de la France). La zone est globalement plane.

La zone d'étude est implantée sur une partie de la parcelle cadastrale de section AN et de numéro 600. La superficie totale de la parcelle est d'environ 579 000 m^2 mais la zone de dépôts historiques des déchets concerne uniquement une zone d'environ 1 ha.

Annexe 1. Extrait du plan cadastral du site

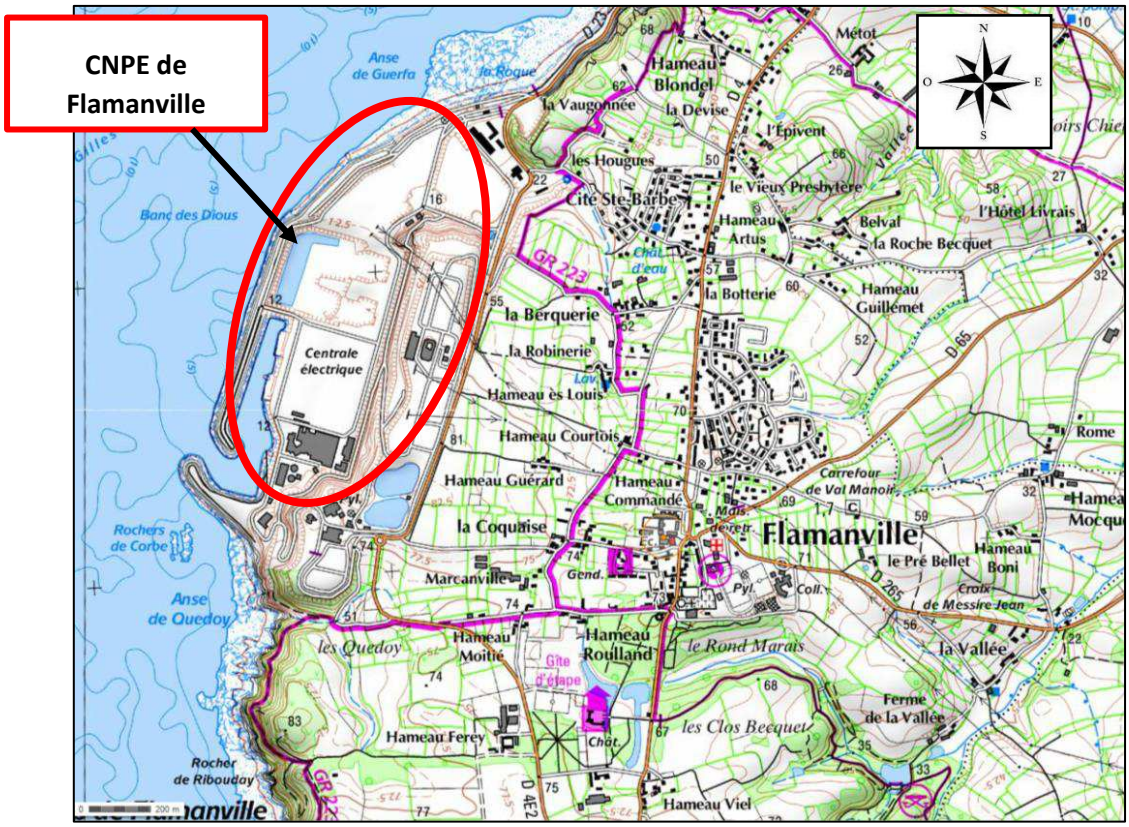


Figure 5 : Localisation géographique du CNPE de Flamanville (source : Google.fr)

5.2.2 Contexte géologique

La côte aux environs de Flamanville a une direction orientée du nord-nord-est vers le sud-sud-ouest.

Le site de Flamanville se trouve sur les terrains du Cotentin « Armoricain », à cheval sur un pluton granitique et son auréole métamorphique de contact d'âge cambrien, silurien et dévonien :

- à l'est, le massif granitique de Flamanville, également appelé batholite de Flamanville ;
- à l'ouest, dans le domaine marin, le synclinorium de Diélette (ou Siouville), constitué de cornéennes et de quartzites métamorphisés au contact du granite ;
- le contact entre ces deux unités est orienté parallèlement au rivage (N20°E à N30°E) et passe à peu près au milieu des salles des machines du site.

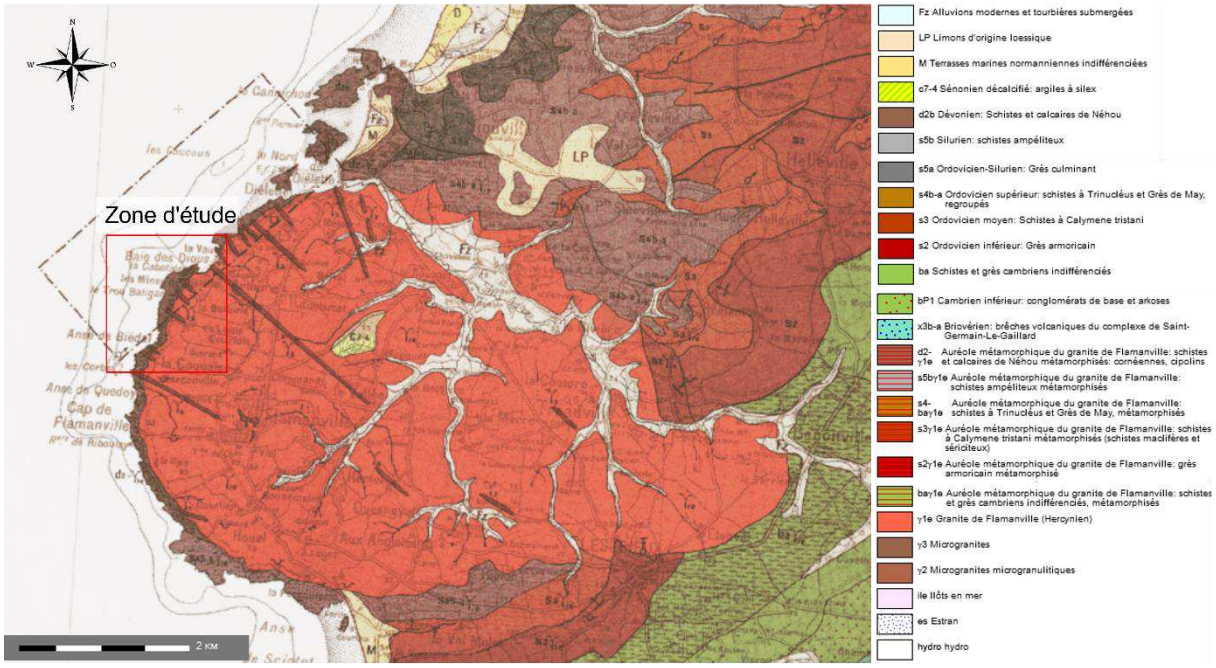


Figure 6 : Extrait de la carte géologique au 1/50 000 de Dieppe et sa légende (BRGM, n°43).

Les sondages et piézomètres réalisés sur la zone d'étude ont mis en évidence la présence de remblais à blocs en surface sur au moins 15 m. La Figure 7 ci-dessous représente la coupe du piézomètre référencé 0SEZ033-PZ. Cet ouvrage a été installé sur la zone d'étude en 2017.

COUPE LITHOLOGIQUE ET EQUIPEMENT DES PIEZAIRS / PIEZOMETRES

ENVISOL		CLIENT	
56 rue Chasselièvre 76 000 ROUEN Tel : 02.32.10.73.31 - Fax : 02.35.98.19.20		Société :	EDF
		Nom du site :	Flamanville3 - Zone nord
		Nom de l'ouvrage :	Pz1
Intervenant sur site :	Laurent BRIGAUD	Date de foration et pose :	12/10/2017

OBSERVATIONS ET CARACTERISTIQUES DE L'OUVRAGE

Equipement en tete :	Capot métallique	Repère du nivellement :	Haut du tube PEHD
Profondeur de l'ouvrage / repère (m) :	15,77	Hauteur capot / sol (cm) :	non mesuré
Cote relative de l'ouvrage (m) :	-	Diamètre du tubage (mm) :	80/90

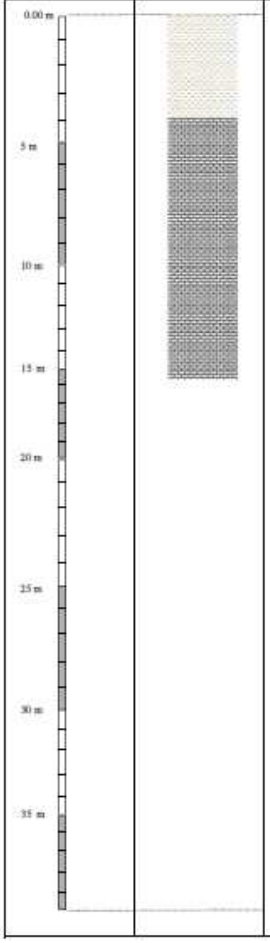
Profondeur (m)	Coupe lithologique	Description	Coupe technique	Equipements
		0-4 m : Remblais sablo-graveleux (marron) 4-16 m : blocs granitiques		Bouchon de tête 0-5 m : tube plein 5-16 m : tube crépiné Bouchon de fond 0-0,5 m : béton 0,5-4 m : bentonite 4-16 m : massif filtrant

Figure 7 : Coupe lithologique de l'ouvrage Pz1 implanté sur la zone d'étude et référencé 0SEZ033-PZ au sein du CNPE de Flamanville

5.2.3 Contexte hydrologique

La zone d'étude se situe en bordure immédiate de la Manche. (cf. Figure 5).

5.2.4 Contexte hydrogéologique

Contexte régional

D'après la notice de la carte géologique de Cherbourg, le Paléozoïque, affleurant au droit de la zone d'étude, est imperméable dans son ensemble. Des émergences peuvent être présentes au niveau des fractures mais leur débit varie avec le climat. Au niveau du granite de Flamanville, des nappes phréatiques peuvent être présentes à la limite des arkoses et du granite franc.

En effet, le massif granitique de Flamanville présente une couverture meuble et arable (arène granitique formée de sables plus ou moins argileux), d'une épaisseur de plusieurs mètres, issue de l'altération en place du granite.

Contexte local

Au droit du site de Flamanville, les aquifères potentiels sont de trois types :

- un aquifère, de type « granulaire », constitué par l'arène granitique, produit de la dégradation du granite sous-jacent. L'eau occupe les vides interstitiels entre les grains de sables. Au niveau du site de Flamanville, cet aquifère est uniquement rencontré sur le plateau ;
- un aquifère plus profond, de type « fissural », constitué par le massif granitique et le massif de cornéennes. L'eau circule à travers les discontinuités du massif rocheux (fissures, joints de stratification, diaclases et failles) ;
- un aquifère, de type « granulaire », constitué par les remblais de première et de deuxième phase au droit de la plateforme.

L'épaisseur des remblais, inexistante au droit de l'ancienne falaise, augmente progressivement vers la mer. Les piézomètres réalisés ont permis d'observer des épaisseurs de remblai d'environ 4 m en pied de falaise jusqu'à près de 20 m en bordure du chenal. Les piézomètres du pied de falaise se trouvent en bordure de bâtiments dans les remblais de seconde phase qui présentent généralement des perméabilités élevées.

La nappe des remblais est une nappe à surface libre, en communication directe avec la mer via le canal d'amenée et avec la nappe fissurale du rocher sous-jacente.

Au droit de la zone d'étude, les niveaux statiques mesurés dans les piézomètres montrent que le niveau de la nappe se situe entre + 1 et + 2 m NGF N (soit entre 12 et 13 m de profondeur par rapport au niveau de la plateforme).

La surveillance des piézomètres installés au droit de la zone de dépôts historiques des déchets de Flamanville a permis d'observer que les piézomètres 0SEZ034PZ et 0SEZ035PZ situés côté mer présentent des variations du niveau piézométrique importantes puisqu'ils sont directement influencés par les marées. Le piézomètre 0SEZ033PZ, situé à environ 150 m de la côte, montre une variation piézométrique plus faible.

Les observations et mesures réalisées au droit de la zone de dépôts historiques sont cohérentes avec les niveaux piézométriques et les sens d'écoulements observés à l'échelle du site de Flamanville, avec une influence de la marée sur les niveaux piézométriques et des sens d'écoulements qui s'inversent entre la marée haute et la marée basse. Malgré ces inversions liées aux marées, le sens d'écoulement général est dirigé de la falaise vers la Manche.

5.2.5 Air et poussières

La zone d'étude est entièrement située sous l'emprise du parking et de la voirie.

5.3 Recensement des usages et des enjeux à protéger

5.3.1 Usages des sols

L'usage au droit de la zone d'étude est un usage industriel au sein du CNPE de Flamanville.

La zone d'étude est un parking pour les travailleurs du CNPE. Il n'est pas prévu, à l'heure actuelle, de changement d'usage.

5.3.2 Usages des eaux

- Utilisation des eaux de surface :

Les eaux de surface de la Manche sont principalement utilisées comme source froide pour le fonctionnement de la centrale nucléaire de production d'électricité de Flamanville et intégralement restituées au milieu.

Des usages de pêche sont également recensés, avec vente et consommation des poissons, coquillages, mollusques et crustacés.

- Utilisation des eaux souterraines :

Le site étant localisé en bordure de la Manche qui constitue une limite hydraulique, seuls les points d'eau localisés à l'Est ont été recensés.

D'après les informations recueillies auprès de la Banque de Données du Sous-Sol (site Internet InfoTerre du BRGM), 8 ouvrages captant les eaux souterraines sont présents dans un rayon de 3 km du site. A l'exception de l'ouvrage présent au droit du CNPE de Flamanville, les autres ouvrages se trouvent sur le plateau en amont piézométrique et ne sont donc pas vulnérables vis-à-vis de la zone de dépôts historiques.

Les principales caractéristiques et la sensibilité de chacun de ces ouvrages sont présentées dans le tableau en page suivante.

Tableau 3. Caractéristiques des ouvrages recensés au voisinage du site

Référence BSS	Adresse	Type	Date	Usage	Sensibilité
BSS000FCMF	MARCANVILLE - PARCELLE ZH 19A	FORAGE	03/2006	EAU-CHEPTEL.	+
BSS000FCMG	LA FERME DES CINQ SAISONS	FORAGE	03/2006	EAU-CHEPTEL.	+
BSS000FCMH	4, CHASSE FEREY	FORAGE	03/2006	EAU-CHEPTEL.	+
BSS000FCMK	9 LA VAL MANOIR	FORAGE	11/2005	EAU-DOMESTIQUE.	++
BSS000FCMR	6 RUE DE LA TASSERIE	FORAGE	10/2008	EAU-INDUSTRIELLE.	/
BSS000FCLW	1 CHEMIN DU HAMEAU POUSSARD	FORAGE	01/2010	EAU-DOMESTIQUE.	++
BSS000FCND	CNPE DE FLAMANVILLE	PUITS	10/2014	*ANCIEN PIEZOMETRE HISTORIQUE – Aucun usage des eaux souterraines sur site*	-
BSS000FCMD	9 LE BOIS - PARCELLE ZO 40	FORAGE	03/2006	EAU-CHEPTEL.	+

Figure 8 : Localisation des ouvrages recensés au voisinage du site (Infoterre)

Le forage Alimentation en Eau Potable (AEP) le plus proche se situe sur la commune de Benoîtville à 6 km de la zone d'étude et du CNPE de Flamanville.

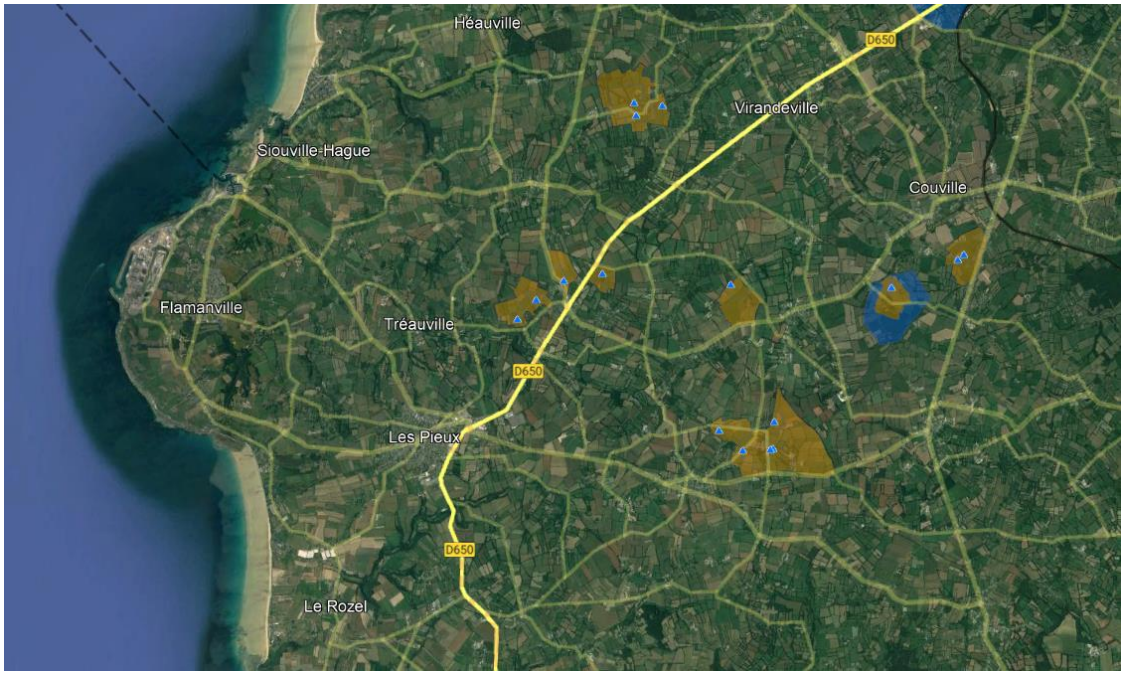


Figure 9 : Position des captage AEP (source ARS) à proximité du CNPE de Flamanville

Les données de l'Agence Régionale de la Santé (ARS) sont présentées dans la Figure 9 ci-dessus. Le site n'est pas inclus dans un périmètre de protection de captage d'AEP.

Compte tenu de la position de la zone d'étude sur un socle granitique, au vu de la distance et surtout de la position hydraulique des différents ouvrages d'AEP (en amont du site), les captages d'AEP ne sont pas vulnérables à un éventuel marquage provenant du site. Il faut d'ailleurs rappeler que la nappe des remblais présente au droit de la zone d'étude s'écoule, de manière générale, vers la Manche.

6 SYNTHESE DES INVESTIGATIONS REALISEES AU DROIT DE LA ZONE D'ETUDE

Dès la découverte des déchets, EDF a mené plusieurs actions pour :

→ **Définir l'étendue de la zone de dépôts historiques de déchets et vérifier la présence ou non de marquages dans les sols, les gaz du sol et les eaux souterraines. Les diagnostics suivants ont été réalisés (voir liste des références en section 2 pour plus de détails) :**

Tableau 4 : Liste des diagnostics réalisés sur la zone d'étude

ENVISOL DIAGNOSTIC 1 – 08/2017	13 fouilles à la pelle mécanique jusqu'à 5 m *56 données de sol exploitables (échantillons analysés en laboratoire COFRAC, descriptions de terrains, observations)*
ENVISOL DIAGNOSTIC 2 – 09/2017	13 Sondages à 12 m 3 fouilles à 5 à 7 m Pose de 5 piézairs et de 3 piézomètres 10 prélèvements sur tas et 10 prélèvements en bords et fonds de fouilles *303 données de sol exploitables (échantillons analysés en laboratoire COFRAC, descriptions de terrains, observations)*
ENVISOL DIAGNOSTIC 3 – 04/2021	16 sondages entre 3 et 9 m *106 données de sol exploitables (échantillons analysés en laboratoire COFRAC, descriptions de terrains, observations)*

→ **Finaliser l'aménagement de la zone en prenant en compte la présence de déchets enfouis, notamment en mettant en œuvre un pilote de tri des déchets permettant de réaliser des opérations de réhabilitation avec évacuation systématique de tous les déchets présents et un seuil de réutilisation des sols de 500 mg/kg pour hydrocarbures HC C_{10}-C_{40}.**

Les grandes étapes de travaux associés à l'aménagement de la zone sont résumées ici :

*Tableau 5 : Liste des travaux qui ont permis de réduire la présence des déchets sur la zone d'étude***

Pilote de tri – SOLEO – 07/2018	*Une excavation au Nord de la zone – proche de l'émissaire 8 : 1 790 m^3* *Une excavation au Sud de la zone – proche de l'émissaire 7 : 1 430 m^3* *66 données exploitables pour la fouille SOLEO*
Pilote de tri – Guintoli – 06/2019	15 667 m^3 excavés. 62 *données de sol exploitables (échantillons analysés en laboratoire COFRAC, descriptions de terrains, observations)*

*** le détail de ces pilotes de tri est donné dans la section 9.*

Le présent chapitre expose :

- → **L'historique des diagnostics menés et l'uniformisation des données ;**
- → **Sur le milieu sols, les substances chimiques d'intérêt (métaux sur brut et hydrocarbures HCT C_{10}-C_{40}). Des calculs de bruit de fond anthropisé ont été réalisés pour ces composés traceurs ;**
- → **Une synthèse de l'état des milieux.**

6.1 Historique des diagnostics

Afin de compléter sa mission avec la meilleure précision, ENVISOL a synthétisé l'ensemble des données sol disponibles pour les différents milieux investiguées (sols, eaux souterraines, gaz du sol) sur la zone d'étude et en dehors (afin d'établir un bruit de fond) – au sein de l'emprise du site de Flamanville.

Ces données ont permis de réaliser deux valorisations des données :

- ➔ Définition du bruit de fond anthropisé de référence du site de Flamanville à date du rapport ;
- ➔ Modélisation de l'état initial de la zone d'étude avec l'élaboration d'un bloc modèle 3D des connaissances à date du rapport.

6.1.1 L'uniformisation des données existantes

Les données utilisées dans cette étude proviennent des investigations réalisées sur la zone d'étude et en dehors. Pour les besoins de l'études, elles ont été réparties en 3 jeux de données :

- les données sur la zone d'étude ayant pu être spatialisées, correspondant aux analyses sur les sols en place (prélèvements de sondages mais aussi en bords et fonds de fouilles) ;
- les données sur la zone d'étude n'ayant pas pu être spatialisées (absence de géoréférencement et impossibilité d'un recollement d'après les plans), correspondant aux analyses sur sols excavés (prélèvements sur tas) ;
- les données hors zone d'étude, correspondant aux données issues de diagnostics sur le site d'EDF Flamanville qui ne concernent pas la zone d'étude de ce rapport mais qui ont été utilisées dans l'établissement du bruit de fond.

L'uniformisation des données a consisté notamment en :

- Uniformisation des descriptions lithologiques ;
- Uniformisation des cotes et des profondeurs par rapport à la topologie du terrain ;
- Uniformisation des indices organoleptiques.

6.1.2 Traitement de la Limite de quantification

Plusieurs échantillons analysés avaient des teneurs inférieures à la limite de quantification du laboratoire. Selon les objectifs du traitement de données à réaliser, la gestion de ces valeurs limite est différente. D'une manière générale :

- Dans le cadre des estimations géostatistiques, une valeur égale à la limite de quantification du laboratoire divisée par deux a été assignée à l'ensemble de ces analyses. Cette démarche a été effectuée afin de ne pas sous-estimer les résultats obtenus dans les sols ;
- Dans le cadre des analyses statistiques, les analyses qui sont égales à la limite de quantification sont parfois écartées pour ne pas perturber les statistiques. Il sera précisé dans le rapport quand une analyse statistique requiert cette étape.

6.1.3 Cartographie de l'historique des données recueillies sur site

La Figure 10 ci-dessous donne la vue synthétique de la zone d'étude et des sondages qui ont été réalisés sur la zone de dépôts historiques.

Certains sondages et prélèvements historiques (moins de 5%) ont été retirés du jeu de données par manque de précision concernant leur localisation ou les observations réalisées. Le jeu de données est donc considéré comme robuste et suffisamment homogène pour en permettre l'exploitation et la représentation cartographique.

Le Tableau ci-dessous résume les données utilisées dans la caractérisation de la zone d'étude. Ces données ont été sélectionnées car elles peuvent être référencées en X, Y, Z pour représenter l'état initial.

Tableau 6 : Construction de la synthèse des données au droit de la zone de dépôts historiques

Provenance	Nombre d'analyse/observations
ENV_DIAG_3	106 échantillons de sols géoréférencés (descriptions lithologiques et/ou analyses etc.)
ENV_DIAG_2	303 échantillons de sols géoréférencés (DIAG) + 66 échantillons de sols géoréférencés (fouille SOLEO)
ENV_DIAG_1	56 échantillons de sols géoréférencés
GUINT_2017	49 échantillons de sols géoréférencés
GUINT_PILOTE	62 échantillons de sols géoréférencés

Total des entrées complètement géoréférencées sur la zone d'étude : 642

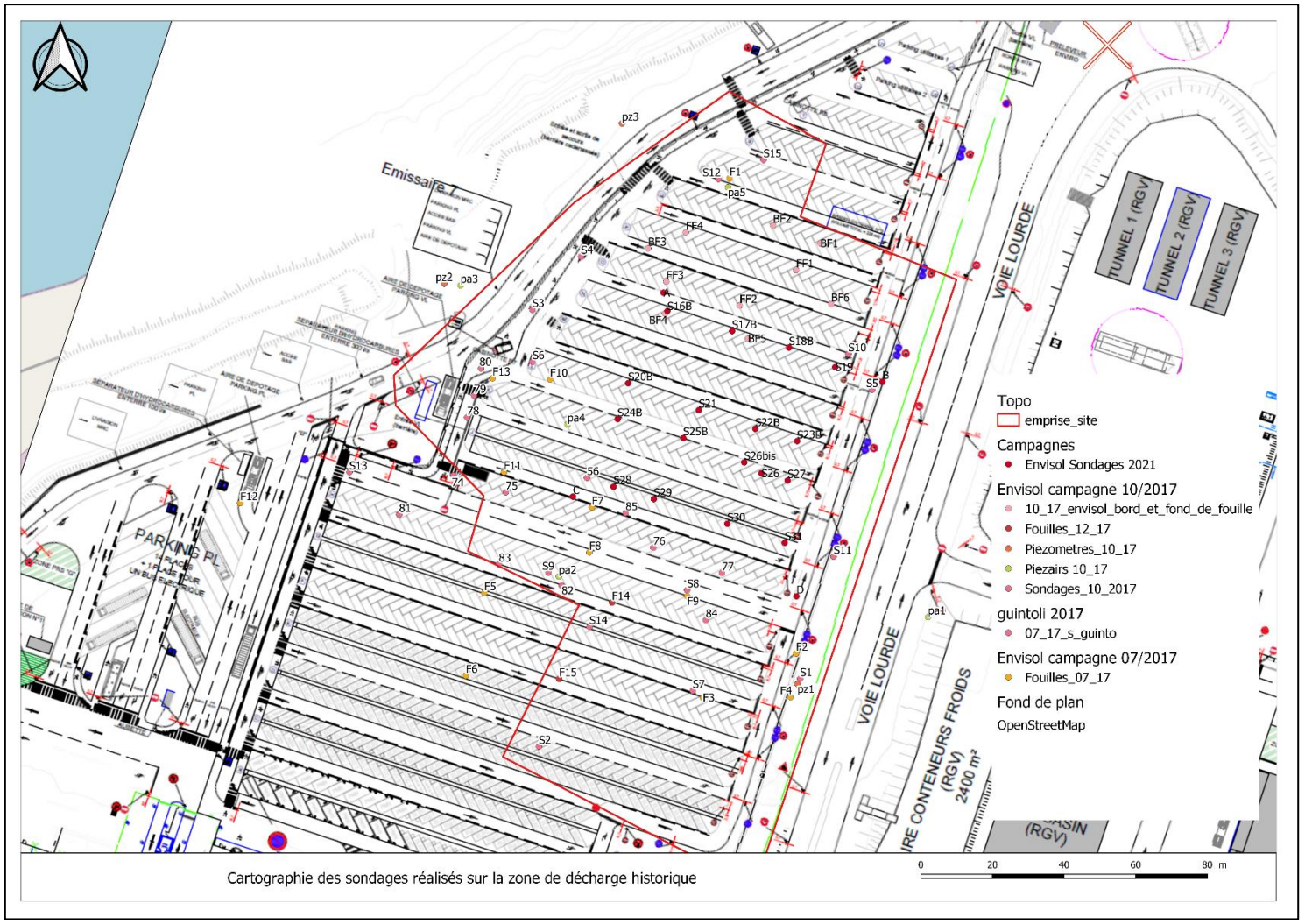


Figure 10. Localisation des opérations réalisées sur la zone de dépôts historiques

6.2 Définition du bruit de fond en métaux

6.2.1 Les hypothèses d'établissement du fond géochimique local

Les méthodes utilisées pour l'élaboration d'un bruit de fond se fondent sur les différents guides nationaux et notamment ceux émis par le BRGM et par l'ADEME, en particulier « Guide de détermination des valeurs de fonds dans les sols - Echelle d'un site », par l'ADEME de 2018 (voir référence). Lors de l'établissement du bruit de fond, les données RMQS ont été utilisées comme élément de comparaison.

Le bruit de fond anthropisé a été calculé à partir des hypothèses suivantes :

- Les données hors zone d'études sont représentatives du fond géochimique local en métaux sans présence de source concentrées ;
- Les données sur la zone d'études hors présence de déchets sont également représentatives du fond géochimique local.
- Les données ASPITET et RMQS sont utilisées pour comparaison.

Le jeu de données en métaux composé des données disponibles (hors zone d'étude et sur zone d'étude mais hors déchets) forme un total de 542 mesures en métaux. Cette puissance statistique est suffisante pour établir un fond géochimique par vibrisse qui soit robuste et représentatif du site du CNPE de Flamanville.

Pour l'établissement du bruit de fond, les concentrations inférieures à la limite de quantification de laboratoire ont été considérées comme égales à la LQ/2.

La justification statistique de la cohérence entre les mesures hors zone d'étude et sur zone d'étude hors déchets est donnée en Annexe 6.

Le bruit de fond calculé correspond au fond pédo-géochimique anthropisé et sera appelé fond géochimique/ fond géochimique anthropisé dans ce document.

6.2.2 Le calcul du fond géochimique anthropisé par la méthode des vibrisses

Le calcul d'une vibrisse se fait à partir de la formule suivante :

$$V = 3^{ème} Quartile + i * écart\ interquartile$$

Où :

$$écart\ interquartile = 3^{ème} Quartile - 1^{er} Quartile$$

$$i = 1.5\ ou\ 3$$

Remarque : la valeur de i peut varier dans la littérature, la valeur de 1.5 est ici retenue car elle permet une modélisation plus conservative.

Dans le cas du Mercure et de Cadmium brut, le nombre de mesures inférieures à la LQ est particulièrement élevé. Le calcul classique ne permet donc pas d'établir une vibrisse correcte du fait de leur écart interquartile nul. Dans ces deux cas, le bruit de fond est estimé à partir du RMQS local.

6.2.3 Application de la méthode de calcul par vibrisse sur les données disponibles (hors zone d'étude et sur zone d'étude sans présence de déchets)

Le Tableau ci-dessous donne les statistiques comparatives utilisées dans l'établissement du fond géochimique local.

Tableau 7 : Statistiques et vibrisses sur les données représentatives du fond géochimique pour les métaux dans les sols

Composé métallique	Nbre > LQ	% de LQ	min	max	1er_quart	2e_quart	3e_quart	95eme quart	**Vibrisse 1.5 et 3**
Arsenic_As	540	0,37	2,46	827	13	20,8	64,6	146,1	**142 - 219,4**
Cadmium_Cd	125	77	0	29,9	0	0	0	0,90	**Non calculable par vibrisse**
Chrome_Cr	540	0,37	6,15	315	44,7	54,8	70,5	91,92	**109,2 - 147,9**
Cuivre_Cu	499	7,9	5,05	2060	8,93	13,8	18,6	59,67	**33,1 - 47,625**
Nickel_Ni	539	0,55	1,35	276	29	34,2	42,6	56,22	**63 - 83,4**
Plomb_Pb	535	1,3	5,37	1820	17,55	30,4	44,1	120,1	**84 - 123,75**
Zinc_Zn	539	0,55	7,75	4310	49,3	72,4	99,05	374,4	**173,6 - 248,3**
Mercure_Hg	79	85	0,1	1,37	0	0	0	0,15	**Non calculable par vibrisse**

Le Tableau ci-dessous fournit des statistiques complémentaires sur la comparaison entre les valeurs des vibrisses et les valeurs de référence.

Les conclusions relatives à l'établissement du bruit de fond anthropisé sont les suivantes :

- En suivant la pratique courante en sites et sols pollués relative à l'établissement des vibrisses, le facteur dans le calcul retenu est 1.5 ;
- Il existe d'autres valeurs usuellement testées, notamment un facteur de 3 ;
- Dans le cadre de ce dossier et pour proposer une gamme de valeur conservatrice, la gamme de valeurs décrivant le fond géochimique local est établie avec les facteurs 1.5 et 3.

Les valeurs mesurées élevées en arsenic et plomb sont cohérentes avec un socle granitique qui présente naturellement un enrichissement en certains composés métalliques et en particulier en arsenic.

Dans la mesure où le socle granitique a été excavé et broyé pour remblayer le terrain au droit du CNPE de Flamanville et que l'arsenic n'est pas un traceur des activités sur la zone d'étude, l'origine naturelle des concentrations mesurée en arsenic est retenue.

Fond géochimique local anthropisé= [valeur basse « i = 1.5 », valeur basse « i = 3 »]

** à l'exception du cadmium et du mercure, dont la vibrisse ne peut pas être calculée*

Tableau 8 : Comparaison des vibrisses avec les valeurs de référence – interprétations – métaux dans les sols

Composé métallique	**Vibrisse (i=3)**	**Vibrisse (i=1,5)**	ASPITET (sols ordinaires)	ASPITET (anomalies naturelles modérées)	ASPITET (anomalies naturelles fortes)	RMQS (fid 4592)
Arsenic_As	**220**	**142**	1-25	30-60	60 – 284	19,64
Cadmium_Cd	-	-	0,05-0,45	0.7-2	2 -16	0,27 – 0,38
Chrome_Cr	**148**	**109,2**	10-90	90-150	150 – 3180	74,5 – 77,7
Cuivre_Cu	**48**	**33,1**	2-20	20-62	65 – 102	23,7 – 24,04
Nickel_Ni	**83**	**63**	2-60	60-130	130 – 2076	30,68 – 31,98
Plomb_Pb	**124**	**84**	9-50	60-90	100 – 3000	32 – 44,4
Zinc_Zn	**248**	**173,6**	10-100	100-250	250 – 3800	99,9 – 139 ,8
Mercure_Hg	-	-	0.02-0.1	-	-	0,24

Codes couleur :

- ✓ *case rouge lorsque les vibrisses ne sont pas comprises dans les gammes de valeurs de références*
- ✓ *case orange : vibrisses comprises dans les gammes de valeurs de références*
- ✓ *case verte : vibrisses inférieures aux gammes de valeurs de références*

La valeur finale du bruit de fond a été établie comme suit :

- *Valeur basse de bruit de fond anthropisé = maximum entre la vibrisse à 1.5 et les valeurs de RMQS de référence*
- *Valeur haute du bruit de fond anthropisé = maximum entre la vibrisse à 3 et les valeurs de RMQS de référence*

Le fond géochimique local défini à partir des données disponibles pour l'entièreté du site du CNPE de Flamanville est donc donné ci-dessous. Il est défini à partir des vibrisses pour tous les composés à l'exception du Mercure Hg – pour lequel la valeur du RMQS est retenue.

Tableau 9 : fond pédo-géochimique anthropisé retenu pour les métaux

Composé métallique	Fond géochimique local
Arsenic_As	142 – 220
Cadmium_Cd	0,27 – 0,38
Chrome_Cr	110 – 148
Cuivre_Cu	33 – 48
Nickel_Ni	63 – 83
Plomb_Pb	84 – 124
Zinc_Zn	174 – 248
Mercure_Hg	0,24

Dans la zone de dépôts historiques où des déchets sont identifiés, les pourcentages d'analyse qui présentent un dépassement du bruit de fond sont donnés ci-dessous :

Ces valeurs indiquent que les dépassements du bruit de fond anthropisé sont beaucoup plus présents au contact des déchets qu'ailleurs sur la zone d'étude.

Tableau 10 : Pourcentage des analyses dans la zone de déchets qui montre un dépassement du bruit de fond ETM

ETM	Arsenic_As	Cadmium_Cd	Chrome_Cr	Cuivre_Cu	Nickel_Ni	Plomb_Pb	Zinc_Zn	Mercure_Hg
% d'analyse dépassant le bruit de fond – en présence de déchets	0%	54%	23-36%	73-78%	25-45%	53-67%	64-69%	25%
% d'analyse dépassant le bruit de fond – pour les échantillons au sein de la zone d'étude mais hors présence de déchets	0%	15%	2-4%	10-13%	2-5%	7-12%	7-12%	0%

6.3 Définition du bruit de fond en HCT C_{10}-C_{40}

6.3.1 Les hypothèses d'établissement du fond local

Les méthodes utilisées pour l'élaboration d'un bruit de fond se fondent sur les différents guides nationaux et notamment ceux émis par le BRGM et par l'ADEME (voir référence).

Le bruit de fond pour les HCT C_{10}-C_{40} a été calculé à partir des hypothèses suivantes :

- Les données hors zone d'études sont représentatives du fond géochimique anthropique local en HCT C_{10}-C_{40} sans présence de source concentrées ;
- Les données sur la zone d'étude hors présence de déchets sont également représentatives du fond géochimique naturel local.

6.3.2 Le calcul du fond géochimique anthropisé par la méthode des vibrisses

Le calcul d'une vibrisse se fait à partir de la formule suivante :

$$V = 3^{ème} Quartile + i * écart\ interquartile$$

Où :

$$écart\ interquartile = 3^{ème} Quartile - 1^{er} Quartile$$

$$i = 1.5\ ou\ 3$$

Remarque : la valeur de i peut varier dans la littérature, la valeur de 1.5 est ici retenue car elle permet une modélisation plus conservatrice.

6.3.3 Application de la méthode de calcul par vibrisse sur les données sur zone d'étude sans présence de déchets

Le Tableau ci-dessous donne les statistiques comparatives utilisées dans l'établissement du fond géochimique local.

Tableau 11 : Statistiques et vibrisses sur les données représentatives du fond en HC C10-C40

Composé métallique	Nbre > LQ	% d'analyses sous la LQ	Min	Max	1er_quart	2e_quart	3e_quart	95eme quart	**Vibrisse 1.5 et 3**
HCT C_{10}-C_{40}	480	~26,04	8,09	2720	15	25,3	75,6	395,2	**167 - 257**

Le fond géochimique local défini à date du rapport pour l'entièreté du site du CNPE de Flamanville est donc donné ci-dessous :

Tableau 12 : Fond pédo-géochimique anthropisé retenu pour HCT C_{10}-C_{40}

Composé métallique	**Fond géochimique local par vibrisse (i=1.5, i=3)**
HC C_{10}-C_{40}	**160 - 250**

6.4 État des milieux initial

EDF a mandaté plusieurs études dès la découverte de la zone de dépôts historiques de déchets afin de délimiter son extension et de définir l'état des sols sous-jacents. Ces études ont porté sur les milieux sols, gaz du sol et eaux souterraines.

6.4.1 Milieux sols

Les observations de terrain et les résultats analytiques sur la matrice sol ont mis en évidence :

- Des remblais sableux graveleux jusqu'à 4-5 m de profondeur, puis la présence de blocs granitiques ou anthropiques jusqu'à 12 m (profondeur maximale atteinte) ;
- La zone de dépôts historiques de déchets se trouve au sein des remblais. Son extension spatiale a d'abord été estimée à environ 60 000 m^3. Cette estimation a ensuite été affinée en 2021 pour atteindre environ 54 000m^3 ;
- Les déchets rencontrés sont principalement du plastique, des morceaux de verre, des ferrailles et des tissus. Les proportions de déchets présents dans les sols varient entre 10 et 50%, avec une forte hétérogénéité. Les remblais avec ou sans déchets présentent une texture sablo-limoneuse à limono-sableuse avec une fraction graveleuse significative d'environ 50% (granulométrie > 2mm) ;
- Les horizons de déchets sont présents de 1 jusqu'à 9 m de profondeur, avec une épaisseur moyenne de l'ordre de 6 m ;
- La couche de déchets est absente sur la portion Nord-Est de la zone investiguée en cohérence avec les limites définies par les diagnostics de 2017 ;
- Les terres au contact ou proche des déchets présentent des anomalies chimiques supérieures aux bruits de fonds en HC C10-C40 et en métaux sur brut ;
- Des marquages ponctuels en hydrocarbures lourds (valeur max. : 6 330 mg/kg) et des traces en hydrocarbures mono-aromatiques (valeur max. : 14,5 mg/kg) ont été mis en évidence dans les échantillons de terres prélevées au contact des déchets, notamment entre 0 et 5 m de profondeur.
- Des concentrations supérieures au bruit de fond en métaux sur brut sont également relevées dans les horizons avec présence de déchets. Les métaux présentant des dépassements par rapport au bruit de fond établi sont : le cadmium, le chrome, le cuivre, le nickel, le plomb, le zinc et le mercure.

Sur le milieu sols, les substances chimiques d'intérêt sont les métaux sur brut, les HCT C_{10}-C_{40} ainsi que les déchets DIB et ferrailles ; ces paramètres seront étudiés plus en détails dans le présent plan de gestion.

6.4.1.1 Caractérisation des ETM (métaux sur brut)

Référentiel de comparaison pour les métaux

La qualité des sols échantillonnés a été évaluée par la comparaison des résultats d'analyses obtenus au laboratoire avec le bruit de fond local calculé à la Section 6.2.

Les valeurs de comparaison retenues sont présentées dans le Tableau 9.

Dans le cadre de ce dossier, la comparaison des mesures ETM sur brut se fait par rapport au fond pédo-géochimique établit à la Section 6.2.

Résultats

Les statistiques élémentaires des analyses en métaux réalisées sur les sols au droit de la zone d'étude sont données ci-dessous. Le terme LQ est associé à la Limite de Quantification du laboratoire.

Tableau 13 : Statistiques élémentaires sur les ETM - métaux bruts, mesures sur la zone d'étude

	Nombre d'analyses	Nombre de résultats supérieurs à la LQ	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart-type	1er quartile	Médiane	3ème quartile	95ème percentile
Arsenic	394	392	2,46	121,00	19,90	14,54	11,70	15,60	21,90	49,20
Cadmium	394	106	0,41	29,90	2,45	2,26	0,00	0,00	0,42	3,23
Chrome	394	392	6,45	429,00	75,96	51,28	50,20	66,90	82,90	164,00
Cuivre	394	369	5,05	7550,00	130,60	538,37	9,87	15,90	33,55	484,50
Nickel	394	392	2,06	426,00	46,49	40,92	29,85	39,90	47,95	105,50
Plomb	394	388	5,37	18800,00	181,45	1183,12	17,10	27,20	64,10	406,50
Zinc	394	391	9,50	6000,00	235,33	538,94	44,10	64,20	138,00	1045,00
Mercure	394	71	0,10	1,76	0,32	0,16	0,00	0,00	0,00	0,25

Les données montrent une répartition asymétrique usuelle dans le cadre des études environnementales : la majorité des échantillons présentent des concentrations faibles à moyenne tandis que des maximums très élevés mais en faible nombre sont mesurés.

La puissance statistique des données est également très bonne pour tous les métaux avec plus de 90% des échantillons qui présentent des concentrations supérieures à la LQ, à l'exception du cadmium et du mercure qui sont peu détectés.

Le Tableau ci-dessous reprend les valeurs de bruit de fond calculés pour les métaux et les pourcentages de dépassements observés pour les échantillons associés à la présence de déchets.

Tableau 14 : Fond géochimique anthropisé des métaux et % de dépassement au sein des échantillons de la zone d'étude

Composé métallique	**Fond géochimique anthropisé**	**Pourcentage de dépassement du fond géochimique anthropisé sur les données globales**
Arsenic_As	142 – 220	0 %
Cadmium_Cd	0,9	26 %
Chrome Cr	110 – 148	7 - 10 %
Cuivre_Cu	33 – 48	21,7 - 25 %
Nickel_Ni	63 – 83	6 – 12 %
Plomb_Pb	84 – 124	16 - 22 %
Zinc_Zn	174 – 248	16 - 22 %
Mercure_Hg	0,24	7 %

Compte tenu du nombre d'analyses et de la problématique multi-dimensionnelle des métaux (plusieurs métaux présentent des concentrations élevées pour un même échantillon de sol), le traitement et l'analyse de la problématique métaux se fait par une variable de qualité.

Définition d'une variable de qualité

Les 7 éléments traces métalliques qui se démarquent suite à l'étude des résultats analytiques par rapport au bruit de fond sont : le cadmium, le chrome, le cuivre, le nickel, le plomb, le zinc et le mercure.

Pour limiter le nombre de modélisation et les incertitudes, une variable de qualité qui représente les dépassements de ces éléments par rapport au fond géochimique est donc définie.

$$Variable\ de\ qualité = \frac{Cd - fond\ GEOCH_{Cd}}{fond\ GEOCH_{Cd}} + \frac{Cr - fond\ GEOCH_{Cr}}{fond\ GEOCH_{Cr}} + \cdots + \frac{Hg - fond\ GEOCH_{Hg}}{fond\ GEOCH_{Hg}}$$

Plus les concentrations sont élevées et dépassent leur fond géochimique respectifs, plus la variable de qualité est supérieure à 0.

Cette approche permet de traiter la problématique des concentrations en métaux à l'aide d'une seule variable, représentative de la qualité générale des remblais.

Les statistiques de base de la variable de qualité sont les suivantes :

Ces statistiques sont conformes aux données qui ont constitué la variable de qualité : on observe que 75% (3^{ième} quartile) des échantillons présentent une valeur de variable de qualité inférieure à -2,62, et donc une tendance moyenne sous le fond géochimique anthropisé.

La distribution de la variable qualité est conforme aux distributions asymétriques généralement présentent dans les caractérisations environnementales des sols.

Tableau 15 : Statistiques élémentaires sur la variable qualité

	Nombre d'analyses	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart-type	1er quartile	Médiane	3ème quartile	95ème quartile
Variable de qualité	394	-6,00	284,54	1,47	24,69	-4,58	-4,20	-2,62	17,85

6.4.1.2 Caractérisation des hydrocarbures HCT C_{10}-C_{40}

Référentiel de comparaison pour les hydrocarbures totaux C_{10}-C_{40}

Le référentiel de comparaison des HCT C_{10}-C_{40} proposé par EDF et validé par l'ASN (voir référence) dès le début des travaux d'aménagement correspond au seuil de 500 mg/kg.

Résultats

Les hydrocarbures ont été caractérisés lors des 3 campagnes d'investigations et au cours des travaux d'aménagement.

Le Tableau ci-dessous résume les statistiques des analyses réalisées sur site.

Les statistiques présentées ici montrent que 95% des échantillons prélevés sur la zone d'étude sont inférieurs à la concentration de 570 mg/kg MS en HC C_{10}-C_{40}. Les quelques concentrations mesurées au-dessus de cette valeur sont donc pépitiques et ponctuelles.

Tableau 16 : Statistiques élémentaires sur les concentrations en HC C10-C40

	Nombre d'analyses	Nbr >LQ	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart-type	1er quartile	Médiane	3ème quartile	95ème percentile
HCT C_{10}-C_{40}	513	392	15	6330	211,7	407	15,8	42,5	163	568,4

Le tableau ci-dessous donne le pourcentage de dépassement du bruit de fond en fonction de la typologie des sols caractérisée sur la zone d'étude.

Tableau 17 : Fond géochimique anthropisé des métaux et % de dépassement au sein des échantillons de la zone d'étude

	Fond géochimique anthropisé	Pourcentage de dépassement du fond géochimique anthropisé sur les données de la zone d'étude	% de dépassement sur les données sur zone d'étude, sans déchets	% de dépassement sur les données sur zone d'étude, avec déchets
HC C_{10}-C_{40}	160– 250	21 - 34 %	13 - 24%	43 - 58%

6.4.1.3 Caractérisation des déchets

L'emprise de la zone de dépôts historiques de déchets a été définie et affinée au cours des diagnostics réalisés sur la zone d'étude.

Les conclusions des études réalisées sur la caractérisation de la zone de dépôts historiques et sa délimitation sont :

- **Le volume de terres mélangées à des déchets a été estimé après les 3 diagnostics de sols et l'étude géophysique, à environ 54 000 m³. Le volume de déchets seuls a été estimé pour sa part à environ 14 000 m³.**

Caractérisation des déchets lors des diagnostiques

Une approche de dimensionnement spatiale progressive de la zone déchets a été présentée sur la base des observations de terrains et des résultats d'analyses lors de chaque diagnostic réalisé :

- Horizontalement : aux sondages S4, ex S17 à S20, S3, S6, F10, Pa4, S80, F13, S79, F11, S56, F7, S85, S75, S9, Pa2, F8, F14, S76, F9, F3, S84, S77, S84, F2, S16B, S17B, S20B, S21B, S22B, S25B, S28B, S29B, S30B.
- Verticalement :
  - à une profondeur croissante jusqu'à 8-9 m de profondeur au maximum selon un axe nord-sud ;
  - à une profondeur d'environ 8-9 m à l'ouest mais absence en partie est selon un axe ouest-est (partie nord) ;
  - à une profondeur d'environ 5 m selon un axe ouest-est (partie sud).

Les figures pages suivantes décrivent le dimensionnement effectué dans le cadre du second diagnostic de sol ainsi que le resserrement de caractérisation effectué dans la cadre du troisième diagnostic.

Le Tableau ci-dessous présente la statistique sur les données disponibles au droit de la zone d'étude. Le pourcentage moyen de déchets décrit sur site d'après les observations visuelles au moment des fouilles et sondages est d'environ 24%.

Une estimation précise des pourcentages de déchets est importante pour que l'estimation du volume de déchet soit réaliste. Ces estimations de pourcentage réalisées sur le terrain peuvent être faussées par la méthode de forage ou la difficulté d'estimée la présence de matériaux de tailles et compositions hétérogènes. Les pourcentages de terrain seront donc confrontés avec les observations réalisées lors de la mise en œuvre des pilotes de tri entre 2017 et 2019 et présentés en Section 9.

Tableau 18 : Statistiques sur la description des déchets réalisée sur le terrain

	Nombre de descriptions	Déchets décrits (nbre)	Minimum pourcentage décrit sur le terrain	Maximum pourcentage décrit sur le terrain	Pourcentage moyen décrit
Présence de déchets	513	115	2%	50%	24%

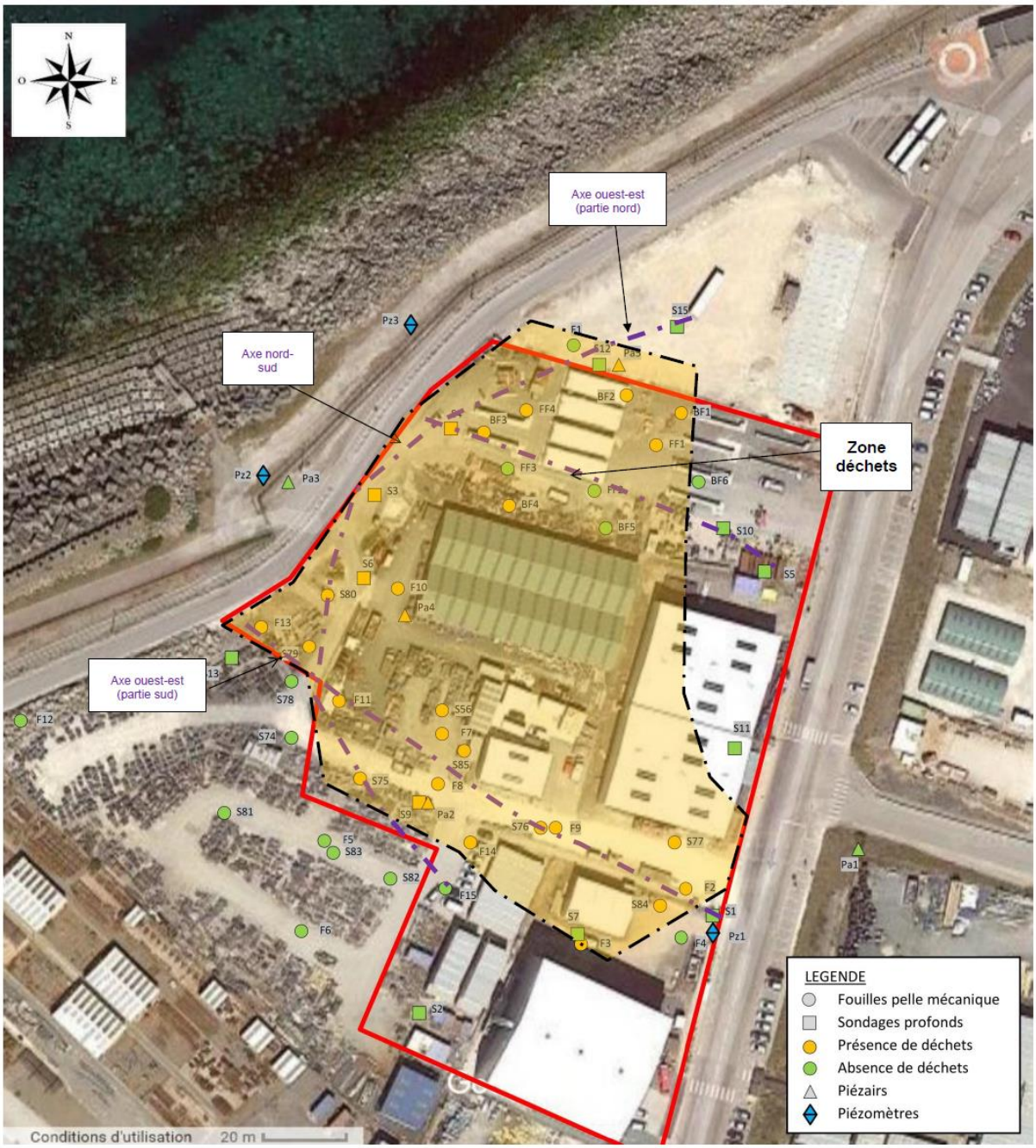
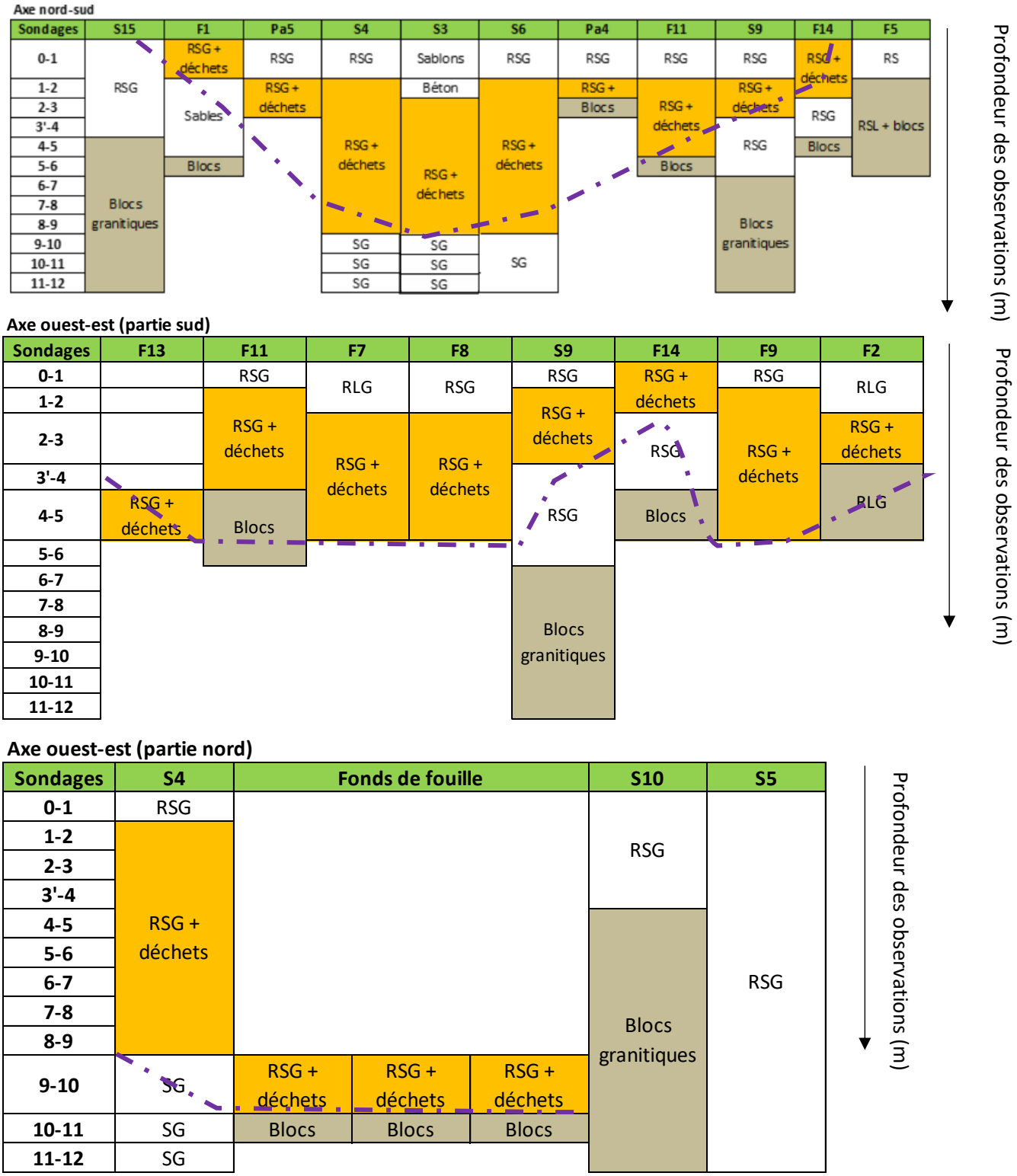


Figure 11 : Dimensionnement par interpolation des sondages réalisé suite aux diagnostics conduits sur la zone d'étude dans le cadre du second diagnostic de sols – vue en surface



RSG : remblais sablo-graveleux

RLG : remblais limono-graveleux

Figure 12 : Dimensionnement par interpolation des sondages réalisé suite aux diagnostics conduits sur la zone d'étude dans le cadre du second diagnostic de sols – coupes en profondeur

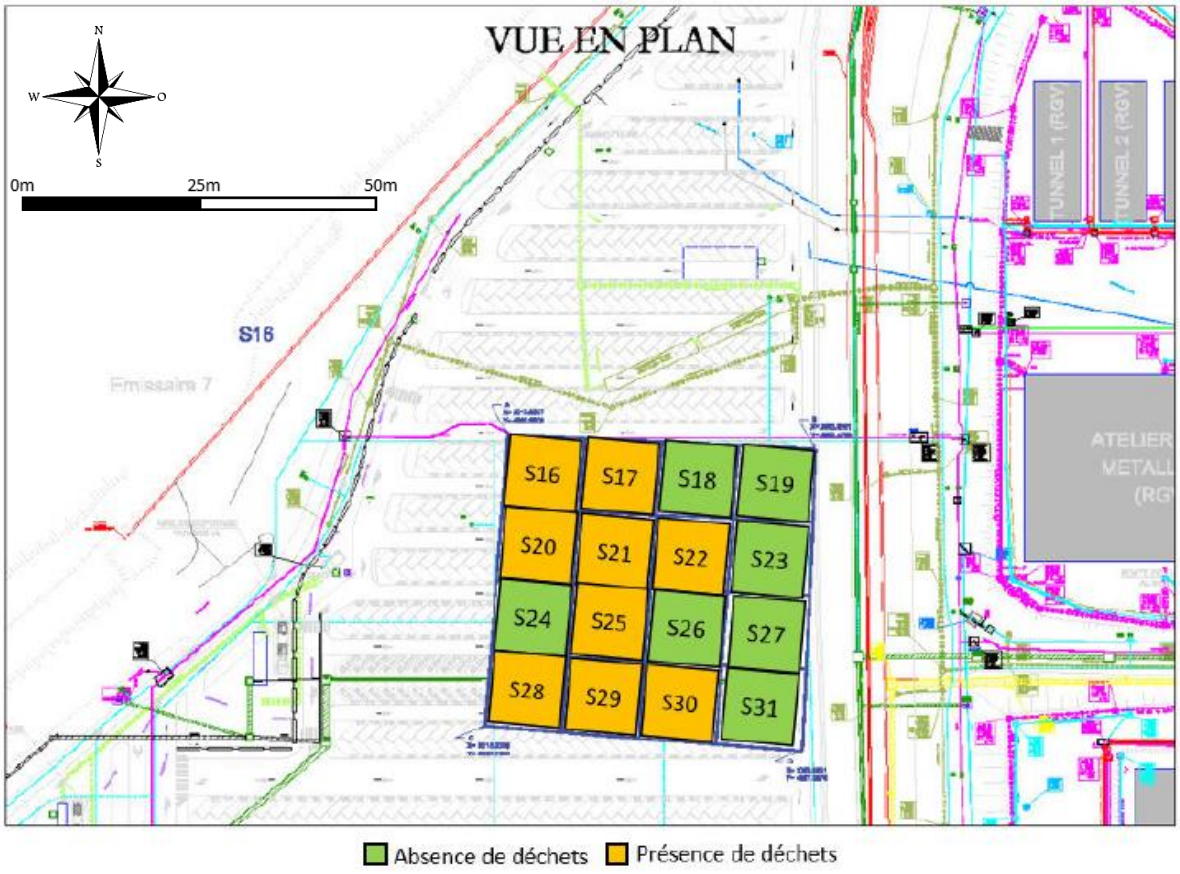


Figure 13: Emprise de la zone échantillonnée et description des déchets visualisés lors des forages du 3ième diagnostic réalisé sur la zone d'étude

Les analyses effectuées dans le cadre du troisième diagnostic ont permis de délimiter à l'ouest l'emprise des déchets aux sondages S17B, S22B, S25B et S30B.

La profondeur investiguée a fluctué selon les ouvrages (par exemple jusqu'à 5 m pour S31 contre 7 m pour S30).

Caractérisation des déchets par étude géophysique

A la suite de la première campagne de reconnaissance, EDF a souhaité délimiter encore plus précisément l'extension de la zone de dépôts historiques de déchets et obtenir des informations complémentaires en termes de caractérisation. EDF a mandaté ENVISOL pour la réalisation d'un diagnostic géophysique. La campagne de mesures géophysiques a pour but de délimiter l'extension spatiale de la zone d'entreposage historique de déchets pour pouvoir estimer le volume concerné.

La méthode géophysique qui a été choisie est celle de la tomographie de résistivité électrique, adaptée à la cible recherchée et à la profondeur d'investigation à atteindre (plus de 11 mètres).

L'acquisition des données a été mise en œuvre le mardi 19 septembre 2017 par deux ingénieurs géophysicien d'ENVISOL accompagnés par un ingénieur d'étude.

Les deux profils réalisés ont été positionnés en accord avec EDF. Le profil P1, Nord-Sud, traverse la zone de chantier et rejoint le chemin piéton en bord de mer. Le profil P2, Est-Ouest, longe la route

d'accès des installations d'Areva et de Baudin-Châteauneuf. Les profils ont une longueur identique et mesurent 142 m de long : ils sont composés de 72 électrodes espacées de 2 m.

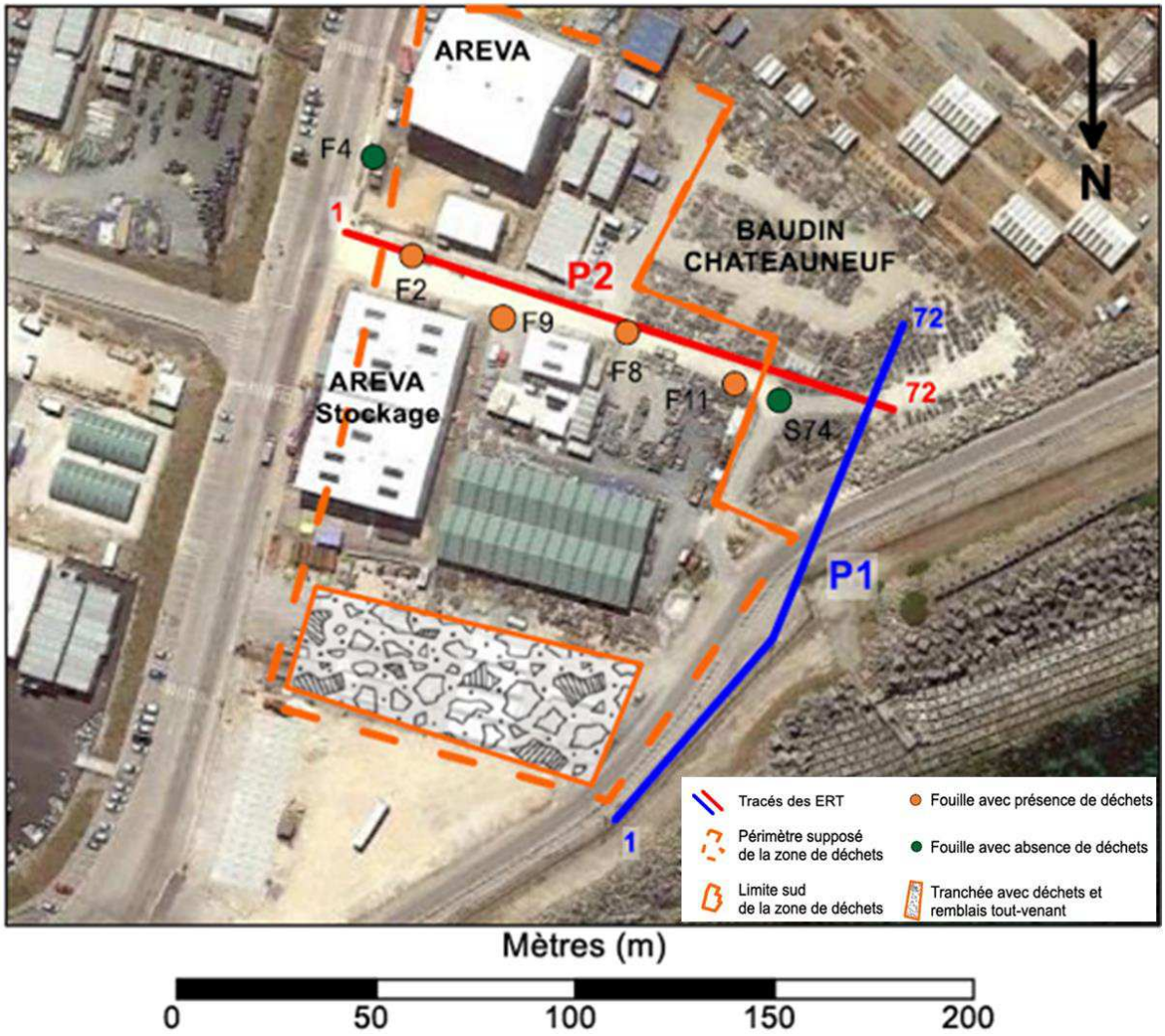


Figure 14 : Position des profils de tomographie de résistivité électrique (septembre 2017)

Les interprétations de données retenues sont présentées ci-après.

Au regard de la coupe géologique du site, les zones de très fortes résistivités ont été attribuées à des blocs métriques de granite. A partir de 20 m de profondeur, les plus faibles résistivités coïncident avec l'aquifère granitique fissuré *a priori* salé. Enfin, les zones de résistivités moyennes semblent correspondre à des zones de remblais contenant les déchets recherchés (entre 0 et 8 m de profondeur) et/ou à la partie supérieure de l'aquifère qui remonte dans les fractures du granite.

En théorie, le profil P1 doit être peu influencé par le marnage bien que ce soit le profil situé le plus proche de la côte. Le profil P2 a été acquis à la fin de la marée montante. Une augmentation de près de 6 mètres du niveau statique peut être attendue par rapport au profil P1. Toutefois, comme la limite supérieure de l'aquifère n'est pas franche (granite fracturé), cette différence est difficilement interprétable sur le profil P2.

La zone d'entreposage des déchets serait située entre 2 et 8,5 m de profondeur, plutôt au centre des profils. La limite latérale Est est difficile à identifier sur le profil P2. L'extension au Nord, au Sud et à l'Ouest est cohérente avec les résultats des fouilles réalisées en août 2017.

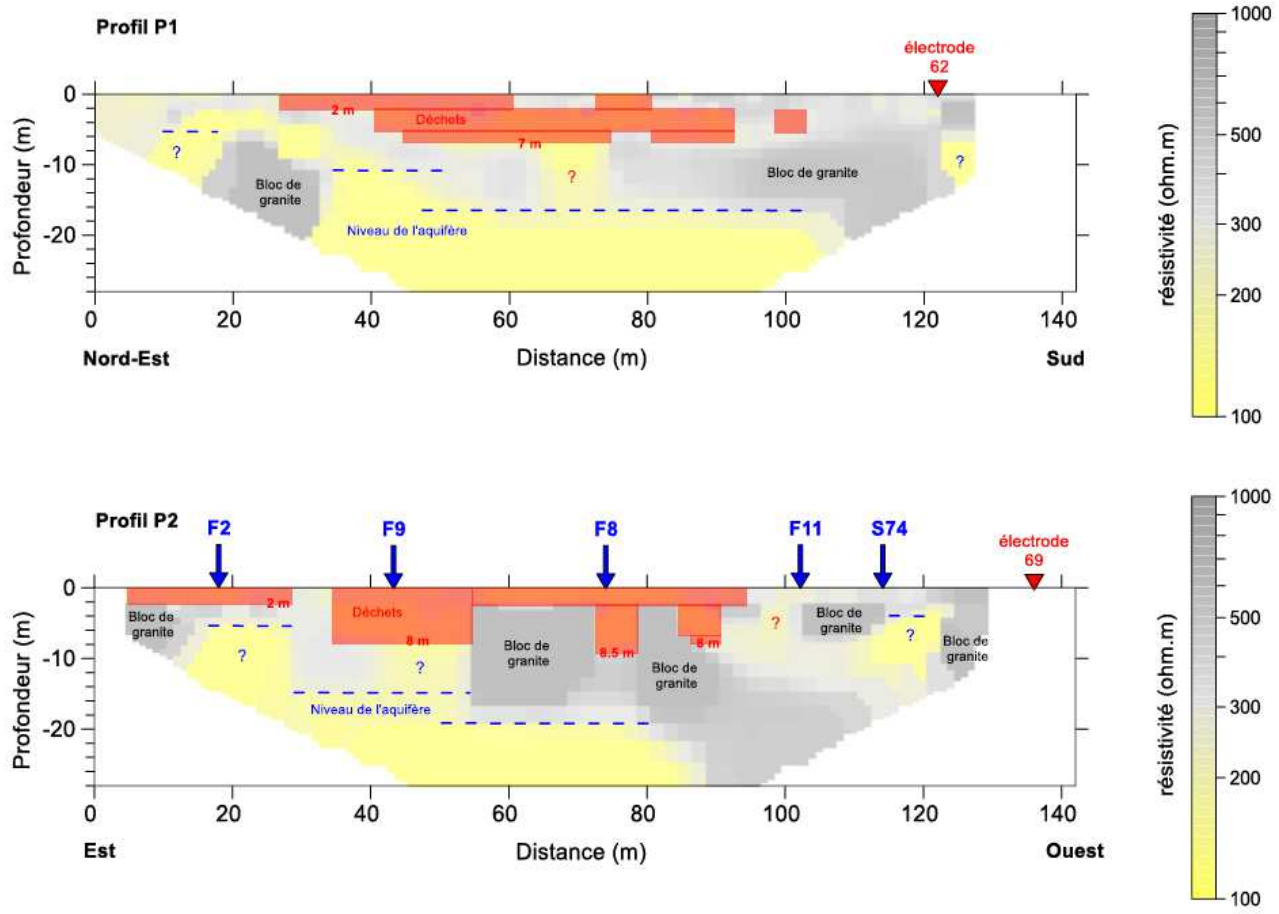


Figure 15 : Interprétation des profils P1 (en haut) et P2 (en bas). La position des fouilles de la campagne de reconnaissance d'août 2017 est reportée sur le profil P2.

Les profils P1 et P2 se recoupent au niveau des électrodes 62 et 69 respectivement. La zone de dépôts historiques de déchets est limitée en profondeur (entre 2 et 8,5 m) et latéralement (entre les positions 25 et 105 m sur le profil P1 et entre les positions 5 et 95 m sur le profil P2).

Synthèse de la caractérisation des déchets

La synthèse des diagnostics est présenté ci-dessous (Figure 16). Lors de ces diagnostics, les caractéristiques suivantes de la zone de dépôts historiques de déchets ont été définies :

Surface de la zone de dépôt historique de déchets : 12 400 m²

Volume de la zone de dépôt historique de déchets : 54 000 m³ dont 14 000 m³ de déchets seuls

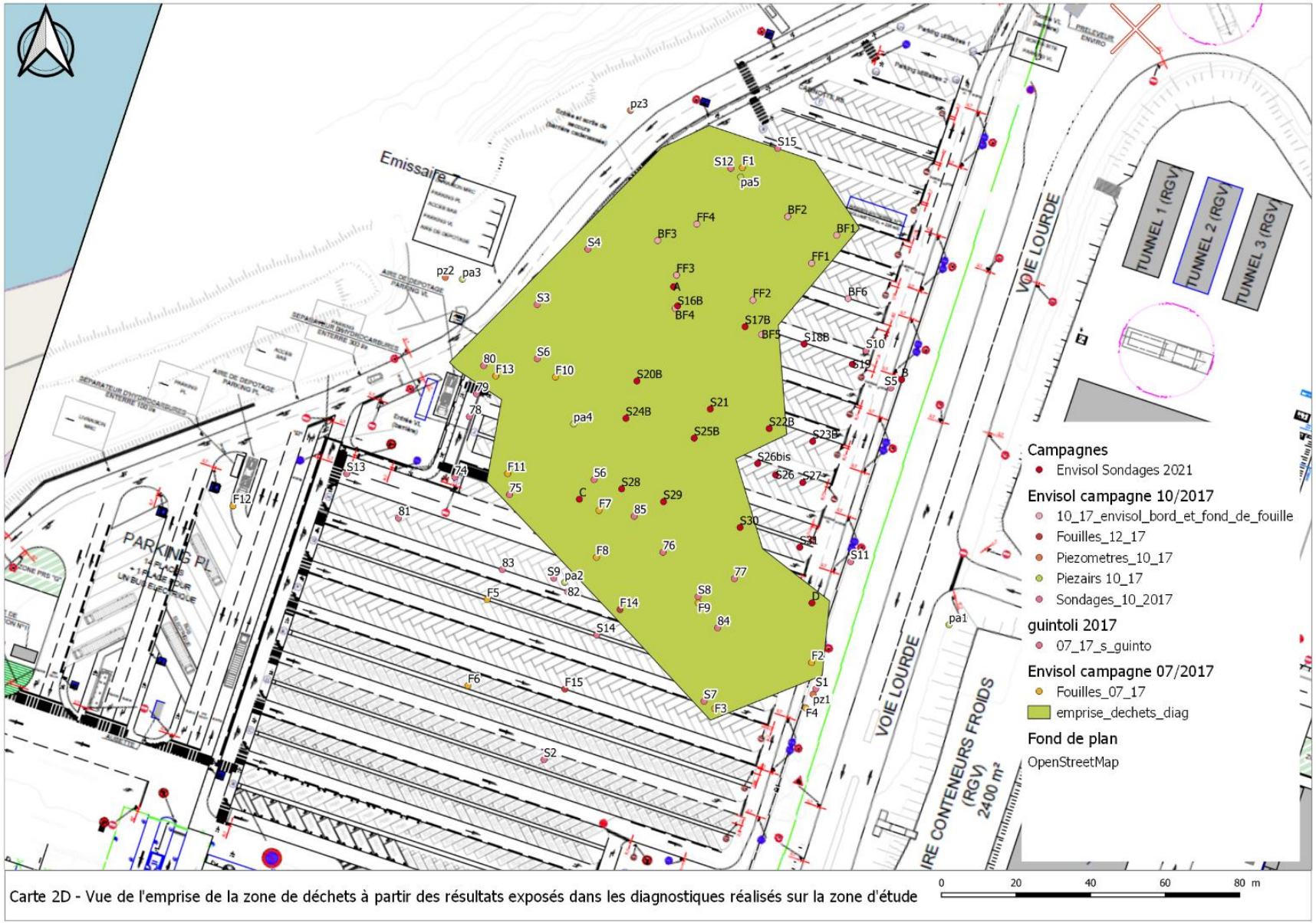
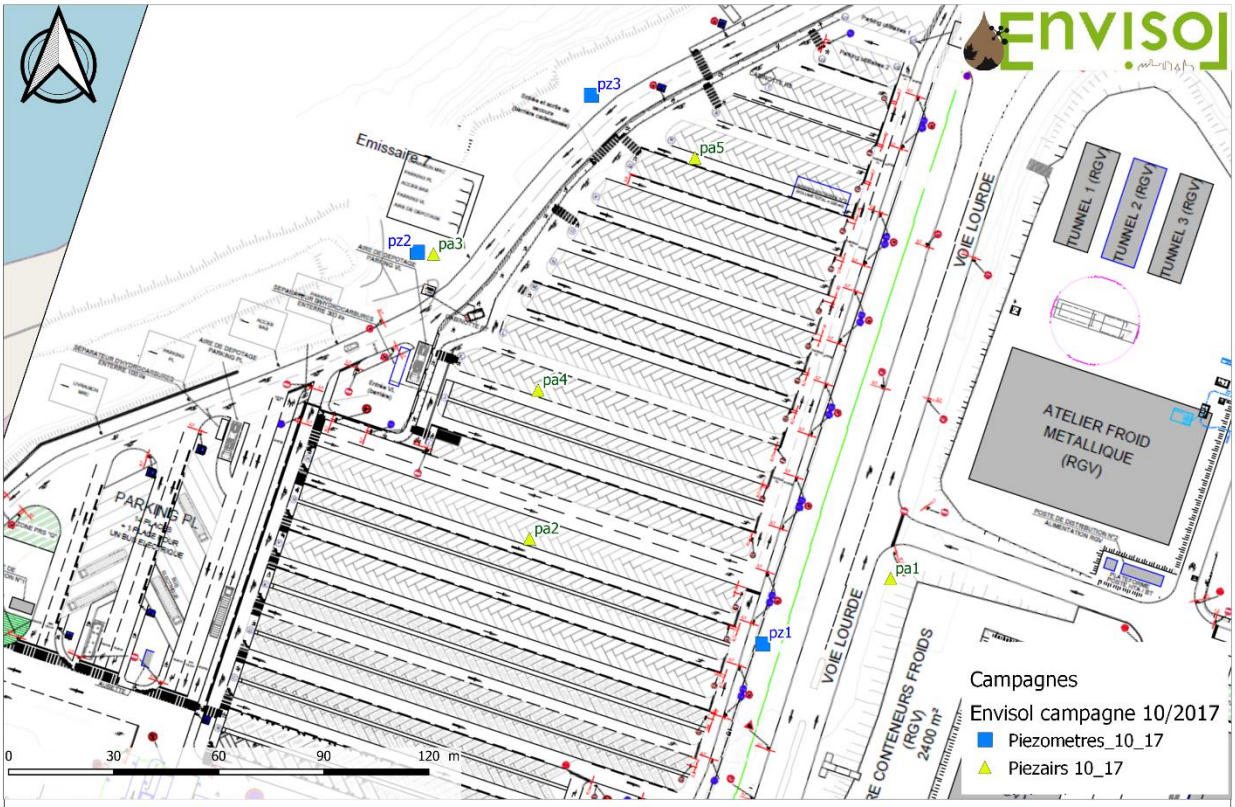


Figure 16 : Emprise de la zone de dépôts historiques de déchets suite aux différents diagnostics réalisés

6.4.2 Milieux gaz du sol

Afin de préciser les concentrations en composés volatils dans les gaz du sol, **5 piézairs** (**Pa1 à Pa5**) ont été réalisés à la tarière à 3 m de profondeur, du 02 au 13 octobre 2017. La localisation de ces ouvrages est donné en Figure 17.



Carte des piézairs et des piézomètres présents au droit de la zone d'étude.

Figure 17 : Position des piézairs et piézomètres posés sur la zone d'étude en 2017

6.4.2.1 Première campagne de mesure en Octobre 2017

Les 5 ouvrages ont été prélevés le 17 octobre 2017.

Une purge de l'air contenu dans chaque piézair a été effectuée à l'aide d'un PID avant les prélèvements afin de le renouveler (5 renouvellements du volume d'air de l'ouvrage).

Les prélèvements des gaz du sol ont été effectués par aspiration active à travers une pompe GilAir (débit de 0,05L/min, temps de prélèvement de 60 à 70minutes). Les prélèvements de gaz ont été réalisés sur des charbons actifs. Un blanc de transport a également été réalisé.

Les échantillons de gaz du sols prélevés ont fait l'objet d'analyses sur les paramètres suivants :

HCT par TPH (Total petroleum hydrocarbons), COHV, BTEX et Naphtalène.

Les analyses chimiques d'air des sols ont été menées par le laboratoire EUROFINS conformément aux normes en vigueur.

Les résultats ont montré :

- → **Hydrocarbures volatils C_5-C_{16} :** les teneurs sont toutes inférieures à la LQ du laboratoire.
- → **BTEX :** des traces de toluène sur Pa1 (2,9 µg/m^3), Pa3 (4,0 µg/m^3) et de benzène sur Pa5 (3,3 µg/m^3).

  Le laboratoire EUROFINS a confirmé la concentration en toluène sur la zone de contrôle de Pa1 alors que rien n'a été mesuré sur la zone de mesure. Il existe donc à ce jour une anomalie analytique sur ce prélèvement.

  Les teneurs en BTEX sont très faibles et sont à mettre en relation avec l'absence de BTEX mesurés sur les sols (sondages S9 à proximité immédiate de Pa2 et S12 à proximité de Pa5).
- → **COHV :** les teneurs sont toutes inférieures à la LQ du laboratoire.
- → **Naphtalène :** les teneurs sont toutes inférieures à la LQ du laboratoire.

Les concentrations sur le blanc sont toutes inférieures aux LQ. Il n'y a pas eu de contamination des échantillons lors de leur transport.

Aucune anomalie n'est mise en évidence dans les gaz du sol. Seules des traces de toluène et de benzène sont mesurées à des concentrations non significatives d'un marquage.

A titre indicatif, les valeurs guides pour la qualité de l'air intérieur sont de 1,7 µg/m^3 pour le benzène pour un ERU de 1.10^{-5} (OMS) et de 260 µg/m^3 pour le toluène.

6.4.2.2 Campagne de mesure de Janvier 2018

Une seconde campagne de prélèvements et d'analyses a été réalisée dans une situation pressiométrique différente de la première. Les prélèvements de gaz du sol ont été réalisés le 24 janvier 2018 sur les 5 ouvrages présents au droit de la zone d'étude.

Une purge de l'air contenu dans chaque piézair a été effectuée à l'aide d'un PID avant les prélèvements afin de le renouveler (5 renouvellements du volume d'air de l'ouvrage).

Les prélèvements d'air des sols ont été effectués par aspiration active à travers une pompe GilAir. Les prélèvements de gaz ont été réalisés sur des charbons actifs. Un blanc de transport a également été réalisé.

Les échantillons d'air des sols prélevés ont fait l'objet d'analyses sur les paramètres suivants :

HCT par TPH (Total petroleum hydrocarbons), COHV, BTEX et Naphtalène.

Les analyses chimiques d'air des sols ont été menées par le laboratoire EUROFINS conformément aux normes actuellement en vigueur.

Les résultats ont montré :

- → **Hydrocarbures volatils C_5-C_{16} :** les teneurs sont toutes inférieures à la LQ du laboratoire.
- → **BTEX :** les traces présentes lors de la campagne précédente, ne sont pas retrouvées. La seconde campagne a donc permis de lever l'anomalie détectée, notamment pour le toluène. A noter également la disparation des traces de toluène sur les ouvrages Pa1 et Pa3 et du benzène sur Pa5.

- → **COHV :** du tétrachloroéthylène et du 1,1,1-Trichloroéthane sont mesurés au droit du piézair Pa2 (respectivement 8,3 µg/m^3 et 3,9 µg/m^3) ainsi que du trichloroéthylène et tétrachloroéthylène au droit de Pa4 (respectivement 9,7 et 9,3 µg/m^3).
- → **Naphtalène :** les teneurs sont toutes inférieures à la LQ du laboratoire.

Les concentrations sur le blanc sont toutes inférieures aux LQ. Il n'y a pas eu de contamination des échantillons.

L'ensemble de ces résultats a été validé par le laboratoire EUROFINS.

La présence de traces de COHV (TCE et PCE notamment) a été mise en évidence au droit des ouvrages Pa2 et Pa4. Les composés détectés lors de la campagne précédente, notamment en toluène sur Pa1, n'ont pas été retrouvées.

Ces éléments indiquent que les concentrations en composés volatils mesurées relèvent de l'état de traces et sont proches des limites de quantification du laboratoire. Elles ne sont pas représentatives d'une anomalie ou d'un marquage concentré.

6.4.3 Milieux eaux souterraines

Trois piézomètres ont été implantés au droit de la zone d'étude en 2017 afin de permettre une surveillance de la qualité des eaux souterraines au droit de la zone. La localisation des ouvrages est fournie en Figure 18 pour une vue globale à l'échelle du CNPE et en Figure 17 pour la position précise sur la zone d'étude.

Dans le cadre de la nomenclature utilisée au sein du CNPE de Flamanville, les identifiants des piézomètres de la zone d'étude possèdent les noms suivants :

- ➔ Pz1 (zone d'étude) = 0SEZ033PZ (CNPE Flamanville) ;
- ➔ Pz2 (zone d'étude) = 0 SEZ034PZ (CNPE Flamanville) ;
- ➔ Pz3 (zone d'étude) = 0SEZ035PZ (CNPE Flamanville).

Les piézomètres, forés et équipés à 16 m de profondeur, ont été réalisés de la manière suivante en Octobre 2017 :

- Descente d'un tube PVC de 80/90 mm : 5 m plein (de 0 à -5 m) et 11 m crépiné sur la suite du tubage jusqu'au fond du forage (de -5 à -16 m) ;
- Mise en place d'un massif de graviers fins roulés calibrés (2-4 mm) jusqu'à 1 m au-dessus du niveau des crépines ;
- Mise en place d'un bouchon d'étanchéité en bentonite au-dessus du massif filtrant ;
- Cimentation jusqu'à la surface du sol ;
- Fermeture de l'ouvrage par la pose d'un capot hors-sol.

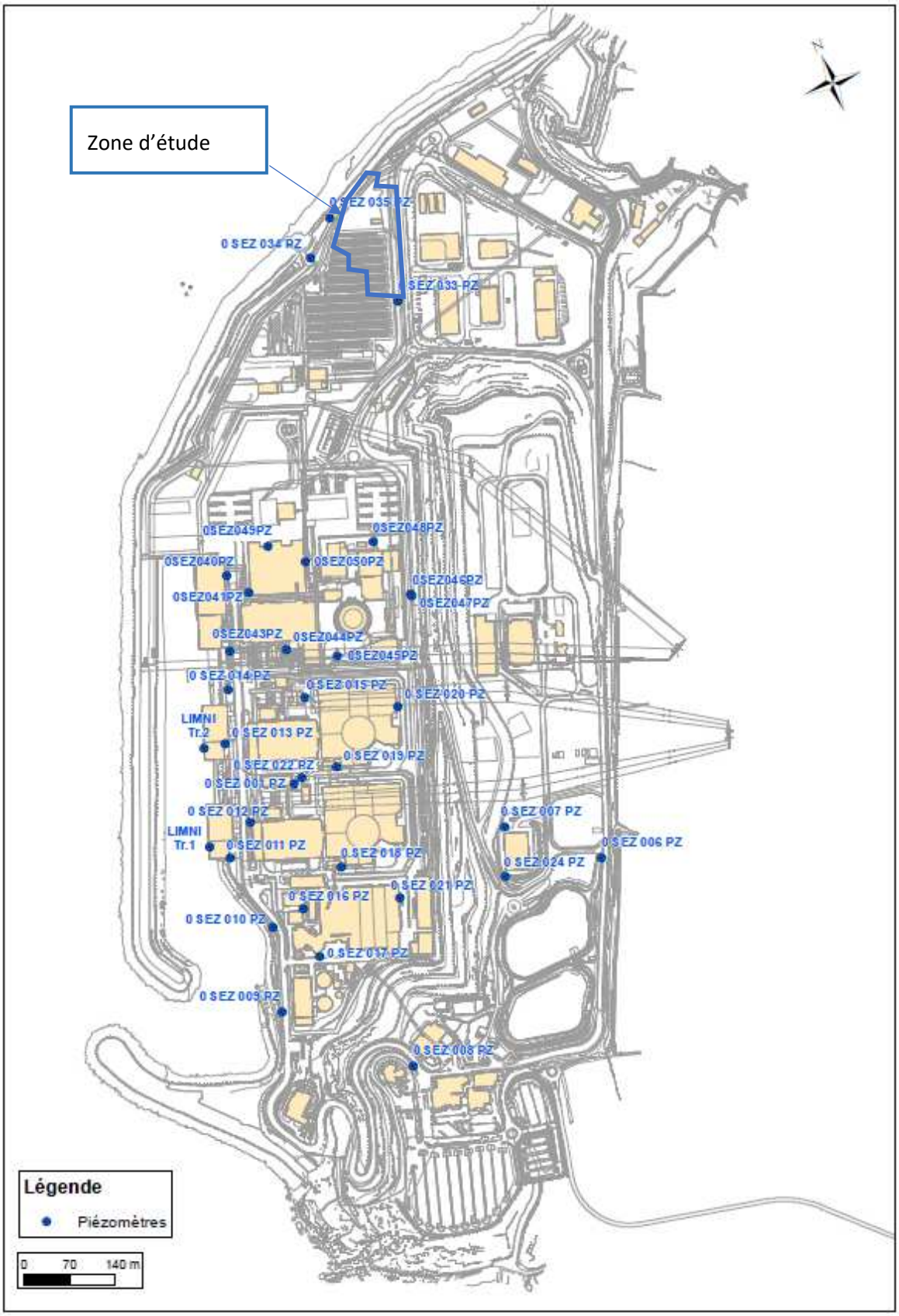


Figure 18 : Réseau piézométrique du site CNPE de Flamanville. Les 3 piézomètres installés dans la zone de dépôts historiques de déchets encadrent le parking au nord

6.4.3.1 Première campagne de mesure réalisée en Octobre 2017

Les prélèvements des 3 ouvrages ont été réalisés le 18/10/2017. Les analyses suivantes ont été réalisées sur chacun des prélèvements : HCT/TPH, BTEX/Naphtalène, COHV, HAP, 12 métaux (As, Ba, Cd, Cr total, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Sb, Se, Zn), Fluorures, Indice Phénol, Sulfates et Chlorures.

Les analyses ont été effectuées par le laboratoire EUROFINS, accrédité COFRAC. Les résultats analytiques des échantillons ont été comparés :

- à l'arrêté du 11 janvier 2007 relatif aux limites et références de qualité des eaux brutes et des eaux destinées à la consommation humaine ;
- à l'arrêté du 17 décembre 2008 établissant les critères d'évaluation et les modalités de détermination de l'état des eaux souterraines et des tendances significatives et durables de dégradation de l'état chimique des eaux souterraines.

Les analyses réalisées sur ces prélèvements d'eaux ont permis de conclure à :

→ un niveau statique compris entre + 1,9 m NGF-N en amont et + 1,07 m NGF-N en aval ;
→ des teneurs élevées en chlorures et sulfates avec un gradient positif vers l'aval lié au biseau salé ;
→ des métaux à des concentrations inférieures aux seuils de potabilité ;
→ des traces d'hydrocarbures (HCT et HAP) uniquement dans le piézomètre situé en amont de la zone d'étude. Aucune anomalie n'est détectée en aval de la zone déchets.

Les horizons de sol avec présence de déchets sont situés a minima 5 m au-dessus du niveau de la nappe et la campagne de prélèvement des eaux souterraines a montré aucun marquage des eaux souterraines lié à la présence des déchets.

6.4.3.2 Seconde campagne de prélèvement en Janvier 2018

Les prélèvements des 3 ouvrages ont été réalisés le 23/01/2018. Les analyses suivantes ont été réalisées sur chacun des prélèvements : HCT/TPH, BTEX/Naphtalène, COHV, HAP, 12 métaux (As, Ba, Cd, Cr total, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Sb, Se, Zn), Fluorures, Indice Phénol, Sulfates et Chlorures.

Les analyses ont été effectuées par le laboratoire EUROFINS, accrédité COFRAC. Les résultats des analyses réalisées sur les échantillons ont été comparés aux valeurs présentées dans :

- l'arrêté du 11 janvier 2007 relatif aux limites et références de qualité des eaux brutes et des eaux destinées à la consommation humaine ;
- l'arrêté du 17 décembre 2008 établissant les critères d'évaluation et les modalités de détermination de l'état des eaux souterraines et des tendances significatives et durables de dégradation de l'état chimique des eaux souterraines.

Les observations réalisées à l'issue de cette campagne de mesure ont montré :

→ un niveau statique compris entre + 1,49 m NGF-N en amont et + 0,35 m NGF-N en aval ;
→ des teneurs toujours élevées en chlorures et sulfates avec un gradient positif vers l'aval lié au biseau salé mais une forte diminution sur l'ouvrage amont ;
→ des métaux à des concentrations inférieures aux seuils de potabilité ;
→ les traces en HCT et HAP détectées lors de la campagne précédente n'ont pas été retrouvées. Du naphtalène a été détecté (0,26 µg/l) sur le piézomètre Pz2 (0SEZ034PZ). Aucune anomalie n'est détectée en aval de la zone déchets.

Cette seconde campagne a confirmé que la zone de dépôts historiques de déchets ne présente aucune anomalie sur les eaux souterraines.

6.4.4 Analyse globale de la situation

Les différentes investigations réalisées par ENVISOL ont mis en évidence la présence de remblais sur la zone d'étude jusqu'à environ 5 mètres de profondeur, puis la présence de blocs granitiques ou anthropiques jusqu'à 12 m. La présence de déchets sur la zone d'étude a été mise en évidence, généralement jusqu'à 9 mètres de profondeur.

Les matériaux remblayés sont majoritairement des matériaux naturels issus des travaux de terrassements des tranches 1-2 (matériaux accompagnés selon les zones par des déchets en plus ou moins grande proportion : matériaux liés aux travaux de construction et d'aménagement du site (bétons, ferrailles, enrobés, bois…) ainsi que des pneus, des plastiques entre autres.

Le recensement des déchets indique une répartition au centre de la zone d'étude avec des profondeurs variables qui nécessite la mise en place d'une analyse géostatistique pour la réalisation d'une délimitation plus précise.

Au droit de la zone d'étude, l'ensemble des déchets est situé à plusieurs mètres (au moins 5 m) au-dessus de la zone saturée (absence d'eau en forage et relevés du niveau de la nappe).

Il est aussi à noter qu'aucun indice de présence de produit pur (aspect, odeur) n'a été identifié lors de la réalisation des sondages et piézomètres au droit du site.

D'un **point de vue chimique**, 642 échantillons prélevés au droit de la zone de dépôts historiques de déchets ont fait l'objet d'analyses physico-chimiques permettant de balayer un spectre assez large de substances (HCT, HAP, COHV, éléments traces métalliques, amiante…). Les investigations menées au droit de la zone d'étude permettent ainsi d'avoir une vision représentative de la typologie des déchets et de la qualité des sols au droit de cette zone du site de Flamanville. La qualité intrinsèque de ces matériaux et de ces remblais se retrouve ainsi directement dans les résultats d'analyses.

Les marquages et anomalies relevés dans les sols sont observés dans des horizons où des déchets sont présents (ou bien sur les horizons sous ou sus jacents). Toutefois, la présence de déchets n'induit pas systématiquement l'identification d'anomalie ou de marquage dans les sols.

Les composés responsables des anomalies et marquages dans les sols de la zone de dépôts historiques sont les métaux (avec la présence d'anomalies essentiellement en cadmium, chrome, cuivre, nickel, plomb, zinc et mercure.) ainsi que des marquages modérés à importants en HCT C_{10}-C_{40}.

Ces familles de composés se retrouvent fréquemment associées notamment lorsque la proportion de déchets est conséquente, ce qui est le cas dans la partie centrale de la zone de dépôts, où l'on retrouve les anomalies et les marquages les plus prononcés.

Dans le détail, les composés responsables sont les suivants :

- ➔ les métaux, avec des anomalies, essentiellement en cadmium, chrome, cuivre, nickel, plomb, zinc et mercure. Pour tous les composés métalliques, un bruit de fond sur brut a été calculé. Pour limiter le nombre de modélisation et les incertitudes, une variable de qualité qui représente les dépassements de ces éléments par rapport au fond géochimique est donc définie. Plus les concentrations sont élevées et dépassent leur fond géochimique respectifs, plus la variable de qualité est supérieure à 0.

  Cette approche permet de traiter la problématique des concentrations en métaux à l'aide d'une seule variable, représentative de la qualité générale des remblais.

Les statistiques sur cette variable sont conformes aux données qui ont constitué la variable de qualité : on observe que 75% (3ième quartile) des échantillons présentent une valeur de variable de qualité inférieure à -2,62, et donc une tendance moyenne sous le fond géochimique anthropisé. Seul 25% des analyse montre des dépassements significatifs du bruit de fond ;

- ➔ les HCT C_{10}-C_{40}, avec des marquages modérés (et ponctuellement importants : maximum de 6330 mg/kg) représentés par des fractions lourdes, peu ou pas volatiles et solubles). Les concentrations les plus importantes sont majoritairement mesurées conjointement avec les déchets. Les statistiques réalisées montrent que 95% des analyses réalisées présentent des concentrations inférieures à 570mg/kg, ce qui illustre bien le caractère très ponctuel des concentrations en HC C_{10}-C_{40} relevées ;

Il est aussi à noter qu'aucun indice de présence de produit pur (aspect ou odeur) n'a été retrouvé associé à ces marquages en composés organiques (HCT). Comme indiqué en introduction, les concentrations mesurées reflètent ainsi directement la qualité des matériaux de construction (béton, enrobés) et des déchets retrouvés, ce qui explique le caractère parfois très ponctuel des concentrations observées.

En résumé, même si les matériaux de natures différentes qui ont été remblayés présentent un caractère hétérogène dans leur composition et de leur répartition, il apparait que les investigations ont permis d'identifier de manière satisfaisante :

- ➔ la façon dont se répartissent les déchets au sein de la zone de dépôts historiques ;
- ➔ la typologie des matériaux rencontrés qui correspond à des matériaux usuels du BTP ;
- ➔ leur composition physico-chimique (par exemple : présence d'hydrocarbures lourds, peu ou pas volatils et solubles associés aux enrobés) ;
- ➔ les marquages et anomalies dans les remblais qui en résultent.

Ces diagnostics ont aussi permis de définir une première estimation de l'emprise de la zone de dépôts historiques de déchets :

Surface de la zone de dépôt historique de déchets estimée à l'issue des diagnostics : 12 400m²
Volume de la zone de dépôt historique de déchets estimé à l'issue des diagnostics : 54 000 m³

Ces anomalies, ainsi que la zone de dépôts historiques de déchets seront spatialisées et quantifiées à l'aide de l'outil géostatistique (voir Chapitre 8).

6.5 Caractérisation radiologique

La gestion de la zone dites de « déchets historiques » a été inscrite à l'Inventaire National de l'ANDRA en mai 2021. Elle fait notamment état du niveau d'activité mesuré sur les déchets technologiques retrouvés dans cette zone. La déclaration est reproduite ci-dessous :

« Ancienne zone de dépôt de déchets de chantier d'une surface d'environ 10 000 m² (profondeur : environ 7 m) constituée de déblais naturels divers et de déchets non radioactifs issus de la construction des 2 unités de production du CNPE de Flamanville, dans laquelle ont été retrouvés de l'ordre de 3 m^3 de déchets technologiques (tenues coton, surchaussures, vinyle) présentant des traces de Cobalt 60 (activité massique < 0,1 Bq/g). Les déchets concernés, ont été évacués en filière nucléaire. Une partie de la zone de dépôt actuellement inaccessible, fait l'objet d'un plan de gestion. Les prélèvements de terres et gravats réalisés à proximité des déchets marqués ainsi que les mesures radiochimiques effectuées sur les prélèvements dans les puits piézométriques n'ont mis en évidence aucun marquage des sols ou des eaux. »

Tableau 19 : Données sur la caractérisation radiologique

Nature des déchets	Volume déclaré (en m3 équivalent conditionné)	Activité déclarée (en MBq)	Radionucléides	Catégories	Famille
Déchets technologiques de très faible activité massique	3	11,6	^{58}Co, ^{60}Co	AUTRES	DSH

7 SCHEMA CONCEPTUEL INITIAL

7.1 Principe

D'une manière générale, le schéma conceptuel initial permet d'identifier, de caractériser et d'apprécier les relations entre :

- ➔ les sources potentielles de substances à l'origine du marquage (nature, concentration, volume) ;
- ➔ les voies de transfert qui correspondent aux voies, trajets ou autres chemins potentiels par lesquels des substances responsables du marquage peuvent être dispersées ou distribuées depuis une source;
- ➔ les récepteurs (existants et/ou futurs devant être protégés) qui correspondent à tout ce qui est susceptible d'être influencé par l'exposition aux substances à l'origine des marquages, comme des personnes, organismes ou des écosystèmes, milieux environnementaux ainsi que des structures ou infrastructures (réseaux d'AEP notamment).

Ainsi, on peut qualifier le risque par la présence concomitante d'une ou plusieurs sources, vecteurs et cibles (Risque = f (Sources, Vecteurs/voies, Cibles/Récepteurs/Enjeux). Sur le plan sanitaire, les cibles sont alors potentiellement exposées aux substances selon une ou plusieurs voies d'exposition (inhalation de vapeurs et/ou poussières, ingestion de sol et/ou d'eau).

Il ne s'agit pas à ce stade de quantifier ce risque.

7.2 Principales propriétés des substances présentes

Les principales caractéristiques physico-chimiques des substances identifiées sur la zone d'étude, influençant leur comportement (transfert) dans les milieux, sont les suivantes :

- ➔ HCT C_{10}-C_{40} : en fonction du nombre de carbone, des plus légers (C_{10}) aux plus lourds (C_{40}) : volatils à non volatils, moyennement solubles à très peu solubles, moins denses que l'eau, fort potentiel d'adsorption sur les sols, fort potentiel de bioaccumulation dans les végétaux. **Dans le cadre de notre étude, ce sont des hydrocarbures lourds qui ont été mis en évidence (les fractions C16-C40 non volatils représentent environ 80% des HCT détectés).**
- ➔ Éléments Traces Métalliques : non volatils sauf le mercure élémentaire, solubles à non solubles en fonction de leur spéciation ou état et des conditions environnementales, potentiel d'adsorption dans les sols généralement fort, potentiel de bioaccumulation dans les végétaux fort. Les métaux présentant des dépassements par rapport au bruit de fond anthropisé établi sont : le cadmium, le chrome, le cuivre, le nickel, le plomb, le zinc et le mercure.

7.3 Schéma conceptuel

L'usage établi de la zone est **industriel** (parking aérien et bassin de rétention).

Les usages envisageables sont industriels également avec des bungalows, des aires de stockages.

A ce stade, le schéma conceptuel est présenté pour l'usage établi actuel : usage industriel, parking aérien pour VL.

Ce schéma est présenté sur la Figure 19 et résumé dans le tableau ci-dessous.

Tableau 20 : Schéma conceptuel

SCHEMA CONCEPTUEL		
USAGE ACTUEL		
Projet / Aménagement		**Cibles/enjeux / sensibilité**
Sur site	Parking travailleurs CNPE	Adultes travailleurs : non sensibles
Hors site	Manche avec usagers récréatif	Pêcheurs de poissons avec pratiques de consommation : sensibles
MARQUAGES		
Dans l'horizon avec présence de déchets : Marquages en hydrocarbures ponctuels et teneurs en métaux sur brut supérieures au bruit de fond anthropisé de la zone d'étude. Dans les terrains sous-jacents aux horizons avec présence de déchets (à partir de 4 à 10 m de profondeur) : Absence de composés adsorbés ou volatils. Aucune anomalie n'a été mise en évidence dans les milieux eaux souterraines et gaz des sols. Par ailleurs, il convient de rappeler que les déchets ne sont pas en contact avec les eaux souterraines quelle que soit la situation hydrogéologique (haute et basse mer). Des traces ont été détectées ponctuellement dans les gaz des sols.		
VOIES DE TRANSFERT		
Modes de transfert	**Retenue**	**Justifications**
Volatilisation	Oui	Traces de composés volatils mesurés dans les sols et les gaz du sol.
Migration verticale vers les eaux souterraines	Non	Pas de marquage des sols sous les déchets et pas de transfert constaté vers les eaux souterraines
La migration hors site via les eaux souterraines	Non	Pas de marquage des sols sous les déchets et pas de transfert constaté vers les eaux souterraines
Transfert et Bioaccumulation dans les végétaux / animaux	Non	Absence de jardins potagers ou d'élevage sur le site à court / moyen ou long terme
Envol de poussières	Non	Sols recouverts coupant la voie de transfert
Perméation	Non	Conduites d'eau potable métalliques ou en PEHD mises en œuvre dans des matériaux sains.
MILIEUX et VOIES D'EXPOSITION		
Voies d'expositions	**Retenue**	**Justification**
Inhalation – De gaz depuis les milieux souterrains vers l'air intérieur	*Non*	Absence de bâtiment sur la zone d'étude
Inhalation – De gaz depuis les milieux souterrains vers l'air extérieur	*Oui*	Traces de composés volatils mesurés dans les sols et les gaz du sol (exposition négligeable).
Inhalation – De poussières issues des sols de surface	*Non*	Sols entièrement recouverts (parking)
Inhalation – Eaux de distribution (via les vapeurs)	Non	Absence de douches dans les bâtiments
Ingestion – Sol	*Non*	Absence de contact direct avec les sols de surface (enrobé parking)
Ingestion – De poussières issues des sols de surface	*Non*	Absence de contact direct avec les sols de surface (enrobé parking)
Ingestion – Eau (eau du réseau)	*Non*	*Cf voies de transfert : Conduites d'AEP ne passant pas au droit de la zone de dépôts historiques de déchets.*
Ingestion – aliments d'origine végétale ou animales	*Non*	*Absence de jardins potagers ou d'élevage / absence de consommation des produits*

Contact cutané	sols et/ou de poussières	*Non*	Absence de contact direct avec les sols de surface (enrobé parking)
	eau (bain, douche, baignade)	*Non*	Absence de douche et d'usage (captage, puits) des eaux souterraines sur site

Au regard de ces éléments, nous retenons :

- → **Sources :** *sols marqués en hydrocarbures, éléments traces métalliques et déchets*
- → **Vecteurs :** *dégazage potentiel et faible de substances volatiles*
- → **Cibles / enjeux** : usagers du parking travaillant sur le *CNPE*

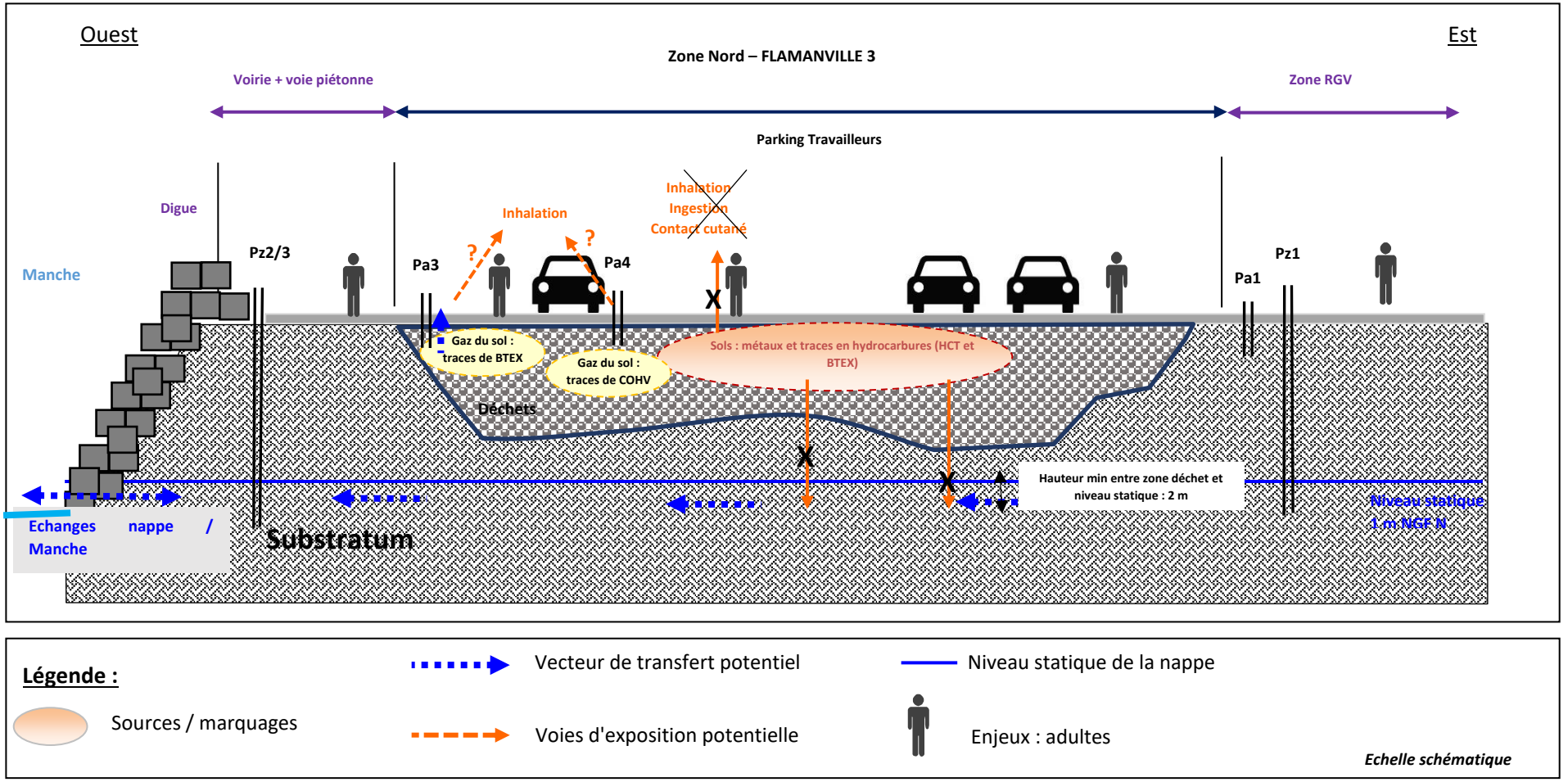


Figure 19. Schéma conceptuel du site actuel (usage non sensible)

8 LOCALISATION, QUANTIFICATION DU MARQUAGE ET DEFINITION DES VOLUMES A PRENDRE EN COMPTE – ETAT INITIAL

8.1 Interprétation statistique

L'état initial est défini comme celui antérieur aux opérations d'excavation et de tri des sols qui ont eu lieu à partir de 2017. Il s'agit de l'état initial avant les travaux d'aménagement de la zone. L'interprétation statistique fournie sert particulièrement de prémisses à l'étude géostatistique.

8.1.1 L'analyse exploratoire des données historiques

8.1.1.1 Statistiques élémentaires

Ci-dessous sont détaillées les statistiques élémentaires des composés analysés. Seules les données sur les sols en place sont analysées. L'explication des données considérées est donnée en Section 6 .1

Par soucis de clarté, seuls les composés d'intérêt qui correspondent aux anomalies et marquages identifiés au droit de la zone d'étude sont présentés dans le corps de ce rapport.

Tableau 21 : Statistiques élémentaires sur les composés d'intérêts

Statistiques des mesures réalisées sur la zone d'étude	Nombre d'analyses	Pourcentage de résultats supérieurs à la LQ	Maximum	Moyenne	1er quartile	Médiane	3ème quartile
Arsenic	394	99%	121	19,9	11,7	15,6	21,9
Cadmium	394	27%	29,9	2,5	0	0	0,42
Chrome	394	99%	429	76	50,2	66,9	82,9
Cuivre	394	94%	7550	130,6	9,9	15,9	33,6
Nickel	394	99%	426	46,5	29,9	39,9	48
Plomb	394	99%	18800	181,5	17,1	27,2	64,1
Zinc	394	99%	6000	235,3	44,1	64,2	138
Mercure	394	18%	1,76	0,3	0	0	0
Indice Hydrocarbures C_{10}-C_{40}	513	76%	6330	211,8	15,8	42,5	163
Fraction C_{10}-C_{16}	513	76%	351	10,1	0,4	3,1	7,9
Fraction C_{16}-C_{22}	513	392	643	22,5	0,8	4,9	16
Fraction C_{22}-C_{30}	513	392	3240	89,2	1,8	14,9	57,5
Fraction C_{30}-C_{40}	513	392	2190	90	2,2	12,2	57,1

Il est à noter qu'une variable importante n'est pas présentée dans le tableau ci-dessus : la présence de déchets au niveau d'un échantillon. Cette variable (appelée "dechet dummy" dans les figures) vaut 1 quand des déchets ont été observé au niveau d'un échantillon et 0 si non observé.

Parmi les 642 échantillons prélevés dans la zone d'étude sur les terres en place, 139 (21%) présentent des déchets.

8.1.1.2 Histogrammes

Par soucis de concision, la majorité des histogrammes sont présentés en Annexe 6. La distribution des composés d'intérêts : HCT C_{10}-C_{40} et les ETM correspond au schéma classique : distribution fortement asymétrique sur les valeurs extrêmes.

Le graphe ci-dessous indique que la majorité (**95%) des analyses réalisées montrent des concentrations inférieures à 500 mg/kg.** Seuls quelques dépassements ponctuels de cette valeur sont observés.

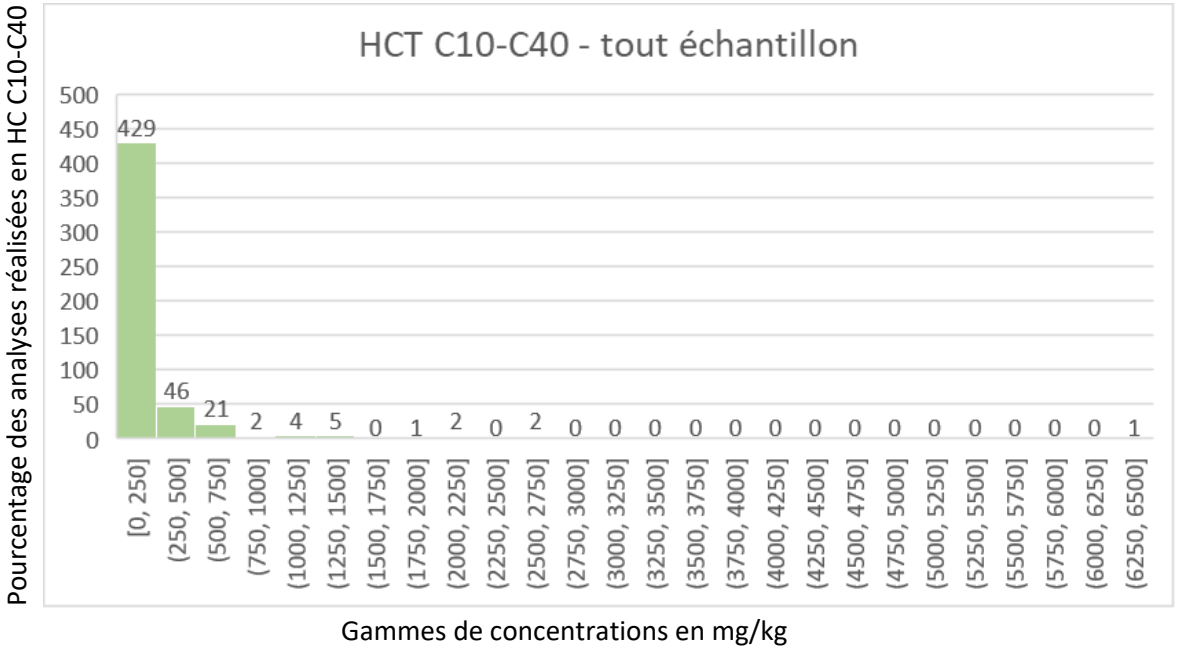


Figure 20 : Histogramme des concentrations en HCT C_{10}-C_{40} mesurées au droit de la zone d'étude

8.1.1.3 Analyse de la répartition des fractions de composés pour les HCT C_{10}-C_{40}

La figure ci-dessous donne la répartition des composés dans la constitution des concentrations totales en HCT C_{10}-C_{40} dans les sols. Ce traitement permet d'établir d'un point de vue statistique la proportion médiane des fractions.

Ce graphe montre que les fractions les plus présentes sur site sont les fractions lourdes HC C_{22}-C_{40}.

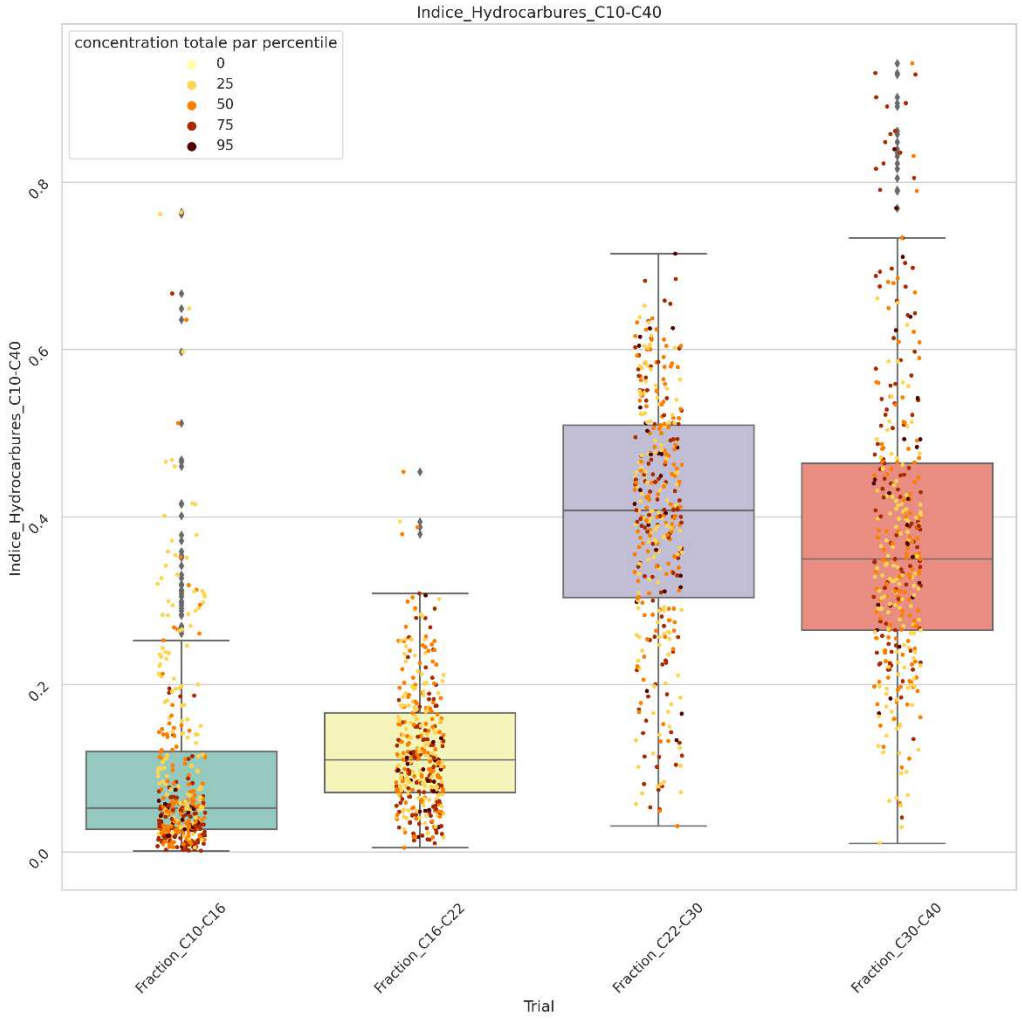
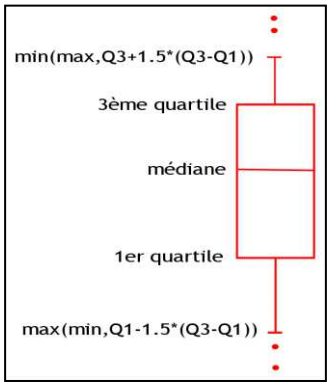


Figure 21 : Répartition des fractions pour les HCT C_{10}-C_{40} mesurés au droit de la zone d'étude

Ce graphe montre une proportion générale des fractions les plus légères (inférieures à C16) de l'ordre de 20%.

Rappel sur les Box-plot :



Les analyses sous forme de boites à moustaches (ou box-plots) permettent de représenter la répartition des concentrations mesurées. Elles sont réalisées sous le logiciel Python et sont construites comme suit :

La « boite » est formée par les premiers et troisièmes quartiles, tandis que les valeurs extrêmes inférieures et supérieures correspondent à 1.5 fois l'écart interquartile à partir des extrémités de la boite / ou à la valeur maximal/minimale si celles-ci sont inférieures. Toutes les valeurs en dehors de cette structure sont décrites comme des outliers.

8.1.2 Corrélations

8.1.2.1 Corrélation entre métaux et présence de déchets

La Figure 22 ci-après est un exemple de la corrélation observable entre la présence de déchets et la concentration en métaux. Par soucis de concision, seule cette figure est incluse dans le corps du rapport, les autres sont disponibles en annexe.

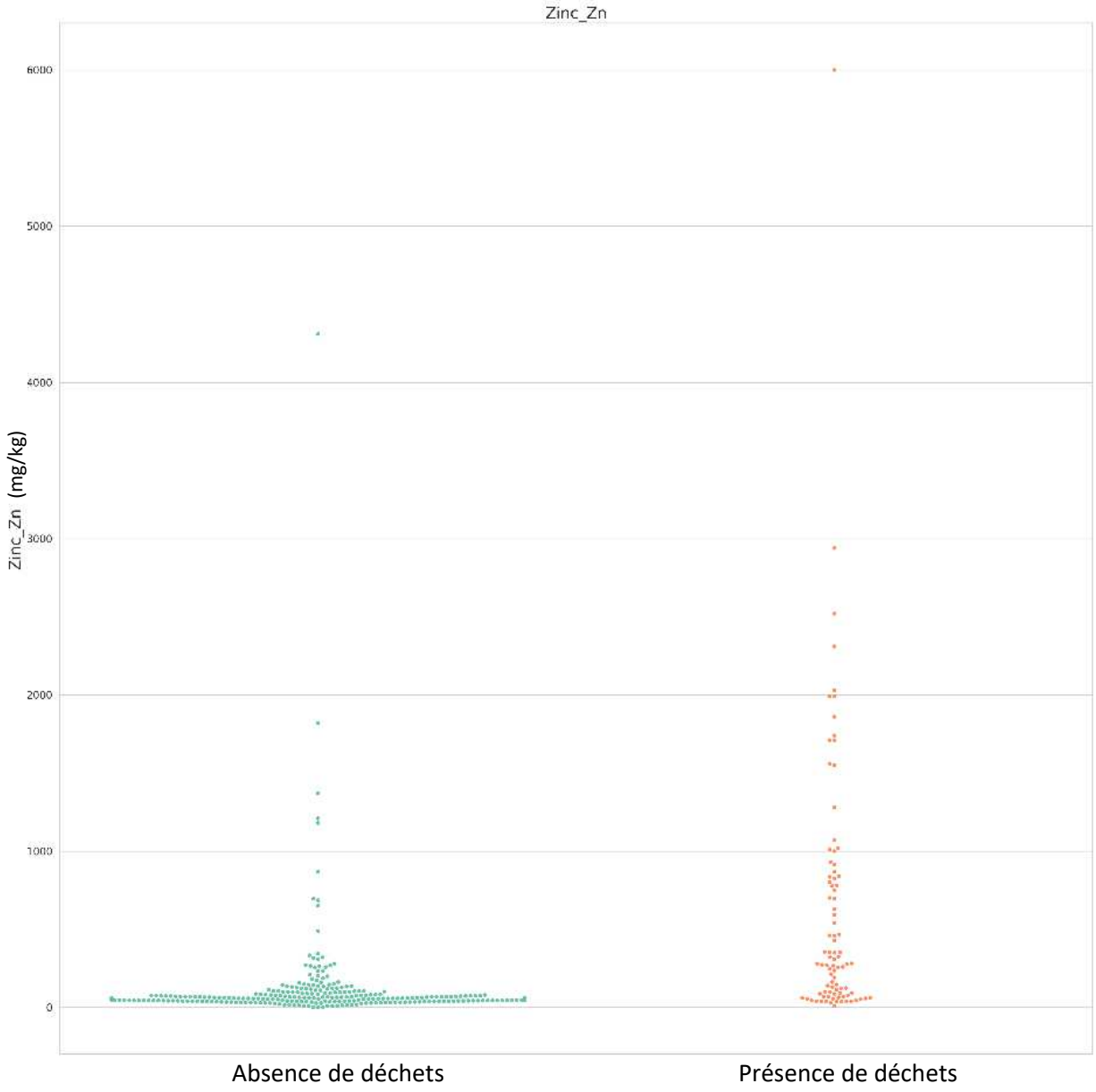


Figure 22: Impact de la présence de déchets sur les concentrations mesurées en métaux - ici ZINC

On observe sur cette figure que la majorité des concentrations élevées en Zinc se trouve dans les sols avec présence de déchets.

8.1.2.2 *Corrélation entre HCT C_{10}-C_{40} et présence de déchets*

La Figure 23 montre la corrélation entre la présence de déchet et les concentrations en hydrocarbures totaux.

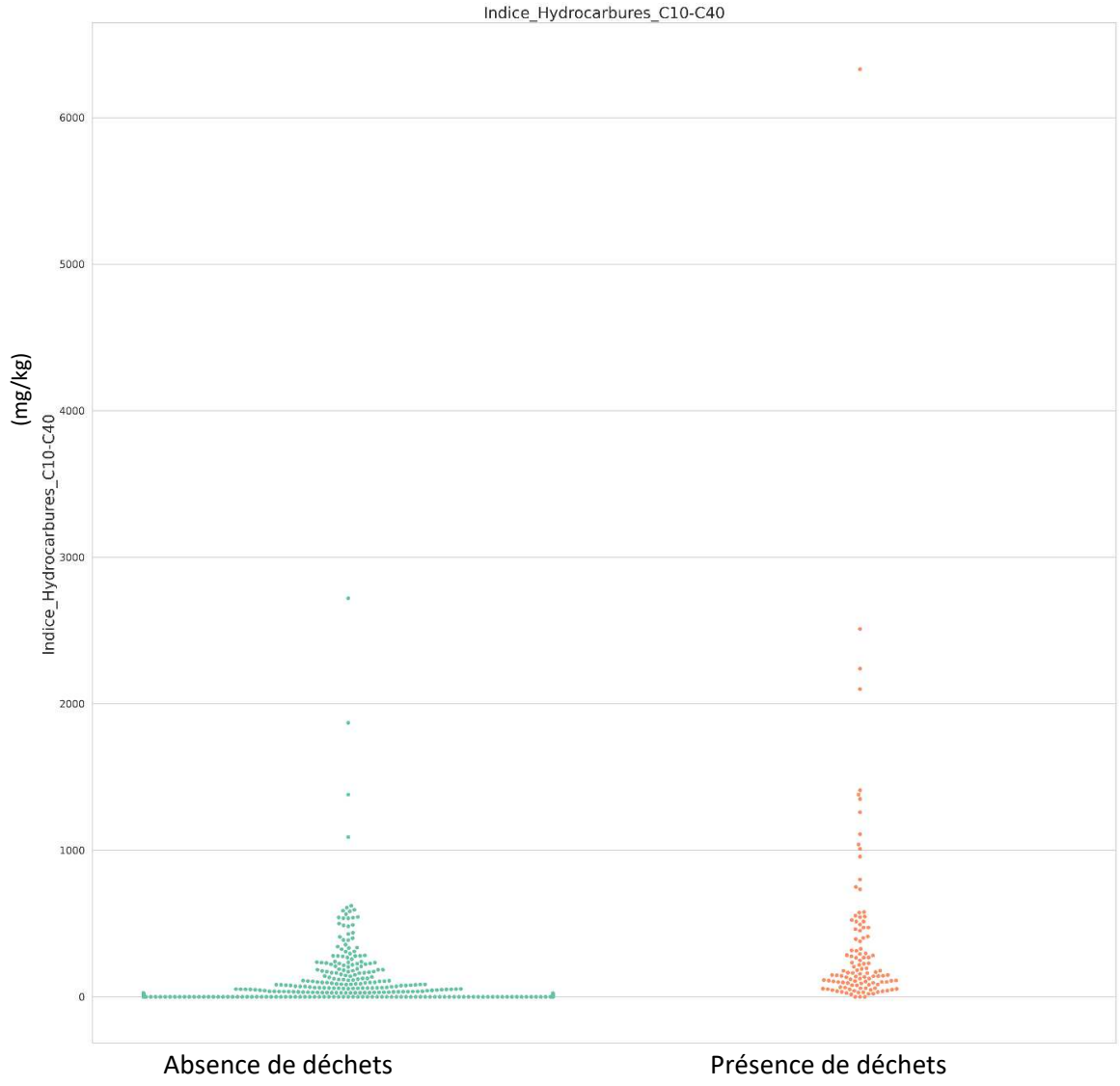


Figure 23 : Impact de la présence de déchets sur les concentrations mesurées en HCT C_{10}-C_{40}

On observe sur cette figure que la majorité des concentrations élevées en HCT C_{10}-C_{40} se trouve dans les sols avec présence de déchets. Les quelques valeurs un peu plus élevées relevées hors-déchets sont majoritairement proche de la présence de déchets et peuvent être associées aux incertitudes de terrain.

8.1.2.3 *Etablissement des grilles de travail*

Le bloc de référence moyen utilisé pour l'étude est de dimension :

2m x 2m x 1m (profondeur)

Ces dimensions offrent le meilleur compromis en termes de précision des estimations et de rendu visuel.

8.1.3 L'analyse statistique des concentrations en HCT C_{10}-C_{40}

Conformément aux guides de référence, la Figure 24 ci-après présente une interprétation des concentrations mesurées en hydrocarbures HCT C_{10}-C_{40}.

Cette figure donne la distribution par fréquence cumulée des concentrations en HCT C_{10}-C_{40}.

Une interprétation possible de ce graphe est fournie. Il est important de rappeler que cette analyse ne prend pas compte de la spatialisation des analyses et ne se suffit pas à elle-même.

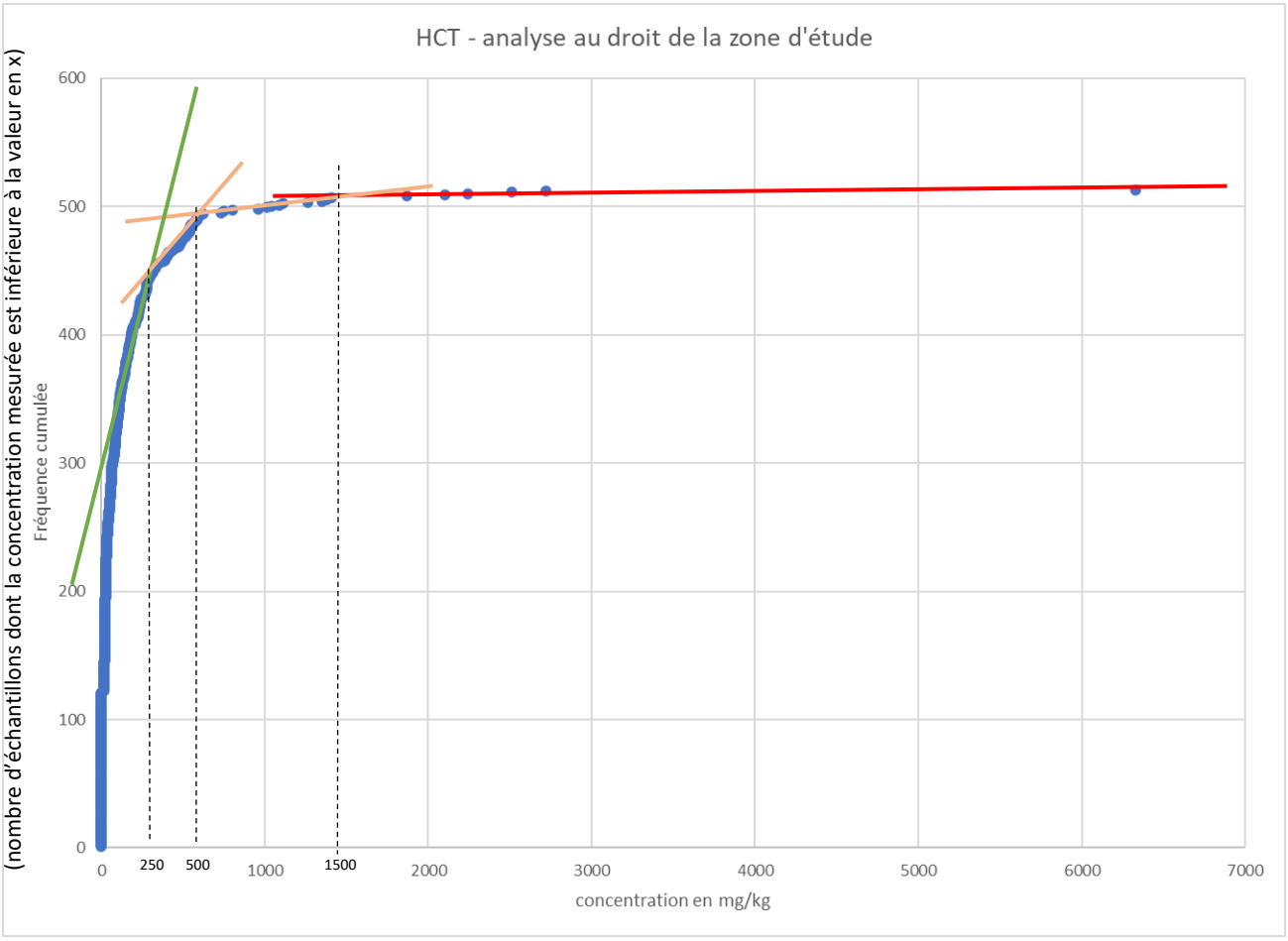


Figure 24 : Fréquence cumulée des analyses réalisées en HCT C_{10}-C_{40} au droit de la zone d'étude

Cette figure pourrait indiquer un bruit de fond anthropisé en HCT C10-C40 autour de 100 mg/kg cohérent avec le bruit de fond anthropisé défini précédemment entre 160 et 250 mg/kg, des anomalies et marquages diffus entre 100 et 1 500 mg/kg (rupture vers 500 mg/kg) et une zone concentrée à partir de 1 500 mg/kg.

8.2 Interprétation géostatistique

8.2.1 Objectif et méthodologie

L'objectif de l'état des milieux initial est de proposer le modèle représentatif de l'état initial le plus précis possible.

Dans le contexte de cette étude, la méthodologie mise en place pour définir l'état des milieux initial est la suivante :

- Uniformisation des données historiques ;
- Analyse exploratoire des données historiques ;
- Modélisation géostatistique de l'état initial sur les composés suivants :
    - Présence de déchets ;
    - HCT C_{10}-C_{40} ;
    - Métaux (variable de qualité).

Une fois les blocs modèles établis, les volumes estimés de ces composés et leur distribution spatiale sont calculés et fournissent le modèle représentatif de l'état initial de la zone.

Les sections suivantes décrivent les hypothèses ainsi que les conditions de réalisation de l'étude géostatistique qui permet de proposer un état des milieux précis en 3 dimensions sur les composés d'intérêt. Le logiciel SGeMS est utilisé pour la réalisation de l'ensemble de l'étude géostatistique présentée ici. Le détail des hypothèses et méthodes de travail utilisées est donné en Annexe 6.

Le modèle construit sera confronté aux données du pilote de tri des déchets déjà mené et présenté ci-après dans le chapitre 9. Ces opérations ont consisté en des travaux d'excavations permettant d'obtenir une vision plus réelle de l'état des sols et de la répartition des déchets ; cela permet de comparer le modèle construit sur la base de diagnostics constitués de sondages (vision partielle) et ainsi de confronter les modélisations aux travaux déjà menés et de contribuer à leur validation.

8.2.2 Analyse variographique réalisée

Tout l'intérêt de la méthodologie géostatistique consiste à prendre en compte, lors de l'interpolation, la continuité spatiale du paramètre à cartographier. Cette continuité spatiale, ou variabilité spatiale, est obtenue via l'étape de calcul du variogramme expérimental.

Les Figures ci-dessous donnent les variogrammes représentatifs des pourcentages de déchets dans les sols ainsi que de la continuité des HCT C_{10}-C_{40}. Dans un souci de concision, les variogrammes sont présentés en Annexe 6.

Dans le cadre de la caractérisation des métaux, la variable représentative des métaux est la « variable de qualité » décrite précédemment

Compte tenu de la densité de données disponibles, les analyses variographiques sont réalisées dans les 4 directions principales suivantes :

N0, N45, N90 et N135

La modélisation des variogrammes passe par l'ajustement de modèles sur les variogrammes expérimentaux.

Les conclusions de ces modélisations sont les suivantes :

➔ La « sphère/zone d'influence » des pourcentages de déchets évalués dans les sols est de l'ordre de 50 m de rayon dans la direction N135 et 30 m en N45.

En d'autres termes, avec cette continuité spatiale, un « marquage » en déchet isolé (c'est-à-dire sans autres analyses à proximité) aurait une dimension de 50 m en N135 et 30 m en N45.

➔ La « sphère/zone d'influence » de l'indice de qualité dans les sols (métaux) est de l'ordre de 25 m de rayon à l'horizontal.

En d'autres termes, avec cette continuité spatiale, un « marquage » en métaux isolé (c'est-à-dire sans autres analyses à proximité) aurait une dimension de 25 m dans toutes les directions.

➔ La « sphère/zone d'influence » des concentrations en HCT mesurées dans les sols est de l'ordre de 35 m de rayon dans la direction N135 et de moins de 30 m dans la direction N0.

En d'autres termes, avec cette continuité spatiale, un « marquage » en HCT isolé (c'est-à-dire sans autres analyses à proximité) aurait une dimension de 35 m en N135 et 30 m en N45.

Les paramètres utilisés pour l'élaboration de ces variogrammes sont détaillés en Annexe 6.

8.2.3 Milieu sols – modélisation des déchets

8.2.3.1 Méthode de modélisation

La modélisation de la présence de déchets permet d'évaluer le volume total de déchets présents sur la zone d'étude.

L'emprise de la zone de dépôts historiques de déchets a déjà été estimée à l'aide de plusieurs méthodes : sondages directs et travaux de fouilles, mais aussi caractérisation géophysique.

La synthèse des données disponible a permis de proposer une modélisation complète des pourcentages décrits lors des investigations sur site.

A noter que les données issues du pilote de tri et des terrassements menés / *voir détails dans la partie 7* / ont été intégrées dans cette modélisation initiale afin de disposer d'un maximum de données.

Les hypothèses considérées pour la modélisation de l'état initial sont les suivantes :

- La profondeur des déchets maximale est bornée par la conclusion de l'étude Géophysique à +6 m NGF -N (dessous on considère que la présence de granite/blocs domine les sols) ;
- Le pilote de tri des déchets associé aux travaux de terrassement réalisés par les entreprises SOLEO et GUINTOLI présentent des dimensions qui sont associées aux installations qui devaient être réalisées. Ces travaux on conclus sur :
  - Des fonds de fouille réceptionnés sans déchets
  - Des bords de fouille au Nord et à l'Ouest réceptionnés sans déchets

Sous ces hypothèses, la méthode de modélisation par Krigeage Ordinaire a permis de proposer une modélisation qui renforce les variations locales en densité de déchets. Cela permet ainsi de bien tenir compte de l'hétérogénéité de la présence de déchets.

8.2.3.2 Validation du modèle avec le retour terrain du pilote de tri de Guintoli

Afin de valider la modélisation, le modèle a été confronté au retour d'expérience du pilote de tri de Guintoli. La section 7 reprend en détail les opérations réalisées sur la zone d'étude dans le cadre du pilote de tri GUINTOLI.

Les étapes entreprises sont les suivantes :

- Sur la grille modélisée, isolation des volumes excavés dans le cadre du pilote de tri

Volume modélisé isolé	15 016 m^3
Volume excavé décrit par Guintoli	15 667m^3
% écart de volumes entre modélisation et retour d'expérience	4 %

- Au sein de ce volume modélisé isolé, le pourcentage moyen de déchets a été évalué :

Pourcentage moyen de déchets modélisé à partir des descriptions terrain	11 %
Volume excavé décrit par Guintoli – pourcentage de déchets	8 %
% écart relatif entre modélisation et retour d'expérience (surestimation des pourcentages de déchets d'après une lecture de terrain)	37%

** Le pourcentage réel de déchets a été calculé à partir du bilan des opérations menés par Guintoli :*

- *Volume de terre trié :*

  ➔ *15 667 (volume de terres excavées) – 1183 (volume de terre non criblé car marqué HCT visuel et avéré (HCT)*

  = 14 484

- *Volume de déchets : 1129*
- *Pourcentage réel de déchets : 8%.*

Le facteur de correction applicable sur la modélisation des pourcentages de déchets modélisés est donc de l'ordre de 37%.

Deux modélisations sont donc proposées : modélisation minorante et modélisation majorante.

8.2.3.3 Résultat sur le volume total de déchets initial

Le volume total de déchets présent initialement sur site est évalué (estimation minorante et majorante) :

3 500m³ – 5 600m³

Le volume total de sols avec présence de déchets présent initialement est évalué (estimation minorante et majorante) à :

50 000m³ – 55 000m³

La marge d'erreur présentée ici est liée à l'incertitude qui pèse sur la description des déchets au droit des sondages et des fouilles.

L'incertitude est plus importante sur le pourcentage moyen de déchets dans les sols que sur l'emprise de la zone de dépôts historiques de déchets :

Le pourcentage moyen réel de déchets au droit de la zone de dépôts historiques de déchets est estimé entre 6% et 10,5%.

Les approches par modélisation déployées montrent clairement que la zone de dépôts historiques de déchets est constituée entre 90 et 94% de sols.

8.2.3.4 Spatialisation de la présence de déchets

L'emprise de la présence de déchets dans les sols est illustrée sur la figure ci-dessous.

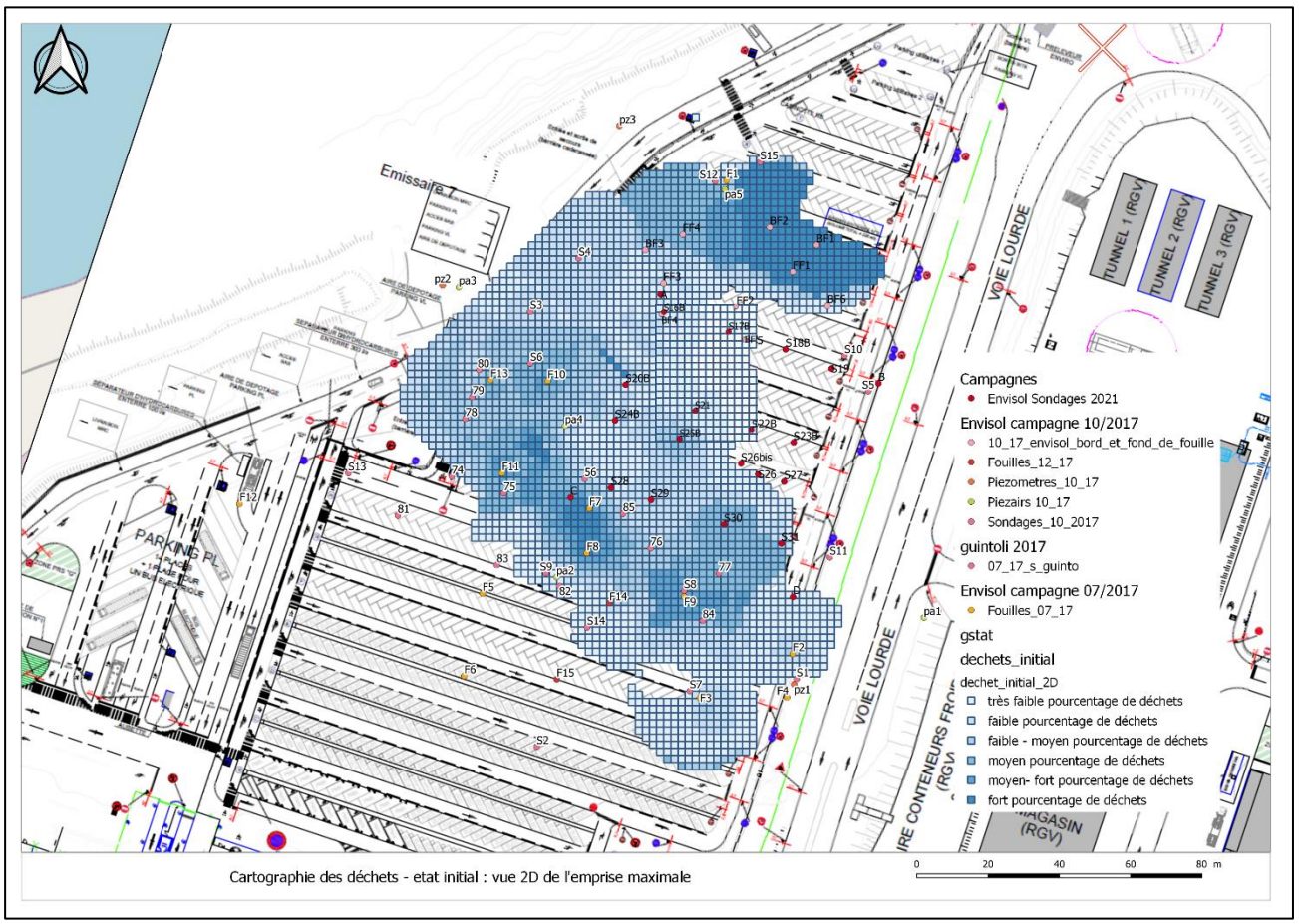
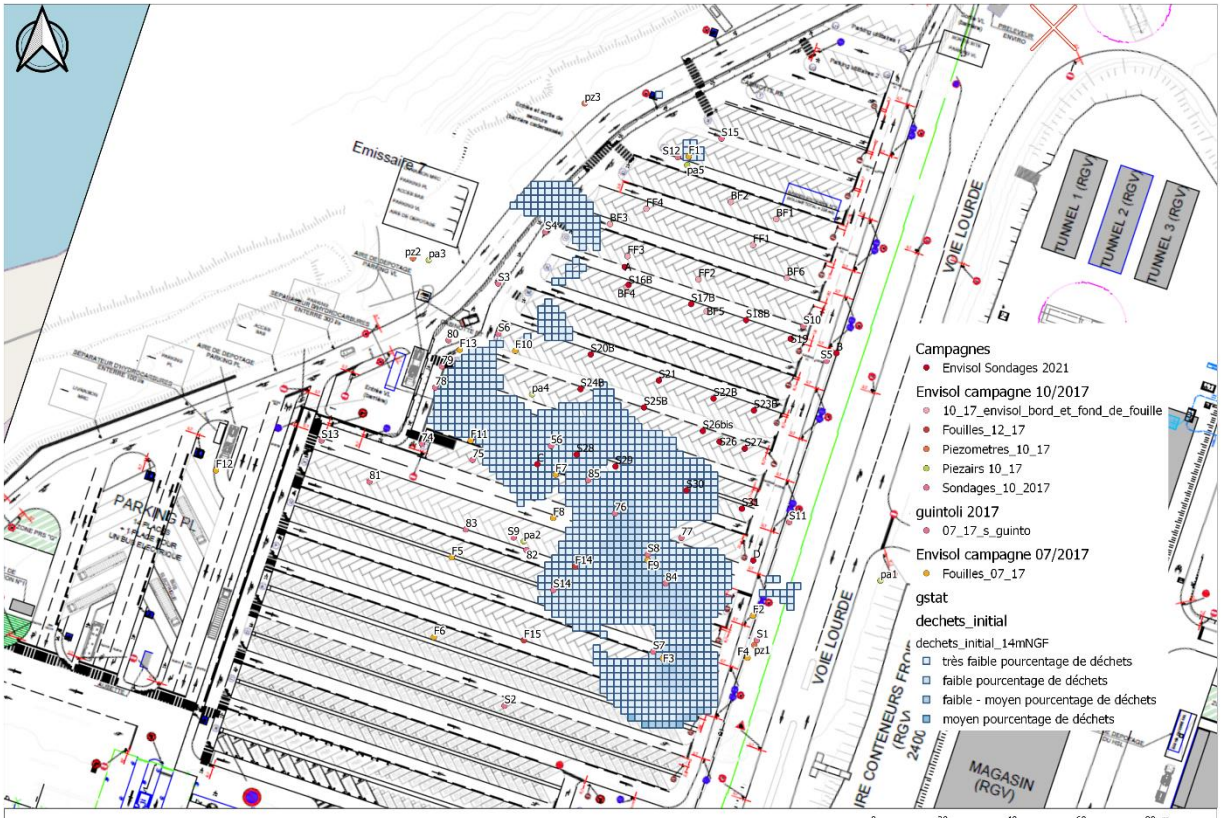


Figure 25: Spatialisation - vue 2D de la présence de déchets caractérisés sur la zone d'étude

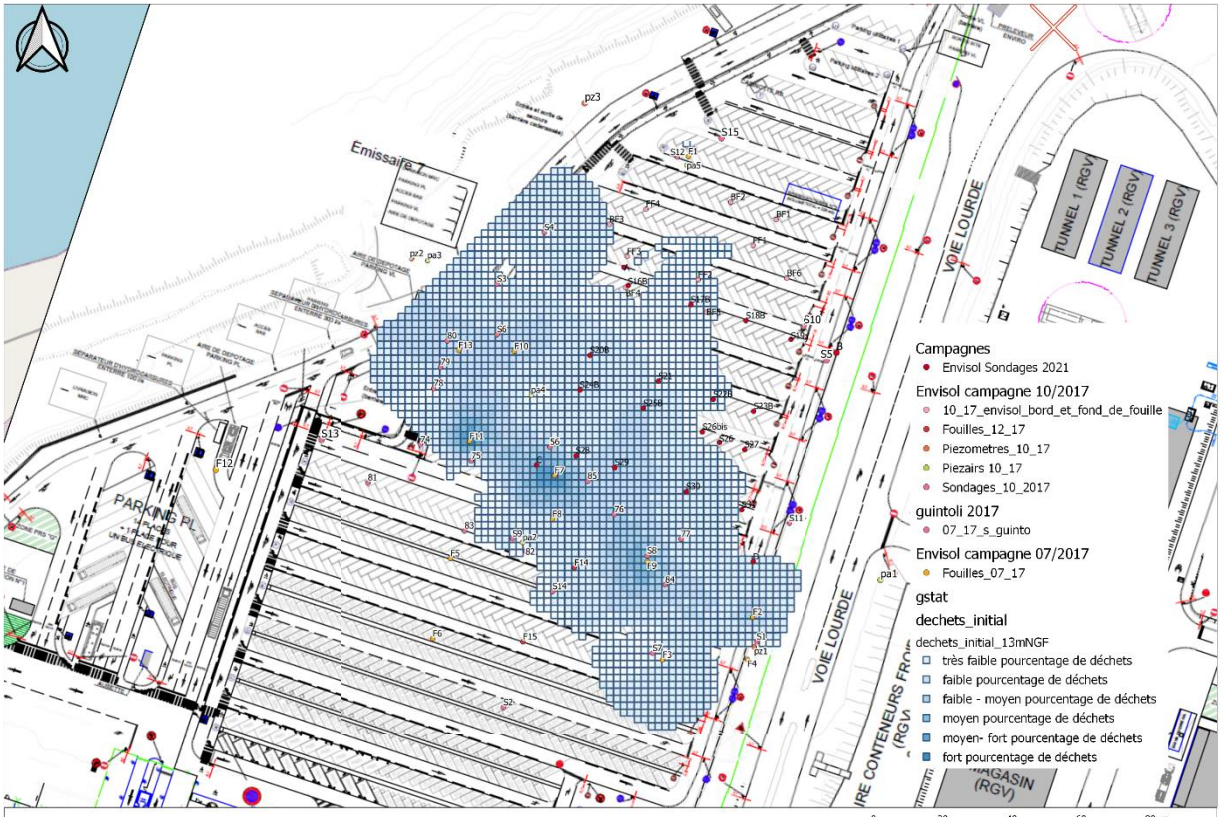
La profondeur maximale de présence de déchets dans les sols est de + 6 m NGF N au niveau du Nord-Ouest de la zone caractérisée. Au Sud et à l'Est de la zone, les déchets sont moins profonds.

Pour illustrer cette répartition en 3D, les plans par profondeur de 1 m sont proposés ci-dessous. Puisque la modélisation a été réalisée sur des cellules d'1 m d'épaisseur : les tranches représentent une épaisseur de 1 m.

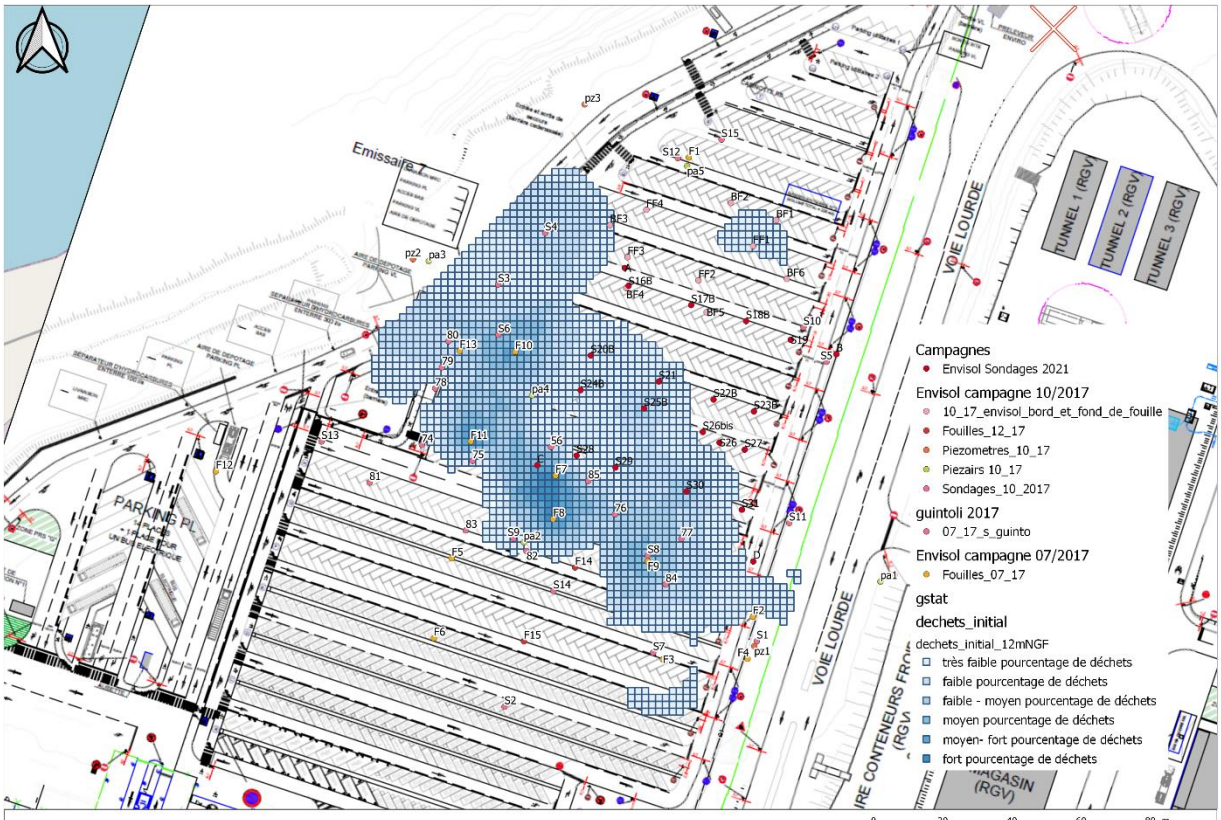
Ainsi la tranche + 14 m NGF N représente la tranche centrée sur + 14 m NGF N et donc : + 14,5 m NGF N à + 13,5 m NGF N. La tranche + 13 m NGF N représente la tranche suivante : + 13,5 m NGF N à + 12,5 m NGF N et ainsi de suite.



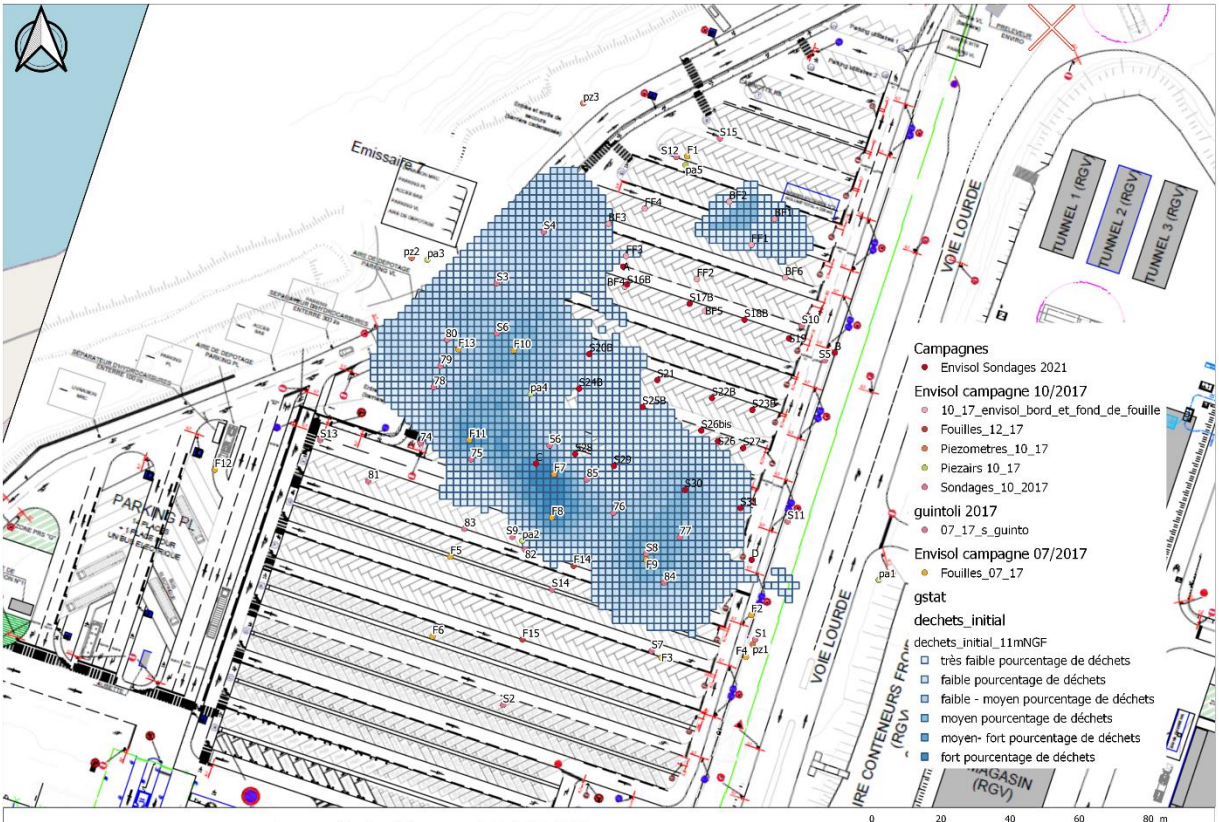
Cartographie des déchets - etat initial : 14mNGF



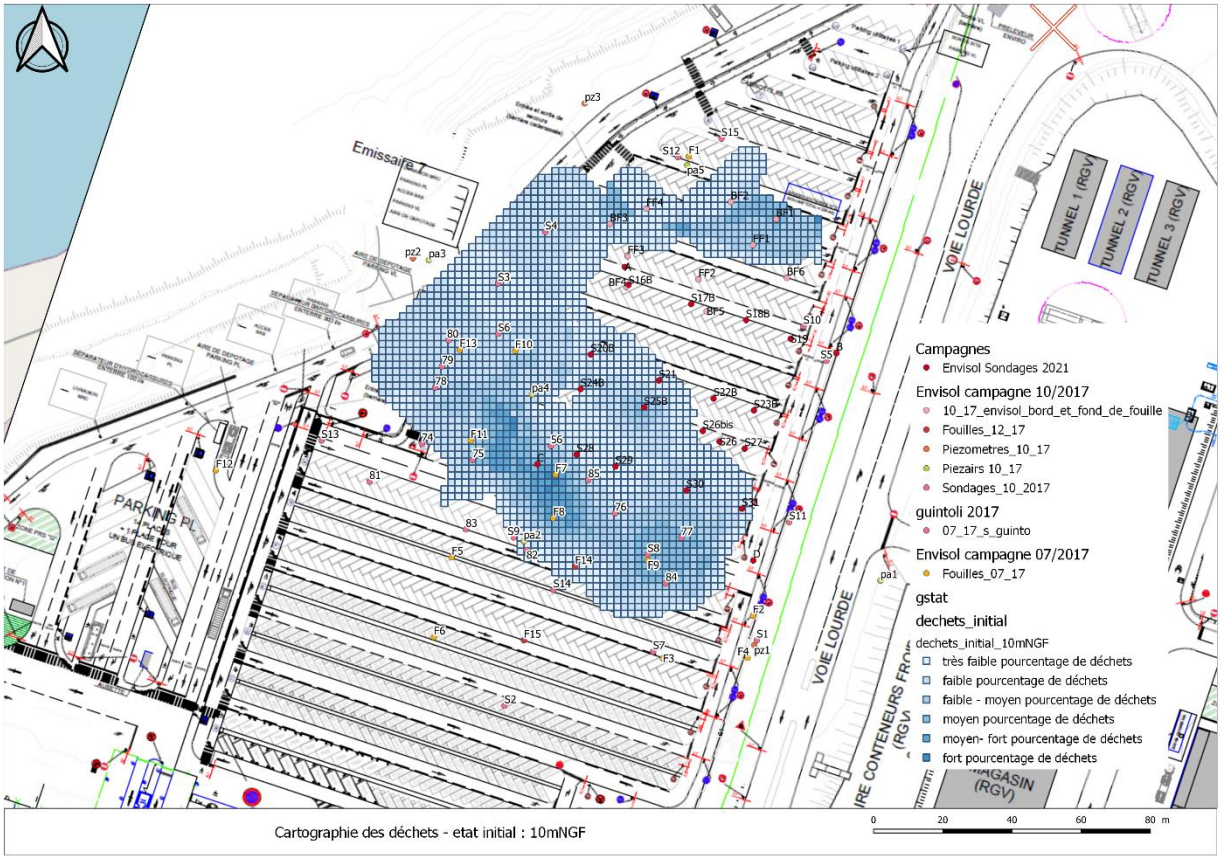
Cartographie des déchets - etat initial : 13mNGF



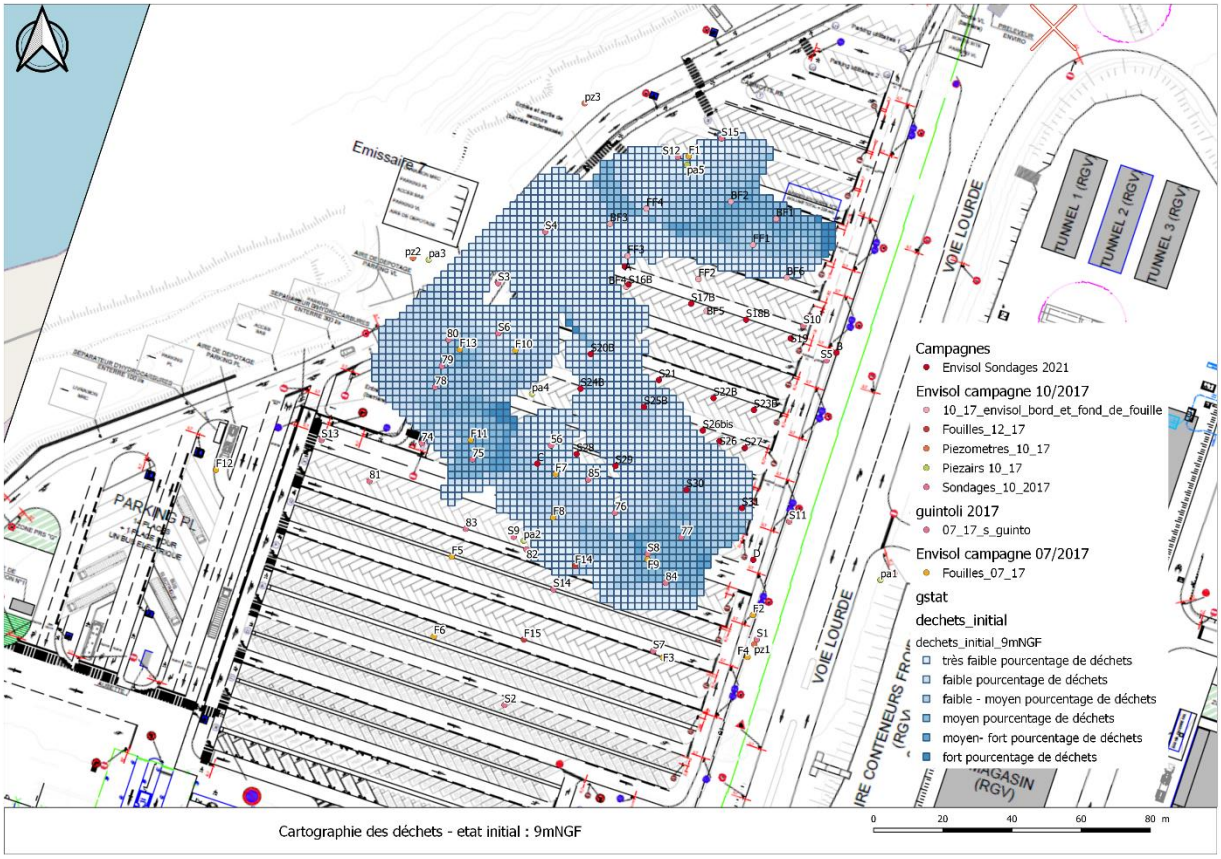
Cartographie des déchets - etat initial : 12mNGF



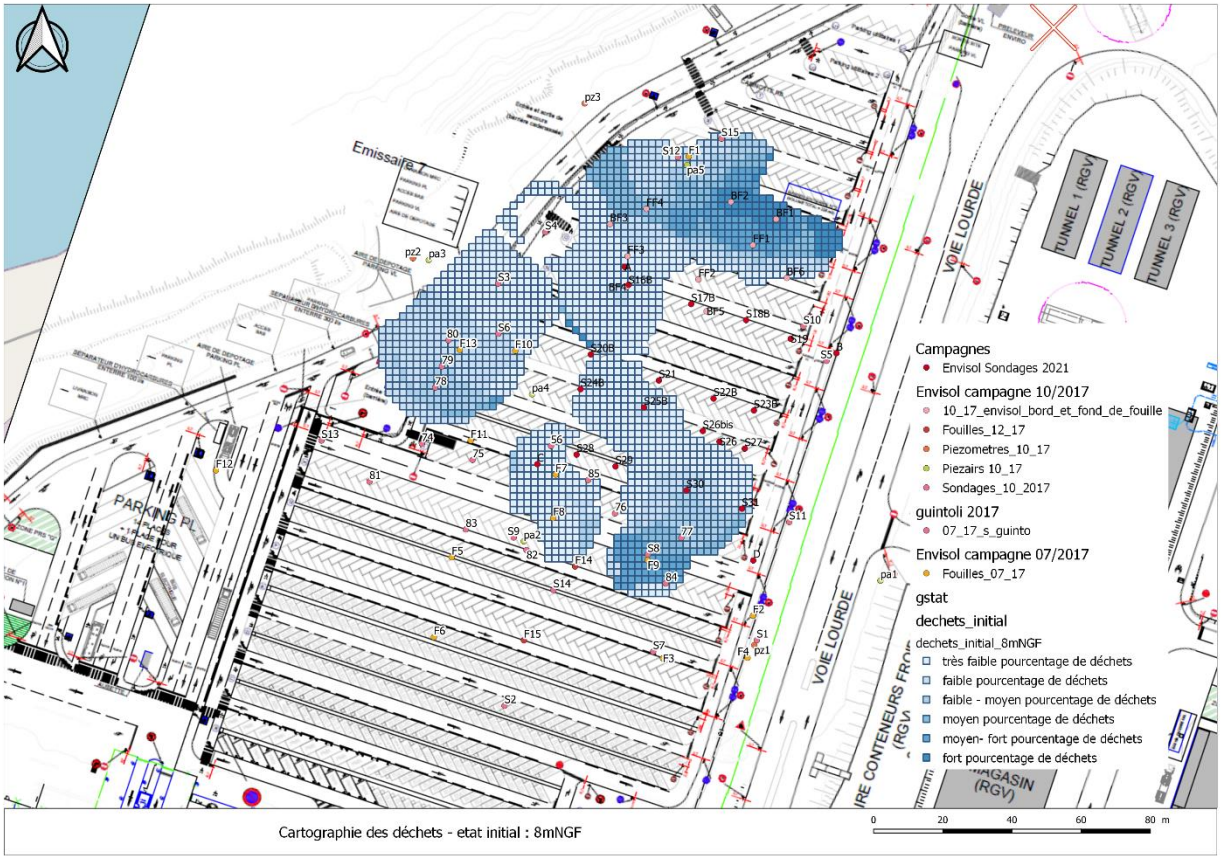
Cartographie des déchets - etat initial : 11mNGF



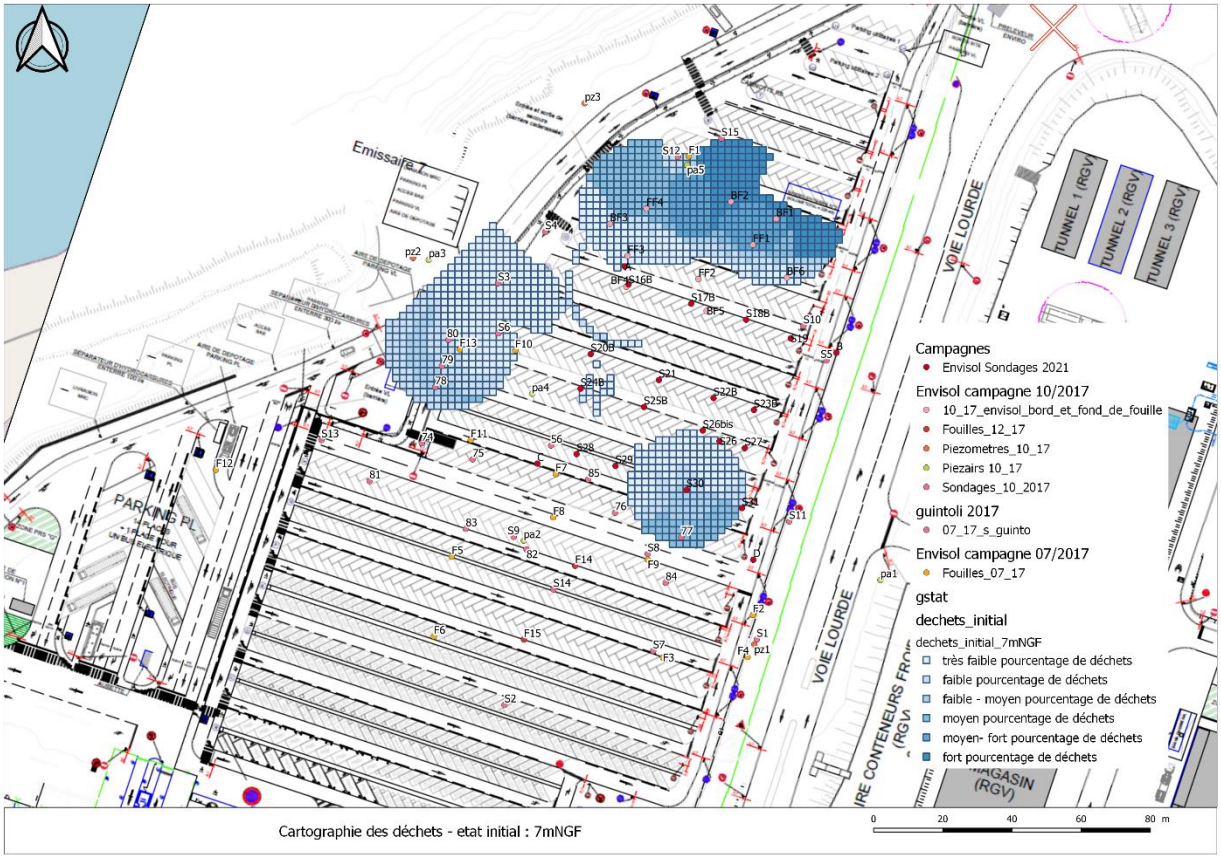
Cartographie des déchets - etat initial : 10mNGF



Cartographie des déchets - etat initial : 9mNGF



Cartographie des déchets - etat initial : 8mNGF



Cartographie des déchets - etat initial : 7mNGF

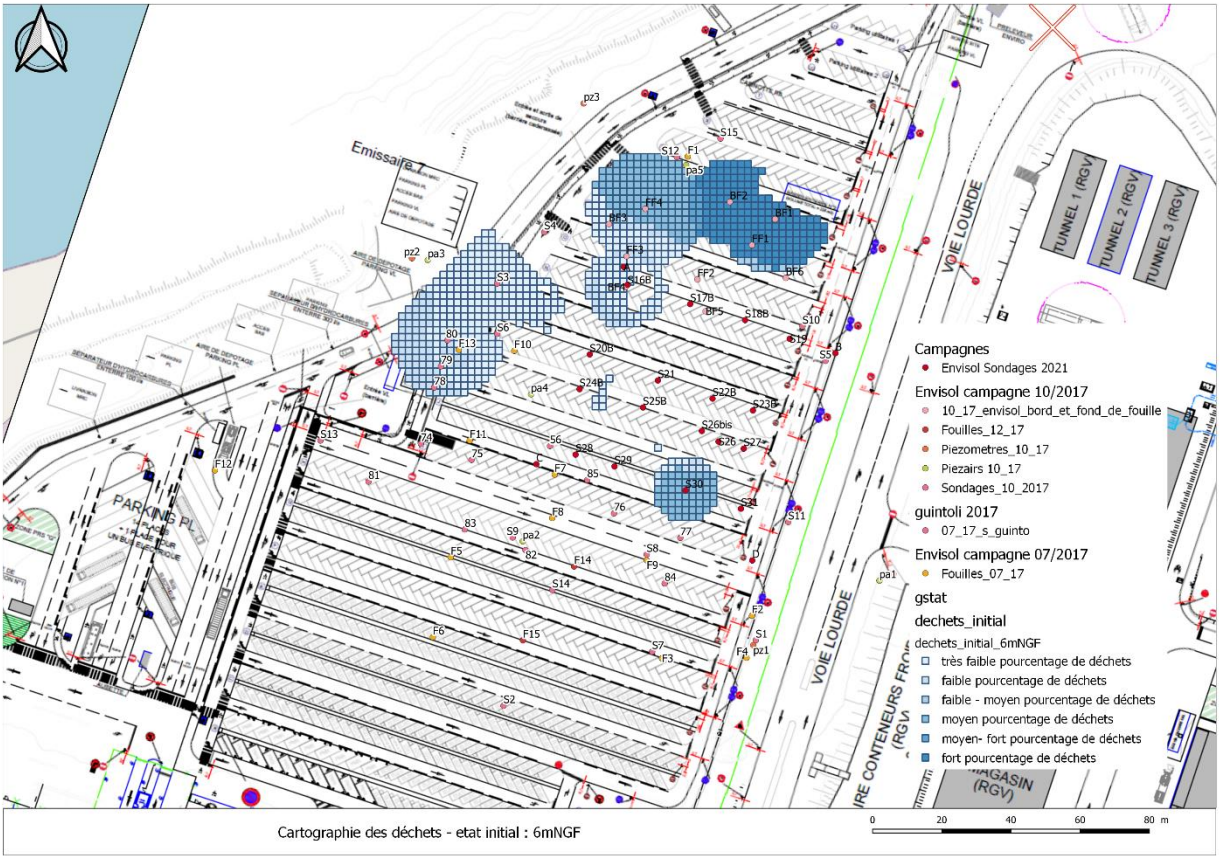


Figure 26 : Cartographie des déchets - état initial par tranche de profondeur (1 m)

8.2.4 Milieux sols- modélisation des métaux

8.2.4.1 Définition d'une variable de qualité

La description de la définition de la variable de qualité est réalisée dans la Section 6.4.1.1.

8.2.4.2 Spatialisation de la variable de qualité

Avec la définition du bruit de fond, la variable de qualité a été spatialisée par la méthodologie des simulations gaussiennes.

La modélisation de cette variable permet d'apprécier la spatialisation des concentrations en métaux par rapport au bruit de fond.

La cartographie ci-dessous illustre le caractère pépitique des concentrations métalliques puisque l'on voie de nombreuses zones concentrées sans que l'on puisse définir visuellement une source principale. Cette distribution spatiale est néanmoins cohérente avec la corrélation existante entre concentrations en métaux et présence de déchets puisque les zones concentrées se trouvent spécifiquement au droit de l'emprise de la zone de dépôt historique de déchets.

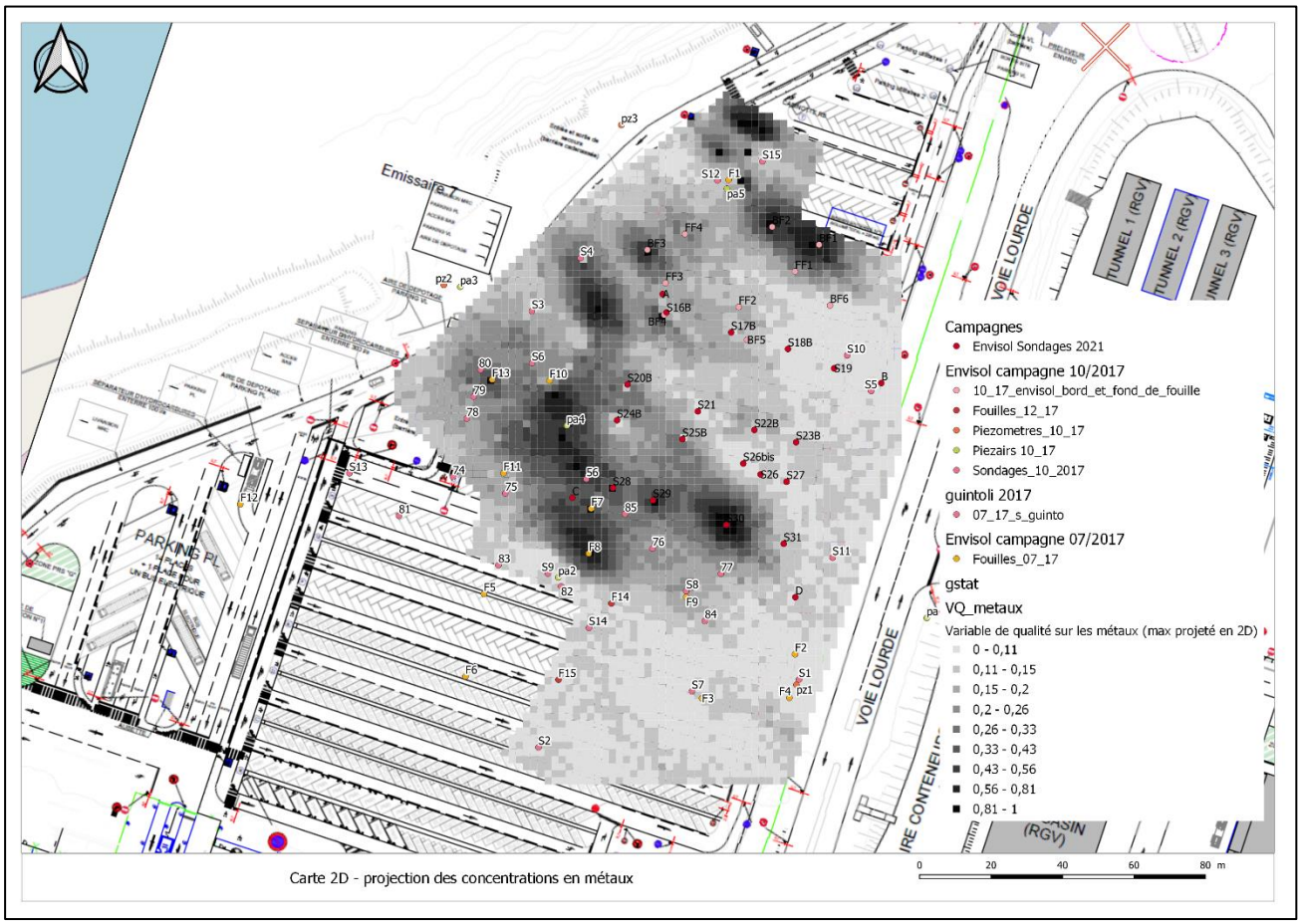
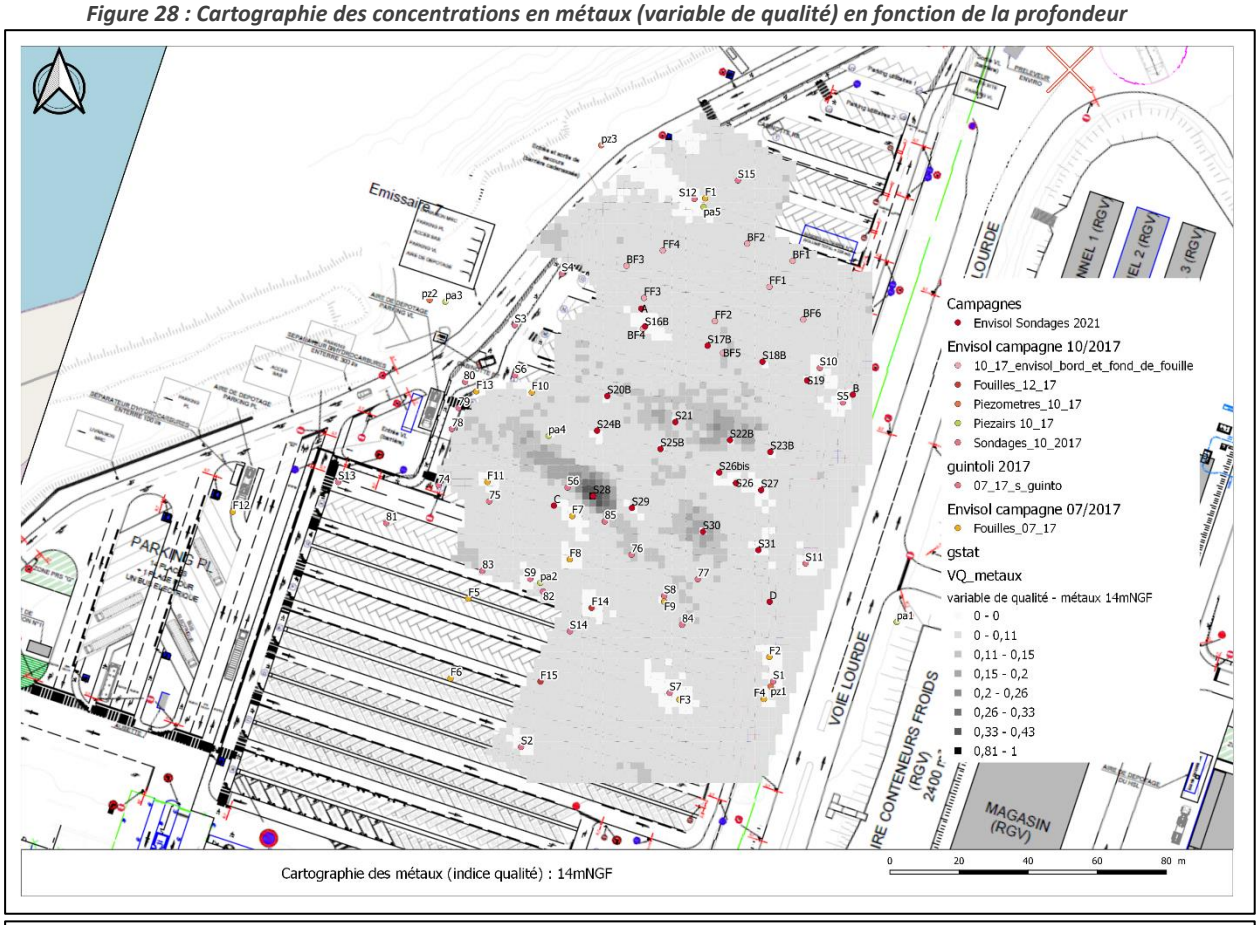


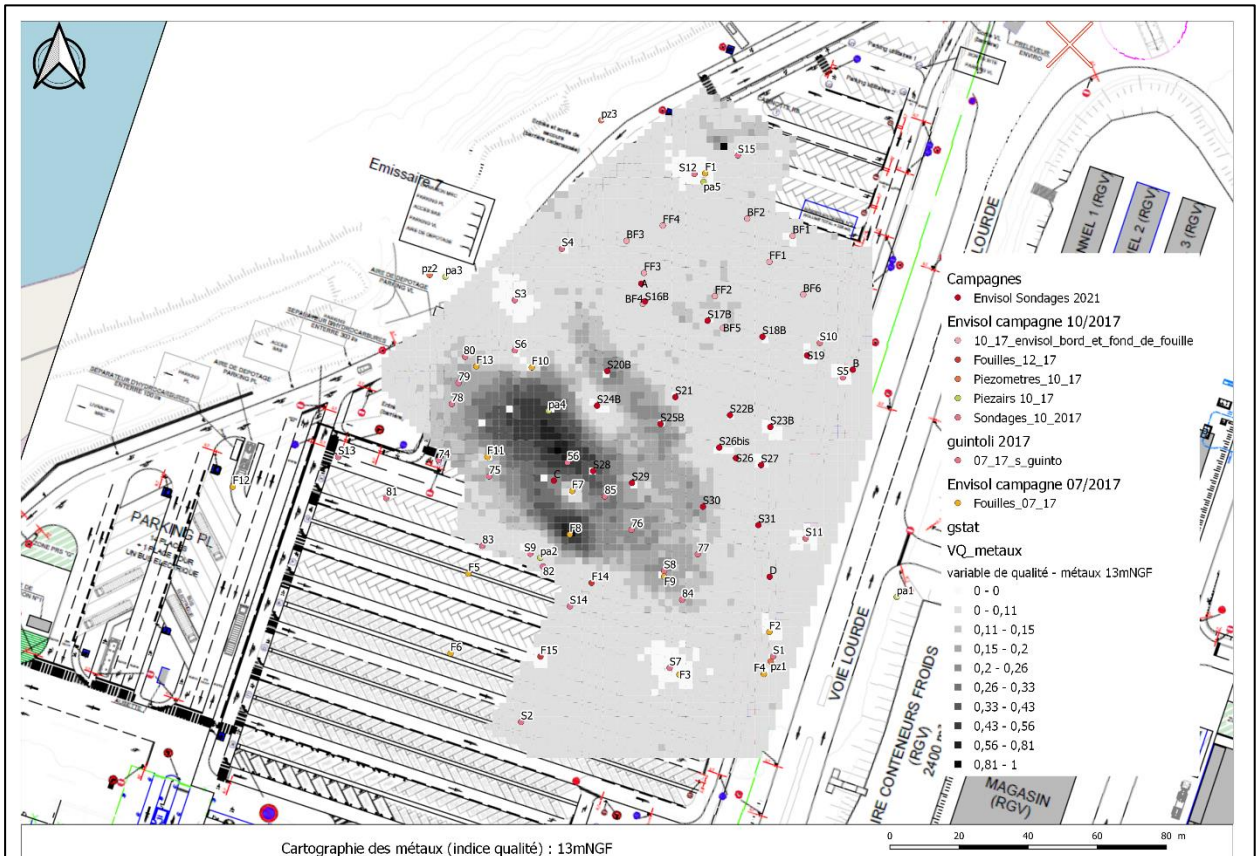
Figure 27 : Spatialisation - vue 2D des concentrations en métaux (variable qualité) mesurées sur la zone d'étude

Les Figures ci-dessous donnent la répartition de ces anomalies en métaux (selon le bruit de fond anthropisé défini) en fonction de la profondeur.

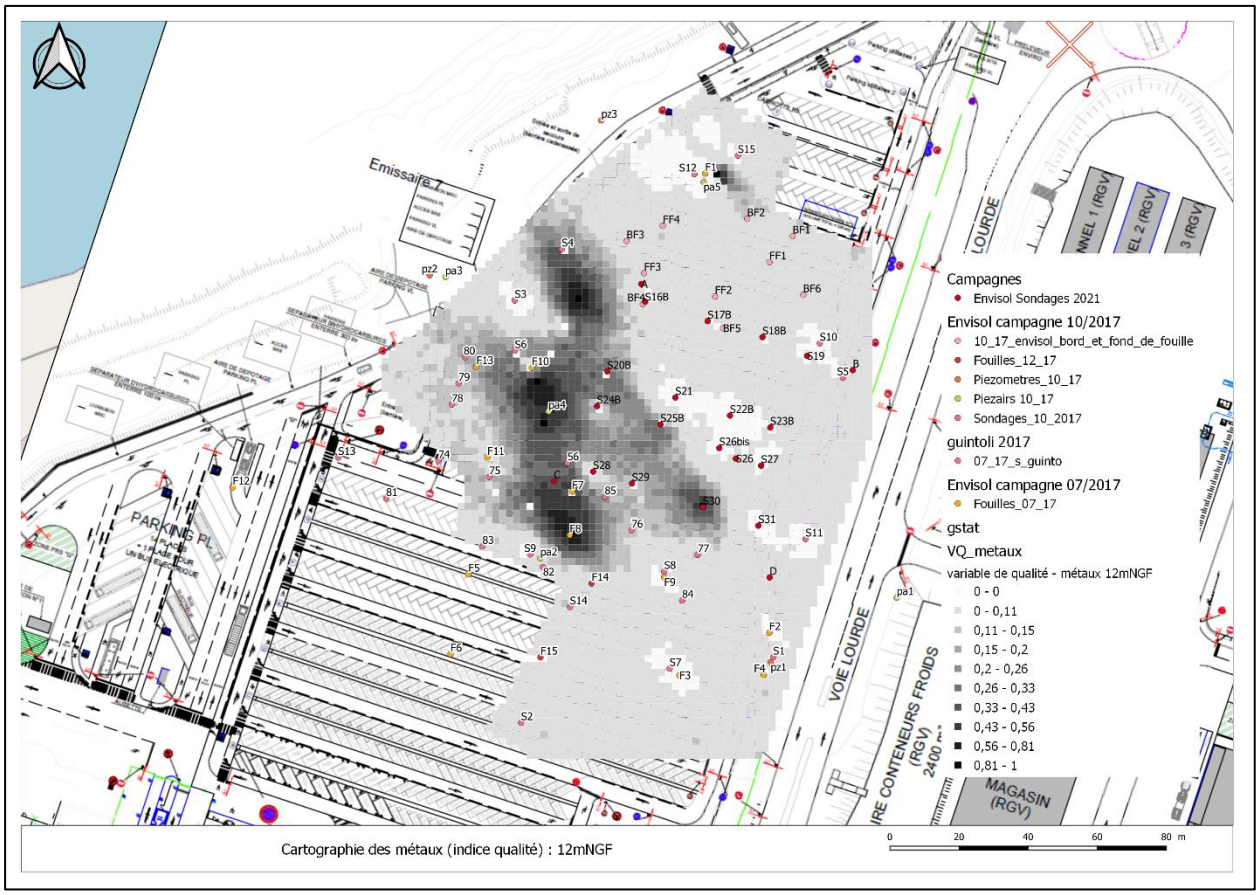
Figure 28 : Cartographie des concentrations en métaux (variable de qualité) en fonction de la profondeur



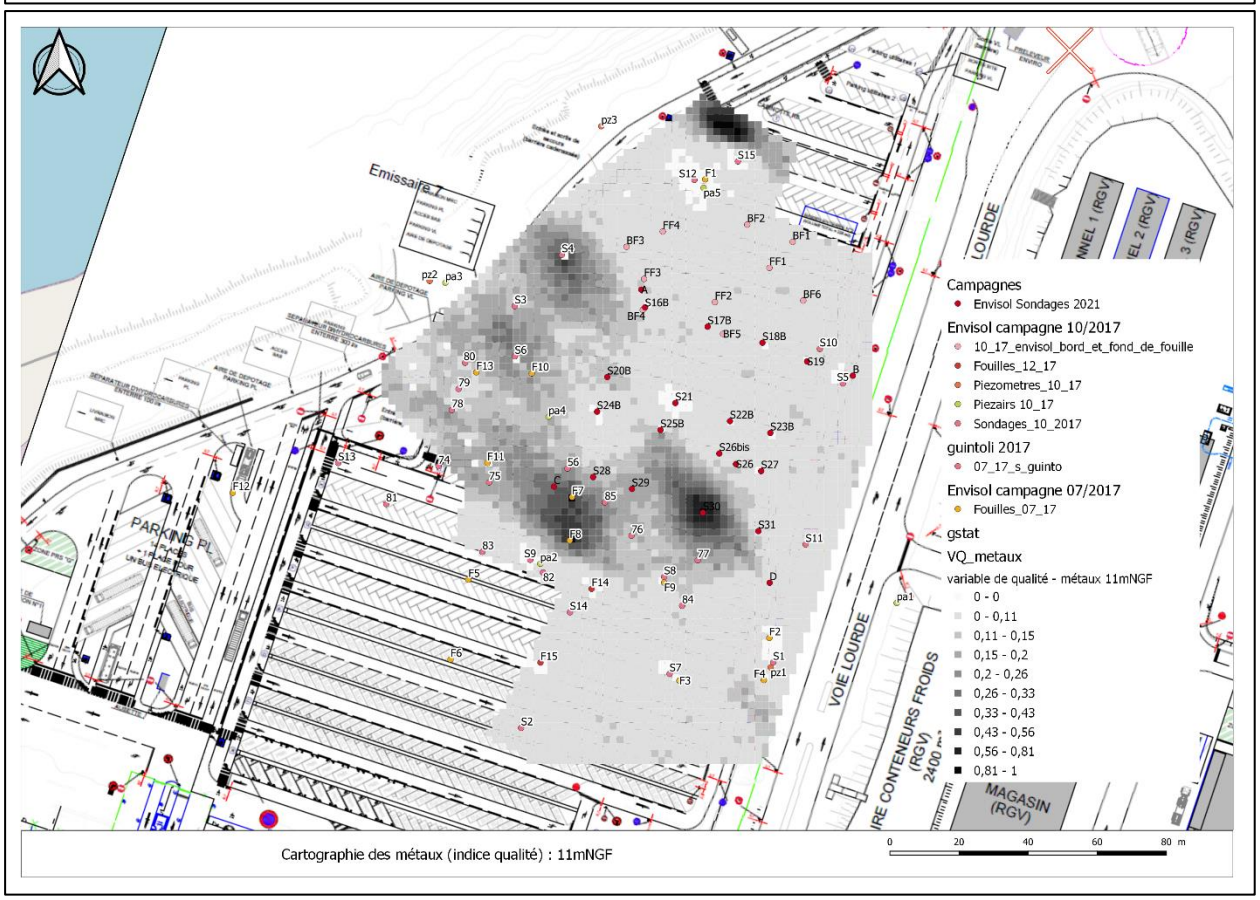
Cartographie des métaux (indice qualité) : 14mNGF



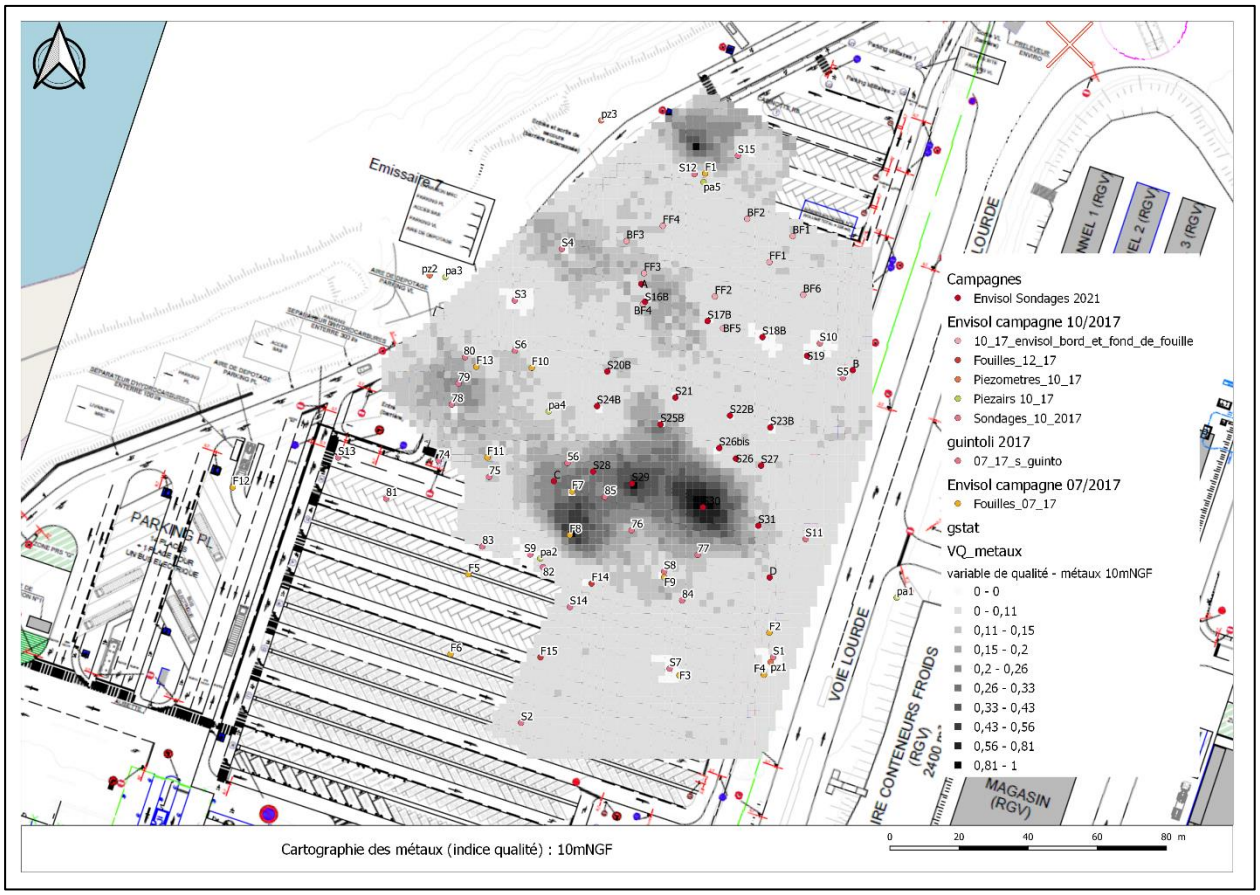
Cartographie des métaux (indice qualité) : 13mNGF



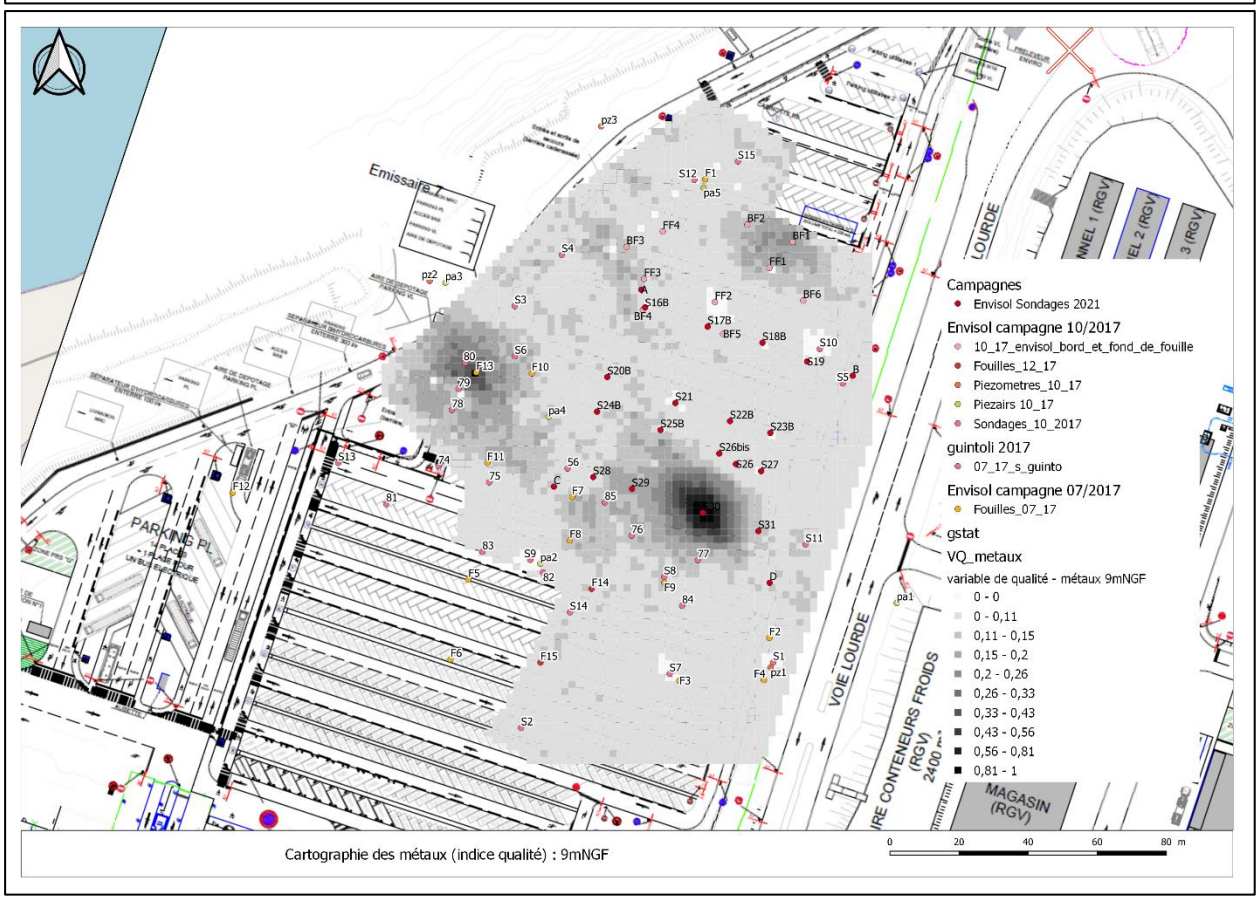
Cartographie des métaux (indice qualité) : 12mNGF



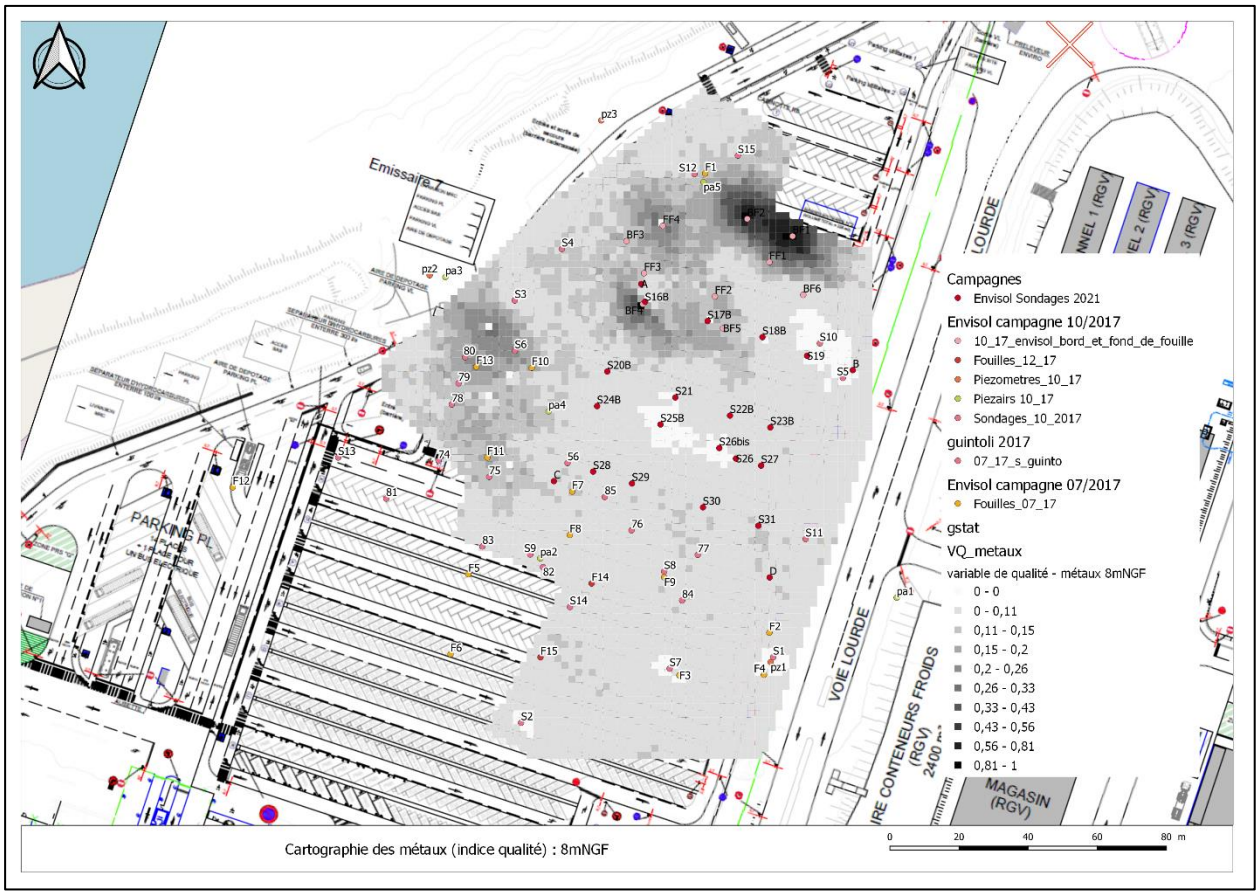
Cartographie des métaux (indice qualité) : 11mNGF



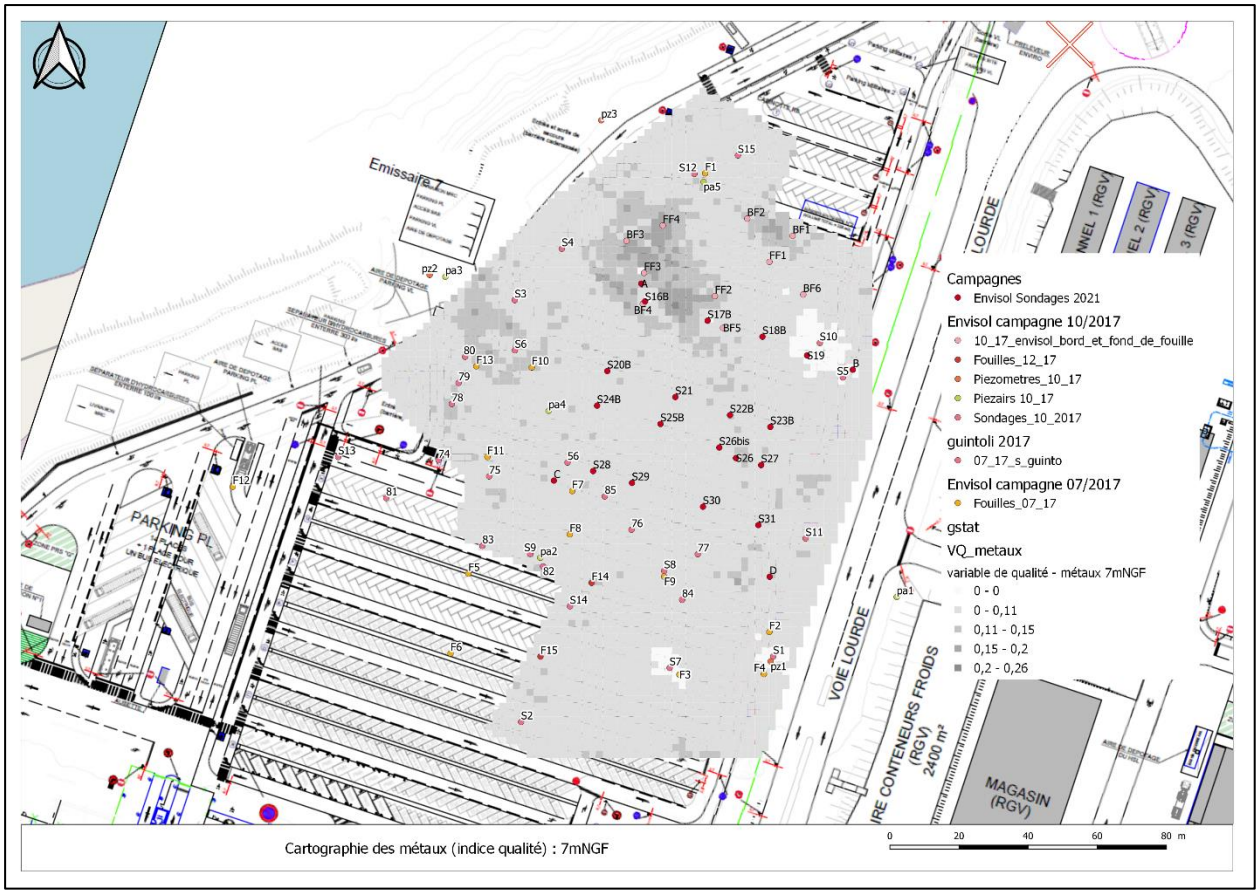
Cartographie des métaux (indice qualité) : 10mNGF



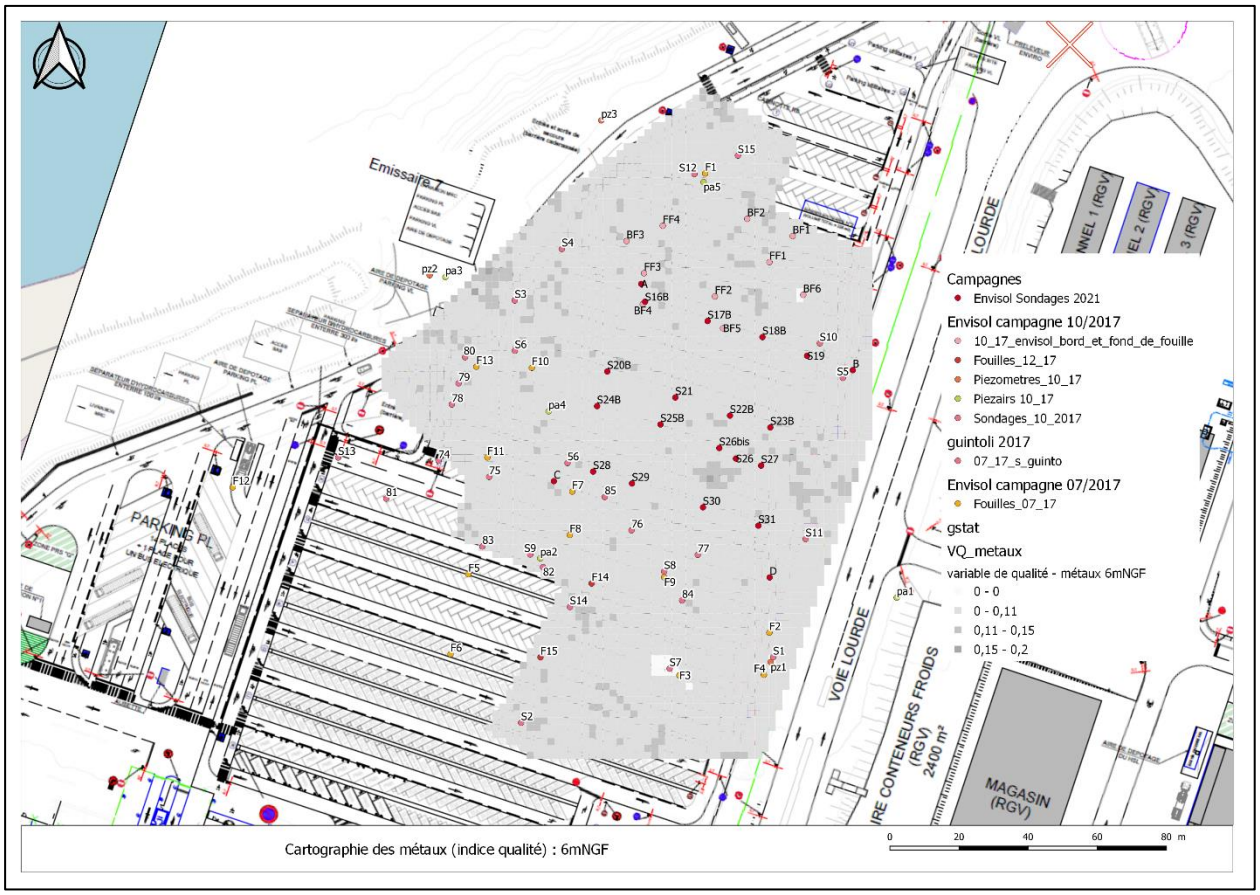
Cartographie des métaux (indice qualité) : 9mNGF



Cartographie des métaux (indice qualité) : 8mNGF



Cartographie des métaux (indice qualité) : 7mNGF


Campagnes
Envisol Sondages 2021
Envisol campagne 10/2017
10_17_envisol_bord_et_fond_de_fouille
Fouilles_12_17
Piezometres_10_17
Piezairs 10_17
Sondages_10_2017
guintoli 2017
07_17_s_guinto
Envisol campagne 07/2017
Fouilles_07_17
gstat
VQ_metaux
variable de qualité - métaux 6mNGF
0 - 0
0 - 0,11
0,11 - 0,15
0,15 - 0,2
VOIE LOURDE
MAGASIN (RGV)
0 20 40 60 80 m
Cartographie des métaux (indice qualité) : 6mNGF

8.2.5 Milieux sols- modélisation des hydrocarbures totaux (HCT C_{10}-C_{40})

Les teneurs en hydrocarbures totaux C_{10}-C_{40} ont été spatialisées à l'aide de 200 simulations gaussiennes. Ce type de modélisation est particulièrement adapté aux modélisations de source en HCT car il favorise :

- Les effets de transition brutes : transition rapide entre un panache et des sols propres plutôt qu'une décroissance progressive jusqu'à la limite de quantification de laboratoire ;
- Permet une approche statistique des panaches (plusieurs valeurs probables plutôt qu'une seule réalisation) ;
- Permet d'établir des bilans massiques plus pertinents qu'avec des interpolations continues de type krigeage (cf transition brute).

8.2.5.1 Validation du modèle avec le retour terrain du pilote de tri de Guintoli (GUINT_PILOTE)

Afin de valider la modélisation, le modèle a été confronté au retour d'expérience du pilote de tri de Guintoli. Les étapes entreprises sont les suivantes :

- Sur la grille modélisée, isolation des volumes dont la concentration en HCT est supérieure au seuil de 500 mg/kg, excavés dans le cadre du pilote de tri :

Volume modélisé où HCT > 500 mg/kg	612 - 850 m^3
Volume excavé décrit par GUINTOLI	1 183 m^3 (foisonné à 1,3) soit 910 m^3
% écart de volumes entre modélisation et retour d'expérience	< 30 %

Le facteur de correction applicable sur la modélisation des pourcentages modélisés est donc de l'ordre de 30%.

Deux modélisations sont donc proposées : modélisation corrigée (estimations supérieures) et modélisation brute (estimations inférieures).

8.2.5.2 Résultat sur le volume total de sols avec une concentration HCT C_{10}-C_{40} supérieure aux seuils statistiques

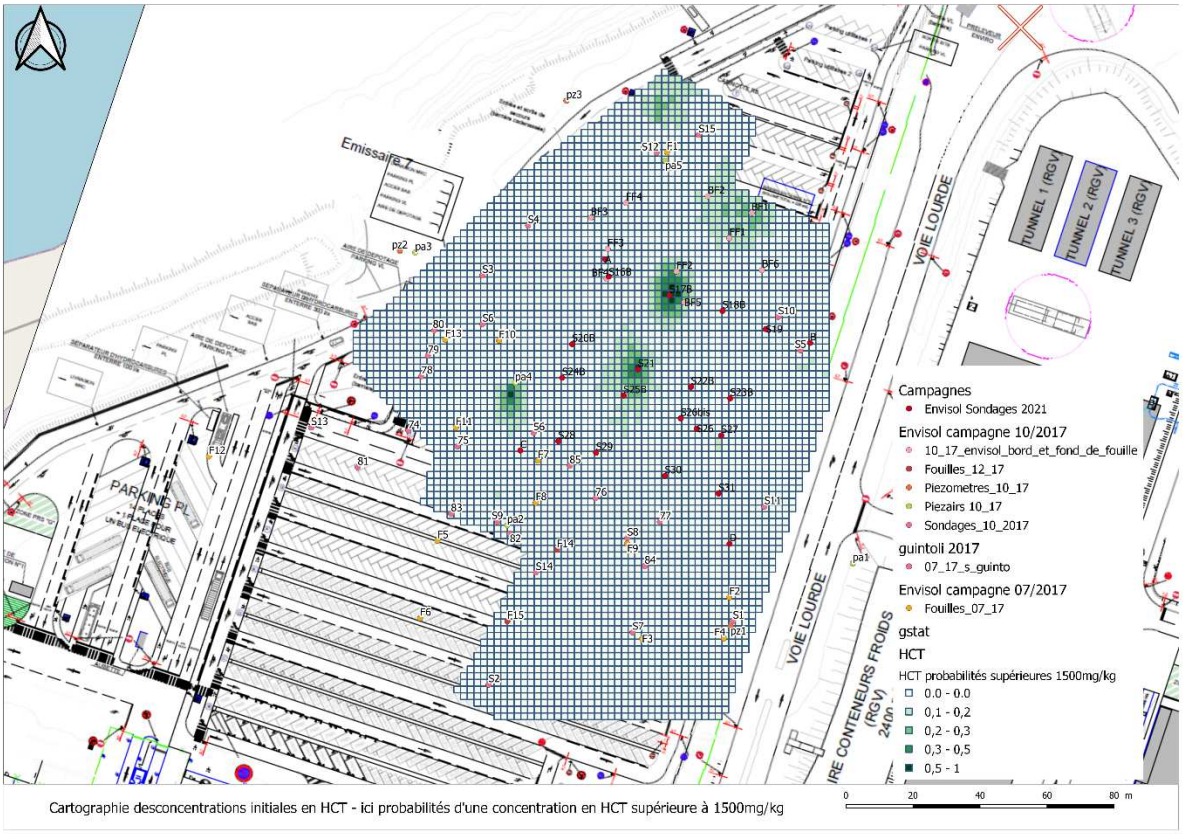
Pour un seuil supérieur à 1 500 mg/kg :

Le volume total de sols avec une concentration en HCT C_{10}-C_{40} supérieure à 1500 mg/kg présent initialement sur la zone d'étude est évalué :

600 m^3 – 1 100 m^3

8.2.5.3 Spatialisation des concentrations en HCT C_{10}-C_{40}

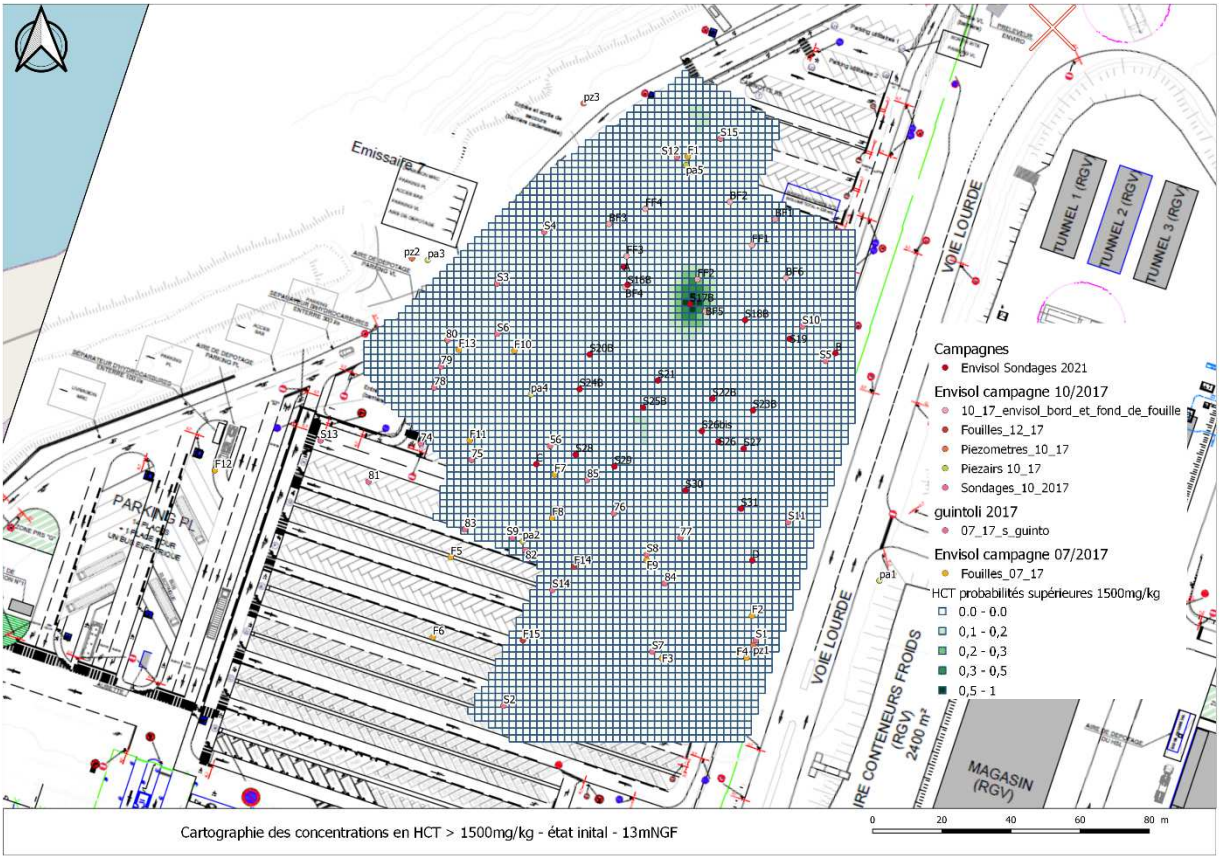
La figure ci-dessous donne la projection en 2 dimensions du modèle des concentrations en HCT C_{10}-C_{40}. Plusieurs spots de concentration moyenne sont présents au droit de la zone de dépôts historiques sans qu'une source concentrée ne soit clairement délimitée.



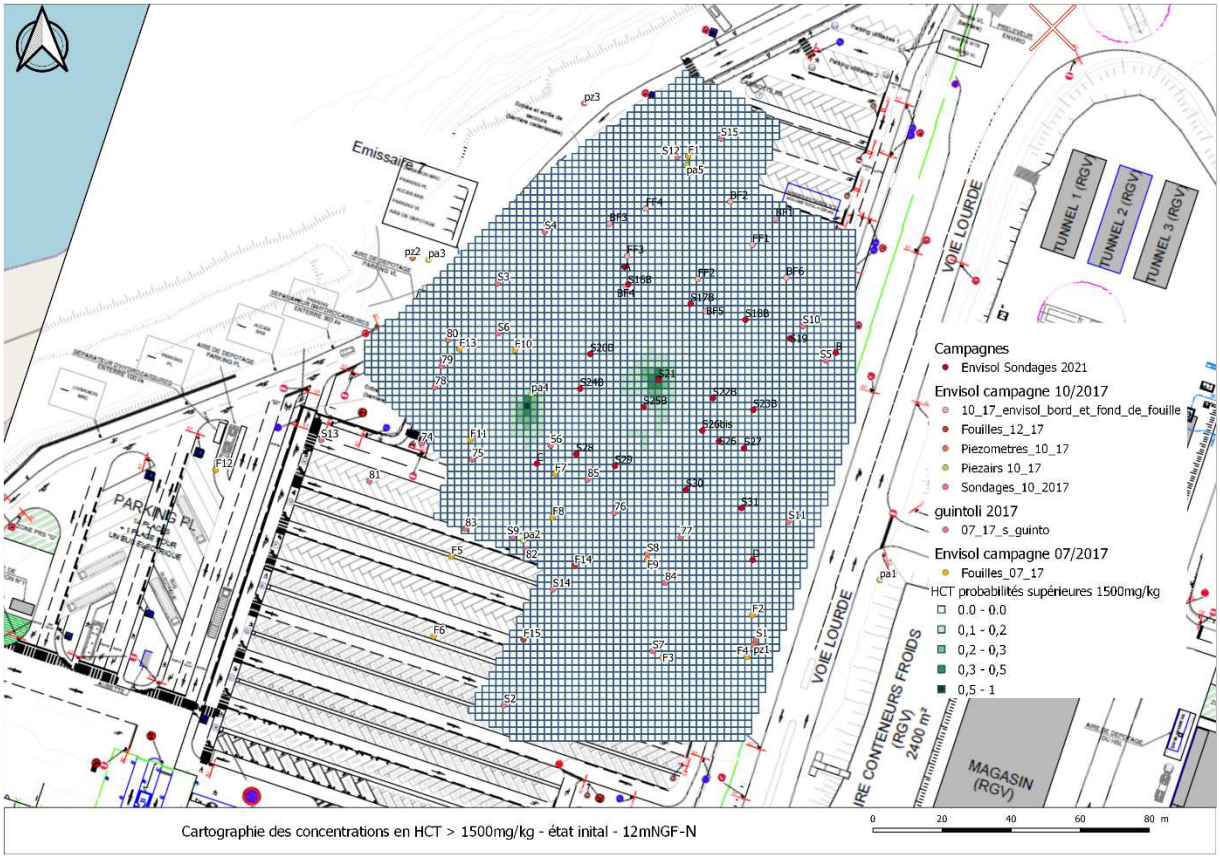
Cartographie desconcentrations initiales en HCT - ici probabilités d'une concentration en HCT supérieure à 1500mg/kg

Figure 29 : Spatialisation - vue 2D des concentrations en HCT mesurées sur site

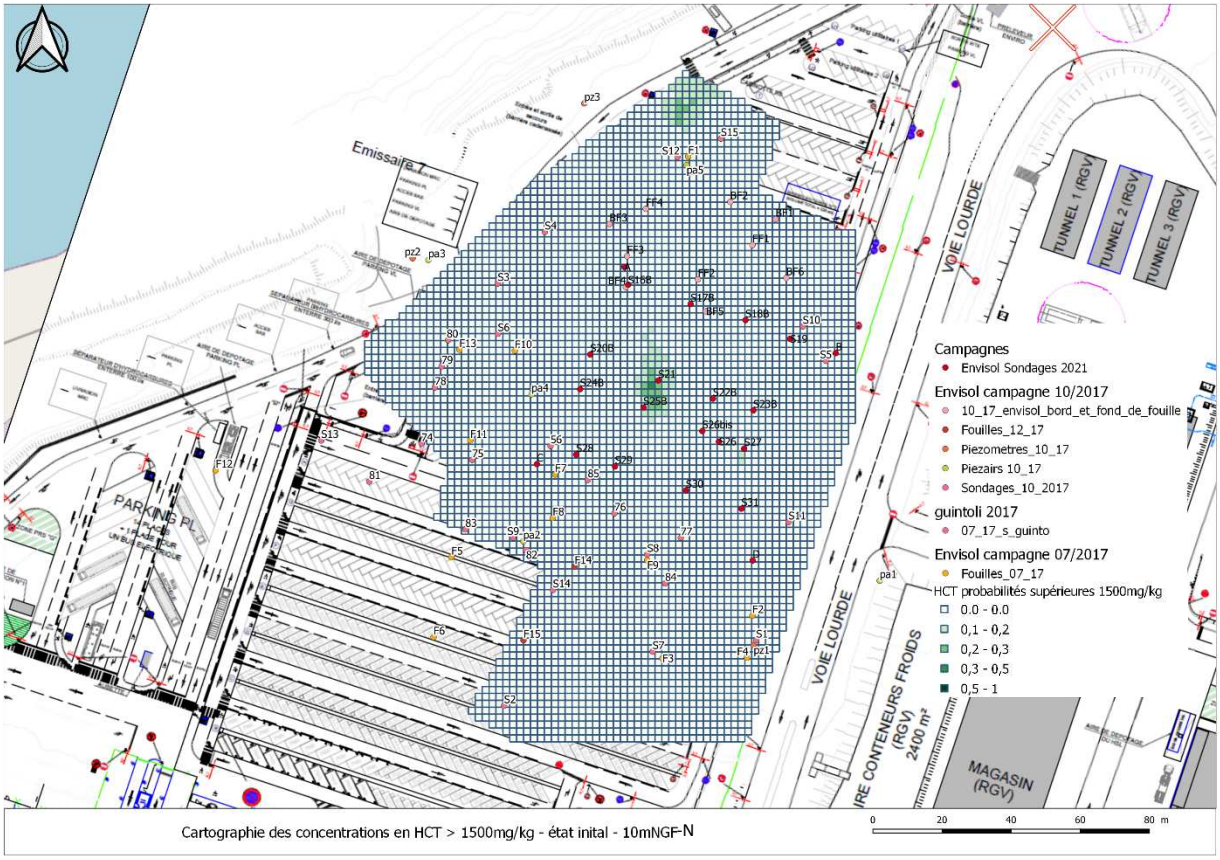
Pour visualiser le caractère pépitique (des sources ponctuelles, mal délimitées et dont la répartition spatiale semble aléatoire – sans réelle présence d'un panache) des anomalies en HCT supérieures à 1 500 mg/kg MS, les cartographies suivantes présentent leurs localisations selon les différents horizons en profondeur.



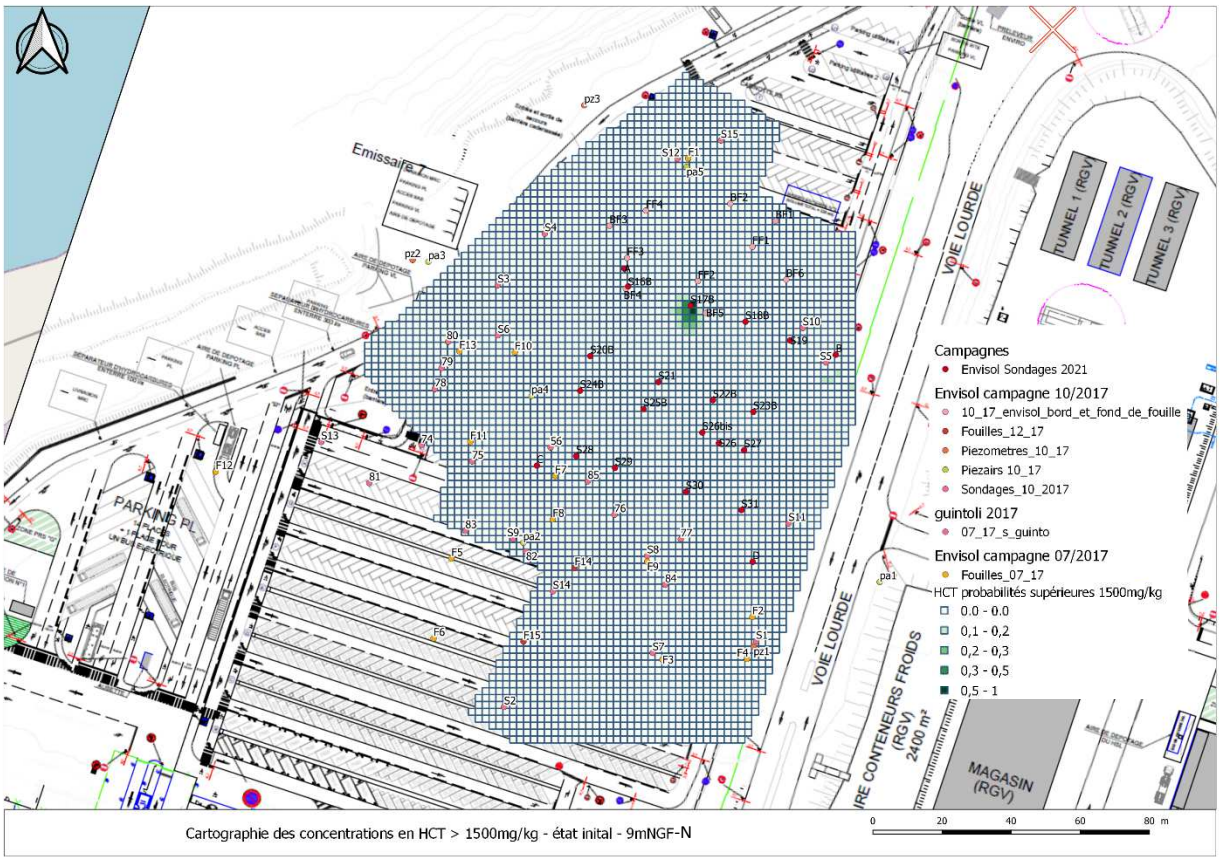
Cartographie des concentrations en HCT > 1500mg/kg - état inital - 13mNGF



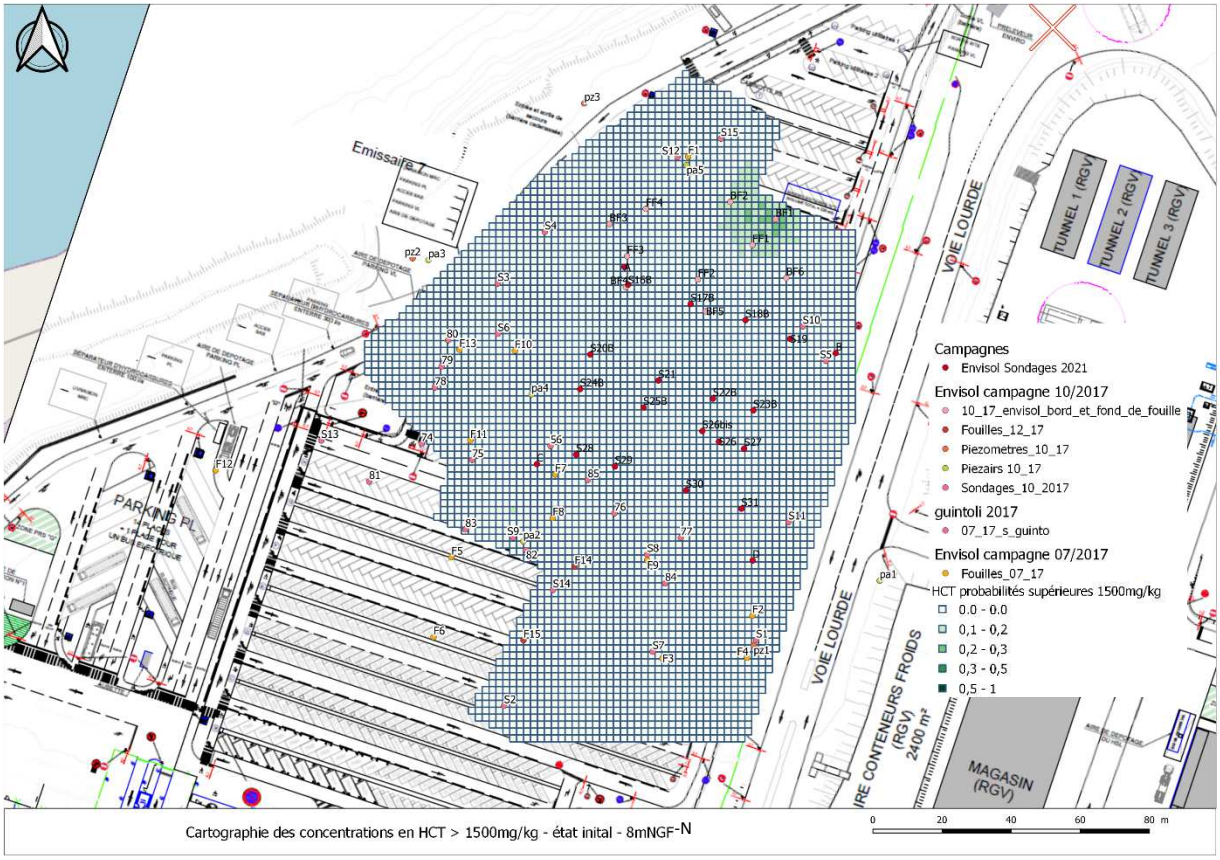
Cartographie des concentrations en HCT > 1500mg/kg - état inital - 12mNGF-N



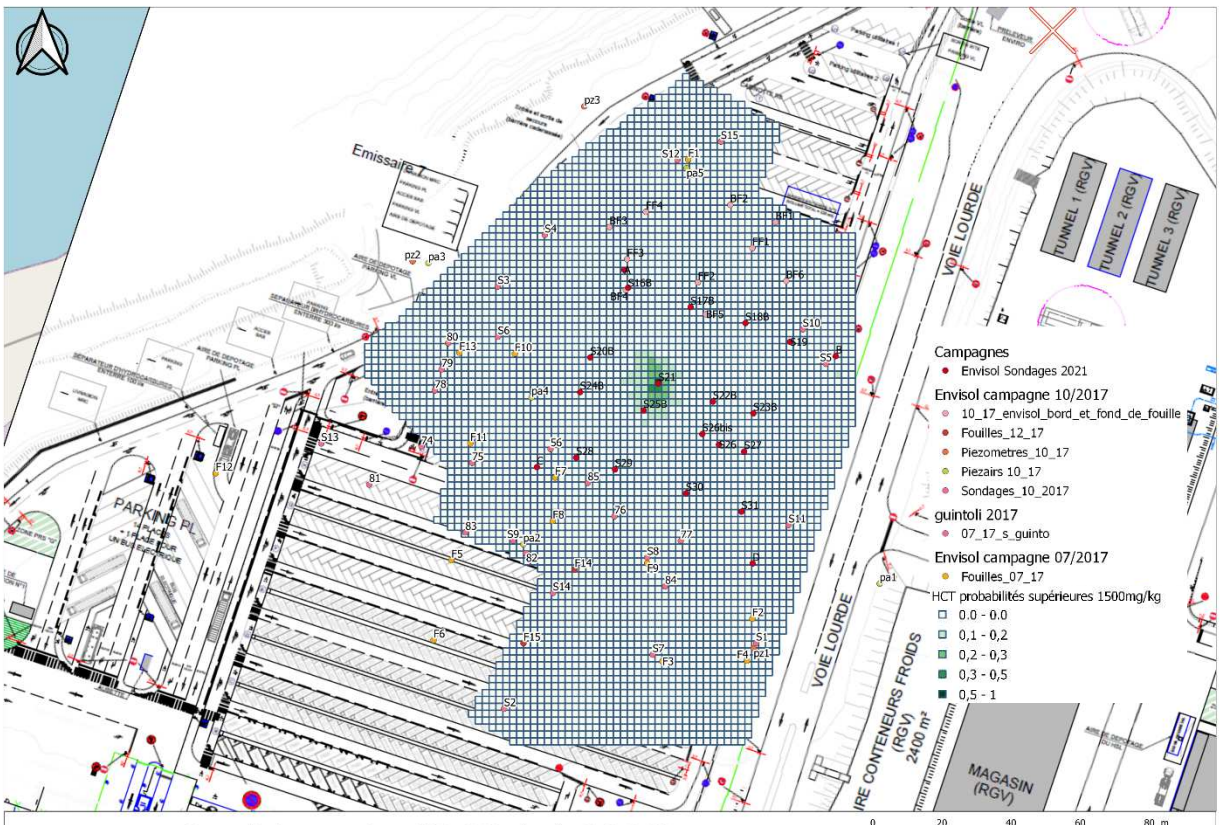
Cartographie des concentrations en HCT > 1500mg/kg - état inital - 10mNGF-N



Cartographie des concentrations en HCT > 1500mg/kg - état inital - 9mNGF-N



Cartographie des concentrations en HCT > 1500mg/kg - état inital - 8mNGF-N



Cartographie des concentrations en HCT > 1500mg/kg - état inital - 7mNGF-N

8.3 Interprétation cartographique

8.3.1 Interprétation des résultats spatialisés en métaux

La spatialisation indique une présence pépitique d'anomalie (par rapport au bruit de fond) en métaux associée à la présence des déchets (indice de qualité élevée).

Cette distribution spatiale ne correspond pas à la définition de source concentrée et l'approche par bilan de masse n'est donc pas préconisé.

8.3.2 Interprétation des résultats spatialisés en HCT C_{10}-C_{40}

La spatialisation indique une présence pépitique de marquages en HCT C_{10}-C_{40} (selon le bruit de fond anthropisé défini) associée à la présence de déchets.

Cette distribution spatiale ne correspond pas à la définition de source concentrée et l'approche par bilan de masse doit donc être adaptée : la déclinaison de la Loi de Pareto (80-20) ne peut pas être un objectif dans ces conditions.

Comme pour les métaux, le traitement des marquages en HC C_{10}-C_{40} ne pourrait être complètement valorisé que par l'excavation et le retrait complet des déchets.

8.4 Quantification des substances chimiques - bilan massique

8.4.1 Les limites du bilan massique

Conformément aux textes de référence, et notamment au Guide « Approche basée sur la masse de polluant et la capacité de relargage d'une pollution » édité par le BRGM et référencé BRGM/RP-64350-FR (voir référence), un bilan de masse doit être réalisé sur une source concentrée.

Dans le cadre de notre étude, il convient donc d'écarter la problématique ETM et déchets qui sont des sources diffuses. Seule la problématique HCT peut être concernée par l'approche d'un bilan de masse bien que la spatialisation indique :

- La présence de multiples « spots » plus ou moins diffus ;
- L'existence d'un marquage un peu mieux délimité que les autres au centre de la zone d'étude.

8.4.2 Le bilan massique pour les hydrocarbures totaux

Afin d'établir un bilan réaliste de la problématique HCT C_{10}-C_{40} au sein de la zone d'étude, un bilan de masse sur l'ensemble de la zone d'étude a été réalisé. Comme indiqué plus haut, cette approche est limitée par la présence de plusieurs spots diffus.

Afin de limiter spatialement la zone concernée par le bilan de masse, la valeur de 160 mg/kg, limite inférieure du bruit de fond anthropisé définie en Section 6.2 est retenue. Il est intéressant de prendre cette valeur pour les raisons suivantes :

- Le bilan massique proposé ici ne porte pas sur une seule source concentrée – il est donc intéressant de vérifier l'analyse statistique et le décrochement observé de 500 mg/kg ;

- 160mg/kg est un bruit de fond conservateur qui va permettre de ne pas surestimer le seuil idéal de coupure.

Bruit de fond anthropisé HC C_{10}-C_{40} : 160 mg/kg (vibrisses entre 160 et 250 mg/kg)

Le Tableau ci-dessous donne la répartition des masses et volumes relatifs en fonction de la valeur seuil considérée – à partir des modélisations et en prenant la réalisation médiane comme base de calcul pour les masses et les volumes.

Les Figures suivantes donnent la représentation graphique de l'évolution de la masse/volume à traiter en fonction des valeurs seuils.

Deux seuils se distinguent assez nettement :

- Un premier seuil théorique à 630 mg/kg MS lequel correspond à un premier palier associé à la présence de plusieurs anomalies ponctuelles au droit de la zone d'étude ;
- Un second seuil théorique à 1 500 mg/kg MS qui correspond à l'anomalie identifiée au centre de la zone d'étude.

Compte tenu des analyses statistiques et spatialisées réalisées, le seuil théorique de 1 500 mg/kg est retenu car conforme à la méthodologie de gestion des sources concentrées.

Tableau 22 : Bilan de masse sur les HCT pour un bruit de fond à 160 mg/kg

Gamme de concentration (mg/kg)	Volume (m^3)	% Volume de sol	% volume cumulé	Masse (T)	% masse HCT	% masse HCT cumulé	Ratio Masse/Volume
<160 (*)	-	-	-	-	-	-	-
[160-500]	18302,0	76,3	100,0	24,9	44,2	100,0	0,6
[500-1000]	3475,0	14,5	23,7	11,3	20,1	55,7	1,4
[100-1500]	1392,0	5,8	9,3	8,8	15,6	35,8	2,8
[1500-2000]	233,0	1,0	**3,5**	2,3	4,1	**20,1**	4,3
[2000-2500]	345,0	1,4	2,5	4,1	7,3	16,0	5,1
[2500-3000]	135,0	0,6	1,1	1,9	3,4	8,7	6,2
[3000-5000]	72,0	0,3	0,5	1,6	2,8	3,0	9,1
[5000-6500]	46,0	0,2	0,2	1,4	2,5	1,4	13,0
TOTAL	**24 000**	**100**	**/**	**56**	**100**	**/**	**/**

(*) bruit de fond

En effet, cette gamme de concentration permet d'avoir une bonne efficacité entre le ratio du volume de sol et de la masse d'hydrocarbures C10-C40. On peut ainsi traiter 3,5% de volume cumulé de sol, en gérant 20% de la masse cumulée d'hydrocarbures.

Un ratio plus bas, par exemple 1000mg/kg, multiplie par ~3 le volume de sol alors que la masse cumulée d'hydrocarbure ne serait même pas doublée.

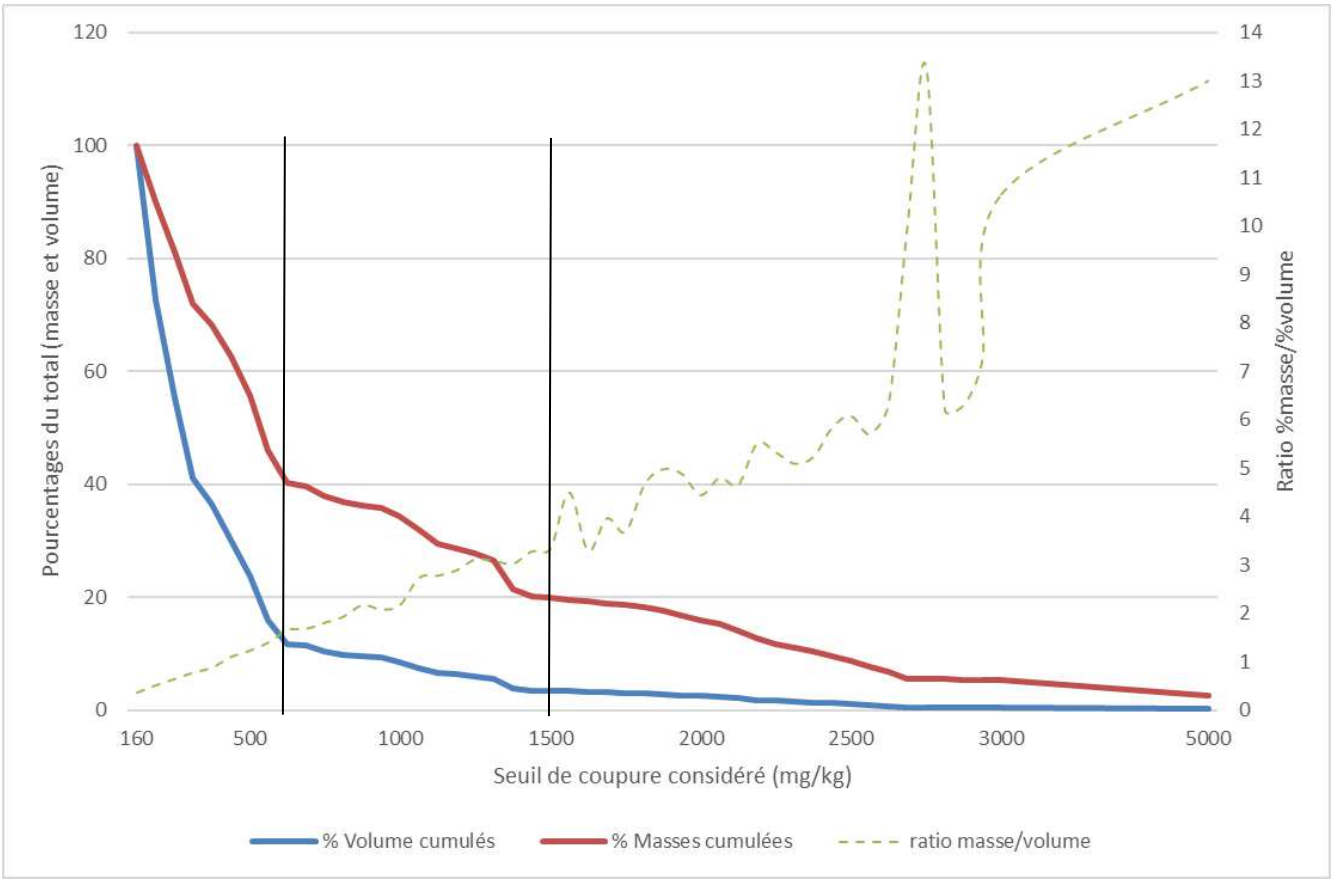


Figure 30 : Pourcentages de masse et de volume à traiter selon le seuil de coupure considéré pour les HC C_{10}-C_{40} (Hystérésis)

La figure ci-dessous donne la distribution relative des volumes et masses en fonction de la gamme de concentration.

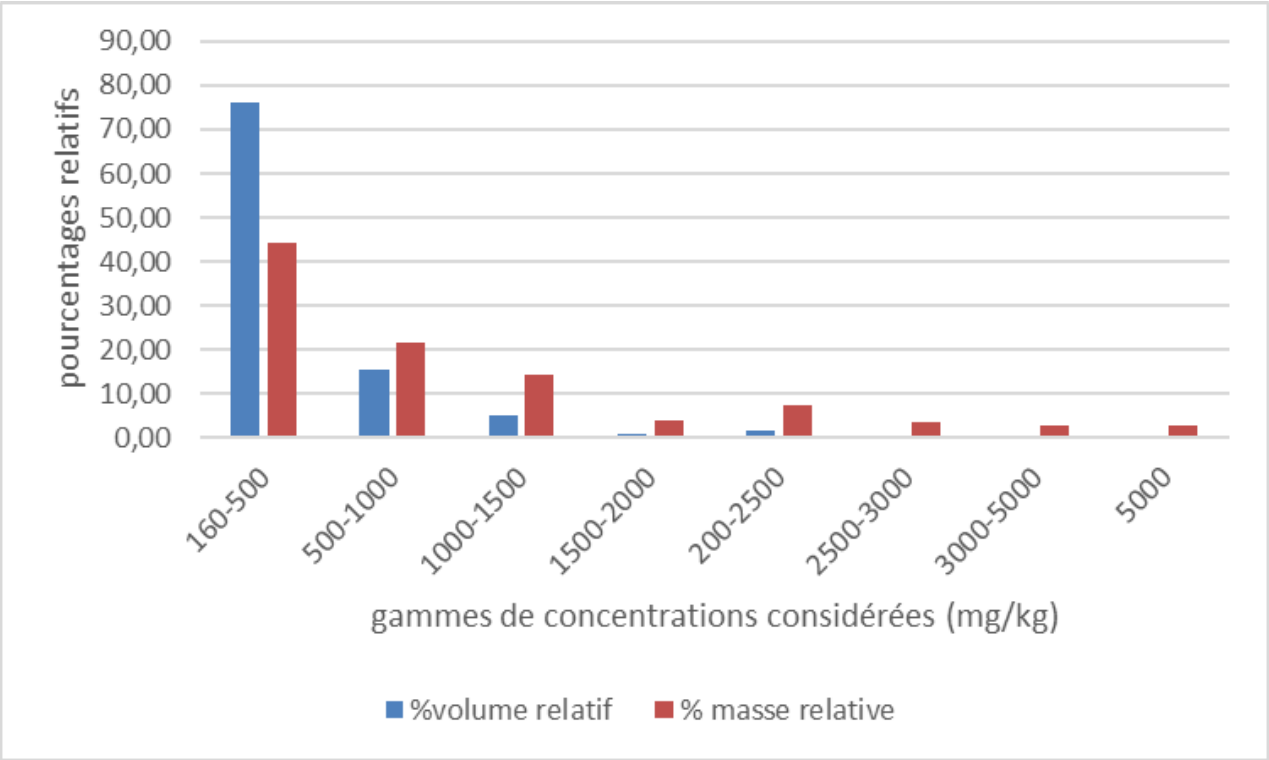


Figure 31 : Distribution des concentrations par gamme de concentration

On peut visualiser sur cette figure les principales caractéristiques des HCT C_{10}-C_{40} au sein de la zone de dépôt :

- Avant la valeur de 630 mg/kg, le volume de sols concerné est important et la masse totale de HCT est dispersée sur des anomalies ou marquages ponctuels nombreux ;
- La seconde chute dans les pourcentages de masse relative arrive après 1 460mg/kg. Entre 500 et 1 500mg/kg, il y a encore plusieurs spots de concentration moyenne ;
- Après 1 500 mg/kg, il ne reste que 20% de l'estimation totale de masse mais il ne s'agit plus que d'un spot de concentration qui correspond à un marquage plus concentré du site.

8.5 Proposition des seuils de zone source concentrée

A la suite de l'étude réalisée sur les résultats d'analyses, il apparaît que pour les métaux et les déchets, aucune zone correspondant à une source concentrée n'a été observée (problématique de marquage ponctuels et pépitiques). Pour les HCT C_{10}-C_{40}, le seuil de coupure de 1 500 mg/kg MS est retenu pour identifier les zones « sources concentrées ».

Ce seuil a été défini suite à l'analyse statistique et géostatistique des données de sol de la zone d'étude, conformément aux recommandations en vigueur, (guide de définition d'une zone source concentrée (voir référence)).

Pour rappel, le critère de réemploi des terres excavées lors des travaux d'excavation et de remblaiement de la zone associés au pilote de tri des déchets était de 500 mg/kg MS. Ce critère de réhabilitation a été validé par l'Autorité de Sûreté Nucléaire dans son courrier (voir référence).

Les travaux conduits en 2017-2019 ont donc été efficaces et ont permis d'améliorer sensiblement le bilan de masse au droit de la zone de dépôts historiques de déchets.

9 SYNTHESE DES OPERATIONS DE REHABILITATION DEJA MENEES

9.1 Synthèse globale des opérations de réhabilitation

Le Tableau ci-dessous résume les opérations de réhabilitation réalisées sur la zone de dépôts historiques de déchets.

Tableau 23 : Synthèse des travaux de réhabilitation menés sur la zone de dépôts historiques de déchets

DATE	INTERVENANT	CIBLE	OPERATIONS REALISES
2016/2017	GUINTOLI	Déchets/HCT	Excavation – tri sols marqués HCT
2018	SOLEO	Déchets/HCT	Excavation, criblage et tri déchets, Tri HCT >500mg/kg
2018	GUINTOLI	Déchets/HCT	Excavation, criblage et tri déchets, Tri HCT >500mg/kg

Rappelons que les objectifs fixés étaient les suivants :

- → **permettre la réalisation des travaux d'aménagement de la zone ;**
- → **tester la faisabilité de trier les déchets présents en mélange dans les sols excavés ;**
- → **évacuer hors site les terres excavées présentant des teneurs en HCT C_{10}-C_{40} supérieures à 500 mg/kg MS.**

Les traceurs mis en évidence ont donc tous été considérés à l'exception des métaux, pour lesquels aucun objectif ni suivi n'ont été définis dans le cadre du pilote de tri.

9.1.1 Les travaux de réhabilitation réalisés pris en compte dans cette étude

Les références utilisées et rapports qui ont permis de comptabiliser les opérations de réhabilitation sont les suivantes :

- ENV_DIAG_2 : second diagnostic d'ENVISOL (voir référence).

Lors du terrassement du bassin de confinement n°2 et de l'émissaire R8, des travaux d'excavation et d'élimination ont été entrepris courant 2016 et 2017.

La fouille générée par les excavations est appelée zone bassin et une estimation grossière des volumes de déchets présents a été réalisée.

Tableau 24 : Synthèse des déchets éliminés dans la zone bassin d'après ENV_DIAG_2

Déchets Emissaire R8 au 13/07/17		**2016**	**2017**	**TOTAL**
Déchets dangereux	Terres souillées	475	2198	**2673**
Déchets non dangereux	DIB	2115	3996	**6111**
Quantité en tonnes		2590	6194	**8784**

Pour une densité de 1,8 – le volume estimé excavé est de 4 880m^3 soit environ 5 000m^3.

- SOL_PILOTE : le plot d'essai réalisé par SOLEO SERVICES en 2018 (voir référence).

Le plot d'essai de SOLEO SERVICES a consisté à excaver 3220 m^3 de matériaux issus de la zone de dépôts historiques de déchets (principalement au niveau de la fouille de la zone bassin) afin de poursuivre les travaux d'aménagement et tester la faisabilité du tri des déchets.

- GUINT_PILOTE : le pilote de tri réalisé par Guintoli en 2018 (voir référence).

Le pilote de tri réalisé par Guintoli à la suite du plot d'essai de SOLEO SERVICES a consisté à excaver environ 15 667 m^3 de matériaux issus de la zone de dépôts historiques de déchets (principalement à l'ouest et au nord de la zone) afin de poursuivre les travaux d'aménagement et poursuivre le test concernant la faisabilité du tri des déchets.

9.1.2 L'excavation dans la zone Bassin

L'excavation dans la zone bassin est associée à la mise en place de l'émissaire R8 entre 2016 et 2017. L'historique des rapports disponibles en ce qui concerne les déchets en place fait état d'un total excavé estimé autour de 5 000 m^3.

30% de ces terres ont été éliminées en installation de stockage pour déchets dangereux (ISDD) sur la base des indices organoleptiques (odeurs, couleurs, etc.). Il est probable qu'une partie des terres éliminées en ISDD présentaient des concentrations en HCT supérieures à 500 mg/kg MS, en plus de la présence de déchets.

70% des terres ont été envoyées en installation de stockage de déchets non dangereux (ISDND) dû à la présence de déchets mélangés aux terres.

La Figure 32 ci-dessous donne la réception de la fouille « Zone Bassin » tel qu'illustrée dans le rapport REF ENV_DIAG_2 – Figure 11, (voir référence).

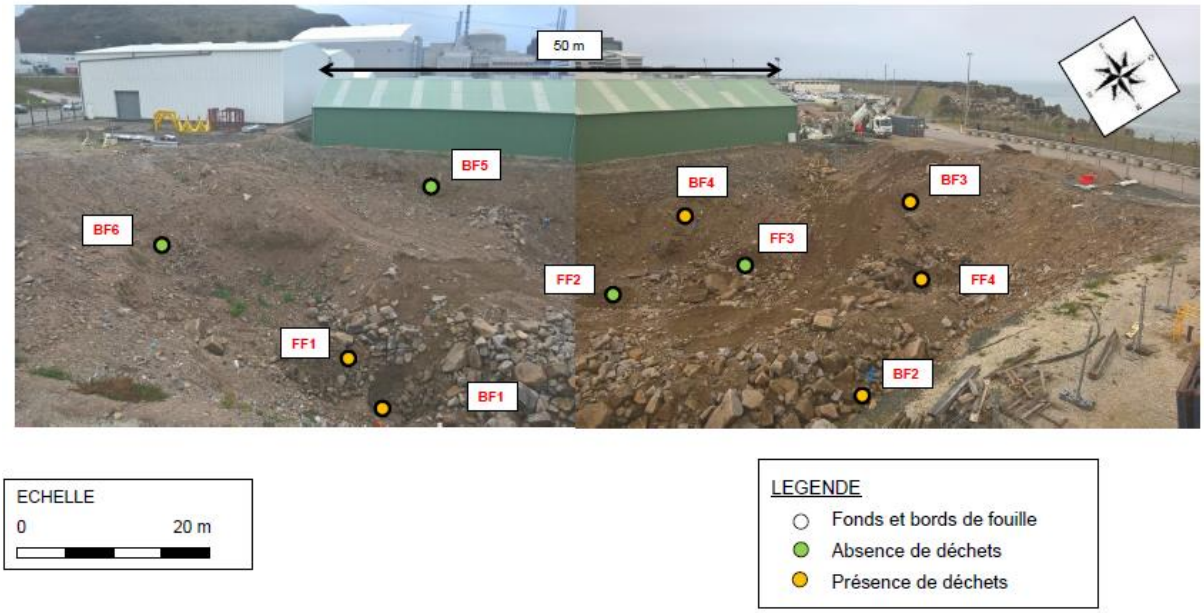


Figure 32 : Réception de la Zone Bassin dans le rapport REF ENV_DIAG_2

Les résultats des contrôles en bords et fond de fouille permettent d'identifier les zones où les déchets ont été éliminés en totalité et les zones où il reste des déchets au voisinage de la fouille réalisée.

9.1.3 Le pilote d'essai de SOLEO SERVICES

Le pré-tri et les excavations se sont déroulés entre le 15 février et le 19 mars 2018.

SOLEO SERVICES a excavé un volume global de matériaux de 3220 m^3 (volume en place) au droit de 2 zones, selon la répartition suivante :

- 1 430 m^3 (volume en place) de la zone 01 = 1300 m^3 excavés en place selon le relevé géomètre entre l'état initial et l'état final + 120 m^3 du tas 1 (tas de granite excavé de la zone 01 et indiqué sur le plan géomètre de la zone 01) ;

- 1 790 m^3 (volume en place) de la zone 04 = 1200 m^3 excavés en place selon le relevé géomètre entre l'état initial et l'état final + 590 m^3 des tas 11 et 12 (tas de granite excavés de la zone 04 et indiqué sur le plan géomètre de la zone 04).

La Figure 33 ci-dessous donne les emprises des deux zones : 04 au Nord et 01 au Sud telles que référencées par le géomètre en 2018.

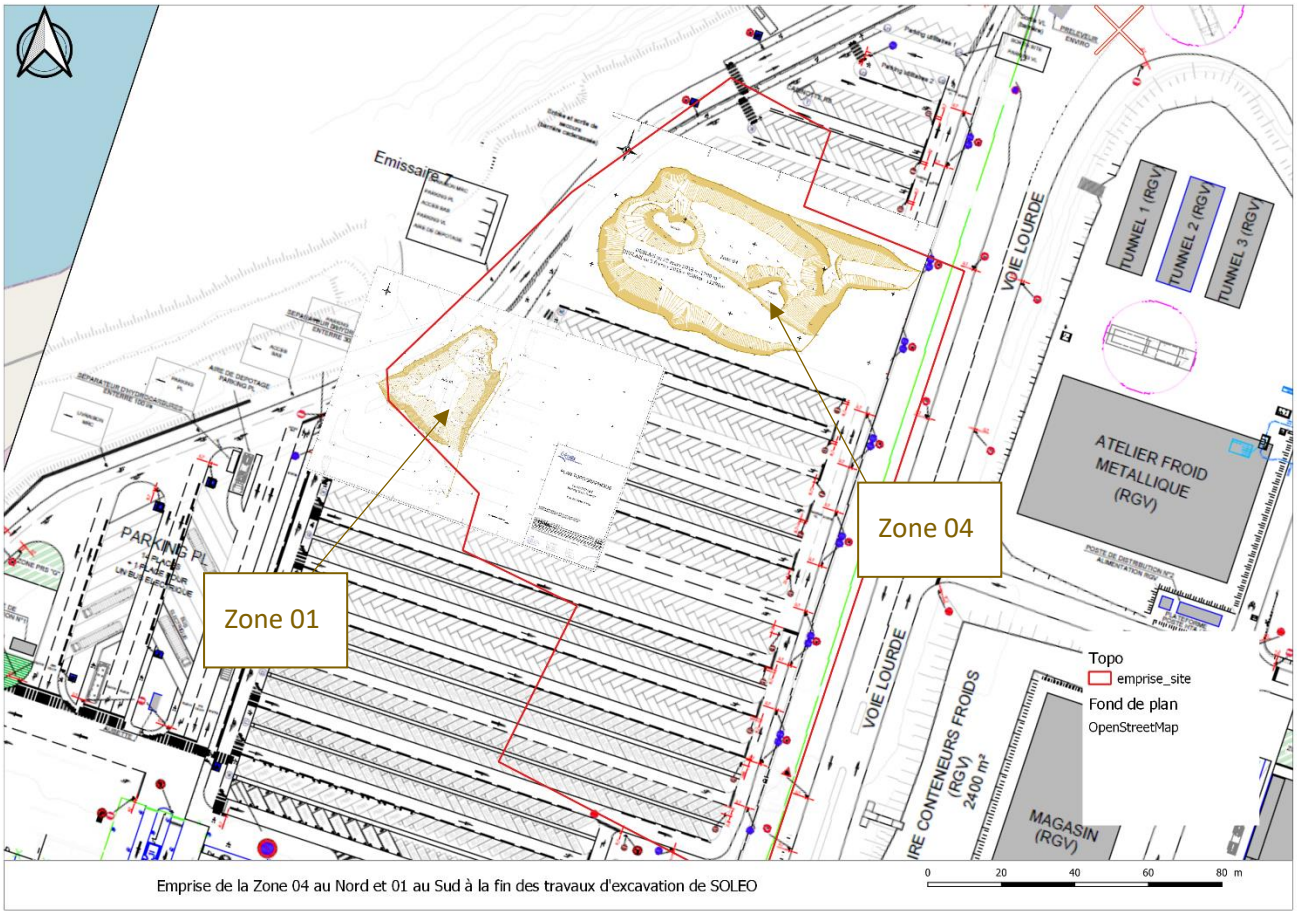


Figure 33 Emprise de la zone 04 au Nord et 01 au Sud à la fin des travaux d'excavation de SOLEO

Le logigramme du tri réalisé sur site est donné en Annexe 3.

Après les travaux de tri et de criblage des matériaux, SOLEO SERVICES a procédé à des prélèvements de sols par lot de 100 m^3 pour caractériser les stocks de matériaux avec des fractions inférieures à 30 mm qui sont les plus susceptibles de présenter des marquages.

Si les analyses sur les HC C10-C40 étaient inférieures à la limite de 500mg/kg, alors les terres pouvaient être réutilisées sur la zone d'étude en remblaiement. Les seules fractions qui n'ont pas été réutilisées sur zone d'étude sont les fractions les plus grossières.

Les travaux réalisés dans le cadre de ce pilote de tri ont permis de gérer les déchets et les marquages en hydrocarbures de la manière suivante :

- Déchets DIB et ferrailles : les terres ont été triées des déchets qui ont été évacués en filière adaptée ;
- Pour les hydrocarbures C_{10}-C_{40}, le seuil de 500mg/kg a été utilisé pour séparer les terres réutilisables sur la zone d'étude des terres à envoyer en filière adaptée.

Le chantier a été réceptionné à la fin du pilote d'essai lorsque tous les déchets ont été retirés en limite nord et est de la fouille et que les terres réutilisées en remblais présentaient des teneurs en HCT C10-C40 inférieures à 500 mg/kg MS.

9.1.4 Le pilote de tri de GUINTOLI

Le bilan des opérations montre que :

- au total 15 667 m^3 de matériaux ont été excavés ;
- les déchets (DIB / ferrailles) représentent 7 % du volume total ;
- les blocs bétons et granites représentent 11 % du volume total ;
- la fraction 0/30 représente 49 % du volume total ;
- la fraction 30/80 représente 13 % du volume total ;
- la fraction >80 représente 12 % du volume total ;
- les terres marquées en hydrocarbures éliminées en filière (ISDND, ISDD ou Biocentre). Ces terres représentent 8% du volume total.

Les excavations et criblages ont été réalisés entre le 3 avril et le 27 juillet 2018 soit en 82 jours. Le logigramme du pilote réalisé est donné en Annexe 4. Comme illustré sur le logigramme, seules les fractions les plus grossières ont été systématiquement exclus des phases de remblaiement.

La Figure ci-dessous reporte les limites d'excavation pour le pilote de tri de GUINTOLI.

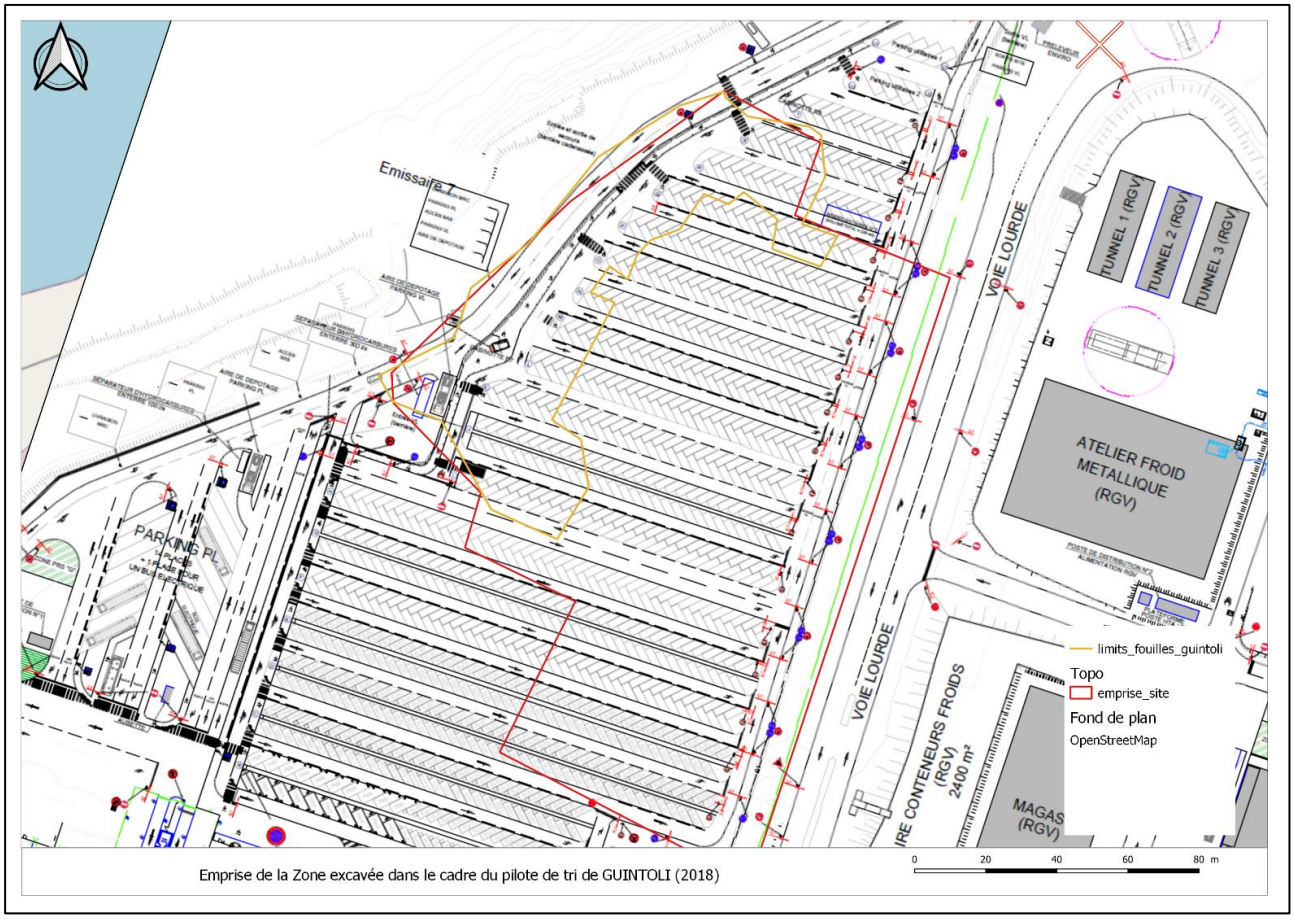


Figure 34 Emprise de la zone excavée dans le cadre du pilote de tri Guintoli

Les travaux réalisés dans le cadre de ce pilote de tri ont permis de gérer les déchets et les marquages en hydrocarbures de la manière suivante : :

- Déchets DIB et ferrailles : les terres ont été triées des déchets qui ont été évacués en filière adaptée ;
- Pour les hydrocarbures C_{10}-C_{40}, le seuil de 500mg/kg a été utilisé pour séparer les terres réutilisables sur la zone d'étude des terres à envoyer en filière adaptée.

En s'appuyant sur la réception du chantier à la fin du pilote d'essai, il peut être considéré que tous les déchets ont été retirés en limite nord et ouest de la fouille et que les terres réutilisées en remblais présentaient des teneurs en HCT C_{10}-C_{40} inférieures à 500 mg/kg MS.

9.2 Bilan des opérations de réhabilitations déjà réalisées

Au regard des données récoltées, les opérations de réhabilitations déjà réalisées ont permis :

- ➔ Le retrait des déchets dans l'emprise des travaux de réhabilitation ;
- ➔ Un retrait des anomalies en HCT C_{10}-C40 supérieures à 500 mg/kg MS pour les terres situées dans l'emprise des travaux de réhabilitation et un réemploi en remblais des terres avec une teneur en HCT C_{10}-C_{40} inférieure à 500 mg/kg MS ;
- ➔ Concernant les métaux, il n'y a pas eu d'action spécifique sur les terres réemployées en remblais sur la zone du point de vue des métaux.

La synthèse des travaux réalisés est donnée ci-dessous :

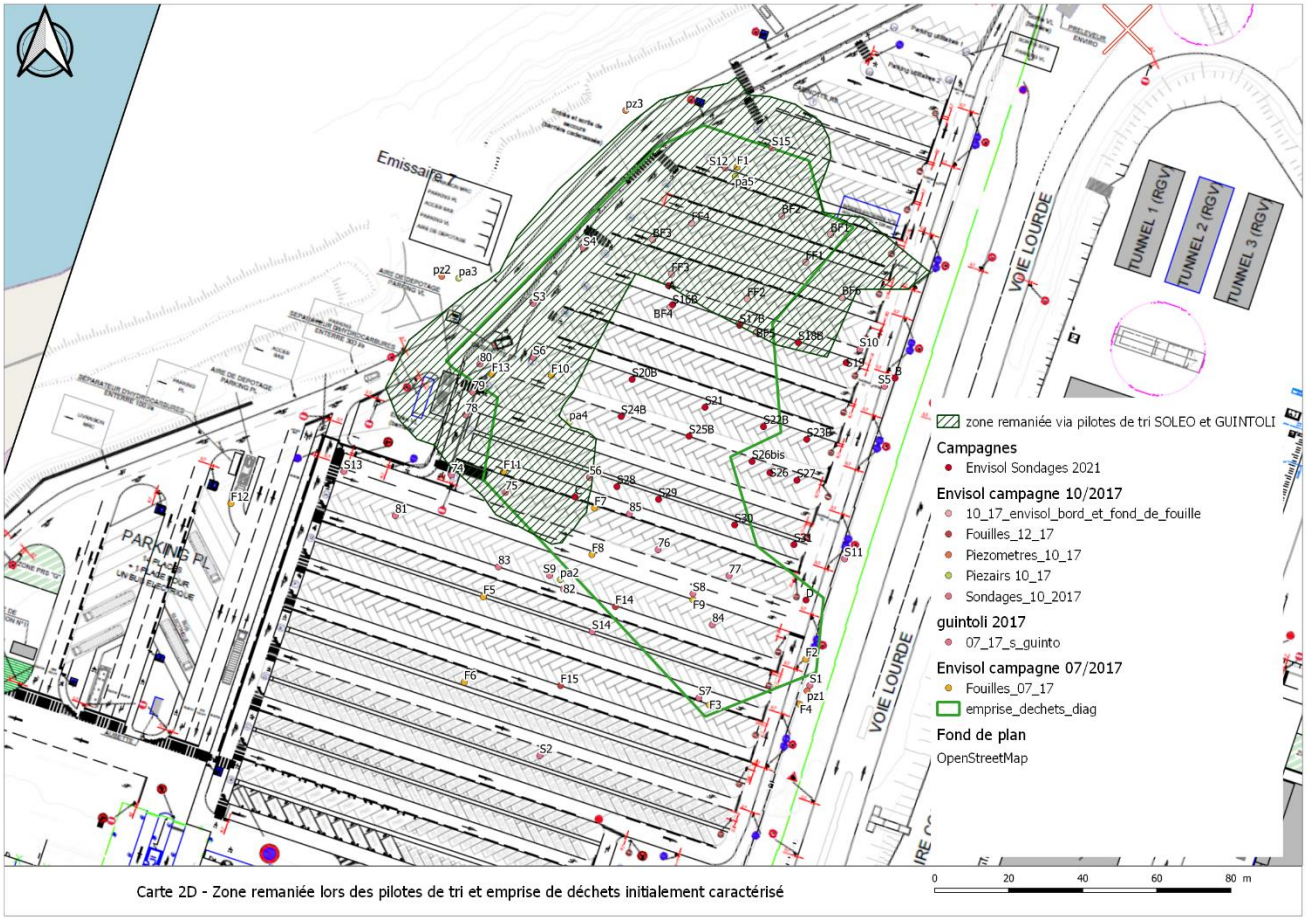


Figure 35 : Vue 2D des emprises des zones remaniées lors des pilotes de tri

Les hypothèses clés associées à cette emprise sont :

- Fonds de fouille : tous les déchets ont été retirés ;
- Bords de fouille à l'Ouest et au Nord : tous les déchets ont été retirés ;
- Toutes les concentrations supérieures à 500 mg/kg MS en HCT ont été retirées dans l'emprise des travaux d'aménagement.

La confrontation de ces hypothèses par rapport aux modélisations réalisées sur l'emprise des déchets est donnée ci-dessous.

D'après les données fournies et notamment les plans de terrassements précis qui ont été fournis par SOLEO et GUINTOLI, le volume excavé total sur ces deux pilotes de tri est : 18 900m^3 (voir Tableau 25). Le volume précis excavé de la zone bassin n'est pas connu.

Le volume excavé total issue de la modélisation géostatistique est quant à lui calculé à 25 400m^3

Le recollement de ce volume avec les volumes décrits dans les rapports d'activité donne :

Tableau 25 : Recollement entre les volumes décrits et la géostatistique

ZONE BASSIN	Dimensionnement incertain – variable d'ajustement sachant que le volume est estimé autour de 5 000m^3. **Le recollement avec la modélisation géostatistique suggère un volume de l'ordre de :** **6 500 m^3**
SOLEO	Précisément dimensionné à : 3 220 m^3
GUINTOLI	Précisément dimensionné à : 15 667 m^3

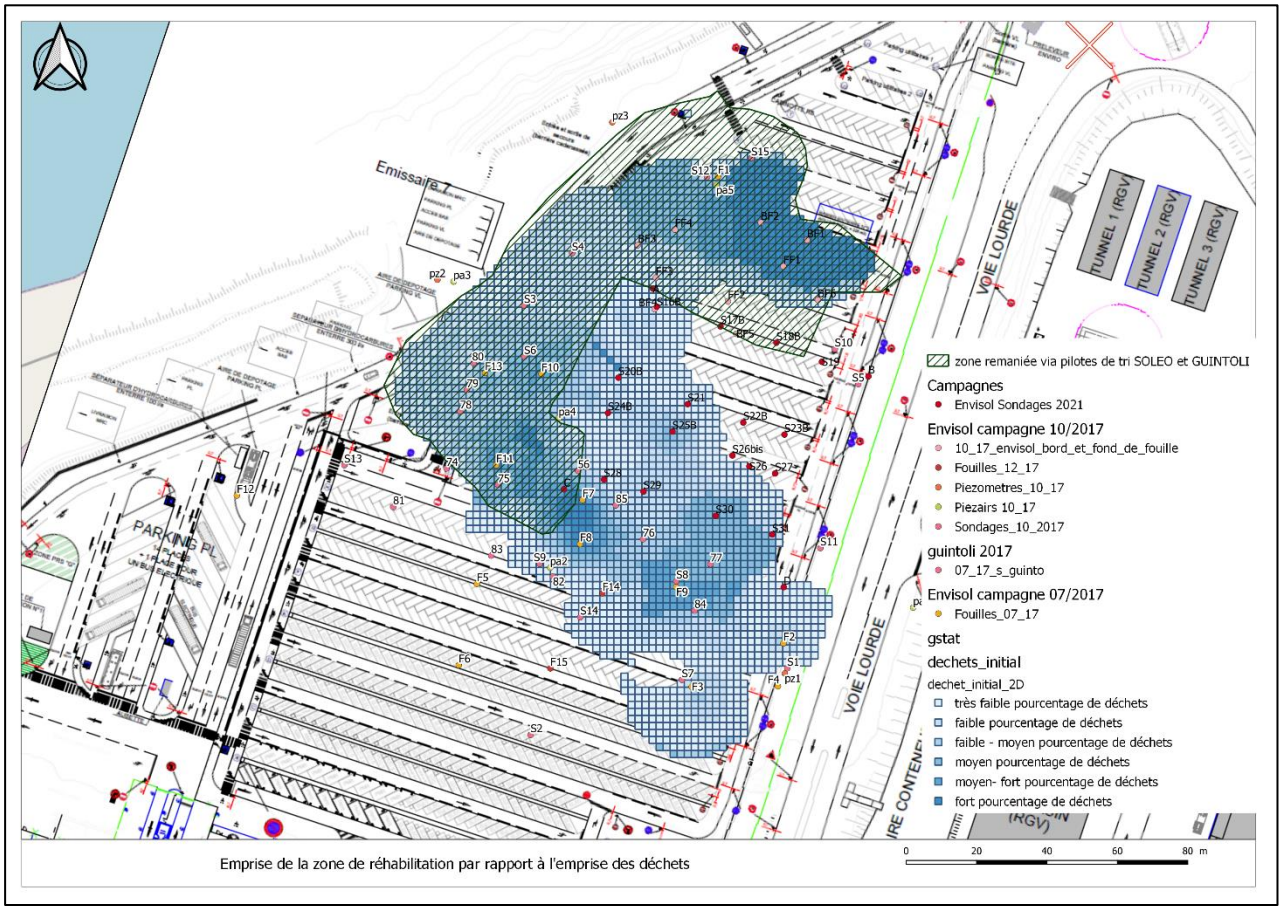


Figure 36 : Emprise de la zone remaniée superposée à la modélisation des déchets

10 LOCALISATION, QUANTIFICATION DU MARQUAGE ET DEFINITION DES VOLUMES A PRENDRE EN COMPTE – ETAT ACTUEL

10.1 Etat actuel sur les métaux

La Figure 36 présente l'emprise de la zone traitée sur laquelle la modélisation de la variable de qualité ne peut plus être considérée comme actuel compte tenu des opérations d'excavation et de remblaiement qui ont eu lieu.

D'un point de vue de la qualité des sols, les données sont insuffisantes pour savoir si le pilote de tri a modifié significativement la qualité en métaux. La comparaison entre les données géoréférencées sur le site et les concentrations mesurées sur les tas excavés avant réutilisation en remblais est donnée ci-dessous.

La Figure 37 montre la comparaison des concentrations en ETM mesurées dans les terres excavées et dans les sols en place à l'échelle de la zone d'étude. La comparaison porte ici sur la variable de qualité (<0 quand les sols ne dépassent pas les valeurs de bruit de fond anthropisé et >0 quand il existe un dépassement du bruit de fond)

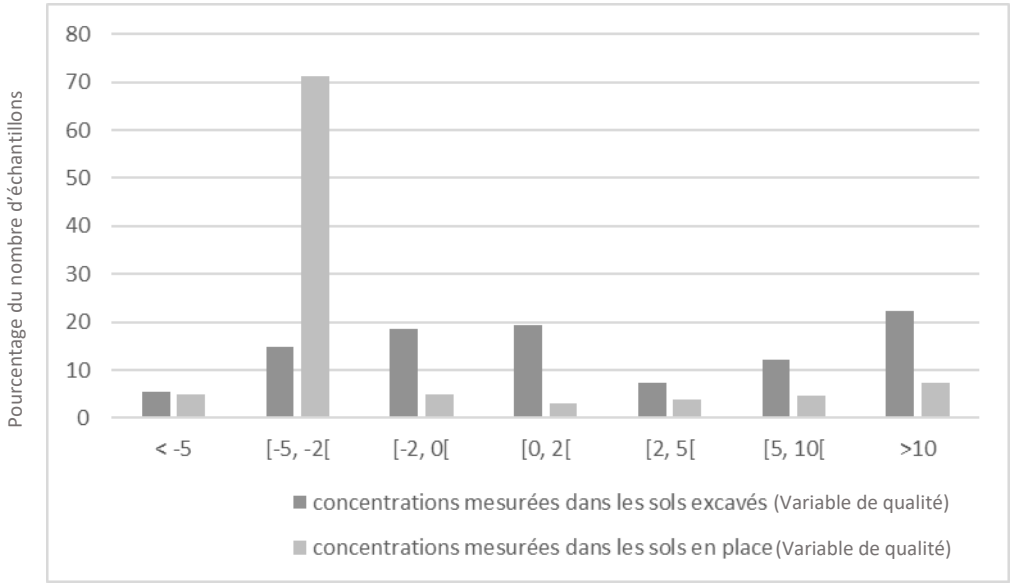


Figure 37 : Comparaison statistique entre la variable de qualité pour les sols en place et pour les terres excavées lors des pilotes de tris

La comparaison statistique entre les sols en place et les sols excavés (utilisés en remblaiement) indique :

Tableau 26 : interprétation de la comparaison statistique (ETM) entre les sols caractérisés sur la zone d'étude et les sols excavés analysés qui ont été utilisés comme remblaiement

	Sols en place	Sols excavés et réutilisés en remblaiement
% analyses présentant une variable qualité <=0 (globalement dans le bruit de fond)	80%	40%
0 < % analyses présentant une variable qualité <=5 (légèrement supérieur au bruit de fond)	8%	25%
% analyses présentant une variable qualité > 5 (significativement supérieur au bruit de fond)	12%	35%

Les éléments qui permettent d'expliquer ces statistiques sont :

- une différence de quantité de données importante : 391 échantillons pour les sols en place contre 108 échantillons pour les sols excavés ;
- l'échantillonnage des sols excavés porte principalement sur les zones avec présence de déchets, d'où une représentativité plus importante des fractions supérieures à 0 (les sols en contact des déchets dont les teneurs en métaux dépassent le bruit de fond) ;
- les analyses chimiques en laboratoire des sols excavés ont porté sur la fraction 0-30mm, la plus susceptible de porter les fortes concentrations en métaux ;

Dans ces conditions, les analyses réalisées sur les terres excavées sont plus à même de majorer les concentrations en métaux dans ces terres.

Compte tenu de ses éléments, l'analyse réalisée sur les données disponibles ne montre pas d'amélioration de la qualité des terres par rapport aux marqueurs métalliques suite aux pilotes de tri. La nature même des pilotes ne pouvant pas dégrader la qualité des terres vis-à-vis des éléments traces métalliques, la conclusion est que les pilotes de tri n'ont pas significativement modifiés la qualité des métaux au droit de la zone d'étude.

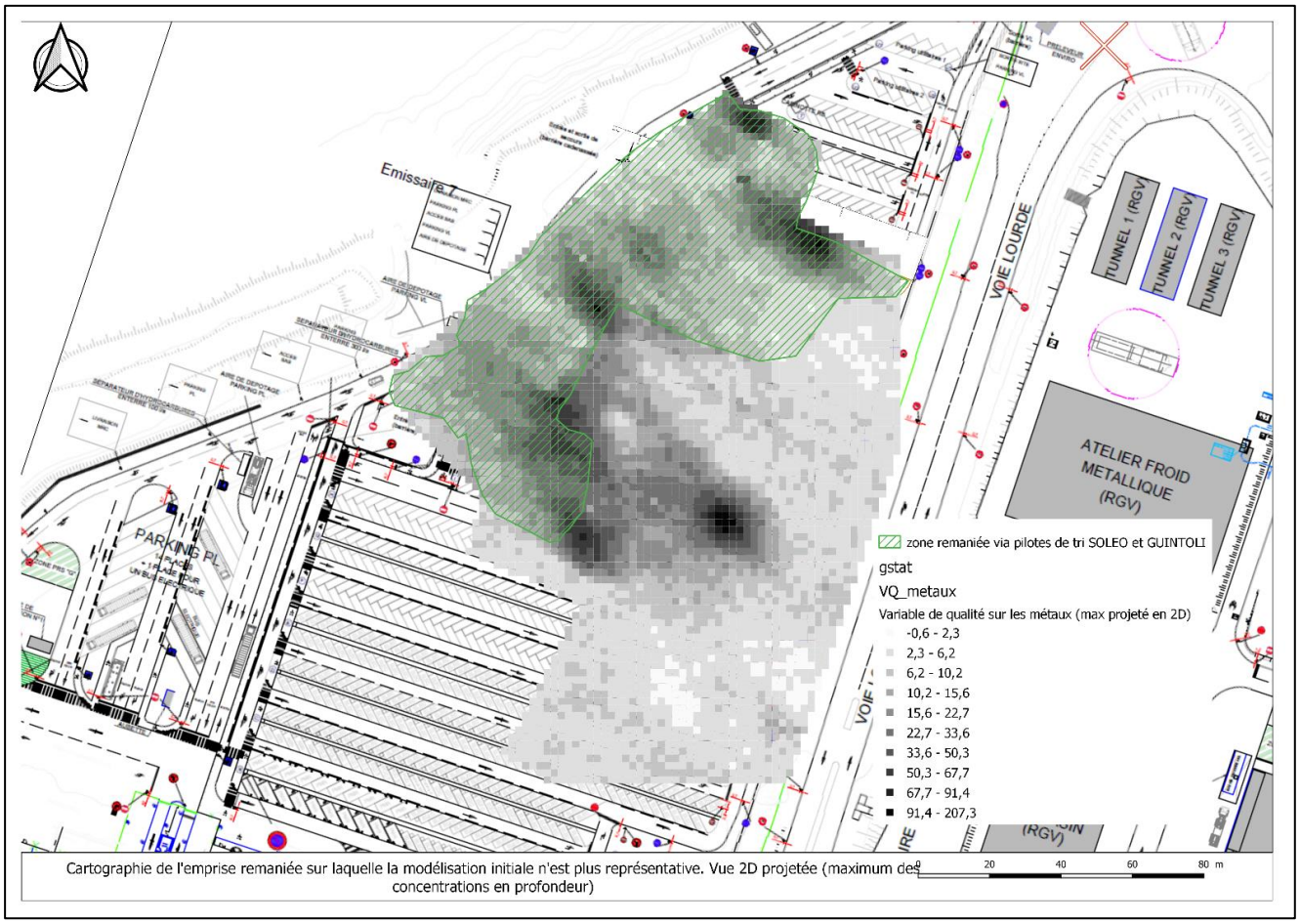


Figure 38 : Zone remaniée où le modèle initial de qualité des sols en métaux n'est plus représentatif

10.2 Etat actuel sur les concentrations en HCT

La Figure ci-dessous donne l'état actuel des concentrations en HCT. Pour réaliser cette cartographie, les étapes suivantes ont été réalisées :

- Retirer du modèle initial les zones excavées lors des travaux de SOLEO et de GUINTOLI ;
- Projection 2D des concentrations maximales pour avoir une cartographie synthétique ;

La Figure ci-dessous donne les probabilités de dépasser le seuil de réhabilitation théorique de 1 500 mg/kg MS (établi en 8.4.2) dans l'état actuel du site (la zone excavée est retirée suite au seuil imposé de 500 mg/kg MS).

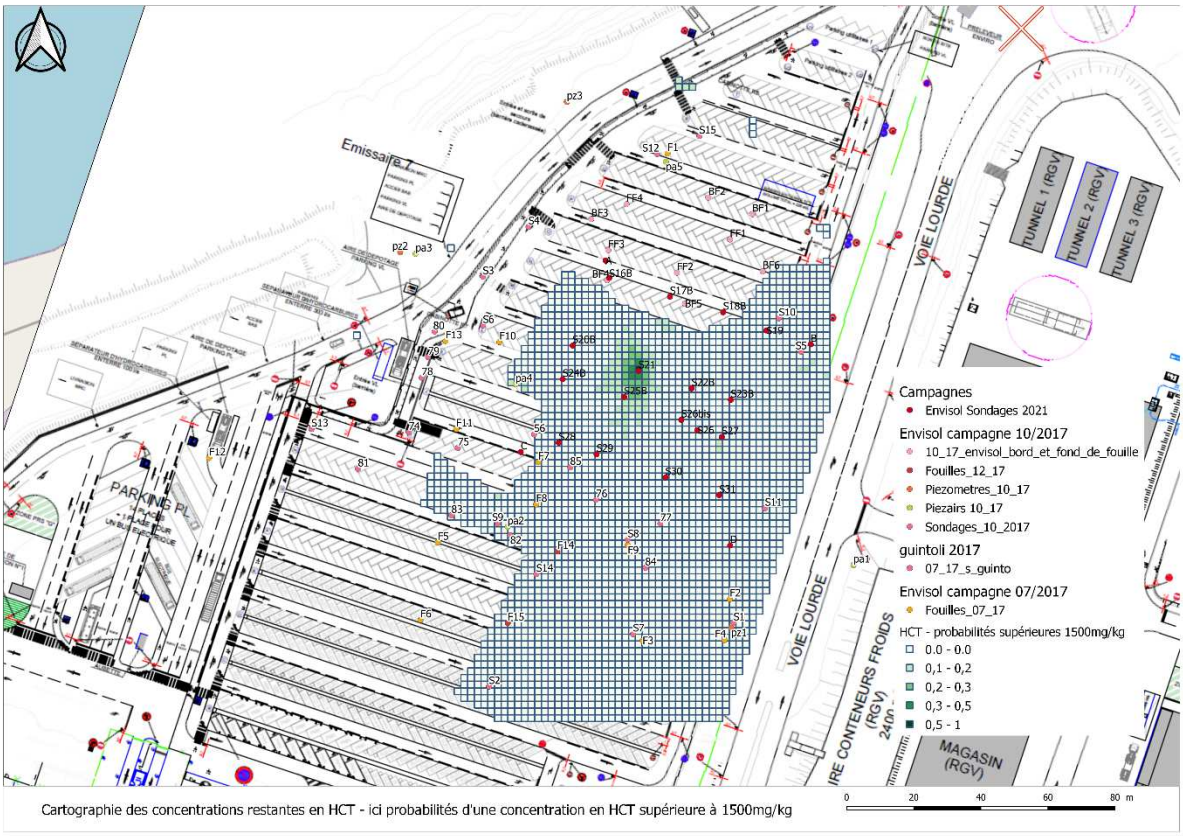


Figure 39 : Probabilité de dépasser le seuil de 1 500mg/kg pour les sols restant au droit de la zone de dépôt

Suite aux travaux déjà réalisés, le volume total de sols avec une concentration en HCT C_{10}-C_{40} supérieure à 1 500mg/kg MS présent actuellement sur site est évalué à :

200 m³ – 750 m³

On observe sur cette carte un spot associé à une mesure laboratoire de 2 100 mg/kg MS au droit du sondage S21 sur la tranche de 2-3m de profondeur.

Les échantillons sus-jacents et sous-jacents présentent des concentrations entre 500 et 1 300 mg/kg MS. Comme illustré sur la visualisation Figure 39, les sondages environnants S20, S22, S24 et S26 présentent des concentrations beaucoup plus faibles, correspondant au bruit de fond anthropisé des remblais de la zone. Seul un échantillon du sondage S25 (4-5 m), indiquant une concentration à 1 000 mg/kg MS peu suggérer un marquage ponctuel localisé entre les deux ouvrages S21 et S25.

La probabilité de dépasser le seuil de 1500 mg/kg MS modélisée au droit de cette zone est particulièrement faible. Au regard de éléments suivants, la gestion de ce marquage ponctuel (volume estimé entre 200 et 750 m^3) n'est pas recommandée car les anomalies en HCT C_{10}-C_{40} sont ponctuelles, sans relation spatiales fortes qui permettrait de former une source concentrée à l'échelle de la zone d'étude.

Néanmoins, il faut noter que des incertitudes existent quant à la découverte de sols marqués entre deux points de sondages. Cela avait été le cas lors de la réalisation des pilotes de tri et ces incertitudes ont été gérées sans remise en cause de la stratégie générale. La prise en compte des incertitudes dans la stratégie générale de la zone de dépôt est discutée au chapitre 19.

ENVISOL préconise une approche globale de gestion de la zone de dépôts historiques de déchets (gestion commune : Déchets, Métaux et HCT) compte tenu des corrélations fortes entre les anomalies observées en HCT et métaux avec la présence de déchets.

10.3 Etat actuel concernant les déchets

10.3.1 Bilan des opération réalisées lors des pilotes de tri

Le tableau ci-dessous résume les opérations réalisées lors des deux pilotes de tri.

Tableau 27 Volumes excavés et traités durant les pilotes de tri SOLEO et GUINTOLI

Pilote de tri	Volume de déchets retiré	% du volume total de déchets estimé	Volume de sols excavés	% du volume de sols à traiter pour la présence de déchets
Zone bassin	Non quantifié : Jusqu'à 800 m^3	Non quantifié, < 22%	5 000 – 6 500m^3	10 – 12%
SOLEO	150 m^3	3 - 4%	3 220 m^3	6 - 6,5 %
GUINTOLI	1 129 m^3	29 – 35%	15 667 m^3	28 - 31 %

Par rapport au volume de sol marqué par les déchets modélisés, les travaux déjà entrepris ont permis de retirer 44-50% du volume total de sols concerné par la présence de déchets.

Le volume de déchets retirés lors de ces travaux est estimé entre 40% et 57%, cette variation étant liée à l'incertitude portant sur le pourcentage réel de déchets présent dans les sols.

10.3.2 Cartographie de l'état actuel

La Figure ci-dessous donne l'emprise actuelle de la zone de dépôts historiques de déchets, suite aux travaux d'excavation déjà entrepris.

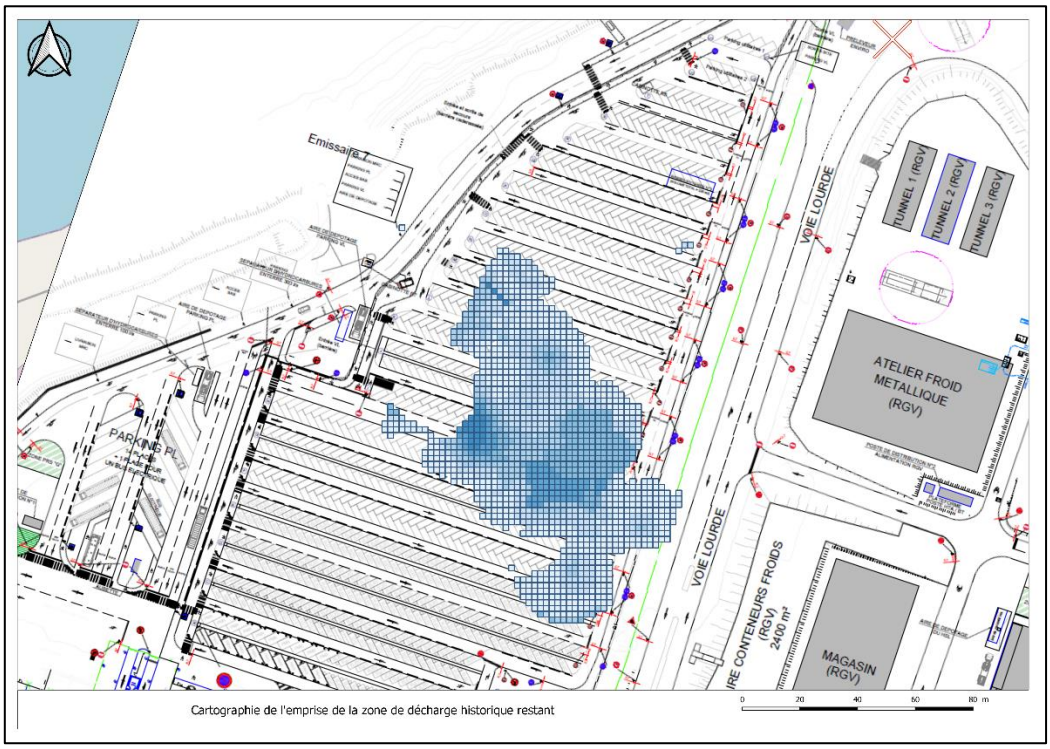


Figure 40 : Vue 2D de la zone de dépôts historiques de déchets dans son état actuel (résiduel après les travaux réalisés)

10.3.3 Plans par tranches de profondeur

Les cartographies ci-dessous donnent une vision 3D du volume de sols concerné par la présence de déchets au droit de la zone de dépôts historiques de déchets par passe de 1m de profondeur.

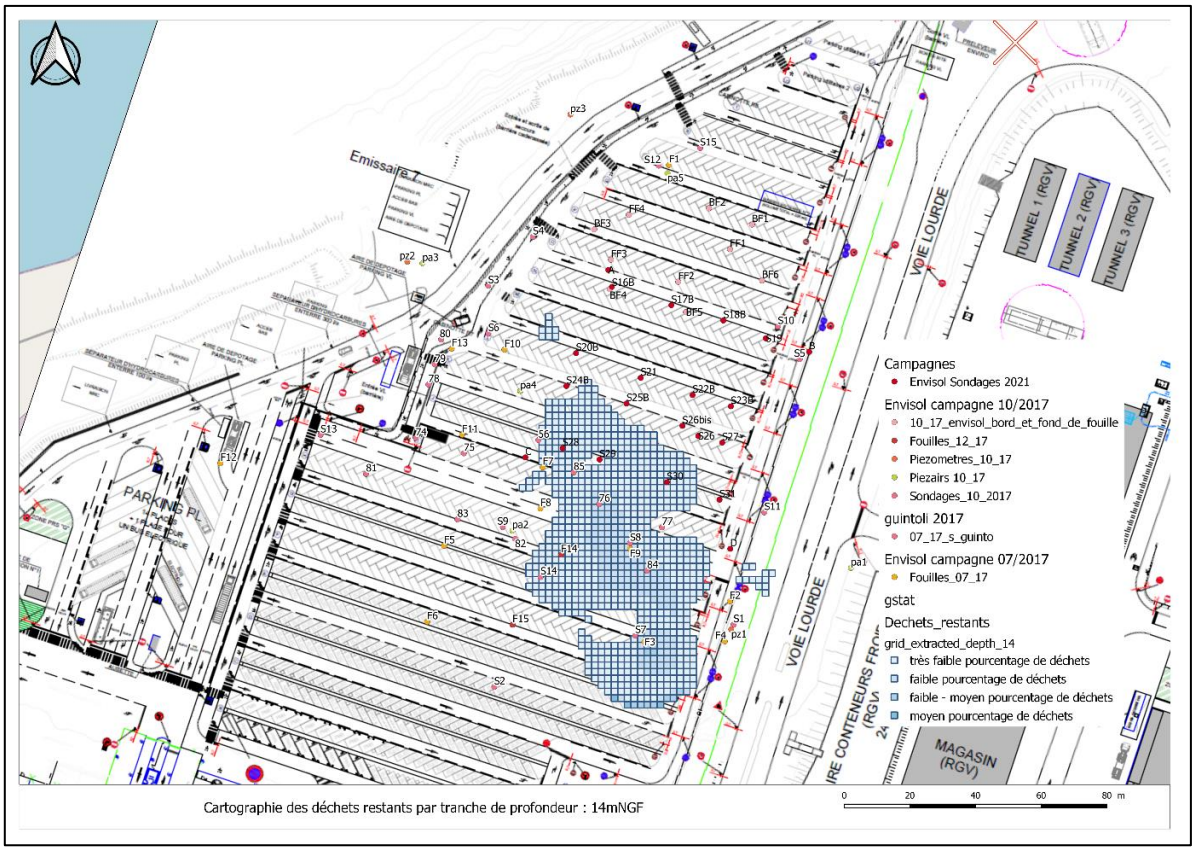


Figure 41 : Zone concernée par la présence de déchets - + 14 mNGF N

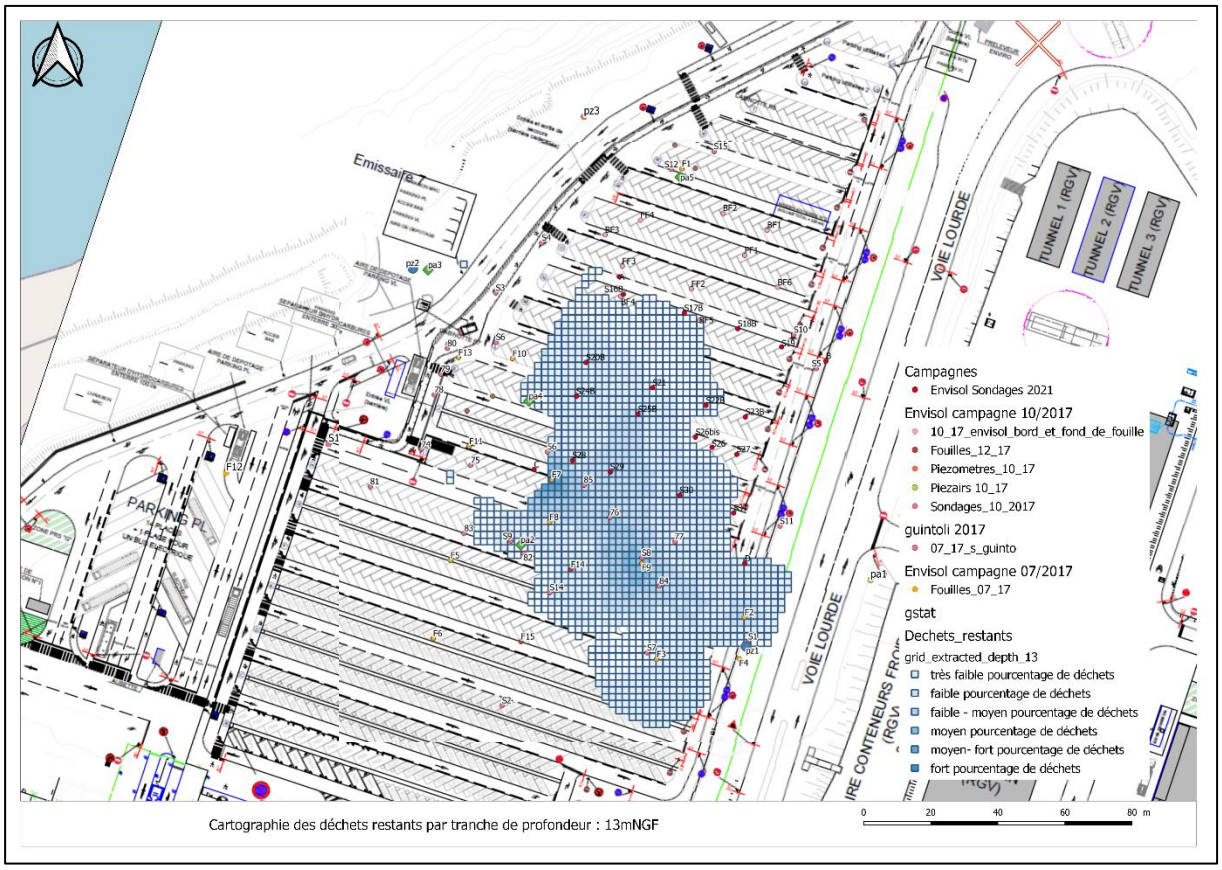


Figure 42 : Zone concernée par la présence de déchets - + 13 mNGF N

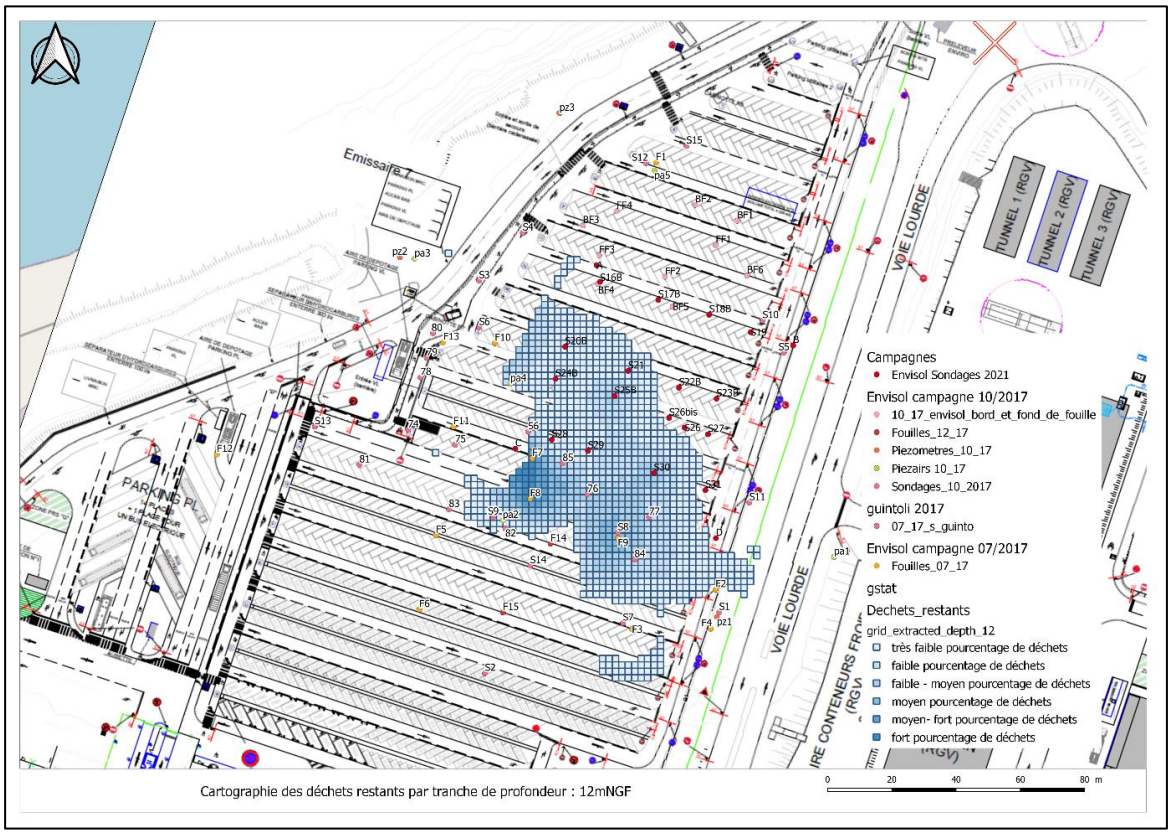


Figure 43 : Zone concernée par la présence de déchets - + 12 mNGF N

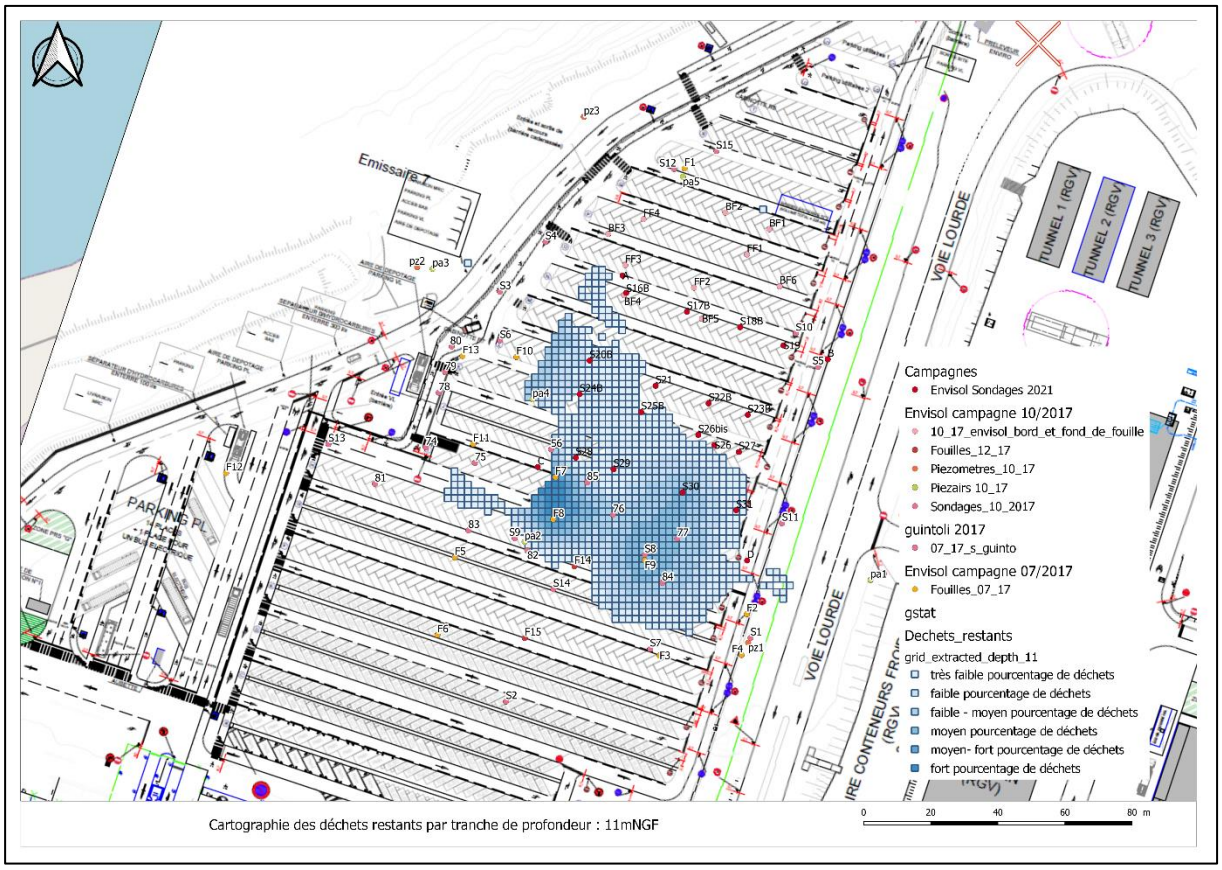


Figure 44 : Zone concernée par la présence de déchets - + 11 mNGF N

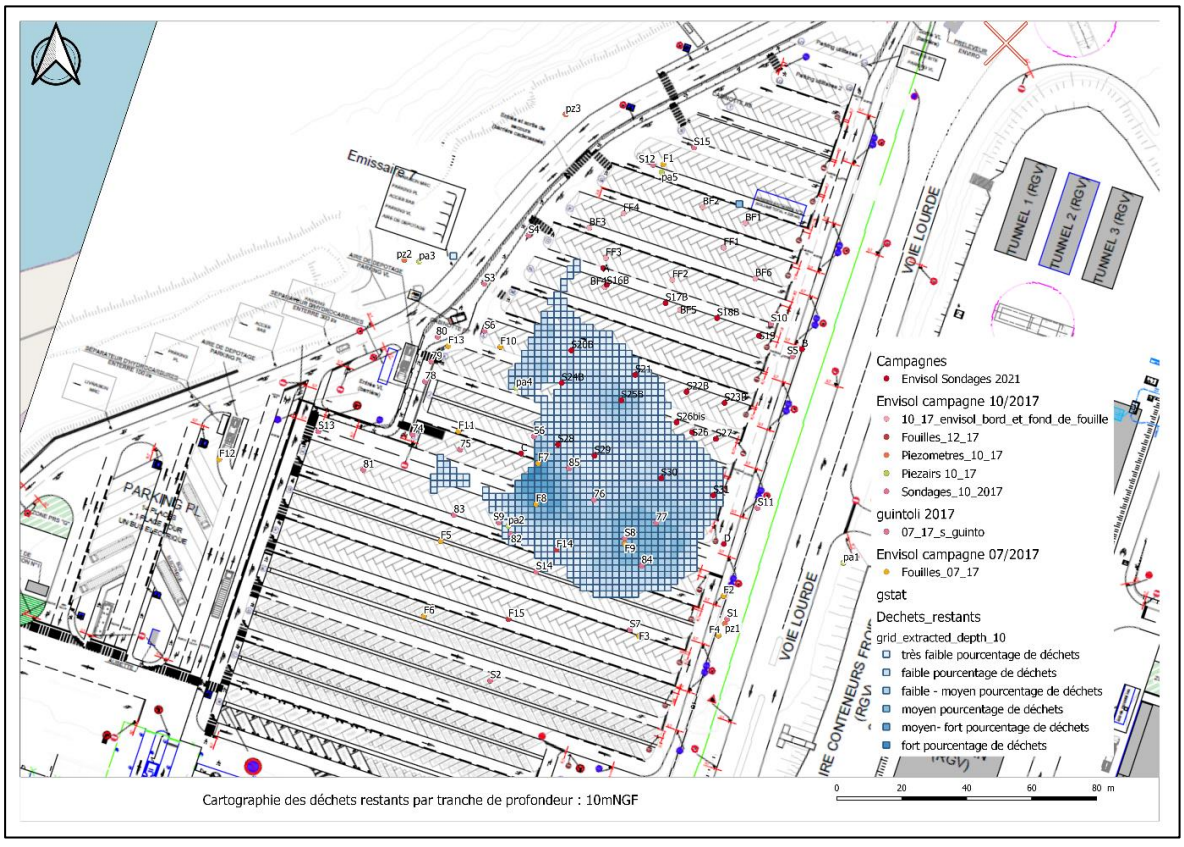


Figure 45 : Zone concernée par la présence de déchets - + 10 mNGF N

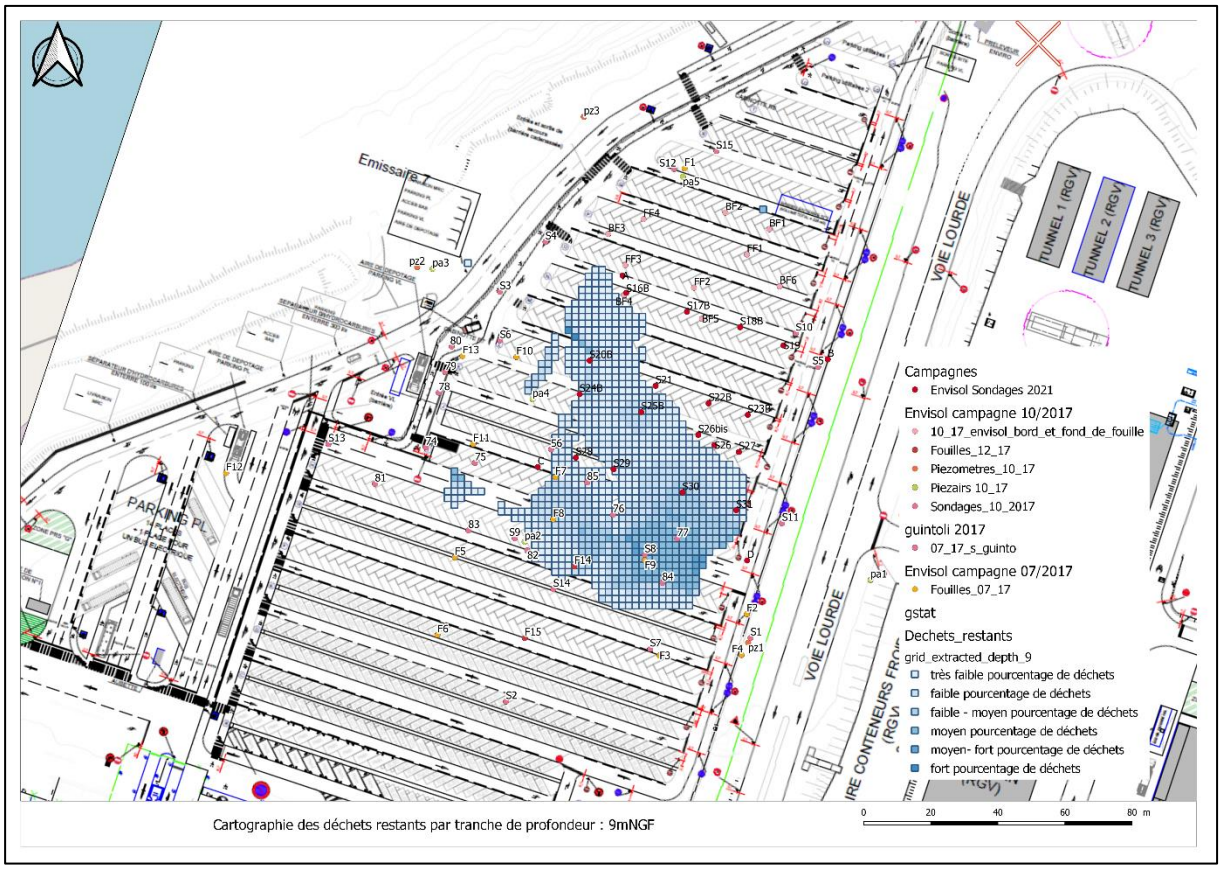


Figure 46 : Zone concernée par la présence de déchets - + 9 mNGF N

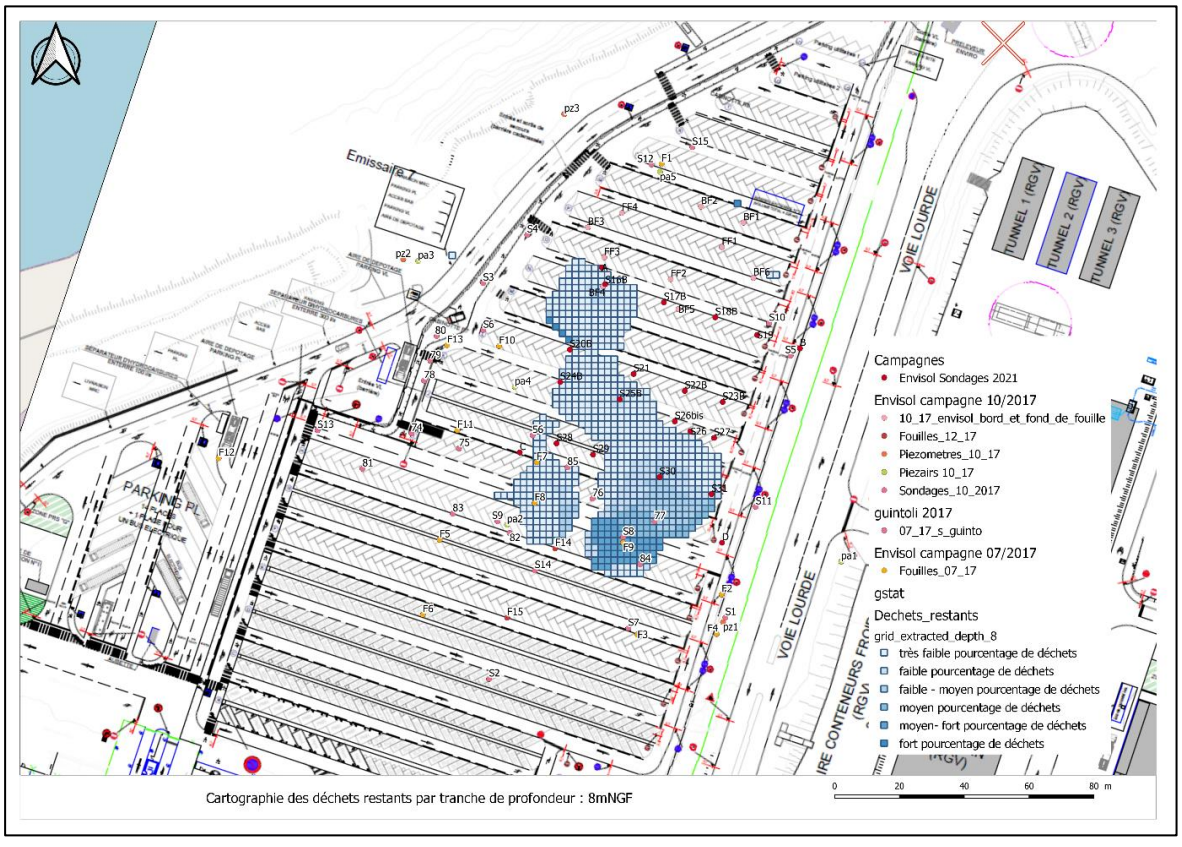


Figure 47 : Zone concernée par la présence de déchets - + 8 mNGF N

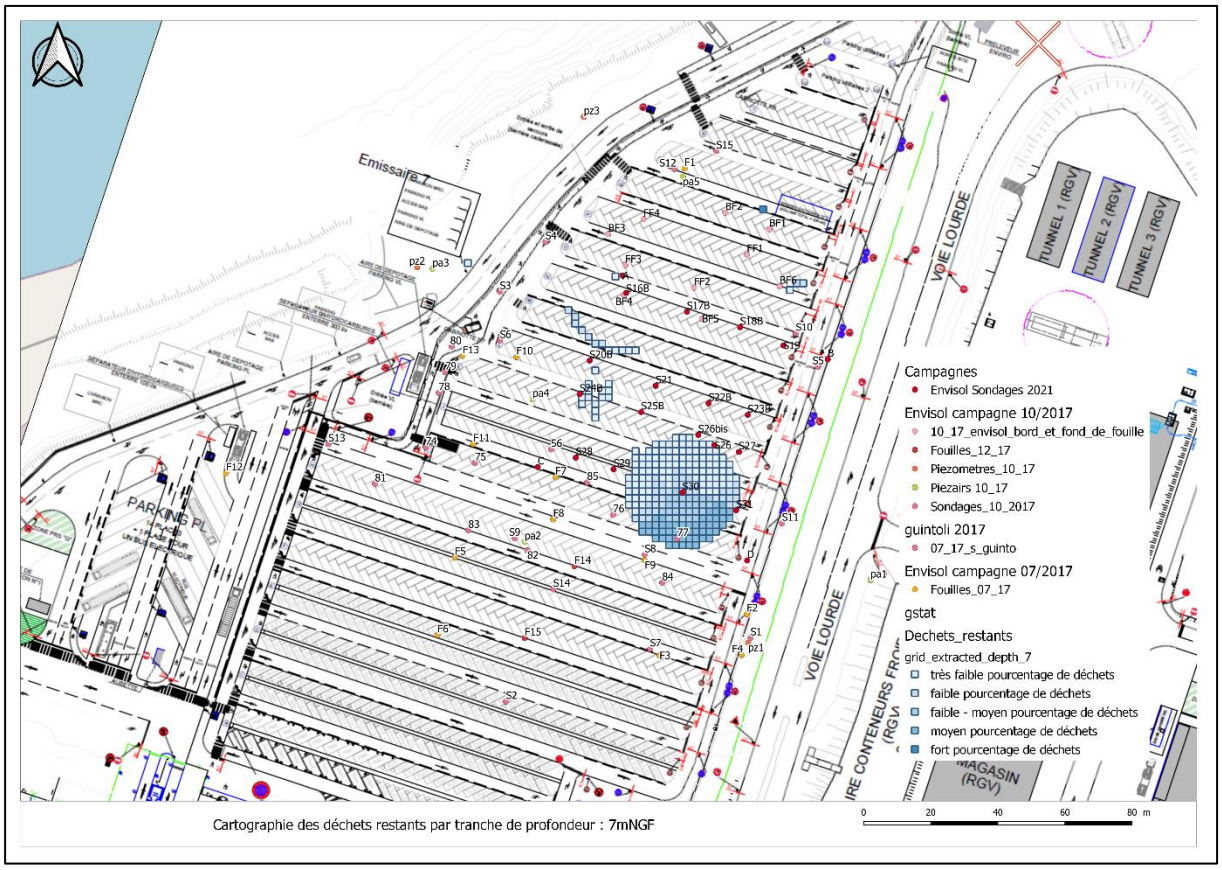


Figure 48 : Zone concernée par la présence de déchets - + 7 mNGF N

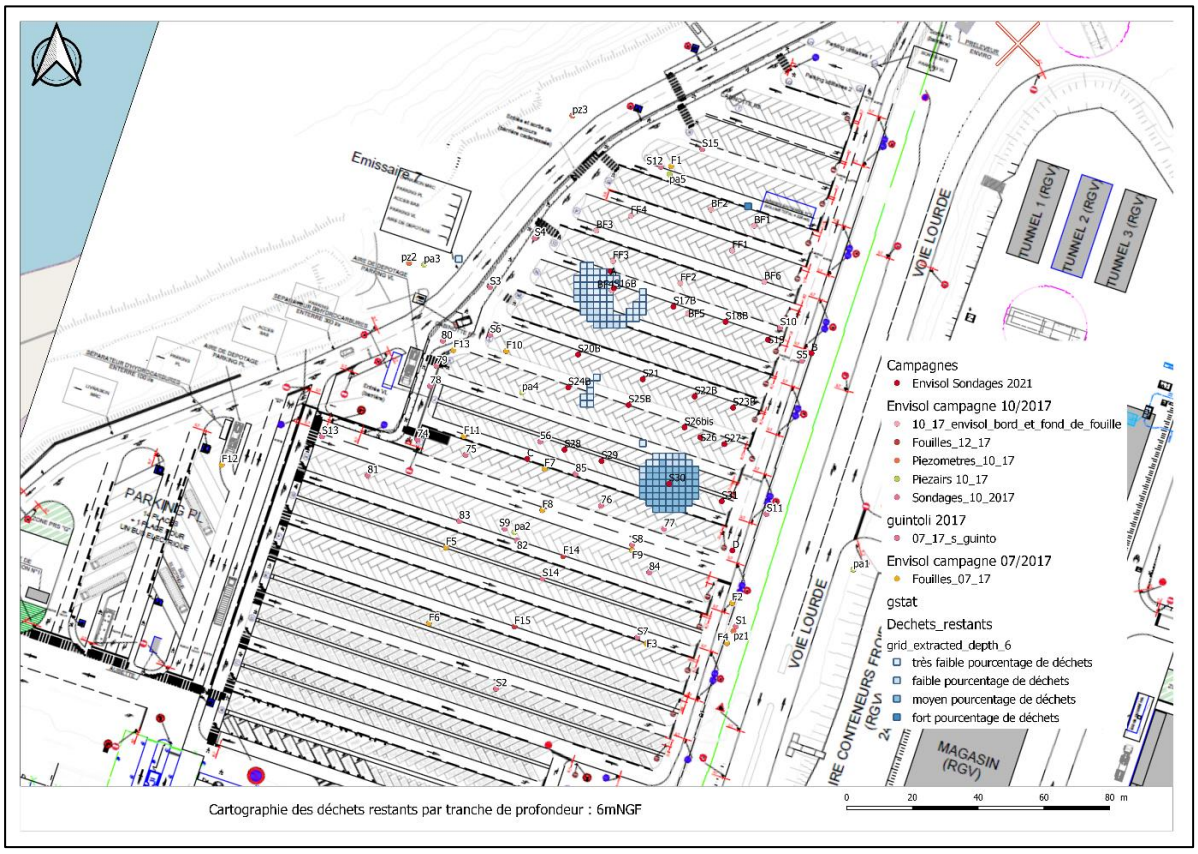


Figure 49 : Zone concernée par la présence de déchets - + 6 mNGF N

10.3.4 Résultat sur le volume total de déchets final

Suite aux travaux réalisés, le volume total de sols avec présence de déchets restant est évalué à :

25 000 - 29 500 m³

Le volume total de déchets présents est estimé entre :

1 000 – 3 000 m³ soit 3 à 12 % du volume total de sol avec présence de déchets

10.3.5 Bilan

Le tableau suivant présente les quantités initiales et restantes de déchets et hydrocarbures au droit de la zone.

Il apparait que plus de 50% des sols présentant des déchets ont été traités. Par ailleurs, plus de 50% des sols présentant des concentrations en HCT C_{10}-C_{40} supérieurs au seuil théorique de zone source concentrée de 1500 mg/kg (calculé au chapitre 8.4.2) ont été traités.

Tableau 28 : Bilan des travaux menés

Paramètre	Qté initiale en m³	Qté actuelle suite aux premières opérations de réhabilitation en m³
Sols en mélange avec des déchets	50 000 – 55 000	25 000 – 29 500 m³
Déchets	3 500 – 5 600	1000 – 3000 m³
Hydrocarbures > 1500 mg/kg (= seuil de coupure)	600 - 1100	200 – 750 m³

11 IDENTIFICATION DES OPTIONS DE GESTION – ETAT ACTUEL

11.1 Contexte et objectifs

En présence de source concentrée, la méthodologie nationale d'avril 2017 préconise la réalisation d'un plan de gestion dont la priorité consistera d'abord à déterminer les modalités de suppression des sources concentrées dans une logique d'amélioration de la qualité des milieux.

Le Plan de Gestion est une étude préalable à la réhabilitation d'un site et a pour objectif de définir des scénarios de gestion en envisageant, sur la base d'une étude de faisabilité technico-économique (bilan coûts/avantages) :

→ en premier lieu, l'élimination des sources de marquages concentrés identifiées lors des différentes phases de diagnostics (maîtrise des sources) et/ou la désactivation des voies de transfert ;

→ l'adéquation entre l'état du sous-sol et les usages envisagés du site (compatibilité sanitaire sur site voire hors site) et environnementaux (minimisation des impacts sur l'environnement).

D'une manière générale, le plan de gestion est un Outil d'Aide à la Décision (OAD) qui doit répondre aux principes de spécificité à un contexte donné et de proportionnalité aux enjeux. Le choix des scénarios de gestion est établi en tenant compte des critères suivants :

- ✓ Critères techniques (type de substances et de milieux concernés, accessibilité du site…) ;
- ✓ Critères environnementaux (bilan environnemental, utilisation de ressources, transport, impact sur les milieux environnants, sur la biodiversité…) ;
- ✓ Critères liés à l'hygiène et la sécurité (émission / expositions, risques liés au transport…) ;
- ✓ Critères économiques (coûts des travaux, des dispositions constructives, restrictions d'usage…) ;
- ✓ Critères organisationnels (intégration des travaux de réhabilitation dans le calendrier global de l'aménagement, optimisation des phasages de chantier…) ;
- ✓ Critères socio-politiques (nuisances issues du chantier pour le voisinage, stigmatisation du site, communication…) ;
- ✓ Critères juridiques et administratifs (responsabilités à moyen et long termes, surveillance, restrictions règlementaires…).

Ce plan de gestion s'attache donc à définir et étudier un ou plusieurs scénarios pour la réhabilitation du site prenant en compte les priorités suivantes, dans la limite des contraintes (techniques, économiques, etc.) :

→ agir en priorité sur les sources de marquage dans le milieu « sols » mises en évidence au droit de site, dans le but :

- o de les éliminer (sols) ou à défaut de diminuer les concentrations présentes ;
- o de limiter l'éventuelle réalimentation de la source de marquage dans les autres milieux notamment de transfert par des impacts résiduels au niveau de la source « sols ».

→ protéger autant que possible, la ressource en eau et éviter ou limiter le transfert de substance à l'extérieur du site ;

→ contrôler l'efficacité des travaux mis en œuvre dans le temps et assurer *in fine* l'absence de risques sanitaires inacceptables pour les usagers du site dans le cadre de la conservation de l'usage industriel via la mise en œuvre d'une Analyse des Risques sanitaires Résiduels (ARR) dite « prédictive ».

Précisons que le Plan de Gestion tel que décrit se base sur les données disponibles au droit de la zone d'étude.

La stratégie de plan de gestion mise en œuvre dans la présente étude suit les préconisations du guide ASN n°24 sur la gestion des sols pollués par les activités d'une INB (2016) (voir référence).

La démarche de référence préconisée par l'ASN est *« lorsque cela est techniquement possible, d'assainir complètement les sites radiocontaminés, même si l'exposition des personnes induite par la pollution radioactive apparaît limitée ». En matière de pollution chimique, la même démarche sera appliquée. Le retrait de la pollution de nature radiologique ou chimique s'entend comme complet lorsqu'à l'issue du traitement, l'état final obtenu correspond à l'état de référence.*

Le guide 24 ASN précise néanmoins : *« Dans les situations où, en fonction des caractéristiques de la pollution et de l'installation, la démarche de référence poserait des difficultés de mise en œuvre, l'exploitant doit aller aussi loin que raisonnablement possible dans l'assainissement. Il s'engage dans une démarche de gestion dont l'objectif premier est de rechercher à rendre l'état des sols compatible avec tout usage (usage établi, envisagé et envisageable). Cette démarche est désignée par la suite comme « assainissement poussé ».*

Aussi, le présent plan de gestion s'attachera donc à étudier un ou plusieurs scénarios de gestion avec en priorité, le scénario de retour à l'état de référence défini dans les précédents chapitres (scénario d'« **Assainissement complet** » dans la suite de l'étude), ainsi qu'un ou plusieurs scénarios de gestion que l'on nommera « **Assainissement poussé** ».

11.2 Cadre réglementaire appliqué à la zone

11.2.1 Réglementation décisions modalités et limites

Le site de Flamanville est soumis aux décisions ci-dessous réglementant les modalités de prélèvement et de consommation d'eau, de rejet d'effluents et de surveillance de l'environnement et les limites associées :

- Décision n° 2018-DC-0640 de l'Autorité de sûreté nucléaire du 19 juillet 2018 fixant les prescriptions relatives aux modalités de prélèvement et de consommation d'eau, de rejet d'effluents et de surveillance de l'environnement des installations nucléaires de base n° 108, n° 109 et n° 167 exploitées par Électricité de France (EDF) dans la commune de Flamanville ;
- Décision n° 2018-DC-0639 de l'Autorité de sûreté nucléaire du 19 juillet 2018 fixant les valeurs limites de rejet dans l'environnement des effluents des installations nucléaires de base n° 108, n° 109 et n° 167 exploitées par Électricité de France (EDF) dans la commune de Flamanville.

En cas d'intervention au niveau de la zone de déchets restants, le respect de ces exigences réglementaires devra être assuré.

11.2.2 Réglementation sécuritaire

Le site de Flamanville est soumis à l'arrêté du 10 juin 2011 relatif à la protection physique des installations abritant des matières nucléaires dont la détention relève d'une autorisation.

En cas d'intervention au niveau de la zone de déchets restants, le respect des exigences réglementaires devra être assuré. Ainsi toute intervention au niveau des clôtures ZAC présentes en partie Est du parking devrait au préalable faire l'objet d'un dossier soumis au Haut Fonctionnaire de Défense et de Sécurité.

11.2.3 Réglementation urgence (PUI)

Le site de Flamanville est soumis à la décision n° 2017-DC-0592 de l'Autorité de Sûreté Nucléaire du 13 juin 2017 relative aux obligations des exploitants d'installations nucléaires de base en matière de préparation et de gestion des situations d'urgence et au contenu du plan d'urgence interne (PUI).

A ce titre et en cas d'intervention au niveau du parking, le gréement rapide des équipiers PUI doit être respecté.

11.3 Présentation des techniques de réhabilitation applicables

Les techniques de traitement sont de trois types :

→ in-situ : traitement de la source concentrée en place dans le milieu où elle se trouve ;

→ sur site : traitement sur le site après avoir extrait les substances responsables du marquage ;

→ hors site : traitement dans une filière spécialisée agréée des terres marquées excavées.

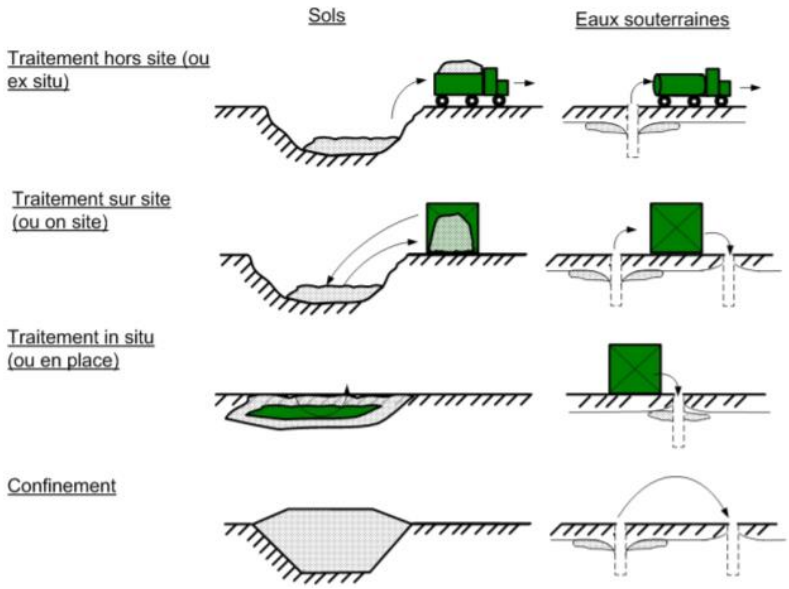


Figure 50 : Famille de techniques de réhabilitation par lieu de traitement (source : rapport BRGM – quelles techniques pour quels traitements – analyse coûts-bénéfices – juin 2020)

Les différentes techniques de dépollution sont décrites dans la Norme NF-X-31-620 partie 4.

En complément, si besoin des dispositions constructives peuvent être étudiées.

Dans la plupart des cas, il n'existe pas de schéma type de traitement mais diverses techniques éprouvées pourront être associées pour obtenir un résultat quantifiable. Le traitement pourra être adapté en cours de réhabilitation pour optimiser son efficacité.

Le choix d'une technique pour traiter et maitriser les sources concentrées est guidé par :

→ les conditions d'accès à la source : certaines sources sont facilement accessibles, d'autres beaucoup moins parce que situées dans des zones d'activité, ou à proximité de nombreux réseaux enterrés ;

→ les conditions physico-chimiques du milieu à traiter : oxygénation, pH, porosité et perméabilité à l'air des couches géologiques, niveau statique de la nappe ;

→ la nature des substances : les molécules chimiques ont des propriétés physico-chimiques très variées auxquelles les techniques de réhabilitation doivent s'adapter ;

→ les objectifs à atteindre (qualitatif, quantitatif) : ils correspondent au marquage résiduel admissible, compatible avec les projets d'aménagement ;

→ la durée du traitement : celle-ci doit être compatible avec les échéances du projet d'aménagement ;

→ les risques sanitaires d'exposition professionnelle et nuisances engendrés par le traitement : les traitements proposés doivent permettre de garantir une maîtrise des risques sanitaires professionnels en phase travaux pour les opérateurs et de maîtriser toute émission. Ils s'attachent à générer le moins de nuisances possibles ou de façon ponctuelle compte tenu du contexte du site ;

→ le coût : certaines techniques sont rapidement écartées car elles nécessitent la mobilisation d'installations coûteuses qui ne peuvent se justifier ;

→ le budget du Maître d'Ouvrage : ce point influencera la stratégie de réhabilitation retenue ;

→ la simplicité de mise en œuvre : une technique simple et éprouvée est toujours préférable à une technique sophistiquée qui pourrait limiter le nombre d'entreprises répondant à une consultation ou complexifier la maintenance d'un dispositif qui resteraient en place par exemple.

Considérant les métaux et les déchets, seules les techniques par excavation et évacuation hors site ou confinement/recouvrement sont applicables. Pour les HCT C_{10}-C_{40} dans les sols, d'autres solutions pourraient être envisagées (biotertre, désorption thermique,…). Néanmoins, différents facteurs (faible volume, teneurs modérées en hydrocarbures et localisation des anomalies dans des horizons présentant des déchets) vont considérablement limiter les abattements. Pour ces différentes raisons, aucune autre solution n'a été envisagée.

11.4 Contraintes pour la réalisation du chantier de réhabilitation

11.4.1 Contraintes réglementaires

En cas d'intervention au niveau de la zone de déchets restants (scénarios 1 – Assainissement complet), le respect des exigences réglementaires présentées au paragraphe 11.2 précédent devra impérativement être assuré, notamment :

- Respect de la réglementation de sécurité du site : toute intervention au niveau des clôtures ZAC présentes en partie Est du parking devrait au préalable faire l'objet d'un dossier soumis au Haut Fonctionnaire de Défense et de Sécurité ;
- Respect de la réglementation d'urgence (PUI) : le gréement rapide des équipiers PUI doit être respecté ;
- Respect des décisions réglementant les modalités de prélèvement et de consommation d'eau, de rejet d'effluents et de surveillance de l'environnement et les limites associées.

11.4.2 Contraintes liées au fonctionnement du CNPE

Effectif du site de Flamanville (EDF et prestataires) et places de parking

A la date d'élaboration du présent PG, le site de Flamanville (3 tranches) accueille quotidiennement 4 000 travailleurs en moyenne, agents EDF et prestataires confondus.

Les projets d'arrêt des tranches en exploitation et les projets de l'EPR actuellement en cours peuvent amener le site à accueillir des pics de 4 500 personnes.

L'accès des travailleurs est en partie permis par des navettes acheminant environ 200 personnes depuis les communes environnantes.

Toutefois un nombre de 4 500 places de parking reste indispensable pour l'accueil du personnel (dont environ 100 places pour les véhicules d'astreinte sur FLA1/2 et 100 places sur FLA3, pour le gréement de l'astreinte PUI notamment).

Il existe actuellement 4 500 places de parking (dont environ 1/3 sur FLA1/2 et 2/3 sur FLA3), ce qui ne laisse pas de marge.

Au regard du calendrier industriel des 3 tranches de FLAMANVILLE, le nombre de places de parking est très contraint et ne semble pouvoir être relâché qu'au démantèlement de FLA1/2, sans considération des contraintes liées à l'éloignement de certains parkings qui induisent la circulation de navettes jusqu'aux sites et une durée de trajet domicile/lieu de travail importante pour les salariés. Si le scénario de référence devait être déployé avant cette date, un nombre de places de parking équivalent devrait rester disponible pendant la durée du chantier et le plus près possible du site. Cet aspect contraint très fortement les différents acteurs du voisinage du site, dont la commune de FLAMANVILLE.

Accès gréement des équipiers en cas de PUI

En cas d'alerte survenant hors heures normales, l'organisation PUI est gréée directement au CCL (centre de crise local) via l'accès des agents d'astreinte avec leur véhicule personnel (ou de fonction) sur le parking de FLAMANVILLE 3.

L'organisation PUI actuelle mobilise environ 100 personnes. A minima, un nombre de places de parking cohérent avec ce besoin devrait rester disponible ou tout autre dispositif organisationnel d'accès rapide équivalent devrait être déployé pendant la durée du chantier si le scénario de référence devait être déployé.

11.5 Technologies retenues et étudiées

11.5.1 Sélection des techniques

Au regard des contraintes d'accès, des contraintes réglementaires, de la lithologie, et d'après les retours d'expérience des travaux déjà entrepris, les scénarios de gestion suivants, en lien avec la méthodologie préconisée dans le Guide n°24 de l'ASN (voir référence), ont été étudiés :

➔ **Scénario 1 : Assainissement complet** (retrait de tous les déchets et évacuation des concentrations en HCT et ETM supérieures au bruit de fond) :

- **Scénario 1a** : sans tri des matériaux ;
- **Scénario 1b** : avec tri des matériaux pour optimiser la quantité de matériaux à évacuer.

Ce scénario considère donc les opérations déjà menées et des opérations complémentaires.

➔ **Scénario 2** : **Assainissement poussé** : prise en considération des opérations de réhabilitation déjà menées et maintien en place des déchets et des anomalies en HCT et ETM résiduels avec action de surveillances.

Ces scénarios apparaissent pertinents au regard de la méthodologie nationale de gestion des sites et sols pollués.

Validation technique :

Afin d'étudier les solutions de gestion, conformément à la méthodologie nationale, il convient de définir des objectifs de réhabilitation en lien avec la stratégie de réhabilitation. Ces derniers sont dépendants de plusieurs facteurs à savoir :

- → Les enjeux sanitaires ;
- → La définition de la zone source concentrée (présentée dans le chapitre précédent) ;
- → Les abattements possibles des techniques de réhabilitation ;
- → L'absence de transfert / mobilité des substances notamment hors site.

Ainsi, une discussion / comparaison de ces facteurs permet de définir le plus justement possible les objectifs de réhabilitation.

Une attention particulière sera portée sur le principe de proportionnalité notamment au regard des enjeux et vulnérabilités identifiés en phase de synthèse des enjeux environnementaux, retranscris par le schéma conceptuel, et en fonction des objectifs de réhabilitation à atteindre (fonction des usages et de l'accord de l'administration).

L'efficacité théorique des techniques mises en œuvre dans le cadre du scénario 1 (démarche de référence) apparait en mesure d'éliminer la totalité des déchets et des concentrations supérieures au bruit de fond anthropisé défini précédemment en HCT et ETM pour revenir à l'état de référence.

Le scénario 2 est basé sur le maintien en place des déchets restants au droit de la zone de dépôts historiques suite au pilote de tri et aux différents travaux menés en 2016-2017 et 2018. Au total, durant les travaux menés par SOLEO Service et Guintoli en 2018, 19 263 m^3 de matériaux ont déjà été excavés et triés et un total de 358 tonnes de déchets a été évacué (ce qui représente environ la moitié de la zone). Pour rappel, l'objectif fixé pour les précédents travaux était de trier et d'éliminer les déchets dans l'emprise des travaux d'aménagement du parking. Le réemploi des terres sur site était soumis au critère de présenter des concentrations inférieures à 500 mg/kg MS en HCT.

Au regard de l'absence de zone source concentrée au droit de la zone, la solution de maintien en place des déchets résiduels apparaît pertinente sous réserve de garantir la pérennité du recouvrement/confinement, de poursuivre la surveillance des eaux souterraines mises en place depuis 2018 et de mettre en place des mécanismes de conservation de la mémoire adaptés (voir chapitre 17).

La zone est actuellement intégralement recouverte d'une couverture peu perméable pour les besoins de l'usage actuel (parking Nord de véhicules légers).

Les tableaux suivants présentent les abattements et teneurs résiduelles attendues pour chaque scénario de réhabilitation étudié dans le cadre du présent plan de gestion.

Tableau 29 : Abattements théoriques et concentrations résiduelles attendues par scénario

Scénario 1 : Assainissement complet					
Localisation	**Famille de substances / déchets**	**Objectifs**	**Volume en m³ en place supérieur au seuil**	**Masse de polluants**	**Abattement par rapport à l'état initial**
Zone de dépôts historiques – Parking nord	Déchets	*Retrait en totalité*	*entre 1 000 et 3 000 m³ actuellement en place (état initial : entre 3 500 et 5 600 m³)*	*Non estimée*	*100 %*
	HCT	*Retour à l'état de référence (bruit de fond)*	*Entre 10 000 et 18 000 m³*	*56 tonnes > BdF*	*100 %*
	ETM	*Retour à l'état de référence (bruit de fond anthropisé – cf. paragraphe 6.2)*	*Entre 50 000 et 55 000 m³*	*Non estimée*	*100 %*

Scénario 2 : Assainissement poussé					
Localisation	**Famille de substances / déchets**	**Objectifs**	**Volume en m³ en place supérieur au seuil**	**Masse en place supérieure au seuil**	**Abattement par rapport à l'état initial**
Zone de dépôts historiques – Parking nord	Déchets	*Maintien en place de l'état actuel*	*entre 1 000 et 3 000 m³ actuellement en place suite aux précédents travaux*	*Non estimée*	*entre 40 et 57% déjà traités*
	HCT > seuil de zone source concentrée de 1500 mg/kg	*Maintien en place de l'état actuel*	*Entre 200 et 750 m³*	*11 tonnes > Bdf*	*environ 50% déjà traités*
	ETM > bruit de fond	*Maintien en place de l'état actuel*	*Entre 50 000 et 55 000 m³*	*Non estimée*	Non estimable (cf. paragraphe 10.1)

Validation sanitaire :

L'analyse des enjeux sanitaires menée sur la base de l'état actuel des milieux (voir chapitre 13) a mis en évidence que l'état actuel des milieux est compatible avec l'usage actuel de la zone d'étude (parking VL extérieur). Dans le futur, aucun changement d'usage de la zone n'est prévu à plus ou moins long terme.

L'hypothèse d'une suppression du recouvrement de surface dans le cadre de l'usage actuel a également été étudié en incertitudes (scénario dégradé). Les risques sanitaires liés à l'inhalation de poussières suite à l'envol depuis les sols de surface non recouverts sont acceptables pour les usagers du parking sur la base des concentrations actuelles dans les sols.

Validation environnementale :

Sur la base des éléments présentés dans le chapitre schéma conceptuel, l'état des milieux est déjà compatible avec les enjeux environnementaux identifiés pour le secteur d'étude.

11.5.2 Détail technique et budget associé

11.5.2.1 Scénario 1a – Assainissement complet sans tri

Objectif

L'objectif est de revenir à l'état de référence c'est-à-dire de traiter la totalité des déchets de la zone de dépôts historiques et d'atteindre des concentrations en HCT et ETM conformes aux bruits de fonds établis dans le chapitre 6. Les travaux menés entre 2016 et 2018 ont permis le retrait d'environ 50% des déchets en présence et d'éliminer en filières les déchets et les terres sur la base du seuil de 500 mg/kg en HCT.

Le scénario d'assainissement complet nécessitera donc le retraitement de la zone ayant déjà fait l'objet de travaux en complément de la zone non traitée ce qui représente un volume compris entre 50 000 et 55 000 m^3 ; en effet, le bruit de fond anthropisé en HCT est inférieur à 500 mg/kg et les métaux n'ont pas été traités.

Principe

Le procédé d'excavation est généralement réalisé une fois la source concentrée délimitée *via* des investigations de terrain et des analyses.

Il s'agit de la méthode la plus basique, la plus radicale et la plus rapide pour supprimer une source concentrée. Néanmoins, l'excavation n'est pas une fin en soi, les sols marqués excavés doivent alors faire l'objet d'un traitement/confinement sur ou hors site.

Le schéma de principe est présenté dans la Figure 51 ci-après.

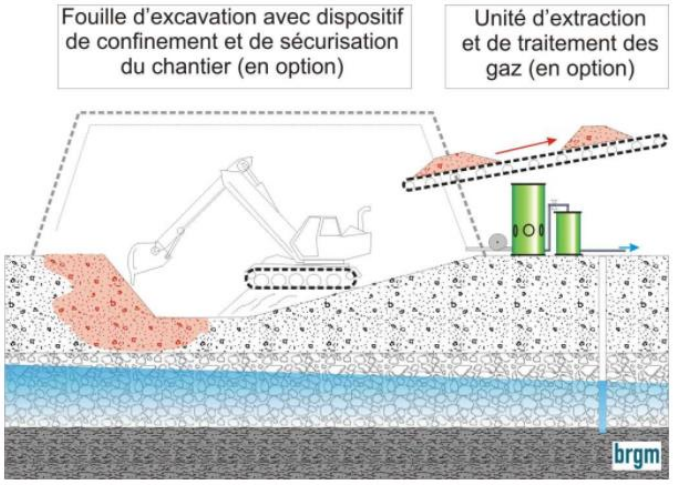


Figure 51. Schéma de principe d'excavation (source : Selecdepol : www.selecdepol.fr)

Études préalables :

→ Réalisation d'un diagnostic complémentaire de caractérisation des métaux au droit de la zone déjà traitée (zone remblayée avec des terres supérieures au bruit de fond) afin de vérifier s'il est nécessaire de retraiter cette zone (la corrélation effective entre les anomalies en hydrocarbures et métaux a été constatée ; les travaux réalisés ont eu un effet sur les teneurs en métaux même si ces éléments n'étaient pas particulièrement ciblés) ;

→ Localisation des Réseaux enterrés et autres structures (émissaires, réseaux aériens, etc) ;

→ Validation des acceptations préalables des terres par les filières (CAP) ;

→ A ce stade, les filières envisagées sont l'ISDI (Installation de Stockage de Déchets Inertes), l'ISDI+ (Installation de Stockage de Déchets Inertes aménagée), le biocentre (traitement), l'ISDND (Installation de Stockage de Déchets Non Dangereux) ou l'ISDD (Installation de Stockage de Déchets Dangereux).

→ Réalisation du DRT et documents accès au site.

Description des opérations :

Cette solution consiste en :

- Installation de chantier et création de l'aire de stockage tampon ;
- Retrait si besoin des clôtures ZAC présentes à l'Est du parking le long de la voie lourde ;
- Retrait du revêtement (enrobé) avec évacuation en filières ISDND (surface d'environ 12 000 m² soit environ 4 200 tonnes considérant une densité de 2,3) ;
- Réalisation de terrassements sur l'ensemble de la zone de dépôts historiques de déchets y compris au droit de la zone déjà traitée. Au vu de la configuration du site et de la zone à excaver, la création d'une zone de stockage temporaire est nécessaire. Celle-ci a pour objectif de permettre d'entreposer l'ensemble des terres et déchets excavés. A noter qu'au regard de la surface à excaver, la surface de l'aire de stockage pourra être contraignante vis-à-vis du fonctionnement du site. Compte tenu de la profondeur des déchets présents, localement, jusqu'à 9 m de profondeur, un confortement géotechnique (type blindage ou talutage des bords de fouilles) apparaît nécessaire ;
- Tri visuel et manuel des déchets ;
- Évacuation hors site des déchets. Compte tenu des éléments présentés précédemment, le volume de déchets restant en place est estimé entre 1 000 et 3 000 m^3 ;
- Évacuation hors site des terres non réutilisables sur site. Au regard du retour d'expérience des travaux de 2018, il a été estimé en première approche la répartition suivante :
  - 1/4 quart du volume sera à évacuer en ISDI (terres supérieures au bruit de fond anthropisé en HCT et métaux mais inférieures aux seuils ISDI) ;
  - 1/4 en ISDI+ (terres supérieures au bruit de fond anthropisé en HCT et métaux mais inférieures aux seuils ISDI+ : 3 fois les seuils ISDI) ;
  - 1/4 en biocentre ou ISDND (HCT > 500 mg/kg) ;
  - 1/4 en ISDD (problématique d'arsenic sur éluat).
- Remblaiement et compactage de la zone terrassée avec les terres réutilisables sur site et des matériaux d'apport sains ;
- Remise en place des clôtures ZAC ;
- Réfection du revêtement ;
- Repli de l'ensemble des installations, engins et équipement du chantier.

Ces opérations présentent un certain nombre de contraintes techniques mais également réglementaires, en lien avec la sécurité du CNPE et présentées ci-avant.

Abattement :

Les attentes quant à la mise en place de cette solution, sont la gestion de la totalité des déchets de la zone et de 100% des concentrations en HCT et métaux supérieures au bruit de fond anthropisé afin de revenir à l'état de référence.

Durée :

D'après le REX des précédents travaux menées par SOLEO et Guintoli, les cadences d'excavation des matériaux étaient de l'ordre de 270 m^3/j soit environ 490 tonnes/j. La durée de l'assainissement complet sans tri est ainsi estimée à environ 8 à 10 mois.

Contraintes réglementaires et contraintes liées au fonctionnement du CNPE

Cf. paragraphe 11.4.

Démolition/réfection parking, réseaux et ouvrages enterrés, autres installations notables

1/Aspect colisage

Dans le cas où le scénario de référence serait mis en œuvre, la démolition du parking concernerait environ le tiers de la superficie de ce dernier, en partie centrale, uniquement pour l'excavation des matériaux et déchets mélangés. De plus, l'accès à la zone ainsi que le confortement géotechnique nécessaire à la tenue des bords de fouille pourrait induire, en cas de talutage, une perte de surface de parking supplémentaire de même ordre de grandeur étant donnée la position centrale des déchets présents dans la zone concernée.

Par ailleurs, l'entreposage temporaire des matériaux avant utilisation en remblai et des déchets triés avant expédition (divers tas de matériaux de granulométries différentes et de typologies de déchets différentes) induirait l'immobilisation d'une surface complémentaire de parking.

De surcroit, la surface occupée par les installations de chantier elles-mêmes (chaine de criblage des matériaux et tri des déchets, concassage des matériaux grossiers et unité de traitement à la chaux des terres fines) serait également du même ordre de grandeur.

Ainsi la quasi-totalité du parking (soit 1200 places dont une centaine requise pour l'astreinte) serait susceptible d'être indisponible, sauf dans le cas où une zone déportée du chantier pour l'entreposage des matériaux et déchets ou pour le traitement des matériaux fins et/ou grossiers serait identifiée ce qui n'est pas le cas à date.

2/Aspect réseaux et ouvrages enterrés

En supplément de la démolition superficielle du parking, quelques réseaux seraient partiellement dégagés/dévoyés :

- ➔ Réseau SEO : une conduite ovoïde historique traverse à environ 5 à 6 m de profondeur la zone concernée par le retrait des matériaux et déchets restants (du Sud-Est vers le Nord-Ouest). Elle assure l'évacuation des eaux pluviales d'une grande partie de la plateforme amont (RGV actuellement) vers l'émissaire 7. En 2016, cette conduite a fait l'objet d'investigations et de travaux de réparation par l'aménagement de FLA3. En 2022, conformément au courrier référencé D454122015091, le CNPE de FLAMANVILLE 1/2 a réalisé des investigations complémentaires et envisage en 2023 des travaux de réfection par l'intérieur de cette conduite. Dans le cas où le scénario de référence serait mis en œuvre, les avantages/inconvénients du retrait des déchets sous-jacents à cette conduite, intégrant les contraintes réglementaires, devraient être pesés. En effet, son indisponibilité, même temporaire ne permettrait plus d'assurer les exigences réglementaires des décisions modalités et limites sur le suivi des eaux rejetées.
- ➔ Réseau électrique : plusieurs réseaux de basse tension traversent la zone concernée par la présence de déchets restants, tels que l'alimentation électrique de l'éclairage, des alarmes, du PGN et à l'avenir le rechargement des batteries de véhicules électriques (prévu au sein de caniveaux traversant d'Est en Ouest la zone). Le réseau MALT (mise à la terre) est également présent au droit de la zone. Enfin dans le cas où le scénario de référence serait mis en œuvre, une attention particulière devrait être portée à la présence de la ligne haute tension de 20kV longeant en partie Est du parking la voie lourde et alimentant les postes HT de la zone RGV/CCL (remplacement générateur de vapeur/centre de crise locale). Les avantages/inconvénients du retrait des déchets sous-jacents ou présents à proximité immédiate de cette ligne devraient être pesés en fonction des possibilités de dévoiement/consignation.

3/Autres usages/utilisations notables

La mise en œuvre du scénario de référence aurait également comme répercussions :

- ➔ D'endommager les clôtures ZAC présentes à l'Est du parking le long de la voie lourde. Ces clôtures ont un rôle sécuritaire réglementé. Toute intervention à leur niveau devrait faire l'objet d'une analyse avantages/inconvénients préalable intégrant les contraintes réglementaires ;
- ➔ D'interrompre ou limiter le transit via la voie lourde des véhicules lourds. À ce jour cette voie est empruntée de façon régulière et programmée lors des évacuations de combustibles usés (ECU) et de façon plus ponctuelle lors des arrêts de tranche pour des transports dimensionnants (par exemple : PDR lourde) ou pour les citernes de concentrats. La faisabilité de réaliser les ECU du site via une autre route n'est pas acquise. De plus, depuis 2022, cette voie correspond également à l'entrée/sortie de site de tous les transports nucléaires (classe 7). En effet, les installations suivantes sont côté FLA3, ce qui facilite la prise en charge de ces transports : aire ACC, aire AOC, BCT (bâtiment de contrôle des transports). Ainsi, toute intervention au niveau de la voie lourde devrait faire l'objet d'une analyse avantages/inconvénients préalable, tenant compte des plannings industriels des tranches.

Limites :

Les limites de cette solution sont les suivantes :

- ✓ Fortes contraintes réglementaires en lien avec le fonctionnement du CNPE ;
- ✓ Forte production de déchets ;
- ✓ Bilan carbone peu favorable du fait de la circulation de camions ;
- ✓ Nécessite la gestion d'un flux de camions au sein du site important (risques d'accidents…).

Coûts :

Tableau 30 : Coût de réhabilitation – scénario 1a – Assainissement complet sans tri

Désignation du poste	Montant total (€/HT)		
	Fourc. basse	Fourc. haute	Moyenne
Montant travaux déjà menés 2016/2017	***2 100 000***	***2 100 000***	***2 100 000***
Montant travaux déjà menés pilote de tri	***1 850 000***	***1 850 000***	***1 850 000***
Organisation, préparation et installation de chantier et rapport	390 000	735 000	562 500
Gestion des recouvrement (écroutage, évacuation)	1 152 600	1 496 100	1 324 350
Terrassements et remblaiement	1 550 000	2 645 000	2 097 500
Gestion hors site en filières des sols et des déchets	6 552 000	8 406 125	7 479 063
Caractérisation analytique et géotechnique en phase chantier et Réception	30 000	50 000	40 000
Suivi environnemental et géomètre	50 000	75 000	62 500
TOTAL	**13 674 600**	**17 357 225**	**15 515 913**
TOTAL avec AMO 5%	**14 358 330**	**18 225 086**	**16 291 708**

11.5.2.2 Scénario 1b – Assainissement complet avec tri

Objectif

Identique au scénario 1a (cf. paragraphe 11.5.2.1).

Principe

Le tri granulométrique permet de séparer les différentes fractions des sols. Les fractions fines qui représentent les fractions les plus marquées sont ainsi isolées avant traitement. Il ne constitue donc qu'une phase préliminaire du traitement et/ou de la réhabilitation.

Cette phase de tri est précédée par une phase d'excavation généralement réalisé une fois la source concentrée délimitée *via* des investigations de terrain et des analyses.

Le tri granulométrique peut, en fonction des chantiers, être constitué d'une filière de traitements très différents.

Il s'agit de la technique mise en œuvre par SOLEO SERVICES dans le cadre d'un plot d'essai mené en février/ mars 2018 puis par Guintoli d'avril à juillet 2018.

Le logigramme de tri issu de la procédure de tri validée par EDF pour les opérations réalisées par Guintoli en 2018 est présenté au chapitre 9.

Dans le cadre des précédents travaux réalisés au droit de la zone, le criblage des matériaux a permis d'obtenir 3 seuils de coupure de matériaux (seuils de coupure à nouveau retenus pour ce scénario) :

- Des matériaux de granulométrie comprises entre 0 et 30 mm ;
- Des matériaux de granulométrie comprises entre 30 et 80 mm ;
- Des matériaux de granulométrie supérieure à 80 mm.

Les fractions grossières (>80 mm) font ensuite l'objet d'un concassage.

Études préalables :

Identique au scénario 1a (cf. paragraphe 11.5.2.1).

Cette technique ayant déjà été mise en œuvre au droit du site en 2018 (plot d'essai par SOLEO et pilote de tri par GUINTOLI), aucun essai de faisabilité et de dimensionnement n'apparaît nécessaire.

Démarche administrative :

Les unités mobiles de criblage et de concassage sont concernées par la rubrique 2515 alinéa 2 au titre des installations classées pour la Protection de l'Environnement (Rubrique modifiée par les Décret n° 2010-369 du 13 avril 2010, Décret n° 2012-1304 du 26 novembre 2012, Décret n°2017-1595 du 21 novembre 2017 et Décret n°2018-900 du 22 octobre 2018). Elles sont soumises au régime de la déclaration ou de l'enregistrement en fonction de la puissance maximale de l'ensemble des unités fonctionnant simultanément.

Tableau 31 : Rubrique ICPE pour les unités mobiles de criblage et concassage

Rubrique	Nom	Régime (A/E/D)	Réglementation
2515-2	Installations de broyage, **concassage, criblage**, mélange de pierres, cailloux, minerais et autres produits minéraux naturels ou artificiels ou de déchets non dangereux inertes extraits ou produits sur le site de l'installation, fonctionnant sur une période unique d'une durée inférieure ou égale à six mois.	La puissance maximale de l'ensemble des machines fixes pouvant concourir simultanément au fonctionnement de l'installation, étant : **a. Si supérieure à 350 kW : enregistrement (E)** **b. Supérieure à 40 kW, mais inférieure ou égale à 350 kW : déclaration (D).**	- Rubrique modifiée par les Décret n° 2010-369 du 13 avril 2010, Décret n° 2012-1304 du 26 novembre 2012, Décret n°2017-1595 du 21 novembre 2017 et Décret n°2018-900 du 22 octobre 2018. (D) Régime de la déclaration : Arrêté du 30/06/97[1] (E) Régime de l'enregistrement : Arrêté du 26/11/12[2]

[1] (D) Régime de la déclaration : Arrêté du 30/06/97 relatif aux prescriptions générales applicables aux installations classées pour la protection de l'Environnement soumises à déclaration sous la rubrique n° 2515 : " Broyage, concassage, criblage, ensachage, pulvérisation, nettoyage, tamisage, mélange de pierres, cailloux, minerais et autres produits minéraux naturels ou artificiels "

[2] (E) Régime de l'enregistrement : Arrêté du 26/11/12 relatif aux prescriptions générales applicables aux installations de broyage, concassage, criblage, etc., relevant du régime de l'enregistrement au titre de la rubrique n° 2515 de la nomenclature des installations classées pour la protection de l'environnement.

Dans le cadre du chantier pilote d'excavation/tri des terres et déchets et réutilisation en remblai des matériaux sur site, mené en 2018, plusieurs installations avaient requis une déclaration au titre de la nomenclature ICPE - rubrique 2515 en vigueur à date :

- Une installation de criblage (de février à juillet 2018) puis de concassage (en août 2018) des matériaux excavés ;
- Une installation de traitement des fines par chaulage (du 17/09/2018 au 10/10/2018).

Les unités de criblage et concassage mises en œuvre par SOLEO SERVICES en 2018 ayant chacune des puissances comprises entre 40 kW et 350 kW, l'installation a simplement été déclarée (document Cerfa n°15271 - Déclaration initiale d'une installation classée relevant du régime de la déclaration).

De plus, une installation existante sur le site d'aménagement de l'EPR et relevant de la nomenclature ICPE - rubrique 2517, a été utilisée pour entreposer temporairement des matériaux en vue de leur réutilisation en remblai dans la fouille. A noter que si le scénario de référence devait être mis en œuvre, les surfaces requises pour le transit des terres excavées seraient probablement inférieures à celles relevant d'une déclaration au titre de la réglementation ICPE.

Par courrier (voir référence), EDF a précisé à l'ASN que ces installations font l'objet de demandes de cessation d'activité mais que : […*Toute éventuelle utilisation future d'installations de rubriques similaires à celles mentionnées dans le cadre de ce courrier fera l'objet d'un dossier administratif et technique dédié, ainsi que d'une zone géographique dédiée*…]

Ainsi, dans le cas où le scénario de référence serait mis en œuvre, une étude précise du cadre réglementaire devrait être réalisée en amont du chantier.

Par ailleurs, le transit de déblais non inertes et leur traitement sur un site ne relèvent pas des ICPE car ils sont réalisés sur l'emprise foncière.

Description des opérations :

Cette solution consiste en :

- Installation de chantier avec mise en œuvre d'un abri métallo-textile pour protéger des intempéries (zone d'excavation et de tri / terres mouillées non traitables par l'unité de tri) ;
- Retrait des clôtures ZAC présentes à l'Est du parking le long de la voie lourde ;
- Réalisation d'une alvéole étanche pour le stockage des matériaux issus du tri. Les terres stockées sont bâchées afin de les protéger des intempéries et d'éviter tout ruissellement d'eaux pluviales. A noter qu'au regard de la surface à excaver, la surface de l'aire de stockage pourra être contraignante vis-à-vis du fonctionnement du site ;
- Retrait du revêtement (enrobé) et évacuation en filières ISDND (surface d'environ 12 000 m² soit environ 4 200 tonnes considérant une densité de 2,3) ;
- Excavation et pré-tri des matériaux à l'avancement : tri visuel des blocs les plus importants et des déchets les plus grossiers (blocs bétons > 500 mm, ferraille, amas de DIB, etc…) et en parallèle, tri organoleptique des terres. Les terres présentant des indices organoleptiques sont stockées sur une zone étanche dédiée en attente de leur caractérisation chimique. Les matériaux non conformes aux seuils fixés précédemment sont évacuées en filières adaptées ;
- Passage au crible capoté (mise sous abri nécessaire pour protéger les terres des intempéries) des matériaux exempts d'indices organoleptiques et des matériaux présentant des indices organoleptiques mais ne dépassant les seuils fixés en HCT et ETM (bruit de fond) ; puis passage dans un séparateur magnétique afin de récupérer les ferrailles et passage dans un

système d'aspiration des déchets (tri aéraulique) permettant d'éliminer les DIB ;

- Stockage en andins des différentes fractions de matériaux criblés (0/30 ; 30/80 et >80 mm mais < 500 mm) puis caractérisation chimique de la fraction fine 0/30 (la plus susceptible de présenter des concentrations supérieures au bruit de fond) par tranche de 100 m^3 permettant de déterminer la possibilité de réemploi sur site (concentrations en HCT et ETM inférieures au bruit de fond anthropisé défini précédemment), ou, le cas échéant, l'évacuation hors site selon la filière dédiée (ISDI, ISDI+, biocentre, ISDND, ISDD) ;
- Stockage des déchets triés (DIB/ferraille) en zone dédiée avec contrôle RP avant évacuation en filières adaptées ;
- Concassage des matériaux réutilisables sur site > 500 mm et > 80 mm obtenus après tri/criblage ;
- Caractérisation chimique des terres permettant de déterminer la possibilité de réemploi sur site (concentrations en HCT et ETM inférieures au bruit de fond anthropisé défini précédemment), ou le cas échéant, l'évacuation de ces terres. En première approche, au regard des résultats analytiques disponibles, il a été considéré que la totalité du volume de terres à excaver pour atteindre l'état de référence ne serait pas réutilisable sur site compte tenu des teneurs en métaux qui dépassent le bruit de fond anthropisé ;
- Évacuation hors site des terres et matériaux non réutilisables sur site. En première approche, au regard du retour d'expérience des travaux de 2018, il a été considéré que la moitié du volume de terres trié pour atteindre l'état de référence ne serait pas réutilisable sur site compte tenu des teneurs en métaux qui dépassent le bruit de fond anthropisé (soit entre 25 000 et 27 500 m^3). Il a par ailleurs été estimé en première approche la répartition suivante :
  - 1/4 quart du volume serait à évacuer en ISDI (terres supérieures au bruit de fond anthropisé en HCT et métaux mais inférieures aux seuils ISDI) ;
  - 1/4 en ISDI+ (terres supérieures au bruit de fond anthropisé en HCT et métaux mais inférieures aux seuils ISDI+ : 3 fois les seuils ISDI) ;
  - 1/4 en biocentre ou ISDND (HCT > 500 mg/kg) ;
  - 1/4 en ISDD (problématique d'arsenic sur éluât).
- Remblaiement et compactage de la zone terrassée avec les terres réutilisables sur site et des matériaux d'apport sains ;
- Remise en place des clôtures ZAC ;
- Réfection du revêtement ;
- Repli de l'ensemble des installations, engins et équipement du chantier.

Abattement :

Les attentes quant à la mise en place de cette solution, sont la gestion de la totalité des déchets de la zone et de 100% des concentrations en HCT et métaux supérieures au bruit de fond anthropisé afin de revenir à l'état de référence.

Durée :

Cette solution, mise en œuvre par Guintoli d'avril à juillet 2018 (15 667 m^3 de matériaux excavés), a présenté un taux de rendement moyen journalier de 190 m^3.

La durée du traitement est ainsi estimée entre 12 et 18 mois.

Contraintes réglementaires et contraintes liées au fonctionnement du CNPE

Cf. paragraphe ci-avant.

Démolition/réfection parking, réseaux et ouvrages enterrés, autres installations notables

Identique au scénario 1a (cf. paragraphe 11.5.2.1).

Limites :

Les limites de cette solution sont les suivantes :

- ✓ Modification de la texture des sols pouvant générer des problèmes de réutilisation en tant que remblais (traitement parfois nécessaire avant réemploi notamment sur les fractions fines) ;
- ✓ Émission de poussières et nuisances sonores importantes ;
- ✓ Fortes contraintes réglementaires en lien avec le fonctionnement du CNPE ;
- ✓ Forte production de déchets ;
- ✓ Bilan carbone peu favorable du fait de la circulation de camions ;
- ✓ Nécessite la gestion d'un flux de camions au sein du site important (risques d'accidents…).

Coûts :

Tableau 32 : Coût de réhabilitation – scénario 1b – Assainissement complet avec tri

Désignation du poste	Montant total (€/HT)		
	Fourc. basse	Fourc. haute	Moyenne
Montant travaux déjà menés 2016/2017	***2 100 000***	***2 100 000***	***2 100 000***
Montant travaux déjà menés pilote de tri	***1 850 000***	***1 850 000***	***1 850 000***
Organisation, préparation et installation de chantier et rapport	420 000	775 000	597 500
Gestion des recouvrement (écroutage, évacuation)	1 152 600	1 496 100	1 324 350
Terrassements et remblaiement	2 676 000	4 766 400	3 721 200
Gestion hors site en filières des sols et des déchets	3 108 250	4 257 063	3 682 656
Caractérisation analytique et géotechnique en phase chantier et Réception	30 000	50 000	40 000
Suivi environnemental et géomètre	50 000	75 000	62 500
TOTAL	**11 386 850**	**15 369 563**	**13 378 206**
TOTAL avec AMO 5%	**11 956 193**	**16 138 041**	**14 047 117**

11.5.2.3 Scénario 2 – Assainissement poussé

Principe

Ce scénario fait suite aux différentes phases de travaux menées entre 2016 et 2018 qui ont permis le retrait d'une quantité importante des déchets et des concentrations supérieures au seuil fixé (HCT > 500 mg/kg) dans le cadre des travaux d'aménagement du parking Nord, et considère le maintien en

place des matériaux encore présents au droit de la zone et la poursuite de la surveillance existante ainsi que des mesures de conservation de la mémoire.

Études préalables :

→ Sans objet

Abattement :

Aucun. Les différents travaux menés au droit de la zone depuis 2016 ont permis l'excavation et le traitement de près de 24 000 à 25000 m^3 de matériaux et un total de 358 tonnes de déchets a déjà été évacué. Ainsi, les travaux déjà entrepris ont permis de retirer environ la moitié du volume total de sols concerné par la présence de déchets.

Le bilan est présenté dans le tableau suivant.

Tableau 33 : Bilan des travaux menés

Paramètre	Qté initiale en m^3	Qté restant en place suite aux premières opérations de réhabilitation en m^3
Sols en mélange avec des déchets	50 000 – 55 000	25 000 – 29 500 m^3
Déchets	3 500 – 5 600	1000 – 3000 m^3
Hydrocarbures > 1500 mg/kg MS (= seuil de coupure)	600 - 1100	200 – 750 m^3

Durée de chantier :

Sans objet. Ce scénario nécessite toutefois la poursuite de la surveillance déjà existante au droit de la zone d'étude (cf. paragraphe 16.3).

Contraintes réglementaires et contraintes liées au fonctionnement du CNPE :

Aucunes.

Limites :

Les limites de cette solution sont les suivantes :

- ✓ Déchets et anomalies en HCT et ETM laissés en place pendant l'exploitation du CNPE de Flamanville.
- ✓ Le recouvrement de surface faisant office de confinement doit être pérenne et adapté aux usages du site ; les eaux pluviales doivent être gérées afin de limiter leurs infiltrations dans les sols.
- ✓ Nécessite un suivi à long terme ;
- ✓ Implique la mise en place de mesures de conservation de la mémoire (cf chapitre 17).

Coûts :

Tableau 34 : Coût de réhabilitation – scénario 2 – Assainissement poussé

Désignation du poste	Unité	Quantité	Prix Unitaire (€/HT) FB	Prix Unitaire (€/HT) FH	Montant Total (€/HT) FB	Montant Total (€/HT) FH
Montant travaux déjà menés 2016/2017	Total / forfait	1	*2 100 000 €*	*2 100 000 €*	*2 100 000 €*	*2 100 000 €*
Montant travaux déjà menés pilote de tri	Total / forfait	1	*1 850 000 €*	*1 850 000 €*	*1 850 000 €*	*1 850 000 €*
Suivi trimestriel quadriennal de la nappe après travaux	Campagne	16	3 000 €	4 000 €	48 000 €	64 000 €
					3 998 000,00 €	**4 014 000,00 €**

12 BILAN COUTS / AVANTAGES

12.1 Critères de pondération et de cotation

Le tableau en page suivante présente une synthèse des contraintes, des avantages et des inconvénients pour chacun des scénarios de gestion étudiés selon les critères suivants :

- → Critères techniques, normatifs, et organisationnels ;
- → Critères économiques ;
- → Critères environnementaux et liés à l'Hygiène et la Sécurité ;
- → Critères socio-politiques ;
- → Critères juridiques et règlementaires.

Pour chaque critère, le tableau suivant présente la proposition de pondération ; en effet, selon les enjeux des projets, chaque critère aura plus ou moins d'importance et devra donc avoir un poids plus important dans la note finale.

Le tableau suivant présente la justification de la pondération.

Tableau 35 : Justification de la pondération

Famille de critères	Critère	Détails du critère / explication	Pondération du critère
Critères organisationnels	**Masses et cubatures des substances (bilan massique)**	Ce critère vise à évaluer si le scénario est pertinent au regard des volumes de sols et des masses de substances.	Ce critère n'est pas majeur dans la gestion de la zone étant donné que les concentrations en HCT les plus concentrées ont déjà été retirées. Il a été étudié car il est discriminant entre les scénarios **=> Note sur 5**
	Encombrement / Accessibilité/ activités pratiquées sur le site / Présence de structures et/ou de réseaux enterrés	La zone présente des usages et des contraintes notables : - parking de 1200 places nécessaires pour les activités du site ; il s'agit par ailleurs du Parking de crise identifiée dans le Plan Urgence Interne - lignes haute tension vulnérables vis à vis des poussières ; - des structures enterrées (émissaires, bassins enterrés, etc)	Au regard des usages et des contraintes fortes en lien avec les activités du CNPE ce critère a été jugé plus important et donc à valoriser **=> Notation sur 10**
	Distance entre le site et le centre de traitement/stockage	Dans le cas d'un traitement/stockage hors site, l'éloignement des filières de traitement et de stockage est défavorable en termes organisationnels (délais plus importants de transport) et environnementaux (trafic plus important).	Bien qu'important, ce critère n'est pas jugé majeur dans le BCA **=> Notation sur 5**
	Abattement prévisionnel /rendement de la technique	Ce critère vise à estimer la part de la source concentrée qui pourra être traitée/extraite du site par une technique / un scénario de gestion envisagé.	Les techniques retenues étant des techniques reconnues et classiques (absence de traitement sur site ou in situ). Elles sont par ailleurs, toutes décrites dans la norme NF X31-620-4. L'abattement n'est pas le critère le plus discriminant entre les techniques et n'est pas jugé comme l'un des plus important étant donné par ailleurs que des travaux ont été déjà réalisés **=> Notation sur 5**
	Pérennité de la mesure de gestion et dispositions constructives / restrictions d'usage	Certaines mesures de gestion (par exemple : confinements …) ne sont pas pérennes par nature, ce qui génère le maintien d'une responsabilité environnementale à moyen terme pour le maitre d'ouvrage. Lorsque la technique de réhabilitation retenue ne permet pas de traiter toute la source à l'origine de risques sanitaires ou environnementaux, il convient d'envisager d'autres mesures de gestion, telles que les dispositions constructives et/ou les restrictions d'usage.	Ce critère n'est pas à privilégier car des travaux ont déjà été menés et que le site va continuer à être exploité pendant de nombreuses années => **Notation sur 5**
	Critères d'acceptation en filière de gestion	Certains paramètres font l'objet de restrictions du fait de leur incompatibilité (à partir d'un certain seuil) avec les traitements appliqués sur des centres agréés extérieurs.	Bien qu'important notamment au regard de l'arsenic sur éluât constituant un critère déclassant en acceptation au droit de certaines filières, ce critère n'est pas jugé majeur dans le BCA => **Notation sur 5**
	Délais / Stratégie de réhabilitation dans le temps	Ce critère vise à identifier les éventuelles contraintes de délais pour la réhabilitation du site. Il semble nécessaire d'adapter la stratégie au regard des usages actuels du site	La durée des travaux bien qu'étant importante au regard des usages et besoins de la zone pour l'exploitation de la centrale, ce critère n'a pas été jugé majeur dans le BCA => **Notation sur 5**
Critères économiques	**Coût de la réhabilitation**	Le coût correspond à l'investissement (conception, installation, amenée-repli) et au fonctionnement (énergie, consommable, élimination, maintenance, exploitation etc.). Il correspond aux moyens humains et matériels nécessaires et intègre les éventuels aléas.	Bien que les montants de réhabilitation puissent être très élevés pour certains scénarios (voir disproportionnés par rapport aux enjeux actuels), ce critère n'a pas été jugé majeur => **Notation sur 5**

	Coûts des suivis ultérieurs	Le coût post-traitement correspond aux surveillances et aux prestations associées (ex : suivi de nappe, ou encore suivi de l'efficacité des mesures constructives).	Critère important mais qui n'est pas clef dans le contexte car les suivis doivent être maintenus dans tous les cas pendant l'exploitation du CNPE **=> Notation sur 5**
Critères environnementaux et critères d'hygiène et sécurité	**Rendement énergétique et écobilan & Augmentation des gaz à effet de serre & Déchets générés par le chantier**	Le critère du rendement énergétique étudie la consommation énergétique nécessaire pour l'extraction et le traitement (procédé destructif ou non) réduisant la charge liée aux substances présentes. Les différentes mesures de gestion possibles peuvent émettre des quantités de gaz à effet de serre très variables.	Au regard des enjeux émissions carbone et gaz à effets de serre actuels, et de la quantité de matériaux extraits en cas de réhabilitation jusqu'au bruit de fond, ce critère a été jugé très important **=> Notation sur 10**
	Risques HSE / surêté liés au chantier de réhabilitation	Les risques HSE en lien avec les chantiers de réhabilitation peuvent être de différentes natures : risques en lien avec les technologies mobilisées sur site, risques lors des transports hors site de matériaux marqués, etc.	Ce sujet est un enjeu majeur pour EDF ; par ailleurs, la profondeur de la zone à gérer ainsi que la durée des travaux rendent d'autant plus important ce critère **=> Notation sur 10**
Critères socio-politiques	**Climat socio-économique sur site, impacts socio-économiques de la réhabilitation et de l'aménagement d'un site**	La zone est occupée par le parking de la centrale FLA 3 ; si cette zone n'est pas accessible, les agents devront se garer sur le parking FLA 1 et 2 avec probable manque de places et beaucoup de marches voire du stationnement le long des voiries ce qui serait illégal. Par ailleurs l'emprise de la zone des travaux serait plus importante que la zone de dépôts historiques de déchets (base vie, entreposage des terres, aires de tri, etc)	Ce critère n'a pas été jugé majeur dans le cadre de cette étude bien qu'important **=> Notation sur 5**
	Image publique du MO / nuisances	Les associations, la mairie, la CLI sont fortement impliquées et attentives aux activités de la centrale et aux enjeux liés à la zone de dépôts historiques de déchets. Certains scénarios induisent du transport hors site de matériaux marqués. L'augmentation du trafic ainsi que les conditions de transport peuvent occasionner des nuisances pour les riverains (encombrement des routes, envol de poussières, bruit, présence de sites sensibles tels qu'une école,…).	Ce critère n'a pas été jugé majeur dans le cadre de cette étude bien qu'important **=> Notation sur 5**
Critères juridiques et réglementaires	**Conformité réglementaire**	La clôture de protection physique des installations est présente sur la zone d'étude générant de fortes contraintes en cas de travaux ; par ailleurs, le PUI est présent sur la zone. L'émissaire 7 est également dans la zone est fait l'objet d'une surveillance réglementaire	L'enjeu sécurité est un enjeu majeur actuellement au regard du contexte ; aussi, la conformité réglementaire est un enjeu majeur pour le projet => **Notation sur 15**
	Contraintes réglementaires / autorisations administratives	Concerne les travaux : - Déclaration ICPE temporaire pour les unités mobiles de tri et de concassage - Acceptation par les filières : obtention des CAP	Ce critère n'est pas majeur dans la gestion de la zone puisque ce sont des formalités classiques de chantier et que le système ICPE déclaratif est simple => **Notation sur 5**

Par ailleurs, pour comparer les combinaisons de critères attachées à chaque scénario de gestion, une méthode de cotation sur une échelle de 0 à 5 est proposée :

Tableau 36. Mode de cotation des critères

Appréciation du critère	Niveau de cotation
Critère non applicable	0
Très défavorable, disproportionné, impossible	1
Défavorable, difficilement réalisable, contraignant	2
Neutre, non discriminant	3
Favorable, raisonnable, acceptable	4
Très favorable, pertinent et avantageux	5

12.2 Bilan coûts/avantages

Le tableau ci-après présente le bilan « coûts / avantages » permettant la comparaison des différents scénarios de gestion sur la base des critères et de leurs facteurs de pondération cités précédemment.

Tableau 37 : Tableau de synthèse relatif au Bilan Coûts-Avantages pour l'ensemble des paramètres considérés

Famille de critères	Critère	Scénario 1a	Assainissement complet sans tri	Scénario 1b	Assainissement complet avec tri	Scénario 2	Assainissement poussé : Etat actuel / Maintien en place avec les mesures de confinement adaptées à la situation et surveillance
		Cotation Sc1a	Justification Cotation Sc1a	Cotation Sc1b	Justification Cotation Sc1b	Cotation Sc2	Justification Cotation Sc2
Critères organisationnels	**Masses et cubatures des substances (bilan massique)**	1	Ce scénario génère un volume de terres en mélange avec des déchets très conséquent. Le volume de terres à excaver et éliminer en filière apparaît excessif par rapport aux volumes de déchets présents : élimination de de 30 000 m3 de sols pour 3 000 m^3 de déchets de type DIB et ferrailles (soit ~10% au maximum). Cette solution semble disproportionnée par rapport aux masses de substances au droit de la zone de dépôts historiques.	2	Ce scénario génère l'excavation d'environ 30 000 m^3 de sols pour éliminer quelques milliers de m^3 de déchets et de terres.	5	Etant donné qu'il n'y a pas sur site de source concentrée, ce scénario semble très favorable.
	Encombrement / Accessibilité/ activités pratiquées sur le site / Présence de structures et/ou de réseaux enterrés	2	L'opération de réhabilitation par excavation va nécessiter une gestion forte des structures et réseaux enterrés. Le parking ne sera plus accessible pendant plusieurs mois générant des difficultés de stationnements qui vont se répercuter sur l'ensemble du CNPE. Ce critère est contraignant.	2	Idem que scénario 1a avec en plus la nécessité d'identifier une zone complémentaire pour le tri et le stockage.	10	Au regard des usages et des contraintes actuelles de la zone, ce scénario ne générant pas d'excavation et de travaux est très favorable.
	Distance entre le site et le centre de traitement/stockage	1	Au regard du volume excavé et évacué hors site, et la distance des centres d'environ 50 km du site, ce critère est très défavorable générant un impact environnemental notable.	2	Scénario légèrement plus favorable au scénario 1a sans tri avec optimisation des fractions évacuées.	5	Absence de distance entre le centre de stockage et le site car pas d'excavation et évacuation Scénario très avantageux vis-à-vis de ce critère.
	Abattement prévisionnel /rendement de la technique	5	Cette solution permet de retirer la totalité des déchets présents sur site. Ce scénario est très pertinent vis-à-vis de critère.	5	Idem scénario 1a.	3	Environ 50 % de la zone de la zone a déjà fait l'objet d'une réhabilitation avec retrait des déchets et des marquages en hydrocarbures.

	Pérennité de la mesure de gestion et dispositions constructives / restrictions d'usage	5	Etant donné que toute la zone aura été complètement réhabilitée, il ne sera pas nécessaire de définir des restrictions d'usages.	5	Idem scénario 1a.	3	Maintien en place du recouvrement de la zone et de l'usage actuel avec la définition de mesures de conservation de la mémoire de la zone et définition de limitations d'usages.
	Critères d'acceptation en filière de gestion	1	Problématique d'acceptation des matériaux en filières au regard de l'arsenic présent naturellement dans les sols mais déclassants / beaucoup de matériaux extraits.	2	Idem scénario 1a avec moins de volumes.	5	Absence de nouveaux travaux de réhabilitation donc cette solution est très favorable vis-à-vis de critère.
	Délais / Stratégie de réhabilitation dans le temps	2	La durée des travaux est de plusieurs mois ce qui génère des difficultés en lien avec les usages actuels du site et les besoins de stationnements notamment pour l'EPR ; ce critère est contraignant.	1	La durée des travaux est de plusieurs mois ; la réhabilitation va durer plus longtemps que pour le scénario 1a car le tri génère des baisses de cadences. Ce scénario est très défavorable vis-à-vis de ce critère en lien avec l'usage de la zone.	5	Absence de nouveaux travaux de réhabilitation, ce scénario est avantageux vis-à vis de ce critère.
Critères économiques	**Coût de la réhabilitation**	1	Coût très significatif et qui semble disproportionné au regard de l'absence d'enjeux sanitaires et environnementaux ; par ailleurs, le parking vient d'être refait pour plusieurs millions d'euros et serait à déconstruire et à refaire.	2	Coût très significatif et semble disproportionné au regard des enjeux sanitaires et environnementaux ; par ailleurs, le parking vient d'être refait pour plusieurs millions d'euros et serait à déconstruire et à refaire ; le tri permettant d'optimiser les filières, le budget est moins élevé que le scénario sans tri.	5	Absence de nouveaux travaux de réhabilitation : scénario avantageux vis-à-vis de ce critère.
	Coûts des suivis ultérieurs	5	Etant donné que ce scénario vise le retrait complet des déchets et un retour à l'état de référence pour les HCT et ETM, aucune surveillance de la qualité des milieux n'est nécessaire.	5	Idem scénario 1a.	4	Maintien d'une surveillance périodique des eaux souterraines au droit de la zone comme cela est le cas pour l'exploitation du site : critère non discriminant.
Critères environnementaux et critères d'hygiène et sécurité	**Rendement énergétique et écobilan & Augmentation des gaz à effet de serre & Déchets générés par le chantier**	2	L'excavation, le transport de milliers de m^3 de terres génère un écobilan très défavorable (déchets, gaz à effets de serres, etc). Les terres excavées sortant du site sont considérées comme des déchets. Au regard de ces éléments, scénario très défavorable pour ce critère.	4	L'excavation, les technologies de tri sur site demandant de l'énergie, conduisent à un mauvais écobilan du scénario.	10	Absence de nouveaux travaux d'excavation et d'élimination en filière : solution très pertinente vis-à-vis de ce critère évitant de nouvelles émissions carbone et effets de serres.

	Risques HSE / surêté liés au chantier de réhabilitation	2	De nombreux risques sont identifiés : risque électrique et liés aux réseaux enterrés, risques de chute dans la fouille sur plusieurs mètres de profondeur, risque routier. De nombreuses mesures de prévention et de protection sont à mettre en place pendant la durée du chantier pour déployer ce scénario. Ce scénario demande ainsi une forte implication de toutes les parties prenantes sur l'organisation du chantier en lien également avec l'exploitation du CNPE et de l'EPR. Rappelons que l'objectif d'EDF est, dans tous les cas, le 0 accident.	2	Idem scénario 1a avec moins de risque routier mais risques liés aux outils de tri.	10	Absence de nouveaux travaux de réhabilitation : ce scénario est très avantageux.
Critères socio-politiques	**Climat socio-économique sur site, impacts socio-économiques de la réhabilitation et de l'aménagement d'un site**	2	Le parking actuel vient d'être refait pour plusieurs millions d'Euros et il s'agit du seul parking de FLA 3 ; la distance à parcourir par les salariés de la centrale entre le parking FLA1-2 et FLA 3 est notable ; il apparait difficile de trouver une zone tampon / de substitution.	2	Idem scénario 1a.	5	Solution très pertinente vis-à-vis de ce critère car maintien de l'usage de la zone.
	Image publique du MO / nuisances	2	Ce critère bien que permettant de retirer tous les déchets, génère de nombreuses contraintes notamment en termes de circulation pour le voisinage ; ce scénario n'est pas discriminant vis-à-vis de ce critère. Par ailleurs, le fait que le parking ne soit plus présent, les agents EDF risquent de se garer le long des routes générant des contraintes de circulation et des risques.	3	Ce scénario permet de retirer tous les déchets et de limite légèrement les nuisances pour les riverains ; il apparait comme le plus avantageux vis-à-vis de ce critère. Néanmoins, le fait que le parking ne soit plus présent, les agents EDF risquent de se garer le long des routes générant des contraintes de circulation et des risques.	2	Etant donné que des déchets restent en place, les parties prenantes citées ne seront pas pleinement satisfaites de ce scénario bien que les nuisances associées aux travaux (augmentation du trafic, émissions de CO_2,…) soient limitées.
Critères juridiques et réglementaires	**Conformité réglementaire**	3	Ce scénario est très défavorable pour ce critère car il suggère de déposer la clôture.	3	Idem scénario 1a.	15	Ce scénario est extrêmement favorable pour ce critère car il ne génère pas de contrainte réglementaire.
	Contraintes réglementaires / autorisations administratives	3	Uniquement CAP à obtenir.	2	CAP et déclaration ICPE.	5	Aucune contrainte pour ce scénario.
NOTE TOTALE		**37**		**42**		**92**	

12.3 Discussion de la solution retenue

Sur la base des appréciations et cotations détaillées dans le tableau précédent pour chacun des deux scénarios étudiés, la figure ci-dessous présente une synthèse du bilan coûts / avantages sous la forme d'un radargramme, permettant d'avoir un aperçu des avantages et inconvénients de chacune des scénarios de gestion ; ce radargramme n'intègre pas les pondérations. Le tableau présentant les scoring et le radargramme mettent en évidence que le scénario 2 (tracé en violet) est nettement le plus avantageux (score le plus élevé) et présente les notes les plus élevées sur la plupart des critères.

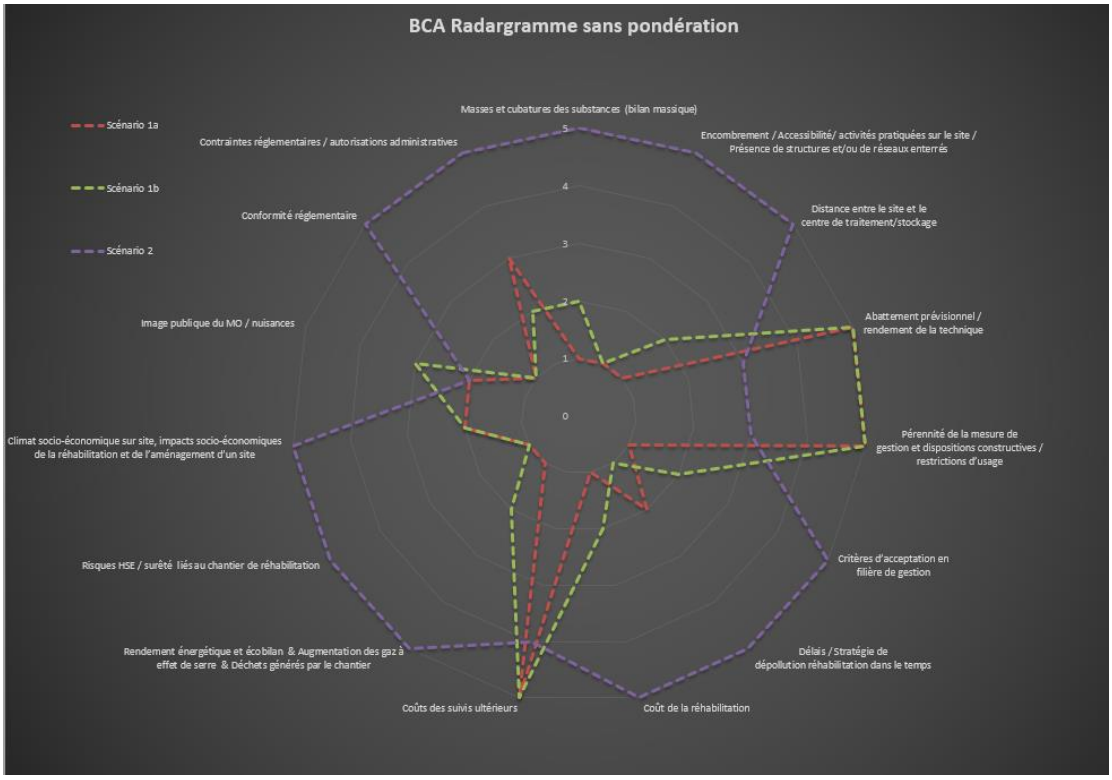


Figure 52 : Présentation RADAR des résultats du BCA

Concernant les deux scénarios d'assainissement complet, le bilan avantages-inconvénients met en évidence que :

- → **La prise en compte des contraintes en termes d'exploitation et de sureté (clôture, usages du parking, PEI, etc) pénalise fortement ce scénario ;**
- → **L'écobilan est très défavorable (nombreux engins, camions sur les routes, etc) ;**
- → **Les coûts de travaux de réhabilitations sont très importants.**

Ces différents inconvénients sont disproportionnés au regard de l'absence de risques sanitaire et environnemental (seul un spot en HCT est encore présent au droit de la zone de dépôts). Par ailleurs, la zone ne serait pas exploitable avant plusieurs mois ce qui serait incompatible avec la perspective d'exploitation industrielle de la tranche EPR.

Le maintien en l'état de la zone à la suite des travaux de réhabilitations déjà réalisés constituant un assainissement poussé, apparait comme le scénario le plus pertinent. Il présente le meilleur bilan coût avantages (note de 92 contre 37 et 42 pour les 2 autres scénarios) et permet de maintenir l'usage de la zone. Au regard du bilan coûts-avantages réalisé, ce scénario apparaît nettement comme le plus adapté au contexte et comme proportionné aux enjeux identifiés.

13 ANALYSE DES ENJEUX SANITAIRES

13.1 Méthodologie générale et outil déployé

13.1.1 Méthodologie générale

Les analyses des enjeux sanitaires s'articulent autour de cinq étapes fondamentales qui sont : l'identification des dangers, l'évaluation de la relation dose-réponse (caractérisation des dangers), l'évaluation des expositions et la caractérisation des risques, et enfin l'évaluation des incertitudes et variabilités. Ainsi, la démarche suivie est présentée dans le tableau suivant. Le rapport d'étude proposé s'articule autour de ces grandes étapes.

Tableau 38 : Étapes de la démarche d'analyse des risques sanitaires

Étapes	Paramètres à considérer
1 - Identification des dangers	Les substances et leur comportement dans l'environnement Les concentrations dans les milieux sources La toxicologie des substances (toxicocinétique, effets toxiques)
2 - Évaluation des expositions	Analyse et choix des concentrations dans les milieux d'expositions (basées sur les concentrations dans les milieux sources) Analyse et choix du Budget Espace-Temps (BET)
3 - Évaluation de la dose-réponse/de la toxicité	Analyse et choix des Valeurs Toxicologiques de Références (VTR)
4 - Calcul des risques	Intégration de l'ensemble des paramètres cités ci-dessus utilisés sous forme d'un calcul de risques sanitaires (effets systémiques et cancérigènes) - voir modalités de calculs ci-après
5 - Analyse des incertitudes	Étude de l'influence des choix considérés dans le cadre de l'étude sur les calculs de risques.

L'analyse des enjeux sanitaires est réalisée conformément à la méthodologie nationale en vigueur en matière de gestion des sites et sols (potentiellement) pollués, mise à jour par les Circulaires ministérielles du 8 février 2007 et du 19 avril 2017, ainsi qu'aux préconisations et prescriptions de l'INERIS. La sélection des substances et des Valeurs Toxicologiques de Référence (VTR) est réalisée conformément à la note d'information n°DGS/EA1/DGPR/2014/307 du 31 octobre 2014.

13.1.2 Modalités d'évaluations des risques sanitaires

L'analyse des enjeux sanitaires aboutit au calcul d'indices de risques exprimant quantitativement les risques potentiels encourus par les cibles identifiées dans le schéma conceptuel du fait de la présence de contamination des milieux d'exposition.

Tableau 39 : Modalités d'évaluation des expositions et des calculs de risques sanitaires

1. Evaluation des expositions	
Exposition par inhalation	La dose journalière d'exposition s'exprime par la concentration moyenne inhalée, CI, par jour. Le calcul de la concentration inhalée moyenne a été réalisé avec l'équation générique suivante (guide Evaluation de l'état des milieux et des risques sanitaires, INERIS, deuxième édition, septembre 2021) : $\mathbf{CIj = [Cj \times T \times F / Tm]_{intérieur} + [Cj \times T \times F / Tm]_{extérieur}}$ avec : CIj : concentration moyenne inhalée du composé i (en mg/m^3). Cj : concentration du composé j dans l'air inhalé (mg/m^3). T : durée d'exposition (années) F : fréquence d'exposition : nombre de jours d'exposition par an (jours/an). Tm : période de temps sur laquelle l'exposition est moyennée (jours).

2. Quantification des risques	
Calcul du risque pour les effets toxiques à seuil QD	Pour ces substances, la VTR représente la quantité maximale théorique pouvant être administrée à un sujet, issu d'un groupe sensible ou non, sans provoquer d'effet nuisible à sa santé. Pour une exposition par voie respiratoire, les VTR recensées sont généralement exprimées en milligramme ou microgramme par mètre cube d'air (mg/m^3 ou µg/m^3). Celles pour une exposition par voie orale sont exprimées en mg/kg/j ou µg /kg/j. Pour les effets à seuil, l'expression déterministe de la survenue d'un effet toxique dépend du dépassement d'une valeur. Le potentiel d'effet toxique est donc représenté par le **rapport entre la concentration d'exposition et la VTR**. Cet indice est appelé **Quotient de Danger** (QD). Pour les effets toxiques, le nombre d'années d'exposition n'entre pas en compte. Pour les substances non cancérigènes, la possibilité de survenue d'un effet toxique chez l'homme est représentée par un Quotient de Danger (QD), calculé comme suit : Pour la voie d'exposition par inhalation : $\mathbf{QD = CI / RfC}$ Afin de calculer le risque global, il est nécessaire de procéder à l'additivité des quotients de danger. La pratique la plus courante (Ineris, 2003) consiste à additionner les quotients de danger se rapportant aux mêmes effets toxiques et concernant le même organe. **La somme des QD par organe cible doit être inférieure à 1 pour que le risque reste acceptable.**

Calcul du risque pour les effets toxiques sans seuil (cancérigènes) ERI	La caractérisation du risque lié à une exposition à des substances à effets sans seuil s'exprime par un **excès de risque individuel (ERI).** Un ERI représente la probabilité que l'individu a de développer l'effet associé à la substance pendant sa vie entière du fait de l'exposition considérée. L'effet cancérigène implique que, quel que soit le niveau d'exposition, la substance est susceptible d'induire un effet. Il y a donc un risque dès la première dose d'exposition – on parle dans ce cas d'effet sans seuil. L'ERU (Excès de Risque Unitaire) représente la probabilité supplémentaire, par rapport à un sujet non exposé, qu'un individu a de développer un cancer s'il est exposé toute sa vie à une unité de dose toxique. Pour la voie d'exposition par inhalation : **ERI = CI x ERUi** **La somme des ERI doit être comprise entre 10^{-4} et 10^{-6}, on retient généralement la valeur de 10^{-5}.**

13.1.3 Outil – Présentation du logiciel ENVIRISK®

L'évaluation des risques sanitaires constitue une partie intégrante de la méthodologie des sites et sols pollués avec un domaine d'application qui s'est largement étendu : élaboration de valeurs seuils, objectif de réhabilitation, outil d'aide à la décision sur des projets de réhabilitation et réponse aux interrogations des populations. Mais les pratiques actuelles de réalisation ne permettent pas de prendre en compte toute la complexité des projets de réhabilitation : les calculs de risques sont la plupart du temps basés sur une approche déterministe avec les concentrations maximales observées en polluants que l'on applique au site entier. Les résultats sont alors peu représentatifs de la réalité et limitent ainsi les réflexions sur les solutions possibles de réaménagement.

Le logiciel ENVIRISK® permet de réaliser des études de risques sanitaires (EQRS et ARR) en intégrant leur spatialisation.

ENVIRISK® intègre la variabilité spatiale et l'incertitude d'estimation du marquage issues de modélisation géostatistique ainsi que celles des paramètres régissant son transfert vers l'air ambiant dans les calculs de risques sanitaires.

Les niveaux de risques sont alors cartographiés sur l'ensemble du site en fonction de l'aménagement spécifique de chacune des mailles définies sur le site.

13.2 Évaluation Quantitative des Risques Sanitaires

Dans le cadre de cette étude, en l'absence de zone source concentrée, l'analyse des enjeux sanitaires mise en œuvre correspond à une Évaluation Quantitative des Risques Sanitaires (EQRS) ayant pour objectif de vérifier si la qualité des milieux en l'état actuel est compatible avec l'usage actuel de la zone d'étude à savoir un parking VL pour les travailleurs EDF. Rappelons qu'EDF n'a pas de projet de changement d'usage à plus ou moins long terme pour cette zone du site.

13.2.1 Synthèse des données d'entrée et identification des dangers

L'EQRS a été menée sur la base de l'usage actuel et futur de cette zone (parking extérieur intégralement recouvert par de l'enrobé).

Ainsi, les cibles considérées dans la présente EQRS sont **les adultes travailleurs.**

13.2.1.1 Scénario et voies d'exposition retenus

Sur la base du schéma conceptuel préalablement établi, le scénario d'exposition retenu en considérant l'usage de la zone d'étude est présenté dans le tableau suivant.

Compte tenu du recouvrement de l'intégralité de la zone d'étude (enrobé), les voies de transferts liées aux sols de surface sont coupées et les voies d'exposition associées (inhalation de poussières) n'ont pas été retenues.

Tableau 40. Scénario, aménagements et cibles retenues

Scénario	Aménagement	Cibles	Voies d'exposition
Usage de la zone : scénario industriel	Parking et voirie (enrobé) en extérieur	Adultes travailleurs	➔ **Inhalation de substances volatiles en extérieur**

Le budgets espace-temps retenu pour les cibles étudiées est le suivant :

Tableau 41. Budget espace-temps retenu – Scénario industriel

Aménagements considérés		**Parking**
Cibles retenues		**Adulte travailleur**
Paramètres	**Unité**	
Durée de vie considérée - TM	ans	70
Durée d'exposition - T	ans	42
Fréquence d'exposition - F1	j/an	235
Fréquence en intérieur - F2-intérieur	h/j	Non concerné
Fréquence en extérieur - F2-extérieur	h/j	0,5

Remarque : au regard de l'usage de la zone, ces cibles constituent les cibles les plus exposées. L'étude couvre ainsi les autres cibles qui pourraient être présentes sur ou à proximité de la zone d'étude mais qui sont moins exposées, du fait d'une durée ou d'une fréquence d'exposition plus faible (exemple : personnel en charge du suivi des piézomètres à proximité de la zone et qui intervient ponctuellement pour réaliser des prélèvements).

13.2.1.2 Substances et concentrations retenues – identification des dangers potentiels

Le tableau suivant présente les critères de sélection des substances :

Tableau 42. Méthodologie de sélection des substances

Critères de sélection	• les substances prises en compte pour les calculs de risque sanitaire sont fonction des voies d'exposition considérées ; • les principales propriétés physico-chimiques des composés : constante de Henry, solubilité, coefficient d'absorption ; • présence des substances dans les sources et concentrations mesurées dans les différents milieux (sols et gaz du sol). Les composés retenus sont ceux détectés en concentration supérieure à la valeur de référence dans les sols et les gaz du sol ainsi que ceux détectés et qui ne disposent pas de valeurs de référence ; • les valeurs guides et valeurs réglementaires pour les sols et les eaux souterraines ; • les concentrations du bruit de fond géochimique si elles sont disponibles ; • la toxicité et la cancérogénicité des produits (classement par l'Union Européenne, le CIRC ou l'US-EPA et éventuellement les valeurs toxicologiques de référence).
Valeurs de référence Gaz du sol	Aucune valeur de référence applicable dans ce contexte

<u>Composés retenus</u>

Dans cette étude, au regard du schéma conceptuel, la voie d'exposition **retenue est l'inhalation de substances volatiles dans l'air ambiant extérieur par des travailleurs.**

Les composés retenus sont les composés volatils détectés lors des deux campagnes de gaz du sol d'octobre 2017 et de janvier 2018 au droit des ouvrages Pa2, Pa3, Pa4 et Pa5 (Pa1, situé en dehors de la zone d'étude, n'a pas été retenu dans le cadre de cette étude. Sa non prise en compte est par ailleurs sans influence sur les conclusions de l'étude, les concentrations relevées sur cet ouvrage étant inférieures à celles retenues dans le cadre de cette étude). Le plan de localisation des piézairs est présenté sur la figure Figure 17 en page 21.

Les mesures du gaz du sol ont été sélectionnées car elles sont considérées comme plus représentatives du dégazage depuis les sols et/ou la nappe que les modélisations menées à partir des concentrations dans ces deux milieux.

Les substances retenues sont les substances volatiles qui ont été détectées au moins une fois et qui possèdent des Valeurs Toxicologiques de Référence inhalation.

Les composés non détectés (concentrations inférieures à la LQ du laboratoire) lors des investigations n'ont pas été retenus.

Concentrations retenues

Dans une approche pénalisante, les **concentrations maximales dans les gaz du sol ont été retenues**.

Les composés et concentrations retenus sont présentés dans le tableau suivant.

Tableau 43. Substances et concentrations retenues dans les gaz des sols

Composé	Unité	Concentration maximale retenue dans les gaz du sol	Origine de la donnée (ouvrage/campagne)
Composés aromatiques volatils (BTEX-N)			
benzène	mg/m^3	**3,27E-03**	**Pa5 - campagne octobre 2017**
toluène	mg/m^3	**4,00E-03**	**Pa3 - campagne octobre 2017**
éthylbenzène	mg/m^3	<0,0016	Non retenu car non détecté
xylènes	mg/m^3	<0,0032	Non retenus car non détectés
Naphtalène	mg/m^3	<0,0032	Non retenu car non détecté
Indice Hydrocarbures volatils (HC >MeC5-C16)			
> MeC5 - C8 inclus	mg/m^3	<0,35	Non retenus car non détectés
> C8 - C10 inclus	mg/m^3	<0,33	Non retenus car non détectés
> C10 - C12 inclus	mg/m^3	<0,33	Non retenus car non détectés
>C12-C16 inclus	mg/m^3	<0,33	Non retenus car non détectés
Composés organohalogénés Volatils (COHV)			
Dichlorométhane	mg/m^3	<0,017	Non retenu car non détecté
Chlorure de vinyle	mg/m^3	<0,017	Non retenu car non détecté
1,1-Dichloroéthylène	mg/m^3	<0,0017	Non retenu car non détecté
trans 1,2-Dichloroéthène	mg/m^3	<0,0017	Non retenu car non détecté
cis 1,2-Dichloroéthène	mg/m^3	<0,0017	Non retenu car non détecté
Chloroforme	mg/m^3	<0,0017	Non retenu car non détecté
Tétrachlorométhane	mg/m^3	<0,0017	Non retenu car non détecté
1,1-Dichloroéthane	mg/m^3	<0,0017	Non retenu car non détecté
1,2-Dichloroéthane	mg/m^3	<0,0017	Non retenu car non détecté
1,1,1-Trichloroéthane	mg/m^3	**3,87E-03**	**Pa2 - campagne janvier 2018**
1,1,2-Trichloroéthane	mg/m^3	<0,0017	Non retenu car non détecté
Trichloroéthylène	mg/m^3	**9,67E-03**	**Pa4 - campagne janvier 2018**
Tétrachloroéthylène	mg/m^3	**9,33E-03**	**Pa4 - campagne janvier 2018**
Bromochlorométhane	mg/m^3	<0,0017	non détecté et pas de VTR inhalation
Dibromométhane	mg/m^3	<0,0017	non détecté et pas de VTR inhalation
1,2-Dibromoéthane	mg/m^3	<0,0017	Non retenu car non détecté
Bromoforme	mg/m^3	<0,0017	Non retenu car non détecté
Bromodichlorométhane	mg/m^3	<0,0017	non détecté et pas de VTR inhalation
Dibromochlorométhane	mg/m^3	<0,0017	non détecté et pas de VTR inhalation

13.2.2 Évaluation de la toxicité

Le choix des VTR est réalisé conformément à la 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 ».

Tableau 44. Mode de choix des VTR

Critères de sélection des VTR	• la notoriété de l'organisme producteur et la validité des hypothèses retenues ; • si certaines études sont menées pour une exposition à un mélange de substances. Nous avons choisi de retenir en premier lieu les études menées sur une substance donnée plutôt que sur un mélange de substances (sauf cas particulier) ; • les études menées pour une exposition chronique sont privilégiées par rapport aux expositions subchroniques ou ponctuelles aiguës.
Substances non cancérigènes (substances à seuil, QD)	Les effets néfastes apparaissent à partir d'une certaine concentration d'exposition. On recherche les valeurs des doses de référence (RfD pour la voie orale) et concentration de référence (RfC pour la voie inhalation). Ces valeurs correspondent à des niveaux d'exposition sans risque appréciable d'effets néfastes sur l'homme.
Substances cancérigènes (substances sans seuil, ERI)	Il n'y a pas de niveau d'exposition sans risque, il y a un risque dès la première exposition. Les valeurs toxicologiques de références sont exprimées sous forme d'Excès de Risque Unitaire (ERUo pour la voie orale et ERUi pour la voie inhalation) qui expriment la relation entre le niveau d'exposition et la probabilité supplémentaire de développer l'effet cancérigène.

Les valeurs toxicologiques retenues sont synthétisées dans les tableaux ci-après. L'évaluation des dangers, relations dose-réponse et VTR retenues par composés sont présentées en Annexe 5.

Dans le cadre de cette étude, au regard de la voie d'exposition retenue, seules les VTR pour la voie inhalation ont été sélectionnées.

Tableau 45. VTR retenues pour l'inhalation

Effets toxiques	A seuil			Cancérigènes	
Voie d'exposition	Inhalation			Inhalation	
Valeurs	RfC (mg/m^3)	Organes cibles	Organisme et date d'élaboration	ERUi $(mg/m^3)^{-1}$	Organisme et date d'élaboration
COHV					
1,1,1-trichloréthane	5,00E+00	système hépatique	US EPA, 2007	-	-
Trichloroéthylène	3,20E+00	système nerveux	ANSES, 2018	1,00E-03	ANSES, 2018
Tetrachloroéthylène	4,00E-01	neurotoxicité	ANSES, 2018	2,60E-04	ANSES, 2018 et US EPA, 2012
BTEX					
Benzène	9,70E-03	système immunitaire	ATSDR, 2004 (valeur retenue par l'ANSES pour la VGAI)	2,60E-02	ANSES, 2013
Toluène	1,90E+01	système neurologique	ANSES, 2017	-	-

13.2.3 Évaluation des expositions

13.2.3.1 Estimation des concentrations dans les milieux d'exposition

Outils de modélisation utilisé

Les modélisations sont réalisées dans ENVIRISK® en utilisant l'outil présenté dans le tableau suivant.

Tableau 46. Mode d'estimation des concentrations dans l'air ambiant extérieur

Air extérieur	Dans l'air extérieur, la modélisation des expositions est conduite sur la base des équations de Millington and Quirck et de l'équation de Fick : calcul du flux d'émission à partir d'une source sol ou d'une source nappe et estimation des concentrations dans l'air à hauteur de respiration des cibles (modélisation basée sur la diffusion puis la dilution par le vent dans une « boîte simple » déterminée par la longueur du site et la hauteur de respiration des cibles). Comme pour l'air intérieur, la source de marquage est considérée comme infinie.

Paramètres retenus pour la modélisation de transfert

De nombreux paramètres, liés aux caractéristiques des sols et de la zone saturée interviennent dans la modélisation. Le choix des valeurs retenues pour chacun des paramètres influence la modélisation et donc les concentrations calculées dans les milieux d'exposition. Celles-ci peuvent ainsi soit être sous-estimées, soit surestimées. Il est donc indispensable de se rapprocher, dans la mesure du possible, des caractéristiques propres au site étudié. Les mesures sur site ont été privilégiées (analyses granulométriques par exemple).

Toutefois, lorsque les données sur site ne sont pas disponibles, le choix des valeurs des paramètres est réalisé à partir des données disponibles dans la littérature. Dans le cas où plusieurs valeurs pourraient être retenues ou en cas de doute, nous avons retenu par défaut la valeur la plus pénalisante du point de vue des risques sanitaires (sauf cas extrême). Le choix de ces paramètres est discuté dans le chapitre 13.2.5 relatif aux incertitudes.

Tableau 47. Paramètres retenus pour la modélisation dans l'air ambiant extérieur

	Unité	Parking Nord	Source
Caractéristiques des sols (zone non saturée) - Remblais			
Porosité totale (θ)	cm^3/cm^3	0,30	Selon les analyses granulométriques de 2021 (confirmant celles de 2017) : texture des remblais avec ou en l'absence de déchets variant entre limons sableux et sables limoneux (32 à 49% de limon et 45 à 65% de sables fins et grossiers) avec une importante fraction graveleuse (>2mm) entre 43 et 60% et une faible teneur en argile (2 à 4,6%). => choix de la valeur par défaut pour des graviers limoneux issue de la littérature
Teneur en eau (θ_{eau})	cm^3/cm^3	0,10	=> choix de la valeur par défaut pour des graviers limoneux issue de la littérature
Teneur en air (θ_{air})	cm^3/cm^3	0,20	Différence entre la porosité totale et la teneur en eau : $\theta_{air} = \theta - \theta_{eau}$
Fraction de carbone organique	mg/mg	0,0069	Données de terrain (moyenne)
Densité du sol	g/cm^3	1,7	Valeur usuellement retenue
Perméabilité intrinsèque sous les fondations	cm^2	1,00E-04	=> choix de la valeur par défaut pour des graviers limoneux issue de la littérature
Caractéristiques de la source			
Modélisation	/	A partir des gaz du sol	Valeurs protectrices majorantes
Distance de la source par rapport au sol	cm	7	Approche majorante considérant que la source se trouve immédiatement sous l'enrobé
Caractéristiques de la couverture des sols impactés à l'extérieur			
Nature de la couverture	/	Enrobé	Type de couverture actuellement en place
Epaisseur de la couverture	m	0,06	Epaisseur de l'enrobé actuellement en place comprise entre 6 et 10 cm
Porosité totale (θ)	cm^3/cm^3	0,02	Valeur usuellement rencontrée dans la littérature
Teneur en eau (θ_{eau})	cm^3/cm^3	0,01	Valeur usuellement rencontrée dans la littérature
Teneur en air (θ_{air})	cm^3/cm^3	0,01	Valeur usuellement rencontrée dans la littérature
Caractéristiques de la zone de respiration ("box model") en zone extérieure			
Hauteur de respiration des cibles	m	1,5	Hauteur de respiration communément utilisée pour des adultes
Longueur de la boîte d'exposition	m	180	Longueur maximale de la zone d'étude (parking nord)
Vitesse moyenne du vent	m/s	2	Valeur de vent faible (approche pénalisante à majorante)

13.2.3.2 Détermination des niveaux d'exposition

Pour l'ensemble des scénarios, aménagements et cibles de l'étude, les concentrations modélisées dans l'air ambiant extérieur sont présentées dans le tableau suivant.

Elles sont comparées aux valeurs de référence de l'ANSES, du HCSP et de l'OMS. Il est à noter que seules les valeurs du HCSP ont une portée réglementaire.

Les résultats des modélisations de concentrations dans l'air ambiant extérieur mettent en évidence des teneurs inférieures aux valeurs de référence pour les composés qui en disposent.

Tableau 48. Concentrations modélisées dans l'air extérieur en µg/m³

		Scénario industriel	Gamme de valeurs guides en air intérieur							
		Concentrations maximales modélisées dans l'air ambiant extérieur (µg/m3)	VGAI ANSES*				Valeurs repères d'aide à la décision HCSP**			Valeurs guides OMS***
			Courte terme (exposition de 1 à 14 jours)	Intermédiaire (exposition 14 jours à 1 an)	Long terme		Valeur d'action rapide	Valeur repère	Valeur cible	
					Effets non cancérogènes (exposition > 1 an)	Effets cancérogènes				
		Parking Nord								
Composés aromatiques volatils (BTEX)										
benzene	µg/m³	1,55E-05	30	20	10	2 pour ERI de 10-5 0,2 pour un ERI de 10-6	10	5	2	1,7 pour un ERI de 10-5
toluene	µg/m³	1,87E-05	/	/	20000	/	/	/	/	260 (7 jours)
Composés organo-halogénés volatils (COHV)										
1,1,1-trichloroethane	µg/m³	1,62E-05	/	/	/	/	/	/	/	/
trichloroethylene	µg/m³	4,11E-05	/	3200	/	10 pour un ERI de 10-5 1 pour un ERI de 10-6	50	10	/	23 pour un ERI de 10-5
tetrachloroethylene	µg/m³	3,61E-05	1380	/	250	/	1 250	250	/	250

*VGAI : Valeur Guide Air Intérieur établi par l'ANSES (Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail) - 2007-2019

** Valeurs repères d'aide à la décision de Haut Conseil de la Santé Publique

*** Air Quality Guidelines for Europe 2000 et 2010

13.2.4 Caractérisation des risques sanitaires pour la santé

Pour chaque cible considérée et aménagements, les quotients de danger et les excès de risque individuels de chaque substance et de l'ensemble des substances pour toutes les voies d'exposition sont présentés dans les tableaux pages suivantes.

Pour l'usage actuel « Parking VL en extérieur », en prenant les concentrations maximales mesurées dans les gaz du sol, **les risques sanitaires sont acceptables pour les effets non cancérogènes et cancérogènes** pour les usagers du site, à savoir les adultes travailleurs d'EDF usagers du parking.

Pour les effets non cancérigènes, les indices de risques sont inférieurs à la valeur considérée comme acceptable (QD=1).

De la même manière, les excès de risques individuels sont inférieurs à la valeur considérée comme acceptable (ERI=10^{-5}).

Tableau 49. Caractérisation des risques sanitaires par inhalation de substances volatiles en extérieur

Scénario industriel (Parking)	Extérieur
	Adulte travailleur
Quotient Danger (QD) par cible	Inhalation gaz
Système neurologique	1,38E-09
Système nerveux	1,38E-09
Système rénal	-
Système hépatique	4,31E-11
Système respiratoire	-
Système immunitaire	2,12E-08
Système reproducteur	-
Perte de poids	-
Système cutané	-
Système cardiovasculaire	-
Système digestif	-
Système auditif	-
Somme des QD	2,26E-08
Valeur de référence	*1,00*
ERI	3,61E-12
Valeur de référence	*1,00E-05*

13.2.5 Analyse des incertitudes – variabilités et sensibilités

La discussion portant sur les incertitudes qui concernent les paramètres et les hypothèses de calcul est destinée à faciliter l'interprétation des résultats et permettre une gestion optimale des risques.

Les choix qui ont été faits sur les valeurs à attribuer à certains paramètres ou sur le comportement des individus sont toujours entachés d'une incertitude qu'il convient de prendre en compte. L'ensemble des paramètres déterminants est discuté dans ce chapitre, et notamment les concentrations de référence et les paramètres descriptifs de l'exposition.

L'approche générale se veut sécuritaire et conduit à des valeurs du risque majorantes (indice de risque et excès de risque individuel). Ce chapitre permet d'apprécier la sensibilité des paramètres et d'apprécier l'influence sur le résultat du calcul.

1) Scénario retenu

Compte tenu du schéma conceptuel établi précédemment, seule la voie d'exposition par inhalation de substances volatiles en extérieur a été retenue dans le cadre de cette étude.

Compte tenu du recouvrement des sols de surface sur l'intégralité de la zone d'étude (présence d'enrobé), les voies d'expositions liées aux sols de surface n'ont pas été retenues.

Néanmoins, un **scénario dégradé** prenant en compte l'hypothèse de la suppression du revêtement de surface de la zone d'étude a été étudié. Ce scénario intègre ainsi la modélisation d'un envol de poussières depuis les sols de surface, et l'évaluation des expositions et des risques sanitaires liées à la voie d'exposition par inhalation de poussières (s'ajoutant à la voie d'exposition par inhalation de substances volatiles). Pour ce scénario, les substances retenues sont celles détectées au moins une fois dans les sols et qui possèdent des Valeurs Toxicologiques de Référence inhalation. La sélection des substances et concentrations a pris en compte les hypothèses suivantes :

- **Zone traitée** : Les sols concernés par l'emprise de la zone ayant déjà fait l'objet de travaux de réhabilitation ont été remaniés et replacés, pour partie, au sein de la zone. Dans une approche délibérément majorante compte tenu de l'absence de données analytiques dans les sols de surface de la zone traitée pour les métaux, les concentrations maximales en métaux mesurées lors de l'état initial ont été retenues quelle que soit la profondeur. Dans une approche pénalisante, les résultats des bords de fouilles ont également été considérées comme étant en surface ;
- **Hors zone non traitée :** prise en compte des données disponibles dans le 1er mètre.

Les concentrations maximales ont ensuite été retenues. Pour les ETM, seules les concentrations supérieures au bruit de fond définies précédemment ont été retenues.

NOTA : Pour les HCT, les travaux de SOLEO et GUINTOLI ont permis de traiter les concentrations supérieures au seuil fixé de 500 mg/kg (les sols concernés par la zone traitée ont été remaniés et replacés au sein de la zone tant que leur concentration était inférieure à 500 mg/kg). Ainsi, pour les HCT et les substances organiques, les investigations menées en bord de fouilles et hors zone traitée ont été retenues et les concentrations maximales sélectionnées.

Les concentrations retenues dans les sols de surface et les résultats des calculs de risques sanitaires sont présentés dans les tableaux suivants.

Tableau 50. Scénario dégradé (incertitudes) - Substances et concentrations retenues pour les sols de surface

Composé	Unité	Concentrations maximales retenues pour les sols de surface	Origine de la donnée (ouvrage)	Valeur de référence 1	Commentaire
Eléments traces métalliques (ETM)					
Arsenic (As)	mg/kg	121	F11 (2-3) - ENVISOL 07-2017 / Zone traitée	142 - 220	Composé non retenu car teneur inférieure à la valeur de référence
Cadmium (Cd)	mg/kg	**29,9**	S1BF - GUINTOLI 2018 / Bord de fouille de la zone traitée	0.90	**Composé retenu car teneur supérieure à la valeur de référence**
Chrome (Cr)	mg/kg	**315**		110 - 148	**Composé retenu car teneur supérieure à la valeur de référence**
Cuivre (Cu)	mg/kg	**2060**		33 - 48	**Composé retenu car teneur supérieure à la valeur de référence**
Nickel (Ni)	mg/kg	**276**		63 - 83	**Composé retenu car teneur supérieure à la valeur de référence**
Plomb (Pb)	mg/kg	**1820**		84 - 124	**Composé retenu car teneur supérieure à la valeur de référence**
Zinc (Zn)	mg/kg	**4310**		174 - 248	**Composé retenu car teneur supérieure à la valeur de référence**
Mercure (Hg)	mg/kg	**0,82**	S10BF - GUINTOLI 2018 / Bord de fouille de la zone traitée	0.24	**Composé retenu car teneur supérieure à la valeur de référence**
Hydrocarbures C10-C40					
Fraction C10-C12	mg/kg	**41,7**	S9BF - GUINTOLI 2018 / Limite d'excavation (bord de fouille)	-	**Composé retenu car détecté au moins une fois**
Fraction C12-C16	mg/kg			-	**Composé retenu car détecté au moins une fois**
Fraction C16-C21	mg/kg	**190**		-	**Composé retenu car détecté au moins une fois**
Fraction C21-C30	mg/kg	**1600**		-	**Composé retenu car détecté au moins une fois**
Fraction C30-C40	mg/kg	**410**		-	**Composé retenu car détecté au moins une fois**
Hydrocarbures totaux C10-C40	mg/kg	**2240**			**Composé retenu car détecté au moins une fois**
BTEX					
Benzène	mg/kg	**0,11**	S3 (6-7) - ENVISOL 10-2017 / Zone traitée	-	**Composé retenu car détecté au moins une fois**
Toluène	mg/kg	**0,22**		-	**Composé retenu car détecté au moins une fois**
Ethylbenzène	mg/kg	**1,97**	S3 (5-6) - ENVISOL 10-2017 / Zone traitée	-	**Composé retenu car détecté au moins une fois**
o-xylène	mg/kg	**0,76**		-	**Composé retenu car détecté au moins une fois**
m,p-xylène	mg/kg	**2,61**		-	**Composé retenu car détecté au moins une fois**
HAP					
Naphtalène	mg/kg	**0,4**	S9BF - GUINTOLI 2018 / Limite d'excavation (bord de fouille)	-	**Composé retenu car détecté au moins une fois**
Fluorène	mg/kg	**0,49**		-	**Composé retenu car détecté au moins une fois**
Phénanthrène	mg/kg	**1,8**	S4 (1-2) - ENVISOL 10-2017 / Zone traitée	-	**Composé retenu car détecté au moins une fois**
Pyrène	mg/kg	**0,7**	S4 (1-2) - ENVISOL 10-2017 / Zone traitée	-	**Composé retenu car détecté au moins une fois**
Benzo-(a)-anthracène	mg/kg	**0,63**	S25 (0-1) - ENVISOL 2021 / Hors zone traitée	-	**Composé retenu car détecté au moins une fois**
Chrysène	mg/kg	**0,61**	S25 (0-1) - ENVISOL 2021 / Hors zone traitée	-	**Composé retenu car détecté au moins une fois**
Indeno (1,2,3-cd) Pyrène	mg/kg	**0,36**	S4 (1-2) - ENVISOL 10-2017 / Zone traitée	-	**Composé retenu car détecté au moins une fois**
Dibenzo(a,h)anthracène	mg/kg	**0,11**	S4 (1-2) - ENVISOL 10-2017 / Zone traitée	-	**Composé retenu car détecté au moins une fois**
Acénaphthylène	mg/kg	**0,39**	S4 (1-2) - ENVISOL 10-2017 / Zone traitée	-	**Composé retenu car détecté au moins une fois**
Acénaphtène	mg/kg	**0,07**	S4 (1-2) - ENVISOL 10-2017 / Zone traitée	-	**Composé retenu car détecté au moins une fois**
Anthracène	mg/kg	**0,77**	S9BF - GUINTOLI 2018 / Limite d'excavation (bord de fouille)	-	**Composé retenu car détecté au moins une fois**
Fluoranthène	mg/kg	**1,1**	S4 (1-2) - ENVISOL 10-2017 / Zone traitée	-	**Composé retenu car détecté au moins une fois**
Benzo(b)fluoranthène	mg/kg	**0,6**	S25 (0-1) - ENVISOL 2021 / Hors zone traitée	-	**Composé retenu car détecté au moins une fois**
Benzo(k)fluoranthène	mg/kg	**0,21**	S25 (0-1) - ENVISOL 2021 / Hors zone traitée	-	**Composé retenu car détecté au moins une fois**
Benzo(a)pyrène	mg/kg	**0,49**	S25 (0-1) - ENVISOL 2021 / Hors zone traitée	-	**Composé retenu car détecté au moins une fois**
Benzo(ghi)Pérylène	mg/kg	**0,24**	S4 (1-2) - ENVISOL 10-2017 / Zone traitée	-	**Composé retenu car détecté au moins une fois**
PCB					
PCB 28	mg/kg	<LQ	-	-	Composé non retenu car non détecté
PCB 52	mg/kg	<LQ	-	-	Composé non retenu car non détecté
PCB 101	mg/kg	**0,03**	S6 (1-2) - ENVISOL 10-2017 / Zone traitée	-	**Composé retenu car détecté au moins une fois**
PCB 118	mg/kg	<LQ	-	-	Composé non retenu car non détecté
PCB 138	mg/kg	**0,12**	S6 (1-2) - ENVISOL 10-2017 / Zone traitée	-	**Composé retenu car détecté au moins une fois**
PCB 153	mg/kg	**0,14**	S6 (1-2) - ENVISOL 10-2017 / Zone traitée	-	**Composé retenu car détecté au moins une fois**
PCB 180	mg/kg	**0,11**	S6 (1-2) - ENVISOL 10-2017 / Zone traitée	-	**Composé retenu car détecté au moins une fois**
SOMME PCB (7)	mg/kg	**0,4**	-	-	**Composés retenus car détectés au moins une fois**

**En l'absence d'information sur la spéciation du chrome, la forme hexavalente est retenue dans une approche pénalisante pour des raisons toxicologiques (le Cr VI étant considéré comme plus toxique que le Cr III pour l'homme).*

***Les hydrocarbures C_{10}-C_{40} sont considérés dans cette étude comme des hydrocarbures aromatiques pour des raisons toxicologiques (VTR plus sécuritaires que celles des hydrocarbures aliphatiques).*

Tableau 51. Scénario dégradé - Caractérisation des risques sanitaires

Scénario industriel (Parking)	Extérieur		Somme des voies d'exposition
	Adulte travailleur		
Quotient Danger (QD) par cible	Inhalation gaz	Inhalation poussières	Adulte travailleur
Système neurologique	1,38E-09	1,37E-03	1,37E-03
Système nerveux	1,38E-09	1,37E-03	1,37E-03
Système rénal	-	1,31E-03	1,31E-03
Système hépatique	4,31E-11	2,82E-07	2,82E-07
Système respiratoire	-	2,91E-03	2,91E-03
Système immunitaire	2,12E-08	7,26E-04	7,26E-04
Système reproducteur	-	1,37E-03	1,37E-03
Perte de poids	-	8,66E-05	8,66E-05
Système cutané	-	2,82E-07	2,82E-07
Système cardiovasculaire	-	-	-
Système digestif	-	-	-
Système auditif	-	-	-
Somme des QD	2,26E-08	4,31E-03	4,31E-03
Valeur de référence	*1,00*		
ERI	3,61E-12	2,71E-06	2,71E-06
Valeur de référence	*1,00E-05*		

Les résultats des calculs de risques sanitaires restent inférieurs aux seuils y compris pour les effets cancérigènes. Pour la voie inhalation de poussières, les risques pour les effets cancérigènes sont majoritairement en lien avec la présence de Chrome. Néanmoins, il a été fait le choix de considérer que le chrome total analysé dans les sols est présent sous sa forme hexavalente, plus toxique que la forme trivalente, ce qui est majorant. Les risques sont donc majorés. En considérant la forme trivalente du Chrome, l'ERI serait de $4{,}88.10^{-8}$.

2) Choix des substances et concentrations

Au regard du schéma conceptuel établi précédemment, seule la voie d'exposition par inhalation de substances volatiles en extérieur a été retenue dans le cadre de cette étude.

Cette étude a été menée sur la base de deux campagnes de prélèvements des gaz des sols réalisées afin de consolider les données disponibles. Les concentrations retenues sont les teneurs mesurées lors des investigations menées par ENVISOL en octobre 2017 et janvier 2018, sur l'ensemble des piézairs de la zone d'étude. Ces choix apparaissent pénalisantes car ces campagnes ont été menées avant les travaux de réhabilitation de 2018. Ces deux campagnes n'ont pas été menées dans des conditions de fortes températures (par exemple, en période estivale) favorisant le dégazage. Néanmoins, les concentrations maximales de l'ensemble des piézairs ont été retenues et ont été appliquées à l'ensemble de la zone quel que soit l'ouvrage concerné et ce dans une approche sécuritaire. Les risques étant largement acceptables, même en doublant les concentrations, les résultats resteraient sous les seuils ; rappelons que les analyses menées sur les sols n'ont pas mis en évidence de teneurs notables en substances volatiles.

Ces hypothèses sécuritaires ne remettent pas en cause l'acceptabilité des risques.

3) Incertitude sur les Valeurs Toxicologiques de Référence (VTR)

Les valeurs les plus pertinentes de VTR ont été sélectionnées. Lorsque plusieurs valeurs toxicologiques sont disponibles, ces dernières ont été étudiées et les choix réalisés pour chaque substance sont présentés en annexe. La sélection des VTR est inspirée de la circulaire DGS.

Dans l'état actuel des connaissances, l'application de ces VTR implique des estimations majorantes du risque.

D'autre part, nous avons privilégié les VTR issues d'études sur l'Homme afin de réduire les incertitudes sur ce paramètre. Nous avons également retenu les VTR proposées par des organismes reconnus pour leur compétence dans ce domaine. Il s'agit notamment de l'USEPA (base de données IRIS) et de l'ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry) aux Etats Unis, du RIVM aux Pays bas et de l'OMS (Organisation Mondiale de la Santé).

En cas de difficulté à choisir parmi différentes valeurs toxicologiques de référence, la plus pénalisante a été retenue en vue de conserver une approche pénalisante tout en s'inspirant de la circulaire DGS.

En conclusion, malgré l'existence d'incertitudes sur les VTR (concernant le degré de confiance accordées aux études, les facteurs de sécurité, les désaccords entre experts toxicologues), l'approche que nous avons retenue rend compte des connaissances scientifiques et techniques du moment et sont sécuritaires.

4) Caractéristiques des sols

Le choix des caractéristiques pour les sols est réalisé en fonction des analyses granulométriques faites pendant les investigations par ENVISOL en 2021, dont les résultats ont confirmé celles réalisées en 2017.

Le choix réalisé sur les caractéristiques des sols est donc réaliste.

5) Distance de la source

La source a été placée à 1 cm sous le revêtement de surface du parking. Cette hypothèse est pénalisante au regard de la présence de déchets hors zone traitée à partir de 1 m de profondeur et du remblaiement de la zone traitée avec les terres triées en 2018 sans que la traçabilité ne puisse être établie.

6) Paramètres de la zone extérieure

L'étude a été mené sur la base de l'usage et les aménagements actuels de la zone (pas de changement d'usage prévu à plus ou moins long terme de la zone).

<u>Épaisseur de l'enrobé</u>

Une épaisseur minimale d'enrobé de 6 cm a été retenue sur la base des constats de terrain des investigations menées par ENVISOL en 2021 (épaisseur d'enrobé comprise entre 6 et 10 cm). Ce paramètre influence les transferts vers le milieu air, plus le revêtement de surface est épais, moins il y a de transferts. Ainsi ce choix est sécuritaire et renforce les résultats de l'étude (risques acceptables).

<u>Vitesse du vent, hauteur de respiration des cibles et longueur de la zone contaminée</u>

La vitesse du vent et la hauteur de respiration des cibles influencent les niveaux de risque de manière inversement proportionnelle ; la longueur de la zone contaminée les influence de manière proportionnelle.

Il a été retenu une vitesse de vent faible (2 m/s) ce qui apparaît majorant au regard de la localisation géographique du site en bordure de mer. La vitesse moyenne des vents dans cette zone serait plutôt comprise entre 20 et 31 km/h soit entre 5,5 et 8,6 m/s.

La valeur retenue correspondant à la longueur maximale de la zone d'étude est pénalisante considérant que le marquage est situé sur la totalité du parking.

Pour la hauteur des cibles, la valeur est celle usuellement retenue pour les adultes, notamment par l'INERIS. Ce paramètre est utilisé dans le calcul de dilution d'un polluant inhalé à l'extérieur, et correspond à la hauteur de respiration.

Ainsi les choix réalisés pour ces paramètres sont sécuritaires à majorants et renforcent le résultat de l'étude (risques acceptables).

7) Paramètres d'exposition

Durées d'exposition

Pour la durée d'exposition, nous avons pris le cas défavorable de cibles travailleurs qui fréquenteraient pendant 42 ans le même lieu de travail. La variabilité de ces durées d'exposition est de plus en plus importante. La prise en compte d'une durée de 20 ans au lieu de 40 ans diviserait les ERI par 2.

Aussi, une durée de vie de 70 ans a été considérée pour l'ensemble des cibles (adultes travailleurs).

Cela renforce les conclusions de l'étude (risques acceptables).

Enfin, nous avons considéré que les travailleurs sont présents 235 jours par an, à raison de 0,5 h/j au droit du parking, ce qui est sécuritaire. En incertitudes, un temps de présence de 1 h/j a été étudié. Les résultats des risques sanitaires restent largement acceptables et sont présentés dans le tableau suivant.

Tableau 52. Indices de risques calculés en incertitudes (temps de présente d'1h/j)

Scénario industriel (Parking)	Extérieur
	Adulte travailleur
Quotient Danger (QD) par cible	Inhalation gaz
Système neurologique	2,77E-09
Système nerveux	2,77E-09
Système rénal	-
Système hépatique	8,61E-11
Système respiratoire	-
Système immunitaire	4,24E-08
Système reproducteur	-
Perte de poids	-
Système cutané	-
Système cardiovasculaire	-
Système digestif	-
Système auditif	-
Somme des QD	4,53E-08
Valeur de référence	*1,00*
ERI	7,23E-12
Valeur de référence	*1,00E-05*

Le choix réalisé sur les paramètres d'exposition renforce les conclusions de l'étude en termes d'acceptabilité des risques.

8) Choix du logiciel en source de type fini ou infini

La source sol sous les bâtiments est considérée comme infinie, c'est-à-dire que le logiciel ne prend pas en compte une atténuation des teneurs dans la zone source des sols en fonction du temps du fait de la volatilisation des composés de la source vers l'intérieur des bâtiments. Ce choix est fortement conservatoire pour les composés les plus volatils.

8) Cumul des indices de risques des différentes voies d'exposition et des différents composés

L'ensemble des QD et ERI a été sommé, en tenant compte des organes cibles pour les QD.

La sommation est justifiée pour les composés cancérigènes parce que l'on parle de cancer (en général) quels que soient la cause ou le mécanisme.

Elle est également justifiée pour les QD puisque la sommation a été faite en tenant compte des organes cibles.

9) Conclusions sur les incertitudes et la sensibilité

Plusieurs facteurs engendrent des incertitudes sur les risques sanitaires évalués. Les connaissances actuelles ne permettent pas de réduire les incertitudes sur certains de ces facteurs, tels que les valeurs toxicologiques de référence. La démarche générale adoptée va donc dans le sens d'une **surestimation des risques sanitaires**. En effet, les calculs sont basés sur des **hypothèses** pénalisantes et des comportements réalistes ou raisonnablement majorants des récepteurs. Ainsi, d'une manière générale et au regard des informations et paramètres disponibles du futur projet, **les niveaux de risques calculés dans la présente étude sont réalistes à majorants.**

13.3 Analyse des Risques Résiduels prédictive

L'analyse des enjeux sanitaires a été menée en considérant l'usage actuel de la zone d'étude et l'état actuel des milieux avant application de mesures de gestion (EQRS). Elle a permis de conclure à la compatibilité sanitaire entre les milieux en l'état actuel et les cibles étudiées (travailleurs usagers du parking VL). Cette analyse permet aussi de prendre en compte l'usage futur de la zone puisqu'aucun changement d'usage n'est prévu par EDF à plus ou moins long terme (plusieurs décennies). En effet, la zone étudiée est directement en lien avec l'exploitation future de l'EPR (projet neuf sur le site).

Scénario 1 : Assainissement complet

Ces scénarios de gestion prévoient de revenir à l'état de référence en supprimant la totalité des déchets et anomalies en HCT et métaux. La suppression des sources induit de fait l'absence de risques sanitaires pour les usagers du site actuels ou futurs.

Scénario 2 : Assainissement poussé / maintien en place

L'EQRS mise en œuvre en l'état actuel valide cette solution d'un point de vue sanitaire. Elle fait office d'ARR prédictive.

14 PRECONISATION SUR LA NECESSITE DE REALISER DES PRESTATIONS DE PLAN DE CONCEPTION

Au regard des éléments présentés dans l'étude, quel que soit le scénario de gestion retenu, aucun plan de conception de travaux n'est recommandé.

En effet, pour les scénarios 1a et 1b consistant à l'assainissement complet avec ou sans tri, les techniques retenues ont déjà été mises en œuvre avec succès au droit de la zone traitée (le retour d'expérience sur l'adéquation de ces techniques par rapport au contexte est donc acté).

Le scénario 2 prévoyant quant à lui de maintenir en place les matériaux sous recouvrement, aucun plan de conception de travaux n'est recommandé.

15 MESURES ET CONTROLES EN PHASE TRAVAUX

15.1 Scénario 1a : assainissement complet sans tri

Le tableau suivant présente le plan de mesures et contrôles en phase travaux.

Tableau 53. Scénario 1a - Suivi et contrôles des milieux pendant les travaux et réception

Milieu	Surveillance en phase travaux	Contrôle de réception
Sols	Contrôle RP au fur et à mesure de l'avancement des excavations	Contrôle visuel de l'absence de déchets et d'indices organoleptiques en bords et fond de fouille ; 1 prélèvement composite par fond et bords de fouille par mailles de 100 m², avec analyses ETM et HCT sur brut ou pack ISDI + ETM sur brut.
Eaux souterraines	Étant donnée la profondeur des excavations, le suivi des eaux souterraines devra être réalisé à fréquence régulière en phase travaux	1 campagne complémentaire de surveillance juste après les travaux est proposée au droit des 3 piézomètres du site avec analyses des HCT, COHV, HAP, BTEX et métaux.
Gaz des sols	Sans objet	Sans objet
Air ambiant / poussières	Suivi semi quantitatifs des COV à l'aide d'un PID pour les travailleurs + suivi des odeurs Suivi de l'empoussièrement	Sans objet / le Retour d'expérience du pilote de tri a démontré que les nuisances (odeurs, poussières) n'avaient pas engendré de difficultés particulières.

15.2 Scénario 1b : assainissement complet avec tri

Les opérations de tri par criblage permettront de séparer les matériaux en 3 coupures :

- Fraction 0/30 mm : cette fraction est la plus fine. Elle est constituée principalement de terres ;
- Fraction 30/80 mm : fractions grossières comprises entre 30 et 80 mm ;
- Fraction > 80 mm : fraction comprenant tous les blocs d'une granulométrie comprise entre 80 et 500 mm. Au droit de la zone non encore réhabilitée, elle sera également composée en partie de déchets de granulométrie importante.

15.2.1 Modalités de réutilisations des terres

Les substances à l'origine des marquages s'adsorbant majoritairement sur les fractions fines, la fraction 0/30 fera l'objet d'une caractérisation analytique systématique par lot de 100 m^3 suivant les modalités présentées dans le tableau suivant.

La fraction 30/80 pourra faire l'objet d'une caractérisation ponctuelle (pas d'analyses systématiques) au regard du retour d'expérience sur les HCT lors des travaux de 2018.

Chaque échantillon composite sera formé de 10 prélèvements élémentaires effectués de manière uniforme sur le lot (tas de terres excavées et triés mis en andins) et réunis en seul échantillon composite. Les prélèvements élémentaires se feront alternativement entre la partie haute et la partie basse de l'andain afin de réduire les effets de ségrégation granulométrique du lot (les particules plus grossières étant plutôt localisées à la base du lot).

Les terres présentant des concentrations en HCT et en métaux inférieures au bruit de fond établi précédemment pourront être réutilisées sur site. En cas de dépassement du bruit de fond, les terres seront évacuées vers une installation de stockage de déchets (ISDI, ISDI+, biocentre, ISDND ou ISDD).

15.2.2 Plan de mesures et contrôles en phase travaux

Le tableau suivant présente le plan de mesures et contrôles en phase travaux pour le scénario 1b.

Tableau 54. Scénario 1b - Suivi et contrôles des milieux pendant les travaux et réception

Milieu	Surveillance en phase travaux	Contrôle de réception
Sols	Analyses sur les matériaux triés : Fraction 0/30 mm : 1 échantillon composite par lot de 100 m^3, avec analyses : 8 ETM et pack ISDI Fraction 30/80 mm : contrôles ponctuels Contrôle RP au fur et à mesure de l'avancement des excavations.	Contrôle visuel de l'absence de déchets et d'indices organoleptiques en bords et fond de fouille ; 1 prélèvement par fond et bords de fouille par mailles de 100 m^2, avec analyses ETM et HCT sur brut ou pack ISDI + ETM sur brut.
Eaux souterraines	Étant donnée la profondeur des excavations, le suivi des eaux souterraines devra être réalisé à fréquence régulière en phase travaux	1 campagne complémentaire de surveillance juste après les travaux est proposée au droit des 3 piézomètres du site avec analyses des HCT, COHV, HAP, BTEX et métaux.
Gaz des sols	Sans objet	2 campagnes de réception avec TPH, COHV, BTEXN
Air ambiant / poussières	Suivi semi quantitatifs des COV à l'aide d'un PID pour les travailleurs + suivi des odeurs Suivi de l'empoussièrement	Sans objet / le Retour d'expérience du pilote de tri a démontré que les nuisances (odeurs, poussières) n'avaient pas engendré de difficultés particulières.

15.3 Scénario 2 : assainissement poussé (maintien en place)

Ce scénario ne prévoyant pas de travaux complémentaires à ceux déjà réalisés, aucun plan de mesures et contrôles en phase travaux n'est nécessaire.

16 PROPOSITIONS DE MODALITES DE SURVEILLANCE ENVIRONNEMENTALE POST-TRAVAUX

16.1 Scénario 1a : assainissement complet sans tri

Au regard de l'assainissement complet de la zone et d'un retour à l'état initial (démarche de référence), aucune surveillance post-travaux n'est préconisée.

16.2 Scénario 1b : assainissement complet avec tri

Au regard de l'assainissement complet de la zone et d'un retour à l'état initial (démarche de référence), aucune surveillance post-travaux n'est préconisée.

16.3 Scénario 2 : assainissement poussé (maintien en place)

Ce scénario ne prévoit pas de travaux complémentaires à ceux déjà effectués. Au regard du maintien en place de la zone dans son état actuel, ce scénario nécessite de poursuivre la surveillance de la qualité des eaux souterraines qui est réalisée depuis 2018.

Depuis mai 2021, et en réponse à une demande de l'Autorité de sûreté nucléaire, EDF a déclaré la zone de dépôts historiques de déchets de Flamanville à l'Inventaire National de l'ANDRA. Suite à la déclaration de la zone à l'IN de l'ANDRA et afin de répondre à l'action DECPAR2 du PNGMDR 2022-2026, la surveillance chimique des eaux souterraines réalisée depuis 2018 est complétée par une surveillance de paramètres radiologiques avec une fréquence de suivi trimestrielle.

Le cas échéant, ce programme pourra être adapté en fonction de l'évolution de la qualité des eaux souterraines observée.

17 MECANISME DE CONSERVATION DE LA MEMOIRE ET RESTRICTIONS D'USAGE

17.1 Scénario 1 : Assainissement complet

Au regard du retrait complet des déchets et des anomalies en HCT et métaux supérieurs au bruit de fond, **aucune restriction d'usage n'est nécessaire dans le cadre de ce scénario**.

17.2 Scénario 2 : Assainissement poussé / Maintien en place

Dans la mesure où des déchets et des concentrations résiduelles sont laissées en place, **nous recommandons de conserver la mémoire** de la localisation de la zone traitée dans le cadre de ce scénario d'assainissement et de la zone non traitée avec présence de déchets et d'anomalies en hydrocarbures et en métaux. Pour conserver ces informations, une copie du présent rapport ainsi que des rapports de récolement de fin de travaux de réhabilitation sont à conserver par EDF sans limite de temps.

Dans ce contexte, nous recommandons **la formulation de conservation de la mémoire et de limitations des usages.**

17.2.1 Objectifs

En lien avec les mesures de gestion retenues, des servitudes doivent être instituées afin de garantir dans le temps le respect de ces règles et recommandations.

Les objectifs de ces servitudes sont les suivants :

- ✓ l'assurance de la protection de la santé humaine et de l'environnement au cours du temps (dont les éventuelles précautions pour la réalisation de travaux d'affouillement, passage de canalisations d'eau, etc.) ;
- ✓ l'assurance qu'une éventuelle modification de l'usage ne sera possible que si elle est conforme aux définitions des servitudes ou si elle s'accompagne de nouvelles études et/ou de travaux garantissant la compatibilité avec cet usage ;
- ✓ la protection du propriétaire du site lors d'éventuels changements d'usage des sols qui ne seraient pas de son fait. Ces éventuels changements d'usage de site pourraient résulter par exemple de modifications de la politique locale d'urbanisme ou de décisions de propriétaires successifs du site ;
- ✓ la pérennité de la maintenance de l'état des milieux ou la surveillance du site.

Les restrictions d'usage concernent :

- ✓ l'utilisation des sols sur site en définissant les autorisations et interdictions concernant le type d'activité et de construction ;
- ✓ l'utilisation du sous-sol en définissant les procédures à respecter en cas d'affouillements, de plantations, de pose de canalisation (etc.) ;
- ✓ l'utilisation des eaux souterraines sur site.

17.2.2 Restrictions d'usages à mettre en œuvre

Conformément au « Guide de mise en œuvre des restrictions d'usage applicables aux sites et sols pollués », l'outil à privilégier pour instaurer ces restrictions d'usage est la servitude d'utilité publique. Les restrictions d'usage à mettre en œuvre sont portées aux actes notariés et au service de publicité foncière pour garantir leur pérennité. Elles sont synthétisées ci-dessous.

Restrictions relatives aux usages des sols :

Usages autorisés : usage industriel sous condition d'application des mesures de gestion définis dans ce plan de gestion **: zone recouverte** par une couche imperméable de type enrobés.

Usages non autorisés : tout changement d'usage nécessite une étude de risques sanitaires et le cas échéant la réalisation d'un nouveau plan de gestion.

Prescriptions particulières : tout changement d'aménagement au droit de la zone d'étude (notamment construction d'un bâtiment) nécessite une étude de risques sanitaires et le cas échéant la réalisation d'un nouveau plan de gestion.

Restrictions relatives aux usages du sous-sol :

Usages autorisés : aucun usage du sous-sol n'est autorisé, excepté pour la mise en œuvre de caniveaux techniques. Le passage de canalisation d'AEP dans les sols marqués sera réalisé avec des canalisations anti-perméation.

Usages interdits :

- ✓ cultures de fruits et légumes en pleine terre au droit du site ;
- ✓ élevage d'animaux ;
- ✓ infiltration d'eau sans étude préalable des risques de lixiviation des substances présentes dans la zone de dépôts historiques de déchets.

Prescriptions particulières :

- ✓ dispositions particulières de sécurité, d'organisation de chantier et de gestion des déblais en cas de travaux de terrassement ;
- ✓ des études sont nécessaires préalablement à l'infiltration des eaux pluviales afin de ne pas lessiver les substances vers la nappe ;
- ✓ les canalisations d'amenée en eau potable devront être mises en place dans des tranchées de matériaux d'apport sains. Dans le cas de figure où les canalisations d'eau potable seraient implantées dans des zones marquées, les canalisations devront être métalliques ou en matériaux anti-perméation.

Restrictions relatives aux usages des eaux souterraines

Usages autorisés : aucun usage des eaux souterraines n'est prévu à plus ou moins long terme. Tout usage de l'eau au droit du site devra être validé par la réalisation des études hydrogéologiques adéquates ;

Usages interdits : consommation de l'eau de la nappe sans étude préalable ;

Prescriptions particulières : aucune infiltration des eaux pluviales au droit de la zone de dépôts historiques de déchets sans étude hydrogéologique préalable.

18 SCHEMA CONCEPTUEL A LA FIN DES TRAVAUX

18.1 Scénario 1 : assainissement complet

Cette solution prévoit un retour à l'état de référence (retrait de la totalité des déchets et HCT et ETM inférieurs au bruit de fond).

En l'absence d'anomalies dans les sols, il n'y aura ni voie de transfert ni voie d'exposition après la réhabilitation de la zone d'étude. Le schéma conceptuel met ainsi en évidence l'absence de risques sanitaires pour les usagers du site

18.2 Scénario 2 : assainissement poussé / maintien en place

Tableau 55 : Scénario 2 - Schéma conceptuel après travaux

SCHEMA CONCEPTUEL		
USAGE ACTUEL		
Projet / Aménagement		**Cibles/enjeux / sensibilité**
Sur site	Parking travailleurs CNPE	Adultes travailleurs : non sensibles
Hors site	Manche avec usagers récréatif	Pêcheurs de poissons avec pratiques de consommation : sensibles
MARQUAGES		
Dans l'horizon avec présence de déchets : Marquages en hydrocarbures ponctuels et teneurs en métaux sur brut supérieures au bruit de fond anthropisé de la zone d'étude. Dans les terrains sous-jacents aux horizons avec présence de déchets (à partir de 4 à 10 m de profondeur) : Absence de composés adsorbés ou volatils. Aucune anomalie n'a été mise en évidence dans les milieux eaux souterraines et gaz des sols. Par ailleurs, les déchets ne sont pas en contact avec les eaux souterraines. Des traces ont été détectées ponctuellement dans les gaz des sols. Les déchets ne sont pas en contact avec les eaux souterraines quelle que soit la situation hydrogéologique (haute et basse mer).		
VOIES DE TRANSFERT		
Modes de transfert	**Retenue**	**Justifications**
Volatilisation	Oui	Traces de composés volatils mesurés dans les sols et les gaz du sol.
Migration verticale vers les eaux souterraines	Non	Pas de marquage des sols sous les déchets et pas de transfert constaté vers les eaux souterraines
La migration hors site via les eaux souterraines	Non	Pas de marquage des sols sous les déchets et pas de transfert constaté vers les eaux souterraines
Bioaccumulation dans les végétaux / animaux	Non	Absence de jardins potagers ou d'élevage sur le site à plus ou moins long terme au regard de la situation géographique de la zone concernée
Envol de poussières	Non	Sols recouverts coupant la voie de transfert
Perméation	Non	Conduites d'eau potable métalliques ou en PEHD mises en œuvre dans des matériaux sains.
MILIEUX et VOIES D'EXPOSITION		

Voies d'expositions		Retenue	Justification
Inhalation	De gaz depuis les milieux souterrains vers l'air intérieur	*Non*	Absence de bâtiment sur la zone d'étude
	De gaz depuis les milieux souterrains vers l'air extérieur	*Oui*	Traces de composés volatils mesurés dans les sols et les gaz du sol (pas d'exposition chronique au regard des concentrations mesurées, du temps de fréquentation du parking et de sa situation à l'air libre).
	De poussières issues des sols de surface	*Non*	Sols entièrement recouverts (parking)
	Eaux de distribution (via les vapeurs)	Non	Absence de douche dans les bâtiments
Ingestion	Sols	*Non*	Absence de contact direct avec les sols de surface (enrobé parking)
	De poussières issues des sols de surface	*Non*	Absence de contact direct avec les sols de surface (enrobé parking)
	Eau (eau du réseau)	*Non*	*Cf voies de transfert : Conduites d'AEP ne passant pas au droit de la zone de dépôts historiques de déchets.*
	Aliments d'origine végétale ou animales	*Non*	*Absence de jardins potagers ou d'élevage / absence de consommation des produits*
Contact cutané	Sols et/ou de poussières	*Non*	Absence de contact direct avec les sols de surface (enrobé parking)
	Eau (bain, douche, baignade)	*Non*	Absence de douche et d'usage (captage, puits) des eaux souterraines sur site à plus ou moins long terme compte tenu de la situation géographique de la zone concernée et du contexte hydrogéologique

19 INCERTITUDES

Cette étude a été réalisée selon des principes de spécificité et de proportionnalité, conformément à la loi Climat et Résilience du 22 août 2021 (Art.66) et aux recommandations formulées dans les textes ministériels du 19 avril 2017 relative aux sites et sols pollués visant à obtenir le meilleur compromis entre la problématique, les moyens mis en jeu et les résultats obtenus.

L'évaluation de la qualité des milieux est dépendante de plusieurs facteurs. Les principales incertitudes et variabilité évaluées dans le cadre de cette étude, sont proposées ci-après.

On peut catégoriser les incertitudes en 3 groupes :

- ➔ les incertitudes intrinsèques de l'étude relatives aux choix portés dans la conception des protocoles d'investigations (analyses, matériel, échantillonnage etc.). Les moyens ont été mis en œuvre pour assurer une représentativité adaptée à l'objectif fixé. Une description des incertitudes majeures est réalisée dans le tableau ci-dessous afin d'aider à une prise de recul sur l'interprétation des données ;
- ➔ les incertitudes stochastiques qui traduisent essentiellement une variabilité intrinsèque de la grandeur concernée (par exemple les variations dans le temps des concentrations dans les gaz du sol). Il est possible de mieux décrire ces incertitudes par l'obtention de données supplémentaires ;
- ➔ les incertitudes épistémiques qui traduisent essentiellement un manque de connaissances. Il est possible de réduire ces incertitudes par l'obtention de données supplémentaires.

19.1 Reconnaissances sur les milieux

Le tableau ci-dessous fait la synthèse des différents groupes d'incertitudes. Une traduction de celles-ci sur l'état des connaissances et une proposition de modalités à mettre en œuvre pour les réduire ont été apportés.

Tableau 56. Incertitudes associées à l'étude et modalité de leur réduction

Milieux	Description	Incidences attendues sur connaissance état des milieu	Modalités de réduction/levée
Incertitudes intrinsèques à l'étude			
Sol, eau, gaz du sol	Analyses laboratoires. Selon les essais laboratoires l'incertitude peut atteindre 30 %.	L'incertitude ne remet pas en cause les conclusions de l'étude.	En cas d'incertitudes sur des résultats d'analyses, dans un premier temps un contrôle qualité a été demandé auprès du laboratoire concerné. Dans un second temps, si nécessaire, une contre analyse a été réalisée sur l'échantillon doublon
Sol	Représentativité des sondages. Ici dans l'étude 1 sondage / 150 m^2 (statistique globale).	Le plan d'échantillonnage au jugement a été proportionné à l'objectif de l'étude qui était dans un premier diagnostic de lever le doute sur les zones potentiellement marquées. Le déploiement de modélisations géostatistique permet de mitiger les incertitudes et de traduire l'échantillonnage et le plan d'investigation en incertitude quantifié sur les volumes marqués. Il a	Les investigations se sont déroulées en plusieurs campagnes permettant au fur et à mesure de l'acquisition de nouveaux résultats de réajuster le positionnement d'investigations complémentaires pour réduire encore les doutes résiduels

		ainsi été proposé des volumes marqués pessimistes et optimistes	
Sol, eaux souterraines, gaz des sols	Protocole de prélèvement	Le protocole établit est optimisé pour éviter : • toute contamination croisée ; • toute dégradation ou perte des substances (flaconnages fournis par le laboratoire, stabilisants, délais d'acheminement)	Les prélèvements des sols, des eaux souterraines et des gaz ont été réalisé en respectant les normes en vigueur. Les résultats d'analyses ont été croisés avec les mesures réalisées sur le terrain (PID, sonde multi paramètres)-
Incertitudes stochastiques			
Eaux souterraines	Variation dans le temps notamment entre les périodes hautes et basses eaux.	Plusieurs campagnes ont été réalisées	
	Mesures des paramètres physico chimiques	Les capteurs utilisés pour la mesure des paramètres physico-chimiques sur site font l'objet de calibrations régulières, avec mention du pourcentage d'erreur de la mesure par rapport à la solution de référence fournie par le constructeur du matériel. La mesure d'un échantillon s'effectue à température ambiante connue (qui est notée lors de la mesure sur la feuille de prélèvement). L'échantillon est bien homogénéisé avant et pendant l'analyse. Certains paramètres doivent faire l'objet d'une correction de la valeur lue sur le terrain. La conductivité doit être corrigée pour obtenir des valeurs standards et comparables entre plusieurs points (conductivité à 25°C). Le potentiel oxydo-réducteur, avec l'électrode utilisée ne nécessite pas de correction (c'est parfois le cas selon le type d'électrode).	
Gaz du sol	Variation dans le temps de l'échelle journalière à saisonnière	Plusieurs campagnes ont été réalisées lors de conditions climatiques différentes permettant d'apprécier les variations de concentrations dans les gaz du sol même si elles n'ont pas été réalisées à des périodes les plus chaudes. Voir partie EQRS	
Incertitudes épistémiques			
Sol	Variabilité spatiale des HCT, métaux et déchets	Au regard des données et de l'hétérogénéité des déchets diffus ainsi que des autres problématiques, des modélisations géostatistiques ont été réalisées. Ces modélisations permettent de quantifier les incertitudes épistémiques sur les volumes marqués : il a ainsi été proposé des volumes optimistes et pessimistes.	Les moyens ont été adaptés aux objectifs visés, la densité d'échantillons était conséquente et les milieux à enjeux ont été caractérisés.

19.2 Estimations des surfaces et volumes, bilan de masse, objectifs de réhabilitation

L'analyse géostatistique pour l'estimation des volumes impactés et la réalisation de bilans de masse est la méthode la plus fiable disponible. L'étude géostatistique repose sur les concepts suivants :

- Etude statistique de la variabilité spatiale des concentrations : élaboration de variogrammes ;
- Utiliser cette variabilité spatiale pour générer des modèles équiprobables qui représentent chacun une modélisation possible des impacts dans les sols à partir des données des sondages (simulations).

A ces deux étapes, les incertitudes sont quantifiées à l'aide d'outils statistiques. L'intégralité de l'étude est également reproductible. **Le travail du géostatisticien est d'interpréter ces modèles et de les traduire en des éléments décisionnels pertinents**, soit pour la présente étude :

- Des estimations de volumes optimistes et pessimistes ;
- Un bilan de masse représentatif ;
- Des objectifs de réhabilitation.

L'utilisation de simulations et de modèles géostatistiques a permis de quantifier l'incertitude par deux leviers :

- L'utilisation des simulations permet de travailler directement avec les probabilités de dépasser un seuil.

  Dans le cadre de ce dossier, les volumes sont considérés marqués quand les probabilités de dépasser un seuil sont entre 33% et 50% selon les modélisations. L'utilisation de ces deux seuils permet de définir un volume pessimiste et optimiste pour chaque estimation de volume.
- L'utilisation des retours réels des pilotes de tri sur les zones excavées a permis de valider et de corriger les modélisations. Une incertitude intrinsèque aux modèles a ainsi pu être évaluée. On retrouve ce travail de validation aux paragraphes : 6.2.3.2 et 6.2.5.1.

Finalement, l'écart qui existe entre les volumes pessimistes et optimistes est une traduction de la stabilité des modèles.

L'ensemble des incertitudes a été traité dans les parties géostatistiques.

19.3 Risques sanitaires

Les incertitudes et variabilités ont été présentées dans le chapitre dédié.

19.4 Planning

Le planning des travaux de réhabilitation présenté dans le présent document ne constitue pas un planning définitif pour la réalisation des travaux.

Le retour d'expérience de travaux déjà menés et des entreprises sur les méthodologies envisagées, l'efficacité des solutions de traitement sur le long terme au droit de la zone de travaux, l'évolution des concentrations dans les milieux et l'atteinte d'asymptotes de traitement sont susceptibles de modifier le planning affiché.

Enfin, des aléas de chantier seraient susceptibles de ralentir les cadences de traitement (panne matériel, intempéries, régulation du transport ou des accès, …).

19.5 Estimation financière

Le montant des travaux de réhabilitation présenté dans le présent document ne constitue pas un devis pour la réalisation des travaux.

Des incertitudes quant aux tarifs d'installations de chantier, de terrassements, d'évacuation des matériaux et de durée des travaux sont à considérer. Il arrive fréquemment d'observer lors de consultation des écarts de prix notables sur un même poste en lien avec le mode d'estimation des prix par les entreprises et de leurs stratégies.

Nous avons intégré le REX des travaux déjà menés par GUINTOLI et SOLEO et avons proposé des fourchettes dans notre estimation.

Nous avons discuté de manière anonyme avec des entreprises de travaux ; chaque entreprise de travaux dispose de son retour d'expérience personnel sur différentes solutions de réhabilitation. Ainsi, certaines sociétés seraient susceptibles de présenter des variantes, plus adaptées selon leurs propres expériences.

19.6 Bilan coûts avantages

Toute démarche comparative peut présenter un caractère subjectif. Lorsque le BCA est réalisé par analyse multicritères, ce caractère subjectif s'exprime au travers de l'attribution des notes et des pondérations ; il peut être amplifié par les incertitudes associées aux critères considérés. L'un des intérêts majeurs de l'approche multicritères est la possibilité de réaliser des tests de sensibilité qui permettent d'apprécier dans quelle mesure les éléments les plus incertains/discutés influent sur l'issue du BCA.

Les tests de sensibilité peuvent porter sur :

- → Les critères retenus : Des choix de critères ont été définis dans le BCA ; une justification des choix a été proposée mais également de la pondération de certains critères par rapport à d'autres. Nous avons considéré une quantité de critères relatifs à l'organisation plus importante que les autres familles (*7 critères pour l'organisation, 2 pour les aspects coûts, 2 pour les aspects HSE, 2 pour les aspects socio-politiques et 2 pour les aspects juridiques et réglementaires*) au regard des volumes de sols à traiter, des contraintes d'intervention sur un site nucléaire en termes d'exploitation et de sûreté ; notre approche est jugée adaptée aux enjeux du projet.
- → Les pondérations : il est possible de tester la sensibilité de la pondération en prenant en considération le point de vue d'autres acteurs impliqués afin de voir si l'issue de l'exercice varie en se plaçant de leur point de vue.

  A noter qu'au regard des coûts déjà engagés par EDF et des coûts complémentaires liés à la réalisation de l'assainissement complet, une pondération plus forte aurait pu être appliquée à ce critère.
- → Les notes attribuées : l'analyse des notes permet de tenir compte de l'incertitude qui pèse sur certaines évaluations. Le score final de l'assainissement poussé est deux fois supérieur au score de l'assainissement complet ; un test de sensibilité sur les notes (cotations) n'aboutirait en aucun cas à un scoring plus élevé du scénario 1.

20 SYNTHESE & CONCLUSIONS

Au niveau de la zone Nord du site de Flamanville, à l'emplacement du parking de l'EPR récemment construit, des déchets historiques enfouis ont été découverts fin 2016 au cours de travaux d'aménagement.

L'origine de la zone de dépôts historiques de déchets date du début des années 80 et est associée au chantier d'aménagement des tranches 1 et 2 du site dont le couplage a eu lieu en 1985-1986. A l'époque, la zone était localisée à proximité d'une base de chantier assurant la production du béton. Selon des témoignages, des déchets de chantier de type bétons, armatures, bois, plastiques étaient déposés dans cette zone à l'avancement du chantier et recouverts d'une couche de terre par des engins de terrassement. Sur la période d'exploitation du site (1985-1986 à 1993-1994), la zone a fait également l'objet de dépôts ponctuels de déchets conventionnels, consécutivement à des arrêts de tranche ou des évènements fortuits.

A noter, en décembre 2016, dans le cadre de l'aménagement de la zone Nord du projet EPR, plus particulièrement lors de l'intervention au niveau de l'émissaire 8 du site, des tenues de zone, emballées dans des sacs plastiques et étiquetés « déchets dangereux » ont été découvertes. En effet, en 1991, un incendie survenu à la laverie chaude du site a endommagé des tenues de travail entreposées après nettoyage et contrôle radiologique et destinées à être réutilisées en zone contrôlée par les intervenants. Les traces de brûlures constatées sur celles-ci les rendaient inutilisables et auraient à l'époque constitué un écart aux critères d'acceptation en centre d'enfouissement des déchets très faiblement radioactifs. Leur dépôt dans la zone aurait été décidé sur la base du respect des seuils de contrôle radiologique de l'époque. A postériori, les calculs réalisés à partir des traces de Co60 mesurées sur ces dernières attestent du respect des seuils de l'époque. Toutes les tenues disposées à cet endroit ont été extraites entre 2016 et 2018 et comptabilisées (environ 800 tenues). Les analyses menées avec les moyens de mesure actuels utilisés en laboratoire (spectrométrie gamma) ont révélé la présence ponctuelle de traces de contamination fixée dans les fibres textiles des tenues. Les tenues ont été expédiées en déchets en filière nucléaire.

Aujourd'hui, la zone d'étude est occupée par un parking véhicules légers d'une capacité de plus de 900 places. Il accueille les salariés intervenants sur le site de l'EPR. Sous l'emprise du parking, est présent le bassin de confinement n°2, destiné à collecter des eaux pluviales de voiries dont une partie de la voirie lourde. C'est au cours des travaux de terrassement pour l'installation de ce bassin qu'avaient été mise en évidence la présence de déchets enterrés dans la zone. Au droit de la zone d'étude, sont présents également :

- → **la clôture de protection physique des installations** ;
- → un point de rassemblement dans le cadre du **PUI** ;
- → **de nombreux réseaux enterrés et aériens**.

D'un point de vue environnemental, le site est implanté au droit d'une auréole métamorphique du granite de Flamanville (schistes et calcaires métamorphisés). Des sondages réalisés mettent en évidence la présence de remblais. D'après la notice de la carte géologique de Cherbourg, le Paléozoïque, affleurant au droit de la zone d'étude, est imperméable dans son ensemble. Des émergences peuvent être présentes au niveau des fractures mais leur débit varie avec le climat. Au niveau du granite de Flamanville, des nappes phréatiques peuvent être présentes à la limite des arkoses et du granite franc. Par ailleurs, une nappe des remblais est présente sur la zone d'étude. La

nappe des remblais est une nappe à surface libre, en communication directe avec la mer via le canal d'amenée et avec la nappe fissurale du rocher sous-jacente.
Au droit de la zone d'étude, les niveaux statiques mesurés dans les piézomètres montrent que le niveau de la nappe se situe entre + 1 et + 2 m NGF N (soit entre 12 et 13 m de profondeur par rapport au niveau de la plateforme).
Aucun usage sensible des eaux souterraines n'est recensé en aval de la zone d'étude. Les usages recensés ne sont pas vulnérables vis-à-vis des déchets retrouvés au niveau de la zone de dépôts historiques.

Au regard de la présence de déchets, EDF a engagé différentes phases de diagnostics (sondages et analyses en laboratoire, étude géophysique). Compte tenu de ces investigations, la connaissance de l'état des milieux s'est renforcée ; aujourd'hui, l'état des milieux peut être synthétisé comme suit :

- → Les déchets rencontrés sont principalement du plastique, des morceaux de verre, du métal et des tissus. Les proportions de déchets décrites varient entre 10 et 50% ; La quantité de déchets – notamment métalliques- mélangée aux terres est hétérogène avec des débris anthropiques observés entre 1 m et 7 m de profondeur en moyenne avec des épaisseurs plus significatives ponctuellement, pour une épaisseur de 6 m ;
- → Les déchets se situent au-dessus du niveau des eaux souterraines quelle que soit la situation hydrogéologique ; **les déchets ne sont pas en contact avec les eaux souterraines ;**
- → Les remblais avec ou sans déchets présentent une texture sablo-limoneuse à limono-sableuse avec une fraction graveleuse significative d'environ 50% (granulométrie > 2mm) ;
- → Des marquages ponctuels en hydrocarbures lourds (valeur max. : 6 330 mg/kg), hydrocarbures mono-aromatiques (valeur max. : 14,5 mg/kg) et polychlorobiphényles (valeur max : 2,5 mg/kg) ont été mis en évidence dans les échantillons de terres prélevées au contact des déchets, notamment entre 0 et 5 m de profondeur ;
- → Des concentrations supérieures au bruit de fond anthropisé en certains éléments traces métalliques ont été mise en évidence droit des sols en mélange avec les déchets ;
- → Les milieux gaz du sol et eaux souterraines présentent quelques traces de composés (HCT, HAP et BTEX) ;
- → **Aucune quantification des radionucléides artificiels dans les échantillons de sol analysés n'a été relevée.**

Au regard de ces éléments, EDF a engagé une démarche de plan de gestion conformément à la méthodologie nationale. Aussi, les marqueurs de la zone d'étude (déchets, métaux et HCT) ont été spatialisés et quantifiés à l'aide d'un outil géostatistique.

Dans un premier temps, afin d'étudier le scénario de retour à l'état de référence dans le cadre de l'étude d'un scénario d'assainissement complet du guide 24 ASN, les bruits de fond en éléments traces métalliques et en Hydrocarbures ont été définis ; la méthode des vibrisses a été retenue afin de proposer des gammes de valeurs. Les gammes obtenues ont été comparées à d'autres référentiels (INRA ASPITET, RMQS) et sont globalement cohérentes ; on note des valeurs localement plus élevées de bruit de fond par rapport aux autres référentiels pour l'arsenic et le plomb ; elles sont cohérentes avec un socle granitique qui présente naturellement un enrichissement en certains composés métalliques et en particulier en arsenic. Concernant les métaux, compte tenu du nombre d'analyses et de la problématique multi-dimensionnelle des métaux (plusieurs métaux présentent des concentrations élevées), le traitement et l'analyse de la problématique métaux a été menée par une variable de qualité.

L'étude géostatistique considérant l'état initial des milieux avant toute opération de terrassement menée a permis d'établir les éléments suivants :

- → Une bonne corrélation entre anomalies métalliques et déchets : la majorité des concentrations élevées en métaux se trouve dans les sols avec présence de déchets ;
- → Une bonne corrélation entre anomalies et marquages en HCT et déchets : la majorité des concentrations élevées en HCT se trouve dans les sols avec présence de déchets ;
- → Le volume total de déchets présent sur site est évalué : 3 500 m^3 – 5 600 m^3 présents principalement dans les 7 premiers mètres de profondeur ;
- → Un volume total présent (sols et déchets) évalué à : 50 000 m^3 – 55 000 m^3 ;
- → Pour les HCT :
  - L'analyse statistique via la distribution par fréquence cumulée des concentrations en HCT indique un bruit de fond autour de 100 mg/kg cohérent avec le bruit de fond anthropisé défini par les vibrisses entre 167 et 257 mg/kg ; par ailleurs des anomalies et marquages diffus entre 100 et 1 500 mg/kg (rupture de pente vers 500 mg/kg) et un marquage plus concentré à partir de 1 500 mg/kg ont été mis en évidence ;
  - L'étude géostatistique a permis de définir des seuils de coupure. Deux seuils se distinguent assez nettement :
    - Un premier seuil à 630 mg/kg qui correspond à un premier palier associé à la présence d'anomalies et marquages ponctuels au droit de la zone d'étude ;
    - Un second seuil à 1 500 mg/kg qui correspond au marquage au centre de la zone d'étude.

Au regard de ces éléments, pour les métaux et les déchets, aucune zone source concentrée n'a été observée (problématique diffuse). Pour les HCT, le seuil de coupure statistique et géostatistique de 1 500 mg/kg MS se recoupant par 2 méthodes, conformément aux recommandations en vigueur (guide de définition d'une zone source concentrée), celui-ci est retenu en tant que seuil de zone source concentrée. Il s'agit d'un seuil jugé suffisant notamment pour un site industriel. Le volume total de sols avec une concentration en HCT C_{10}-C_{40} supérieure à 1 500 mg/kg MS présent initialement sur site est évalué entre 600 m^3 et 1 100 m^3.

À la suite de la découverte de la zone de dépôts, afin de permettre la poursuite des travaux d'aménagement du parking, **des opérations d'excavation et de tri des déchets et terres marquées ont été menées de 2017 à 2019.** Ces travaux ont permis de tester sur site la faisabilité de tri des déchets enfouis et d'assurer une gestion différenciée selon leur qualité (réutilisation ou évacuation hors site). **In fine une réhabilitation partielle de la zone a d'ores et déjà été réalisée.** Les objectifs fixés étaient les suivants :

- → De poursuivre les travaux d'aménagement ;
- → De trier les déchets présents en mélange dans les sols excavés des zones à aménager ;
- → D'évacuer hors site les sols présentant des teneurs supérieures à 500 mg/kg en HCT.

Aucun enjeu ni objectif n'ont été définis pour les éléments traces métalliques. Dans un souci de cohérence, la partie au Nord de la zone d'aménagement des émissaires a été traitée en complément. Au total, environ 25 000 m^3 de terres ont été traitées (déchets et HCT) entre 2017 et 2019.

À la suite des travaux réalisés, sur la base de l'étude géostatistique menée post travaux à partir des données disponibles, les estimations suivantes ont été produites :

- → le volume total de sols avec présence de déchets restant est évalué entre 25 000 - 29 500 m^3 ;
- → Le volume total de déchet présent est estimé entre : 1000 – 3000 m^3.

Au regard de ces éléments, la démarche de référence préconisée par l'ASN est *« lorsque cela est techniquement possible, d'assainir complètement les sites radiocontaminés, même si l'exposition des personnes induite par la pollution radioactive apparaît limitée ». En matière de pollution chimique, la même démarche sera appliquée. Le retrait de la pollution de nature radiologique ou chimique s'entend comme complet lorsqu'à l'issue du traitement, l'état final obtenu correspond à l'état de référence.*
Le guide 24 ASN précise néanmoins : *« Dans les situations où, en fonction des caractéristiques de la pollution et de l'installation, la démarche de référence poserait des difficultés de mise en œuvre, l'exploitant doit aller aussi loin que raisonnablement possible dans l'assainissement. Il s'engage dans une démarche de gestion dont l'objectif premier est de rechercher à rendre l'état des sols compatible avec le tout usage (usage établi, envisagé et envisageable). Cette démarche est désignée par la suite comme « assainissement poussé ».*

Aussi, le présent plan de gestion s'est attaché à étudier un ou plusieurs scénarios de gestion permettant de revenir à l'état de référence (scénario d'« **Assainissement complet** ») ainsi qu'un ou plusieurs scénarios de gestion dénommés « **Assainissement poussé** ».

Pour les anomalies en éléments traces métalliques (ETM) dans les sols et pour les déchets enfouis, seules les techniques par excavation et évacuation hors site ou confinement/recouvrement sont applicables. Pour les anomalies en hydrocarbures (HCT) dans les sols, d'autres solutions pourraient être envisagées (biotertre, désorption thermique,…). Néanmoins, différents facteurs (faible volume, teneurs modérées en hydrocarbures et localisation des anomalies dans des horizons présentant des déchets) vont considérablement limiter les abattements. Pour ces différentes raisons, aucune autre solution n'a été envisagée.

Au regard des contraintes d'accès, des contraintes réglementaires, de la lithologie, les scénarios de gestion suivants, en lien avec la méthodologie préconisée dans le Guide n°24 de l'ASN, ont été étudiés :

- → **Scénario 1 : Assainissement complet** (retrait de tous les déchets et évacuation des concentrations en HCT et ETM supérieures à l'état de référence) :
  - **Scénario 1a** : sans tri des matériaux – budget de 14 à 18 millions € HT dont 4 millions € HT déjà dépensés dans le cadre des précédents travaux ;
  - **Scénario 1b** : avec tri des matériaux pour optimiser la quantité de matériaux à évacuer – budget de 12 à 16 millions € HT dont 4 millions € HT déjà dépensés dans le cadre des précédents travaux ;

  Ce scénario considère donc les opérations déjà menées et des opérations complémentaires pour un retour à l'état de référence.

- → **Scénario 2** : **Assainissement poussé** : considération des opérations de réhabilitation déjà menées et maintien en place des déchets restants. Une surveillance et des mesures de conservation de la mémoire sont intégrées dans ce scénario – budget de 4 millions € HT dont quasiment les 4 millions € HT ont déjà dépensé dans le cadre des précédents travaux.

Concernant les deux scénarios d'assainissement complet, le bilan avantages inconvénients met en évidence :

- → **Les contraintes identifiées pour mettre en œuvre ce scénario sont significatives en termes d'exploitation et de sécurité de l'installation (clôture, usages du parking, PUI, etc) ;**
- → **L'écobilan est très défavorable (nombreux engins, camions sur les routes, etc) ;**
- → **Les coûts sont disproportionnés vis-à-vis de l'absence de risques sanitaire et environnemental (seul un spot en HCT est encore présent) ;**
- → **Les délais sont notables : zone non exploitable pendant plusieurs mois.**

L'assainissement poussé réalisé entre 2017 et 2019 apparait suffisant aujourd'hui car il a permis de traiter une partie notable de la zone de dépôts historiques et car les concentrations résiduelles en hydrocarbures totaux mesurées sont inférieures à l'objectif de réhabilitation précédemment défini. Ce scénario présente une cotation bien supérieure aux autres scénarios (92/100 contre environ 40/100 pour les 2 autres scénarios) et le meilleur bilan coût avantages selon les différents critères usuellement considérés. En particulier, ce scénario d'assainissement poussé et de maintien en place des déchets résiduels induit un bilan environnemental positif et permet de poursuivre l'exploitation du site et l'usage de la zone dans la durée. Ce scénario est donc proportionné aux enjeux identifiés sur cette zone et le plus adapté au contexte.

L'analyse des enjeux sanitaires menée sur la base de l'état actuel des milieux de cette zone a mis en évidence un état des milieux compatible vis-à-vis de l'usage actuel.

Pour le scénario 2 d'assainissement poussé, un suivi réglementaire étant déjà en place en lien avec le fonctionnement du CNPE, aucune surveillance complémentaire n'est préconisée.

Aucun PCT n'est recommandé à ce stade.

Dans la mesure où des déchets et des concentrations résiduelles sont laissées en place, nous recommandons de conserver la mémoire de la localisation de la zone traitée dans le cadre de ce scénario d'assainissement et de la zone non traitée avec présence de déchets et d'anomalies en hydrocarbures et en métaux. Des limitations d'usage sont recommandées notamment en lien avec l'infiltration des eaux et les usages des eaux souterraines ; des dispositions telles que le maintien du recouvrement sont proposées.

21 RESTRICTIONS D'USAGE DU DOCUMENT

Les conclusions et recommandations énoncées ci-dessus ne sont valables que pour l'usage du site fixé au démarrage de l'étude. En cas de changement d'usage, il sera nécessaire de mettre à jour ce document.

Les coûts proposés dans ce document ne constituent en aucun cas des devis pour des travaux de réhabilitation. Ce sont des estimations basées sur les données disponibles lors de la réalisation de l'étude. En outre, le chiffrage précis des mesures de gestion constitue une étude technico-économique complète pouvant nécessiter une étude spécifique de dimensionnement. Par ailleurs, l'engagement simultané de plusieurs mesures de gestion (réhabilitation en parallèle de deux zones du site par exemple) peut permettre des réductions de coûts non prises en compte dans les évaluations menées dans le cadre de la présente étude.

La présente étude de risques est basée sur les données connues ; en cas de modification du projet ou de données d'entrées environnementales complémentaires, les résultats et recommandations devront être mis à jour. Ces conclusions ne sont valables que pour les conditions précisées ci-dessus. Toute modification de l'usage du site, du projet de réaménagement, des hypothèses d'aménagement retenues entraînera une révision de ces conclusions.

Ce rapport et ses annexes (corps de texte, cartes, figures, photographies, pièces et documents divers….) constituent un ensemble indissociable. L'utilisation qui pourrait être faite d'une communication ou reproduction partielle de cet ensemble, ainsi que toute interprétation au-delà des indexations et énonciations d'ENVISOL ne sauraient engager la responsabilité de celle-ci.

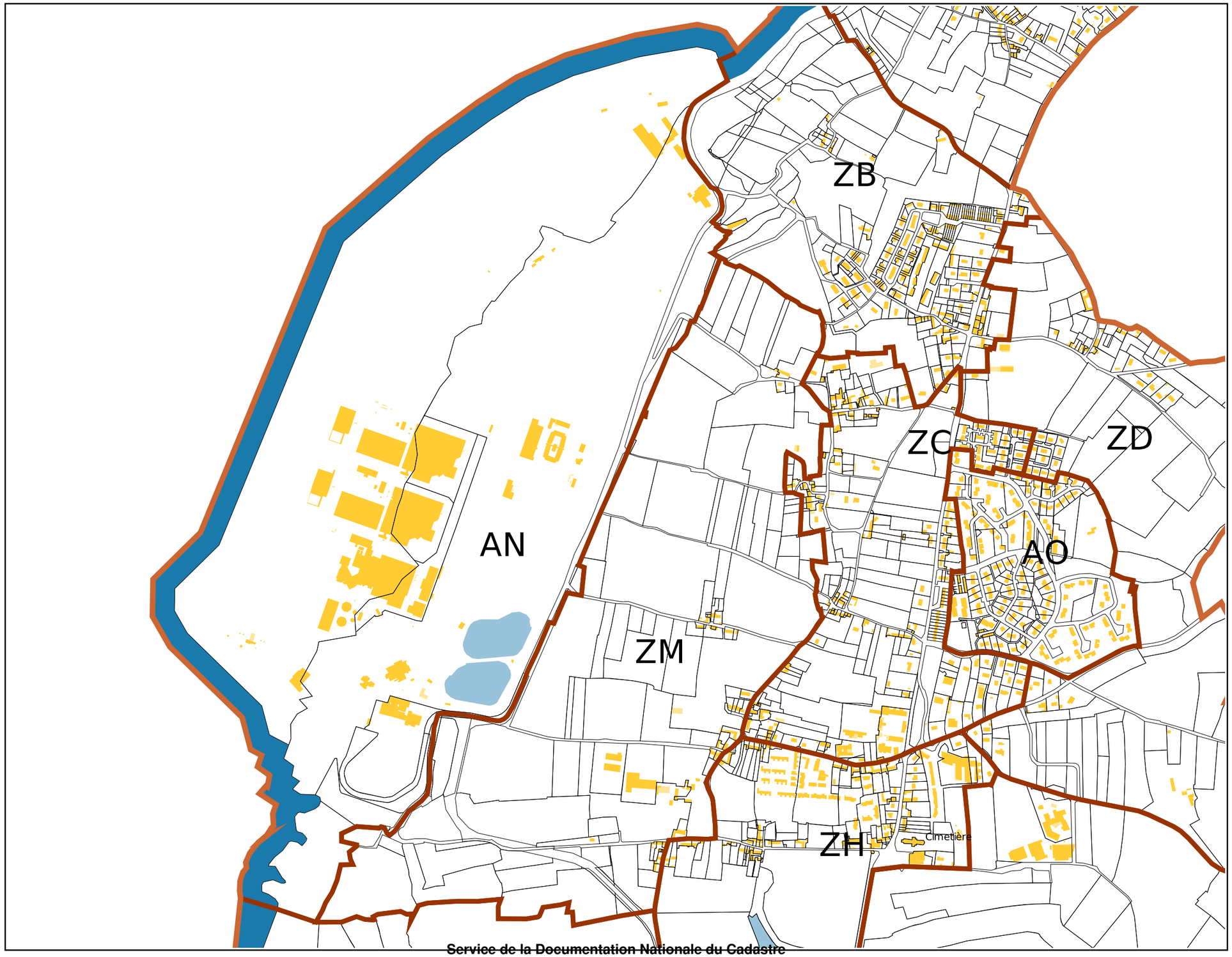
Les conclusions présentées dans ce rapport sont basées sur les conditions du site telles qu'observées lors de la visite et sur les informations fournies. Les informations obtenues sont supposées être exactes. Cette étude ne peut prétendre à l'exhaustivité.

GLOSSAIRE

ARS	Agence Régionale de Santé
ASN	Autorité de Sûreté Nucléaire
AEP	Alimentation en Eau Potable
AEI	Alimentation en Eau Industrielle
As	Arsenic
Ba	Baryum
BARPI	Bureau d'analyse des Risques et Pollutions Industrielles
BASIAS	Base des Anciens Sites Industriels et Activités de Service
BASOL	Base de données sur les sites et sols pollués (ou potentiellement pollués) appelant une action des pouvoirs publics, à titre préventif ou curatif
Bo	Bore
BRGM	Bureau de Recherche Géologique et Minière
BSD	Bordereau de suivi de déchets
BSS	Base de données du sous-sol
BTEX	Benzène, Toluène, Ethylbenzène, Xylènes.
Cd	Cadmium
Cr	Chrome
COHV	Composés Organo Halogénés Volatils
Cu	Cuivre
DREAL	Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement
ERI	Excès de Risque Individuel
FOD	Fioul domestique
Go	Gasoil
HAM	Hydrocarbures aromatiques monocycliques
HAP	Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques.
Hg	Mercure
HU	Huiles usagées
ICPE	Installation Classée pour la Protection de l'Environnement
INRA	Institut National de la Recherche Agronomique
ISDI	Installation de Stockage pour Déchets Inertes
ISDD	Installation de Stockage pour Déchets Dangereux
ISDND	Installation de Stockage pour Déchets Non Dangereux
Mo	Molybdène
Ni	Nickel
Pb	Plomb
PCB	Polychlorobiphényles
PUI	Plan d'Urgence Interne
QD	Quotient de Danger
Sb	Antimoine
Se	Sélénium
VL	Véhicules légers
VTR	Valeur Toxicologique de Référence
ZICO	Zone Importante pour la Conservation des Oiseaux
Zn	Zinc
ZNIEFF	Zone Naturelle d'Intérêt Ecologique Faunistique et Floristique
ICPE	Installation Classée pour la Protection de l'Environnement
CASIAS	La carte des anciens sites industriels et activités de services
SIS	Système d'information sur les sols

22 ANNEXES

Annexe 1 : Plan cadastral de la zone d'étude



Service de la Documentation Nationale du Cadastre
82, rue du Maréchal Lyautey - 78103 Saint-Germain-en-Laye Cedex
SIRET 16000001400011

©2022 Direction Générale des Finances Publiques

Annexe 2 : Contexte réglementaire et normatif – méthodologie SSP

Les études sont menées conformément à la méthodologie développée par le Ministère en charge de l'environnement (avril 2017) ainsi qu'à la norme NFX 31-620 partie 2 de décembre 2021.

Pour les investigations sur les différents milieux, ENVISOL s'appuie sur les documents suivants :

Investigations sur les sols :

Pour constituer des échantillons de sol représentatifs des terrains observés et permettre une estimation des contaminations potentielles, ENVISOL s'appuie sur les normes données ci-dessous :

- → NF ISO 18400-100 « Qualité du sol - Echantillonnage - Partie 100 : Lignes directrices pour la sélection des normes d'échantillonnage », Mai 2017 ;
- → NF ISO 18400-101 « Qualité du sol - Echantillonnage - Partie 101 : Cadre pour la préparation et l'application d'un plan d'échantillonnage », Juillet 2017 ;
- → NF ISO 18400-102 « Qualité du sol - Echantillonnage - Partie 102 : Choix et application des techniques d'échantillonnage », Décembre 2017 ;
- → NF ISO 18400-103 « Qualité du sol - Echantillonnage - Partie 103 : Sécurité, Décembre 2017 ;
- → NF ISO 18400-104 « Qualité du sol - Echantillonnage - Partie 104 : Stratégies, Avril 2019 ;
- → NF ISO 18400-105 « Qualité du sol - Echantillonnage - Partie 105 : Emballage, transport, stockage et conservation des échantillons », Décembre 2017 ;
- → NF ISO 18400-106 « Qualité du sol - Echantillonnage - Partie 106 : Contrôle de la qualité et assurance de la qualité », Décembre 2017 ;
- → NF ISO 18400-107 « Qualité du sol - Echantillonnage - Partie 107 : Enregistrement et notification », Décembre 2017 ;
- → NF ISO 18400-201 « Qualité du sol - Echantillonnage - Partie 201 : Prétraitement physique sur le terrain », Décembre 2017 ;
- → NF ISO 18400-202 « Qualité du sol - Echantillonnage - Partie 202 : Investigations préliminaires », Avril 2019 ;
- → NF ISO 18400-203 « Qualité du sol - Echantillonnage - Partie 203 : Investigations des sites potentiellement contaminés », Avril 2019 ;
- → NF ISO 15800 « Qualité du sol : Caractérisation des sols en lien avec l'évaluation de l'exposition des personnes », Mars 2020 ;
- → NF EN ISO 19258 « Qualité du sol : Recommandations pour la détermination des valeurs de fond », Septembre 2018 ;
- → AFNOR NF X31-620 « Qualité du sol - Prestations de services relatives aux sites et sols pollués » (12/2021).

Pour constituer des échantillons de sol représentatifs des terrains observés et permettre une estimation des contaminations potentielles, ENVISOL s'appuie sur les rapports suivants :

- → Guide technique BRGM de septembre 2022 sur l'échantillonnage des sols pour la recherche de composés organiques volatils et semi-volatils
- → essai d'inter-comparaison des méthodes d'échantillonnage des sols en sites et sols pollués – Editions BRGM - Février 2020.

Pour les sols de surface, le protocole de prélèvement est élaboré en référence aux documents suivants (non normatifs) :

→ guide méthodologique du plomb appliqué à la gestion des sites et sols pollués – Editions BRGM - Juin 2004 ;

→ guide pour l'orientation des actions à mettre en œuvre autour d'un site dont les sols sont potentiellement pollués par le plomb. INERIS, MEDD, octobre2004.

→ Pour l'élaboration d'un bruit de fond à l'échelle du site, le protocole de prélèvement est élaboré en référence aux documents suivants :

→ norme AFNOR X31-606 (NF EN ISO 19258) «Qualité du sol - Recommandations pour la détermination des valeurs de fond - Qualité du sol - Guide pour la détermination des valeurs de fond » (09/2018) ;

→ guide pour la détermination des valeurs de fonds dans les sols – Echelle d'un site. ADEME, Novembre 2018.

Gestion des terres excavées :

→ AFNOR X31-602PR (PR NF ISO 15176) «Lignes directrices sur la caractérisation de la terre excavée et d'autres matériaux du sol destinés à la réutilisation » (04/2018) ;

→ Guide BRGM-INERIS-MTES/DGPR/Bureau du sol et du sous-sol d'avril 2020 « Guide de valorisation hors site des terres issues de sites et sols potentiellement pollués dans des projets d'aménagement ».

→ Guide BRGM-INERIS-MTES/DGPR/Bureau du sol et du sous-sol d'avril 2020 « Guide de caractérisation des terres excavées dans le cadre de leur réutilisation hors site en technique routière et dans des projets d'aménagement ».

Investigations sur les eaux souterraines :

➔ Pour la réalisation des piézomètres :

- Guide INERIS de mai 2016 « Réalisation de piézomètres dans le domaine des ICPE et/ou des sites pollués : état des lieux et recommandations » ;
- Norme NF X 31-614 « Qualité du sol – Méthode de détection et de caractérisation des pollutions - Réalisation d'un forage de contrôle ou de suivi de la qualité de l'eau souterraine au droit et autour d'un site potentiellement pollué », du 15 décembre 2017 ;
- Article 8 de l'arrêté du 11 septembre 2003 portant application du décret n° 96-102 du 2 février 1996 et fixant les prescriptions générales applicables aux sondages, forage, création de puits ou d'ouvrage souterrain ;

➔ Pour la réalisation des mesures et prélèvements d'eaux souterraines :

- Guide MTES de juin 2019 de « Surveillance de la qualité des eaux souterraines appliquée aux ICPE et sites pollués » ;
- Guide MTES de décembre 2022 de « Surveillance de la qualité des eaux souterraines» ;

- Guide MTES de novembre 2020 sur l'« Evolution et arrêt de la surveillance des eaux souterraines » ;
- Guide INERIS d'août 2018 « Contamination des eaux souterraines dans le contexte des ICPE et des sites pollués – comparaison d'outils et de protocoles d'échantillonnage » ;
- Guide INERIS de juin 2020 « prélèvements d'eau souterraine à différents niveaux » ;
- Guide INERIS de mai 2016 « Réalisation de piézomètres dans le domaine des ICPE et/ou des sites pollués : état des lieux et recommandations » ;
- Guide BRGM de septembre 2018 « Analyse des eaux en contexte SSP. Synthèse des réunions du Groupe de Travail des laboratoires » ;
- NF X31-615 « Qualité des sols — Méthodes de détection, de caractérisation et de surveillance des pollutions en nappe dans le cadre des sites pollués ou potentiellement pollués — Prélèvement et échantillonnage des eaux souterraines dans des forages de surveillance pour la détermination de la qualité des eaux souterraines » de décembre 2017 ;
- NF EN ISO 5667-1 « Qualité de l'eau – Echantillonnage – Partie 1 : Recommandations relatives à la conception des programmes et techniques d'échantillonnage », février 2022 ;
- NF EN ISO 5667-3 « Qualité de l'eau - Échantillonnage - Partie 3 : conservation et manipulation des échantillons d'eau » de juin 2018 ;
- NF ISO 5667-14 « Lignes directrices sur l'assurance qualité et le contrôle qualité pour l'échantillonnage et la manutention des eaux environnementales » de septembre 2017 ;
- Guide BRGM de septembre 2018 « Analyse des eaux en contexte sites et sols pollués. Synthèse des réunions du Groupe de Travail des Laboratoires ».

Investigations sur les gaz du sol :

➔ Pour la réalisation des piézairs :

- NF ISO 18400-204 de juillet 2017 « « Qualité du sol- Echantillonnage ; Partie 204 : Lignes directrices pour l'échantillonnage des gaz du sol » ;
- Rapport BRGM / INERIS « Guide pratique pour la caractérisation des gaz du sol et de l'air intérieur en lien avec une pollution des sols et/ou des eaux souterraines » (novembre 2016) ;
- Projets de recherche FLUXOBAT, ATTENA, CITYCHLOR.

➔ Pour la réalisation des prélèvements sur les gaz du sol :

- NF ISO 18400-204 de juillet 2017 « « Qualité du sol- Echantillonnage ; Partie 204 : Lignes directrices pour l'échantillonnage des gaz du sol » ;
- Rapport BRGM / INERIS « Guide pratique pour la caractérisation des gaz du sol et de l'air intérieur en lien avec une pollution des sols et/ou des eaux souterraines » (novembre 2016) ;
- Rapport ADEME « Mode opératoire – Apports et limitations de l'analyse des gaz du sol » de janvier 2013 ;
- Rapport FLUXOBAT, ANR PRECODD « Evaluation des transferts de COV du sol vers l'air intérieur et extérieur - Guide méthodologique » de novembre 2013.

Investigations sur l'air ambiant :

→ NF X 43-267 « Air des lieux de travail – Prélèvement et analyse des gaz et vapeurs organiques – Prélèvement par pompage sur tube à adsorption et désorption au solvant », Juin 2014 ;

→ NF X 43-298 « Air des lieux de travail – Conduite d'une intervention en vue d'estimer l'exposition professionnelle aux agents chimiques par prélèvement et analyse de l'air des lieux de travail », Novembre 2013

→ Rapport BRGM / INERIS « Guide pratique pour la caractérisation des gaz du sol et de l'air intérieur en lien avec une pollution des sols et/ou des eaux souterraines » (novembre 2016) ;

→ Projets de recherche FLUXOBAT, ATTENA, CITYCHLOR.

Investigations sur les eaux superficielles et sédiments :

Pour la réalisation de prélèvements de boues et sédiments, ENVISOL s'appuie sur les recommandations du texte officiel donné ci-dessous :

→ NF EN ISO 5667-13 « Qualité de l'eau - Échantillonnage - Partie 13 : lignes directrices pour l'échantillonnage de boues», Juillet 2011.

→ NF EN ISO 5667-15 « Qualité de l'eau - Échantillonnage - Partie 15 : lignes directrices pour la conservation et le traitement des échantillons de boues et sédiments», Octobre 2009 ;

→ ISO 5667-12 « Qualité de l'eau – Echantillonnage – Partie 12 : Recommandations concernant l'échantillonnage des sédiments dans les rivières, les lacs et les estuaires », Juillet 2017 ;

→ NF EN ISO 5667-19 « Qualité de l'eau – Echantillonnage – Partie 19 : Lignes directrices pour l'échantillonnage des sédiments en milieu marin », Mars 2005.

Pour la réalisation de prélèvements d'eaux superficielles, ENVISOL s'appuie sur les recommandations des textes officiels et guides donnés ci-dessous.

→ NF EN ISO 5667-1 « Qualité de l'eau – Echantillonnage – Partie 1 : Recommandations relatives à la conception des programmes et techniques d'échantillonnage », février 2022 ;

→ NF EN ISO 5667-3 « Qualité de l'eau – Echantillonnage – Partie 3 : Lignes directrices pour la conservation et la manipulation des échantillons d'eau », Juin 2018 ;

→ NF EN ISO 5667-6 « Qualité de l'eau – Echantillonnage – Partie 6 : Lignes directrices pour l'échantillonnage des rivières et des cours d'eau », Novembre 2016 ;

→ ISO 5667-9 « Qualité de l'eau – Echantillonnage – Partie 9 : Lignes directrices pour l'échantillonnage des eaux marines », Octobre 1992 ;

Investigations sur l'eau du robinet :

➔ Contrôle sanitaire des eaux - Guide de prélèvements établi par la Direction régionale et départementale des affaires sociales de Rhône-Alpes ;

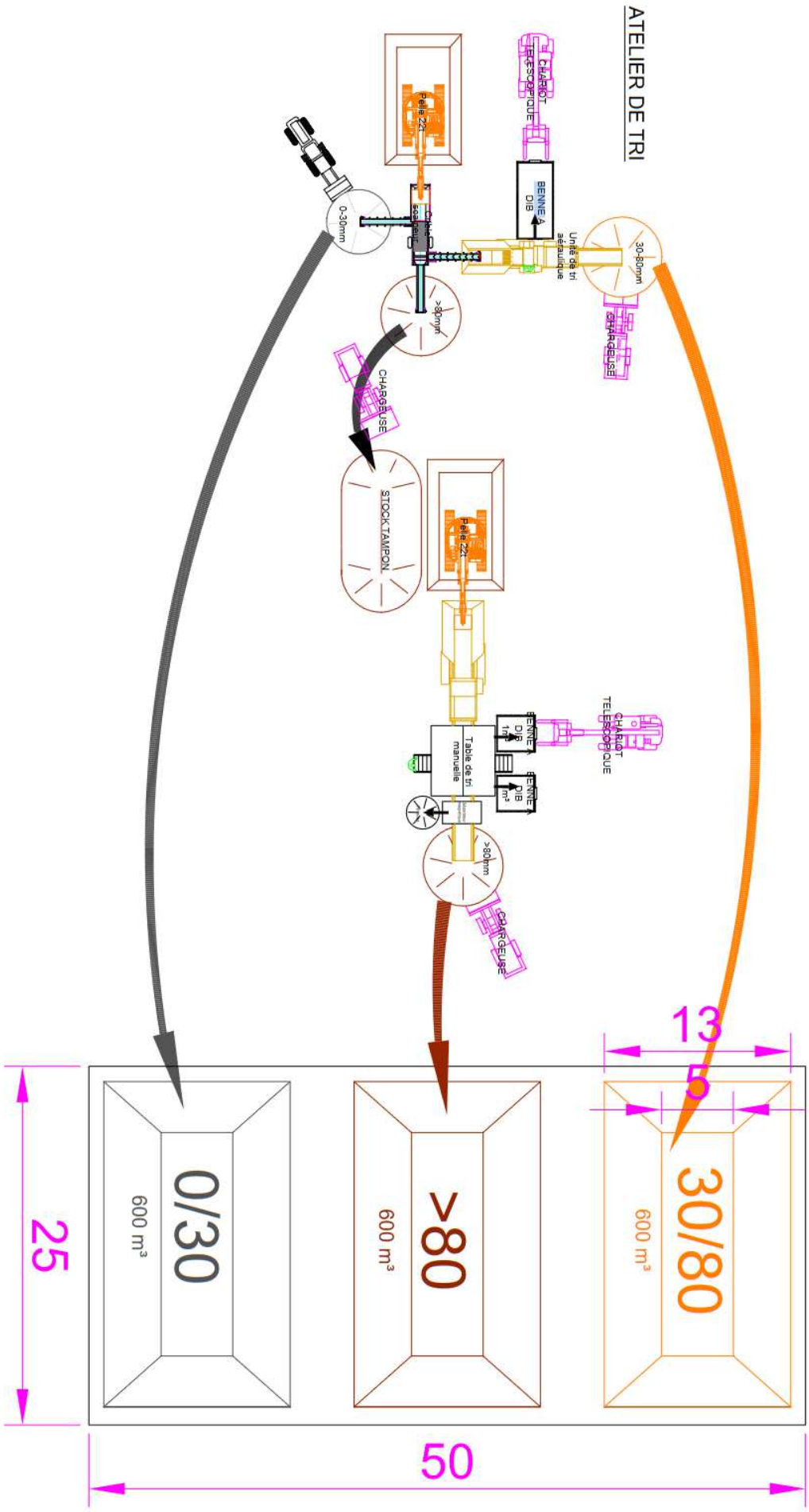
➔ ISO 5667-5 « Qualité de l'eau – Echantillonnage – Partie 5 : Lignes directrices pour l'échantillonnage de l'eau potable des usines de traitement et du réseau de distribution », Avril 2006 ;

➔ FD T 90-520 – Qualité de l'eau – Guide technique de prélèvement pour le suivi des eaux en application du code de la santé publique, Octobre 2005.

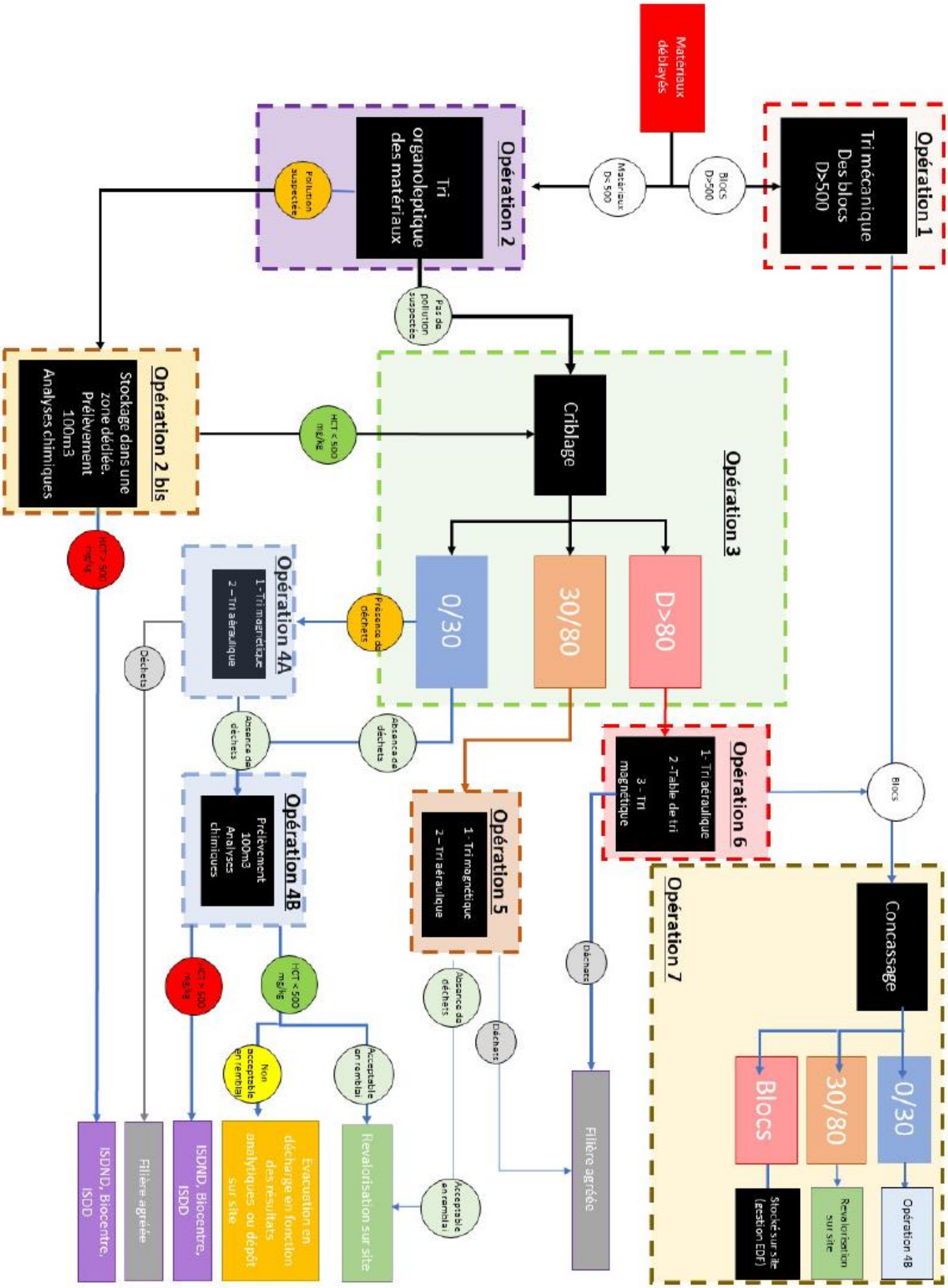
Investigations sur les végétaux :

➔ Guide ADEME d'échantillonnage des plantes potagères dans le cadre de diagnostics environnementaux – seconde édition (2014).

Annexe 3 : Schéma conceptuel du pilote de tri SOLEO


ATELIER DE TRI
CHARIOT TELESCOPIQUE
Pelle 22t
BENNE A DIB
0-30mm
Unité de tri aéraulique
30-80mm
>80mm
CHARGEUSE
STOCK TAMPON
Table de tri manuelle
13
5
25
50
0/30
600 m³
>80
600 m³
30/80
600 m³

Annexe 4 : Schéma conceptuel du pilote de tri GUINTOLI


Matériaux déblayés
Opération 1
Tri mécanique Des blocs D>500
Blocs D>500
Matériaux D< 500
Opération 2
Tri organoleptique des matériaux
Pollution suspectée
Pas de pollution suspectée
Opération 2 bis
Stockage dans une zone dédiée. Prélèvement 100m3 Analyses chimiques
HCT < 500 mg/kg
Criblage
Opération 3
0/30
30/80
D>80
Présence de déchets
Opération 4A
1 - Tri magnétique
2 – Tri aéraulique
Déchets
Absence de déchets
Opération 4B
Prélèvement 100m3 Analyses chimiques
HCT > 500 mg/kg
HCT < 500 mg/kg
Non acceptable en remblai
Acceptable en remblai
Opération 5
1 - Tri magnétique
2 – Tri aéraulique
Opération 6
1 - Tri aéraulique
2 -Table de tri
3 - Tri magnétique
Blocs
Concassage
Opération 7
Blocs
30/80
0/30
Stocké sur site (gestion EDF)
Revalorisation sur site
Opération 4B
ISDND, Biocentre, ISDD
Filière agréée
ISDND, Biocentre, ISDD
Evacuation en décharge en fonction des résultats analytiques ou dépôt sur site
Revalorisation sur site
Filière agréée

Annexe 5 : Évaluation des dangers, relations dose-réponse et VTR retenues par composés

Evaluation des dangers Relations dose-réponse

Valeurs Toxicologiques de Référence retenues

Mise à jour en juin 2022

SOMMAIRE

1 APPROCHE METHODOLOGIQUE 3

1.1 Identification des dangers 3

1.2 Types d'effets toxiques 3

1.3 Relation dose/réponse 3

1.4 Organismes consultés pour la recherche de VTR 5

1.5 Critères de choix des VTR 6

2 SUBSTANCES MISES À JOUR SEMESTRIELLEMENT 8

2.1 Les hydrocarbures (approche de TPHCWG et du MADEP) 8

2.2 HAM – Hydrocarbures monoaromatiques 15

2.3 COHV – Composés organo-halogénés volatils 26

2.4 HAP – Hydrocarbures aromatiques polycycliques 61

2.5 Métaux et métalloïdes 76

2.6 Organo-solubles (MTBE, phénols, cétones) ..... Erreur ! Signet non défini.

1 APPROCHE METHODOLOGIQUE

1.1 Identification des dangers

En termes sanitaires, un danger désigne tout effet toxique, c'est-à-dire un dysfonctionnement cellulaire ou organique lié à l'interaction entre un organisme vivant et un agent chimique, physique ou biologique. La toxicité d'un composé dépend de la concentration dans l'organisme et par conséquent, elle est directement liée à la durée et à la voie d'exposition de l'organisme humain.

L'identification des dangers consiste à déterminer les effets indésirables que les substances chimiques sont intrinsèquement capables de provoquer chez l'homme ou un autre organisme vivant.

Tous les modes d'exposition seront traités pour des **effets chroniques,** c'est à dire de longues durées d'exposition (supérieures à 7 ans pour l'US-EPA et supérieures à 1 an pour l'ATSDR).

1.2 Types d'effets toxiques

Pour chaque substance, il existe différents effets toxiques identifiés. On distinguera dans la présente étude les effets cancérigènes (apparition de tumeurs), les effets mutagènes (ou tératogènes consistant à la modification du matériel génétique en particulier), les effets sur la reproduction (reprotoxicité) des autres effets toxiques.

Différents organismes internationaux (l'OMS, l'Union Européenne et l'US-EPA) ont classé les effets suscités en catégories ou classes. La seule classification ayant une valeur réglementaire est celle de l'Union Européene. C'est également la seule qui classe les substances chimiques quant-à leur caractère mutagène et reprotoxique.

1.3 Relation dose/réponse

La dose est la quantité de la substance dangereuse mise en contact avec un organisme vivant. Elle s'exprime généralement en milligramme par kilo de poids corporel et par jour (mg/kg/j).

La relation entre une dose et l'occurrence de son effet est représentée par une grandeur numérique appelée Valeur Toxicologique de Référence (VTR). Ces valeurs sont établies par diverses instances internationales ou nationales[1] sur la base de l'analyse des connaissances toxicologiques animales et épidémiologiques (études sur l'homme). La dénomnitation VTR est une appellation générique regroupant tous les types d'indices toxicologiques établissant une relation quantitative entre une dose et un effet (toxiques à seuil de dose) ou entre une dose et une probabilité de survenue de l'effet (toxiques sans seuil de dose).

Selon les mécanismes toxicologiques en jeu et pour des expositions chroniques, deux grands types d'effets sanitaires peuvent être distingués. Une même substance peut produire ces deux types d'effets :

- **les effets à seuil** de dose (effets non cancérogènes et effets cancérogènes à seuil[2]) ;
- **les effets sans seuil** de dose (substances cancérogènes génotoxiques).

[1] ATSDR Toxicological Profiles (US Agency for Toxic Substances and Disease Registry)
IRIS US-EPA (Integrated Risk Information System ; US Environmental Protectin Agency)
OMS. Guidelines for drinking-water quality.
INCHEM-IPCS (International Program on Chemical Safety, OMS)
En France, le conseil supérieur d'Hygiène et de santé publique (CSHSP) et l'ANSES pour l'alimentation peuvent également produire des VTR
2 Cancérogènes non génotoxiques

Pour les **effets à seuil de dose**, la construction mathématique d'une VTR repose sur la formule suivante :

$$VTR = \frac{Dose\ Critique}{Facteur\ de\ sécurité\ appliqué}$$

Les doses critiques dont on dispose en pratique sont les suivantes :

- NOEL : no observed effect level, niveau d'exposition sans effet observé,
- NOAEL : no observed adverse effect level, niveau d'exposition sans effet néfaste observé,
- LOEL : lowest observed effect level, niveau d'exposition le plus faible ayant entraîné un effet,
- LOAEL : lowest observed adverse effect level, niveau d'exposition le plus faible auquel un effet néfaste apparaît.

Ces seuils sont issus d'expérimentations animales, d'études épidémiologiques ou d'essais de toxicologie clinique. A partir de ces seuils, des DJT (dose journalière tolérable) ou des CA (concentration admissible) applicables à l'homme sont définies en divisant les seuils précédents par des facteurs de sécurité liés aux types d'expérimentations ayant permis d'obtenir ces données. Les DJT et CA sont habituellement qualifiées de « Valeurs Toxicologiques de Référence » (VTR).

Les **effets sans seuil de dose** sont exprimés au travers d'un indice représentant un excès de risque unitaire (ERU) qui traduit la relation entre le niveau d'exposition chez l'homme et la probabilité de développer l'effet. Les ERU sont définis à partir d'études épidémiologiques ou d'études animales. Les niveaux d'exposition appliqués à l'animal sont convertis en niveaux d'exposition équivalents pour l'homme.

Pour les toxiques non cancérigènes, les VTR sont exprimées en mg/kg/j pour l'ingestion et l'absorption cutanée et en µg/m^3 pour l'inhalation, avec des dénominations variables selon les pays et les organismes, les principales dénominations sont listées ci-dessous :

- DJT (dose journalière tolérable - France)
- RfD (Reference Dose – US-EPA)
- RfC (Reference Concentration – US-EPA)
- ADI (Acceptable Daily Intake – US-EPA)
- MRL (Minimum Reasonable Level - ATSDR)
- REL (Reference Exposure Level – OEHHA)
- TDI (Tolerable Daily Intake –RIVM)
- CAA (Concentration dans l'Air Admissible – OMS)

Pour les toxiques cancérigènes, les VTR seront présentées sous formes d'excès de risque unitaire (ERU). Cet ERU représente la probabilité de survenue d'un effet cancérigène pour une exposition à une unité de dose donnée. Les dénominations proposées les plus classiques sont les suivantes :

- l'excès de risque unitaire lié à la voie d'exposition orale : ERUo en (mg/kg/j)$^{-1}$,
- l'excès de risque unitaire par inhalation : ERUi en (µg/m^3)$^{-1}$.

1.4 Organismes consultés pour la recherche de VTR

Les bases de données consultées pour la recherche des VTR sont les suivantes :

- **ANSES** (Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail- France), née de la fusion de l'Afssa et de l'Afsset, a une mission d'expertise indépendante et pluraliste. Dans son champ de compétence, l'Agence a pour mission de réaliser l'évaluation des risques, de fournir aux autorités compétentes toutes les informations sur ces risques ainsi que l'expertise et l'appui scientifique et technique nécessaires à l'élaboration des dispositions législatives et réglementaires et à la mise en œuvre des mesures de gestion des risques.
- **US EPA** (United States Environmental Protection Agency – Etat Unis) dont dépend la base de données **IRIS** – Integrated Risk Information System).
- **ATSDR** (Agency for Toxic Substances and Disease Registry – Etat Unis).
- **OMS** (Organisation Mondiale de la Santé – Bureau régional de l'Europe)/**IPCS INCHEM** (International Programme on Chemical Safety) : Portail d'accès à de nombreux sites dont le **CIRC** (Centre International de Recherche sur de Cancer), le **JEFCA** (Joint Expert Committee on Food Additives) et autres instances internationales**.**

  Le bureau Europe de l'Organisation Mondiale de la Santé a publié en 2000 un document intitulé « Air Quality Guidelines in Europe » [WHO 2000].

Ces organismes établissent leurs propres VTR à partir d'études expérimentales ou épidémiologiques. Les valeurs issues de ces bases de Données sont des données à caractère national mais elles sont internationalement reconnues. C'est la raison pour laquelle elles seront très souvent préférentiellement choisies.

Viennent ensuite les organismes pour lesquels la transparence dans l'établissmeent des valeurs n'est pas toujours adaptée à la sélection de leur VTR :

- **Health Canada = Santé canada** (Ministère Fédéral de la Santé – Canada),
- **RIVM** (RijksInstituut voor Volksgezondheid en Milieu – Institut National de Santé Publique et de l'Environnement – Pays Bas),
- **OEHHA** (Office of Environmental Health Hazard Assessment of Californie – Etat Unis) qui établit également ces propres VTR. L'OEHHA se base souvent sur les mêmes études que l'US EPA mais les VTR sont souvent plus conservatoires.
- **EFSA** (Eureopean Food Safety Authority).

Ces quatre organismes établissent également leurs propres valeurs. Elles seront prises en compte selon les critères de choix préalablement cités.

Les recueils de données sont consultés par ailleurs car ils regroupent les VTR des différents organismes cités ci-avant. Ce sont :

- **INERIS** (Institut National de l'Environnement Industriel et des risques - France), établit des fiches de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques qui synthétisent notamment l'ensemble des données toxicologiques issues des autres bases de données - à l'heure actuelle ce programme contient une cinquantaine de fiches.

- **FURETOX** (Faciliter l'Usage des REsources TOXicologiques), moteur de recherche de l'INVS, développé par un groupe de projet constitué de la DDASS du Nord et les Cire Nord et Cire Ile de France, permettant :
  - d'accéder rapidement aux VTR (pour les seules expositions chroniques pour l'instant) et de faciliter l'accès aux documents détaillant leur construction ;
  - d'accéder rapidement à la classification de la cancérogénicité.

- **TERA** (toxicology excellence for risk assessment), base de données **ITER** (International Toxicity Estimates for Risk Database), établit une sytnhèse des données toxicologiques issues des autres bases de données.

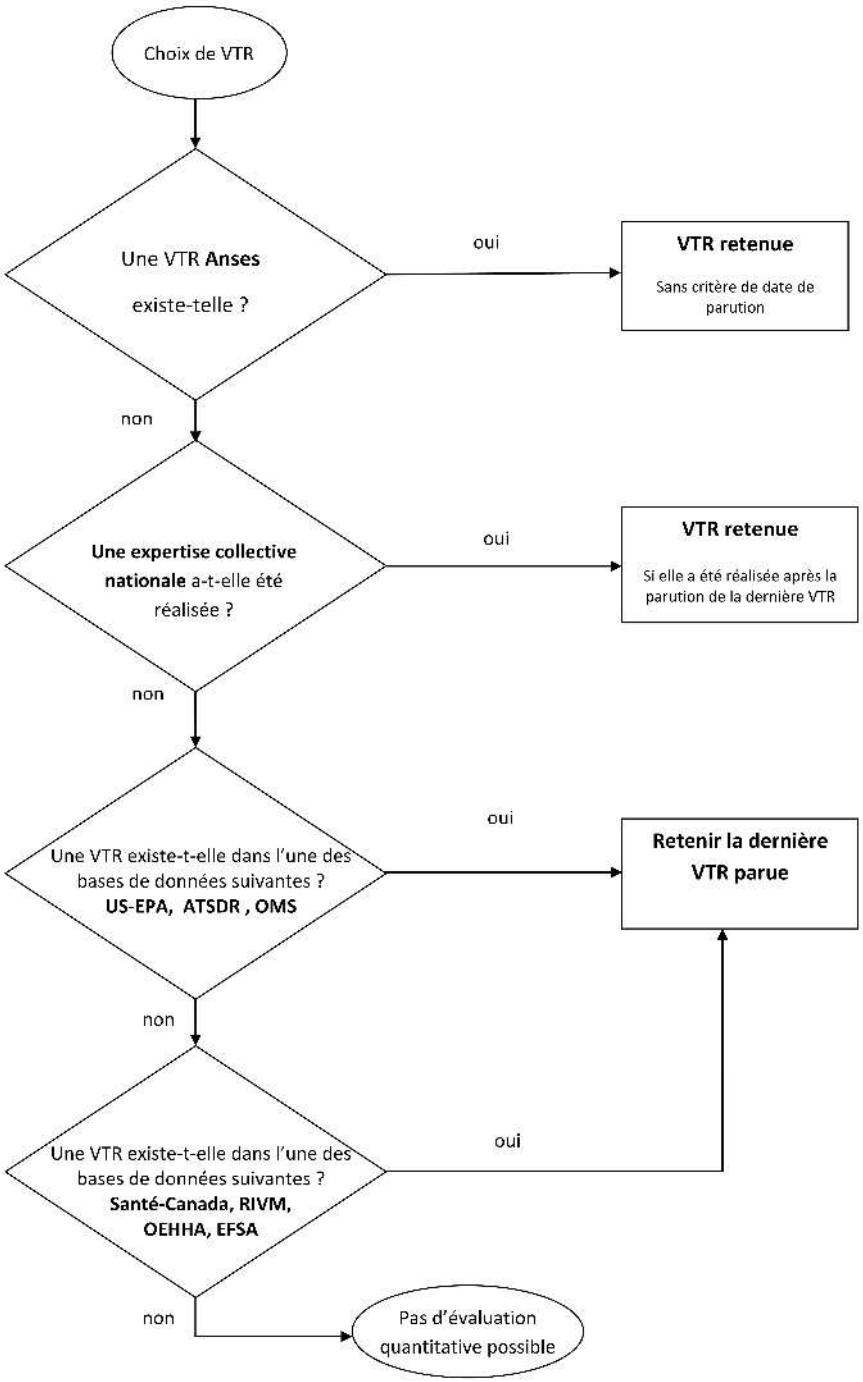
Le recueil de donnée **RAIS** (Risk Assessment Information System – Etat Unis) reprenant les valeurs des autres organismes américains, en particulier du **NTP** (National Toxicology Program) et de **IRIS** de l'US EPA, n'est pas considéré compte tenu de l'absence de toute transparence dans les valeurs affichées.

1.5 Critères de choix des VTR

Pour la sélection des VTR, nous avons suivi le logigramme de la **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 ».

Ce logigramme est présenté ci-après :

Logigramme : choix des VTR lorsqu'il existe plusieurs VTR pour une voie et une durée d'exposition



2 SUBSTANCES MISES À JOUR SEMESTRIELLEMENT

2.1 Les hydrocarbures (approche de TPHCWG et du MADEP)

A) Généralités

Les hydrocarbures couvrent une gamme très large de substances organiques correspondant à de nombreux mélanges de susbstances présentant des chaines carbone-hydrogène. Les mélanges tels que les essences, le fioul, les huiles, etc. sont composés de plusieurs hydrocarbures en proportions différentes ; les propriétés physico-chimiques et toxicologiques de ces mélanges dépendent ainsi des proportions dans le mélange considéré.

Les hydrocarbures sont des liquides visqueux souvent odorants qui peuvent migrer dans les différents compartiements du système écologique. Le seuil olfactif dépend également de la composition des hydrocarbures, pour les solvants (de type white spirit à partir de C8), il est de l'ordre du ppm (INRS, fiche toxicologique FT94), soit entre 4 et 8 mg/m^3.

Dans le cas d'une pollution complexe par des hydrocarbures, les risques sanitaires non cancérigènes potentiellement induits peuvent être traités selon deux approches :

- soit par substance, par le benzène, le toluène, etc., mais les composés présents dans la famille des hydrocarbures ne peuvent pas tous être analysés, les identifications de danger ne sont pas toutes étudiées ;
- soit en appliquant la méthode du TPHCWG[3] qui considère que les produits de nature chimique proche (aliphatiques ou aromatiques) ayant les mêmes températures d'ébullition se comporteront de manière similaire. Cette méthode permet de traiter conjointement des ensembles de composés et non chaque produit pris séparément.

Treize familles de produits sont ainsi définies (6 pour les aliphatiques et 7 pour les aromatiques – dont le benzène et le toluène pris séparément). Pour chacune d'elle, le TPHCWG a établi des caractéristiques physico-chimiques (une solubilité, une constante de Henry, etc.) et des valeurs toxicologiques de référence pour les voies orale et inhalation.

Caractéristiques des classes d'hydrocarbures du TPHCWG

Les classes d'hydrocarbures sont définies à partir du nombre de carbones équivalents « nC » des substances considérées. Le tableau ci-dessous présente une synthèse non exhaustive des substances prises en compte dans chaque fraction (volume 3 du TPHWG).

Les caratéristiques physicochimiques définies par le TPHWCG sont propres à chacune des classes prédéfinies dans le tableau ci-dessous.

[3] Total Petroleum Hydrocarbon Criteria Working Group

Classes définies par le TPHCWG en nombre de carbone equivalent	Substances associées aux classes définies (C= nombre de carbone ; nC= nombre de carbone équivalent)
Aliphatic nC>5-nC6	n-pentane (C= 5; nC=5), n-hexane (C=6 ; nC=6), penten , methyl-butane
Aliphatic nC>6-nC8	N-heptane, n-octane, hexen, heptene, methyl-butane, methyl-pentane, methyl-hexane, methyl-heptane,
Aliphatic nC>8-nC10	N_nonane, n-decane, octene, nonene, decene, methyl-hexane, methyl-heptane,ethyl-heptane, ethyl-heptane, merthyl-octane, methyl-nonane
Aliphatic nC>10-nC12	n-undenane, n-docecane,
Aliphatic nC>12-nC16	n-tridecane, jqa n-hexadecane
Aliphatic nC>16-nC35	Heptan, nona, octa-decane, eicosane, hen et hex- eicosane,
Aliphatic >nC35	Non définis
Aromatic nC>5-nC7 benzène	Benzène (C= 6; nC=6.5)
Aromatic nC>7-nC8 toluène	Toluène (C= 7; nC=7.58)
Aromatic nC>8-nC10	Ethylbenzène (C= 8; nC=8.5), xylènes (C= 8; nC=8.6 à 8.8), isopropyl-benzène (C= 9; nC=9.13), qq méthyl- ,1.2.3, 1.2.4 et 1.3.5 triméthyl-benzène (C=9 ; nC=9.5 à 9.8), qq butyl-benzènes (C=10 ; nC=9.8 à 9.9)
Aromatic nC>10-nC12	Naphtalène (C= 10; nC=11.7), methyl-lindan (C= 11; nC=11.3), Indan (C=9 ; nC=10.3) 1.2.3Trimethyl-benzène (C=9 ; nC=10.1), Methyl-propyl-benzène (C=10 ; nC=10.1), Diethyl-benzène (C= 10; nC=10.4), Dimethyl-ethyl-benzène (C= 10; nC=10.5 à 10.9), methyl-butyl-benzène (C= 11; nC=10.9), tretramethyl-benzène (C= 10; nC=11.1à 11.6), n-pentyl-benzène (C=11 ; nC=11.5)
Aromatic nC>12-nC16	Methyl-naphtalène (C= 11; nC=12.9), Ethyl-naphtalène (C=12 ; nC=14 à 14.4), Dimethylnaphtalène (C=12 ; nC=13 à15) Acenaphtylène (C=12 ; nC=15.1), Acénaphtène (C=12 ; nC=15.5) Triethyl-benzène (C= 12; nC=12.1 à 12.3), n-hexyl-benzène (C= 12; nC=12.5), Biphenyl (C= 12; nC=14.3), Methyl-biphenyl (C=13 ; nC=14.9),
Aromatic nC>16-nC21	Fluorène(C= 13; nC=16.55), Phenantrène(C=14 ; nC=19.4), Anthracène(C= 14; nC=19.4), methyl-fluorène(C= 14; nC=18), Methyl-anthracène(C= 15; nC=20.5), methyl-phenantrène (C= 15; nC=20.7), Pyrène(C=16 ; nC=20.8),
Aromatic nC>21-nC35	Fluoranthène (C=16 ; nC=21.9), BenzoFluorène (C= 17; nC=24), Anthracène (C=18 ; nC=26.4), Chrysene (C= 18; nC=27.4), Benzo(b)Fluornathène (C= 20; nC=30.1), Benzo(k)Fluoranthène (C= 20; nC=30.1), Perylène (C= 20; nC=31.3), BaP (C= 20; nC=31.3), Indeno(1,2,3,cd)pyrène (C=21; nC=35), B(ghi)P (C= 21; nC=34), Dibenz-anthracène (C= 22; nC=34),

Paramètres physico-chimiques

Les paramètres physicochimiques des classes d'hydrocarbures définies par le TPHCWG sont détaillés dans le tableau suivant.

SUBSTANCES	Masse molaire (g/mol)	Constante de Henry H (adim)	Coef. de partage mat. org/eau Koc (mg/kg)/(mg/l)	Solubilite S (mg/l)	Diffusion dans l'air (m^2/j)	Diffusion dans l'eau (m^2/j)	Perméation au PEHD (m^2/j)	Taux d'adsorpt° dermique AAF (mg/mg)
HYDROCARBURES PAR CLASSES								
aliphatic nC5-nC6	81	33	7,94E+02	36,00	8,64E-01	8,64E-05	-	1,0E-01
aliphatic nC6-nC8	100	50	3,98E+03	5,40	8,64E-01	8,64E-05	-	1,0E-01
aliphatic nC8-nC10	130	80	3,16E+04	0,43	8,64E-01	8,64E-05	-	1,0E-01
aliphatic nC10-nC12	160	120	2,51E+05	0,03	8,64E-01	8,64E-05	-	1,0E-01
aliphatic nC12-nC16	200	520	5,01E+06	0,0007600	8,64E-01	8,64E-05	-	1,0E-01
aliphatic nC16-nC35	270	4900	6,31E+08	0,0000025	8,64E-01	8,64E-05	-	1,0E-01
aromatic nC8-nC10	120	0,48	1,58E+03	65,00	8,64E-01	8,64E-05	-	1,0E-01
aromatic nC10-nC12	130	0,14	2,51E+03	25,00	8,64E-01	8,64E-05	-	1,0E-01
aromatic nC12-nC16	150	0,05	5,01E+03	5,80	8,64E-01	8,64E-05	-	1,0E-01
aromatic nC16-nC21	190	0,01	1,58E+04	0,65	8,64E-01	8,64E-05	-	1,0E-01
aromatic nC21-nC35	240	0,00067	1,26E+05	0,01	8,64E-01	8,64E-05	-	1,0E-01

- : aucune donnée dans la littérature

Voies d'exposition et absorption

Les voies d'exposition principales varient en fonction de la classe d'hydrocarbures considérée. En effet, pour les plus volatils, la voie principale est l'inhalation, tandis que pour les familles d'hydrocarbures avec plus de 16, la voie principale d'exposition est l'ingestion et le contact cutané.

Les taux d'absorption ne sont pas connus par classes d'hydrocarbures, nous considérerons que le taux d'absorption par voie orale est de 100% et de 10% par voie cutanée (en référence à la base de donnée de RISC 4.0). On notera cependant que le MADEP fournit des taux pour le contact cutané en fonction des classes qui varient de 10% à 100%.

B) Effets toxiques

Effets Mutagènes ; Effets sur la reproduction ; Effets cancérigènes

Pour les white spirit, plusieurs études chez l'homme mettent en évidence des cas de cancer (tout cancers confondus) et des effets sur la reproduction, cependant, dans aucune de ces études il n'est possible de faire la relation directe entre l'exposition aux white spirit seuls et les effets observés.

Pour les essences spéciales, la génotoxicité et les effets sur la reproduction ont été peu testés, les résultats disponibles ne montrent pas ce type d'effet.

Concernant les solvants aromatiques, des effets sur la reproduction (en particulier une foetotoxicité, et des effets sur le développement) ont été notés sur les animaux. Chez les femmes exposées dans l'industrie du caoutchouc, des troubles du cycle et une augmentation des nombres de fausses couches ont été notés. Par ailleurs, l'INRS précise que l'exposition de travailleurs à des solvants aromatiques chez les sujets exposés plus de 20 ans a montré une augmentation significative de cancer du poumon et de la prostate, mais la relation entre les substances incriminées et les cas de cancer n'a pas pu être réalisée.

Sur les animaux (rats et souris), des cancers de la peau ont été mis en évidence lors d'exposition à des hydrocarbures de type kérosène.

Autres effets toxiques

Différents types d'effets sur l'homme plus ou moins réversibles sont notés pour les différents hydrocarbures. Il s'agit d'irritation oculaire, cutanée, respiratoire mais aussi des symptômes de type céphalées, nausées, perte d'appétit, etc. et des effets neurologiques.

C) Relation Dose-réponse et valeurs toxicologiques de référence

Le tableau ci-après présente les VTR correspondant aux effets toxiques hors cancer. Ces VTR sont issues d'une recherche, actualisée régulièrement auprès des principales bases de données disponibles (TPHCWG, MADEP).

Valeurs toxicologiques du TPHCWG

TPHCWG'risk assessment methodology a établi des valeurs toxicologiques de équivalentes (RfD et RfC) pour les familles de produits précédemment cités. Celles-ci sont présentées dans le tableau page suivante qui reprend par ailleurs les liens entre les valeurs toxicologiques équivalentes et celles propres aux différentes substances choisies pour représenter la classe entière.

TPHCWG	RfD équivalente (1997)	*Substance de la classe ayant cette VTR*	RfC équivalente (1997)	*Substance de la classe ayant cette VTR*	Effets
Aliphatic nC>5-nC6	**5 mg/kg/j** (SF = 1000)	*Hexane commrecial (dérivé de RfC)*	**18,4 mg/m^3** (SF = 100)	*Hexane commercial*	neurotoxique
Aliphatic nC>6-nC8					
Aliphatic nC>8-nC10	**0.1 mg/kg/j** (SF = 1000)	*C10-C13*	**1 mg/m^3** (SF = 1000)	*White spirit desaromatisé C7-C11, isoparaffines C10-C11 et Fuel JP-8*	Hepatoxique et neurotoxique
Aliphatic nC>10-nC12					
Aliphatic nC>12-nC16					
Aliphatic nC>16-nC35	**2 mg/kg/j** (SF =100)	*huiles*	Non volatil	Non volatil	Tumeurs hepatiques
Aliphatic >nC35	**20 mg/kg/j** (SF =100)	*huiles*	Non volatil	Non volatil	Tumeurs hepatiques
Aromatic nC>5-nC7	*Classe correspondant au benzène à prendre en compte séparément*				
Aromatic nC>7-nC8	**0.2 mg/kg/j** (SF = 1000)	*styrène*	**0,4 mg/m^3** (SF = 300)	*Toluène*	Hepa et nephrotoxiques
Aromatic nC>8-nC10	**0.04 mg/kg/j** (SF = 10000)	*Isopropylbenzene, naphtalène, fluoranthene, fluorene*	**0,2 mg/m^3** (SF = 1000)	*C9-aromatiques*	Diminution du poids
Aromatic nC>10-nC12					
Aromatic nC>12-nC16					
Aromatic nC>16-nC21	**0.03 mg/kg/j** (SF = 3000)	*pyrene*	Non volatil	Non volatil	nephrotoxiques
Aromatic nC>21-nC35					

SF : facteur de sécurité appliqué aux NOAEL ou autres valeurs pour établissement de la VTR sélectionnée

Valeurs toxicologiques du MADEP

Le département of environmental protection (DEP) de l'état du Massachusetts (MA) a établi des valeurs toxicologiques de références pour des classes d'hydrocarbures de la même manière que le TPHCWG, les premières valeurs établies en 1994 ont été revues en octobre 2003 et sont présentés dans le document "*Updated Petroleum Hydrocarbon Fraction Toxicity Values for the VPH/EPH/APH Methodology*" (October, 2003).
Le MADEP établi une distinction entre les fractions volatiles (VPH) and extractibles (EPH). Cette distinction n'est pas reprise ici.

Par ailleurs, on note que, à la différence du TPHCWG, le MADEP considère des fractions par nombre de carbone dans les molécules « C » et non les nombres de carbones équivalents « nC » du TPHCWG.

MADEP	RfD équivalente (2003)	*Substance de la classe ayant cette VTR*	RfC équivalente (2003)	*Substance de la classe ayant cette VTR*	Effets
Aliphatic C5-C6	**0,04 mg/kg/j** (SF=10000)	*n-hexane*	**0,2 mg/m^3** (SF= 300)	*n-hexane*	neurotoxicité
Aliphatic C6-C8					
Aliphatic C8-C10	**0,1 mg/kg/j** (SF = 1000)	*Isoparaffines, alcanes, naphtènes*	**0.2 mg/m^3** (SF = 3000)	*White spirit desaromatisé C7-C11, isoparaffines C10-C11*	Cellules sanguines, liver, kidney (ing°) neurotoxique (inh°)
Aliphatic C10-C12					
Aliphatic C12-C18					
Aliphatic C19-C36	**2 mg/kg/j** (SF=100)	*huiles*	Non défini	-	Tumeurs hepatiques
Aliphatic >C36	**20 mg/kg/j** présenté mais non considéré (SF=100)	*huiles*	Non défini	-	Tumeurs hepatiques
Aromatic C5-C8	*Faire référence aux BTEX*				
Aromatic C9-C10	**0,03 mg/kg/j** (SF = 3000)	*Pyrène (C16) ** en considérant que la valeur retenue est protectrice /rapport aux RfD des autres composés de C9 à C16*	**0.05 mg/m^3** (SF=3000)	*Naphta aromatiques*	Kidney effects (ing°) CNS effect, diminution du poids, rein, développement (inh°)
Aromatic C11-C12					
Aromatic C12-C16					
Aromatic C16-C22			Non défini	-	-
Aromatic >C22	Non défini				

SF : facteur de sécurité appliqué aux NOAEL ou autres valeurs pour établissement de la VTR sélectionnée
** US EPA-Derived Oral Toxicity Values for Compounds in the C9 - C32 Aromatic Fraction
Carbon number Compounds RfD mg/kg/d : C9 isopropylbenzene 0.1 mg/kg/d ; C10 naphthalene 0.02 mg/kg/d ; C12 acenaphthene 0.06 mg/kg/d ; C12 biphenyl 0.05 mg/kg/d ; C13 fluorene 0.04 mg/kg/d ; C14 anthracene 0.3 mg/kg/d ; C16 fluoranthene 0.04 mg/kg/d ; C16 pyrene 0.03 mg/kg/d :

D) Valeurs toxicologiques de référence retenues pour les effets chroniques

Les deux approches du TPHCWG et du MADEP sont différentes et complémentaires. Une des différences repose sur la prise en compte par le MADEP des nombres de carbones (C) et par le TPHCWG de nombre de carbones équivalent (nC ou EC). Par ailleurs, l'approche du TPHCWG est plus complète, basée à la fois sur les propriétés physico-chimiques et l'ensemble des données toxicologiques disponibles à l'époque (1997).

Globalement on peut conclure que l'approche du MADEP est vraisemblablement plus adaptée pour la prise en compte d'un contact direct avec des hydrocarbures et que l'approche développée par le TPHCWG est plus appropriée quand il s'agit de rendre compte d'un transfert de ces hydrocarbures vers les différents milieux (air, eaux).

Dans une approche prudence et proportionnelle, nous retiendrons les caractéristiques physico-chimiques des classes définies par le TPHCWG et les valeurs toxicologiques présentées dans le tableau suivant. Les raisons des choix y font référence aux points suivants :

1. pour l'ensemble des classes, les facteurs de sécurité appliqués aux NOAEL ou LOAEL sont parfois élevés (SF variant de 100 à 10000), nous jugeons que la prise en compte d'un facteur de 10000 rend la confiance dans la valeur affichée très faible et la valeur douteuse n'est pas retenue ;
2. pour les composés aromatiques la principale raison est le fait que les BTEX et HAP sont considérés dans les études de risques sanitaires de manière distincte (substance par substance) compte tenu de leur potentiel cancérigène non pris en compte par les deux approches ici présentées ;

3. pour les composés aromatiques à nombre de carbone équivalent supérieur à 21, compte tenu de la présence uniquement de HAP dans l'approche du TPHCWG pour lesquels les principaux effets sont cancérigènes et compte tenu du point 2. ci-dessus, nous ne retiendrons pas de VTR ;
4. l'établissement de nouvelles valeurs toxicologiques de référence par l'US-EPA en 2005.

Les VTR retenues par ENVISOL sont les suivantes :

	RfD équivalente (mg/kg/j)	*Raison du choix*	RfC équivalente (mg/m3)	*Raison du choix*	Effets
Aliphatic nC>5-nC6	**5 mg/kg/j** (SF = 1000)	*Hexane commrecial (dérivé de RfC)*	**18,4 mg/m^3** (SF = 100)	*Hexane commercial*	neurotoxique
Aliphatic nC>6-nC8					
Aliphatic nC>8-nC10	**0,1**	*Approches TPHCWG et MADEP* (SF =1000)	**1**	*Approche TPHCWG (1.)* (SF = 1000)	Hepatoxique et neurotoxique
Aliphatic nC>10-nC12					
Aliphatic nC>12-nC16					
Aliphatic nC>16-nC35	**2**	*Approches TPHCWG et MADEP* (SF =100)	Dérivation pour poussières si nécessaire	*Approches TPHCWG et MADEP Non volatils*	Tumeurs hepatiques
Aliphatic >nC35	**20**	*Approches TPHCWG et MADEP* (SF =100)	Dérivation pour poussières si nécessaire	*Approches TPHCWG et MADEP Non volatils*	Tumeurs hepatiques
Aromatic nC>5-nC7	*Classe correspondant au benzène à prendre en compte séparément*				
Aromatic nC>7-nC8	*Classe correspondant au toluène à prendre en compte séparément*				
Aromatic nC>8-nC10	**0,03**	*Approche MADEP (et 2.)*	**0,2**	*Approche TPHCWG (C9 aromatiques)* (SF = 1000)	Diminution du poids
Aromatic nC>10-nC12					
Aromatic nC>12-nC16					
Aromatic nC>16-nC21	**0,03**	*Approches TPHCWG et MADEP* (SF =3000)	Dérivation pour poussières si nécessaire	*Approches TPHCWG et MADEP Non volatils*	nephrotoxiques
Aromatic nC>21-nC35	-	*Approche MADEP (3.)*	-	*Approches MADEP (3.)*	-

SF : facteur de sécurité appliqué aux NOAEL ou autres valeurs pour établissement de la VTR sélectionnée

2.2 HAM – Hydrocarbures monoaromatiques

Les paramètres physicochimiques des hydrocarbures monoaromatiques sont détaillés dans le tableau suivant.

SUBSTANCES	Masse molaire (g/mol)	Constante de Henry H (adim)	Coef. de partage mat. org/eau Koc (mg/kg)/(mg/l)	Solubilite S (mg/l)	Diffusion dans l'air (m²/j)	Diffusion dans l'eau (m²/j)	Perméation au PEHD (m²/j)	Taux d'adsorpt° dermique AAF (mg/mg)
HYDROCARBURES MONOAOMATIQUES								
benzene	78,11	0,19	60	1755	7,60E-01	8,47E-05	1,4E-06	1,0E-01
toluene	92,13	0,22	200	542	7,52E-01	7,43E-05	1,2E-06	1,0E-01
ethylbenzene	106,2	0,27	580	165,1	6,48E-01	6,74E-05	2,1E-06	1,0E-01
xylenes	106,2	0,19	650	174	6,05E-01	6,74E-05	1,6E-06	1,0E-01
styrene	104,15	0,104	525	321,6	6,13E-01	6,91E-05	2,0E-06	1,0E-01

Benzène (CAS n° 71-43-2)

A) Généralités

La présence de benzène dans l'environnement est naturelle (feux de forêts, volcans) ou anthropique. L'automobile est en grande partie responsable de la pollution atmosphérique par le benzène (gaz d'échappement, émanation lors du remplissage des réservoirs), comme sous produit du pétrole, il entre dans la composition des essences. La fabrication du benzène et ses diverses utilisations libèrent également du benzène dans l'atmosphère.

Parmi les hydrocarbures, le benzène est rangé parmi les COV (composés organiques volatils) et plus précisément parmi les HAM (hydrocarbures aromatiques monocycliques).

Voies d'exposition et absorption

La principale voie d'exposition au benzène est l'inhalation, puis dans une moindre mesure, l'ingestion et le contact cutané.

Les taux d'absorption sont de 50% par inhalation (donnée sur l'homme), 97% du benzène ingéré est absorbé (donnée sur animaux), tandis que par contact cutané l'absorption est limitée (0,4 mg/cm²/h donnée sur l'homme) et reste secondaire par rapport à d'autres voies d'exposition.

B) Effets toxiques

Effets cancérigènes

Diverses observations en milieu professionnel ont établi que le benzène est à l'origine de leucémies et les études expérimentales effectuées chez l'animal montrent les mêmes effets cancérogènes sur la moelle osseuse que chez l'homme.

Le benzène est actuellement le seul hydrocarbure aromatique monocycliques (HAM) considéré comme cancérogène pour l'homme. Il a été placé dans **le groupe 1** par le CIRC en 1987, dans la **classe A** par l'US-EPA en 1998 et en **catégorie 1** par l'UE.

Effets Mutagènes

Le benzène est génotoxique et induit des aberrations chromosomiques et des micronoyaux in vivo chez l'animal. Chez l'homme, aucune relation ne peut actuellement être établie entre les types de lésions chromosomiques observées in vitro et les effets sur la santé.

Effets sur la reproduction

Le benzène a été montré foetotoxique chez l'animal. Des études expérimentales ont montré des faibles poids de naissances, des malformations osseuses et des dommages de la moelle osseuse.

Chez l'homme, aucun effet sur le développement du fœtus ou sur la fertilité masculine n'est reconnu pour une exposition au benzène. Chez la femme, bien que quelques études suggèrent une fréquence accrue des avortements chez les femmes exposées au benzène, aucun élément ne permet de conclure à une tératogénicité ou à une foetotoxicité.

Autres effets toxiques

La cible principale du benzène après une exposition à long terme est le système sanguin, avec des conséquences sur la moelle osseuse, une diminution des globules rouges, une anémie ou plus rarement une polyglobulie (lignée des globules rouges), une leucopénie ou parfois une hyperleucocytose (globules blancs), une thrombopénie (plaquettes). Ces manifestations sont réversibles après cessation de l'exposition.

A un stade plus important cette toxicité hématologique peut se manifester par une aplasie médullaire, dépression totale de la reproduction des cellules sanguines. Ces atteintes ont été décrites dans plusieurs études épidémiologiques, notamment chez des travailleurs exposés à de fortes concentrations de benzène.

Le Syndrome psycho-organique (troubles de la mémoire, de la concentration, de la personnalité, insomnie, diminution des performances intellectuelles correspondant à des effets sur le système nerveux central) a été décrit lors d'exposition chronique au benzène. Ce syndrome est également noté pour le toluène et les sylènes.

Par ailleurs, des effets cardio-vasculaires ont été décrits lors de l'exposition par inhalation aux vapeurs de benzène.

Enfin, la myelotoxicité et la génotoxicité pourraient résulter de l'action synergique des divers composés issus du métabolisme hépatique du benzène (INCHEM, 1996).

Peu d'informations relatives aux autres effets toxiques du benzène sont disponibles chez l'homme.

C) Relation Dose-réponse et valeurs toxicologiques de référence

Les tableaux ci-après présentent dans un premier temps les VTR correspondant aux effets cancérigènes du benzène et dans un second temps les VTR correspondant aux effets toxiques hors cancer.

Voie d'exposition	Type d'effets considérés	Observations portant sur	VTR	Source
Inhalation	Leucémies	Homme	ERUi = 2,2 à 7,8 10^{-6} $(\mu g/m^3)^{-1}$	US EPA (2000)
		Homme	ERUi = 6.10^{-6} $(\mu g/m^3)^{-1}$	OMS (1997)
		Homme	CR = 5.10^{-6} $(\mu g/m^3)^{-1}$	RIVM (2001)
		Homme	**ERUi = $2{,}6.10^{-5}$ $(\mu g/m^3)^{-1}$**	**ANSES (2013)**

		Homme	$CT_{0.05}$ = 15 mg/m^3, correspond à ERUi = 3 10^{-6} (µg/m^3)$^{-1}$	Santé Canada (1991)
Ingestion	Leucémies	Homme	**ERUo = 1,5.10^{-2} à 5,5.10^{-2} (mg/kg/j)$^{-1}$**	US EPA (2000)

EXPOSITION CHRONIQUE					
Voie d'exposition	**Organe cible**	**Observations portant sur**	**Facteur de sécurité**	**Valeur**	**Source**
Inhalation	Immunitaire	Homme	10	**MRL (0.003 ppm)= 9,7 µg.m^{-3}**	**ATSDR (2004)**
	Cellules sanguines	Homme	300	RfC = 30 µg.m^{-3}	US EPA (2003)
	Cellules sanguines, Système nerveux et immunitaire	Homme	10	REL = 60 µg.m^{-3}	OEHHA (2002)
Ingestion	Cellules sanguines et système immunitaire	Homme	300	**RfD = 4 .10^{-3} mg/kg/j**	**US EPA (2003)**
	Cellules sanguines, Système immunitaire	Homme	30	MRL = 5.10^{-4} mg/kg/j	ATSDR (2007)

Toluène (CAS n°108-88-3)

A) Généralités

Le toluène est un solvant utilisé dans de nombreux produits, y compris de consommation courante : diluants, adhésifs, peintures, vernis, encres, laques ou en tant que matière première en synthèse organique. Comme sous produit du pétrole, il entre dans la composition des essences. La fabrication du toluène et ses diverses utilisations libèrent également du toluène à l'atmosphère.

Parmi les composés des hydrocarbures, le toluène est rangé parmi les COV (composés organiques volatils) et plus précisément parmi les HAM (hydrocarbures aromatiques monocycliques).

Voies d'exposition et absorption

Les taux d'absorption sont (INERIS, 2005) par inhalation 50% du toluène inhalé est absorbé (donnée sur l'homme), par voie orale, 100% du toluène ingéré est absorbé. Par contact cutané l'absorption n'est pas connue.

B) Effets toxiques

Effets cancérigènes

Le toluène n'est pas considéré comme une substance cancérogène : il a été placé dans le **groupe 3 par le CIRC en 1999** en raison de l'absence de preuves chez l'homme et d'études chez l'animal qui montrent l'absence de ce type d'effets. Le toluène a été placé dans la **classe D par l'US-EPA en 1994**, en précisant que les recherches de génotoxicité connues sont toutes négatives.

Effets Mutagènes

Aucune étude, à ce jour, ne permet de supposer que le toluène présente des effets sur la modification du matériel génétique.

Effets sur la reproduction

En cas d'exposition chronique maternelle, il peut être constaté un retard de croissance intra-utérine. Un syndrome similaire à celui décrit dans le cadre d'un alcoolisme fœtal avec présence de malformations plus ou moins marquées, un retard de croissance et des troubles comportementaux peuvent également être observés.

Le toluène a été classé en 2004 par l'union Européenne en **catégorie 3** (substance préoccupante) par rapport à ses effets potentiels sur la reproduction.

Autres effets toxiques

En exposition répétée ou prolongée, le toluène provoque chez le rat et la souris une augmentation du poids de nombreux organes, une modification du taux de neurotransmetteurs, une neurotoxicité et une perte d'audition.

Lorsque l'exposition au toluène est répétée quotidiennement, les atteintes décrites sont neurologiques et hépatiques.

Le syndrome psycho-organique (sur le système nerveux central) est l'effet toxique chronique majeur du toluène : les stades les plus avancés sont irréversibles. Il associe des troubles de la mémoire, de la concentration, de la personnalité, une insomnie, une diminution des performances intellectuelles.

C) Relation Dose-réponse et valeurs toxicologiques de référence

Les relations doses – réponses se traduisent par des valeurs toxicologiques de référence (VTR) dont la définition est donnée dans le chapitre 1 du présent document. Le tableau ci-après présente les VTR correspondant aux effets toxiques hors cancer.

Exposition	Voie d'exposition	Organe cible	Observations portant sur	Facteur de sécurité	Valeur	Source
Subchronique	**orale**	Système nerveux	souris	300	MRL = 2 10^{-2} mg/kg/j	ATSDR (2000)
Chronique	**Inhalation**	Système nerveux	homme	10	RfC = 5 mg/m^3	US-EPA (2005)
		Système nerveux	homme	100	MRL = 0.3 mg/m^3	ATSDR (2000)
		Système nerveux	Rat/homme	100	REL= 0.3 mg/m^3	OEHHA (2003)
		Sysème neurologique	Homme	10	**RfC = 3 mg/m^3**	ANSES (2010)
		Système nerveux	homme	300	VG = 0.26 mg/m^3	OMS (2000)
		Système nerveux	homme	300	TCA = 0.4 mg/m^3	RIVM (2001)
	orale	Systèmes hépatique et rénal	Rat/souris	3000	**RfD = 0.08 mg/kg/j**	US-EPA (2005)
		Système hépatique	souris	1000	DJT = 0.223 mg/kg	OMS (1996)
		foie et reins	rat	1000	DJA = 0.22 mg/kg/j	Santé Canada (1991)
		Système hépatique	souris	1000	TDI = 0.223 mg/kg/j	RIVM (2001)

Ethylbenzène (CAS n°100-41-4)

A) Généralités

L'éthylbenzène est un solvant utilisé dans de nombreux produits, y compris de consommation courante : diluants, adhésifs, peintures, vernis, encres, laques ou en tant que matière première en synthèse organique. Il est ajouté à l'essence automobile (environ 2 % en poids) pour son rôle antidétonant.

La fabrication de l'éthylbenzène et ses diverses utilisations le libèrent à l'atmosphère (trafic automobile, raffinage du pétrole, préparation et au transport d'asphalte chaud, rejets des incinérateurs, etc.).

Parmi les composés des hydrocarbures, l'éthylbenzène est rangé parmi les COV (composés organiques volatils) et plus précisément parmi les HAM (hydrocarbures aromatique monocyclique).

Voies d'exposition et absorption

La principale voie d'exposition à l'éthylbenzène est l'inhalation, puis dans une moindre mesure, l'ingestion et le contact cutané.

Les taux d'absorption sont : par inhalation 49 à 64% de l'éthylbenzène inhalé est absorbé (donnée sur l'homme pour une exposition de 8 h) ; par voie orale, chez l'animal, l'éthylbenzène est rapidement et facilement absorbé (absence de données sur l'homme). Par contact cutané avec les sols, aucune donnée n'est disponible.

B) Effets toxiques

Effets cancérigènes

En fonction des résultats d'études récentes le CIRC a placé l'éthylbenzène dans le groupe **2B** en considérant qu'il n'y a pas de preuves d'effets cancérogènes chez l'homme mais que les preuves sont suffisantes chez l'animal (aout 2000). La seule position connue de l'US-EPA (classement en D) est obsolète puisqu'elle date de 1991, et l'ethylbenzène n'est pas classé actuellement au sein de l'Union Européenne pour ses éventuels effets cancérogènes chez l'homme.

Comme le souligne l'IARC l'éthylbenzène est considéré globalement comme ne possédant pas de propriétés mutagènes ou génotoxiques directes. Il a été suggéré que dans certains cas c'est un métabolite de l'éthylbenzène qui pourrait induire les effets cancérogènes observés chez l'animal et il a aussi été envisagé un processus de cancérogénèse avec seuil d'effet.

De fait chez l'homme, les études disponibles n'ont montré aucune association entre l'apparition de cancers et l'exposition par inhalation sur une durée de 15 ans dans une unité de polymérisation du styrène, et il en est de même dans une unité de production sur une durée différente. Dans ces deux études, les méthodes de suivi et de mesures de l'exposition sont cependant insuffisantes pour permettre de valider les résultats. Par ailleurs aucune étude sur l'effet cancérigène de l'éthylbenzène par voie orale ou par voie cutanée n'est disponible chez l'homme.

Effets Mutagènes

L'éthylbenzène n'est pas considéré en l'état actuel des connaissances comme présentant des effets mutagènes (absence de classement par l'UE et avis formulé par l'IARC en 2000).

Effets sur la reproduction

La toxicité de l'éthylbenzène sur le développement a été étudiée chez le rat après administration par inhalation. Les concentrations supérieures à 1000 ppm ont provoqué une diminution

significative du gain de poids maternel et une diminution du poids foetal. Aucun effet tératogène n'a été observé jusqu'à 2000 ppm.

L'éthylbenzène n'est pas considéré en l'état actuel des connaissances comme présentant des effets sur la reproduction (absence de classement par l'UE).

Autres effets toxiques

L'exposition par voie respiratoire à l'éthylbenzène peut entraîner une somnolence, des céphalées, une fatigue, une irritation des voies respiratoires, des yeux, du nez.

Deux études réalisées chez des salariés ont montré des résultats contradictoires concernant les effets toxiques induits par une exposition chronique par voie pulmonaire à l'éthylbenzène (Angerer et Wulf., 1985, Cometto-Muniz et Cain., 1995, Thienes et Haley., 1972, Yant et al., 1930).

L'étude de Angerer et al., 1985 a mis en évidence chez des salariés exposés à des alkylbenzènes dont l'éthylbenzène une augmentation du nombre de lymphocytes ainsi qu'une diminution du taux d'hémoglobine, le système sanguin semble être l'organe cible des expositions chroniques aux alkylbenzènes. Compte tenu du manque d'information sur la concentration à laquelle ont été exposés les individus et compte tenu du mélange de substances (xylènes, n-butanol, hydrocarbures aromatiques) auquel les salariés ont été exposés, l'US EPA indique que les résultats de Angerer et Wulf., 1985 ne sont pas adéquats.

C) Relation Dose-réponse et valeurs toxicologiques de référence

Les tableaux ci-après présentent les VTR correspondant aux effets toxiques de l'éthylbenzène.

Voie d'exposition	Type d'effets considérés	Observations portant sur	VTR	Source
Inhalation	Cancer du rein	Rat	**ERUi = 2,5.10^{-6} (µg/m^3)$^{-1}$**	OEHHA (2007)
Ingestion	Cancer du rein	Rat	**ERUo = 0,011 (mg/kg/j)$^{-1}$**	OEHHA (2007)

Exposition	Voie d'exposition	Organe cible ou effet critique	Observations portant sur	Facteur de sécurité	Valeur	Source
Chronique	**Inhalation**	Ototoxicité	rat	75	**VGAI = 1,5 mg/m^3**	ANSES (2016)
		Effets sur le développement	rat et lapin	300	RfC = 1 mg/m^3	US EPA (1991)
		Système rénal	rat	300	MRL = 0,26 mg/m^3	ATSDR (2010)
		Systèmes rénal et hépatique	animale	30	REL = 2 mg/m^3	OEHHA (2002)
			animale	100	TCA = 0.77 mg/m^3	RIVM (2001)
	Ingestion	Systèmes rénal et hépatique	rat	1000	**RfD = 0,1 mg/kg/j**	US EPA (1991)
			rat	1000	DJA = 0,097 mg/kg/j	OMS (2004)
			rat	1000	**TDI = 0,1 mg/kg/j**	RIVM (2001)
subchronique		Système hépatique	rat	30	MRL = 0,4 mg/kg/j	ATSDR (2010)

Xylènes (CAS n°1330-20-7)

A) Généralités

Les xylènes sont des solvants utilisés dans de nombreux produits, y compris de consommation courante : diluants, adhésifs, peintures, vernis, encres, laques ou en tant que matière première en synthèse organique. Par ailleurs, comme sous-produit du pétrole, ils entrent dans la composition des carburants et solvants pétroliers.

Parmi les composés des hydrocarbures, les xylènes sont rangés parmi les COV (composés organiques volatils) et plus précisément parmi les HAM (hydrocarbures aromatique monocyclique).

Voies d'exposition et absorption

La principale voie d'exposition aux xylènes est l'inhalation, puis dans une moindre mesure, l'ingestion et le contact cutané.

Les taux d'absorption sont par inhalation : 59 à 64% des xylènes inhalés sont absorbés (donnée sur l'homme) ; par voie orale, chez l'animal, les xylènes sont rapidement et facilement absorbés (absence de données sur l'homme). Par voie cutanée avec les sols, aucune donnée n'est disponible.

B) Effets toxiques

Effets cancérigènes

Les xylènes n'ont pas de propriétés cancérogènes ou mutagènes connues. Ainsi l'US-EPA (IRIS 02/21/2003) considère qu'on ne dispose pas de données pertinentes sur les effets cancérogènes des xylènes chez l'homme et que les données disponibles chez l'animal ne sont pas concluantes ; l'US-EPA souligne également que tous les essais de génotoxicité réalisés avec ces substances se sont révélés négatifs.

Le CIRC- IARC a placé les xylènes dans le groupe 3 (1999).

Effets Mutagènes

Les xylènes ne sont pas considérés en l'état actuel des connaissances comme présentant des effets mutagènes (absence de classement par l'UE).

Effets sur la reproduction

Plusieurs études effectuées chez la souris et le rat montrent des effets embryotoxiques et foetotoxiques à des doses élevées mais pas forcément toxiques pour la mère. On observe des retards de croissance fœtale et d'ossification et des malformations du squelette.

Chez la femme, une étude fait état de troubles menstruels lors d'exposition inférieure à 100 ppm. Une augmentation du risque d'avortements spontanés et de malformations congénitales (notamment neurologiques) chez des enfants nés de mères exposées lors du premier semestre de grossesse a été relevée dans quatre études cas-témoin.

Les xylènes ne sont cependant pas classés quant à leurs effets sur la reproduction.

Autres effets toxiques

De nombreuses études épidémiologiques ont été menées chez des salariés exposés à long terme et de façon répétée aux vapeurs de xylènes. Ces études ont montré pour certains sujets une respiration difficile et à une altération de certaines fonctions pulmonaires. Une augmentation significative des irritations du nez et de la gorge a été notée chez des salariés exposés à une

concentration moyenne de 14 ppm (61 mg/m^3) de vapeurs de xylènes. Les xylènes induisent également par voie pulmonaire des atteintes neurologiques.

Des troubles hématologiques ont été notés, mais compte tenu de la coexistence du benzène avec les xylènes étudiés, le lien de causalité ne peut être établi.

Enfin, concernant les effets immunologiques, une diminution du nombre des lymphocytes a été observée chez les travailleurs exposés.

C) Relation Dose-réponse et valeurs toxicologiques de référence

Le tableau ci-après présente les VTR correspondant aux effets toxiques des xylènes.

Exposition	Voie d'exposition	Organe cible ou effet critique	Observations portant sur	Facteur de sécurité	Valeur	Source
Chronique	**Inhalation**	Système neurologique	homme	300	MRL (0.05 ppm) = 220 µg/m^3	ATSDR (2007)
		Système neurologique	rat	300	**RfC = 100 µg/m^3**	**US EPA (2003)**
		-	-	-	REL = 700 µg/m^3	OEHHA (2002)
		Système neurologique	rat	1000	TCA = 870 µg/m^3	RIVM (2001)
		feototoxicité	rat	1000	CA = 180 µg/m^3	Santé Canada (1991)
	Ingestion	Système neurologique	homme	1000	**MRL = 0,2 mg/kg/j**	**ATSDR (2007)**
		Diminution poids corporel	rat	1000	**RfD = 0,2 mg/kg/j**	**US EPA (2003)**
		Syst. rénal	rat	1000	TDI = 0,15 mg/kg/j	RIVM (2001)
		Diminution poids corporel	rat	1000	DJT = 0.179 mg/kg/j	OMS (1996)
		Syst. hépatique	rat	100	DJA = 1.5 mg/kg/j	Santé Canada (1991)

Styrène (CAS n°100-42-5)

A) Généralités

Le styrène est utilisé dans la fabrication de matières plastiques, de caoutchouc synthétique, de polystyrène, de résines polymère (ABS), de résines polyester (pour matériaux de construction et bateaux), de résines échangeuses d'ions. Il sert également à renforcer les fibres de verre et à fabriquer des matériaux isolants et des revêtements de protection. Il est d'autre part utilisé en synthèse organique.

Le styrène présent dans l'environnement est essentiellement anthropique. Des quantités importantes peuvent être rejetées dans l'environnement au cours de la production et de l'utilisation, notamment lors de la fabrication de polymères. Il est également présent dans les échappements de moteurs thermiques à allumage par bougies (en particulier échappements d'automobiles), dans les flammes oxyacétyléniques, la fumée de cigarette et les gaz émis par la pyrolyse des garnitures de freins. Le raffinage d'huile peut aussi induire la formation de styrène.

Parmi les composés des hydrocarbures, le styrène est rangé parmi les COV (composés organiques volatils) et plus précisément parmi les HAM (hydrocarbures aromatiques monocycliques).

Voies d'exposition et absorption

La principale voie d'exposition au styrène est l'inhalation, puis dans une moindre mesure, l'ingestion et le contact cutané.

Les taux d'absorption (INERIS, 2003) sont par inhalation : 59 à 88% du styrène inhalé est absorbé (donnée sur l'homme) ; par voie orale, chez l'homme 90% du styrène ingéré est absorbé. Par contact cutané avec les sols aucune donnée n'est disponible.

B) Effets toxiques

Effets cancérigènes

Le CIRC (1994) a placé le styrène dans le **groupe 2B**, sans modification depuis cette date, en précisant qu'il n'y avait pas de preuves chez l'homme et seulement des preuves limitées chez l'animal, mais que le styrène est connu pour être métabolisé en styrène-7,8-oxyde, lui-même susceptible de se lier de façon covalente avec le DNA et connu également pour ses propriétés génotoxiques dans divers tests in vitro.

Le styrène n'est pas classé au sein de l'UE pour ses propriétés cancérogènes et il n'est pas actuellement pris en compte pour ce type de propriétés par l'US-EPA (IRIS).

Le CIRC/IARC a aussi basé en partie la classification en 2B du styrène sur l'analyse et les résultats d'études en ambiance professionnelle montrant la détection de 7-8-styrène-oxyde dans le sang de travailleurs exposés au styrène, ainsi que de lésions chromosomiques chez ces mêmes sujets, mais l'IARC souligne qu'il y a des co-expositions à d'autres substances dans toutes ces études.

En l'état des connaissances il n'apparaît donc pas scientifiquement justifié de considérer que le styrène a des propriétés cancérogènes chez l'homme.

Effets Mutagènes

Du fait de l'absence de données, le styrène n'est pas classé au sein de l'UE pour ses effets génotoxiques.

Ainsi, en l'état des connaissances il n'apparaît pas scientifiquement justifié de considérer que le styrène présente des effets génotoxiques.

Effets sur la reproduction

Une foetotoxicité a été mise en évidence chez la souris (250 ppm) et le hamster (1000 ppm) après 6 heures d'inhalation de vapeurs de styrène. Par ailleurs, des anomalies du système nerveux central ont été signalées chez les enfants de mères exposées à ce produit.

En l'état des connaissances il n'apparaît pas scientifiquement justifié de considérer que le styrène présente des effets néfastes sur la reproduction chez l'homme. De fait, le styrène n'est pas classé au sein de l'UE pour ses incidences sur le développement.

Autres effets toxiques

Des effets de toxicité générale ont été observés dans différentes études épidémiologiques.

Les effets observés sont principalement :

- une action pré-narcotique avec fatigue, perte de mémoire, céphalées, troubles de l'équilibre, manque de coordination, nausée traduisant un impact du styrène sur le système nerveux central,
- une irritation des yeux et des muqueuses nasales.

C) Relation Dose-réponse et valeurs toxicologiques de référence

Le tableau page suivante présente les VTR correspondant aux effets toxiques hors cancer.

Exposition	Voie d'exposition	Organe cible ou effet critique	Observations portant sur	Facteur de sécurité	Valeur	Source
Chronique	**Inhalation**	Syst. nerveux Effet sur le développement	homme	420	VG = 260 µg/m^3	OMS (2000)
		Neurologique	homme	30	**MRL = 870 µg/m^3**	**ATSDR (2010)**
		Syst. Nerveux central	homme	30	RfC = 1000 µg/m^3	US EPA (1993)
		Syst. nerveux	homme	30	TCA = 900 µg/m^3	RIVM (2000)
		Syst. Nerveux et poids	rat	500	TCA = 92 µg/m^3	Santé canada (1993)
		Syst. nerveux	homme	3	REL = 900 µg/m^3	OEHHA (2003)
	Ingestion	Syst. sanguin et hépatique	chien	1000	RfD = 0,2 mg/kg/j	US EPA (1990)
		Effet sur le développement	rat	100	TDI = 0,12 mg/kg/j	Santé Canada (1993)
		-	rat	1000	**DJT = 7,7 10^{-3} mg/kg/j**	**OMS (2006)**
		Poids corporel	rat	100	TDI = 0,12 mg/kg/j	RIVM (2000)

2.3 COHV – Composés organo-halogénés volatils

Les paramètres physicochimiques des composés organo-halogénés volatils sont détaillés dans le tableau suivant.

SUBSTANCES	Masse molaire (g/mol)	Constante de Henry H (adim)	Coef. de partage mat. org/eau Koc (mg/kg)/(mg/l)	Solubilite S (mg/l)	Diffusion dans l'air (m²/j)	Diffusion dans l'eau (m²/j)	Perméation au PEHD (m²/j)	Taux d'adsorpt° dermique AAF (mg/mg)
COMPOSES ORGANO-HALOGENES VOLATILS								
tetrachlorure de carbone / tétrachlorométhane	153,82	1,21	49	786	6,74E-01	7,60E-05	-	1,0E-01
tetrachloroethylene / perchloroéthylène	165,85	1,111	245	150	6,22E-01	7,08E-05	7,7E-07	1,0E-01
trichloroethylene	131,39	0,477	110	1100	6,83E-01	7,86E-05	1,6E-06	1,0E-01
1,1,1-trichlorethane	133,4	0,894	49	1000	6,74E-01	7,60E-05	-	1,0E-01
1,1,2-trichloroethane	133,4	0,038	68	4393	6,74E-01	7,60E-05	-	1,0E-01
chloroforme / trichloromethane	119,4	0,169	35	7500	8,99E-01	8,64E-05	1,0E-06	2,2E-01
cis-1.2-dichloroethylene	96,94	0,304	44	3500	6,36E-01	9,76E-05	-	1,0E-01
trans-1,2-dichloroethylene	96,94	0,277	44	6300	6,11E-01	1,03E-04	-	1,0E-01
1,1-dichloroethylene	96,94	0,938	35	3345	7,78E-01	8,99E-05	-	1,0E-01
1,2-dichloroethane	98,96	0,049	44	8679	8,99E-01	8,55E-05	3,0E-07	1,0E-01
1,1-dichloroethane	98,96	0,241	35	5032	6,41E-01	9,07E-05	-	1,0E-01
dichloromethane / Chlorure de méthylène	84,96	0,101	23	19380	8,73E-01	1,01E-04	5,0E-07	1,0E-01
chlorure de vinyle / chloroéthylène	62,5	0,924	23	2697	9,16E-01	1,06E-05	1,0E-06	1,0E-01
chlorobenzene	112,6	0,188	269	391	6,31E-01	7,52E-05	3,5E-06	1,0E-01
1,2-dichlorobenzene	147	0,118	295	92,3	5,96E-01	6,83E-05	-	1,0E-01
1,3-dichlorobenzene	147	0,140	316	123	5,96E-01	6,83E-05	-	1,0E-01
1,4-dichlorobenzene	147	0,111	437	80	5,96E-01	6,83E-05	2,0E-06	1,0E-01
1,2,3-trichlorobenzene	181,45	0,04	2000	15	2,59E-01	7,11E-05	-	1,0E-01
1,2,4-trichlorobenzene	181,45	0,12	724	34,6	2,59E-01	7,11E-05	1,0E-06	1,0E-01
1,3,5-trichlorobenzene	181,45	0,077	5130	6,01	-	-	-	1,0E-01

- : aucune donnée dans la littérature

Chlorure de vinyle / Chloroéthylène (Cas n°75-01-4)

A) Généralités

Le chlorure de vinyle est largement utilisé comme monomère dans la fabrication de matières plastiques (PVC et copolymères), de synthèses organiques et comme réfrigérant. Il trouve également de nombreuses applications dans la fabrication de produits utilisés dans le bâtiment, l'industrie automobile, l'isolation de câbles et de fils électriques, les tuyauteries, l'équipement industriel et ménager.

Le chlorure de vinyle dans l'environnement est uniquement d'origine anthropique.

Voies d'exposition et absorption

La principale voie d'exposition au chlorure de vinyle est l'inhalation, puis dans une moindre mesure, l'ingestion et le contact cutané.

Les taux d'absorption sont les suivants : chez l'homme, l'absorption pulmonaire est comprise entre 30 et 40%, le reste étant éliminé à l'expiration, par voir orale le chlorure de vinyle ingéré est en grande partie absorbé. Par contact cutané avec les sols aucune donnée n'est disponible, nous prendrons donc la valeur proposée par la base de données du logiciel RISC de Waterloo Hydrogeologics de 10%.

B) Effets toxiques

Effets cancérigènes

L'union européenne classe le chlorure de vinyle en carc. **catégorie 1** (est cancérogène pour l'homme).

Le CIRC classe le chlorure de vinyle dans le **groupe 1** (est cancérogène pour l'homme, 1987). Il existe des données chez l'animal et chez l'homme démontrant le potentiel cancérogène du chlorure de vinyle.

Enfin, l'US-EPA classe le chlorure de vinyle dans le **groupe A** (est cancérogène pour l'homme, 1993).

Le chlorure de vinyle a été associé à des tumeurs du foie, du cerveau, du poumon et du système hématolymphopoiëtique (IARC, 1970). Toutes les études traitent de l'exposition par inhalation et viennent de populations industrielles.

Un grand nombre d'études épidémiologiques ont conforté la relation entre l'exposition au chlorure de vinyle et l'apparition d'angiosarcomes du foie qui est un type de cancer extrêmement rare dans la population générale. Parmi les plus récentes, Pirastu et al. (1990, 1998) ont rapporté, dans une étude portant sur une population de 5946 travailleurs employés dans des usines de fabrication du chlorure de vinyle en Italie, un excès de mortalité par cancer du foie (majoritairement des angiosarcomes et quelques hépatocarcinomes). L'analyse des données n'a pas confirmé l'action cancérogène du chlorure de vinyle sur les autres organes cibles suggérés (poumons, cerveau et tissus lymphopoiëtiques).

Enfin, un risque légèrement élevé de cancer gastro-intestinal est mentionné dans quelques études mais n'a pas été confirmé dans d'autres (Smulevich et al., 1988).

Effets sur la reproduction

Des études standardisées permettent de montrer que le chlorure de vinyle est embryotoxique, foetotoxique entraînant une augmentation du nombre d'avortements, une diminution du nombre de fœtus vivant ou un retard de développement.

Plusieurs études de cas répertoriées citent des dysfonctionnements sexuels chez l'homme et chez la femme après une exposition professionnelle répétée à long terme. Infant et col. (1976) ont été les premiers à mettre en évidence un risque possible pour des femmes enceintes de salariés exposés. En effet, le nombre d'avortements observés était plus nombreux chez ces femmes.

L'UE ne considère pas le chlorure de vinyle comme présentant ou pouvant présenter des effets reprotoxiques.

Effets Mutagènes

L'UE ne considère pas le chlorure de vinyle comme présentant ou pouvant présenter des effets genotoxiques (mutagènes).

Autres effets toxiques

La voie principale d'exposition pour le chlorure de vinyle est l'inhalation avec des organes cibles qui sont le système nerveux central et le foie. La voie secondaire d'exposition est l'ingestion avec pour organes cibles principaux la peau les os, la rate et le système circulatoire.

En milieu industriel, l'exposition à des concentrations de l'ordre de 2 600 mg/m^3 (1000 ppm) qui n'étaient pas rares avant 1974 pendant des périodes d'un mois à plusieurs années était à l'origine d'un syndrome pathologique particulier observé chez des ouvriers travaillant sur le chlorure de vinyle et appelé « maladie du chlorure de vinyle ». Les symptômes évoqués consistaient en douleurs articulaires et céphalées, étourdissements, troubles visuels, fatigue, perte d'appétit, nausées, insomnies, essoufflements, douleurs abdominales, douleurs et picotements dans les membres, sensation de froid aux extrémités, diminution de la libido et perte de poids (Thiess et al., 1974).

Des effets tels qu'une acro-ostéolyse (syndrome primitif ou secondaire caractérisé par une lyse progressive des os des mains et/ou des pieds) ont également pu être observés chez des travailleurs exposés au chlorure de vinyle. Ces effets ont surtout été associés à une exposition par contact cutané.

Les principales anomalies immunologiques rapportées chez les patients atteints de la maladie du chlorure de vinyle portent sur une hyperglobulinémie, une cryoglobulinémie, une cryofibrinogénémie et une activation *in vivo* du complément (Ward et al., 1976).

C) Relation Dose-réponse et valeurs toxicologiques de référence

Les tableaux ci-après présentent les VTR correspondant aux effets cancerigènes dans un premier temps et les VTR correspondant aux effets toxiques à seuil dans un second temps.

Voie d'exposition	Type d'effet critique	Observations portant sur	Valeur	Source
Inhalation	Tous types de tumeurs	-	ERUi = 0,0078 (mg/m^3)$^{-1}$	OEHHA (2005)
	Tous types de tumeurs	homme	ERUi = 0,001 (mg/m^3)$^{-1}$	OMS (2000)
	Tumeurs hépatocellulaires	rat	ERUi vie entière = 0,0088 (mg/m^3)$^{-1}$	US EPA (2000)
	Tumeurs hépatocellulaires	souris	**VTR = 0,0038 (mg/m^3)$^{-1}$**	**ANSES (2012)**
Orale	Tumeurs hépatocellulaires	rat	ERUo vie entière= 1.5 (mg/kg/j)$^{-1}$	US EPA (2000)
	Tumeurs hépatocellulaires	-	ERUo = 0,27 (mg/kg/j)$^{-1}$	OEHHA (2005)

Voie d'exposition	Type d'effet critique	Observations portant sur	Valeur	Source
	Tumeurs hépatiques	rats	**ERUo = 0,625 (mg/kg/j)$^{-1}$**	**ANSES (2012)**

Exposition	Voie d'exposition	Organe cible ou effet critique	Observations portant sur	Facteur de sécurité	Valeur	Source
Chronique	**Inhalation**	Syst. hépatique	rat	30	RfC = 100 µg/m^3	US EPA (2000)
		Testicules	rat	100	**TCA = 56 µg/m^3**	**RIVM (2001)**
Subchronique		Syst. hépatique	rat	30	MRL = 7,8.10^{-2} mg/kg/j	ATSDR (2006)
Chronique	**Ingestion**	Syst. hépatique	rat	30	RfD = 3.10^{-3} mg/kg/j	US EPA (2000)
		Syst. hépatique	rat	100	**TDI = 1,3.10^{-3} mg/kg/j**	**RIVM (2001)**
		Syst. hépatique	rat	30	MRL = 3.10^{-3} mg/kg/j	ATSDR (2006)

Dichlorométhane / Chlorure de méthylène (CAS n°75-09-2)

A) Généralités

La principale utilisation du dichlorométhane est liée à son rôle de solvant, comme réfrigérant, comme dégraissant de métal, ou encore comme agent de retardement de la fermentation.

Convenablement stabilisé comme on le trouve dans le commerce par addition de petites quantités de différents produits.

Jusqu'à récemment, le chlorure de méthylène était le solvant le plus utilisé comme décapant à peinture et vernis. Cette utilisation tend à être remplacée par des procédés à chaud sans solvant ou d'autres procédés chimiques du fait de ses effets nocifs sur la santé et l'environnement. Enfin, il a été utilisé comme solvant d'extraction pour la production de café décaféiné mais du fait des traces possibles de solvant dans le café, ce procédé n'est plus utilisé.

Le dichlorométhane dans l'environnement est uniquement d'origine anthropique.

Voies d'exposition et absorption

Les voies d'exposition au dichlorométhane sont l'inhalation, l'ingestion et le contact cutané.

Par voie inhalation, sur des souris, après quelques heures, le taux d'absorption par inhalation était d'au moins 70%.

Par contact cutané, les études expérimentales sur des hommes au contact avec du dichlorométhane liquide montre que l'adsorption dermique est très faible. Cependant, dans des études sur les souris, jusqu'à 70% de la dose était adsorbée lors de contact dermique.

L'absorption par voie digestive a été mise en évidence lors de cas de narcose provenant d'ingestions accidentelles et un cas d'augmentation de la carboxyhémoglobinémie observé chez une femme ayant ingéré un décapant, contenant 75-80 % de chlorure de méthylène. Elle est également mise en évidence par les études de toxicité aiguë chez l'animal.

Métabolisation

Le dichlorométhane est surtout absorbé par voie respiratoire. Plus de la moitié du produit ayant ainsi pénétré dans l'organisme est éliminée sous forme inchangé par le poumon. Le reste conduit à deux métabolismes que sont l'aldéhyde formique et l'oxyde de carbone.

Par voie orale, le foie est le principal organe d'accumulation tandis que par voie inhalation, l'accumulation se fait au niveau des graisses périrénales, du foie et des poumons.

B) Effets toxiques

Effets cancérigènes

Le dichlorométhane est classifié comme cancérigène probable (2B) par le CIRC, et B2 par l'US-EPA du fait de preuves suffisantes chez l'animal concernant les effets sur la reproduction sur les rats, l'augmentation des tumeurs, et les effets hépatiques (leucémies) sur les femelles. Cependant, ces preuves sont considérées comme insuffisantes sur l'homme.

Le dichlorométhane est actuellement classé cancérogène catégorie 3 (R 40) par l'Union Européenne. Le Bureau européen des produits chimiques a entrepris un examen des substances classées cancérigènes catégorie 3 et conclut que les nouvelles données, principalement épidémiologiques, relatives au dichlorométhane, ne semblent pas susceptibles de remettre en question la classification adoptée en 1993.

Au cours d'une expérimentation sur deux années, l'inhalation de 500, 1000, et 3500 ppm de dichlorométhane, 6 heures par jours, 5 jours par semaines, a provoqué chez le rat une augmentation du nombre de tumeurs bénignes des glandes mammaires.

Dans une autre étude effectuée sur des souris recevant 800 mg/kg de dichlorométhane , 3 fois par semaine, il n'a pas été constaté , après 24 semaines, de différence dans la survenue de tumeurs pulmonaires entre les groupes traités et les groupes témoins.

Effets Mutagènes

Le dichlorométhane n'est pas considéré en l'état actuel des connaissances comme présentant des effets mutagènes par l'UE (absence de classement).

Effets sur la reproduction

Aucune information n'est disponible concernant les effets du dichlorométhane sur la reproduction et le développement de l'homme. Chez l'animal, il a été montré que le dichlorométhane induisait une modification des cellules embryonnaires chez le rat et une augmentation de la transformation virale des cellules embryonnaires chez le hamster.
L'UE ne considère pas le dichlorométhane comme un agent reprotoxique. En l'état actuel des données, nous ne considérerons pas les effets reprotoxiques du dichlorométhane.

Autres effets toxiques

Les études existantes sont peu nombreuses, l'INRS note que des dermatoses peuvent survenir par contact répété avec la peau.

L'inhalation des vapeurs peut causer une dépression du système nerveux central se manifestant par des maux de tête, des nausées, des étourdissements, de la fatigue, de la somnolence et une diminution de la performance lors de certains tests neurocomportementaux. Il a été observé dans plusieurs études que le taux de carboxyhémoglobine s'élève suite à une exposition chronique au chlorure de méthylène

Deux cas de neurotoxicité ont été rapportés. Un travailleur a présenté une la perte de la mémoire, des troubles de la parole et de la démarche et des maux de tête, mais les conditions d'exposition étaient mal connues. Dans le second cas, le travailleur a eu de la confusion et des maux de tête mais l'exposition était mixte.

C) Relation Dose-réponse et valeurs toxicologiques de référence

Les tableaux ci-après présentent les VTR correspondant aux effets sans seuil (type cancer) puis à seuil.

Ces VTR sont issues d'une recherche, actualisée régulièrement auprès des principales bases de données disponibles (ATSDR, OMS, USEPA, OEHHA, RIVM, Santé Canada).

Voie d'exposition	Type d'effet critique	Observations portant sur	Valeur	Source
Inhalation	Sarcomes et adénomes pulmonaires	souris	ERUi = 1 10^{-6} $(\mu g/m^3)^{-1}$	OEHHA (2002)
	Tumeurs sur les poumons	souris	ERUi = 2,3 10^{-8} $(\mu g/m^3)^{-1}$	Santé Canada (1993)
	Tumeurs hépatocellulaires	souris	**ERUi = 1.10^{-8} $(\mu g/m^3)^{-1}$**	US EPA (2011)
Orale	Tumeurs hépatocellulaires	souris	**ERUo = 2.10^{-3} $(mg/kg/j)^{-1}$**	US EPA (2011)

Exposition	Voie d'exposition	Organe critique	Observations portant sur	Facteur de sécurité	Valeur	Source
Chronique	**Inhalation**	Système nerveux, cardiovasculaire	humain	100	REL = 0,4 mg/m^3	OEHHA (2003)
		foie	rat	30	MRL = 1,1 mg/m^3	ATSDR (2000)
		Système nerveux central, sang	humain	-	TCA = 3 mg/m^3	OMS (2000)
		Système nerveux central, sang	humain	10	TCA = 3 mg/m^3	RIVM (2000)
		foie	rat	30	**RfC = 6.10^{-1} mg/m^3**	USEPA (2011)
	Ingestion	foie	rat	30	**RfD = 6.10^{-3} mg/kg/j**	USEPA (2011)
		foie	rat	100	MRL = 0.06 mg/kg/j	ATSDR (2000)
		foie	rat	1000	TDI = 0.006 mg/kg/j	OMS (2004)
		foie	rat	100	TDI = 0.06 mg/kg/j	RIVM (2000)
		foie	rat	100	TDI = 0.05 mg/kg/j	Health canada (2000)

Chloroforme ou trichlorométhane (CAS n°67-66-3)

A) Généralités

La principale utilisation du chloroforme est la fabrication du HCFC-22 (chlorodifluorométhane) destiné à la réfrigération ou à la production de chloro-fluoropolymères. On notera par ailleurs que le chloroforme se forme lors du traitement de l'eau (chloration).

Le chloroforme dans l'environnement est uniquement d'origine anthropique.

Voies d'exposition et absorption

La principale voie d'exposition au chloroforme est l'inhalation, puis dans une moindre mesure, l'ingestion et le contact cutané.

Les taux d'absorption sont les suivants : chez l'homme, l'absorption pulmonaire est comprise entre 60 et 80%, le reste étant éliminé à l'expiration, par voir orale l'INERIS considère qu'environ 100 % du chloroforme ingéré est absorbé et par contact cutané ce taux est compris entre 22 et 24%.

B) Effets toxiques

Effets cancérigènes

Le chloroforme est placé par l'Union Européenne dans la catégorie **Carc.3**, il est placé dans le groupe **2B** par le CIRC (1999), et dans la classe **B2** (cancérigène probable pour l'homme) par l'US-EPA (2001).

Par voie orale, plusieurs études épidémiologiques suggèrent une association entre la consommation d'eau de boisson chlorée et des cancers, surtout de la vessie et du tube digestif (colon, rectum) chez l'homme. Cette relation ne peut être corrélée directement à l'exposition au chloroforme car plusieurs sous-produits de la chloration, cancérigènes potentiels, peuvent être présents dans ces eaux de boisson et que les concentrations exactes en chloroforme ne sont pas connues, d'autres sources de chloroforme ne pouvant être exclues. La présence de chloroforme est cependant vraisemblable car c'est un sous-produit fréquent de l'eau de boisson chlorée et il peut être suspecté car il présente une cancérogénicité connue chez l'animal (ATSDR, 1998). Cependant, la position du CIRC (Monographs : Vol 73/1999/p.131) est de considérer qu'il est impossible d'établir un lien de causalité avec le chloroforme dans ce type d'études, ce qui a conduit à placer le chloroforme en 2B pour absence de preuves chez l'homme et preuves suffisantes chez l'animal.

Il y a aussi un certain consensus sur le fait que la cancérogénicité du chloroforme chez l'animal pourrait être la conséquence secondaire de sa cytotoxicité et des processus de réparation et de prolifération cellulaire qu'elle est susceptibe de provoquer.

Compte tenu de ces éléments, nous ne considérerons pas les effets cancérigènes potentiels du chloroforme par voie orale. Par voie inhalation, malgré les réserves formulées par l'US-EPA un effet potentiel sans seuil sera considéré.

Effets sur la reproduction

Le trichlorométhane traverse la barrière placentaire. Les études menées chez le rat et la souris sont concordantes et indiquent que cette substance est essentiellement embryotoxique avec augmentation des résorptions fœtales, et retard de développement. Son potentiel tératogène paraît relativement faible.

L'UE ne considère pas le chloroforme comme un agent reprotoxique. En l'état actuel des données, nous ne considérerons pas les effets reprotoxiques du chloroforme.

Effets Mutagènes

Le trichlorométhane ou ses métabolites ne sont apparemment pas mutagènes. De nombreuses études à différents niveaux phylogénétiques n'ont pas mis en évidence ce type d'effets (US-EPA, 2001).

Les études d'initiation/promotion mettent en évidence une action promotrice mais non initiatrice du chloroforme, ce qui laisse penser que ce composé n'est pas mutagène.

L'UE ne considère pas le chloroforme comme présentant des effets mutagènes. En l'état actuel des données, nous ne considérerons pas les effets mutagènes du chloroforme.

Autres effets toxiques

Quelle que soit la voie d'exposition au chloroforme, les organes cibles majeurs sont le foie, les reins et le système nerveux central.

L'exposition prolongée, répétée au chloroforme pourrait entraîner une atteinte hépatique et rénale. L'exposition de rats à 25 ppm de chloroforme, 4 heures par jours, pendant 6 mois ne provoque cependant pas de signe de cytolyse hépatique.

Certaines études ont montré des effets sur le foie, se traduisant par une hépatite ou une jaunisse, chez des travailleurs exposés à des concentrations allant de 2 à 20 ppm durant 1 à 4 ans.

Peu de données sont disponibles concernant les effets toxiques chez l'homme liés à une ingestion chronique de chloroforme. « En se basant sur la toxicité aiguë de ce composé, il est vraisemblable que des effets gastro-intestinaux, hépatiques et rénaux se produisent. » (INERIS, 2000)

Le chloroforme est également un irritant des muqueuses, induisant des gastro-entérites accompagnées de nausées persistantes et de vomissements. Le contact cutané avec le chloroforme peut provoquer des dermites chimiques caractérisées par des irritations, des rougeurs, des cloques et des brûlures. Le contact du produit avec les yeux induit des douleurs et une rougeur du tissu conjonctif.

C) Relation Dose-réponse et valeurs toxicologiques de référence

Les tableaux ci-après présentent les VTR correspondant aux effets toxiques à seuil.

Exposition	Voie d'exposition	Organe cible	Observations portant sur	Valeur	Source
Chronique	**Inhalation**	Syst. hépatique	souris	**ERUi = 2,3.10^{-5} (µg/m3)$^{-1}$**	US-EPA (2001)
		Syst. hépatique et rénal	rat, souris	ERUi = 5,3.10^{-6} (µg/m3)$^{-1}$	OEHHA (2002)
	Ingestion	Syst. hépatique et rénal	rat, souris	**ERUo = 3,1.10^{-2} (mg/kg/j)$^{-1}$**	OEHHA (2009)

Exposition	Voie d'exposition	Organe cible	Observations portant sur	Facteur de sécurité	Valeur	Source
Chronique	**Inhalation**	Syst. hépatique	homme	100	MRL = 100 µg/m^3	ATSDR (1997)
			rat	1000	TCA = 100 µg/m^3	RIVM (2000)
		Syst. hépatique et rénal	rat	300	REL = 300 µg/m^3	OEHHA (2002)
		Syst. hépatique	souris	100	**RfC = 63 µg/m^3**	**ANSES (2009)**

Exposition	Voie d'exposition	Organe cible	Observations portant sur	Facteur de sécurité	Valeur	Source
	Orale	Syst. hépatique	chien	1000	MRL = 0,01 mg/kg/j	ATSDR (1997)
			chien	1000	**RfD = 0,01 mg/kg/j**	US EPA (2001)
			-	25	DJA = 0,015 mg/kg/j	OMS (2006)
			souris	1000	TDI = 0,03 mg/kg/j	RIVM (2000)

Tétrachlorure de carbone / tétrachlorométhane (CAS n°56-23-5)

A) Généralités

La principale utilisation du tétrachlorure de carbone est l'industrie, il intervient dans la fabrication des chlorofluorométhanes (CFCs) et dans les réactions de polymérisation. Compte tenu des décisions internationales concernant la protection de la couche d'ozone, la production et l'importation de tétrachlorométhane ne sont plus autorisées dans l'Union Européenne depuis janvier 1995.

Le tétrachlorure de carbone dans l'environnement est uniquement d'origine anthropique.

Voies d'exposition et absorption

Chez l'homme, l'absorption pulmonaire est de l'ordre de 40 %, par voir orale et voie cutanée les taux d'absorption ne sont pas connus (ni chez les animaux).

Métabolisation

Il est métabolisé dans le foie et les reins en trichlorométhane, hexachloroéthane, trichlorométhylperoxyde et trichorométhylcarbène. Les métabolites terminaux sont le dichlorure de carbonyle, le CO, le CO2 (4,5 %). Une partie (50-70 %) est éliminée par l'air exhalé sous forme inchangée, le reste étant éliminé rapidement dans les urines et les fèces.

Les organes cibles principaux pour des expositions par voie orale et cutanée sont le foie et le système nerveux central (vomissements, nausées).

B) Effets toxiques

Effets cancérigènes

Plusieurs études épidémiologiques chez des travailleurs exposés au tétrachlorure de carbone ont mis en évidence des décès par cancer (dont des cancers du pancrés, de l'œsophage, lymphatique).

Dans l'une des études portant sur l'incidence des cancers pulmonaires chez des salariés dans le domaine de la chimie, aucune association n'a pu être mise en évidence avec l'exposition au tétrachlorure de carbone (Bond et al. 1986).

Le CIRC place le tétrachlorométhane dans le **groupe 2B** : cancérogène possible pour l'homme, l'US-EPA le place dans la **classe B2** : probablement cancérigène pour l'homme. L'UE place cette substance en **catégorie 3** (substance préoccupante pour l'homme en raison d'effets cancérogènes possibles). Il y a donc à l'heure actuelle une discordance entre les classements par l'US-EPA et le CIRC d'une part et l'Union Européenne d'autre part.

Effets mutagènes et sur la reproduction

La substance a été examinée par l'union européenne mais n'a pas été classée génotoxique (JOCE, 2004).

C) Relation Dose-réponse et valeurs toxicologiques de référence

Les tableaux ci-après présentent les VTR correspondant aux effets sans seuil dans un premier temps et les VTR correspondant aux effets toxiques à seuil.

Voie d'exposition	Type d'effet critique	Observations portant sur	Valeur	Source
Inhalation	Tumeurs hépatiques	souris	**ERUi = 5,6.10^{-6} (µg/m^3)$^{-1}$**	US-EPA (2010)
	-	-	ERUi = 4,2.10^{-5} (µg/m^3)$^{-1}$	OEHHA (2005)
Ingestion	Tumeurs hépatiques	souris	**ERUo = 7.10^{-2} (mg/kg/j)$^{-1}$**	US-EPA (2010)
			ERUo* = 0,15 (mg/kg/j)$^{-1}$	OEHHA* (non précisé)

* : valeurs issues du rapport d'étude de l'INERIS de mars 2009. Ces valeurs sont données ici à titre indicatif et ne seront pas retenues.

Exposition	Voie d'exposition	Effet ou Organe cible	Observations portant sur	Facteur de sécurité	Valeur	Source
Chronique	**Inhalation**	hépatiques	rats	30	MRL (0.03 ppm)= 190 µg/m^3	ATSDR (2005)
		hépatiques	rats	100	RfC = 100 µg/m^3	US-EPA (2010)
		hépatiques	rats	300	**RfC = 38 µg/ m^3**	**ANSES (2009)**
		Hépatiques et rein	rats	100	TCA = 60 µg/m^3	RIVM (2001)
		hépatiques	cobaye	300	REL = 40 µg/m^3	OEHHA (2003)
		hépatiques	homme	210	RfC = 27 µg/m^3	INERIS (2006)
	Orale	-	-	500	DJT = 1,4.10^{-5} mg/kg/j	OMS (2006)
		hépatiques	rat	1000	**RfD = 4.10^{-3} mg/kg/j**	US-EPA (2010)
		hépatiques	rat	250	TDI = 4.10^{-3} mg/kg/j	RIVM (2001)

Trichloroéthylène (CAS n°79-01-6)

A) Généralités

La principale utilisation du trichloroéthylène est le dégraissage des pièces métalliques et le nettoyage à sec qui représente en Europe de l'ouest 95 % de la production. Le trichloroéthylène entre également dans la fabrication de produits pharmaceutiques, de retardateurs chimiques d'inflammation, d'insecticides et est utilisé comme réfrigérant. Il entre également dans la composition de colles, de décapants, de correcteurs liquides ou de détachants.

Le trichloroéthylène dans l'environnement est uniquement d'origine anthropique. La majeure partie de la production annuelle mondiale (60 à 90 %) est rejetée principalement dans l'atmosphère (relargage de vapeurs utilisées dans les opérations de dégraissage, dégazage de décharges).

Voies d'exposition et absorption

La principale voie d'exposition au trichloroéthylène est l'inhalation, puis dans une moindre mesure, l'ingestion et le contact cutané.

Les taux d'absorption sont les suivants : chez l'homme, l'absorption pulmonaire est comprise entre 37 et 64%, le reste étant éliminé à l'expiration, par voir orale chez l'animal 80 à 98 % du trichloroéthylène ingéré est absorbé. Par contact cutané avec les sols aucune donnée n'est disponible.

Métabolisation

La toxicité du trichloroéthylène est liée en grande partie à ses métabolites dont les principaux sont, chez l'homme, le trichloroéthanol et l'acide trichloracétique sous forme libre ou conjuguée.

B) Effets toxiques

Effets cancérigènes

Des études expérimentales réalisées sur des rats et des souris ont montré que des expositions à des niveaux élevés de trichloroéthylène pouvaient entraîner des cancers du foie et des poumons.

L'inhalation de trichloroéthylène à raison de 100 à 600 ppm durant environ 1.5 ans induit, chez la souris, une augmentation de l'incidence des lymphomes, des cancers du foie et des tumeurs pulmonaires (Henschler et al., 1980 ; Fukuda et al., 1983 ; Maltoni et al., 1988). Chez le rat, il a été observé une augmentation dose-dépendante du nombre de tumeurs interstitielles du testicule et une légère augmentation des adénocarcinomes des tubules rénaux pour une exposition entre 100 et 600 ppm pendant 2 ans (Maltoni et al., 1988).

Les études de cancérogenèse par voie orale ont permis de mettre en évidence le développement de tumeurs variées chez l'animal. Le trichloroéthylène ingéré induit une augmentation spécifique de l'incidence des carcinomes et adénomes hépatocellulaires. Une augmentation de l'incidence de tumeurs rénales et testiculaires a également été observée chez le rat.

Des données chez l'homme, concernant une exposition importante sur une longue période à travers l'eau de boisson ou à travers une exposition professionnelle, ont montré une augmentation du nombre de cancers. Cependant, ces résultats ne peuvent être pris en compte en raison du grand nombre de produits chimiques auxquels ont pu être soumis ces populations.

Chez l'homme, le lien entre exposition orale au trichloroéthylène et l'incidence des cancers est très controversé.

Les études en cours suggèrent une différence de sensibilité au trichloroéthylène en fonction des populations. Les enfants et les adultes seraient affectés de façon différente. Par ailleurs, il a été montré que plusieurs substances chimiques altèrent le métabolisme du trichloroéthylène, et par conséquence sa toxicité. Inversement, une exposition au trichloroéthylène peut augmenter la toxicité d'autres produits chimiques.

L'Union Européenne classe le trichloroéthylène dans la **catégorie 2** : assimilé à une substance cancérogène pour l'homme (2001).

Le CIRC place le trichloroéthylène dans le **groupe 2A** : cancérogène probable pour l'homme (1995).

Enfin, l'US-EPA en classe le trichloroéthylène en **A** (cancérigène pour l'homme).

Effets sur la reproduction

Le trichloroéthylène inhalé induit des perturbations au niveau de la fertilité des souris. Les études réalisées chez l'animal confirment le faible impact du trichloroéthylène ingéré sur les fonctions de reproduction, mais indiquent un potentiel tératogène du trichloroéthylène et de ses métabolites qui passent facilement la barrière placentaire (NTP, 1986).

L'effet du trichloroéthylène inhalé sur la fertilité chez l'homme n'a pas été étudié. Des effets sur le développement fœtal chez les femmes enceintes ont été observés, bien que le champ de ces effets ne soit pas clairement établi. Aucun lien n'a été clairement établi entre l'exposition aux vapeurs de trichloroéthylène et l'augmentation des malformations fœtales (ATSDR, 1997).

Aucun effet sur les fonctions de reproduction n'a été observé chez les personnes exposées au trichloroéthylène via l'eau de boisson. En revanche, l'apparition de malformations cardiaques fœtales a été associée à l'ingestion d'eau contaminée un mois avant la conception et durant les trois premiers mois de la grossesse.

Le trichloroéthylène n'est pas classé actuellement par l'Union Européenne comme agent reprotoxique. Par ailleurs, l'IARC (1997) considère que les études disponibles présentent des preuves limitées chez les souris et les rats concernant la génotoxicité. Ainsi, l'OMS considère que le trichloroéthylène ne présente pas d'effets sur le système reproductif (absence de peuves chez l'homme et preuves insuffisantes chez l'animal).

Effets Mutagènes

L'Union Européenne classe le trichloroéthylène dans la **catégorie 3** : substance préoccupante quant à ses effets génotoxiques (2001).

Autres effets toxiques

L'inhalation prolongée de trichloroéthylène à des concentrations modérées induit des symptômes similaires à ceux lors d'une exposition aiguë : céphalées, léthargies, somnolence, engourdissement des sens, vertiges, nausées et vomissements.

Une forte exposition, sur une longue durée aux vapeurs de trichloroéthylène, peut entraîner des dommages au niveau de SNC, des poumons, du foie et des reins. Une hépatite aiguë s'est développée chez une femme exposée à des concentrations de 40 à 800 ppm durant plusieurs années (Scattner et Malnick, 1990).

L'étude de populations par l'eau de boisson a permis de mettre en évidence des troubles variés : neurologiques (troubles de l'humeur, diminution du réflexe oculo-palpébral), gastro-intestinaux (nausées, diarrhées, constipation), cardiaques (tachycardie de repos, palpitations), immunologiques (augmentation du nombre de lymphocytes T, augmentation des infections, des dermatites auto-immunes) et respiratoires (asthme, bronchites, pneumonie chez les enfants). Ces études sont toutefois limitées par le manque de données relatives à l'exposition des individus.

C) Relation Dose-réponse et valeurs toxicologiques de référence

Les tableaux ci-après présentent les VTR correspondant aux effets cancerigènes dans un premier temps et les VTR correspondant aux effets toxiques à seuil.

Voie d'exposition	Effet critique	Observations portant sur	Valeur	Source
Inhalation	Foie, reins	rat et souris	ERUi = $4{,}1.10^{-6}$ $(\mu g/m^3)^{-1}$	US-EPA (2011)
	Sur le foie, les reins et Cancer des testicules	rat	ERUi = $4.3\ 10^{-7}$ $(\mu g/m^3)^{-1}$	OMS (2000)
	Tumeur hépatocellulaire	souris	$ERU_i = 2.10^{-6}$ $(\mu g/m^3)^{-1}$	OEHHA (2005)
	Cancer des testicules	rat	$CT_{0.05}$ = 82 mg/m^3, correspondant à ERUi = 6.10^{-7} $(\mu g/m^3)^{-1}$	Santé Canada (1992)
	Reins	rat	**ERUi = 1.10^{-6} $(\mu g/m^3)^{-1}$**	ANSES (2018)
Orale	Tumeurs intersticielles du testicule	rat	$DT_{0.05}$= 200 mg/kg/j correspondant à ERUo = $2{,}5.\ 10^{-4}$ $(mg/kg/j)^{-1}$	Santé Canada (1992)
	Tumeur hépatocellulaire	souris	ERUo = 0.013 $(mg/kg/j)^{-1}$	OEHHA (2003)
	Foie, reins	rat et souris	**ERUo = $4{,}6.10^{-2}$ $(mg/kg/j)^{-1}$**	US-EPA (2011)

Exposition	Voie d'exposition	Organe cible	Observations portant sur	Facteur de sécurité	Valeur	Source
Chronique	**Inhalation**	développement	rat	300	MRL = 0.0004 mg/m^3	ATSDR (2013)
		Reins	rat	75	**RfC = 3,2 mg/m^3**	ANSES (2018)
		Foie, SNC	souris	1000	pTCA (provisoire)= 0.2 mg/m^3	RIVM (2001)
		SNC	homme	100	REL = 0.6 mg/m^3	OEHHA (2005)
		Poids du thymus	souris	100	RfC = 0,002 mg/m^3	USEPA (2011)
Chronique	**Orale**	développement	rat	300	MRL = **5.10-4** mg/kg/j	ATSDR (2013)
		Poids du foie (effet mineur)	souris	100	DJT = $1{,}46.10^{-3}$ mg/kg/j	OMS (2006)
		Reins	rat	1000	pTDI (provisoire)= 5.10^{-2} mg/kg/j	RIVM (2001)
		Poids du thymus	souris	100	**RfD = 5.10-4 mg/kg/j**	USEPA (2011)

Tétrachloroéthylène / Percholoréthylène (CAS n°127-18-4)

A) Généralités

La principale utilisation du tetrachloroéthylène est le dégraissage des pièces métalliques et le nettoyage à sec qui représentent en Europe de l'ouest 95 % de la production. Le tétrachloroéthylène entre également dans la fabrication de produits pharmaceutiques, de retardateurs chimiques d'inflammation, d'insecticides et est utilisé comme réfrigérant. Il entre également dans la composition de colles, de décapants, de correcteurs liquides ou de détachants.

Le tétrachloroéthylène dans l'environnement est uniquement d'origine anthropique. La majeure partie de la production annuelle mondiale (85 %) est rejetée principalement dans l'atmosphère.

Voies d'exposition et absorption

La principale voie d'exposition au tétrachloroéthylène est l'inhalation, puis dans une moindre mesure, l'ingestion et le contact cutané.

Les taux d'absorption sont les suivants : chez l'homme, l'absorption pulmonaire est comprise entre 40 et 50%, le reste étant éliminé à l'expiration, par voir orale chez l'animal 82 à 100 % du tétrachloroéthylène ingéré est absorbé. Par contact cutané avec les sols aucune donnée n'est disponible.

B) Effets toxiques

Effets sur la reproduction

Une étude épidémiologique pratiquée en Finlande, dont les résultats ont été publiés en 1989, a suggérée que l'exposition au tétrachloroéthylène dans les entreprises de nettoyage à sec pourrait favoriser le risque d'avortement. Il n'a cependant pas été noté de réduction de la fertilité chez les femmes des travailleurs d'entreprises de nettoyage à sec chez lesquels il avait pourtant été décelé de très faibles anomalies du sperme. Les taux d'avortement spontanés n'apparaissent pas plus élevés bien que la durée à concevoir soit légèrement plus longue. On notera cependant que la présence d'autres solvants peut également induire les effets énoncés ci-avant.

Aucune étude n'a porté sur les effets tératogènes du tétrachloroéthylène chez l'homme. L'UE ne considère pas le tétrachloroéthylène comme un agent reprotoxique.

En l'état actuel des données, nous ne considérerons pas les effets reprotoxiques du tétrachloroéthylène.

Effets Mutagènes

L'UE ne considère pas le tétrachloroéthylène comme présentant des effets mutagènes, par ailleurs, l'IARC dans son évaluation de 1997 montre que dans différentes études expérimentales, le tétrachloroéthylène n'a pas d'incidence sur les mutations génétiques. Enfin, l'OMS (2000) considère que le tétrachloroéthylène n'est pas génotoxique.

En l'état actuel des données, nous ne considérerons pas les effets mutagènes du tétrachloroéthylène.

Effets cancérigènes

Chez la souris, l'exposition au tétrachloroéthylène par voie orale ou par inhalation induit des cancers hépatiques. Chez les rats mâles, on observe une augmentation de l'incidence des adénocarcinomes des cellules des tubules rénaux.

Chez l'homme, les nombreux cas d'exposition antérieure ou d'exposition multiple à d'autres solvants rendent difficile l'interprétation des données récoltées au cours des études épidémiologiques. Ces données suggèrent néanmoins un risque accru de cancer pulmonaire.

D'autre part, une enquête épidémiologique cas-témoins réalisée au Danemark révèle un risque relatif accru de cancer hépatique parmi le personnel d'entreprises de nettoyage à sec exposé au tétrachloroéthylène (Lauwerys et al. 1999).

Le CIRC place le tétrachloroéthylène dans le **groupe 2A** : cancérogène probable pour l'homme, mais l'UE place cette substance en **catégorie 3** (substance préoccupante pour l'homme en raison d'effets cancérogènes possibles). Il y a donc à l'heure actuelle une discordance importante entre ces deux instances.

L'US EPA a classé le tétrachloroéthylène en composé cancérigène pour l'homme.

L'OMS a considéré que bien que le tétrachloroéthylène soit placé en 2A par l'IARC, les connaissances disponibles ne permettaient pas de se prononcer sur son caractère cancérogène pour l'homme ; l'OMS a donc préféré baser sa valeur guide sur les effets toxiques hors cancer du tétrachloroéthylène.

Autres effets toxiques

Les premiers symptômes d'une exposition chronique à une concentration modérée de tétrachloroéthylène sont fatigue, vertiges, ébriété, troubles de la mémoire, intolérance à l'éthanol. Parmi des travailleurs d'entreprise de nettoyage à sec, dont la concentration d'exposition moyenne au tétrachloroéthylène se situe aux alentours de 20 ppm, il n'a pas été décelé d'altération de la fonction hépatique ou de la fonction rénale. On trouve cependant chez ces travailleurs un plus grand nombre d'anomalies des cellules hépatiques.

Par voie orale, la seule information disponible est le cas d'un bébé de 6 semaines qui a développé une jaunisse et une hépatomégalie suite à une exposition au tétrachloroéthylène via le lait maternel (1 mg/dl). Après arrêt de l'allaitement, une amélioration rapide a été constatée et aucune séquelle n'a été notée dans les 2 ans qui ont suivi (Bagnell et Ennenberger, 1977).

C) Relation Dose-réponse et valeurs toxicologiques de référence

Les tableaux ci-après présentent les VTR correspondant aux effets cancerigènes dans un premier temps et les VTR correspondant aux effets toxiques hors cancersdans un second temps.

Voie d'exposition	Type d'effet critique	Observations portant sur	Valeur	Source
Inhalation	Cancer et adenomes hépatocellulaires	souris	$ERU_i = 5.9.10^{-6}$ $(\mu g/m^3)^{-1}$	OEHHA (2002)
		souris	**$ERU_i = 2,6.10^{-7}$ $(\mu g/m^3)^{-1}$**	ANSES (2018) et US-EPA (2012)
Ingestion	Cancer hépatocellulaire	souris	$ERU_o = 0,54$ $(mg/kg/j)^{-1}$	OEHHA (non précisé)
		souris	**$ERU_o = 2,1.10^{-3}$ $(mg/kg/j)^{-1}$**	US-EPA (2012)

Exposition	Voie d'exposition	Effet ou Organe cible	Observations portant sur	Facteur de sécurité	Valeur	Source
Chronique	**Inhalation**	rein, effets neurologiques, hépatiques	homme	30	RfC = 0,4 mg/m^3	ANSES (2018)
		rein	homme	100	TCA= 250 µg/m^3	RIVM (2001)
		rein	homme	100	REL = 3,5.10^{-2} mg/m^3	OEHHA (1991)
		rein	homme	100	Draft CT = 200 µg/m^3	OMS (2006)
		neurotoxicité	homme	1000	RfC = 4.10^{-2} mg/m^3	US-EPA (2012)
		effets neurologiques	homme	100	MRL (non arrondi) = 250 µg/m^3	ATSDR (1997)
	Orale	neurotoxicité	Rat/souris	1000	**RfD = 6.10^{-3} mg/kg/j**	US-EPA (2012)
		foie	Rat/souris	1000	TDI = 0,014 mg/kg/j	OMS (2006)
		hépatoxicité, reins	rat	1000	DJA = 0.014 mg/kg/j	Santé Canada (1992)
		hépatoxicité	Rat/souris	1000	TDI = 0.016 mg/kg/j	RIVM (2001)

L'ANSES a publié un avis sur les valeurs toxicologiques de références à retenir pour la voir d'inhalation en 2018, pour les effets à seuil et sans seuil. Ces valeurs seront retenues pour la voir d'inhalation.

1,1,1-Trichloroéthane (CAS n°71-55-6)

A) Généralités

Parmi les composés des hydrocarbures, le trichloroéthane 1,1,1-TCA est rangé parmi les COV (composés organiques volatils) et plus particulièrement parmi les COHV (composés organiques halogénés volatils).

Voies d'exposition et absorption

Pénétrant dans l'organisme essentiellement par inhalation de vapeurs, 25 à 40 % de la quantité inhalée est absorbée.

On ne dispose pas de taux d'absorption par voie orale ou cutanée.

Métabolisation

Le 1,1,1 TCA apparaît comme rapidement absorbé par les poumons chez l'homme. Après inhalation, les concentrations dans le sang sont corrélées à celles dans les poumons. Il est métabolisé chez une faible proportion des animaux et chez probablement moins de 6 % des humains[4] . Les métabolites sont : le trichloroéthanol, des acides trichloroacétanoïdes et du trichloroéthane glucurocongugé.

Les métabolites sont excrétés principalement par l'urine et dans une moindre mesure par les poumons (après ingestion, le 1,1,1-TCA est mis en évidence dans l'air expiré).

B) Effets toxiques

Effets cancérigènes

Les études réalisées sur des rats et souris par voie orale (3 sont listées par RAIS) n'ont pas permis de se prononcer sur le caractère cancérigène du 1,1,1-TCA. Par voie inhalation, deus études portant sur rats et souris durant 1 et 2 ans n'ont pas mis en évidence d'effet cancérigène du 1,1,1-TCA.

L'Union Européenne n'a pas classé le 1,1,1-TCA. Le CIRC et l'US-EPA place respectivement le 1,1,1-TCA dans le **groupe 3** et en **classe D** (preuves insuffisantes pour l'homme et l'animal).

Effets reprotoxiques

Chez l'homme les études réalisées ne montrent pas d'effet reprotoxique du 1,1,1-TCA (ATSDR). Chez les animaux, plusieurs études ont été réalisées sur les rats et souris ne mettant pas en évidence d'effets reprotoxiques du 1,1,1-TCA (ATSDR et RAIS).

Effets mutagènes

Les études réalisées sur des salmonelles ne mettent pas en évidence que le 1,1,1-TCA puisse induire une activité génotoxique (OMS, water-guidelines).

Autres effets toxiques

Chez l'homme, à des doses importantes, le 1,1,1-TCA peut produire des symptômes de type nausée, vomissement et diahrrée. L'inhalation de concentrations importantes peut générer des effets sur le système nerveux ; des congestions pulmonaires peuvent également être notées, aisni que des effets sur le foie et le rythme cardiaque.

[4] (OMS, Background document for WHO guidelines for drinking water)

C) Relation Dose-réponse et valeurs toxicologiques de référence

Le tableau ci-après présente les VTR correspondant aux effets toxiques à seuil.

Exposition	Voie d'exposition	Organe cible	Observations portant sur	Facteur de sécurité	Valeur	Source
Sub-Chronique	**Inhalation**	hépatiques	rats	100	RfC= 5 mg/m^3	US-EPA (2007)
		neurologiques	Rongeurs (gerbilles)	100	MRL.= 3,9 mg/m^3	ATSDR (2006)
	Ingestion	poids corporel	souris	300	RfD= 7 mg/kg/j	US-EPA (2007)
		Poids corporel	souris	100	MRL.= 20 mg/kg/j	ATSDR (2006)
Chronique	**Inhalation**	hépatiques	rats	100	**RfC= 5 mg/m^3**	US-EPA (2007)
		neurologiques	Rongeurs (gerbilles)	300	REL = 1 mg/m^3	OEHHA (2004)
	Ingestion	poids corporel	souris	1000	**RfD= 2 mg/kg/j**	US-EPA (2007)
		Foie et rein	rats	1000	TDI = 0.6 mg/kg/j	OMS (2004)

1,1,2 Trichloroéthane (CAS n°79-00-5)

A) Généralités

Le 1,1,2 Trichloroéthane dans l'environnement est uniquement d'origine anthropique. Le 1,1,2-Trichloroéthane peut être utilisé comme solvant pour les graisses, huiles et résines. Il est principalement un produit intermédiaire dans la production de 1,1-dichloroéthylène.

Voies d'exposition et absorption

La principale voie d'exposition au 1,1,2-Trichloroéthane est l'inhalation.

B) Effets toxiques

Effets cancérigènes

Le 1,1,2-trichloroéthane est placé par l'union européenne dans la **catégorie 3**, dans le **groupe 3** par le CIRC (1999) et dans la **classe C** par l'US-EPA.

Effets mutagènes

L'IARC ne retient pas d'effets mutgaènes pour le 1,1,2-trichloréthane.

Effets sur la reproduction

Aucune étude n'est disponible concernant les effets sur la reproduction pour l'homme ou l'animal.

Autres effets toxiques

Aucune étude n'est disposnible chez pour l'homme.

Les différentes études réalisées sur les animaux mettent en évidence des effest sur le système hépathique et neurologique, mais aucun effet respiratoire ou rénal n'a été observé pour des expositions par inhalation.

Par voie orale, de nombreux effets ont été observés sur le systèmre respiratoire, cardiovasculaire, rénal, hépatique…

D) Relation Dose-réponse et valeurs toxicologiques de référence

Les tableaux ci-après présentent les VTR correspondant aux effets sans seuil dans un premier temps et les VTR correspondant aux effets toxiques à seuil dans un second temps.

Voie d'exposition	Type d'effet critique	Observations portant sur	Valeur	Source
Inhalation	Tumeurs hépatocellulaires	souris	**ERUi = 1,6 10^{-5} (µg/m^3)$^{-1}$**	US EPA (1987)
	Tumeurs hépatocellulaires	souris	ERU_i = 1,6 10^{-5} (µg/m^3)$^{-1}$	OEHHA (2002)
Ingestion	Tumeurs hépatocellulaires	souris	**ERU_o = 5,7 10^{-2} (mg/kg/j)$^{-1}$**	US EPA (1995)
	Tumeurs hépatocellulaires	souris	ERU_o = 5,7 10^{-2} (mg/kg/j)$^{-1}$	OEHHA (2002)

Exposition	Voie d'exposition	Organe cible	Observations portant sur	Facteur de sécurité	Valeur	Source
Chronique	**Ingestion**	foie	souris	1000	**RfD = 0.004 mg/kg/j**	USEPA (1995)
Subchronique	**Ingestion**	foie	souris	100	MRL = 0.04 mg/kg/j	ATSDR (1989)

1,1-dichloroéthylène (CAS n°75-35-4)

A) Généralités

La principale utilisation du 1,1 dichloroéthylène est lié à la fabrication de fibres synthétiques et copylomères (emballages, revêtement, adhésifs…)

Le 1,1 dichloroéthylène dans l'environnement est uniquement d'origine anthropique.

Voies d'exposition et absorption

La principale voie d'exposition au 1,1 dichloroéthylène est l'inhalation, puis dans une moindre mesure, l'ingestion. Aucune donnée n'est disponible pour le contact cutané.

Les taux d'absorption sont les suivants : chez l'homme, l'absorption pulmonaire est de l'ordre de 80%, par voir orale l'absorption est proche de 100%. Par contact cutané avec les sols aucune donnée n'est disponible.

B) Effets toxiques

Effets cancérigènes

Chez l'homme, une étude épidémiologique concernant 138 travailleurs n'a pas montré d'effets cancérigènes du dichloroéthylène. Cette étude n'a cependant pas été jugée adéquate pour estimer le caractère cancérigène du dichloroéthylène.

Chez les animaux, 18 études expérimentales ont été rapportées. Seule une de ces études a conclut au caractère cancérigène du dichloroéthylène. Dans l'étude de Maltoni et al. (1985), des souris mâles et femelles ont été exposées à 10 et 25 ppm de dichloroéthylène durant 4 à 5 jours par semaines pendant 12 mois. Une augmentation significative des cas d'adénocarcinomes du rein a été notée chez les souris mâles.

Ces études ont conduit l'US EPA à classer le dichloroéthylène comme cancérigène possible pour l'homme (**groupe C**).

Le CIRC (IARC) classe le dichloroéthylène dans le **groupe 3** (non classifiable quant-à sa cancérogénicité pour l'homme).

L'union Européenne considère le 1,1 dichloroéthylène comme apparetenant à la catégorie **Carc 3** (substance préoccupante pour l'homme en raison des effets cancérogènes possibles).

Effets sur la reproduction

Bien qu'aucun effet tératogénique n'ait été observé, des effets sur le développement de l'embryon et du fœtus ont pu être mis en évidence chez le rat et le lapin. A 20 ppm, concentration non toxique pour la mère, aucun effet n'est observé sur le développement de l'embryon ou du fœtus. Des concentrations de 160 ppm entraînent une perte de poids, et un retard d'ossification.

L'UE ne considère pas le 1,1 dichloroéthylène comme pouvant présenter des effets reprotoxiques. En l'état actuel des données, nous considérerons que le 1,1 dichloroéthylène ne présente pas d'effets reprotoxiques.

Effets Mutagènes

L'UE ne considère pas le 1,1 dichloroéthylène comme pouvant présenter des effets mutagènes. En l'état actuel des données, nous considérerons que le 1,1 dichloroéthylène ne présente pas d'effets mutagènes.

Autres effets toxiques

Chez l'animal, seules des études de toxicité subchronique (moins de 1 an) sont disponibles. Par ailleurs, chez l'homme, aucune donnée concernant la toxicité à moyen ou long terme n'est disponible.

L'étude de Freundt et al. (1977) fournit l'essentiel des données concernant la toxicité par inhalation du dichloroéthylène. De la même façon que pour la toxicité aiguë, une congestion pulmonaire a été notée, ainsi que des effets sur le foie se traduisant par une accumulation de graisse dans les hépatocytes. Une dégénérescence des cellules de Küpffer a également été observée.

Par voie orale, des rats exposés au dichloroéthylène, via l'eau de boisson, durant 90 jours, n'ont pas présenté de symptômes respiratoires, sanguins ou hépatiques. Une légère augmentation du poids des reins a pu être observée chez les femelles exposées à 1257 mg/kg/j (Hayes et al., 1987). Chez les souris, des effets plus importants ont pu être notés : diminution du poids des poumons, diminution du poids du thymus, augmentation du nombre de globules blancs, augmentation du poids du foie.

C) Relation Dose-réponse et valeurs toxicologiques de référence

Le tableau ci-après présente les VTR correspondant aux effets toxiques hors cancers.

Exposition	Voie d'exposition	Organe ou effet critique	Observations portant sur	Facteur de sécurité	Valeur	Source
Chronique	**Inhalation**	Syst. hépatique	rat	30	**MRL = 0,001 ppm soit 0,004 mg/m^3**	ATSDR (2022)
	Inhalation	Syst. hépatique	rat	30	RfC = 200 µg/m^3	US EPA (2002)
	Inhalation	Syst. hépatique	rat	30	CAA = 200 µg/m^3	OMS (2003)
	Orale	Syst. hépatique	rat	1000	MRL = 0.009 mg/kg/j	ATSDR (1994)
			rat	100	**RfD = 0,05 mg/kg/j**	US EPA (2002)
			rat	100	**DJT = 0,05 mg/kg/j**	OMS (2006)
		Syst. hépatique	rat	100	**MRL = 0,05 mg/kg/j**	ATSDR (2022)

Cis & trans 1,2 dichloroéthylène (cis 1,2-DCE, cas n°156-59-2 et trans 1,2-DCE, CAS n 156-60-5)

A) Généralités

La principale utilisation du 1,2 dichloroéthylène est liée à son rôle de solvant, comme réfrigérant, ou encore comme agent de retardement de la fermentation.

Le dichloroéthylène dans l'environnement est uniquement d'origine anthropique.

Voies d'exposition et absorption

La principale voie d'exposition au 1,2 dichloroéthylène est l'inhalation, puis dans une moindre mesure, l'ingestion et le contact cutané.

Les taux d'absorption sont les suivants : chez l'homme, l'absorption pulmonaire est de l'ordre de 75%, par voir orale et par contact cutané avec les sols aucune donnée n'est disponible.

B) Effets toxiques

Effets sur la reproduction

Aucune information n'est disponible concernant les effets du 1,2-dichloroéthylène sur la reproduction et de développement. Chez l'animal, aucune étude significative ne permet de mettre en évidence les effets reprotoxiques d'une exposition au 1,2-dichloroéthylène par inhalation. Par voie orale, plusieurs études ont montré qu'il n'y avait pas de lésion des organes reproducteurs mâles ou femelles.

L'UE ne considère pas le 1,2 dichloroéthylène comme un agent reprotoxique.

En l'état actuel des données, nous ne considérerons que le 1,2 dichloroéthylène ne présente pas d'effets reprotoxiques.

Effets Mutagènes

L'UE ne considère pas le 1,2 dichloroéthylène comme présentant des effets mutagènes.

En l'état actuel des données, nous considérerons que le 1,2 dichloroéthylène ne présente pas d'effets mutagènes.

Effets cancérigènes

Quelque soit la voie d'exposition, le 1,2-dichloroéthylène n'a pas fait l'objet l'étude concernant son pouvoir cancérigène.

Il est **classé D** par l'US EPA (substance ne pouvant être classée pour son pouvoir cancérigène), n'a pas fait l'objet d'une classification par l'Union Européenne ou par le CIRC.

Autres effets toxiques

Aucune donnée issue d'étude sur l'homme n'est disponible concernant une toxicité chronique du cis-et du trans 1,2-dichloroéthylène.

En ce qui concerne les données animales, seules des études expérimentales subchroniques sont disponibles. A des doses d'exposition de 200 ppm (800 mg/m^3), aucun effet cardiaque, musculaire, sanguin et rénal n'a été observé. Une congestion pulmonaire a toutefois été notée ainsi que des effets hépatiques.

On peut dire que les principaux effets observés dans les études expérimentales significatives sont des effets sanguins avec une diminution de l'hématocrite, des effets hépatiques avec une augmentation du poids relatif du foie, des effets rénaux avec une augmentation du poids relatif des reins.

C) Relation Dose-réponse et valeurs toxicologiques de référence

Le tableau ci-après présente les VTR correspondant aux effets toxiques hors cancers.

Cis 1,2 dichloroéthylène effets à seuil						
Exposition	**Voie d'exposition**	**Organe cible**	**Observations portant sur**	**Facteur de sécurité**	**Valeur**	**Source**
Subchronique	**Orale**	cellules sanguines	rat	100	MRL = 0.3 mg/kg/j	ATSDR (1996)
Chronique		poid reinal	rat	3000	RfD = 0,02 mg/kg/j (étude subchronique)	USEPA (2010)
		Système hépatique	rat	1000	**DJT = 0,017 mg/kg/j**	OMS (2006)
		cellules sanguines	rat	5000	TDI = 0.006 mg/kg/j	RIVM (2001)
Chronique	**Inhalation**	Système hépatique	rat	3000	**TCA = 0,06 mg/m^3**	**RIVM (2009)**

Trans 1,2 dichloroéthylène effets à seuil						
Exposition	**Voie d'exposition**	**Effet ou Organe critique**	**Observations portant sur**	**Facteur de sécurité**	**Valeur**	**Source**
Subchronique	**Inhalation**	Système hépatique	rat	1000	MRL = 0.794 mg/m^3	ATSDR (1996)
Subchronique	**Orale**	Système hépatique	souris	100	MRL = 0.2 mg/kg/j	ATSDR (1996)
Chronique	**Orale**	Système hépatique	rat	1000	**DJT = 0,017 mg/kg/j**	OMS (2006)
		Système hépatique	souris	1000	RfD = 0,02 mg/kg/j	US EPA (2010)
		Système hépatique	souris	1000	TDI = 0,03 mg/kg/j	RIVM (2008)

1,1-dichloroéthane (CAS n°75-34-3)

A) Généralités

Parmi les composés des hydrocarbures, le dichloroéthane 1,1 est rangé parmi les COV (composés organiques volatils) et plus particulièrement parmi les COHV (composés organiques halogénés volatils).

Voies d'exposition et absorption

Chez l'homme, les voies d'expsoition et d'absorption sont les voies orale et pulmonaire. Les taux d'absorption ne sont pas connus (ni chez les animaux).

B) effets toxiques

Effets cancérigènes

Il n'y a pas d'étude sur le potentiel cancérigène du 1,1 DCA sur l'homme.

L'US-EPA a rangé le 1,1 DCA en classe C (cancérigène possible pour l'homme). Le CIRC et l'UE n'ont pas classé le 1,1 DCA.

C) Relation Dose-réponse et valeurs toxicologiques de référence

Les VTR sont issues d'une recherche, actualisée régulièrement auprès des principales bases de données disponibles (ATSDR, OMS, US-EPA, OEHHA, RIVM, Santé Canada).

L'US-EPA, l'OMS et l'ATSDR ne proposent pas de valeurs toxicologiques de référence pour le 1,1 DCA. Il en est de même du RIVM et de Santé Canada.

Seul l'OEHHA propose des VTR pour les effets cancérigènes du 1,1 DCA.

La base de données de RAIS et la base de données Furetox proposent des valeurs toxicologiques de référence pour les effets à seuil du 1,1 DCA, celles-ci sont données ci-après :

- RfC = 0.5 mg/m^3, facteur de sécurité de 1000, (source citée par RAIS : HEAST[5], commentaire suivant fait par RAIS : A subchronic RfC of 5 mg/m^{3}and a chronic RfC of 0.5 mg/m^3 are listed in HEAST (EPA, 1993a). These RfCs are based on the adverse renal effects in cats following subchronic inhalation exposure. An RfC for 1,1-dichloroethane is not currently on IRIS although an EPA reassessment of the compound is pending (EPA, 1993b);
- RfD = 0.1 mg/kg/j, facteur de sécurité de 1000, (commentaire suivant fait par RAIS : A subchronic oral RfD of 1 mg/kg/day and a chronic oral RfD of 0.1 mg/kg/day (based on an inhalation study in rats and route-to-route extrapolation) are listed in HEAST (EPA, 1993a); however, an oral RfD is currently not found in IRIS. A U.S. Environmental Protection Agency (EPA) reassessment of the oral RfD is pending (EPA, 1993b).

[5] Values listed were taken from the EPA's Health Effects Summary Tables. These values are not currently available to the public on-line

1,2-dichloroéthane (CAS n°107-06-2)

A) Généralités

Le 1,2 dichloroéthane est un sovant utilisé dans la production d'autres solvants (CV, PCE, TCE, 1,1,1 TCA, etc.) et également utilisé dans le domaine de l'agroalimentaire (traitement par fimigation) et comme solvants (peintures, produits nettoyants, etc.)

Voies d'exposition et absorption

Le 1,2 dichloroéthane est facilement absorbé par la voie respiratoire, la peau et la voie digestive.

Les taux d'absorption ne sont pas connus chez l'homme, chez l'animal ils sont respectivement de 90 % par inhalation, 90 à 100% par voie orale et de l'ordre de 100% par voie cutanée.

Métabolisation

Par voie inhalation, le 1,2 DCA est rapidement absorbé par les poumons et se distribue ensuite dans les organes cibles que sont essentiellement le foie et le système nerveux central. Par voie orale, le rein est l'organe cible principal.

B) Effets toxiques

Effets cancérigènes

Le 1,2 DCA est classé dans la **catégorie 2** par l'union européenne par rapport aux effets cancérigènes et considère que l'on dispose de suffisamment d'éléments pour justifier une forte présomption que l'exposition de l'homme au 1,2 DCA peut provoquer le cancer (JOCE, 1993).

Le CIRC et l'US-EPA rangent le 1,2 DCA respectivement dans le **groupe 2B** (1979) et la **classe B2** (1993).

Les classements du CIRC et l'US-EPA s'appuient essentiellement sur des études sur les animaux par voie orale (rat et souris par gavage).

Pour les études par inhalation, les conditions expérimentales sont jugées inadéquates (durée insuffisante, forte mortalité, concentrations inadaptées) pour permettre de détecter un éventuel effet cancérigène (INERIS, 2005). L'OMS pour l'établissement de se valeur guide stipule en effet que les preuves de cancérogénicité sont suffisantes chez l'animal par voie orale mais ne sont pas suffisante par voie inhalation.

Une étude chronique par voie dermique chez la souris a montré une augmentation du nombre de tumeurs du poumon (Van Duuren et al. 1979).

Effets reprotoxiques

La seule étude chez l'homme ayant étudié les effets du ,2 DCA sur la reproduction évoque un lien possible entre l'exposition des parents et l'augmentation des naissances prématurées, cependant ces résultats sont à considérer avec prudence compte tenu de l'exposition conjointe des personnes à d'autres substances.

Par inhalation sur les animaux (rats, souris, lapin), plusieurs études ont montré l'absence d'effet teratogène à des concentrations toxiques pour les mères.

Par voie orale, seule une étude a montré une augmentation des résorptions fœtales mais aucun effet tératogène.

Effets mutagènes

Le 1,2 dichloroéthane a été examiné par l'union européenne mais est non classé génotoxique (JOCE, 1993).

Autres effets toxiques

Les données sur la toxicité subchronique et chronique du 1,2 DCA chez l'homme sont peu nombreuses. De plus, les études existantes sont en général peu exploitables du fait d'un manque de précision concernant les doses d'exposition et les durées d'étude.

Une étude réalisée en milieu professionnel (ouvriers exposés pendant 2 à 5 mois par inhalation) a mis en évidence des troubles (nausées, vomissements, nervosité, fatigue) ainsi qu'une perte de poids.

Chez les animaux, plusieurs études par inhalation, par voie orale sont disponibles mettant en évidence des effets localisés dans le foie, les reins, les poumons, le système nerveux central.

C) Relation Dose-réponse et valeurs toxicologiques de référence

Les tableaux ci-après présentent les VTR correspondant aux effets toxiques cancérigènes d'une part et non cancérigènes d'autre part.

Voie d'exposition	Type d'effet critique	Observations portant sur	Valeur	Source
Inhalation	Système sanguin	rats	ERUi = $2{,}6.10^{-5}$ $(\mu g/m^3)^{-1}$	US EPA (1991)
	Tumeurs mamaires	rats	**ERUi = $3{,}4.10^{-6}$ $(\mu g/m^3)^{-1}$**	**ANSES (2009)**
	Système sanguin	rats	ERUi = $2{,}1.10^{-5}$ $(\mu g/m^3)^{-1}$	OEHHA (2002)
Orale	Système sanguin	rats	**ERUo = 0,091 $(mg/kg/j)^{-1}$**	US EPA (1991)
	Système sanguin	rats	ERUo = 0,047 $(mg/kg/j)^{-1}$	OEHHA (2002)
	Système sanguin	rats	DT0,05 = 6,2 mg/kg/j corr. à ERUo = 0,008 $(mg/kg/j)^{-1}$	Santé Canada (1993)

L'ERUo proposé par l'US-EPA a été établi à partir d'une étude (NCI, 1978) par gavage durant 78 semaines chez le rat qui a montré une augmentation de l'incidence d'hémangiosarcomes à des concentrations de 47 et 95 mg/kg/j. Cet ERUo a été dérivé par l'US-EPA vers la voie inhalation en considérant une absorption totale par voie orale et inhalation.

Toujours à partir de l'étude NCI, 1978, Santé canada établi une autre VTR correspondant à une Dose tolérable (DT0,05), celle-ci correspondrait à un ERUo de 0,008 $(mg/kg/j)^{-1}$. Cette valeur moins contraignante que celles de l'US-EPA et l'OEHHA n'a pas été détaillée ici.

Le RIVM (Baars et al. 2001) propose une valeur de concentration provisoire de 48 $\mu g/m^3$ correspondant à un excès de risque de 10^{-4}, elle a été établie par extrapolation depuis la voie orale, mais ni l'étude, ni les conditions de dérivation ne sont précisées, c'est pourquoi cette valeur n'est pas présentée.

Exposition	Voie d'exposition	Organe ou effet critique	Observations portant sur	Facteur de sécurité	Valeur	Source
Chronique	**Inhalation**	hépatiques	rat	90	**MRL= 2 mg/m^3**	ATSDR (2001)
		Enzimes sériques hépatiques	rat	30	REL = 0,4 mg/m^3	OEHHA (2003)
Subchronique	**Orale**	reins	rat	300	MRL = 0,2 mg/kg/j	ATSDR (2001)

L'ATSDR en 2001 propose un MRL de 2 mg/m^3, cette valeur a été établie à partir d'une étude par inhalation de 2 ans chez le rat (Cheever et al. 1990), les effets pris en compte sont des lésions histologiques. Au NOAEL de 248 mg/m^3 ajusté pour tenir compte des durées d'exposition, un facteur de sécurité de 90 a été appliqué (3 et 10 pour la variabilité inter et intra-espèces et 3 pour la fiabilité des données).

L'OEHHA (2003) propose à partir d'une étude par inhalation chez le rat (Spreafico et al, 1980) une REL de 0,4 mg/m^3 par rapport à une augmentation du taux des enzimes sériques hépatiques. La durée des études variait de 3 à 18 mois. Le LOAEL établi par l'OEHHA est de l'ordre de grandeur du NOAEL de l'ATSDR.

Concernant la voie orale, aucune valeur toxicologique pour des expositions chroniques n'est disponible dans la littérature. L'ATSDR a établi une VTR pour des expositions subchroniques de 0,2 mg/kg/j mais a choisi de ne pas la dériver pour des expositions chroniques. Cette valeur subchronique a été établie à partir d'une étude de 13 semaines sur des rats exposés par l'eau de boisson. Le facteur de sécurité appliqué au LOAEL de 58 mg/kg/j (NTP, 1991) est de 300 (10 et 10 pour les variabilités inter et intra-espèces et 3 pour l'utilisation d'un LOAEL).

Chlorobenzène (CAS n°108-90-7)

A) Généralités

Le chlorobenzène est utilisé comme solvant dans les peintures, teintures adhésifs, cires, produits pharmaceutiques, pour les di-isocyanates et le caoutchouc naturel. Il est d'autre part utilisé comme intermédiaire dans la fabrication du phénol et de composés organiques halogénés notamment pesticides et insecticides. Il est également employé comme fluide diélectrique et fluide de transfert de chaleur.

B) Effets toxiques

Effets cancérigènes

Le chlorobenzène n'est pas classé cancérigène par l'union Européenne (JOCE, 2004). Il n'est pas classé non plus par l'IARC.

Il est classé D par l'US-EPA (substance non classifiable quant à sa cancérogénicité pour l'homme).

Autres effets toxiques

Le chlorobenzène peut induire induit des troubles du système nerveux central. Pour les effets mis en évidence sur l'homme, il s'agit de maux de tête, de vertiges, d'une somnolence, d'une torpeur, d'une dépression du système respiratoire central, d'hyperesthésie et de spasmes musculaires (Rozenbaum et al, 1947).

Les études menées sur les animaux ont montré que des expositions au chlorobenzène peuvent induire des effets hématologiques, rénaux et hépatiques.

C) Relation Dose-réponse et valeurs toxicologiques de référence

Le tableau ci-après présente les VTR correspondant aux effets toxiques à seuil.

Exposition	Voie d'exposition	Organe cible ou effet critique	Observations portant sur	Facteur de sécurité	Valeur	Source
chronique	**Inhalation**	foie, rein	rat	5000	pCA=0,01 mg/m^3	Santé Canada (1991) prov
		foie, rein	rat, lapin	1000	pTCA=0,5 mg/m^3	RIVM (2001) prov
		foie, rein, testicules	rat	100	**REL= 1 mg/m^3**	OEHHA (2003)
chronique	**Orale**	foie	rat, chien	1000	**RfD = 0,02 mg/kg/j**	US EPA (1993)
		nodules néoplasiques	rat	500	DJT=85,7 µg/kg	OMS (1994)
		foie	rat, souris	100	DJA = 0,43 mg/kg/j	Santé Canada (1991)
Subchronique		foie	chien	100	TDI = 0,2 mg/kg/j	RIVM (2001)

Dichlorobenzènes

A) Généralités

Propriétés physico-chimiques et origine

Le 1,4 dichlorobenzène (cas n° 106-46-7) se présente sous forme d'un solide cristallin blanc. Le 1,2 dichlorobenzène (cas n°95-50-1) se présente sous forme d'un liquide incolore. Le 1,2 dichlorobenzène (cas n°95-50-1) est utilisé comme solvant ou intermédiaire de synthèse pour la fabrication du diisocanante de toluylène, de produits pharmaceutiques ou de pesticides. Le 1,4 dichlorobenzène (cas n° 106-46-7) est utilisé principalement comme antimite ou désodorisant à usage domestique.

Voies d'exposition et absorption et métabolisation

Le 1,2-dichlorobenzène est absorbé par les voies respiratoires et digestives. La présence de graisse dans le tube digestif augmente la résorption intestinale du produit. L'absorption cutanée est négligeable.

Le 1,4-dichlorobenzène est absorbé et largement distribué par voies respiratoires et digestives (70% chez le rat pour l'ingestion et respectivement 30 et 60% chez la souris et le rat pour l'inhalation). Il est métabolisé principalement en dérivés sulfo- et glucuruconjugués du 2,5-dichlorophénol et éliminés essentiellement par voies urinaires, mais également par voies pulmonaires et fécales.

B) Effets toxiques

Effets cancérigènes

Le 1,2 et le 1,3 dichlorobenzène sont classés D par l'US-EPA (1990 et 1996). Le 1,4 n'est pas classé par rapport à ses effets cancérigènes.

Ces substances ne sont pas classées par l'Union Européenne.

Cinq observations isolées de leucémies chroniques chez des sujets exposés professionnellement ou pas, de façon chronique, à des solvants contenant du 1,2-dichlorobenzène ou un mélange de trois isomères du dichlorobenzène ont été signalés dans la littérature. Ces observations n'ont pas été confirmées par d'autres études et sont jugées insuffisantes pour évaluer la cancérogénicité du 1,2-dichlorobenzène chez l'homme (cat.3 du CIRC).

Effets Mutagènes et sur la reproduction

Le 1,2-dichlorobenzène n'est pas considéré en l'état actuel des connaissances comme présentant des effets reprotoxiques ou mutagènes par l'UE (absence de classement).

Autres effets toxiques

Les effets d'une exposition chronique au dichlorobenzène sont mal connus chez l'homme.

Ce produit peut causer l'irritation de la peau, des yeux (conjonctivite) et des voies respiratoires supérieures. Ce produit peut causer une dermite de contact irritative et des vésications suite à un contact répété.

La possibilité d'anémie hémolytique et d'atteinte hépatique (jaunisse) a été évoquée chez l'homme. Chez l'animal exposé par inhalation ou ingestion, des dommages hépatiques et rénaux, une atteinte biochimique (augmentation du cholesterol), et une hématotoxicité sont considérés comme possibles.

Une étude chez des travailleurs exposés à des vapeurs de dichlorobenzène fait état d'une irritation des muqueuses oculaires et nasales pour des concentrations supérieures à 630 mg/m^3, alors qu'à des concentrations allant de 6 à 264 mg/m^3, et en moyenne de 90 mg/m^3, aucun effet néfaste clinique et biologique sur la santé n'est constaté.

C) Relation Dose-réponse et valeurs toxicologiques de référence

Le tableau ci-après présente les VTR disponibles.

Exposition	Voie d'exposition	Organe critique	Observations portant sur	Facteur de sécurité	Valeur	Source
1,2 Dichlorobenzène						
Chronique	**Ingestion**	rein	Souris	100	**MRL = 0.3 mg/kg/j**	ATSDR (2006)
	Ingestion	Absence d'effets	rats	1000	RfD = 0.09 mg/kg/j	US-EPA (1991)
	Ingestion	rein	Souris	100	TDI = 0.43 mg/kg/j	santéCanada (1991)
	Ingestion	rein	souris	100	TDI = 0.43 mg/kg/j	RIVM (2000)
	Inhalation	rate	multiple	100	TCA = 600 µg/m^3	RIVM Prov (2000)
1,3 Dichlorobenzène						
Subchronique	**Ingestion**	Système endocrinien	-	300	MRL = 0.03 mg/kg/j	ATSDR (2006)
1,4 Dichlorobenzène						
Chronique	**Ingestion**	Syst. hépatique	rats	100	**MRL = 0.07 mg/kg/j**	ATSDR (2006)
		Multiple (dont rein)	chien	100	TDI = 0.1 mg/kg/j	RIVM (2000)
	Inhalation	Système respiratoire	rat	30	**MRL = 60 µg/m^3**	ATSDR (2006)
		Foie	rat	100	RfC = 800 µg/m^3	US-EPA (1996)
		Foie, rein	rat	100	TCA = 670 µg/m^3	RIVM (2000)

Trichlorobenzènes

A) Propriétés physico-chimiques

Propriétés physico-chimiques et origine

A température ordinaire, le 1,2,4-trichlorobenzène est un liquide incolore, alors que les 1,2,3- et 1,3,5-trichlorobenzènes se présentent sous la forme de cristaux blancs.

Les trichlorobenzènes peuvent être utilisés comme intermédiaires organiques, lubrifiants, solvants, dans le traitement des termites et fluides diélectriques, ils peuvent de ce fait être présents dans les transformateurs associés au PCB.

Voies d'exposition et absorption et métabolisation

La plupart des données concernant les trichlorobenzènes sont souvent réduites à celles concernant le 1,2,4-trichlorobenzène qui est l'isomère le plus largement utilisé. Très peu de données sont disponibles chez l'homme.

La principale voie d'absorption du 1,2,4-trichlorobenzène est la voie orale. Par inhalation, les études réalisées lors d'expositions chroniques ou subchroniques montrent cependant une bonne absorption également par cette voie. L'excrétion est principalement urinaire.

Le métabolisme du 1,2,4- trichlorobenzène varie d'une espèce animale à l'autre.

B) Effets toxiques

Effets cancérigènes

Le 1,2,3 ; 1,2,4 et 1,3,5 trichlorobenzènes ne sont pas classés par le CIRC.

L'US-EPA (1991) a classé uniquement le 1,2,4 trichlorobenzène dans le groupe D : non classifiable par rapport à sa cancérogénicité pour l'homme.

Le 1,2,3-trichlorobenzène et le 1,3,5-trichlorobenzène n'ont pas fait l'objet d'un examen par l'Union Européenne. Le 1,2,4-trichlorobenzène a été examiné par l'Union Européenne mais pas classé (JOCE, 2001).

Effets Mutagènes et sur la reproduction

Le 1,2,3 ; 1,2,4 et 1,3,5 trichlorobenzènes ne sont pas classés par rapport aux effets mutagènes ou sur la reproduction.

Autres effets toxiques

Différentes études réalisées chez le rat ou la souris ont mis en évidence l'effet du 1,2,4-trichlorobenzène sur le foie et les reins lors de l'administration par voie orale. Il s'agit d'altérations biochimiques, fonctionnelles et histopathologiques Quelques études se sont également intéressées à la thyroïde (altérations histopathologiques) ou aux glandes surrénales (augmentation pondérale).

Une autre étude a été réalisée par inhalation de 1,2,4-trichlorobenzène aux concentrations de 30 et 100 ppm chez le rat, le lapin et le chien (Kociba et al., 1981). Elle montre une augmentation statistiquement significative du poids du foie chez le chien à 100 ppm, une diminution significative du poids du foie par rapport au poids corporel pour les deux concentrations étudiées chez le lapin. Une augmentation significative du poids du foie et de celui des reins est observée pour la plus forte concentration chez le rat. Ceci est associé à une augmentation de l'excrétion urinaire des

porphyrines pour les concentrations de 30 et 100 ppm. De cette étude un LOAEL de 30 ppm (226 mg/m3) de 1,2,4 trichlorobenzène est établi pour le rat.

Ces effets sont observés tant pour les voies orale, inhalation (et cutané pour les effets hépatiques).

Entre les 3 isomères, le 1,3,5 trichlorobenzène serait moins toxique, ceci serait lié à une plus faible adsorption du 1,3,5 très peu volatil (INERIS, fiche toxicologique, 2005).

C) Relation Dose-réponse et valeurs toxicologiques de référence

Le tableau ci-après présente les VTR disponible pour les trichlorobenzènes pour les effets à seuil.

Exposition	Voie d'exposition	Organe critique	Observations portant sur	Facteur de sécurité	Valeur	Source
1,2,4 trichlorobenzène						
Chronique	**Ingestion**	Glandes surrenales	rats	1000	RfD = 0.01 mg/kg/j	US-EPA (1996)
		Hépatique, rein, thyroïde	rats	5000	TDI = 0.0016 mg/kg/j	SantéCanada (1992)
	Inhalation	foie, rein, thyroïde	rats	5000	**TCA = 7 µg/m^3**	SantéCanada (1992)
1,2,3 trichlorobenzène						
Chronique	**Ingestion**	Hépatique, rein, thyroïde	rats	5000	TDI = 0.0015 mg/kg/j	SantéCanada (1992)
1,3,5 trichlorobenzène						
Chronique	**Ingestion**	Hépatique, rein, thyroïde	rats	5000	TDI = 0.0015 mg/kg/j	SantéCanada (1992)
Chronique	**Inhalation**	Epithélium nasal	rats	5000	TCA = 3.6 µg/m^3	SantéCanada (1992)
Trichlorobenzènes indistincts						
Chronique	**Ingestion**	Hépatique, rein, thyroïde	rats	1000	**TDI = 0.008 mg/kg/j**	RIVM (2001)
	Inhalation	Effets urinaires	rat	-	TCA (provisoire) = 50 µg/m^3	RIVM (2001)

2.4 HAP – Hydrocarbures aromatiques polycycliques

A) Propriétés physico-chimiques

Les HAP (hydrocarbures aromatiques polycycliques) sont formés lors de combustions incomplètes (bois, charbon, fioul, essence, goudrons de houille, cigarettes…) puis rejetés dans l'atmosphère où ils sont présents majoritairement dans la phase particulaire du fait de leur faible volatilité.

Il s'agit de molécules ayant de deux (naphtalène) à plus de cinq (benzo-a-pyrène) noyaux benzeniques. Les propriétés toxiques et physicochimiques des molécules sont variables et dépendent en partie du nombre de noyaux benzenique. On compte 16 molécules les plus communément étudiées (liste de l'EPA reprise dans les paragraphes suivants).

Les émissions des cheminées et des fours à bois domestiques, des incinérateurs d'ordures ménagères, des unités de production de goudron et d'asphalte, des unités de craquage du pétrole, constituent les principales sources anthropiques. Ces sources stationnaires représentent environ 80 % des émissions. Les sources mobiles sont constituées par les échappements des véhicules essence et diesel.

La présence de HAP dans les eaux de surface provient du dépôt de particules en suspension dans l'atmosphère, des rejets de lixiviation des aires de stockage de charbon, des effluents des usines de traitement du bois et autres industries, on note par ailleurs que les HAP sont également contenus dans certains insecticides ou fongicides.

Les paramètres physicochimiques des hydrocarbures aromatiques polycycliques sont détaillés dans le tableau suivant.

SUBSTANCES	Masse molaire (g/mol)	Constante de Henry H (adim)	Coef. de partage mat. org/eau Koc (mg/kg)/(mg/l)	Solubilite S (mg/l)	Diffusion dans l'air (m^2/j)	Diffusion dans l'eau (m^2/j)	Perméation au PEHD (m^2/j)	Taux d'adsorpt° dermique AAF (mg/mg)
HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYLCLIQUES								
naphtalene	128,16	1,83E-02	1,82E+03	32,00	5,10E-01	6,48E-05	5,0E-07	1,0E-01
acenaphtylene	152,2	5,13E-03	6,17E+03	16,10	3,79E-01	6,51E-05	-	1,0E-01
acenaphtene	154,21	5,98E-03	6,17E+03	3,89	3,64E-01	6,64E-05	-	1,0E-01
fluorene	166,2	4,12E-03	1,12E+04	1,89	3,14E-01	6,81E-05	-	1,0E-01
phenanthrene	178,23	1,18E-03	2,09E+04	1,18	4,67E-01	4,92E-05	2,0E-07	8,0E-01
anthracene	178,23	2,01E-03	2,04E+04	0,05	2,80E-01	6,69E-05	-	1,0E-01
fluoranthene	202,22	3,90E-04	2,24E+04	0,24	2,61E-01	5,49E-05	2,0E-07	1,0E-01
pyrene	202,26	4,88E-04	6,92E+04	0,13	2,35E-01	6,26E-05	-	1,0E-01
benzo(a)anthracene	228	4,92E-04	2,29E+05	0,01	4,41E-01	7,78E-05	-	1,0E-01
chrysene	228,26	2,14E-04	2,34E+05	0,02	2,14E-01	5,37E-05	-	1,0E-01
benzo(b)fluoranthene	252,27	2,69E-05	7,94E+05	0,0012	1,95E-01	4,80E-05	-	1,0E-01
benzo(k)fluoranthene	252,27	2,41E-05	7,76E+05	0,0008	1,95E-01	4,80E-05	2,0E-07	1,0E-01
benzo (a)pyrene	252,3	1,88E-05	7,76E+05	0,0016	3,72E-01	7,78E-05	2,0E-07	1,0E-01
dibenzo(a,h)anthracene	278,35	5,01E-06	2,63E+06	0,0006	1,75E-01	4,48E-05	-	1,0E-01
benzo(g,h,i)perylene	276	1,09E-05	2,69E+06	0,0003	1,64E-01	4,89E-05	-	1,0E-01
indeno(1,2,3-c,d)pyrene	276,29	1,44E-05	2,69E+06	0,06	1,64E-01	4,89E-05	-	1,0E-01

- : aucune donnée dans la littérature

Les 16 HAP possèdent des propriétés physico-chimiques très variables :

- les solubilités (à 25°C) sont comprises entre $2{,}6.10^{-4}$ mg/l pour le B[g,h,i]P et 32 mg/l pour le naphtalène,
- les pressions de vapeur (à 25°C) sont comprises entre $1{,}3.10^{-8}$ Pa pour le B[g,h,i]P et 11.3 Pa pour le naphtalène (qui est le seul HAP que l'on peut classer dans les COV : Pv>10 Pa),
- les constantes de Henry (à 25°C) sont comprises entre $2{,}69.10^{-5}$ kPa.m3/mol pour B[g,h,i]P et 0.045 kPa.m3/mol pour le naphtalène.

On note que les propriétés physico-chimiques du B[a]P sont proches de celles du B[g,h,i]P : une solubilité de 0,0016 mg/l (25 °C), une pression de vapeur de $7{,}32.10^{-7}$ Pa (25°C) et une constante de Henry de $4{,}63.10^{-5}$ kPa.m^3/mol.

L'ensemble des HAP sont facilement sorbés sur les sols, en effet, leurs constantes de partage octanol-eau (logKOW) sont élevées et comprises entre 3,3 (naphtalène) et 6,84 (B[k]F).

Voies d'exposition et absorption

L'inhalation et l'ingestion d'aliments constituent chez l'homme les 2 voies d'exposition principales aux HAP, alors que l'exposition par la consommation d'eau de boisson reste minime (1% d'après OMS, 1998). L'exposition par inhalation dépend spécifiquement de la taille des particules sur lesquelles les HAP sont adsorbés.

Taux d'absorption cutané

Wester et al. (1990) ont réalisés des mesures de taux d'absorption sur le B(a)P à partir d'échantillons de peau humaine. Il en ressort que 24,6 % de la dose B(a)P (en solution dans de l'acétone) ont été absorbé au niveau de la peau mais que seulement 0,09 % a traversé la barrière cutanée au bout de 24 heures. Dans les mêmes conditions et pour la même quantité de B(a)P, pour une matrice sol, le taux d'absorption est de 13,2 % sur la peau du singe et 1,41 % sur la peau de l'homme avec 0,01 % ayant traversé la barrière cutanée. Ainsi, la présence de la matrice sableuse (ou sol) réduit la biodisponibilité du polluant. Wester et al. déduit donc une réduction de 75 % de l'absorption cutanée à partir du matrice sol par rapport à une matrice aqueuse.

Par voie cutanée, le taux d'absorption cutané du B(a)P est estimé à 3 % (fiche INERIS) après 24 heures sur un modèle *in vitro* de peau d'origine humaine (*Kao et al.,* 1985). La littérature montre que le taux est très variable en fonction de la durée et des cibles étudiées (entre 0,3 et 3 %).

Les études recensées et synthétisées par l'INERIS et l'INVS[6] les ont incités à prendre des taux d'absorption pour l'ensemble des HAP de 5 % pour 8 heures et 4 % pour 6 heures d'exposition. Ramené à la journée (24 h), le taux d'absorption serait de 16 %.

L'US-EPA[7] recommande de prendre en compte un taux de 13 % sur 24 heures.

[6] Rapport d'évaluation du risque sanitaire résiduel pour les populations fréquentant les plages après dépollution du fioul de l'ERIKA. Juillet 2000

[7] dans l'ouvrage Risk assessment guidance for superfund, 2001

Enfin, la base de données du logiciel RISC (dont les équations sont utilisées pour le calcul de la dose par contact cutané) propose un taux d'absorption cutané pour l'ensemble des HAP de 10%.

Compte tenu de la variabilité des données et dans la mesure où l'évaluation détaillée des risques doit être à la fois conservatrice et proportionnée, nous retiendrons un taux d'absorption cutané de 10 % pour les HAP excepté le phénanthrène pour lequel des études particulières[8] ont montré un taux plus important de 80 %.

Taux d'absorption orale

Le taux d'absorption orale du B(a)P est de 40 % chez l'homme (fiche INERIS). Pour les autres HAP, les taux ne sont pas disponibles ni sur l'homme ni sur les animaux exceptés pour l'anthracène où il varie entre 53 et 74 % chez les animaux. Nous considérerons que l'ensemble des HAP possèdent un taux d'absorption orale identique à celui du B(a)P, soit 40 %.

Taux d'absorption inhalation

Les taux d'absorption des HAP par inhalation n'ont pas été étudiés en particulier. Nous prendrons donc un taux de 100%.

B) Effets toxiques

Effets cancérigènes

Le pouvoir cancérigène des HAP, ou plus exactement de mélanges d'HAP, chez l'homme, est basé sur les observations réalisées chez les travailleurs exposés par voie respiratoire et cutanée. Les HAP sont incriminés dans plusieurs études concernant des personnes atteintes de cancers des poumons, de la peau, de la vessie, des reins ou des fosses nasales.

Les études animales révèlent également l'apparition de tumeurs chez de nombreuses espèces lors d'une exposition à du benzo(a)pyrène.

Le benzo(a)pyrène est classé comme cancérigène chez l'homme par le CIRC (**groupe 2A**), l'US-EPA (**classe B2**) et l'UE (**Carc**. **2**).

La position de l'OMS dans différents ouvrages ou publications et aussi celle de l'US-EPA est de considérer que le B(a)P a valeur d'indicateur pour les HAP potentiellement cancérigènes, qui ont plus de 3 noyaux aromatiques.

Le tableau de synthèse des classifications des HAP par rapport à leur cancérogénicité montre que l'anthracène, le benzo(g,h,i)pérylène, l'acénaphtylène, le fluoranthène, le fluorène, le phénantrène et le pyrène sont classés 3 par le CIRC et/ou D par l'US-EPA. L'acénaphtène n'est pas classé.

Pour ces composés, les phrases de risque ne mentionnent pas non plus le caractère cancérigène, et l'article de Nisbet et et Lagoy (1992) proposant des facteurs d'équivalent toxique (TEF cité ci-après) mentionne l'absence de données précises leur ayant permis d'aboutir à ces valeurs.

Pour le naphtalène, le potentiel cancérigène n'a pas été prouvé et à la différence des HAP à plus de 3 noyaux aromatiques, il n'est pas mutagène directement. La phrase de risque de ce composé ne fait pas non plus mention de cancérogénicité (phrase R40 ou R45).

La position de l'IARC, récente (2002), place le naphtalène dans le groupe 2B, et non en 2A, en dépit des résultats chez l'animal sur 2 espèces ; ce point de vue, c'est-à-dire l'impossibilité actuelle de conclure que le naphtalène est un cancérogène probable pour l'homme, est partagé par un grand nombre des experts réunis par l'US-EPA (cf résultats de la réunion sur le site US-EPA, en date de septembre 2004).

[8] voir fiche toxicologique de ce produit par l'INERIS

Le mécanisme retenu par l'IARC (2002) est la formation de métabolites entraînant un turn-over important au niveau des épithéliums respiratoires et secondairement la formation de tumeurs. Le naphtalène pourrait avoir des effets clastogènes in vitro mais pas d'effets mutagènes.

Effets sur la reproduction

Des études ont montré que le BaP passe la barrière placentaire chez le rat et la souris. Le benzo[a]pyrène est embryotoxique chez la souris. D'après la bibliographie, aucune étude n'a été effectuée chez l'homme pour rechercher un éventuel effet du benzo[a]pyrène sur la reproduction.

Parmi les HAP, seul le benzo[a]pyrène est classé par l'union Européenne par rapport à ses effets potentiels sur la reproduction (**catégorie 2** associé aux phrases de risque R60 : peut altérer la fertilité et R61 : risques pendant la grossesse d'effets néfastes sur l'enfant).

Effets Mutagènes

Seul le benzo(a)pyrène est classé par l'Union Européenne pour ses effets mutagènes potentiels **catérogie 2** (associé à la phrase R46 : peut causer des altérations génétiques héréditaires).

Le chrysène est par ailleurs classé en catégorie 3 (substance préoccupante pour l'homme en raison des effets mutagènes possibles).

Le naphtalène n'est pas génotoxique en l'état des connaissances ce qui le différencie du benzo(a)pyrène et des autres HAP à plusieurs cycles qui ont des effets similaires à ceux du BaP chez l'homme et chez l'animal et pour lesquels l'approche par équivalents (TEF) est justifiée.

Autres effets toxiques

Les études actuelles sur les effets toxiques non cancérigènes du benzo(a)pyrène sur l'homme montrent que les principaux effets sont cutanés. Il a été observé des altérations cutanées (érythèmes, desquamation, hyper-kératose verruqueuse…) lors d'applications de benzo(a)pyrène à des fins thérapeutiques. De telles observations n'ont pas été décrites chez des personnes présentant des peaux saines.

Chez l'homme, aucune étude épidémiologique concernant l'effet de l'acénaphtène n'est disponible. L'exposition subchronique ou chronique à l'acénaphtène induit des troubles hépatiques, rénaux et hématologiques.

A notre connaissance, il n'existe pas de donnée disponible sur les effets toxiques non cancérigènes de l'anthracène, pour une exposition chronique, chez l'homme. Les études réalisées sur les souris montrent une augmentation de la mortalité et des signes cliniques sur le poids corporel et différents organes, l'ophtalmologie, l'hématologie et l'histopathologie.

L'organe cible pour les expositions au benzo(b)fluoranthène, benzo(k)fluoranthène et Dibenzo(a,h)Anthracène est le système immunologique.

Chez l'homme une seule étude traite de l'effet induit par une exposition par voie pulmonaire au fluoranthène. Dans cette étude les salariés ont été exposés par voie pulmonaire à un mélange de HAPs contenant du fluoranthène, du perylène, du pyrène, du benz(a)pyrène, du chrysène, du benzo(a)anthracène, du dibenz(a,h)anthracène et du benzo(g,h,i)perylène. L'exposition à de fortes concentrations de ce mélange (concentration non précisée) induit une diminution du taux d'immunoglobulines sériques (IgA, IgG et IgM) (Szczeklik *et al.,* 1994). Cette étude n'a toutefois pas permis d'identifier l'effet spécifique du fluoranthène. Les organes cibles identifiés sont le système sanguin et les reins.

L'étude principale mettant en évidence l'effet du fluoranthène administré par voie orale est l'étude de l'US EPA de 1988 (a,b,c) dans laquelle les souris mâles et femelles ont été exposées par voie orale (gavage) à 125, 250 ou à 500 mg/kg/j de fluoranthène pendant 13 semaines. Cette étude a

montré qu'à ces doses, le fluoranthène n'induisait pas d'effets sur le système respiratoire, cardiaque ou musculo-squelettique. Par contre, il a été montré une influence du fluoranthène sur l'augmentation du poids relatif du foie et l'augmentation du taux d'enzymes hépatiques.

Aucune étude épidémiologique ne traite des effets du fluorène chez l'homme lors d'une exposition chronique. Chez l'animal, l'exposition chronique au fluorène induit principalement des troubles hépatiques et hématologiques. L'étude principale de l'US EPA de 1988 (a,b,c) dans laquelle les souris mâles et femelles ont été exposées par voie orale (gavage) à 125, 250 ou à 500 mg/kg/j de fluorène pendant 13 semaines. Cette étude a montré qu'à la dose de 500 mg/kg/jour, les effets observés étaient une difficulté pour respirer, un ptosis (abaissement de la paupière supérieure, d'origine congénitale), une diminution du poids absolu du foie, une diminution du poids relatif du foie et de la rate, accompagnée par d'effets sur le système sanguin.

Pour le naphtalène, les données sont peu nombreuses. L'exposition par inhalation, par inhalation et passage cutané, par inhalation et absorption digestive sont responsables d'anémie hémolytique.

Plusieurs cas d'anémie hémolytique ont été décrits après inhalation et pénétration cutanée chez des nouveau-nés dont les vêtements et la literie ont été conservés avec des boules d'antimite (Cock, 1957 ; Dawnson *et al.,* 1958 ; Schafer, 1951 ; Valaes, 1963). Ces anémies ont aussi été décrites après inhalation par des nouveau-nés de médications contenant du naphtalène (Hanssler, 1964 ; Irle, 1964). Les cas survenus chez des nouveau-nés sont parfois associés à des troubles neurologiques comme une somnolence et une diminution des cris. Mais on peut dissocier ces troubles de ceux liés à la diminution des capacités de transport de l'oxygène.

Huit cas de cataracte ont été décelés chez un groupe de 21 employés d'une teinturerie industrielle où du naphtalène était utilisé. Sept cas sont survenus avant l'âge de 50 ans. Si l'hypothèse d'une causalité est possible, les niveaux d'exposition ne sont pas disponibles (Ghetti et Mariani, 1956).

Aucune étude concernant l'effet chronique du naphtalène après une exposition par voie orale n'est disponible. De plus, aucune relation directe entre l'exposition à long terme au naphtalène par voie cutanée et le développement de symptômes respiratoires, cardiovasculaires, gastro-intestinaux, rénaux et oculaires n'a été montrée (Ghetti et Mariani, 1956).

C) Relation Dose-réponse et valeurs toxicologiques de référence

Les tableaux ci-après présentent dans un premier temps les VTR correspondant aux effets cancérigènes des HAP et dans un second temps les VTR correspondant aux effets toxiques à seuil.

Ces VTR sont issues d'une recherche, actualisée régulièrement auprès des principales bases de données disponibles (ATSDR, OMS, US-EPA, OEHHA, RIVM, Santé Canada) et tiennent compte des valeurs réglementaires appliquées en France. La plupart d'entre elles figurent dans le rapport d'étude de l'INERIS de mars 2009.

1) Effets cancérigènes

Benzo-a-pyrène

On notera que les valeurs toxicologiques du B(a)P servent également à établir des VTR pour les effets cancérigènes des autres HAP en utilisant les Facteurs d'Equivalent Toxique (TEF, voir chapitre suivant).

Benzo(a)Pyrène				
Voie d'exposition	**Organe cible / type d'effet**	**Observations portant sur**	**Valeur**	**Source**
Inhalation	Tractus respiratoire	hamster	ERUi = 1,1 $.10^{-3}$ $(\mu g/m^3)^{-1}$	OEHHA (2002)
		homme	ERUi (mélange HAP) = 8,7 $.10^{-2}$ $(\mu g/m^3)^{-1}$	OMS (2000)
		hamster	**ERUi = 6 $.10^{-4}$ $(\mu g/m^3)^{-1}$**	**US EPA (2017)**
Orale	Cancer multi-site	Souris	**ERUo = 1 $(mg/kg/j)^{-1}$**	**US EPA (2017)**
		Rats/souris	ERUo = 0,2 $(mg/kg/j)^{-1}$	RIVM (2001)
		hamster	ERUo = 12 $(mg/kg/j)^{-1}$	OEHHA (2002)

L'ERUi de 6 10^{-4} $(\mu g/m^3)^{-1}$ est issu de l'étude expérimentale de Thyssen *et al.,* 1981, menée sur des hamsters mâles. Ceux-ci ont été exposés à 2,2, 9,5 et à 46,5 mg/m^3 de benzo[a]pyrène condensé dans des particules de chlorure de sodium. Aucune tumeur n'a été observée au niveau du tractus respiratoire chez le groupe témoin et chez les hamsters exposés à 2,2 mg/m^3 de benzo[a]pyrène. En revanche, pour les concentrations plus élevées, l'incidence des tumeurs du tractus respiratoire augmente avec la concentration de benzo[a]pyrène. Ainsi, le nombre de tumeurs est de 9/26 pour une concentration de 9,5 mg/m^3 et de 13/25 pour une concentration de 46,5 mg/m^3. Un modèle linéaire multi-étapes sans seuil à été appliqué aux résultats obtenus. Une extrapolation linéaire de $0,1/BMLC_{10}$ a été appliqué au $BMLC_{10}$ de 0,16 mg/m^3 et un ERUi de 6 10^{-4} $(\mu g/m^3)^{-1}$ a été proposé par l'US EPA pour le benzo[a]pyrène.

La valeur de 1,1 10^{-3} $(\mu g/m^3)^{-1}$ de l'OEHHA est issue de la même étude avec un facteur de correction interespèce de $(70/0,1)^{1/3}$ ayant été appliqué pour avoir l'ERUi de 1,1 10^{-3} $(\mu g/m^3)^{-1}$.

La valeur de 8,7 10^{-2} $(\mu g/m^3)^{-1}$ proposée par l'OMS correspond à un mélange de HAP issu de cokerie et non au benzo(a)pyrène uniquement. Cette valeur basée sur des observations sur les travailleurs de cokerie et sur différents types de cancer (poumon, vessie, estomac) représentatifs du caractére multi-sites de la cancérogénicité du BaP.

L'ERUo de 1 $(mg/kg/j)^{-1}$, proposé par l'US EPA est établi à partir de 2 études : Kroese et al., 2001 et Beland et Culp, 1998. Une extrapolation linéaire de $0,1/BMLC_{10}$ a été appliqué au $BMLC_{10}$ pour avoir l'ERUo.

On notera que la VTR de 0,2 $(mg/kg/j)^{-1}$ du RIVM est établie utilisant les mêmes études que l'US EPA.

Facteur d'équivalent toxique des HAP (TEF)

La position de l'OMS dans différents ouvrages ou publications et celle de l'US-EPA est de considérer que le B(a)P a valeur d'indicateur pour les HAP potentiellement cancérigènes, qui ont plus de 3 noyaux aromatiques. Différentes possibilités sont laissées à l'initiative de l'évaluateur de risque, en particulier celle d'utiliser la méthode des équivalents toxiques (méthode proposée par l'OMS).

L'excès de risque unitaire (ERU) pour un composé *i* est donné par la relation suivante :

ERU (composé i) = TEF (composé i) x ERU (du B(a)P).

Les principaux TEF existants, considérés aussi bien pour la voie orale que la voie inhalation sont présentés dans le tableau page suivante.

Composés	US-EPA (1993)	Baars (2000)	Hempling et al. (1997)	WHO (1998)	Nisbet et Lagoy (1992)
Acénaphtène	-	0.01	0	-	0.001
Acénaphtylène	-	0.001	0.01	-	0.001
Anthracène	-	-	0.01	0.28-0.32	0.01
Benzo(a)anthracène	0.1	0.1	0.1	0.014-0.0145	0.1
Benzo(a)pyrène	1	1	1	1	1
Benzo(b)fluoranthène	0.1	0.1	1	0.1-0.141	0.1
Benzo(k)fluoranthène	0.01	0.1	0.1	0.01-0.1	0.1
Benzo(g,h,i) pérylène	-	-	0.01	-	0.01
Chrysène	0.001	0.01	0.01	0.001-0.1	0.01
Dibenzo(a,h)anthracène	1	1	1	0.89-5	5
Fluoranthène	-	0.01	0.01	0.001-0.01	0.001
Fluorène	-	-	0	-	0.001
Indéno(1,2,3-c,d)pyrène	0.1	0.1	0.01	0.067-0.232	0.1
Naphtalène*	-	-	0	-	-
Phénanthrène	-	0.001	0	-	0.001
Pyrène	-	0.001	-	-	0.001

* la VTR retenue pour la voie d'exposition par inhalation pour le naphtalène n'est pas issue du TEF mais est celle de l'ANSES (2013)

2) Effets toxiques non cancérigènes

Acénaphtène						
Exposition	**Voie d'exposition**	**Organe cible**	**Observations portant sur**	**Facteur de sécurité**	**Valeur**	**Source**
Subchronique	Orale	Syst. hépatique	souris	300	MRL = 0.6 mg/kg/j	ATSDR (1995)
Chronique	Orale	Syst. hépatique	souris	3000	**RfD = 0.06 mg/kg/j**	US EPA (1994)

La RfD de 0.06 mg/kg/j a été établie à partir d'une étude réalisée chez 4 groupes de 20 souris CD-1 exposées par gavage à 0, 175, 350 ou 700 mg/kg/jour d'acénaphtène pendant 90 jours. Un LOAEL de 350 mg/kg/jour ainsi qu'un NOAEL de 175 mg/kg/jour ont ainsi été déterminés pour des atteintes hépatiques. Le NOAEL a servi à calculer un RfD de 6.10^{-2} mg/kg/jour pour des expositions chroniques à l'acénaphtène (US-EPA., 1989). Un facteur de sécurité de 3 000 a été appliqué (variabilité inter-espèce : 10, variabilité au sein de la population humaine : 10, extrapolation de données subchroniques à des données chroniques : 10, manque de résultats chez d'autres animaux et pour le manque de données sur le développement et la reproduction : 3).

La différence entre cette VTR (chronique) et celle de l'ATSDR (subchronique) est le facteur de sécurité supplémentaire appliqué pour le passage d'une exposition subchronique à une exposition chronique par l'US-EPA.

Anthracène						
Exposition	**Voie d'exposition**	**Organe cible**	**Observations portant sur**	**Facteur de sécurité**	**Valeur**	**Source**
Subchronique	**Orale**	Syst. hépatique	souris	100	MRL = 10 mg/kg/j	ATSDR (1995)
Chronique	**Orale**	aucun	souris	3000	**RfD =0.3 mg/kg/j**	US EPA (1993)

La RfD de 0,3 mg/kg/j a été établie à partir d'une étude expérimentale pratiquée chez la souris (US-EPA, 1989). Les animaux mâles et femelles sont exposés à l'anthracène par gavage aux doses de 0, 250, 500 et 1 000 mg/kg/j pendant au moins 90 jours. Les effets observés sont la mortalité, les signes cliniques, le poids corporel, la consommation de nourriture, l'ophtalmologie, l'hématologie, les poids des différents organes et l'histopathologie. Dans cette étude aucun effet n'est observé même pour la dose la plus élevée. Un NOAEL de 1 000 mg/kg/j est défini. Un facteur de 3 000 est appliqué (variabilité inter-espèce : 10, variabilité au sein de la population humaine : 10, extrapolation de données subchroniques à des données chroniques : 10, manque de résultats chez d'autres animaux et pour le manque de données sur le développement et la reproduction : 3).

La différence entre cette VTR (chronique) et celle de l'ATSDR (subchronique) sont les facteurs de sécurité supplémentaires appliqués pour le passage d'une exposition subchronique à une exposition chronique et pour le manque de données sur le développement et la reproduction d'une seconde espèce, l'étude pivot restant la même.

Une valeur toxicologique est proposée par le RIVM, elle est issue des travaux du TPHCWG. Le TPHCWG établi une TDI de 0.04 mg/kg-day pour les aromatiques avec un nombre de carbone équivalent compris entre 9 et 16, compte tenu que l'anthracène appartient à cette catégorie, le RIVM lui applique le TDI correspondant. Cette valeur n'est pas retenue car nous jugeons les incertitudes liées à l'extrapolation du RIVM trop importantes.

Benzo(a)pyrene						
Exposition	**Voie d'exposition**	**Organe cible**	**Observations portant sur**	**Facteur de sécurité**	**Valeur**	**Source**
Chronique	**Orale**	Neurotoxique	Rats	300	RfD = 3 $.10^{-4}$ mg/kg/j	US EPA (2017)
Subchronique	**Inhalation**	Syst. Nerveux, poids, reproductif	Rats	3000	RfC = 2 $.10^{-6}$ mg/m^3	US EPA (2017)

Pour la voie orale, l'US EPA s'est basé sur l'étude de Chen et al. (2012) menée pour une exposition chronique par voie orale au BaP. Les effets sur le développement de deux cohortes de rats ayant été exposés ont été suivsi pour tirer une BMDLs de 0,092 mg/kg/j. Un facteur de sécurité de 300 (10 pour interespèce, 10 pour intra espèce et 3 pour différences dans les bases de données) pour avoir la RfD de 3 10^{-3} mg/kg/j. D'autres effets du BaP par exposition orale sur le système reproductif (Xu *et al.*, 2010) et immunologique (Kroese *et al.*, 2001) ont aussi été identifiés.

Pour la voie par inhalation, l'US EPA s'est basé sur l'étude faite par Archibong et al. (2002) sur l'exposition subchronique de rats au BaP. Les effets sur le développement observés chez les rats ont été suivis pour obtenir un LOAEL de 25 µg/m^3. Un facteur de sécurité de 3000 (3 pour interespèce, 10 pour intra espèce, 10 pour la NOAEL et 10 pour les différences dans les bases de données) pour avoir la RfC de 2 10^{-6} mg/m^3. Par voie d'inhalation, le BaP présente aussi des effets sur le système reproducteur (Archibong *et al.*, 2012).

Benzo(g,h,i)pérylene						
Exposition	**Voie d'exposition**	**Organe cible**	**Observations portant sur**	**Facteur de sécurité**	**Valeur**	**Source**
Chronique	**Orale**	Syst. hépatique	souris	-	TDI = 30 µg/kg/j	RIVM (2001)

Le RIVM a établi un TDI de 0.03 mg/kg/j pour une exposition chronique par voie orale au benzo(g,h,i)perylène (1999-2000) (Baars *et al.,* 2001). La valeur toxicologique proposée est issue des travaux du TPHCWG. Le TPHCWG établi une RfD de 0,03 mg/kg-day pour les aromatiques avec un nombre de carbone équivalent compris entre 16 et 35, compte tenu que le benzo(g,h,i)pérylène appartient à cette catégorie, le RIVM lui applique le TDI correspondant. Bien qu'entachées de nombreuses incertitudes liées à l'extrapolation du RIVM (en particulier le TDI retenu pour la classe nC16-nC35 correspond en fait à la RfD du pyrène – voir TPHCWG, vol.3, p.11), en l'absence d'autres valeurs disponibles, nous avons choisi de retenir cette valeur.

Fluoranthène et Fluorène						
Exposition	**Voie d'exposition**	**Organe cible**	**Observations portant sur**	**Facteur de sécurité**	**Valeur**	**Source**
Subchronique	Orale	Syst. hépatique	souris	300	MRL = 0.4 mg/kg/j	ATSDR (1995)
Chronique	Orale	Nephrotoxicité	souris	3000	**RfD = 0.04 mg/kg/j**	US EPA (1993)

L'US-EPA s'est appuyé sur sa propre étude exposée précédemment. Un NOAEL de 125 mg/kg/j, établi pour des effets hématologiques et pour une diminution du poids du foie et de la rate, a été retenu avec application d'un facteur de sécurité de 3 000 (variabilité inter-espèce : 10, variabilité au sein de la population humaine: 10, extrapolation de données subchroniques à des données chroniques : 10, manque de résultats chez d'autres animaux et pour le manque de données sur le développement et la reproduction : 3). Cette valeur toxicologique est également proposée par le RIVM.

De plus, dans son rapport d'étude de mars 2009, l'INERIS recommande de prendre en compte la VTR en adéquation avec la durée d'exposition (subchronique/chronique) de l'étude. Les études risques étant majoritairement traitées pour des expostions chroniques et afin de conserver une cohérence par rapport au choix des VTR des autres composés, nous retiendrons la valeur établie par l'US-EPA pour une exposition chronique.

Naphtalène						
Exposition	**Voie d'exposition**	**Organe cible**	**Observations portant sur**	**Facteur de sécurité**	**Valeur**	**Source**
Aiguë	**Orale**	Syst. nerveux	souris	90	MRL = 0,6 mg/kg/j	ATSDR (2005)
Subchronique	**Orale**	Syst. nerveux	souris	90	MRL = 0,6 mg/kg/j	ATSDR (2005)
Chronique	**Inhalation**	Syst. respiratoire	rat	250	VTR = $3,7.10^{-3}$ mg/m^3	ANSES (2013)
			souris	300	MRL = $3,5.10^{-3}$ mg/m^3	ATSDR (2005)
			souris	3000	RfC = 3.10^{-3} mg/m^3	US EPA (1998)
			rats	250	**RfC = $3,7.10^{-2}$ mg/m^3** **$ERU_i = 5,6.10^{-6}$ (µg/m^3)$^{-1}$**	ANSES (2013)

Naphtalène						
Exposition	**Voie d'exposition**	**Organe cible**	**Observations portant sur**	**Facteur de sécurité**	**Valeur**	**Source**
			souris	1000	REL = 9 µg/m^3	OEHHA (2003)
	Orale	Diminution poids corporel	rat	3000	RfD = 0,02 mg/kg/j	US EPA (1998)
		Système resp	Rat	250	**ERU_o = 1,2.10^{-1} (mg/kg/j)$^{-1}$**	OEHHA (2011)

La VTR chronique établie par l'US-EPA de 0,02 mg/kg/j est tirée de l'étude de Battelle, 1980, avec un NOAEL de 71,4 mg/kg/j (ajusté au temps d'exposition) associé à une baisse de 10 % du poids du corps des rats mâles exposés, par gavage, au naphtalène pendant 90 jours. Un facteur de sécurité de 3 000 a été appliqué, 10 pour l'extrapolation de l'animal vers l'homme, un facteur de 10 afin de protéger la population sensible au naphtalène, un facteur de 10 pour l'extrapolation des données subchroniques vers des données chroniques et un facteur 3 pour le manque d'études.

La VTR chronique pour les effets toxiques non cancérigènes du naphtalène par inhalation de l'US-EPA reprend un LOAEL ajusté par le NTP, 1992 de 9,3 mg/m^3 pour une hyperplasie de l'épithélium respiratoire et une métaplasie de l'épithélium olfactif chez les souris. Ce LOAEL a été utilisé en lui appliquant un facteur de sécurité de 3 000 (un facteur 10 pour l'extrapolation de la souris vers l'homme, un facteur 10 afin de protéger la population sensible au naphtalène, un facteur de 10 pour l'extrapolation d'un LOAEL vers un NOAEL et un facteur de 3 pour l'insuffisance des données).

Cette valeur est du même ordre de grandeur tout en demeurant plus précautionneuse pour la santé que celles proposées par l'ATSDR en 2005.

En 2013, l'ANSES construit des VTR par voie d'inhalation ces valeurs sont retenues pour les VTR par voie d'inhalation. En manque de valeur de l'ANSES pour voie d'ingestion, l'INERIS préconise l'usage de la VTR faite par l'OEHHA pour les effets cancérigènes sans seuil par voie d'ingestion.

Phénanthrène						
Exposition	**Voie d'exposition**	**Organe cible**	**Observations portant sur**	**Facteur de sécurité**	**Valeur**	**Source**
Chronique	**Orale**	Cf les travaux du TPHCWG[9]			**TDI = 0.04 mg/kg/j**	RIVM (1999-2000)

Le RIVM propose un TDI de 0.04 mg/kg/j pour une exposition chronique par voie orale au phénanthrène (Baars *et al.*, 2001). Cette valeur a été élaborée pour les hydrocarbures aromatiques comportant de 10 à 16 carbones et qui ne sont pas considérés comme cancérigènes (Baars *et al.,* 2001). La méthodologie ayant conduit à cette valeur de risque est issue des travaux réalisés en 1997 par le TPHCWG (Total Petroleum Hydrocarbons Criteria Working Group).

Pyrène						
Exposition	**Voie d'exposition**	**Organe cible**	**Observations portant sur**	**Facteur de sécurité**	**Valeur**	**Source**

[9] Total Petroleum Hydrocarbon Criteria Working group.

Chronique	**Orale**	rein	souris	3000	RfD = 0.03 mg/kg/j	US-EPA (1989)

VTR de l'US-EPA de 0.03 mg/kg/j. Cette valeur a été établie à partir de l'étude expérimentale de US-EPA (1989) sur des souris pendant une durée sub-chronique (décrite ci-avant), le NOAEL défini de 75 mg/kg/j auquel un facteur de sécurité de 3 000 (variabilité inter-espèce : 10, variabilité au sein de la population humaine: 10, extrapolation de données subchroniques à des données chroniques : 10, manque de résultats chez d'autres animaux et pour le manque de données sur le développement et la reproduction : 3) a été appliqué a permis d'établir la VTR retenue.

D) Valeurs toxicologiques de référence retenues pour les effets chroniques

1) Effets cancérigènes

Le choix des valeurs toxicologiques de référence a été réalisé conformément à la position de l'INERIS[10] qui est reprise ci-après.

Pour une exposition par voie orale à un mélange de HAPs, l'INERIS propose d'utiliser l'approche substance par substance (TEF), car malgré les inconvénients que présente cette approche, elle est standardisée et permet d'évaluer le risque induit par tous les types de mélanges. De plus, l'approche par mélanges (approche par comparaison des potentiels toxiques des mélanges analogues et utilisation du benzo[a]pyrène comme indicateur d'un mélange) a été essentiellement élaborée dans le cas d'une exposition par inhalation.

L'INERIS appuie sur l'avis de l'AFSSA (2003) et propose de retenir l'ERUo établi par le RIVM de 0,2 $(mg/kg/j)^{-1}$. L'étude critique choisie par le RIVM est de bonne qualité et le modèle mathématique utilisé est bien adapté. La valeur plus prudente de l'US-EPA (7.2 $(mg/kg/j)^{-1}$) n'est donc pas retenue.

Pour une exposition par inhalation à un mélange de HAPs, l'INERIS conseille de prendre en compte le seul Excès de Risque Unitaire (ERUi) spécifique du benzo[a]pyrène, soit l'ERUi de 1,1 10^{-3} $(\mu g/m^3)^{-1}$ proposé par l'OEHHA et de lui appliquer les FET. On notera cependant que cet ERUi a été établi à partir d'étude sur les animaux et est relatif au seul cancer du poumon (à la différence de l'ERUi de l'OMS établi à partir de données humaines pour plusieurs types de cancer). Cependant, la valeur de l'OMS a été établie pour un mélange de cokerie.

L'INERIS a conforté sa position dans sont rapport d'étude de mars 2009.

TEF choisis et VTR associées

L'INERIS propose d'utiliser les TEF établis par Nisbet et LaGoy en 1992 en attribuant au dibenzo[a,h]anthracène un facteur de 1 au lieu de 5. Ces TEF sont considérés comme valables aussi bien pour la voie orale que la voie inhalation.

C'est cette dernière valeur qui a été retenue qaund elle était disponible.

Les valeurs toxicologiques ainsi retenues sont présentées dans le tableau suivant.

Composés	TEF retenus	ERUo obtenus $(mg/kg/j)^{-1}$	ERUi obtenus $(mg/m^3)^{-1}$
Naphtalène*	0.001	0.001	$5,6 .10^{-3}$*
Acénaphtylène	0.001	0.001	0,0006
Acénaphtène	0.001	0.001	0,0006
Fluorène	0.001	0.001	0,0006
Phénanthrène	0.001	0.001	0,0006

[10] INERIS. « Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAPs) Evaluation de la relation dose réponse pour des effets cancérigènes : Approche substance par substance : FET) et approche par mélange. » Rapport final, 18 décembre 2003.

Anthracène	0.01	0.01	0,006
Fluoranthène	0.001	0.001	0,0006
Pyrène	0.001	0.001	0,0006
Benzo(a)anthracène	0.1	0.1	0,06
Chrysène	0.01	0.01	0,006
Benzo(b)fluoranthène	0.1	0.1	0,06
Benzo(k)fluoranthène	0.1	0.1	0,06
Benzo(a)pyrène	**1**	**1**	0,6
Dibenzo(a,h)anthracène	1	1	0,6
Benzo(g,h,i) pérylène	0.01	0.01	0,006
Indéno(1,2,3-c,d)pyrène	0.1	0.1	0,06

*Valeur non issue de la méthode des TEF pour l'inhalation mais établie par l'ANSES en 2013

Pour un certain nombre de HAP (acénaphtène, acénaphtylène, fluorène, fluoranthene, phénanthrène, anthracène, pyrène et benzo(g,h,i)pérylène), malgré l'absence de preuve sur leurs effets éventuellement cancérigènes (et les classements sur leur cancérogénicité associés), ENVISOL a suivi la position de l'INERIS.

2) Effets toxiques non cancérigènes

Acénaphtène

La VTR retenue pour les effets toxiques non cancégirènes pour des expositions chroniques par ingestion est celle proposée par l'US-EPA : RfD de 0,06 mg/kg/j, seule valeur disponible pour des durées d'exposition chroniques.

La RfC de l'acénaphtène n'est pas disponible dans la littérature. Conformément aux recommandations de la circulaire DGS du 06 mai 2006, aucune dérivation de la voie orale ne sera réalisée pour calculer une RfC.

Anthracène

La VTR retenue pour les effets toxiques non cancérigènes pour des expositions chroniques par ingestion est celle proposée par l'US-EPA : RfD de 0,3 mg/kg/j, seule valeur disponible pour des durées d'exposition chroniques.

La RfC de l'anthracène n'est pas disponible dans la littérature.

Fluoranthène et Fluorène

La VTR chronique retenue pour les effets toxiques non cancérigènes du fluoranthène et du fluorène par ingestion est celle proposée par l'US-EPA : RfD de 0,04 mg/kg/j, seule valeur disponible pour des durées d'exposition chroniques.

Notons que l'INERIS recommande de prendre en compte la VTR en adéquation avec la durée d'exposition de l'étude (subchronique/chronique).

Naphtalène

La VTR chronique retenue pour les effets toxiques non cancérigènes du naphtalène par ingestion est celle proposée par l'US-EPA de 0,02 mg/kg/j.

La VTR chronique retenue pour les effets toxiques non cancérigènes du naphtalène par inhalation est celle établie par l'ANSES en 2013 de $3{,}7.10^{-2}$ mg/m^3. Cette valeur est du même ordre de grandeur que celle proposée par l'ATSDR en 2005 et l'US-EPA.

Phénanthrène

En l'absence d'autres valeurs spécifiques, compte tenu que l'absorption par voie cutanée du phénanthrène est importante au regard des autres HAP le TDI de 0,04 mg/kg/j est retenu, malgré les incertitudes importantes sur l'extrapolation réalisée par le RIVM.

La RfC du phénanthrène n'est pas disponible dans la littérature.

Pyrène

En l'absence d'autres valeurs spécifiques, nous retiendrons pour les effets chroniques non cancérigènes par ingestion du phénanthrène une VTR de 0,03 mg/kg/j, seule valeur disponible pour des durées d'exposition chroniques.

La RfC du pyrène n'est pas disponible dans la littérature.

2.5 Métaux et métalloïdes

Les paramètres physicochimiques des métaux sont détaillés dans le tableau suivant.

SUBSTANCES	Masse molaire (g/mol)	Constante de Henry H (adim)	Coef. de partage mat. org/eau Koc (mg/kg)/(mg/l)	Solubilite S (mg/l)	Diffusion dans l'air (m²/j)	Diffusion dans l'eau (m²/j)	Perméation au PEHD (m²/j)	Taux d'adsorpt° dermique AAF (mg/mg)
METAUX								
aluminium	26,98	n.a	n.a		n.a		n.a	-
antimoine	121,75	n.a	n.a		n.a		n.a	-
argent		n.a	n.a		n.a		n.a	-
arsenic	74,92	n.a	n.a		n.a		n.a	3,0E-02
baryum	137,3	n.a	n.a		n.a		n.a	-
bore		n.a	n.a		n.a		n.a	-
cadmium	112,41	n.a	n.a		n.a		n.a	1,0E-03
chrome III	51,996	n.a	n.a		n.a		n.a	4,0E-02
chrome VI	51,996	n.a	n.a		n.a		n.a	4,0E-02
cobalt	58,93	n.a	n.a		n.a		n.a	-
cuivre	63,55	n.a	n.a		n.a		n.a	1,0E-02
etain		n.a	n.a		n.a		n.a	-
manganese	54,94	n.a	n.a		n.a		n.a	-
mercure	200,6	0,299	nd	0,0567	2,68E-01	5,44E-05	n.a	3,0E-02
molybdene		n.a	n.a		n.a		n.a	-
nickel	58,71	n.a	n.a		n.a		n.a	1,0E-02
plomb	202,7	n.a	n.a		n.a		n.a	1,0E-02
selenium	78,96	n.a	n.a		n.a		n.a	-
vanadium	50,9	n.a	n.a		n.a		n.a	-
zinc	65,38	n.a	n.a		n.a		n.a	1,0E-02

n.a : non applicable pour les substances inorganiques

Antimoine (Sb) (Cas n°7440-36-0)

Les informations présentées ci-après sont tirées pour l'essentiel du rapport de l'AFFSA : Evaluation des risques sanitaires liés aux situations de dépassement des limites et références de qualité des eaux destinées à la consommation humaine de sept.2004.

A) Généralités

Propriétés physico-chimiques et origine

L'antimoine est peu abondant dans l'écorce terreste, le minéral le plus important est la stibine (SbS2) qui est associé à d'autres minéraux sulfurés dont la galène et la pyrite. Dans l'industrie, l'antimoine peut être utilisé avec d'autres métaux pour accroitre leurs duretés (alliages de plomb, d'etain, de zinc…), pour la fabrication de semi-conducteurs et peut être présent dans les platiques et les produits chimiques.

En milieu aqueux, l'antimoine est présent sous forme d'ions et de complexes solubles, la forme prédominante semble être pentavalente (AFSSA, 2004).

Voies d'exposition et absorption

Pour la population générale, l'alimentation est la principale voie d'exposition à l'antimoine.

Lors d'exposition professionnelle (métallurgie, mines, industries chimiques), la voie respiratoire est la voie principale d'exposition, l'antimoine est alors essentiellement sous forme de trioxyde d'antimoine.

Métabolisation

L'importance de l'absorption par le tractus digestif dépend de la forme chimique de l'antimoine et de sa solubilité. L'absorption intestinale serait chez l'animal de l'ordre de 5 à 20%. Pour l'homme les rares données observées montrent des taux d'absorption de l'ordre de 5%.

B) Effets toxiques

Effets cancérigènes

L'antimoine n'est pas classé par rapport à sa cancérogénicité.

Le trioxyde d'antimoine est classé 2B par le CIRC (cancérogène possible) et dans la catégorie 3 pour l'union européenne. Il n'a pas fait l'objet de classement par l'US-EPA.

Des expositions professionnelles au trioxyde d'antimoine ont été associés à une augmentation de l'incidence de cancers du poumon, mais les études disponibles sont peu nombreuses et les données fragmentaires. Chez les animaux cependant, les études réalisées ont mis en évidence une augmentation des cancers du poumon.

Effets Mutagènes et sur la reproduction

Non renseigné

Autres effets toxiques

Le potentiel toxique des formes pentavalentes de l'antimoine (les plus présentes dans l'eau) semble être moins prononcé que celui des formes trivalentes. Par ailleurs, les formes organiques de l'antimoine semblent moins toxiques que les formes inorganiques. (AFFSA, 2004)

La toxicité de l'antimoine et de ses composés varie avec l'état chimique de l'élément. Sous sa forme métallique, l'antimoine est relativement inerte. Lors des expositions chroniques au trioxyde d'antimoine, les manifestations les plus fréquemment rencontrées sont : des signes d'atteintes des muqueuses (irritations bronchio-pulmonaires) et des signes cutanés. Dans des études à long terme, les animaux qui ont respiré les niveaux très bas d'antimoine ont subi une irritation de l'oeil, la perte de cheveux, des dommages aux poumons, et des problèmes de coeur. L'ensemble des symptômes observés sont :

- Inappétence, fatigue, irritabilité ;
- peau: irritations, éruptions ;
- Irritation des muqueuses ;
- atteintes hépatiques et hématologiques
- troubles gastro-intestinaux (ulcères, crampes, diarrhées et vomissements) ;
- respiratoires (toux, bronchite, emphysème, pneumoconiose); rhinite, pharyngite, cloison nasale perforée ;
- électrocardiogramme perturbé.

C) Relation Dose-réponse et valeurs toxicologiques de référence

Le tableau ci-après présente les VTR correspondant aux effets toxiques à seuil issus de la synthèse réalisée par l'AFFSA pour la voie orale (Evaluation des risques sanitaires liés aux situations de dépassement des limites et références de qualité des eaux destinées à la consommation humaine, sept.2004), pour la voie inhalation, la seule VTR présentée est issue de l'US-EPA. Nous avons également pris en compte le rapport d'étude de l'INERIS de mars 2009, puisque dans celui-ci, l'INERIS expose son choix concernant les VTR retenus pour l'antimoine

Différentes formes de l'antimoine (Sb)						
Exposition	**Voie d'exposition**	**Effet ou Organe critique**	**Observations portant sur**	**Facteur de sécurité**	**Valeur**	**Source**
Formes indistinctes						
Chronique	**Ingestion**	Baisse de longévité	rat	500	DJT= 8,6.10^{-4} mg/kg/j	OMS (1994)
Chronique	**Ingestion**	**Perte de poids**	**rat**	**1000**	**TDI = 6 µg/kg/j**	**OMS (2006)**
Chronique	**Ingestion**	Baisse de longévité	rat	1000	RfD = 4. 10^{-4} mg/kg/j	US-EPA (1991)
Chronique	**Ingestion**	Changements histologiques	rat	300	DJT = 2. 10^{-4} mg/kg/j	Santé Canada (1997)
Trioxyde d'antimoine						
chronique	**Inhalation**	**poumon**	**rat**	**300**	**RfC = 2. 10^{-4} mg/m^3**	**US-EPA (1995)**

Arsenic (As)

A) Généralités

L'arsenic se présente généralement sous forme de cristaux gris, brillants, d'aspect métallique.

L'arsenic est assez répandu dans la nature en particulier dans les roches qui renferment plus de 99 % de l'arsenic présent dans la croûte terrestre sous forme de minerais. Ses principaux minerais sont : le mispickel (FeAsS), le réalgar (As_2S_2), l'orpiment (As_2S_3), la loellingite (As_2Fe). D'autres sources naturelles d'émission d'arsenic dans l'atmosphère sont l'activité volcanique et les feux de forêts.

Les composés de l'arsenic les plus couramment utilisés dans l'industrie sont le pentoxyde de diarsenic, l'arseniate de calcium, l'arsenite de cuivre, l'arsenite de sodium, le trichlorure d'arsenic et le trioxyde d'arsenic (As_2O_3) le plus important commercialement.

Voies d'exposition et absorption

Chez l'homme, l'absorption de l'arsenic est estimée à 95 % par voie orale et à 30 à 34 % par inhalation. La voie cutanée est une voie mineure d'absorption.

Métabolisation

L'arsenic est transformé dans le sang et distribué rapidement aux divers organes (pour les composés trivalents, foie et rein surtout ; pour les pentavalents, répartition plus générale). Les composés traversent les barrières hématoméningée et placentaire. Les composés trivalents sont transformés en composés pentavalents et l'élimination se fait par le rein.

B) Effets toxiques

Effets cancérigènes

Au niveau de l'UE, le pentaoxyde et le trioxyde de di-arsenic sont placés en **catégorie 1**. L'arsenic inorganique est cancérigène pour l'homme : le CIRC l'a placé dans le **groupe 1** (1987). L'arsenic et l'ensemble de ses composés inorganiques sont également classés par l'US-EPA dans le **groupe A** (1998).

Il a été prouvé que la consommation d'eau contenant de fortes concentrations d'arsenic induit des cancers de la peau et peut être d'autres formes de cancers.

A partir de l'observation de populations de travailleurs (fonderies, fabrication de certains pesticides, travailleurs de vergers, négociants en vin) un risque de cancer des voies respiratoires lié à l'inhalation a été mis en évidence. Plusieurs études épidémiologiques ont révélé une élévation du nombre de cancer du poumon et de la peau chez les personnes exposées à l'arsenic. Le rôle des facteurs adjuvants tels que le tabac et le dioxyde de soufre serait important dans la fréquence d'apparition de ces cancers. D'autres localisations tumorales sont suspectées (foie, sang …) mais non prouvées.

Effets Mutagènes

Le pentoxyde d'arsenic, l'arseniate de plomb, l'arsenic, l'arsine ne sont pas classé mutagène.

Effets sur la reproduction

Aucun des composés de l'arsenic n'est classé reprotoxique par l'Union européenne.

Des études épidémiologiques ont montré que les enfants des femmes exposés professionnellement par inhalation à l'arsenic présentaient un taux de malformation supérieur à

celui attendu et un poids de naissance légèrement diminué, sans que cela soit corrélé avec l'exposition à l'arsenic.

Autres effets toxiques

En toxicité chronique, les données fournies concernent l'arsenic inorganique (sans distinction entre les formes pentavalentes et trivalentes).

Les effets toxiques chroniques des dérivés inorganiques de l'arsenic sont des atteintes cutanées (hyperkératoses, hyper et hypo-pigmentation), des effets cardiovasculaires (troubles de la conduction, atteinte du système vasculaire périphérique), des atteintes du système nerveux (paresthésie des extrémités des pieds et des mains) et des effets hépatiques et hémorragiques (anémie et leucopénie).

C) Relation Dose-réponse et valeurs toxicologiques de référence

Les tableaux ci-après présentent dans un premier temps les VTR correspondant aux effets cancérigènes et dans un second temps les VTR correspondant aux effets toxiques à seuil de **l'arsenic inorganique**.

Ces VTR sont issues d'une recherche, actualisée régulièrement auprès des principales bases de données disponibles (ATSDR, OMS, US-EPA, OEHHA, RIVM, Santé Canada) et tiennent compte des valeurs réglementaires appliquées en France. Nous nous sommes également appuyées sur les recommandations de l'INERIS figurant dans le rapport d'étude de janvier 2018.

Voie d'exposition	Type deffet considéré	Observations portant sur	Valeur	Source
Inhalation	Cancer pulmonaire	homme	**ERUi = 4,3.10^{-3} (µg/m^3)$^{-1}$**	US EPA (1998)
		homme	ERUi = 3,3.10^{-3} (µg/m^3)$^{-1}$	OEHHA (2005)
		homme	ERUi = 1,5.10^{-3} (µg/m^3)$^{-1}$	OMS (2000)
Ingestion	Cancer peau	homme	ERUo = 1,5 (mg/kg/j)$^{-1}$	US EPA (1998)
		homme	**ERUo = 1,5 (mg/kg/j)$^{-1}$**	OEHHA (1998) et US EPA (2008)

Voie d'exposition	Organe cible	Observations portant sur	Facteur de sécurité	Valeur	Source
Inhalation	Syst. nerveux, cardiovasculaire et effets sur le développement	souris	30	**REL = 1,5.10^{-5} mg/m^3**	OEHHA (2008)
	Système pulmonaire	homme	10	TCA = 1 µg/m^3	RIVM (2001)
Ingestion	Syst. cutané	homme	3	MRL = 3.10^{-4} mg/kg/j	ATSDR (2007)
		homme	3	RfD = 3.10^{-4} mg/kg/j	US EPA (1993)
		homme	2	TDI = 1.10^{-3} mg/kg/j	RIVM (2001)
		homme	-	PTWI = 0,015 mg/kg	OMS (2007)

		homme	3	REL = 3.10^{-4} mg/kg/j	OEHHA (2005)
		-	5	**TDI = 0,45 µg/kg/j**	FoBiG (2009) à travers INERIS (2010)

Baryum (Ba)

A) Généralités

Le baryum (n°CAS 7440-39-3) est un métal blanc argenté, tendre, très malléable. Brillant lorsqu'il vient d'être coupé, il se ternit rapidement au contact de l'air puis devient brun-jaunâtre et finalement gris. Il se décompose au contact de l'eau (avec dégagement d'hydrogène).

L'acétate de baryum (n°CAS 543-80-6), le carbonate de baryum (n°CAS 513-77-9), le chlorure de baryum (n°CAS 10361-37-2), l'oxyde de baryum (n°CAS 1304-28-5), le nitrate de baryum (n°CAS 10022-31-8) et le sulfate de baryum (n°CAS 7727-43-7) se présentent sous la forme de cristaux ou de poudre inodore(s), blanchâtre(s) ou incolore(s). Ces composés ont maints usages. Ainsi, on trouve du sulfate de baryum dans les peintures ; le carbonate de baryum entre dans les raticides, alors que le nitrate et le chlorate de baryum sont utilisés en pyrotechnie pour obtenir des teintes vertes.

Dans la nature, le baryum se trouve presque uniquement à l'état combiné, principalement sous forme de sulfate ou de carbonate de baryum.

Voies d'exposition et absorption

Les composés solubles des sels de baryum sont rapidement absorbés dans le tractus gastro-intestinal et les poumons. Chez l'animal, l'absorption gastro-intestinale varie de 0,7 % à 85 % selon l'espèce (chlorure de baryum, environ 50 % chez le chien et 30% chez le rat et la souris), l'âge (absorption plus importante chez les animaux jeunes) et la nourriture (absorption diminuée en présence de nourriture dans le tractus gastro-intestinal).

Deux études sur l'absorption du baryum par voie orale chez l'homme ont donné l'une un taux d'absorption de 91% (étude sur un homme ayant ingérer des noix du brésil riches en baryum), et l'autre un taux d'absorption de 9% (étude sur 5 femmes). Les études sur les animaux donnent des taux d'absorption du baryum compris entre moins de 1% et plus de 80%. Le taux d'absorption du baryum dépend de la forme sous laquelle le baryum est ingéré, ainsi que de nombreux autres facteurs (dose ingérée, race et âge des animaux…)

Dans le tractus respiratoire, les composés du baryum sont bien absorbés, y compris ceux qui sont peu solubles dans l'eau. L'absorption nasale et alvéolaire de chlorure de baryum est estimée, chez le rat, à 60-80 % de la dose, 4 h après l'exposition.

Métabolisation

Le baryum absorbé se dépose dans les muscles, les poumons et surtout dans les os.

La demi-vie du sulfate de baryum dans le tractus respiratoire inférieur est de 8j chez le chien. Chez le rat, le baryum absorbé dans le sang disparaît en 24h ; dans les muscles, la concentration de baryum diminue lentement à partir de 30h après l'exposition ; dans les os, la demi-vie d'élimination moyenne est d'environ 50j. De fortes concentrations sont parfois mesurées dans les yeux. De faibles quantités sont décelées dans l'aorte, les reins, le foie, la rate, le cerveau, le cœur et le pancréas et disparaissent en quelques jours. Le baryum peut traverser la barrière placentaire et atteindre le fœtus.

Chez l'homme et le rat, le baryum est excrété essentiellement dans les fèces (95-98 %) et faiblement dans l'urine (2-5%). Chez l'homme, environ 75 % de la dose est éliminé en 3 jours et 10 à 20 % pendant les 42 jours suivants.

B) Effets toxiques

Effets cancérigènes

Le baryum n'est pas classé par le CIRC ni par l'Union Européenne. Il est classé dans le **groupe D** « Preuves insuffisantes chez l'homme et l'animal » par l'US-EPA (1986). Il est considéré comme non cancérigène par voie orale, et son potentiel cancérogène par voie inhalation n'a pas été déterminé.

Effets Mutagènes

Le baryum n'est pas classé mutagène par l'Union Européenne.

Aucune étude n'est disponible chez l'homme.

L'INRS dans la fiche n°125 de 2001 précise qu'in vitro, le nitrate de baryum et le chlorure de baryum dihydraté ne seraient pas mutagènes. Le chlorure de baryum est mutagène pour les cellules de lymphome de souris en culture mais uniquement en présence d'activateur métabolique.

Effets sur la reproduction

Le baryum n'est pas classé reprotoxique par l'Union Européenne.

Aucune étude n'est disponible chez l'homme.

L'INRS dans la fiche n°125 de 2001 précise qu'à forte dose (supérieure à 1000 ppm dans l'eau ingérée), le chlorure de baryum peut provoquer chez le rat et la souris une légère réduction de la taille des portées à la naissance ainsi qu'une diminution significative mais réversible du poids des petits. Une exposition par inhalation des rats mâles au carbonate de baryum peut affecter leur fertilité (les études montrant ces effets portent sur des concentrations de 5 à 13 mg/m^3).

Autres effets toxiques

Le système cardiovasculaire et le système nerveux sont les organes cibles des composés du baryum, les composés solubles du baryum étant plus toxiques que les composés insolubles.

Les effets cardiaques et musculaires (faiblesse, tremblements et paralysie) sont liés à une perte importante de potassium, du milieu extracellulaire vers la cellule, et sont réversibles après administration de potassium. L'action hypertensive du baryum n'est pas réversible après injection de potassium ; elle serait due à une stimulation directe des muscles lisses artériels.

Les intoxications aiguës résultent principalement d'ingestions volontaires ou de contaminations alimentaires.

Les études sur des populations professionnellement exposées de manière chronique sont relativement rares ou anciennes. Parmi les populations exposées aux composés insolubles par inhalation, principalement les mineurs, de nombreux cas de barytoses ont été décrits (affection touchant les poumons sans destruction de l'alvéole pulmonaire et avec un caractère réversible des lésions). Cliniquement, on n'observe aucun symptôme, la fonction pulmonaire n'est pas modifiée. Seule la radiographie pulmonaire montre des micronodules, très nombreux et diffus sur l'ensemble du poumon.

Quelques études rapportent la présence d'hypertension, de bronchite chronique, de troubles cardiaques mal définis parmi les populations exposées professionnellement ou par contamination

environnementale (eau chargée en baryum principalement). Elles sont cependant toutes partielles ou critiquables sur le plan méthodologique. Ces effets ne sont donc pas démontrés.

Sur la peau et les muqueuses, l'oxyde et l'hydroxyde de baryum peuvent exercer une action caustique.

C) Relation Dose-réponse et valeurs toxicologiques de référence

Le tableau ci-dessous présente les VTR correspondant aux effets toxiques à seuil.

Ces VTR sont issues d'une recherche, actualisée régulièrement auprès des principales bases de données disponibles (ATSDR, OMS, US-EPA, OEHHA, RIVM, Santé Canada) et tiennent compte des valeurs réglementaires appliquées en France. Nous nous sommes également appuyées sur les recommandations de l'INERIS figurant dans le rapport d'étude de janvier 2018.

Voie d'exposition	Organe cible	Observations portant sur	Facteur de sécurité	Valeur	Source
Inhalation	cardivasculaire	rat	1000	**TCA = 1.10^{-3} mg/m^3**	RIVM (2001)
Ingestion	rein	souris	300	**MRL = 2.10^{-1} mg/kg/j**	ATSDR (2007)
		souris	300	**RfD = 2.10^{-1} mg/kg/j**	US EPA (2005)
	cardiovasculaire (hypertension), rein	homme	10	TDI = 2.10^{-2} mg/kg/j	RIVM (2000)

Cadmium (Cd)

A) Généralités

Propriétés physico-chimiques et origine

Le cadmium dans l'environnement n'est quasi jamais trouvé à l'état métallique, mais dans son état d'oxydation unique, c'est-à-dire +II. Le cadmium est un métal malléable trouvé le plus souvent dans l'environnement sous forme d'oxyde et de sels. Le cadmium rejeté dans l'atmosphère provient de sources naturelles et anthropiques. Le cadmium présent dans la croûte terrestre peut être dispersé dans l'air par entraînement de particules provenant du sol et par les éruptions volcaniques. Cependant, les activités industrielles telles que le raffinage des métaux non ferreux, la combustion du charbon et des produits pétroliers, les incinérateurs d'ordures ménagères et la métallurgie de l'acier constituent les principales sources de rejet atmosphérique.

Dans l'eau, le cadmium provient de l'érosion naturelle, du lessivage des sols ainsi que des décharges industrielles et du traitement des effluents industriels et des mines.

Voies d'exposition et absorption

Par voie pulmonaire, une fraction du cadmium se dépose le long du tractus respiratoire en fonction de la taille et de l'hydrosolubilité : pour l'oxyde de cadmium, elle varie de 10-30% pour les poussières à 25-50% pour les fumées. Les formes les plus solubles, chlorures et oxydes, sont absorbés à environ 90-100% et les sulfures sont absorbés à hauteur de 10%. Cette absorption peut se poursuivre pendant plusieurs semaines même après une inhalation unique [INRS, fiches Biotox].

Par voie digestive, l'absorption est d'environ 5%. Le taux d'absorption du cadmium est directement lié à la forme chimique. Ce taux d'absorption peut être augmenté lors de carences alimentaires en calcium, en fer, en zinc, en cuivre ou en protéines.

Métabolisation

Le cadmium est transporté dans le sang fixé à l'hémoglobine ou aux métallothionéines. Il se concentre principalement dans le foie et les reins (entre 50 % et 70% de la charge totale) et peut également se retrouver dans le pancréas, la glande thyroïde, les testicules et les glandes salivaires. La demi-vie dans l'organisme est estimée comprise entre 20 et 30 ans.

Le cadmium est excrété dans les fécès, les urines et les phanères.

B) Effets toxiques

Effets cancérigènes

Les composés du cadmium sont reconnus comme cancérigènes pour l'homme par la voie respiratoire, ils induisent des cancers du poumon et des bronches, et non cancérogènes par la voie orale.

Le **chlorure** de cadmium, le **fluorure** de cadmium, **l'oxyde** de cadmium et le **sulfate** de cadmium sont classé en **catégorie 2** « substance devant être assimilée à des substances cancérogènes pour l'homme » par l'Union Européenne. Le **sulfure de cadmium** est quant à lui classé **catégorie 3** « substance préoccupante pour l'homme en raison d'effets cancérogènes possibles » par l'Union Européenne. L'ensemble des composés du cadmium est placé dans le **groupe** 1 par l'IARC et le cadmium est considéré comme substance **probablement cancérigène** pour l'homme par **voie respiratoire** par l'US-EPA.

L'US-EPA précise que ce classement est lié à des études épidémiologiques par inhalation. Il ajoute que les études réalisées sur les rats et souris par administration orale (au nombre de 7), ne mettent pas en évidence d'incidence de cancer.

Différentes études réalisées en milieu professionnel, et correspondant à des expositions par inhalation, ont montré une augmentation significative de la mortalité par cancer pulmonaire en cas d'exposition au cadmium. L'augmentation du risque de cancer de la prostate n'est pas clairement établie.

Effets Mutagènes

Le cadmium métal n'est pas classée mutagène. Les chlorure et fluorure de cadmium sont classés **mutagènes 2,** substances devant être assimilées à des sustances mutagènes pour l'homme, par l'union européenne.

Certains composés du cadmium seraient susceptibles d'induire des abérrations chromosomiques.

Effets sur la reproduction

Le cadmium métal n'est pas classé reprotoxique. Les chlorure et fluorure de cadmium sont classés **reprotoxiques 2** par l'union européenne, substances devant être assimilées à des sustances altérant la fertilité ou causant des effets toxiques sur le développement dans l'espèce humaine.

Les rares études ayant cherché à identifier un effet du cadmium sur la fonction de reproduction chez l'homme n'ont pas montré de diminution de la fertilité ni d'effet sur la fonction endocrine.

Autres effets toxiques

Le principal organe cible est le rein. L'exposition chronique au cadmium entraîne l'apparition d'une néphropathie irréversible pouvant évoluer vers une insuffisance rénale. Une dégénérescence des cellules tubulaires rénales se manifeste précocement, elle est suivie par une réaction inflammatoire interstitielle puis une fibrose. Une atteinte glomérulaire a été observée chez des salariés exposés au cadmium (SFSP, 1999).

Par ingestion, les LOAEL les plus faibles induisant un dysfonctionnement rénal correspondent à une consommation quotidienne de 140 à 260 µg de cadmium pendant toute une vie (ce qui correspond à environ 14 à 26 µg/kg/semaine). Une dose de cadmium ingéré de 2 g environ induit des altérations rénales ce qui permet de définir un NOAEL de 0,0021 mg/kg/j.

Des troubles respiratoires sont rapportés pour des expositions cumulées atteignant des niveaux d'exposition plus élevés et lors d'expositions réalisées par inhalation. Ces troubles sont essentiellement liés aux effets irritants des particules de cadmium. Dans de conditions d'exposition professionnelle au cadmium, l'altération de la fonction pulmonaire ne survient qu'après 20 ans environ d'exposition.

Des atteintes du squelette liées à une interférence avec le métabolisme du calcium sont également observées pour les expositions à des concentrations importantes.

C) Relation Dose-réponse et valeurs toxicologiques de référence

Les tableaux ci-après présentent dans un premier temps les VTR correspondant aux effets cancérigènes et dans un second temps les VTR correspondant aux effets toxiques hors cancer.

Ces VTR sont issues d'une recherche, actualisée régulièrement auprès des principales bases de données disponibles (ATSDR, OMS, US-EPA, OEHHA, RIVM, Santé Canada) et tiennent compte des valeurs réglementaires appliquées en France. Nous avons également pris en compte le rapport d'étude de l'INERIS de mars 2009, puisque dans celui-ci, l'INERIS expose son choix

concernant les VTR retenus pour le cadmium. Enfin, le rapport de l'ANSES de juillet 2012 sur l'établissement de VTR pour le cadmium et ses composés a également été pris en considération.

Nous nous sommes également appuyées sur les recommandations de l'INERIS figurant dans le rapport d'étude de janvier 2018.

Voie d'exposition	Type d'effet considéré	Observations portant sur	Valeur	Source
Inhalation	Cancer pulmonaire	homme	$ERU_i = 1{,}8.10^{-3}$ $(\mu g/m^3)^{-1}$	US EPA (1992)
		rat	$CT_{0,05} = 5{,}1.10^{-3}$ $(\mu g/m^3)^{-}$	Santé Canada (1993)
		homme	**$ERU_i = 4{,}2.10^{-3}$ $(\mu g/m^3)^{-1}$**	OEHHA (2002)

Voie d'exposition	Organe cible	Observation portant sur	Facteur de Sécurité	Valeur	Source
Inhalation	Rein	homme	30	REL = 2.10^{-2} µg/m³	OEHHA (2005)
		homme	9	Draft MRL = 1.10^{-5} mg/m³	ATSDR (2008)
		homme	-	VG = 5.10^{-3} µg/m³	OMS (2000)
		homme	**-**	**VTR = 0,45 µg/m³ (à seuil)**	**ANSES (2012)**
	Poumons	**rat**	**25**	**VTR = 0,31 µg/m³ (cancéro)**	**ANSES (2012)**
Ingestion	Rein	homme	10	MRL = 2 10^{-4} mg/kg/j	ATSDR (1999)
		homme	10	RfD = 1 10^{-3} mg/kg/j	US EPA (1994)
		homme	-	TDI= 5 10^{-4} mg/kg/j	ATSDR (2012)
		homme	-	DHTP = 7 10^{-3} mg/kg/j	OMS (2006)
		homme	10	REL = 5 10^{-4} mg/kg/j	OEHHA (2005)
		homme	**-**	**RfD = 0,35 µg/kg/j**	**ANSES (2019)**

En 2019, l'ANSES a proposé une VTR construite pour l'ingestion. Les VTR par inhalation sont issus également de l'ANSES en 2012.

Chrome (Cr)

A) Généralités

Le chrome peut exister sous plusieurs niveaux d'oxydation, principalement les niveaux d'oxydation III (chrome trivalent) et VI (chrome hexavalent). Les différentes formes chimiques qui sont trouvées dans l'environnement sont les ions Cr^{3+} et $Cr_2O_7^{2-}$, le trioxyde de chrome et certains composés du chrome VI qui sont le plus souvent d'origine anthropique. La masse molaire du chrome est de 52,0. Sa densité est de 7,14 et son point de fusion est de 1890°C.

Le chrome est un élément présent dans l'environnement de manière ubiquitaire qui est largement distribué dans la croûte terrestre, où il est principalement concentré dans les roches, avec comme principal minerai la chromite ($FeCr_2O_4$).

Comme précisé ci-dessus ce sont principalement les composés trivalents et éventuellement hexavalents qui sont détectés dans l'environnement en quantités significatives, le chrome issu de la roche-mère étant généralement sous forme trivalente. Bien que la thermodynamique indique que le chrome VI peut exister de manière naturelle dans les sols, il est le plus souvent introduit dans l'environnement par les activités industrielles.

Les principales sources d'émission de chrome dans l'atmosphère sont l'industrie chimique, la combustion de gaz naturel, de pétrole et de charbon, avec dissémination secondaire par le vent des poussières contaminées par ces différentes sources.

Ce sont les formes hexavalentes du chrome qui sont à la fois les plus solubles et les plus toxiques.

Voies d'exposition et absorption

Les composés du chrome VI pénètrent facilement dans l'organisme par toutes les voies d'exposition (orale, respiratoire et cutanée), alors que les composés du chrome III pénètrent difficilement et, en particulier, ils ne peuvent franchir la barrière cutanée.

L'absorption gastro-intestinale est estimée entre 0,5 et 2%.

Chez l'animal, lors d'une exposition par inhalation au chrome VI, l'absorption est importante, de l'ordre de 53 à 85%. Pour le chrome III, l'absorption est de l'ordre de 5 à 30%.

Le passage transcutané des composés les plus hydrosolubles du chrome VI est faible à travers la peau intacte (1 à 4 %) et n'a que peu d'incidence par rapport à l'exposition par inhalation. Concernant le coefficient de perméabilité cutanée depuis l'eau (cm/h), l'US EPA propose pour le chromate de sodium, un Kp de $2\ 10^{-3}$ et pour le dichromate de sodium, un Kp de 10^{-3}.

Métabolisation

Son transport est assuré par le sang (la teneur en chrome augmente surtout dans les hématies). Puis il est rapidement distribué et passe dans les organes où il s'accumule (au niveau des poumons, du foie, des reins, et des os). Son élimination est rapide et se fait essentiellement par voie urinaire (la demi-vie urinaire du chrome (VI) est de 15 à 41 heures).

B) Profil toxicologique

Effets cancérigènes

L'UE n'a pas établi de classification pour le chrome métal et pour les composés du chrome III ; Le trioxyde de chrome est clasé en **catégorie 1**, les autres composés du chrome VI sont classés en **catégorie 2**.

L'IARC a placé les composés du chrome VI dans le **groupe 1** et les composés du chrome III ainsi que le chrome métal dans le **groupe 3**.

L'US-EPA a placé les composés du chrome VI dans le **groupe A** par l**a voie respiratoire** et dans le **groupe D par la voie orale**, alors que les composés du chrome III ont été placés dans le **groupe D** quelle que soit la voie d'exposition.

Les composés du chrome VI sont cancérogènes pour l'homme par la voie respiratoire, ils induisent principalement des cancers du poumon et des bronches, mais ils ne sont pas cancérogènes par la voie orale.

Les composés du chrome III, élément essentiel en particulier pour le métabolisme des protides et des lipides, ne sont pas cancérogènes pour l'homme.

De nombreuses études épidémiologiques réalisées sur des salariés de la production de chromates ont mis en évidence un excès de risque pour le cancer du poumon, qui apparaît lié à l'exposition à des poussières, qui contiennent en fait des mélanges de chrome III et de chrome VI. Il semble en ressortir que les chromates les plus dangereux sont les plus solubles (chromates de calcium, de strontium et de zinc). D'autre part au niveau des usages, les opérations de chromage électrolytique mettant en œuvre du trioxyde de chrome sont également considérées comme cancérogènes.

L'exposition aux chromates pourrait également favoriser des cancers localisés dans la cavité nasale, le larynx ou l'estomac. A l'opposé il n'existe pas d'études montrant un excès de risque de cancer lors de l'exposition au chrome métal seul (IARC 1990).

Effets Mutagènes

Les chromates et dichromate de sodium, le dichromate d'ammonium, les chromate et dichromate de potassium, le dichlorodioxyde de chrome sont clasés en **catégorie 2** : « substances devant être assimilées à des substances mutagènes pour l'homme » par l'Union Européenne.

Effets sur la reproduction

Aucun des composés du chrome n'est classé reprotoxique par l'Union Européenne.

Les seules données connues concernant les effets éventuels du chrome sur la fonction de reproduction sont issues d'études réalisées chez la femme exposée professionnellement aux dichromates. Ces études semblent montrer une augmentation de l'incidence des complications au cours de la grossesse et de la naissance, ainsi qu'une augmentation des hémorragies post-natales, mais, bien qu'il existe un groupe témoin, la qualité globale des observations est insuffisante pour pouvoir établir avec certitude un lien causal avec les expositions au chrome.

Autres effets toxiques

Le chrome n'est pas volatil (INERIS) ce qui explique que les données toxicologiques par voie respiratoire ne concernent que le chrome particulaire.

Le tractus respiratoire est l'organe cible des effets lors de l'exposition par inhalation aux dérivés du chrome III et du chrome VI. Il s'agit alors d'atteintes au site de contact. Le chrome et ses dérivés peuvent avoir un effet sensibilisant qui se manifeste par de l'asthme et des dermatites, mais le nombre d'individus sensibilisés reste faible par comparaison aux concentrations parfois élevées.

Des atteintes hépatiques ont été décrites lors de l'exposition professionnelle au trioxyde de chrome, des atteintes oculaires ont également été mises en évidence lors de l'exposition directe aux dérivées du chrome.

Des dermites eczématiformes et des ulcérations sont observés lors d'exposition par la voie dermique.

C) Relation Dose-réponse et valeurs toxicologiques de référence

Les tableaux ci-après présentent dans un premier temps les VTR correspondant aux effets cancérigènes et dans un second temps les VTR correspondant aux effets toxiques hors cancer.

Ces VTR sont issues d'une recherche, actualisée régulièrement auprès des principales bases de données disponibles (ATSDR, OMS, US-EPA, OEHHA, RIVM, Santé Canada) et tiennent compte des valeurs réglementaires appliquées en France. Nous nous sommes également appuyées sur les recommandations de l'INERIS figurant dans le rapport d'étude de janvier 2018.

Chrome VI - effets sans seuil				
Voie d'exposition	**Type d'effet considéré**	**Espèce**	**Valeur**	**Source**
Inhalation	Cancer du poumon	homme	$CT_{i0,05l} = 6{,}6.10^{-4}$ $(mg/m^3)^{-1}$	Santé Canada (1993)
		homme	$ERU_i = 1{,}2.10^{-2}$ $(\mu g/m^3)^{-1}$	US-EPA (1998)
		homme	**$ERU_i = 4.10^{-2}$ $(\mu g/m^3)^{-1}$**	OMS (2000)
		homme	$ERU_i = 1{,}5.10^{-1}$ $(\mu g/m^3)^{-1}$	OEHHA (2005)
		homme	$CR_{inhal} = 2{,}5.10^{-6}$ $(mg/m^3)^{-1}$	RIVM (1999)
Orale	Cancer du poumon	homme	**$ERU_o = 0{,}42$ $(mg/kg/j)^{-1}$**	US-EPA (1998)

L'US-EPA (1998), Santé Canada (1993) et l'OEHHA (2002) ont établis des ERUi différents à partir de la même étude épidémiologique de Mancuso (1975) portant sur 332 salariés. Dans cette étude la mort par cancer pulmonaire est corrélée avec l'exposition aux dérivés solubles du chrome (VI).

L'OMS en 2000 a établi à partir de plusieurs études épidémiologiques (Hayes *et al.*, 1979 ; Langard, 1980 ; Langard *et al.,* 1990), dont certaines assez récentes qui complètent celle retenue par l'US EPA un ERUi de 0.04 $(\mu g/m^3)^{-1}$. L'OMS a retenu la moyenne géométrique des ERUi de ces études qui varient de 0.011 à 0.13 $(\mu g/m^3)^{-1}$

Chrome III – effets à seuil					
Voie d'exposition	**Organe cible**	**Observation portant sur**	**Facteur de sécurité**	**Valeur**	**Source**
Inhalation	foie	homme	10	TCA = 60 $\mu g/m^3$ (métal insoluble)	RIVM (2001)
		rat	300	**RfC = 0,1 $\mu g/m^3$ (métal soluble)**	ATSDR (2012) et INERIS (2017)
		rat	-	**RfC = 2 $\mu g/m^3$ (métal insoluble)**	INERIS (2017)
Ingestion		rat	1000	**RfD = 1,5 mg/kg/j**	US EPA (1998)
		rat	1000	RfD = 1,5 mg/kg/j (subchronique)	ATSDR (2000)

		rat	100	TDI = 5 mg/kg/j (métal insoloble)	RIVM (2001)
		rat	100	**TDI =5 10^{-3} mg/kg/j (soluble)**	RIVM (2001) à travers INERIS (2017)

L'étude de l'INERIS a identifié les VTR à retenir qui sont celles de l'ATSDR et de l'INERIS pour l'inhalation et celles de la RIVM et l'US EPA pour l'ingestion.

Chrome VI aérosol - effets à seuil					
Voie d'exposition	**Organe cible**	**Observation portant sur**	**Facteur de sécurité**	**Valeur**	**Source**
Inhalation	**poumon, nez**	homme	100	MRL = 0,005 µg/m^3	ATSDR (2000)
		homme	30	**RfC = 0,008 µg/m^3**	US-EPA (1998)

Chrome VI Particulaire - effets à seuil					
Voie d'exposition	**Organe cible**	**Observation portant sur**	**Facteur de sécurité**	**Valeur**	**Source**
Inhalation	Bronches poumons	-	30	**MRL = 1 µg/m^3 (subchronique)**	ATSDR (2000)
		rat	300	**RfC = 0,1 µg/m^3**	US-EPA (1998)
		rat	100	REL =0,2 µg/m^3 (soluble sauf CrO_3)	OEHHA (2003)
		homme	300	REL = 2 10^{-3} µg/m^3(CrO_3)	OEHHA (2003)
Ingestion	-	rat	900	**RfD = 3.10^{-3} mg/kg/j**	US-EPA (1998)
	Bronches poumons	rat	500	TDI = 5.10^{-3} mg/kg/j	RIVM (2001) prov
		rat	100	REL = 2.10^{-2} mg/kg/j (soluble sauf CrO_3)	OEHHA (2003)

Cobalt (Co)

A) Généralités

Le cobalt (casn°7440-48-4) est présent dans la nature où il représente environ 0,002 % de la croûte terrestre. Il est souvent associé au nickel, à l'argent, au plomb et au cuivre.

Le cobalt entre dans la composition de nombreux alliages utilisés dans les industries électrique, aéronautique et automobile (avec le chrome, le nickel, le molybdène, le béryllium, l'aluminium ou le cuivre), ou d'alliages très durs pour coupe rapide (avec le chrome, le molybdène ou le tungstène). Il est employé dans la fabrication d'aimants permanents, de métaux réfractaires, de pigments pour le verre et les céramiques, de siccatifs et de pigments dans l'industrie des peintures et des vernis, de fertilisants agricoles et d'additifs alimentaires pour animaux.

Le cobalt est présent naturellement dans les sols. La poussière entraînée par le vent, les éruptions volcaniques et les feux de forêts constituent les principales sources naturelles d'exposition.

Métabolisation

Le cobalt en poudre est absorbé chez l'homme comme chez l'animal, par inhalation ou ingestion ; les solutions peuvent pénétrer à travers la peau. La poudre métallique inhalée est retenue dans les poumons puis absorbée lentement.

Administré par voie orale, le cobalt est stocké dans les régions proximales et distales de la muqueuse intestinale et libéré par la desquamation de l'épithélium. L'absorption orale est incomplète et dépend de la dose et du composé (5 à 45 %) ; il en résulte une excrétion fécale proportionnelle à la dose et une excrétion urinaire indépendante de la dose.

L'excrétion d'une dose orale se fait par les fèces (80 % en 5 jours, la majorité en 48 heures), le reste est éliminé par les reins.

Chez l'homme, quelle que soit la voie d'exposition (inhalation, injection ou ingestion) la majorité du cobalt est éliminée rapidement ; une faible proportion est excrétée lentement avec une demi-vie de l'ordre de plusieurs années. Dans le cas d'une inhalation accidentelle, après une clairance rapide de la plus grande partie du cobalt absorbé, le reste (10 % environ) est éliminé avec une demi-vie biologique de 5 à 15 ans. Après une ingestion accidentelle, la clairance sanguine est triphasique avec des demi-vies de 0,5, 2,7 et 59 jours ; les deux phases rapides sont liées à l'élimination fécale du cobalt non absorbé.

B) Profil toxicologique

Effets cancérigènes

Outre le cobalt métal, le sulfate de cobalt, le chlorure de cobalt, l'oxyde de cobalt et le sulfure de cobalt sont les principales formes toxiques de cobalt. Seules deux de ces formes ont été classées par l'union Européenne pour leurs effets cancérigènes.

- Sulfate de cobalt : classé **catégorie 2** - Substance pouvant être assimilée à des substances cancérigènes pour l'homme, (2004),
- Chlorure de cobalt : classé **catégorie 2** - Substance pouvant être assimilée à des substances cancérigènes pour l'homme (2004).

En 1991, le cobalt et les composés du cobalt ont été classés dans le **groupe 2B** (éventuellement cancérigènes pour l'homme) par l'IARC, ils ne sont pas classés par l'US-EPA.

Effets mutagènes

Aucun des composés du cobalt n'est classé mutagène par l'Union Européenne.

Effets sur la reproduction

Aucun des composés du cobalt n'est classé reprotoxique par l'Union Européenne.

Autres effets toxiques

Les intoxications publiées chez l'homme concernent principalement des expositions par inhalation et ont surtout été décrites dans l'industrie des métaux frittés. Quelques cas anciens d'intoxications par ingestion ont été décrits dans des contextes non professionnels. L'exposition cutanée entraîne des atteintes allergiques locales.

Le système respiratoire est l'une des principales cibles lors d'une exposition par inhalation. Chez l'homme, une exposition de 6 heures à 0,038 mg/m^3 de cobalt entraîne une diminution de la ventilation pulmonaire par obstruction bronchique chronique Les effets sur le système respiratoire d'une exposition chronique professionnelle par inhalation sont multiples. Il est observé de l'irritation respiratoire, une respiration bruyante, de l'asthme, des pneumonies et une fibrose pour des niveaux d'exposition de 0,007 à 0,893 mg de cobalt/m^3 et des durées d'exposition de 2 à 17 ans.

Une exposition professionnelle à des poussières de cobalt entraîne des cardiomyopathies caractérisées par des anomalies fonctionnelles ventriculaires et une cardiomégalie. Le cobalt est considéré comme un agent cardiomyopathogène faible par inhalation alors qu'il s'agit d'un effet toxique majeur par voie orale. De plus, une légère diminution du nombre d'érythrocytes et du taux d'hémoglobine a été observée chez 82 salariés exposés à 0,125 mg de cobalt/m^3.

Chez l'homme, comme chez l'animal, l'exposition au cobalt par voie orale se caractérise par des effets respiratoires, cardiovasculaires, gastro-intestinaux, hématologiques, musculosquelettiques, hépatiques, rénaux, oculaires, thyroïdiens et sur l'état général.

Chez des femmes enceintes, une supplémentation en chlorure de cobalt à hauteur de 0,5 à 0,6 mg de cobalt/kg/jour pendant 90 jours se caractérise par des cas d'intolérance gastrique.

C) Relation Dose/effet et valeurs toxicologiques de référence

Le tableau ci-après présente les VTR correspondant aux effets toxiques à seuil du cobalt.

Ces VTR sont issues d'une recherche, actualisée régulièrement auprès des principales bases de données disponibles (ATSDR, OMS, US-EPA, OEHHA, RIVM, Santé Canada) et tiennent compte des valeurs réglementaires appliquées en France. Nous nous sommes également appuyées sur les recommandations de l'INERIS figurant dans le rapport d'étude de mars 2009.

Exposition	Voie d'exposition	Cible	Espèce	Facteur de sécurité	Valeur	Source
Subchronique	**ingestion**	Système sanguin	homme	100	MRL = 0,01 mg/kg/j	ATSDR (2004)
Chronique		Muscle cardiaque	homme	30	**TDI = 0,0014 mg/kg/j**	RIVM (2000)
	Inhalation	Système pulmonaire	homme	10	**MRL = 0,1 µg/m^3**	ATSDR (2004)
		Système pulmonaire	homme	100	TCA = 0,5 µg/m^3	RIVM (2000)

Cuive (Cu)

A) Généralités

Le cuivre est un solide lustré rougeâtre et inodore. Il est l'un des métaux les plus employés à cause de ses propriétés physiques et particulièrement de sa conductibilité électrique et thermique.

Le cuivre métallique peut facilement être moulé ou modelé. Il est utilisé en métallurgie dans la fabrication des alliages comme le bronze, le laiton (avec le zinc), etc. Il est très largement employé dans la fabrication de matériels électriques (fils, enroulements de moteurs, dynamos, transformateurs), dans la plomberie, dans les équipements industriels, dans l'automobile et en chaudronnerie.

Le cuivre est principalement produit par broyage de minerais sulfurés et enrichissement par flottation ou par lessivage acide des minerais oxydés suivi d'une fusion et d'un raffinage électrolytique ou thermique.

Dans l'air, la principale source de contamination est l'entraînement de poussières de sol par le vent. Par ordre d'importance, les autres sources d'exposition ubiquitaire sont : l'activité volcanique, la décomposition végétale, les feux de forêts et les aérosols marins.

Voies d'exposition et absorption

L'absorption de cuivre est possible par toutes les voies. Par voie orale, l'absorption gastro-intestinale est de 15 à 97% (INERIS, 2004). L'absorption pulmonaire de cuivre sous forme de poussières ou de fumées est possible mais le taux d'absorption par cette voie chez l'homme n'est pas déterminé (RIVM, 2001).

Métabolisation

Le cuivre est un élément essentiel chez l'homme et l'animal impliqué dans de nombreuses voies métaboliques, notamment pour la formation d'hémoglobine et la maturation des polynucléaires neutrophiles. De plus, c'est un co-facteur spécifique de nombreuses enzymes et métalloprotéines de structure.

En liaison avec ses fonctions organiques étendues, le cuivre présente une large distribution dans l'organisme via le sang associé à des protéines. Les plus fortes concentrations tissulaires en cuivre sont mesurées au niveau du foie, de la bile, du système nerveux central, du cœur et des reins ainsi que dans les os. Le foie est le principal organe cible.

B) Effets toxiques

Effets cancérigènes

Le cuivre est classé dans le **groupe 3** (inclassifiable) par le CIRC/IARC. L'US-EPA estime que le cuivre est non classifiable quant à sa cancérogénicité pour l'homme (**groupe D**).

Les données épidémiologiques disponibles pour lesquelles les taux de cuivre sériques ont été mesurés lors de cancers déclarés ne peuvent être retenues en raison d'une étiologie plurifactorielle de ces cancers. Au cours d'études prospectives où les taux sériques de cuivre ont été mesurés avant le développement de tumeurs, il est observé des relations entre des taux sériques en cuivre supérieurs à 1,25 mg/l et l'apparition de cancers. Toutefois, quel que soit le type de données analysées, aucune certitude n'a pu être établie concernant le rôle cancérigène du cuivre chez l'homme.

Effets Mutagènes

Le cuivre et les principaux sels de cuivre II ne sont pas classés mutagènes par l'Union Européenne.

Effets sur la reproduction

Le cuivre et ses principaux sels ne sont pas classés reprotoxiques par l'Union Européenne.

Une étude réalisée au cours des années 1976-1978 aux Etats-Unis, montre qu'il n'existe pas de corrélation entre le risque abortif et une exposition au cuivre présent dans l'eau de boisson à des concentrations supérieures à 1mg/l.

Il n'existe pas d'autres données de toxicité spécifiques de la reproduction chez l'homme pour des expositions au cuivre par inhalation, voie orale ou voie cutanée.

Autres effets toxiques

Les données existantes chez l'homme par inhalation concernent des expositions professionnelles. Une centaine de salariés a fait l'objet d'un suivi médical complet (prélèvements sanguins, dosages sériques de cuivre et de protéines, tests hépatiques) sur une période de 4 ans. Les individus étaient exposés à des poussières de cuivre à raison de 464, 132 et 111 mg de cuivre/m^3 au cours de la première, seconde et troisième année. Une irritation des voies aériennes supérieures et des troubles gastro-intestinaux (anorexie, nausée, diarrhée) sont reportés (Suciu et al., 1981). Chez d'autres salariés exposés à des poussières ou des fumées de cuivre, des syndromes de "fièvre des fumées de métaux" (fièvre, céphalée, sécheresse buccale, sueurs froides et douleurs musculaires) ont été observés notamment pour des concentrations de 0,075 à 0,12 mg de cuivre/m^3.

L'absorption de 5,7 à 637 mg de cuivre/kg/jour sous forme de sulfate de cuivre a entraîné chez des adultes une nécrose hépatique centrolobulaire et une nécrose tubulaire rénale. Cette atteinte rénale a été également décrite chez un enfant ayant absorbé une solution contenant environ 3 g de cuivre sous forme de sulfate de cuivre. Par voie cutanée, le cuivre et ses sels induisent une dermatite de contact allergique prurigineuse. Le niveau de sensibilisation correspond à un contact de 24 à 48 heures avec 0,5 à 5 % de sulfate de cuivre présent dans l'eau ou du pétrole. Il n'existe pas de données de toxicité chronique par voie cutanée chez l'homme et l'animal.

C) Relation Dose-réponse et valeurs toxicologiques de référence

Le tableau ci-après présente les VTR correspondant aux effets toxiques à seuil du cuivre.

Ces VTR sont issues d'une recherche, actualisée régulièrement auprès des principales bases de données disponibles (ATSDR, OMS, US-EPA, OEHHA, RIVM, Santé Canada) et tiennent compte des valeurs réglementaires appliquées en France. Nous nous sommes également appuyées sur les recommandations de l'INERIS figurant dans le rapport d'étude de mars 2009.

Voie d'exposition	Organe critique	Observation portant sur	Facteur de sécurité	Valeur	Source
Inhalation	Syst. respiratoire et immunitaire	lapin	600	TCA = 1 µg/m^3	RIVM (2001)
Ingestion (subchronique)	Syst.digestif	-	3	MRL= 0,01 mg/kg/j	ATSDR (2004)
Ingestion	Syst.digestif	souris	30	TDI = 0,14 mg/kg/j	RIVM (2001)
		chien	10	TDI prov= 0,5 mg/kg/j	OMS (2006)

Etain (Sn)

A) Généralités

Propriétés physico-chimiques et origine

L'étain (tin en anglais, symbole Sn) peut se présenter sous forme inorganique (Cas n°7440-31-5), sous forme organique (dibutyletain : cas n° 683-18-1 et tributyletain : cas n°56-36-9).

L'étain est un élément naturel de la croûte terrestre. C'est un métal mou, blanc, argenté qui ne se dissout pas dans l'eau. Il est présent dans le laiton, bronze et quelques matériaux de soudure. Le métal est employé pour étamer les boites de conserve pour la nourriture, les boissons, et les aérosols.

Les combinaisons avec d'autres produits chimiques s'appellent les composés d'étain inorganiques (chlorure stanneux, sulfure stanneux, oxyde stannique). Ceux-ci sont employés en pâte dentifrice, parfums, savons, additifs et colorants. L'étain peut également se combiner avec le carbone pour former des composés tels que le dibutylétain, le tributylétain, le triphenylétain. Ces composés sont employés pour faire des plastiques, des paquets de nourriture, des pipes en plastique, des pesticides, des peintures.

B) Effets toxiques

Effets cancérigènes, Mutagènes et sur la reproduction

Non renseigné

Autres effets toxiques

L'étain métallique n'est pas très toxique en raison de sa faible absorption gastro-intestinale. Les études prouvent que l'ingestion de grandes quantités de composés d'étain inorganiques peut cependant poser des maux d'estomac, l'anémie, et des problèmes de foie et de rein. L'inhalation des vapeurs de produit métallique fondu issu de boîte en fer blanc entraîne des effets pulmonaires défavorables avec possibilité de pneumoconiose bénigne: la stannose.

L'inhalation, l'ingestion, ou le contact cutané avec quelques composés tels que le trimethylétain, et le triethylétain, peut altérer le cerveau et le système nerveux central. Dans des cas graves, cela peut causer la mort. Ils peuvent également affecter le système immunitaire chez les animaux, mais ceci n'a pas été examiné chez l'homme.

C) Relation Dose-réponse et valeurs toxicologiques de référence

Des Valeurs toxicologiques sont données par l'ATSDR (2005) et présentées dans le tableau suivant.

Différentes formes de l'étain (Sn)						
Exposition	**Voie d'exposition**	**Effet ou Organe critique**	**Observations portant sur**	**Facteur de sécurité**	**Valeur**	**Source**
Etain inorganique (Cas 7440-31-5)						
chronique	**Ingestion**	Système gastrique	homme	-	DJT = 2 mg/kg/j	JEFCA (2000)
Subchronique	**Ingestion**	Système hémato.	-	100	MRL = 0.3 mg/kg/j	ATSDR (2005)
Di butyle tain (Cas 683-18-1)						
Subchronique	**Ingestion**	Système immunologique		1000	MRL = 0.005 mg/kg/j	ATSDR (2005)
Tri butyle tain (Cas 56-36-9)						
Subchronique & chronique	**Ingestion**	Système immunologique		100	MRL = 0.0003 mg/kg/j	ATSDR (2005)

Manganèse (Mn)

A) Généralités

Propriétés physico-chimiques et origine

Le manganèse (Mn, CAS n°7439-96-5) est un constituant majeur de la croute terrestre, il est généralement associé à la présence de fer.

Dans l'industrie, il est utilisé avec le fer dans la fabrication d'alliages (fonte et acier, et métallurgie de l'aluminium, cuivre, nickel, etc.), il peut également être utilisé dans la coloration du verre, comme constituant de piles électrodes.

Le manganèse est un élément indispensable au fonctionnement physiologique normal chez toutes les espèces animales.

Voies d'exposition et absorption et métabolisation

La principale voie d'expostion au manganèse est l'alimentation. En milieu de travail, ce produit est absorbé principalement par les voies respiratoires. L'absorption cutanée est considérée négligeable. Il est faiblement absorbé par les voies digestives.

B) Profil toxicologique

Effets cancérigènes, mutagènes et sur la reproduction

Le manganèse est placé dans la catégorie D (non classifiable) par l'US-EPA (1988), il n'est pas classé par l'union européenne ou l'OMS.

Autres effets toxiques

La toxicité du manganèse dépend de la voie d'exposition. Par voie orale, plusieurs maladies neurologiques peuvent être liées, soit à un défaut, soit à un excès de manganèse. Les effets provoqués par une surconsommation de manganèse concernent le système nerveux central (fatigue, tremblements, dystonie).

Par voie inhalation, depuis le début du XIXème siècle, le manganèse est connu comme toxique pour les travailleurs des industries lourdes.

C) Relation Dose-réponse et valeurs toxicologiques de référence

Le tableau page suivante présente les VTR correspondant aux effets toxiques à seuil issus de la recherche auprès des principales bases de données (ATSDR, OMS, US-EPA, RIVM et Health canada). Nous nous sommes également appuyées sur les recommandations de l'INERIS figurant dans le rapport d'étude de mars 2009.

Manganèse						
Exposition	**Voie d'exposition**	**Effet ou Organe critique**	**Observations portant sur**	**Facteur de sécurité**	**Valeur**	**Source**
Formes indistinctes						
Chronique	**Ingestion**	-	homme	3	DJA =0,06 mg/kg/j	OMS (2006)
		Systeme nerveux central	homme	1	**RfD = 0,14 mg/kg/j**	US-EPA (1996)
	Inhalation	Système neurologique	homme	1000	RfC = 5.10^{-5} mg/m^3	US-EPA (1993)
		Système neurologique	homme	500	**MRL = 4.10^{-5} mg/m^3**	ATSDR (2000)
		Système neurologique	homme	100	Draft MRL = 3.10^{-4} Mn respirable	ATSDR (2008)
		Système neurologique	homme	300	REL = 0,20 µg/m^3	OEHHA (2000)

La RfD = $4,6.10^{-2}$ mg/kg/j de l'US-EPA est retenue pour la boisson et les sols.

La RfD = $1,4.10^{-1}$ mg/kg/j de l'US-EPA est retenue pour l'ingestion de végétaux.

Mercure (Hg)

A) Généralités

Propriétés physico-chimiques et origine

Le mercure est le seul métal à se présenter sous forme liquide dans les conditions normales de température et de pression, conditions pour lesquelles il émet spontanément des vapeurs. Le mercure peut se présenter sous différentes formes :

- Le **mercure sous forme métallique (HgII) ou mercure élémentaire** (CAS n°7439-97-6) qui est toxique uniquement par inhalation. Le mercure est le seul métal pour lequel il peut y avoir une exposition environnementale significative à la forme élémentaire. Dans l'air, on va trouver le mercure essentiellement sous forme métallique. Il est à noter que ce métal a un fort potentiel de bioaccumulation, c'est-à-dire qu'il se fixera facilement dans les tissus lipidiques des êtres vivants.
- Le **mercure inorganique Hg** : essentiellement chlorure de mercure (CAS n°7487-94-7), sulfure de mercure (CAS n°1344-48-5), oxyde de mercure (CAS n°21908-53-2). Il se forme dans les sols par réduction du HgII et est toxique par voie orale et inhalation. Les composés inorganiques du mercure sont très peu volatils.
- Le **mercure organique** : essentiellement MeHg (méthylmercure, CAS n° 22967-92-6) mais aussi EtHg ou $(Me)_2Hg$. Il peut être formé par processus microbien à partir du mercure métallique. Sous cette forme, le mercure est toxique par voie orale et inhalation. L'acidification du milieu augmente le taux de méthylation, en particulier chez les organismes aquatiques (poissons, mollusques..).

La méthylation du mercure inorganique peut se faire de façon abiotique (en particulier dans les sédiments) ou biotique, grâce à l'action de bactéries ou d'organismes aquatiques. On trouve ainsi de 0,01 à 10% de mercure sous forme méthylée dans l'eau et les sédiments, environ 15% dans les algues, de 20 à 50% dans les invertébrés et de 80 à 99% dans les poissons.

Voies d'exposition et absorption

L'air ambiant et les amalgames dentaires sont les sources principales d'exposition aux vapeurs de mercure, alors que c'est la ration alimentaire qui est la source d'exposition aux composés du méthyle-mercure. L'exposition au méthyle-mercure aéroporté est de 2 ou 3 ordres de grandeur au-dessous de la prise quotidienne par la nourriture et, dans ce contexte, sera considérée comme insignifiante.

Le tableau suivant résume les taux d'absorption mis en évidence par les principales études sur l'absorption des différentes formes du mercure.

Voie d'exposition	**Mercure élémentaire**	**Mercure inorganique**	**Mercure organique**
Orale	< 0,01% (homme) * nd **	7 - 15% (homme) ** jusqu'à 10 % (homme) *	95% (homme) ** > 90 % (homme) *
Inhalation	75 - 85% (homme) ** 80 % (homme) *	40% (animal)**	-
Cutanée	2,6% (homme) **	faible	75% (animal) **

* source INRS, fiche biotox
** source INERIS, fiche de mai 2005

nd ** : la valeur affichée dans le tableau de synthèse de l'INERIS fait vraisemblablement référence à une forme inorganique (chlorure mercurique)

Métabolisation

Le métabolisme et le comportement physiologique du mercure varient considérablement en fonction de son degré d'ionisation. Il passe facilement les membranes pulmonaires en raison de sa forte diffusabilité et de sa liposolubilité. Il passe ensuite rapidement dans le système sanguin : 10 mn après la fin de l'exposition, 70 % du mercure est absorbé. L'accumulation se fait ensuite dans le foie et dans les reins.

B) Effets toxiques

Effets cancérigènes

En l'état actuel des connaissances, le mercure métallique n'est pas considéré comme cancérigène pour l'homme de même que les composés inorganiques du mercure.

L'IARC (1997) a placé le **mercure métal et les composés inorganiques du mercure** dans le groupe **3**, et le **méthylmercure** dans le groupe **2B**.

Le **mercure élémentaire** (inorganique) est classé **D**, « preuves non adéquates chez l'homme et preuves insuffisantes chez l'animal » par l'US EPA. Le **chlorure mercurique** et le **méthylmercure** sont classés **C** « Preuves inadéquates chez l'homme et preuves limitées chez l'animal » par l'US EPA en 1995.

Effets Mutagènes

Aucun des composés du mercure n'est classé mutagène par l'Union Européenne.

Il est cependant à noter que les dérivés minéraux solubles du mercure, comme ceux de nombreux métaux, exercent une action mutagène dans plusieurs systèmes expérimentaux. Ces observations sont toutefois insuffisantes à elles seules, pour en déduire un effet mutagène éventuel du mercure chez l'homme.

Effets sur la Reproduction

Chez les hommes, des cas d'oligospermie et de stérilité ont été observés chez des travailleurs exposés à l'oxyde mercurique dans une fabrique de batteries. Chez les femmes, une augmentation de l'incidence des avortements spontanés a été observée chez les sujets exposés aux vapeurs de mercure.

Les risques d'effets indésirables du méthylmercure sont accrus chez les femmes enceintes et allaitantes, mais l'OMS a estimé qu'elle ne disposait pas de données suffisantes pour recommander une dose de méthylmercure pour ce groupe de population.

Aucun des composés du mercure n'est classé reprotoxique par l'Union Européene.

Autres effets toxiques

- **Mercure élémentaire** : L'organe cible majeur est le système nerveux central. Des expositions à long terme et à faibles concentrations (25-80 µg/m^3) provoquent des tremblements, de l'irritabilité, une faible concentration intellectuelle et des troubles de la mémoire. On observe également une diminution de la capacité psychomotrice et de la neurotransmission. L'exposition à long terme au mercure élémentaire montre que le rein est également un organe cible.

  En cas de contact avec des plaies ouvertes, le mercure, à des concentrations très élevées, peut provoquer des inflammations locales.

- **<u>Mercure inorganique</u>** : Le rein est l'organe cible après exposition par voie orale au mercure inorganique. En milieu industriel, l'exposition au mercure inorganique est associée à une protéinurie, et parfois à une néphropathie qui pourrait être d'origine immunitaire.

Pour les voies d'absorption par contact cutané et par inhalation, les informations ne sont pas disponibles.

- **<u>Mercure organique</u>** : La voie orale est la voie d'absorption principale du mercure organique et le cerveau est le principal organe cible. Les fonctions sensorielles telles que la vue et l'ouïe aussi bien que les zones du cerveau impliquées dans la coordination motrice sont généralement affectées.

C) Relation Dose-réponse et valeurs toxicologiques de référence

Le tableau ci-après présente les VTR correspondant aux effets toxiques à seuil du mercure.

Ces VTR sont issues d'une recherche, actualisée régulièrement auprès des principales bases de données disponibles (ATSDR, OMS, USEPA, OEHHA, RIVM, Santé Canada) et tiennent compte des valeurs réglementaires appliquées en France. Nous nous sommes également appuyées sur les recommandations de l'INERIS figurant dans le rapport d'étude de mars 2009.

Exposition	Voie d'exposition	Cible	Espèce	Facteur de sécurité	valeur	source
Mercure élémentaire						
chronique	**Inhalation**	Système nerveux	homme	300	REL = 3.10^{-5} mg/m^3	OEHHA (2009)
				30	**RfC = 0,3 µg/m^3**	US EPA (1995)
				30	MRL = 0,2 µg/m^3	ATSDR (1999)
				30	TCA = 0,2 µg/m^3	RIVM (2001)
Mercure inorganique (* : chlorure mercurique)						
	Inhalation	Système nerveux	homme	100	REL = 0,09 µg/m^3	OEHHA (2003)
chronique	**Inhalation**	Système nerveux	homme	20	Valeur guide = 1 g/m^3	OMS (2000)
	Ingestion		rat	1000	**RfD = 3.10^{-4} mg/kg/j**	US EPA (1995)
	Ingestion	rein	rat	100	TDI = 2.10^{-3} mg/kg/j *	RIVM (2001)
	Ingestion	Système nerveux	homme	100	TDI = 2 µg/kg/j	OMS (2006)
Mercure Organique (méthyl mercure : *, acétate de phényl mercure : **)						
Chronique	**Orale**	Effet sur le développement	enfant	10	TDI = 1.10^{-4} mg/kg/j *	RIVM (2000)
		Effet sur le développement	enfant	4,5	MRL = 3 10^{-4} mg/kg/j *	ATSDR (1999)
		Syst. nerveux	homme	10	RfD = 10^{-4} mg/kg/j *	US EPA (2001)
		Syst. rénal	rat	100	RfD = 8 10^{-5} mg/kg/j **	US EPA (1996)
		-	homme	-	DJT= 4,7 10^{-4} mg/kg/j	AFSSA 2002)

Mercure Total						
Chronique	Orale	-	-	-	DHT= 5.10^{-3} g/kg/sem.	OMS (2004)
		-	-	-	DJT = $7,1\ 10^{-4}$ mg/kg	AFSSA (2002)

Molybdène

A) Généralités

Le molybdène est présent dans la nature sous forme de sulfure de molybdène et de molybdate de plomb.

Le métal est blanc, argenté et très dur. C'est un agent d'alliage qui contribue à la trempabilité et à la dureté des aciers éteints et gâchés. Il améliore également la force de l'acier à températures élevées. Du molybdène est employé en alliages, électrodes et catalyseurs. Pendant la deuxième guerre mondiale, l'artillerie allemande appelée "la grande Bertha" contenait du molybdène comme composant essentiel de son acier.

Le molybdène est un oligoélément essentiel dans la nutrition des plantes et des hommes.

Voies d'exposition et absorption

Le molybdène peut être absorbé par les voies respiratoires et les voies digestives.

B) Profil toxicologique

Effets cancérigènes

L'Union Européenne classe le trioxyde de molybdène dans la **catégorie 3** : substance préoccupante pour l'homme en raison d'effets cancérogènes possibles mais pour lesquelles les informations disponibles ne permettent par une évaluation satisfaisante.

Le molybdène, lui, n'est pas classé en tant qu'agent cancérigène par l'Union Européenne.

En l'absence de données, l'OMS ne classe par le molybdène.

Effets mutagènes

L'UE ne considère pas le molybdène comme présentant des effets mutagènes.

En l'état actuel des données, nous ne considérerons pas les effets mutagènes du molybdène.

Effets sur la reproduction

Aucune étude n'a porté sur les effets tératogènes du molybdène chez l'homme. L'UE ne considère pas le molybdène comme un agent reprotoxique.

En l'état actuel des données, nous ne considérerons pas les effets reprotoxiques du molybdène.

Autres effets toxiques

Basé sur des expériences sur des animaux, le molybdène et ses composés sont fortement toxiques. Des preuves du dysfonctionnement du foie avec l'hyperbilirubinemia ont été rapportées chez les ouvriers chroniquement exposés dans une usine soviétique de molybdène-cuivre. En outre, des signes ont été trouvés chez les ouvriers d'usine et parmi les habitants vivant dans des régions riches en molybdène en Arménie. Les caractéristiques principales étaient des douleurs communes dans les genoux, les mains, les pieds, des déformations articulaires, de l'érythème, et de l'oedème dans des endroits communs.

Une exposition chronique peut également provoquer des effets sur les poumons (pneumoconiose).

C) Relation Dose-réponse et valeurs toxicologiques de référence

Le tableau ci-après présente les VTR. Pour les effets toxiques à seuil du molybdène Elles sont issues d'une recherche, actualisée régulièrement auprès des principales bases de données disponibles (ATSDR, OMS, USEPA, OEHHA, RIVM, Santé Canada) et tiennent compte des valeurs réglementaires appliquées en Europe.

Voie d'exposition	Cible	Espèce	Facteur de sécurité	Valeur	Source
Inhalation	Système respiratoire	Rat et souris	100	TCA = **12 µg/m^3**	RIVM (2001)
Ingestion	Rein	rat	100	TDI = 10 µg/kg/j	
	Rein	homme	30	**RfD = 5 µg/kg/j**	US-EPA (1993)

Nickel (Ni)

A) Généralités

Les principales sources anthropiques sont la combustion de charbon ou de fuel, l'incinération des déchets, l'épandage des boues d'épuration, l'extraction et la production de nickel, la fabrication de l'acier, le nickelage et les fonderies de plomb.

Le nickel est obtenu principalement à partir des minerais de nickel sulfurés (pyrrhotite nickeliferreuse, pentlandite, chalcopyrite) dans lesquels sont également présents le fer et le cuivre.

Le nickel est utilisé dans la production d'aciers inoxydables et d'aciers spéciaux. Il est également employé dans la production d'alliages non ferreux utilisés par exemple dans la fabrication de pièces de monnaie, d'outils, d'ustensiles de cuisine.

Les composés du nickel sont présents sous forme particulaire dans l'atmosphère.

Voies d'exposition et absorption

Les voies d'exposition au nickel dans la population générale sont l'inhalation d'air ou de fumée de tabac qui contient du nickel, l'ingestion de nourriture ou d'eau contaminée, ou un contact cutané avec des pièces ou d'autres métaux constitués de nickel.

Par inhalation, le taux d'absorption se situe entre 20 et 35%.

L'absorption par ingestion est faible du fait que la plus grande partie du nickel ingéré est éliminée par les fécès. Pour le sulfate de nickel, le taux d'absorption par ingestion varie de 0,7 à 27% ; il est de 3% chez des volontaires ayant ingéré 5,6 mg de nickel sous forme de sulfate. Par ailleurs, le taux d'absorption par ingestion est nettement plus élevé chez des sujets à jeun que lorsque le produit est ingéré au cours d'un repas.

Métabolisation

La déposition, la rétention et l'absorption pulmonaire des composés du nickel sont régies par les propriétés physico-chimiques des particules : dans le cas de particules solubles dans les milieux biologiques déposées dans les alvéoles, la demi-vie peut être de quelques heures ; dans le cas de particules insolubles, la clairance demande plusieurs semaines, voire plusieurs années. Même en cas de dépôts pulmonaires de fortes doses de produits insolubles, la concentration de nickel dans le sang reste très faible ; elle est plus élevée dans le cas de composés solubles.

Au niveau des organes, le nickel ne se retrouve en quantité appréciable que dans les reins et les poumons. Il est excrété rapidement dans l'urine à des taux très variables et un peu également dans la sueur. En cas d'ingestion, la plus grande partie du nickel est éliminé par les féces.

B) Effets toxiques

Effets cancérigènes

L'Union Européenne classe le nickel dans le **groupe 3. Mais l**e dioxyde de nickel, le disulfure de di-nickel, le monoxyde de nickel, le sulfure de nickel et le trioxyde de di-nickel sont quant-à eux classés dans **le groupe 1.**

Le CIRC a placé dans le groupe 1 tous les composés du nickel (oxydes, sulfates et sulfures) et le nickel métal dans le **groupe 2B** en raison de preuves jugées insuffusantes chez l'homme.

Les **sulfures de nickel et les poussières de nickel** sont placés en **classe A** par l'US-EPA (1995), mais les autres formes du nickel n'ont pas été évalués par cette instance.

Une augmentation des cancers des fosses nasales et des poumons a été mise en évidence chez les travailleurs d'usines de production de nickel (traitement des minerais, hydrométallurgie) exposés par inhalation, et des expérimentations sur l'animal ont montré l'induction de cancers après injection de nickel métal ou de monoxyde de nickel par voie sous-cutanée ou intra-péritonéale. A l'opposé aucun des essais réalisés par voie orale n'a mis en évidence d'effets cancérogènes du nickel ou de ses composés selon cette voie.

Effets Mutagènes

Aucun des composés du nickel n'est classé mutagène par l'Union Européenne.

Effets sur la reproduction

Aucun des composés du nickel n'est classé reprotoxique par l'Union Européenne.

Le nickel ionisé traverse la barrière placentaire. Ses composés minéraux exercent chez le rat des effets foetotoxiques, avec réduction du poids du fœtus, augmentation de la fréquence des résorptions et de la mortinatalité. Chez la souris et le hamster, ils induisent en plus une incidence accrue des malformations au niveau du cerveau, des yeux de la voûte palatine et du squelette.

Les composés du nickel semblent exercer d'autre part un effet sur la fertilité des mâles.

Autres effets toxiques

Le nickel est connu depuis longtemps comme l'allergène le plus courant pour la peau. L'exposition professionnelle semble moins importante pour cette sensibilisation que le contact journalier avec des objets usuels (bijoux, pièces de monnaie…). 40 à 50 % de personnes sensibilisées développent des dermatoses eczématiformes récidivantes. De nombreux cas d'asthme sont liés à une exposition à des composés solubles du nickel. En milieu professionnel, cet asthme peut être associé à une dermatose de contact, à une urticaire ou une rhinite.

L'inhalation de composés de nickel peut avoir des effets sur les voies respiratoires et le système immunitaire. Les composés solubles sont plus toxiques que les composés insolubles. De nombreux cas d'asthmes sont liés à une exposition à des composés solubles du nickel.

C) Relation Dose-réponse et valeurs toxicologiques de référence

Les tableaux ci-après présentent dans un premier temps les VTR correspondant aux effets cancérigènes et dans un second temps les VTR correspondant aux effets toxiques hors cancer.

Ces VTR sont issues d'une recherche, actualisée régulièrement auprès des principales bases de données disponibles (ATSDR, OMS, US-EPA, OEHHA, RIVM, Santé Canada) et tiennent compte des valeurs réglementaires appliquées en France. Nous nous sommes également appuyées sur les recommandations de l'INERIS figurant dans le rapport d'étude de janvier 2018.

Voie d'exposition	Type d'effet considéré	Observations portant sur	Valeur	Source
Inhalation	Cancer du Poumon et du larynx	homme	ERU_i = 3,8 10^{-4} $(\mu g/m^3)^{-1}$	OMS (2000)
		homme	**ERU_i = 2,6 10^{-4} $(\mu g/m^3)^{-1}$**	OEHHA (2011)

Voie d'exposition	Organe critique	Observation portant sur	Facteur de sécurité	Valeur	Source
Inhalation (subchronique)	Système respiratoire	Homme et animale	30	**MRL = 0.2 µg/m^3**	ATSDR (2005)
Inhalation	Système respiratoire	Homme et animale	30	MRL = 9 10^{-2} µg/m^3	ATSDR (2005)
		rat	100	TCA= 5 10^{-2} µg/m^3	RIVM (2001)
		lapin	1000	TC = 1,8 10^{-2} µg/m^3	Health Canada (1993)
Ingestion	Diminution poids organes	rat	300	RfD = 2.10^{-2} mg/kg/j	US EPA (1996)
		rat	100	TDI= 5.10^{-2} mg/kg/j	RIVM (2001)
		-	-	RfD = 5.10^{-3} mg/kg/j	JECFA
	Rein	rat	1000	RfD = 8 10^{-3} mg/kg/j	ITER (1999)
	Reprotoxique	**-**	**-**	**REL = 0,0028 mg/kg/j**	**EFSA (2015) à travers INERIS (2017)**

Plomb (Pb)

A) Généralités

Dans l'air, les émissions de plomb sont principalement anthropiques, cependant depuis les deux dernières décennies, avec la disparition de la consommation de l'essence plombée, la pollution atmosphérique par le plomb a considérablement diminué.

Le plomb peut être présent sous plusieurs formes, qui dépendront essentiellement des conditions redox et de pH du milieu, mais aussi des espèces rencontrées dans le sol.

Voies d'exposition et absorption

Le plomb pénètre dans l'organisme essentiellement par voie digestive (50% pour l'enfant de 2 ans et 5 à 10% pour l'adulte) et par voie pulmonaire (20 à 30%).

La principale voie d'absorption est digestive, les sources étant constituées par les aliments (le lait, l'eau, les boissons) et également les écailles de peinture, les poussières présentes en milieu domestique et les poussières présentes dans le sol ingérées particulièrement par les jeunes enfants (2 à 3 ans) par portage main-bouche.

Métabolisation

Le plomb absorbé passe dans la circulation sanguine ou plus de 90% est fixé aux globules rouges au niveau de la membrane et de l'hémoglobine ; le reste diffuse dans le sérum. Il est ensuite distribué à tous les organes et tissus, richement vascularisés. Le plomb ne s'accumule pas dans les poumons. Il travrse la barrière placentaire et peut s'accumuler dans les tissus fœtaux.

Le plomb inorganique n'est pas métabolisé dans l'organisme. Le plomb absorbé est éliminé par la voie urinaire. Le plomb, en raison de sa similarité avec le calcium peut également être excrété dans le lait.

B) Effets toxiques

Effets cancérigènes

L'Union Européenne classe le plomb et ses dérivés dans les catégories suivantes:

- Catégorie 3 : les chromates, sulfochromates et sulfochromates molybdates de plomb sont des substances préoccupantes pour l'homme en raison d'effets cancérogènes possibles mais pour lesquelles les informations disponibles ne permettent pas une évaluation satisfaisante.
- Catégorie 1 : l'arséniate de plomb est cancérogène pour l'homme.

L'IARC classe le plomb et ses dérivés dans les groupes suivants :

- Groupe 2A pour le plomb et ses dérivés inorganiques
- Groupe 1 : les chromates et arséniates de plomb sont considérés séparément et classés comme cancérigènes pour l'homme (1987).
- Groupe 3 : les composés organiques ne peuvent être classés pour leur cancérogénicité pour l'homme (1987).

Enfin, l'US-EPA le classe dans le groupe B2 : le plomb et ses dérivés inorganiques pourraient être potentiellement cancérigènes pour l'homme (1989).

Chez l'homme une conjonction de données indique qu'une exposition professionnelle pourrait être associée à un risque accru de cancer bronchique ou du rein (pour des expositions de longue durée).

Une première méta-analyse réalisée par Fu et Boffetta (1995) a en effet montré, au travers de toutes les études de cohortes et cas-témoin publiées jusqu'en 1990, l'existence d'un risque accru de cancers respiratoires, gastriques et vésicaux. Le risque relatif pour le cancer du rein était également accru, mais n'atteignait pas le seuil de signification. Il subsiste cependant à l'égard de ces analyses des réserves relatives à la prise en compte non systématiquement de facteurs de confusion éventuels. En effet, certaines études ne précisent pas l'intervention de facteurs tels que le tabac et les habitudes alimentaires. Par ailleurs, certains auteurs considèrent que l'excès de cancer bronchique chez les fondeurs serait multifactoriel, d'autres composés que le plomb tels que l'arsenic, le chrome hexavalent ou les hydrocarbures aromatiques polycycliques, jouant un rôle majeur (Gerhardsson et Ndberg, 1993; Lundstrom et al., 1997).
Il subsiste des doutes sur le mécanisme, sur les co-expositions, et sur le rôle direct ou indirect des composés du plomb suspectés.

Effets Mutagènes

Aucun des composés du plomb n'est classé mutagène par l'Union Européenne.

il n'est pas exclu que chez l'homme l'exposition au plomb ait un rôle facilitant l'expression de certaines tumeurs en particulier par atteinte des protéines de réparation de l'ADN, les composés inorganiques du plomb ne semblant pas posséder d'effets génotoxiques directs sur l'ADN. Il n'est pas non plus exclu que les composés inorganiques du plomb aient un effet cancérogène à seuil.

Le mécanisme de l'effet mutagène et clastogène du plomb n'est pas clair. L'ensemble des réponses semble suggérer un mécanisme indirect (dérèglement enzymatique) plutôt qu'une lésion directe du matériel génétique.

Effets sur la reproduction

Le plomb et l'ensemble de ses composés sont classés **R1** par l'Union Européenne.

Chez l'homme, les études suggèrent qu'une exposition à long terme au plomb de plusieurs années, de l'ordre de 6 à 10 ans (plombémie supérieure à 400 µg/L), provoque une réduction de la production des spermatozoïdes et, donc, un risque d'hypofertilité. Par ailleurs, le plomb perturbe la sécrétion d'hormones sexuelles.

Les enfants sont par contre à fortiori la cible privilégiée des effets du plomb sur la croissance de l'os. Plusieurs études mettent en évidence une corrélation négative entre plomb d'une part, poids, taille et périmètre thoracique des enfants d'autre part.

Par ailleurs, l'exposition à de faibles doses de plomb entraine des effets ur le développement neuro-comportemental dans la petite enfance.

Autres effets toxiques

Si l'exposition par ingestion prédomine dans la population générale, et l'inhalation en milieu professionnel, ces deux voies sont le plus souvent indiscernables l'une de l'autre. Pour pallier la difficulté qui consiste à identifier ces différentes voies et sources d'exposition, les effets du plomb sur l'homme sont identifiés à partir de la dose interne de plomb mesurée dans le sang (plombémie).

Les principaux effets toxiques liés à une exposition chronique au plomb sont des neuropathies motrices avec déficit intellectuel, des altérations des reins et du système reproducteur (infertilité masculine), ainsi que des inhibitions de la synthèse de l'hémoglobine, et de la vitesse de la conduction nerveuse, effets qui ont pu être associés à des plombémies précises par l'ATSDR. On considère actuellement qu'une plombémie de 100 µg/L est une concentration critique à ne pas dépasser.

Le plomb s'accumule dans l'organisme et sa toxicité se manifeste vraisemblablement sans seuil de dose ainsi les jeunes enfants, pourraient, selon l'OMS présenter des déficits cognitifs et des troubles dans le métabolisme de la vitamine D, pour des plombémies inférieures à 100 µg/L.

Des études réalisées en milieu professionnel ont montré que le plomb peut exercer un effet dépresseur sur la glande thyroïde pour des niveaux d'exposition élevés (Tuppurainen *et al.*, 1988 ; Robins *et al.*,1983).

Pour des expositions moins importantes, des troubles d'ordre neurologiques ont été observés chez l'adulte comme chez l'enfant : irritabilité, troubles du sommeil, anxiété, perte de mémoire, confusion, sensation de fatigue.

L'exposition chronique au plomb produit aussi des effets sur le système nerveux périphérique (paresthésie, faiblesse musculaire, crampes…), des effets hématologiques (anémies), des effets rénaux et des effets cardio-vasculaires (l'implication possible du plomb dans une hypertension artérielle est cependant controversée).

C) Relation Dose-réponse et valeurs toxicologiques de référence

Les tableaux ci-après présentent dans un premier temps les VTR correspondant aux effets cancérigènes du plomb et dans un second temps les VTR correspondant aux effets toxiques hors cancer.

Ces VTR sont issues d'une recherche, actualisée régulièrement auprès des principales bases de données disponibles (ATSDR, OMS, US-EPA, OEHHA, RIVM, Santé Canada) et tiennent compte des valeurs réglementaires appliquées en France. Nous nous sommes également appuyées sur les recommandations de l'INERIS figurant dans le rapport d'étude de janvier 2018.

Voie d'exposition	Type d'effet considéré	Organe critique	Valeur	Source
Inhalation	Tumeurs rénales	rat	**ERUi = 1,2 10^{-5} (µg.m^{-3})$^{-1}$**	OEHHA (2011)
Ingestion		rat	**ERUo = 8,5 10^{-3} (mg/kg/j)$^{-1}$**	OEHHA (2011)

Voie d'exposition	Organe Cible	Facteur de sécurité	Espèce	Valeur	Source
Inhalation	SNC, Rein, Cellule sanguine, Reproduction et développement	-	homme	Objectif qualité de l'air= 0,5 µg/m^3	OMS (2000)
Ingestion		-	homme	DJT = 3,5 10^{-3} mg/kg/j	OMS (1993)
		-	homme	DJT = 6,3 10^{-4} mg/kg/j	ANSES (2013)
		-	homme	TDI = 3,6 10^{-3} mg/kg/j	RIVM (2001)

(1)International Atomic Energy Agency

Sélénium (Se)

A) Généralités

Le sélénium (Casn° 7782-49-2) est un métalloïde assez largement répandu dans la nature. On le trouve notamment à l'état de traces dans les pyrites et les minerais sulfurés du cuivre, du nickel, de l'or et de l'argent. A température ordinaire, le sélénium est une substance solide, livrée en poudre ou en morceaux, qui peut se présenter sous différentes formes physiques : une forme amorphe rouge ou noire et une forme cristalline rouge ou grise.

Le sélénium est un micro-nutriment essentiel pour la majorité des espèces, y compris l'homme. Il fait partie de nombreuses enzymes, en particulier l'hème oxydase et la glutathion peroxydase impliqués dans la défense cellulaire contre le stress oxydatif. De faibles doses de sélénium sont essentielles, de fortes doses sont toxiques.

Dans l'industrie, les composés du sélénium les plus couramment utilisés sont les suivants : dioxyde de sélénium (ou anhydride sélénieux), oxychlorure et sulfures de sélénium, acide sélénieux, sélénite et séléniate de sodium.

Métabolisation

Il est absorbé par voie orale ou par inhalation ; les composés de sélénium sont métabolisés par deux voies majeures réduction en sélénium élémentaire ou réduction en séléniure d'hydrogène, puis méthylation) et excrétés dans l'urine, les fèces, la sueur ou l'air expiré.

B) Effets toxiques

Effets cancérigènes

L'US-EPA a classé le Sélénium dans la **catégorie D** (non classifiable quant à sa cancérogénicité pour l'homme). Le sélénium n'est pas classé cancérogène par l'Union Européenne.

Effets mutagènes

Le sélénium n'est pas classé mutagène par l'Union Européenne.

Effets sur la reproduction

Le sélénium n'est pas classé reprotoxique par l'Union Européenne.

Autres effets toxiques

Les cas d'intoxication professionnelle concernent des expositions principalement par inhalation. Ils associent des symptômes non spécifiques : asthénie, irritabilité, perte de poids, tremblements, parfois anosmie (gênant la détection olfactive) ; très fréquemment, des troubles gastro-intestinaux avec nausées, vomissements, diarrhées, dyspepsie, douleurs gastriques complètent le tableau ; des signes d'irritation cutanée (érythème, coloration rose…), nasale ou oculaire (conjonctivite, blépharite) sont souvent présents.

D'autres symptômes seront plus évocateurs d'intoxication par le sélénium, comme l'odeur alliacée de l'haleine et de la sueur, le goût métallique dans la bouche, la sudation excessive ainsi que la coloration rose de la paupière, les modifications des phanères (ongles cassants, striés ou mous, alopécie, coloration rose des phanères, perte de cheveux), la pâleur ou l'ictère cutané. Ces symptômes sont le plus souvent réversibles en quelques semaines.

D) Relation Dose/effet ou Dose/réponse et valeurs toxicologiques de référence

Le tableau suivant synthétise les différentes valeurs toxicologiques de référence pour les effets à seuil du sélénium.

Ces VTR sont issues d'une recherche, actualisée régulièrement auprès des principales bases de données disponibles (ATSDR, OMS, US-EPA, OEHHA, RIVM, Santé Canada) et tiennent compte des valeurs réglementaires appliquées en France. Nous nous sommes également appuyées sur les recommandations de l'INERIS figurant dans le rapport d'étude de mars 2009.

Exposition	Voie d'exposition	Cible	Espèce	Facteur de sécurité	Valeur	Source
Chronique	**Inhalation**	Système cutané	homme	3	**REL = 2.10^{-2} mg/m^3**	OEHHA (2001)
	Ingestion	Système cutané	-	3	**MRL = 0,005 mg/kg/j**	ATSDR (2003)
		sélénose[11]	homme	3	**RfD = 0,005 mg/kg/j**	US EPA (1991)
		sélénose	homme	-	**REL = 0,005 mg/kg/j**	OEHHA (2001)

[11] Intoxication qui se manifeste par un taux excessif de sélénium dans le sang. « sélénose », dont les symptômes sont une odeur d'ail dans l'haleine, des ongles fragiles et cassants, la perte de cheveux et d'ongles, la réduction de l'hémoglobine, des taches sur les dents, des lésions cutanées et des douleurs ou des engourdissements dans les membres.

Zinc (Zn)

Le zinc est un métal essentiel, c'est à dire nécessaire en quantité généralement faible, à la vie d'un grand nombre d'organismes. Il entre naturellement dans l'atmosphère à partir du transport par le vent de particules du sol, des éruptions volcaniques, des feux de forêts, d'émission d'aérosols marins. Les apports anthropiques de zinc dans l'environnement résultent de trois groupes d'activités dont les sources minières et industrielles et les épandages agricoles.

Voies d'exposition et absorption

La pénétration du zinc dans l'organisme se fait principalement par voie orale (via la nourriture). En milieu professionnel, l'exposition par inhalation peut être également importante. La voie cutanée reste marginale bien que le zinc fasse partie de certaines préparations pharmaceutiques ou cosmétiques.

Les taux d'absorption chez l'homme varient de 8 à 81 % par ingestion, ils ne sont pas connus pour l'exposition par voie inhalation ou cutanée. Chez les animaux, les taux d'absorption par voie cutanée sont faibles : compris entre 1.6 et 6.1 %.

Métabolisation

Le zinc absorbé est transporté de façon active au niveau du plasma. Le zinc se répartit de façon non sélective dans les différents organes et tissus. La voie d'élimination du zinc inhalé est peu connue. Une partie au moins est éliminée via les urines. Le zinc ingéré est excrété principalement dans les fécès, et, dans une moindre mesure, dans les urines. Une faible partie du zinc est également éliminée par la salive, les cheveux et la transpiration.

B) Effets toxiques

Effets cancérigènes

Le zinc n'est pas classé par le CIRC (2002) ni par l'Union Européenne. Le zinc est classé dans le **groupe D** « Preuves insuffisantes chez l'homme et l'animal » par l'US-EPA (1991).

Deux études réalisées en milieu professionnel et correspondant à des expositions par inhalation, n'ont pas montré d'augmentation significative de l'incidence des cancers en relation avec l'exposition au zinc.

Effets Mutagènes

Le zinc et ses dérivés n'ont pas fait l'objet d'une classification par l'Union Européenne.

Effets sur la reproduction

Le zinc et ses dérivés n'ont pas fait l'objet d'une classification par l'Union Européenne.

Aucune donnée n'est disponible concernant la toxicité du zinc inhalé sur la reproduction et le développement humain. Par voie orale, des femmes enceintes supplémentées en sulfate de zinc à la dose de 0,3 mg zinc/kg/j durant les six derniers mois de grossesse, n'ont pas présenté de troubles de la reproduction.

Le zinc est nécessaire au développement foetal. Une carence en zinc peut-être à l'origine de troubles chez les embryons.

Autres effets toxiques

On connaît peu de choses sur la toxicité à long terme du zinc par inhalation. Il a été rapporté que des travailleurs dans la métallurgie présentaient une fréquence plus élevée de problèmes gastro-intestinaux. Sur 15 travailleurs ayant entre 7 et 20 ans d'expérience, 12 avaient fréquemment des

douleurs abdominales ou épigastriques, des nausées, des vomissements, des ulcères et des épisodes de constipation. Toutefois, ces individus avaient pu être exposés à d'autres composés chimiques (arsenic, sulfure d'hydrogène) (McCord et al., 1926). Aucun effet hépatique ou rénal n'a été décelé chez des travailleurs exposés durant plusieurs années au zinc (Batchelor et al., 1926 ; Hamdi, 1969).

Des études par inhalation de chlorure de zinc sur les rats, cobaye et souris (INRS, 2002) ont montré des effets sur le sang, le poids du cerveau et des testicules à des concentrations de l'ordre de 120 mg/m^3.

Par voie orale, des crampes d'estomacs, des nausées et des vomissements ont été observés chez des volontaires ayant ingéré du sulfate de zinc en tablette (2 mg zinc/kg/j) durant 6 semaines (Samman and Roberts, 1987). L'ingestion d'oxyde de zinc a également été associée à de tels symptômes (Callender et Gentzkow, 1937 ; Anonyme, 1983). De nombreux cas d'anémies ont été décrits chez des personnes supplémentées en zinc durant de longues périodes (1 à 8 ans) (Porter et al., 1977 ; Patterson et al., 1985 ; Hale et al., 1988 ; Hoffman et al., 1988 ; Broun et al., 1990 ; Gyorffy et Chan, 1992).

C) Relation Dose-réponse et valeurs toxicologiques de référence

Le tableau ci-après présente les VTR correspondant aux effets toxiques à seuil du zinc.

Ces VTR sont issues d'une recherche, actualisée régulièrement auprès des principales bases de données disponibles (ATSDR, OMS, US-EPA, OEHHA, RIVM, Santé Canada) et tiennent compte des valeurs réglementaires appliquées en France. Nous nous sommes également appuyées sur les recommandations de l'INERIS figurant dans le rapport d'étude de mars 2009.

Voie d'exposition	Cible	Espèce	Facteur de sécurité	Valeur	Source
Ingestion	Syst. sanguin	homme	3	RfD = 0,3 mg/kg/j	ATSDR (2005)
		homme	3	RfD = 0,3 mg/kg/j	US EPA (2005)
		homme	2	**TDI = 0,5 mg/kg/j**	RIVM (2001)

Annexe 6 : Description technique de l'étude géostatistique

INFORMATIONS TECHNIQUES – ANNEXES GEOSTATISTIQUES

Section à destination des personnes formées aux principes de la géostatistique. Les informations présentées ici permettent de reproduire l'étude menée.

Préparation des données pour la modélisation

Justification statistique de la cohérence entre les mesures hors zone d'étude et sur zone d'étude - hors déchets

Le bruit de fond a été construit sur une base de données ainsi constituée :

- Les échantillons prélevés sur la zone d'étude, s'ils n'appartiennent pas à l'horizon de la zone de dépôt historique de déchets
- Les échantillons prélevés hors de la zone d'étude, sur le site du CNPE de Flamanville, et hors de toute source concentrée en métaux ou autres traceurs.

Des tests statistiques, via la réalisation d'un Analyse en Composante Principale (ACP) a été réalisée pour confirmer que ces deux jeux de données pouvaient bien être joints. Le protocole est le suivant :

- Construction de l'ACP du jeu de données hors zone d'étude. Il s'agit de la signature géochimique en métaux du jeu de données ;
- Projection des données relevées sur la zone d'étude en séparant : - les concentrations métalliques associées à la présence de déchets (1) et les concentrations métalliques associées aux échantillons en dehors de la zone de dépôt historique des déchets (2) ;
- Comparaison de la projection des deux jeux de données prélevés sur la zone d'étude par rapport aux données hors zone d'étude.

La Figure ci-dessous correspond à un zoom de la projection des données de la zone d'étude – Sans déchets par rapport à la signature géochimique des données hors-zone d'étude.

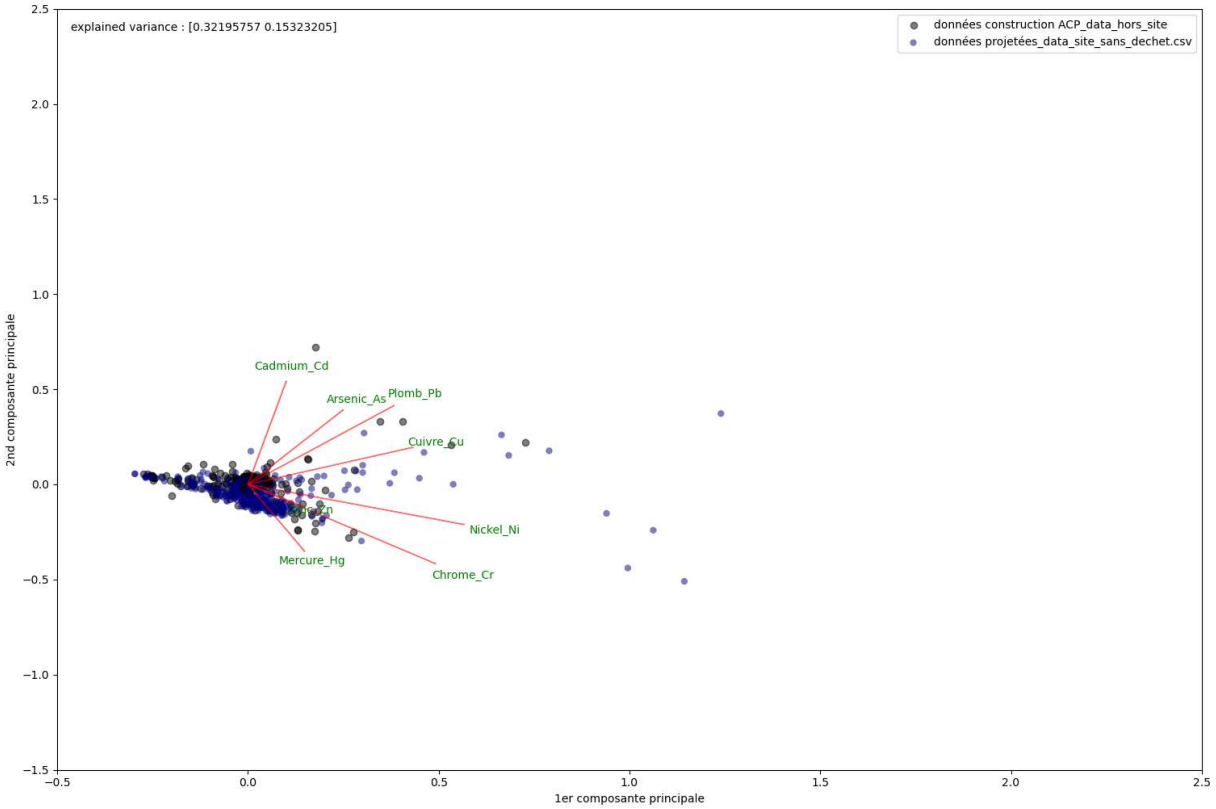


Figure 1 : ACP construite avec les concentrations métallique d'échantillons hors zone d'étude (dans le CNPE de Flamanville) et projection des concentrations métalliques mesurées sur zone d'étude, hors de la zone de déchets

Cette figure montre une superposition cohérente des signatures géochimiques. On peut visuellement confirmer que les concentrations mesurées sur la zone d'étude, hors présence de déchets sont semblables aux concentrations métalliques mesurées en dehors de la zone d'étude.

La Figure ci-dessous correspond à un zoom de la projection des données de la zone d'étude – avec déchets par rapport à la signature géochimique des données hors-zone d'étude.

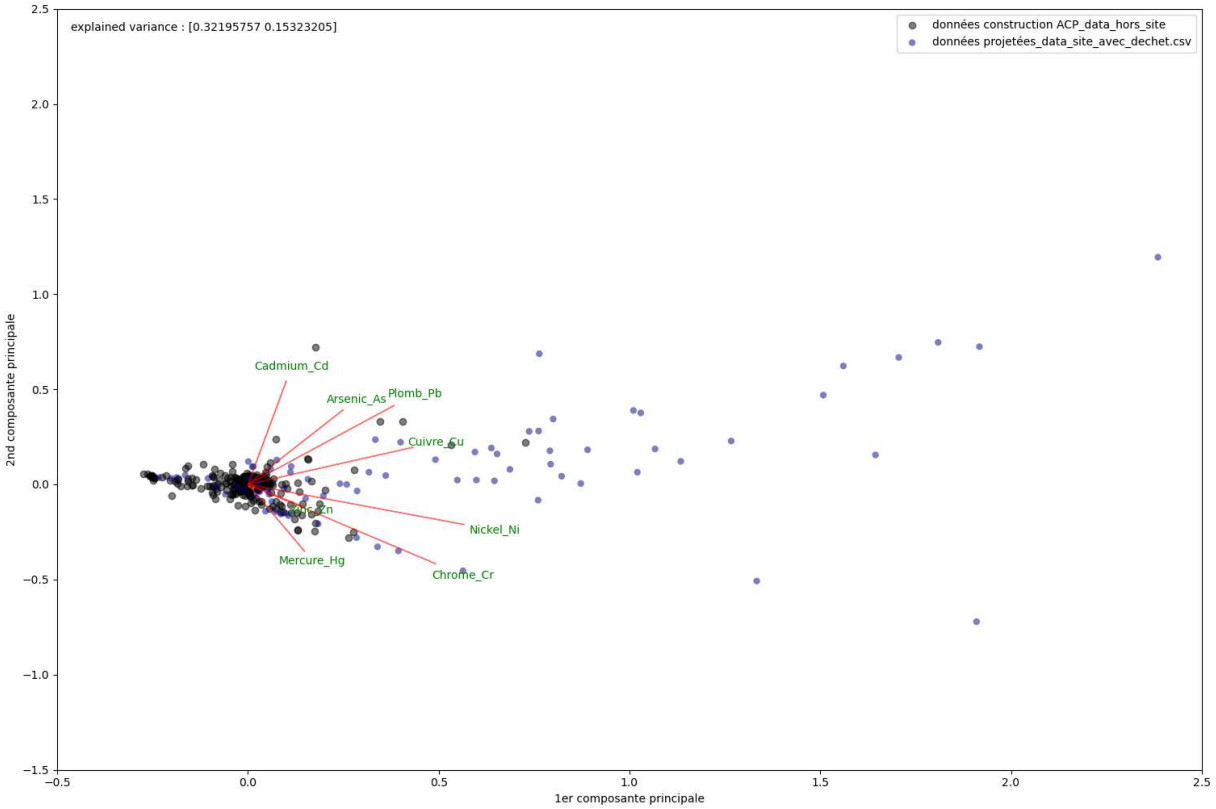


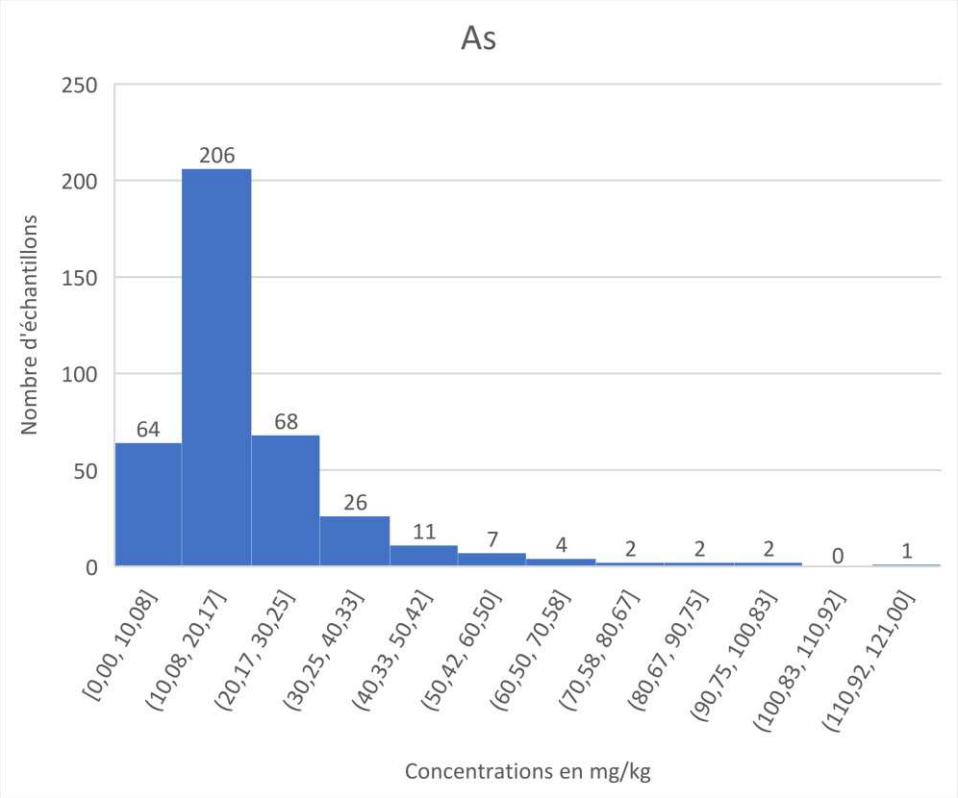
Figure 2 : ACP construite avec les concentrations métallique d'échantillons hors zone d'étude (dans le CNPE de Flamanville) et projection des concentrations métalliques mesurées sur zone d'étude, dans la zone de déchets

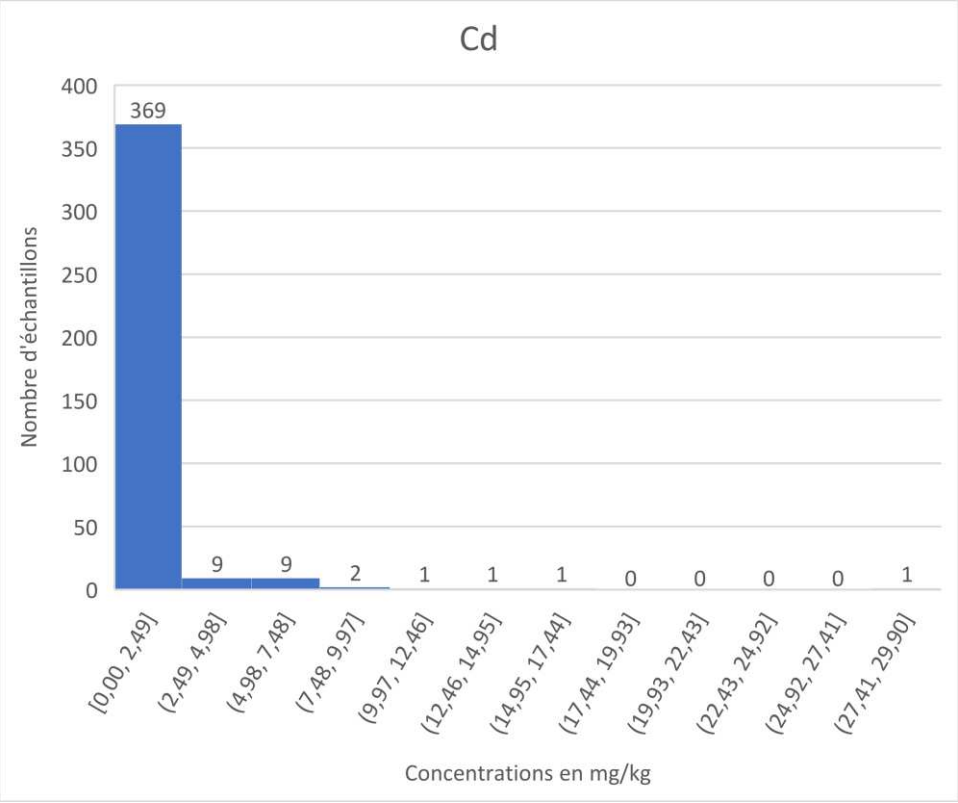
Cette figure montre une superposition nettement moins cohérente des signatures géochimiques. On peut visuellement confirmer que les concentrations mesurées sur la zone d'étude, avec présence de déchets sont bien moins similaires aux concentrations métalliques mesurées en dehors de la zone d'étude.

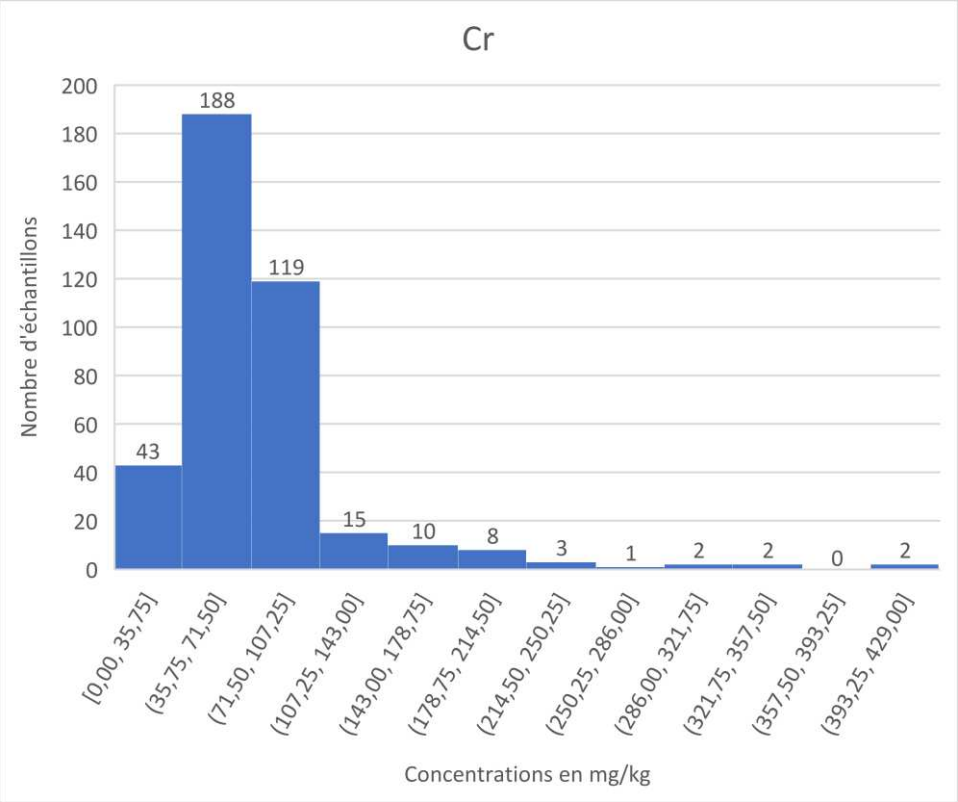
Ces visuels permettent de conclure à une adéquation acceptable entre les concentrations métalliques mesurées hors zone d'étude et sur zone d'étude, si les échantillons ne sont pas présents dans la zone de dépôt historique de déchets.

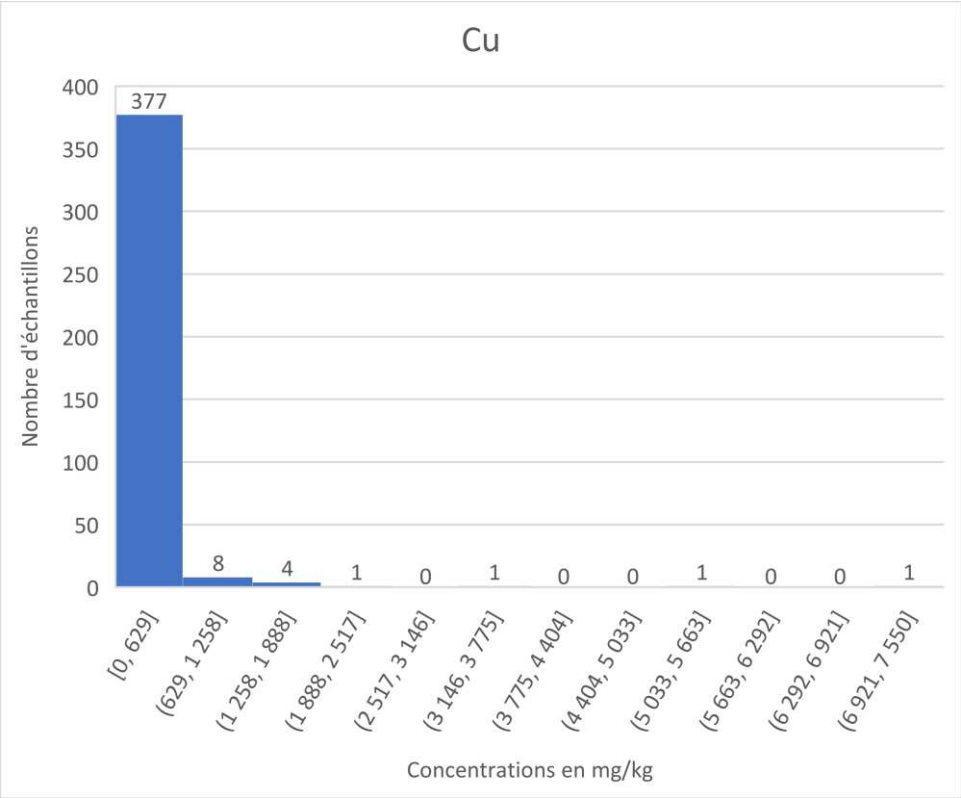
Histogrammes

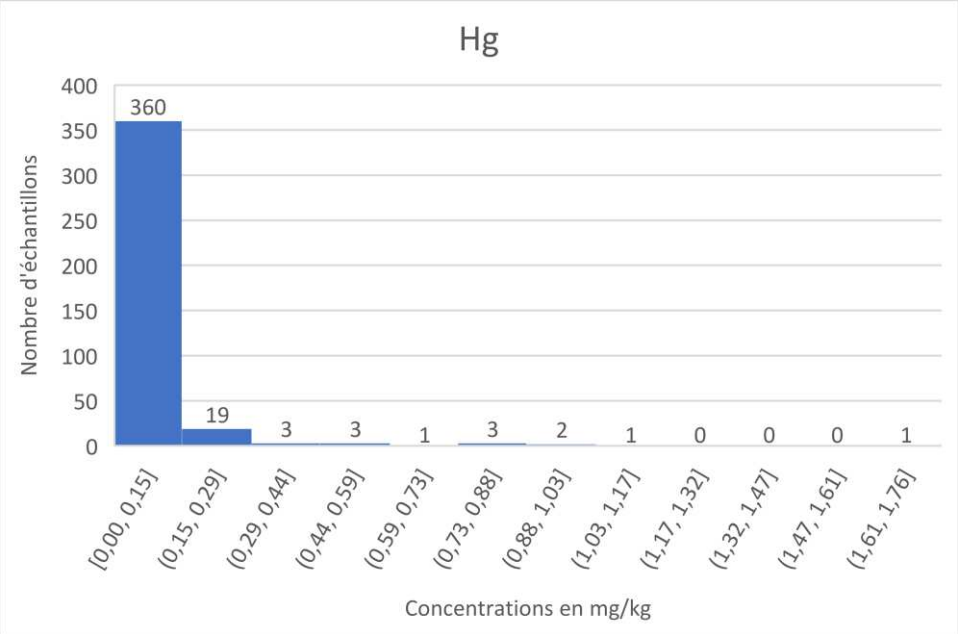
Les figures ci-dessous sont les histogrammes des résultats d'analyses des marqueurs suivis dans les sols, au droit de la zone d'étude. Il s'agit des concentrations mesurées au droit de la zone de dépôt historique de déchets.

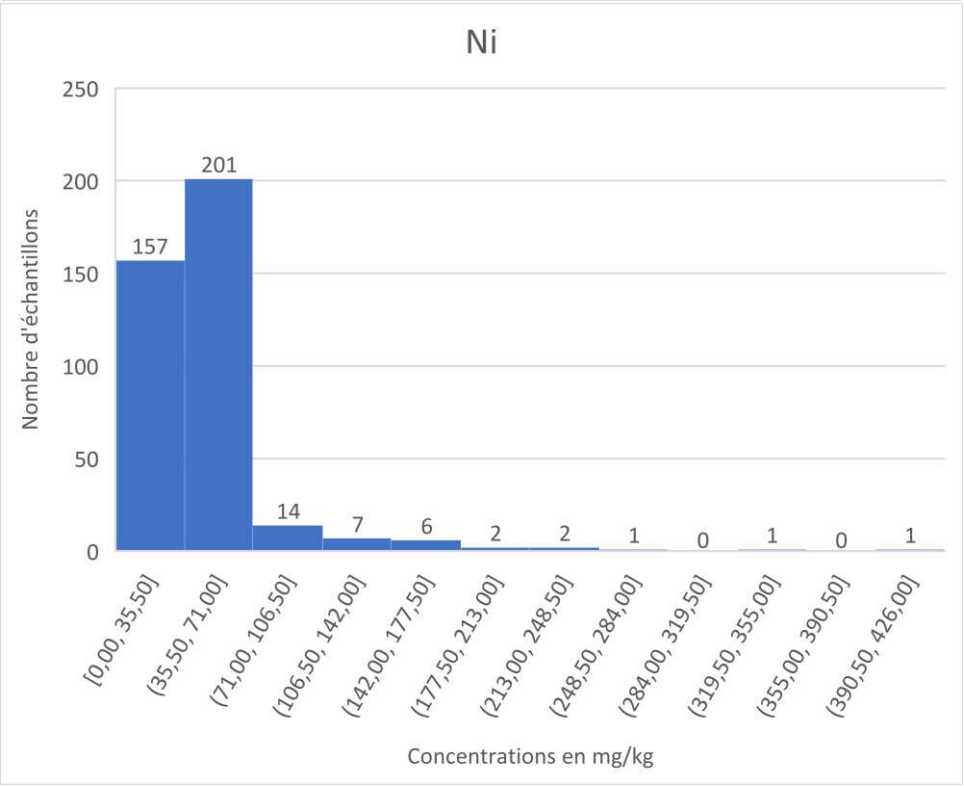


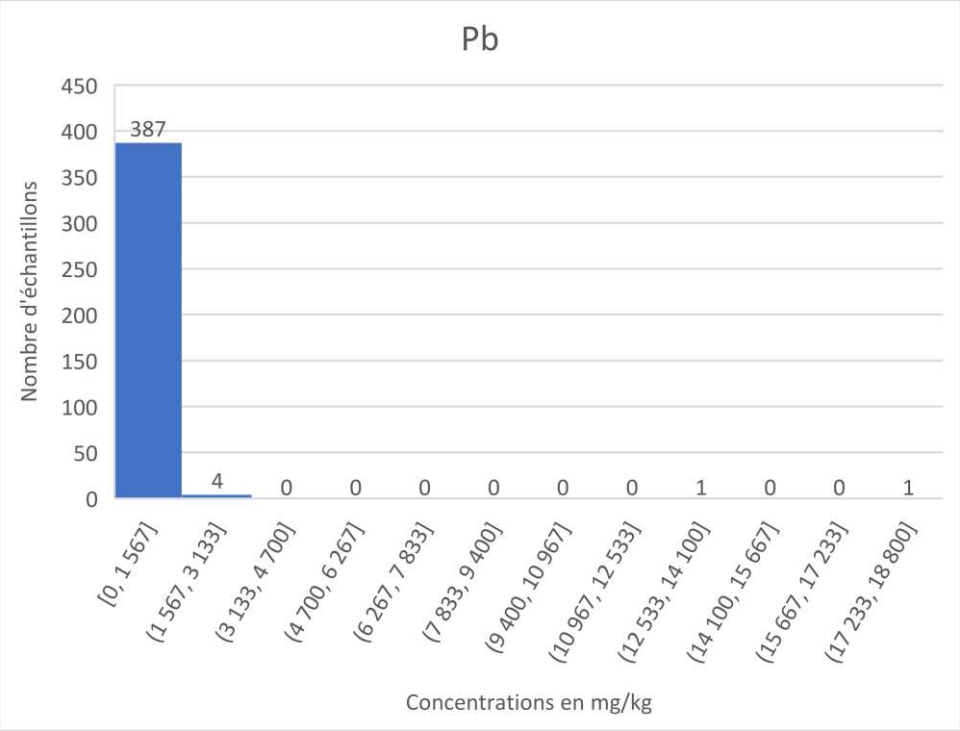


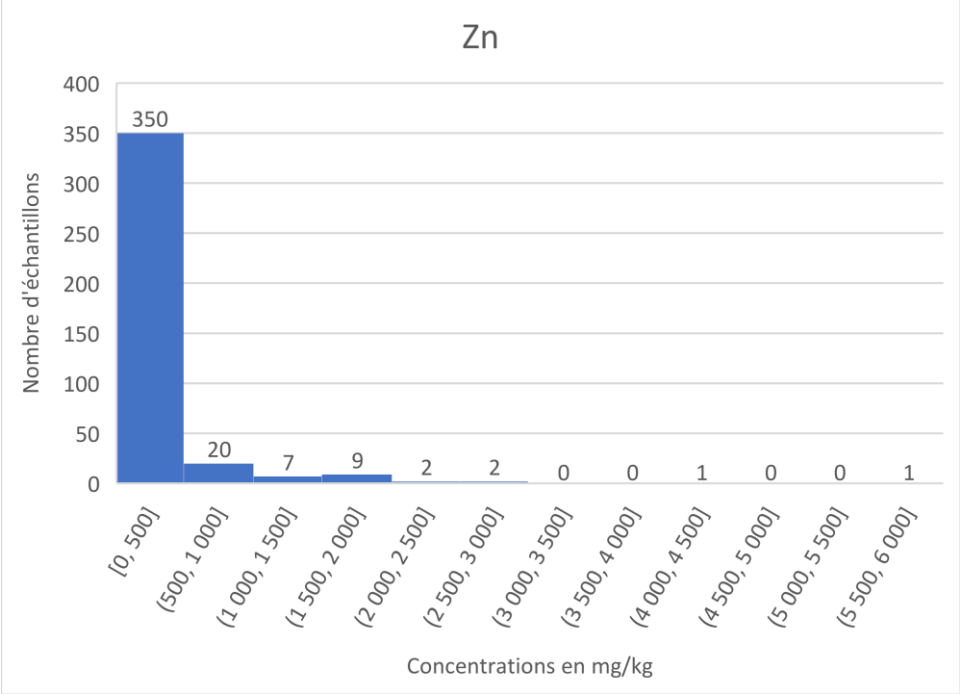

Cr
Nombre d'échantillons
200
180
160
140
120
100
80
60
40
20
0
43
188
119
15
10
8
3
1
2
2
0
2
[0,00, 35,75]
(35,75, 71,50]
(71,50, 107,25]
(107,25, 143,00]
(143,00, 178,75]
(178,75, 214,50]
(214,50, 250,25]
(250,25, 286,00]
(286,00, 321,75]
(321,75, 357,50]
(357,50, 393,25]
(393,25, 429,00]
Concentrations en mg/kg

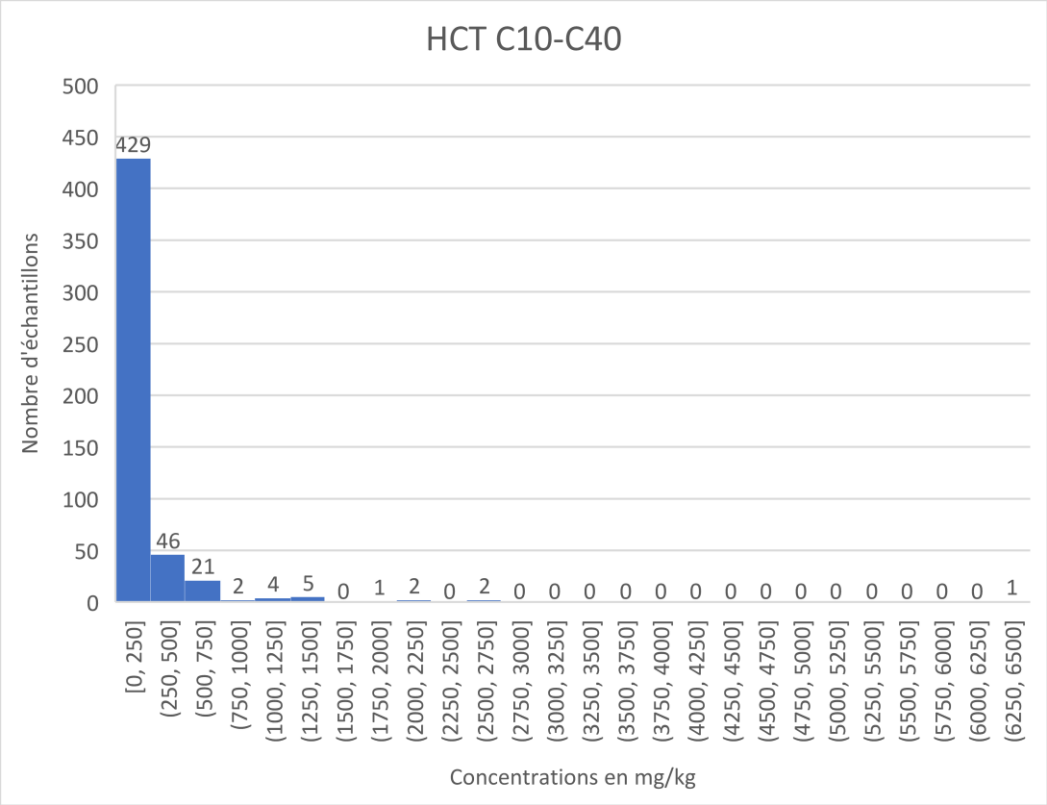

Cu
Nombre d'échantillons
400
350
300
250
200
150
100
50
0
377
8
4
1
0
1
0
0
1
0
0
1
[0, 629]
(629, 1 258]
(1 258, 1 888]
(1 888, 2 517]
(2 517, 3 146]
(3 146, 3 775]
(3 775, 4 404]
(4 404, 5 033]
(5 033, 5 663]
(5 663, 6 292]
(6 292, 6 921]
(6 921, 7 550]
Concentrations en mg/kg


Hg
Nombre d'échantillons
400
350
300
250
200
150
100
50
0
360
19
3
3
1
3
2
1
0
0
0
1
[0,00, 0,15]
(0,15, 0,29]
(0,29, 0,44]
(0,44, 0,59]
(0,59, 0,73]
(0,73, 0,88]
(0,88, 1,03]
(1,03, 1,17]
(1,17, 1,32]
(1,32, 1,47]
(1,47, 1,61]
(1,61, 1,76]
Concentrations en mg/kg


Ni
Nombre d'échantillons
250
200
150
100
50
0
157
201
14
7
6
2
2
1
0
1
0
1
[0,00, 35,50]
(35,50, 71,00]
(71,00, 106,50]
(106,50, 142,00]
(142,00, 177,50]
(177,50, 213,00]
(213,00, 248,50]
(248,50, 284,00]
(284,00, 319,50]
(319,50, 355,00]
(355,00, 390,50]
(390,50, 426,00]
Concentrations en mg/kg

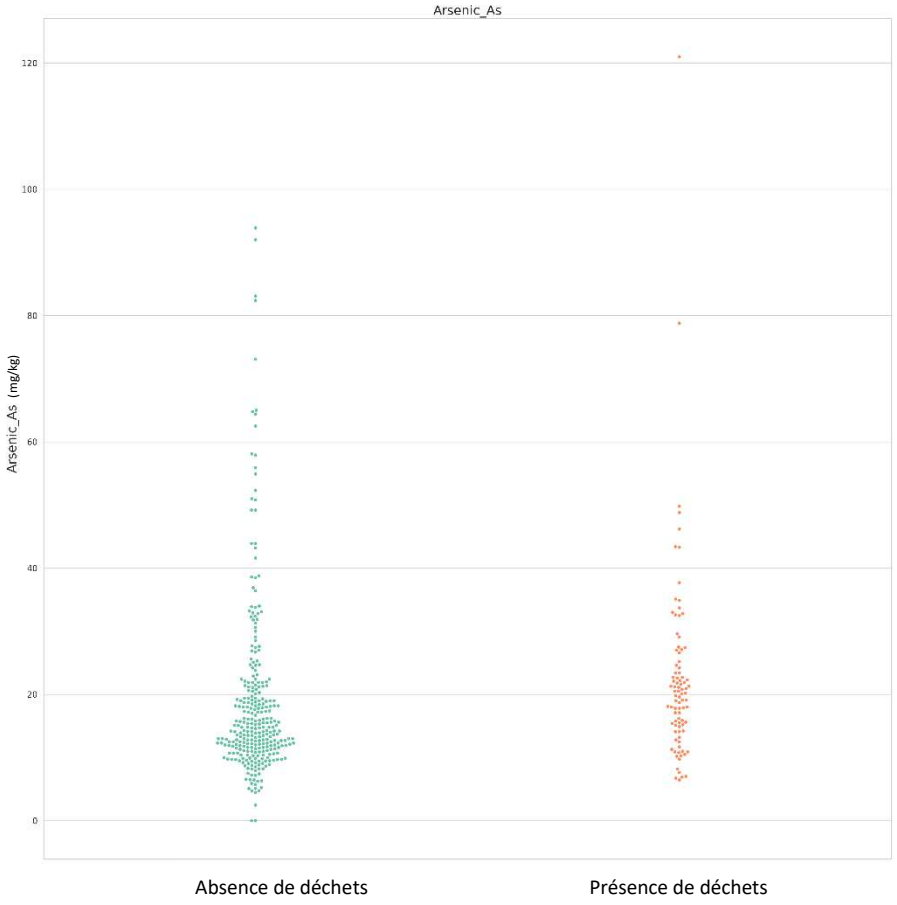

Pb
Nombre d'échantillons
450
400
350
300
250
200
150
100
50
0
387
4
0
0
0
0
0
0
1
0
0
1
[0, 1 567]
(1 567, 3 133]
(3 133, 4 700]
(4 700, 6 267]
(6 267, 7 833]
(7 833, 9 400]
(9 400, 10 967]
(10 967, 12 533]
(12 533, 14 100]
(14 100, 15 667]
(15 667, 17 233]
(17 233, 18 800]
Concentrations en mg/kg

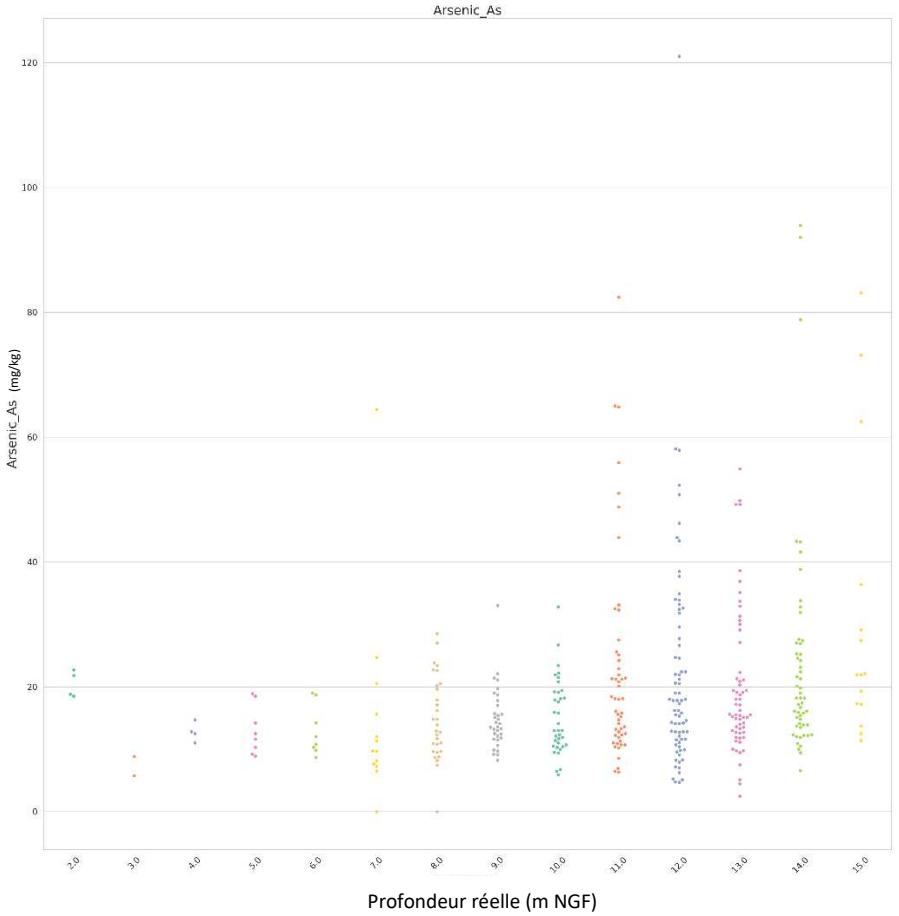

Zn
Nombre d'échantillons
400
350
300
250
200
150
100
50
0
350
20
7
9
2
2
0
0
1
0
0
1
[0, 500]
(500, 1 000]
(1 000, 1 500]
(1 500, 2 000]
(2 000, 2 500]
(2 500, 3 000]
(3 000, 3 500]
(3 500, 4 000]
(4 000, 4 500]
(4 500, 5 000]
(5 000, 5 500]
(5 500, 6 000]
Concentrations en mg/kg

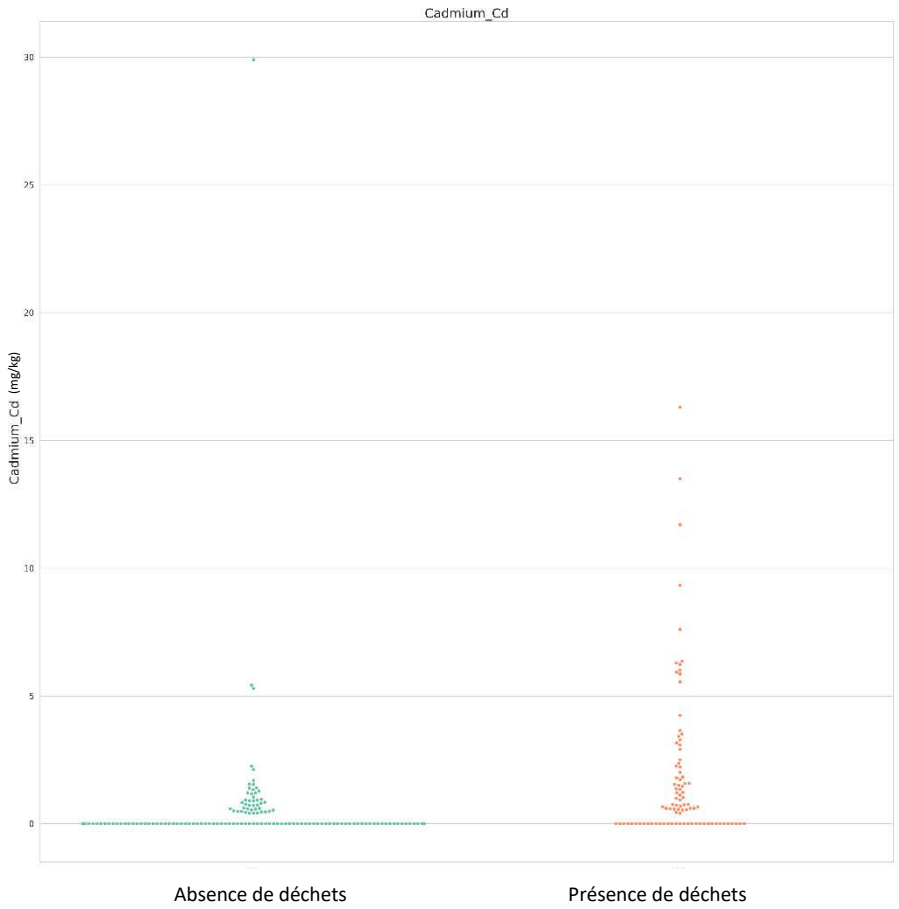

HCT C10-C40
Nombre d'échantillons
500
450
400
350
300
250
200
150
100
50
0
429
46
21
2
4
5
0
1
2
0
2
0
0
0
0
0
0
0
0
0
0
0
0
0
1
[0, 250]
(250, 500]
(500, 750]
(750, 1000]
(1000, 1250]
(1250, 1500]
(1500, 1750]
(1750, 2000]
(2000, 2250]
(2250, 2500]
(2500, 2750]
(2750, 3000]
(3000, 3250]
(3250, 3500]
(3500, 3750]
(3750, 4000]
(4000, 4250]
(4250, 4500]
(4500, 4750]
(4750, 5000]
(5000, 5250]
(5250, 5500]
(5500, 5750]
(5750, 6000]
(6000, 6250]
(6250, 6500]
Concentrations en mg/kg

Corrélations dans le milieu SOL

Les Figures ci-dessous donne les corrélations entre les marqueurs suivis dans les sols et la profondeur et la présence de déchets décrits lors de l'échantillonnage.

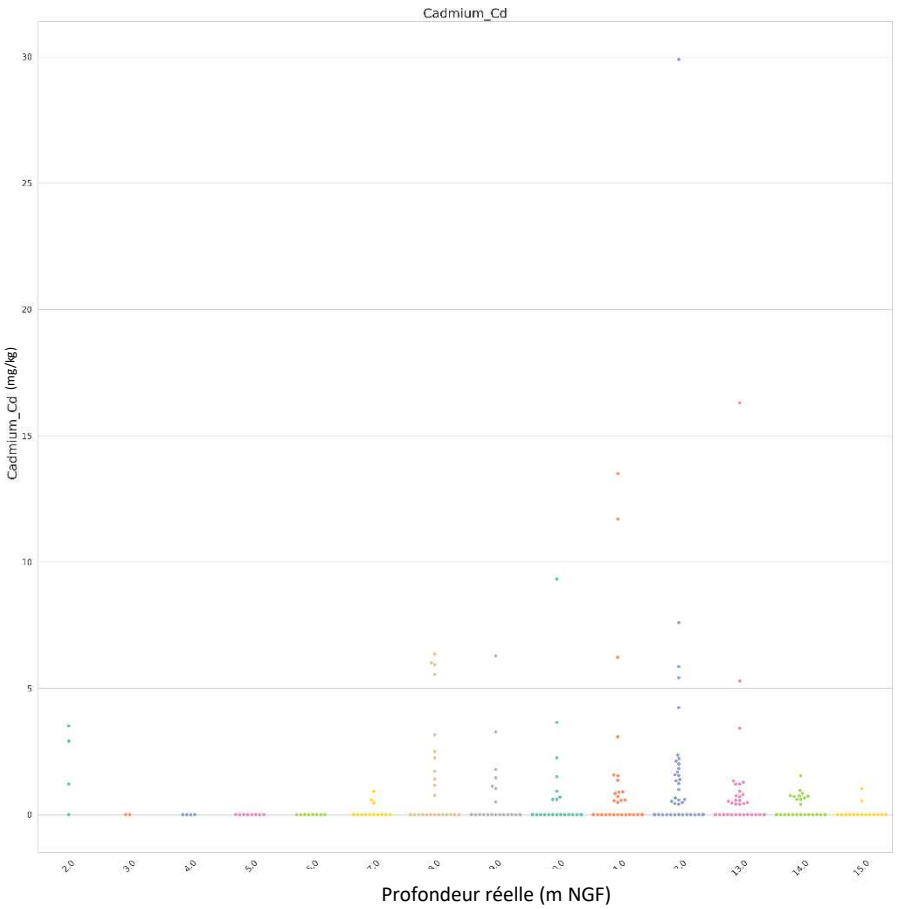




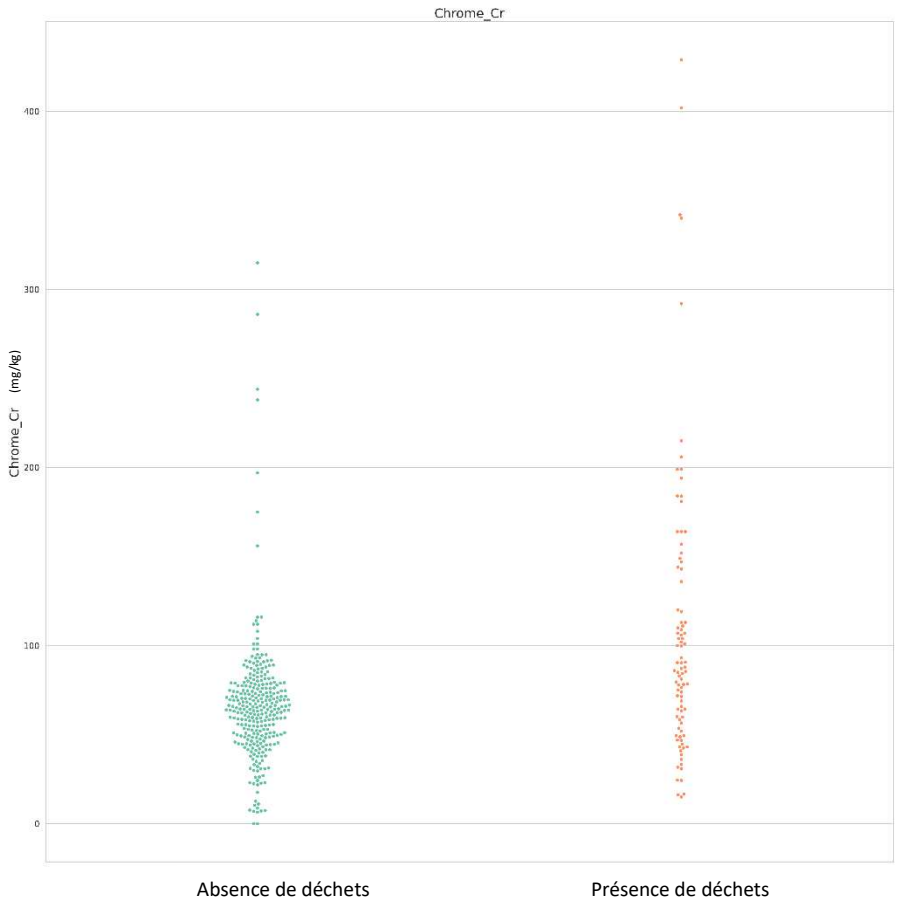


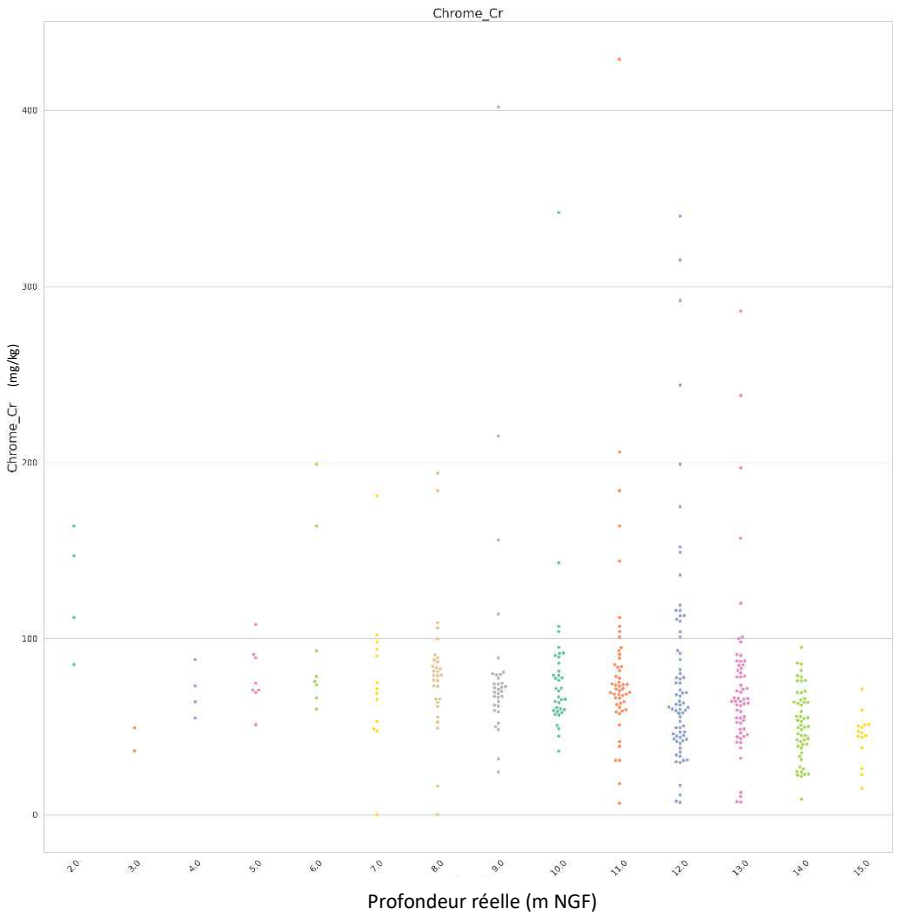
Absence de déchets

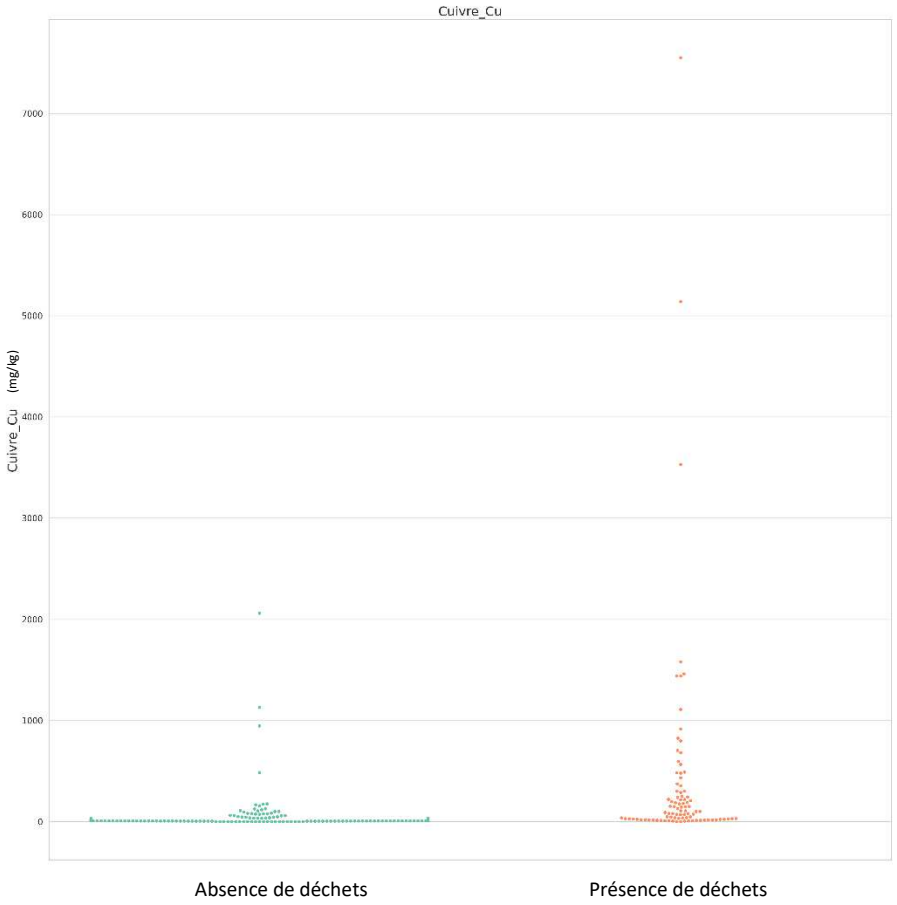
Présence de déchets

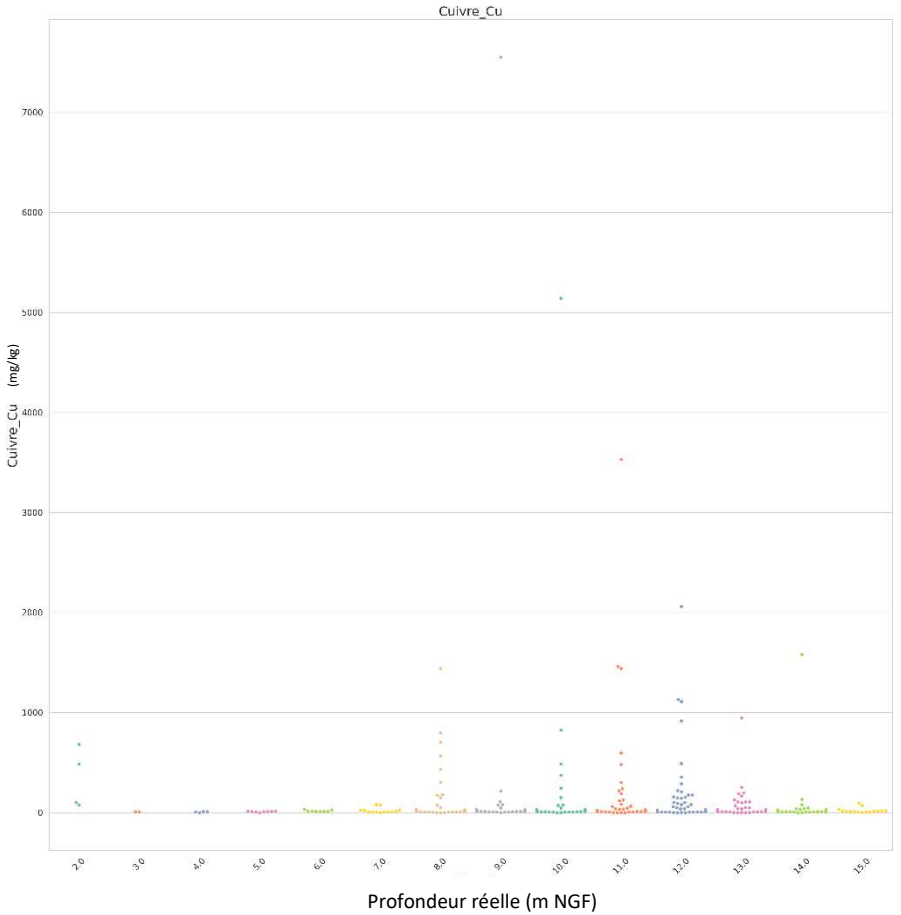


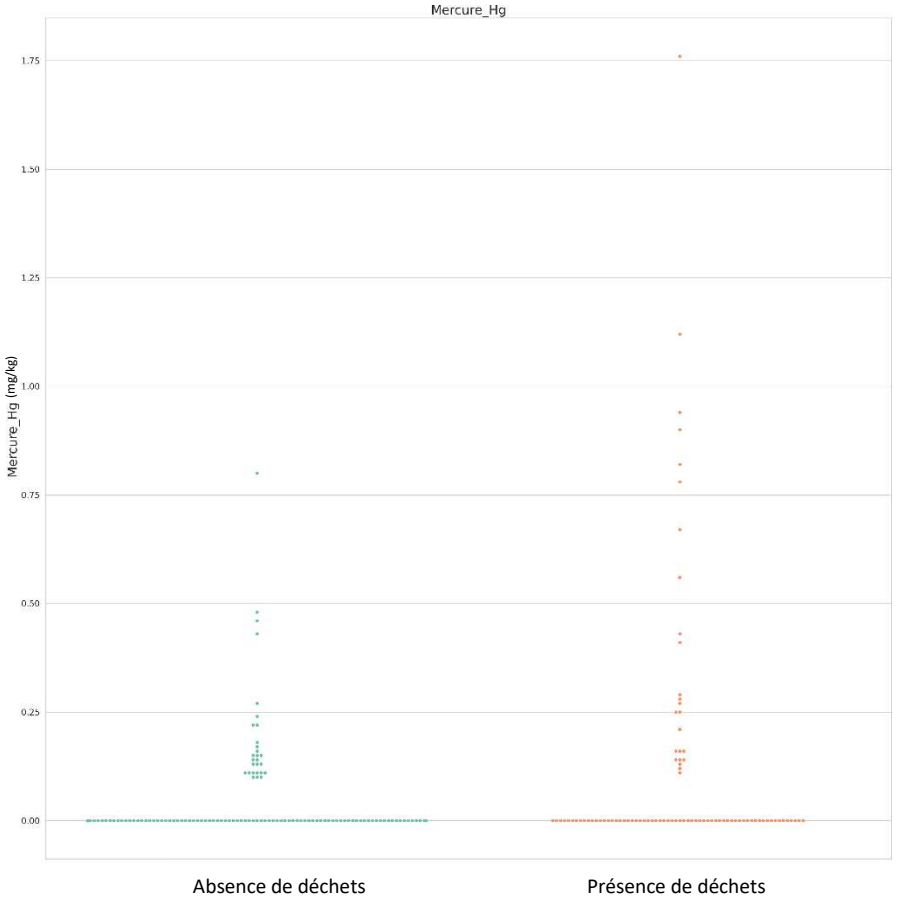
Profondeur réelle (m NGF)

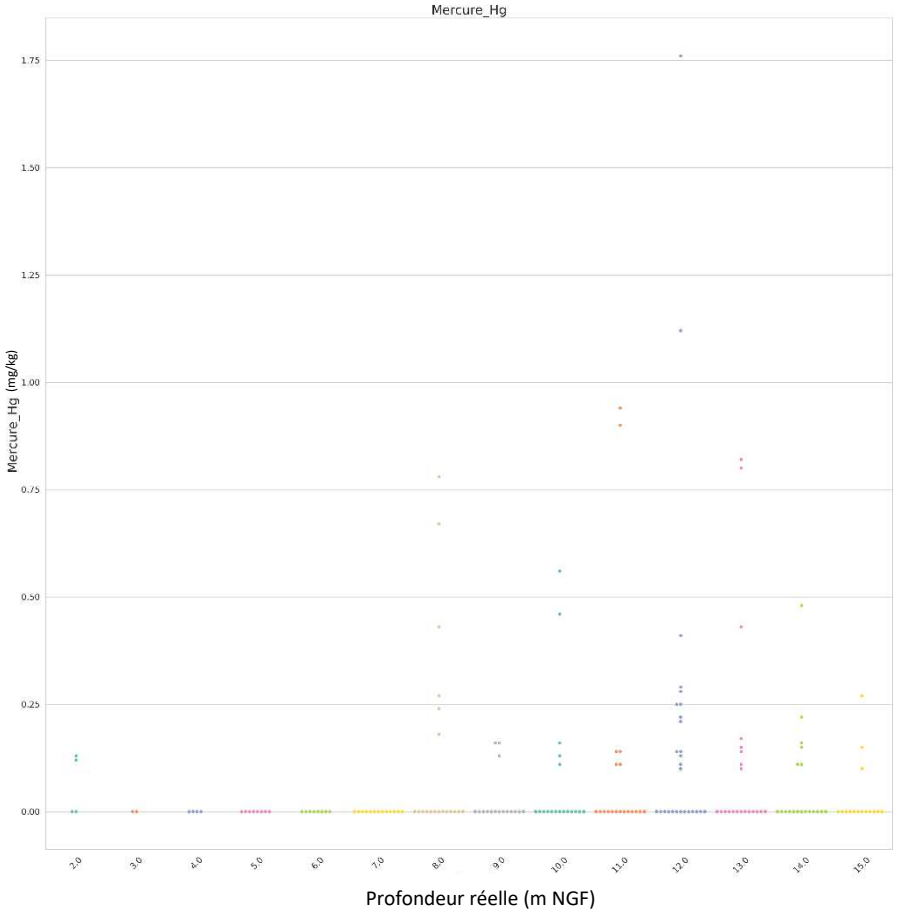

Chrome_Cr
Chrome_Cr (mg/kg)
400
300
200
100
0
Absence de déchets
Présence de déchets

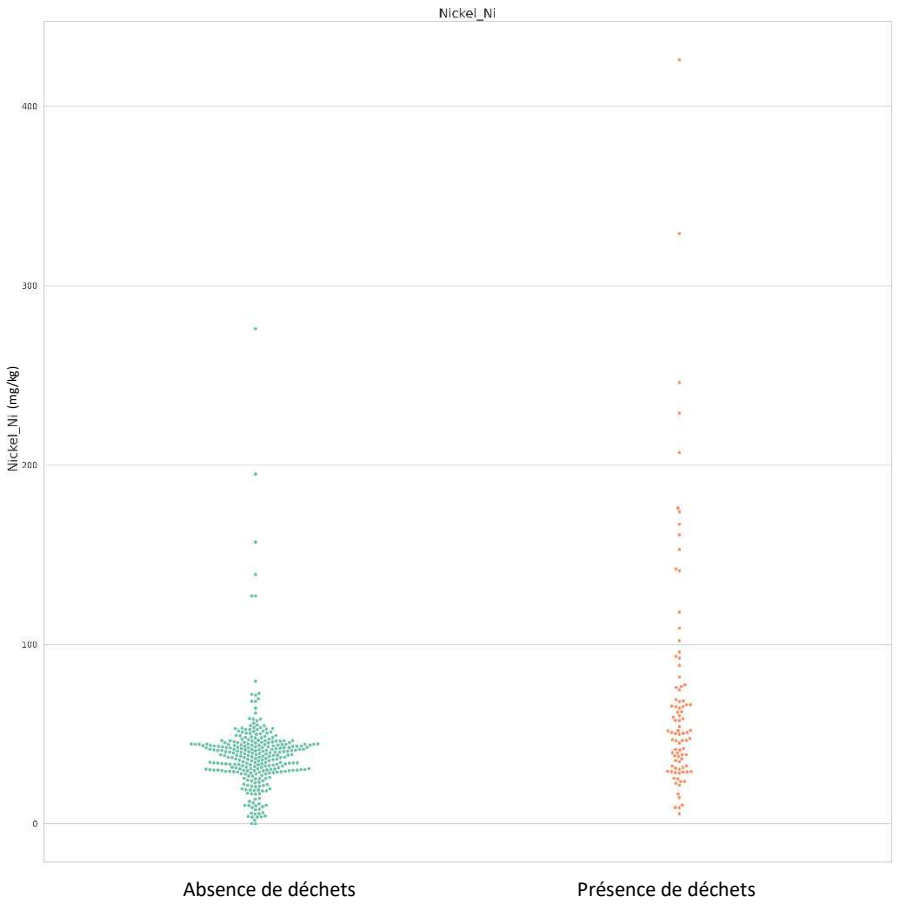

Chrome_Cr
Chrome_Cr (mg/kg)
400
300
200
100
0
2.0
3.0
4.0
5.0
6.0
7.0
8.0
9.0
10.0
11.0
12.0
13.0
14.0
15.0
Profondeur réelle (m NGF)

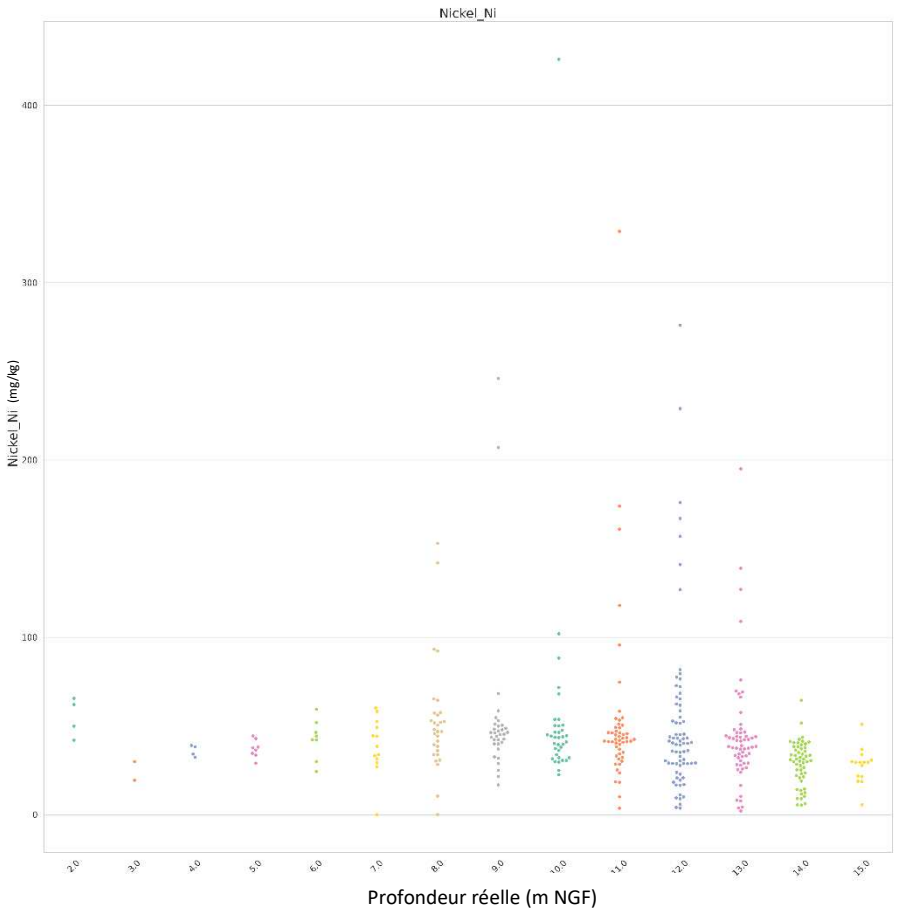

Cuivre_Cu
Cuivre_Cu (mg/kg)
7000
6000
5000
4000
3000
2000
1000
0
Absence de déchets
Présence de déchets

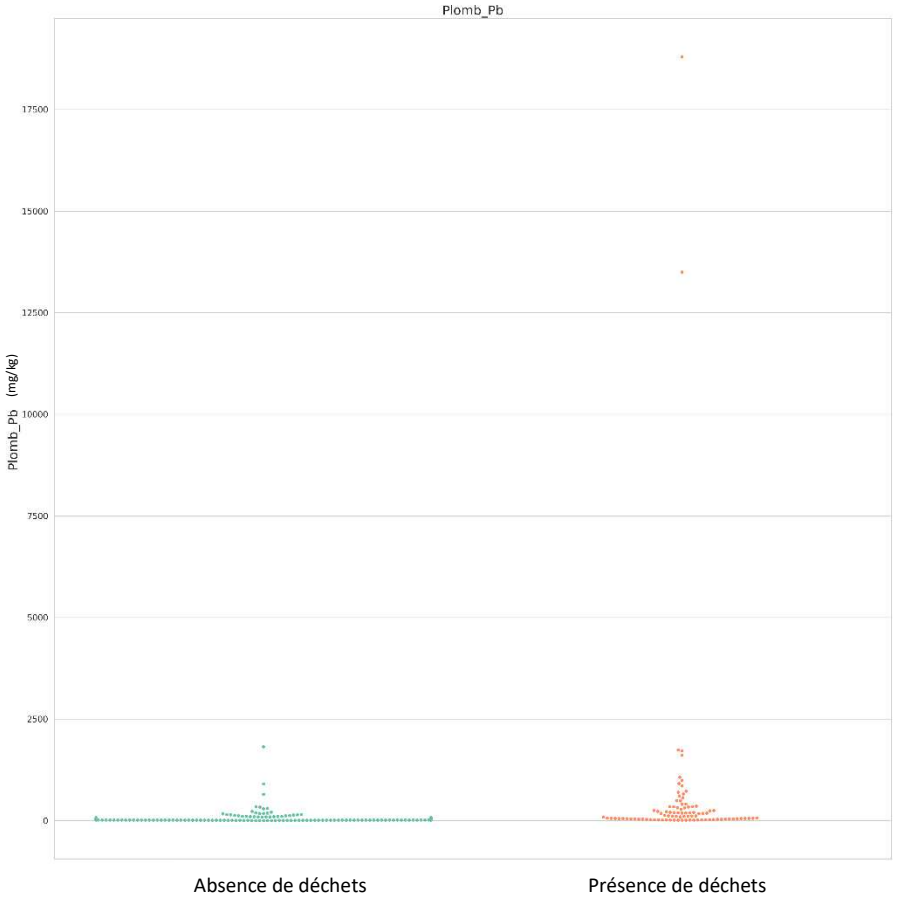

Cuivre_Cu
Cuivre_Cu (mg/kg)
7000
6000
5000
4000
3000
2000
1000
0
2.0
3.0
4.0
5.0
6.0
7.0
8.0
9.0
10.0
11.0
12.0
13.0
14.0
15.0
Profondeur réelle (m NGF)

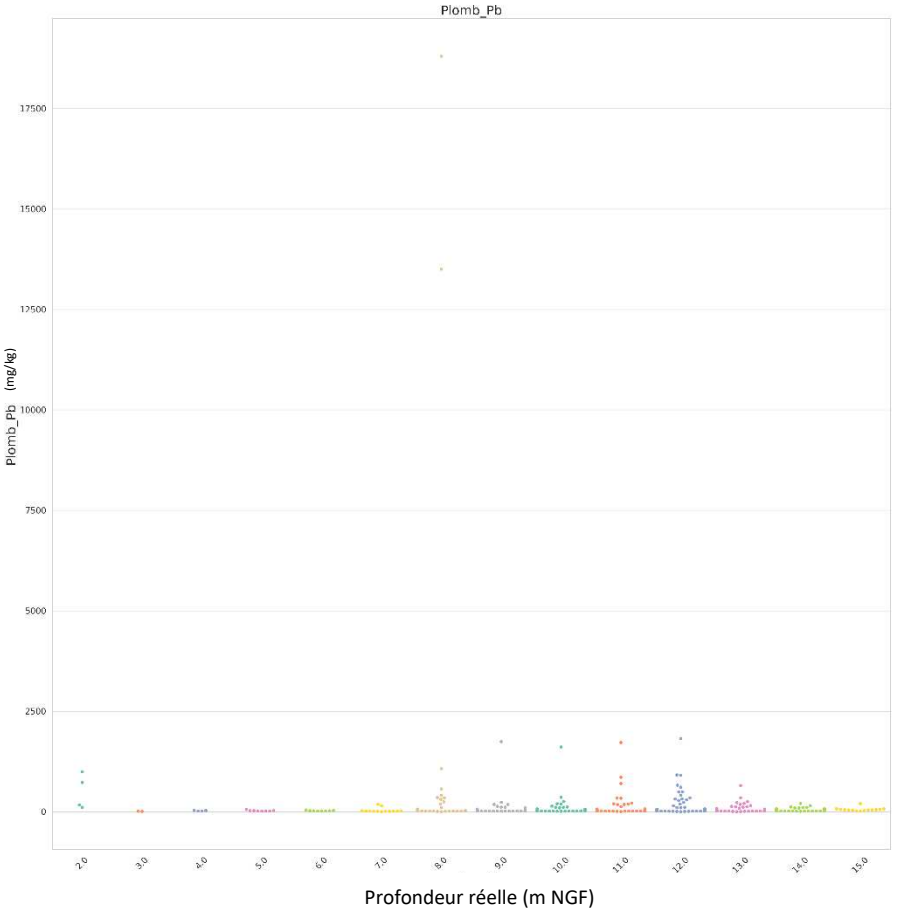

Mercure_Hg
Mercure_Hg (mg/kg)
1.75
1.50
1.25
1.00
0.75
0.50
0.25
0.00
Absence de déchets
Présence de déchets

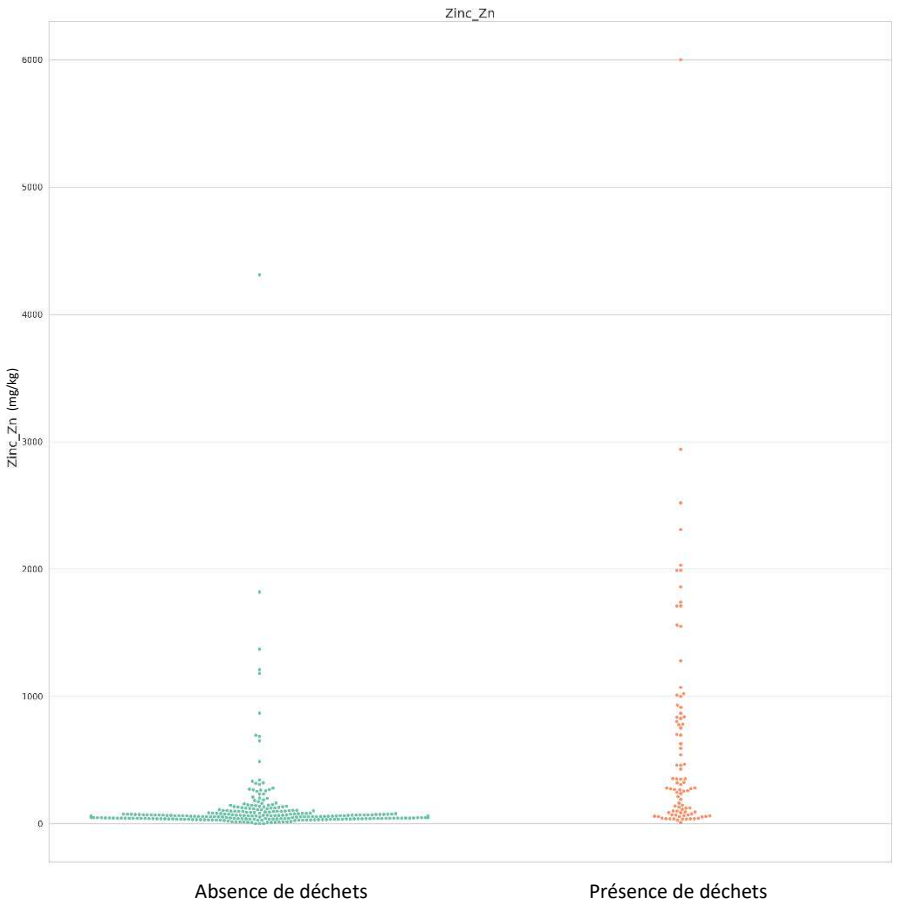

Mercure_Hg
Mercure_Hg (mg/kg)
1.75
1.50
1.25
1.00
0.75
0.50
0.25
0.00
2.0
3.0
4.0
5.0
6.0
7.0
8.0
9.0
10.0
11.0
12.0
13.0
14.0
15.0
Profondeur réelle (m NGF)

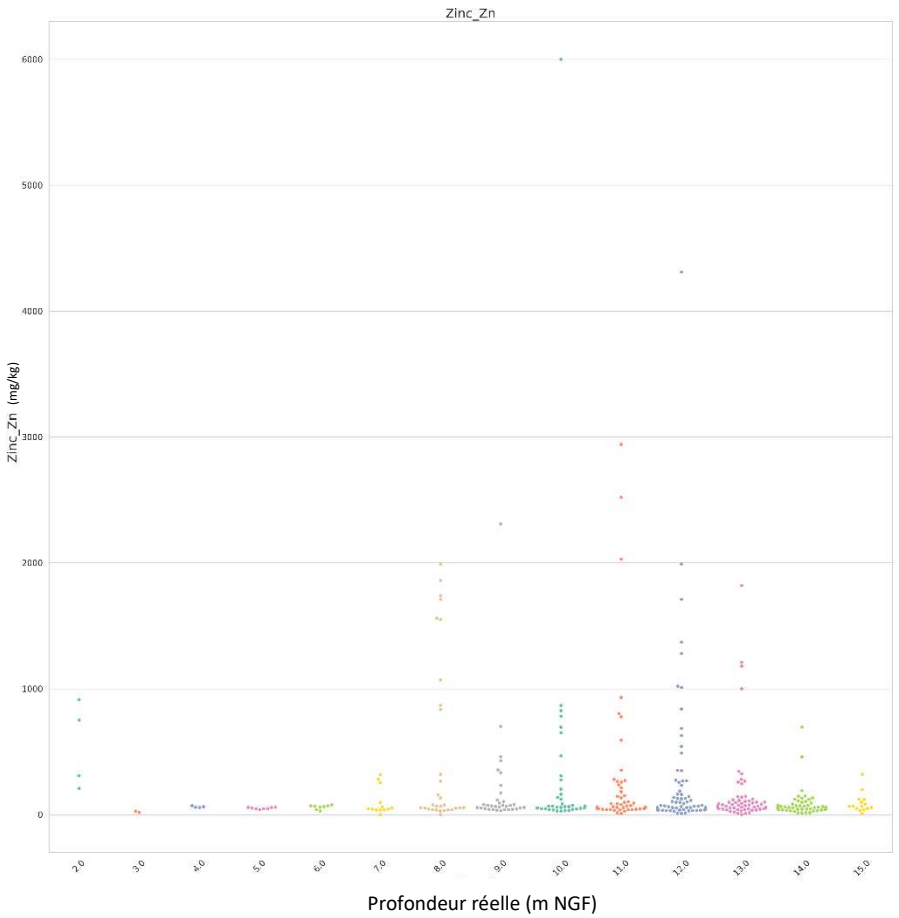

Nickel_Ni
Nickel_Ni (mg/kg)
400
300
200
100
0
Absence de déchets
Présence de déchets

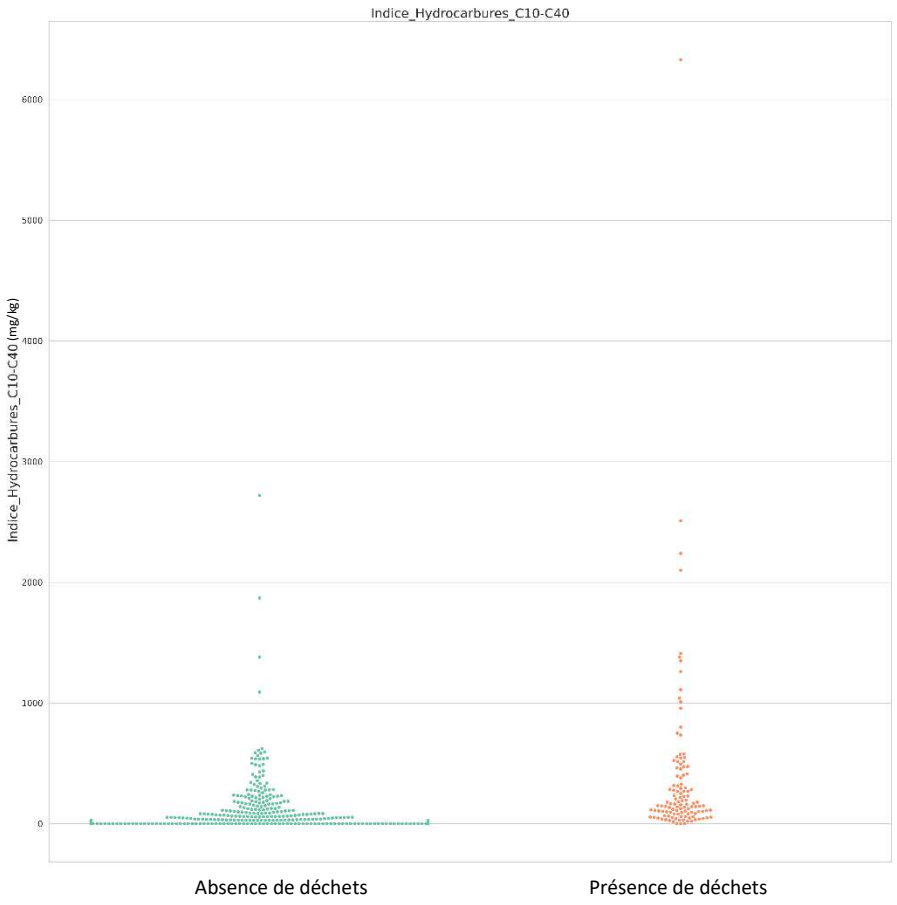

Nickel_Ni
Nickel_Ni (mg/kg)
400
300
200
100
0
2.0
3.0
4.0
5.0
6.0
7.0
8.0
9.0
10.0
11.0
12.0
13.0
14.0
15.0
Profondeur réelle (m NGF)

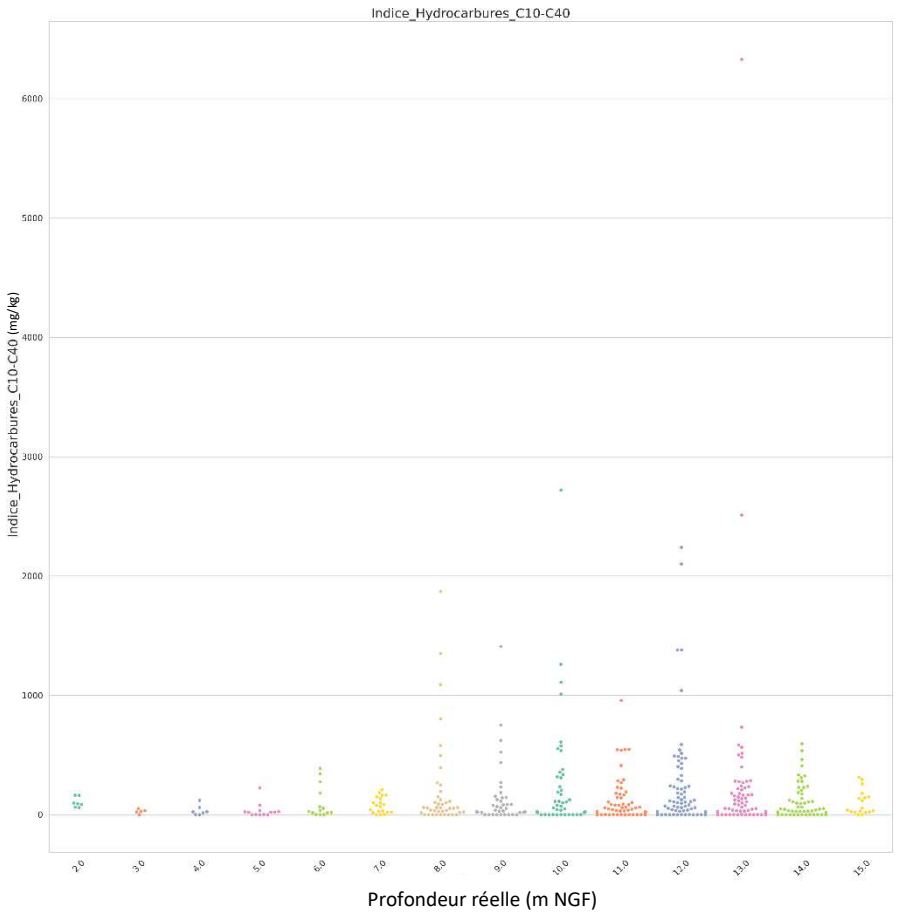

Plomb_Pb
Plomb_Pb (mg/kg)
17500
15000
12500
10000
7500
5000
2500
0
Absence de déchets
Présence de déchets


Plomb_Pb
Plomb_Pb (mg/kg)
17500
15000
12500
10000
7500
5000
2500
0
2.0
3.0
4.0
5.0
6.0
7.0
8.0
9.0
10.0
11.0
12.0
13.0
14.0
15.0
Profondeur réelle (m NGF)


Zinc_Zn
Zinc_Zn (mg/kg)
6000
5000
4000
3000
2000
1000
0
Absence de déchets
Présence de déchets


Zinc_Zn
Zinc_Zn (mg/kg)
6000
5000
4000
3000
2000
1000
0
2.0
3.0
4.0
5.0
6.0
7.0
8.0
9.0
10.0
11.0
12.0
13.0
14.0
15.0
Profondeur réelle (m NGF)


Indice_Hydrocarbures_C10-C40
Indice_Hydrocarbures_C10-C40 (mg/kg)
6000
5000
4000
3000
2000
1000
0
Absence de déchets
Présence de déchets


Indice_Hydrocarbures_C10-C40
Indice_Hydrocarbures_C10-C40 (mg/kg)
6000
5000
4000
3000
2000
1000
0
2.0
3.0
4.0
5.0
6.0
7.0
8.0
9.0
10.0
11.0
12.0
13.0
14.0
15.0
Profondeur réelle (m NGF)

Variogrammes

Paramètres

La justesse des paramètres retenus pour les variogrammes expérimentaux se base sur :

- Les cartes variographiques qu'il est possible d'obtenir ;
- Le nombre de pairs obtenus pour chaque point expérimental du variogramme.

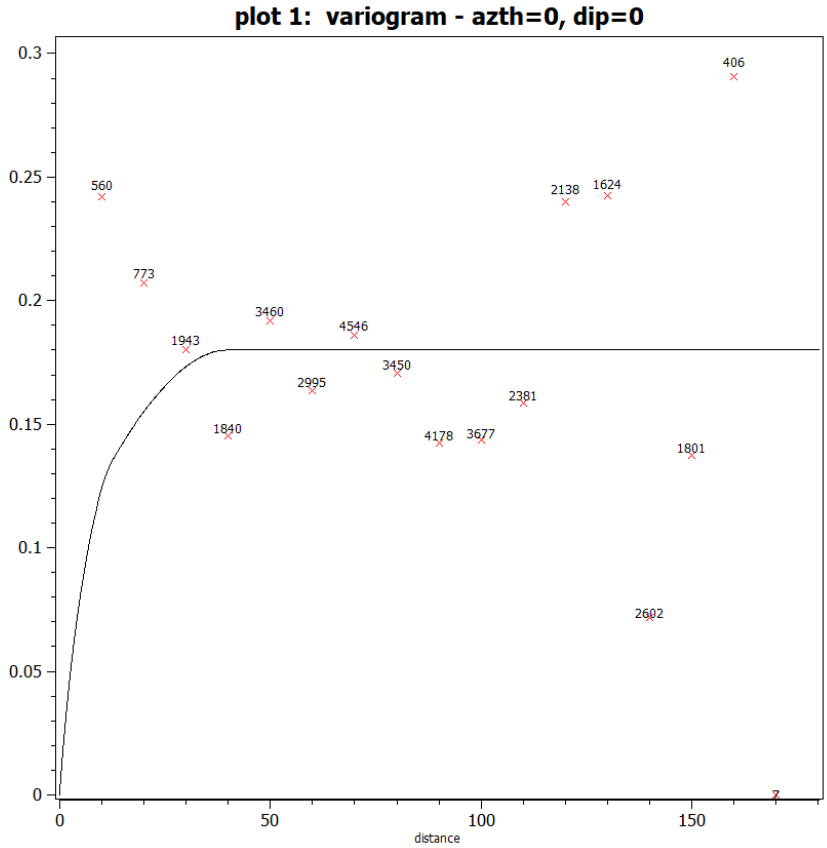
Tableau: construction des variogrammes expérimentaux

	Anamorphose gaussienne	Directions	Pas	Nombre de pas
Présence de déchet	**NON**	N135/N90/N45/N0	10 m	10
Variable de qualité	**OUI**	N135/N90/N45/N0	4 m	35
HC C10-C40	**NON**	N135/N90/N45/N0	5 m	20

Compte tenu de la densité de données disponibles, les analyses variographiques sont réalisées dans les 4 directions principales suivantes :

N0, N45, N90 et N135

Variographie sur la présence de déchets :



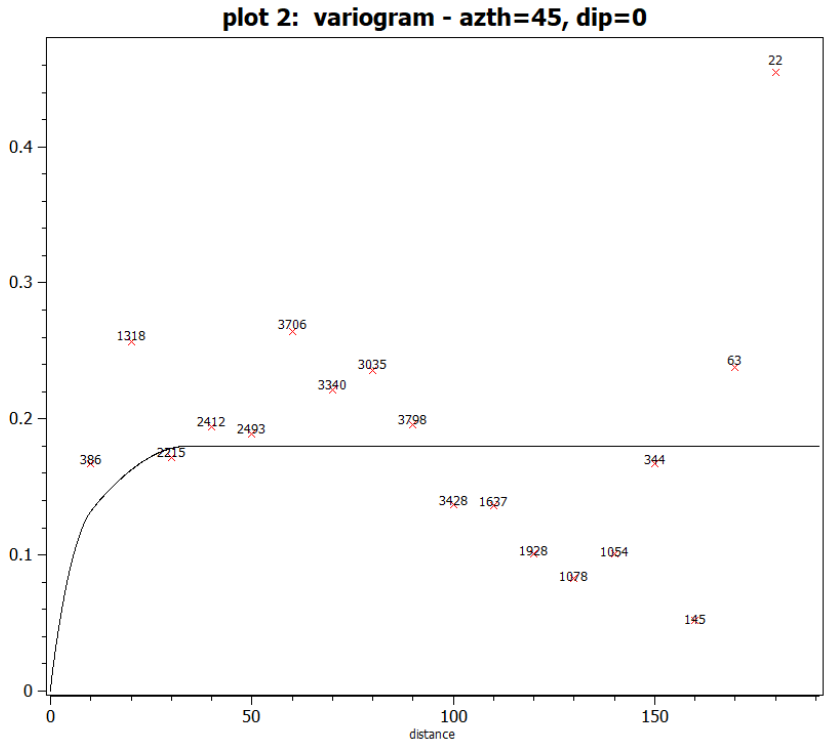
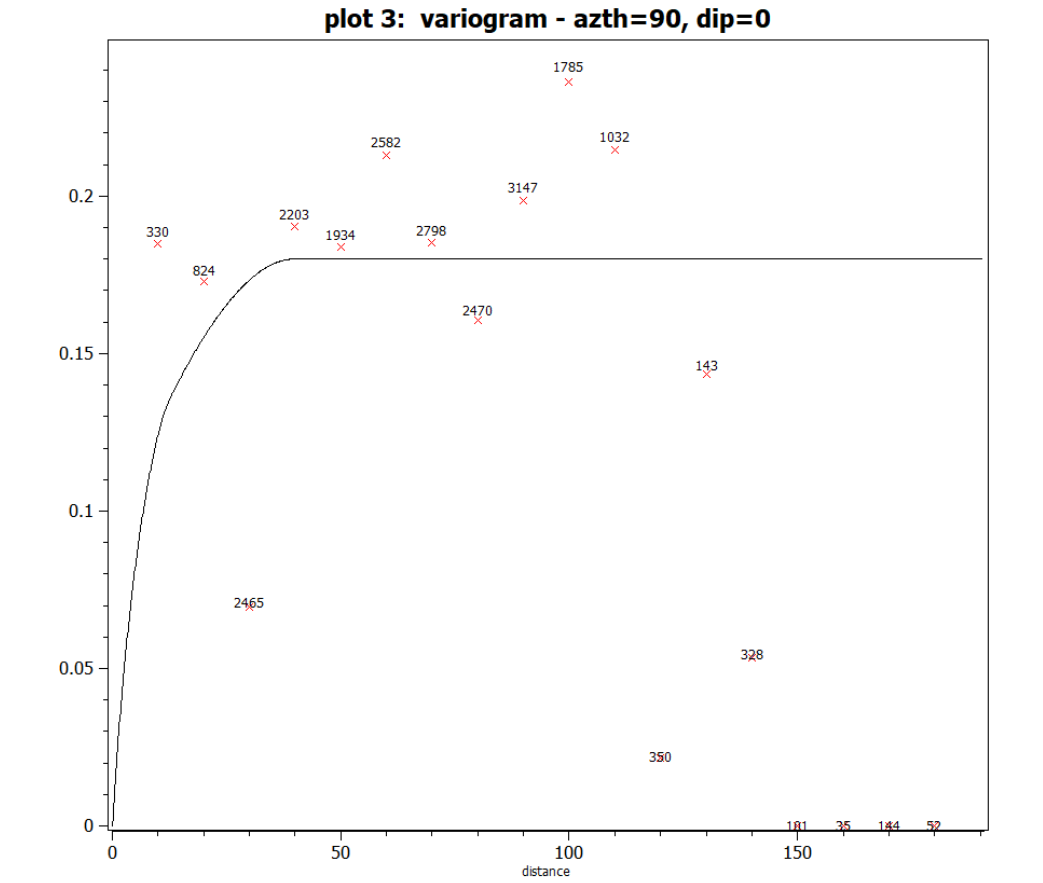


Figure 3 : Variogrammes pour la présence des déchets pour les directions N0 et N45



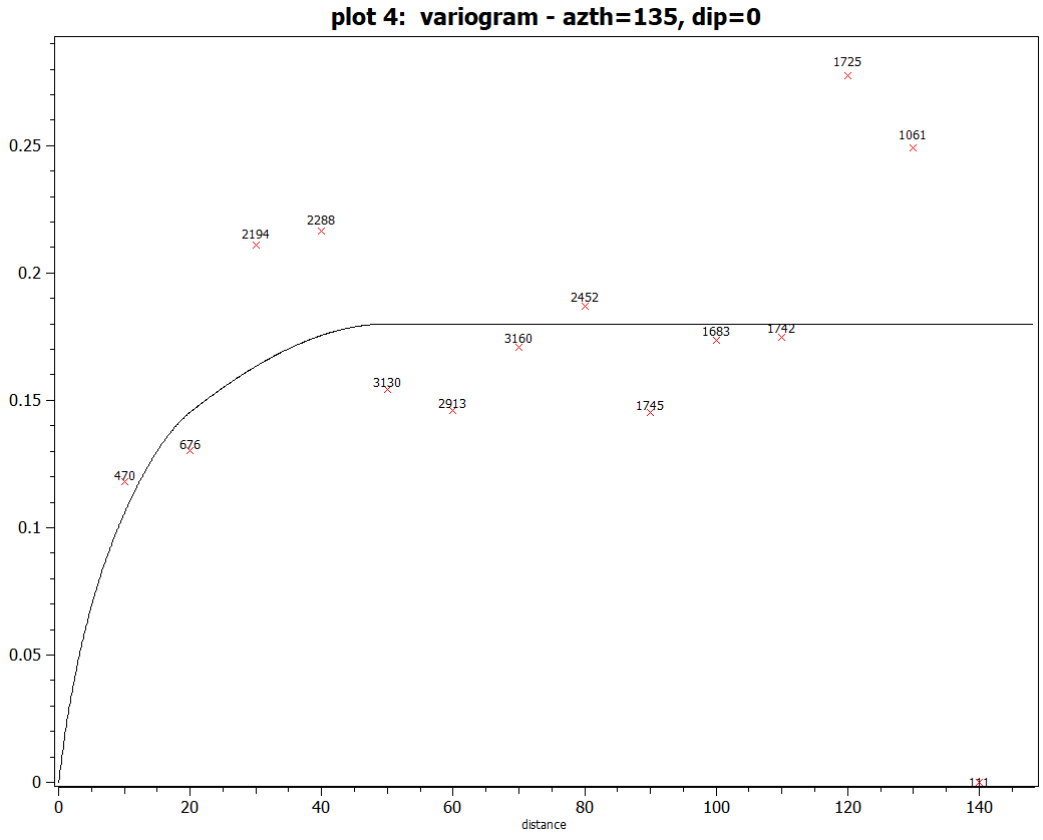


Figure 4 : Variogrammes pour la présence des déchets pour les directions N90 et N135

Variographie sur les hydrocarbures totaux C_{10}-C_{40} :

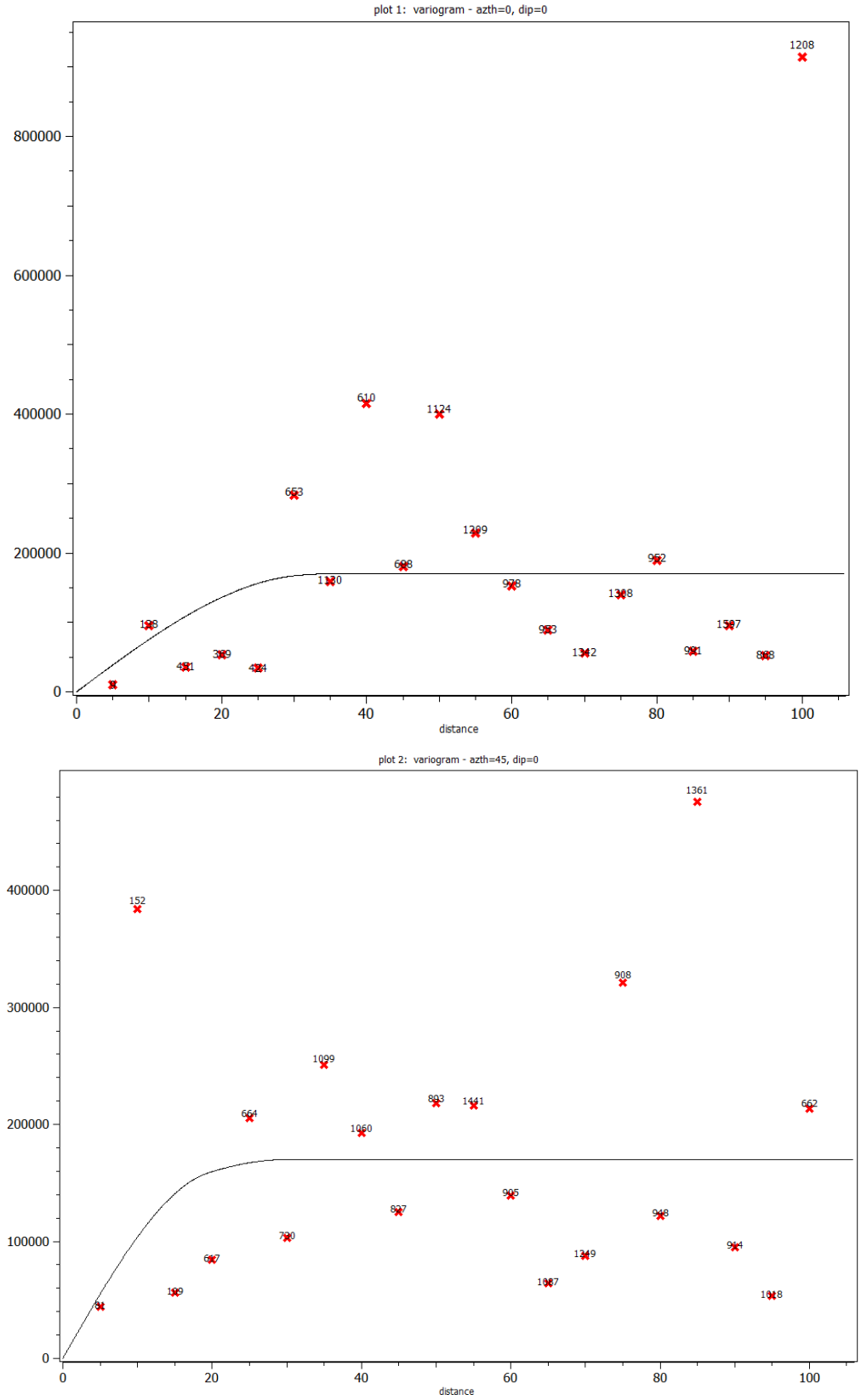


Figure 5 : Variogrammes pour les HCT C_{10}-C_{40} dans les directions N0 et N45

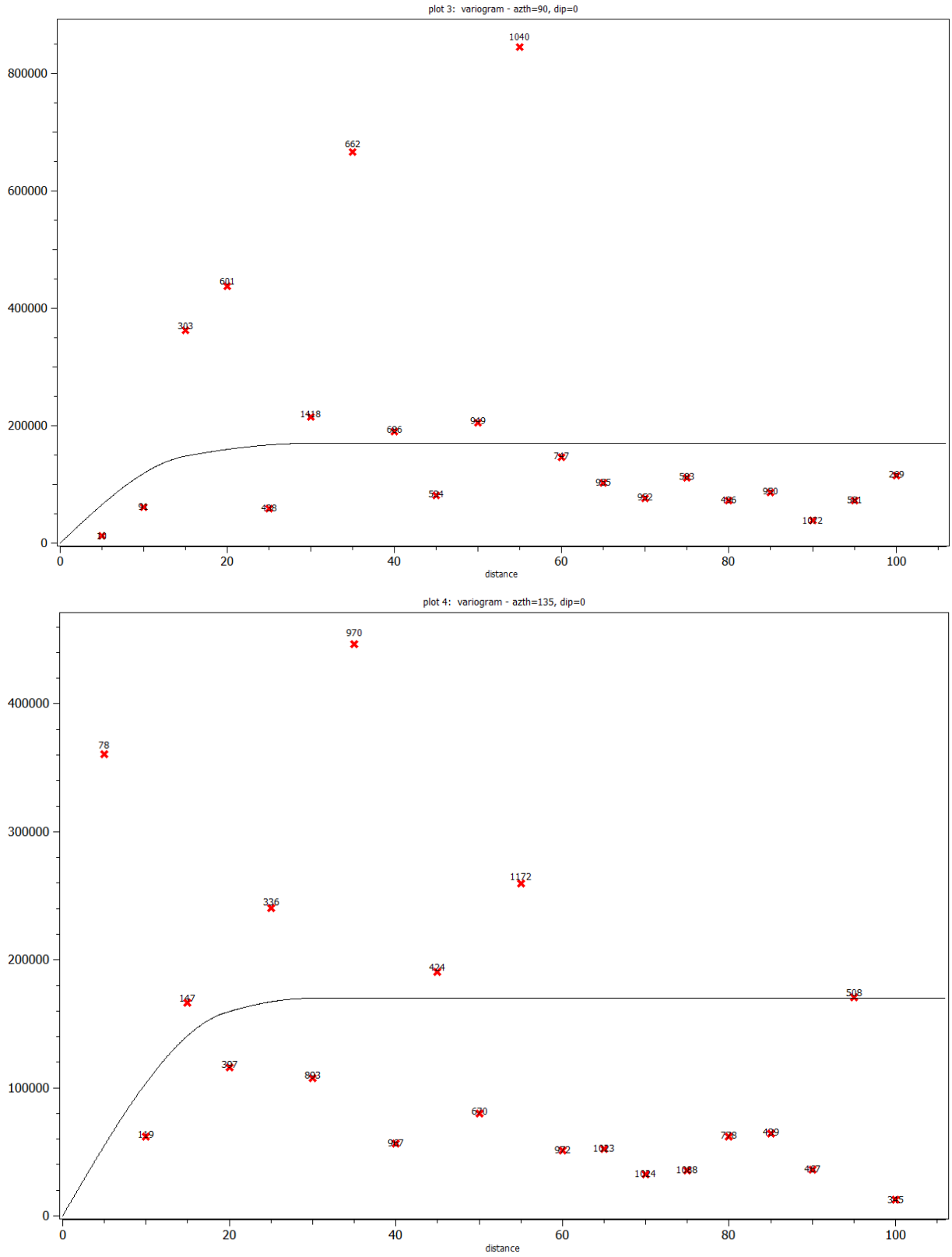


Figure 6 : Variogrammes pour les HCT C_{10}-C_{40} - directions N90 et N135

Variographie sur la variable qualité métaux :

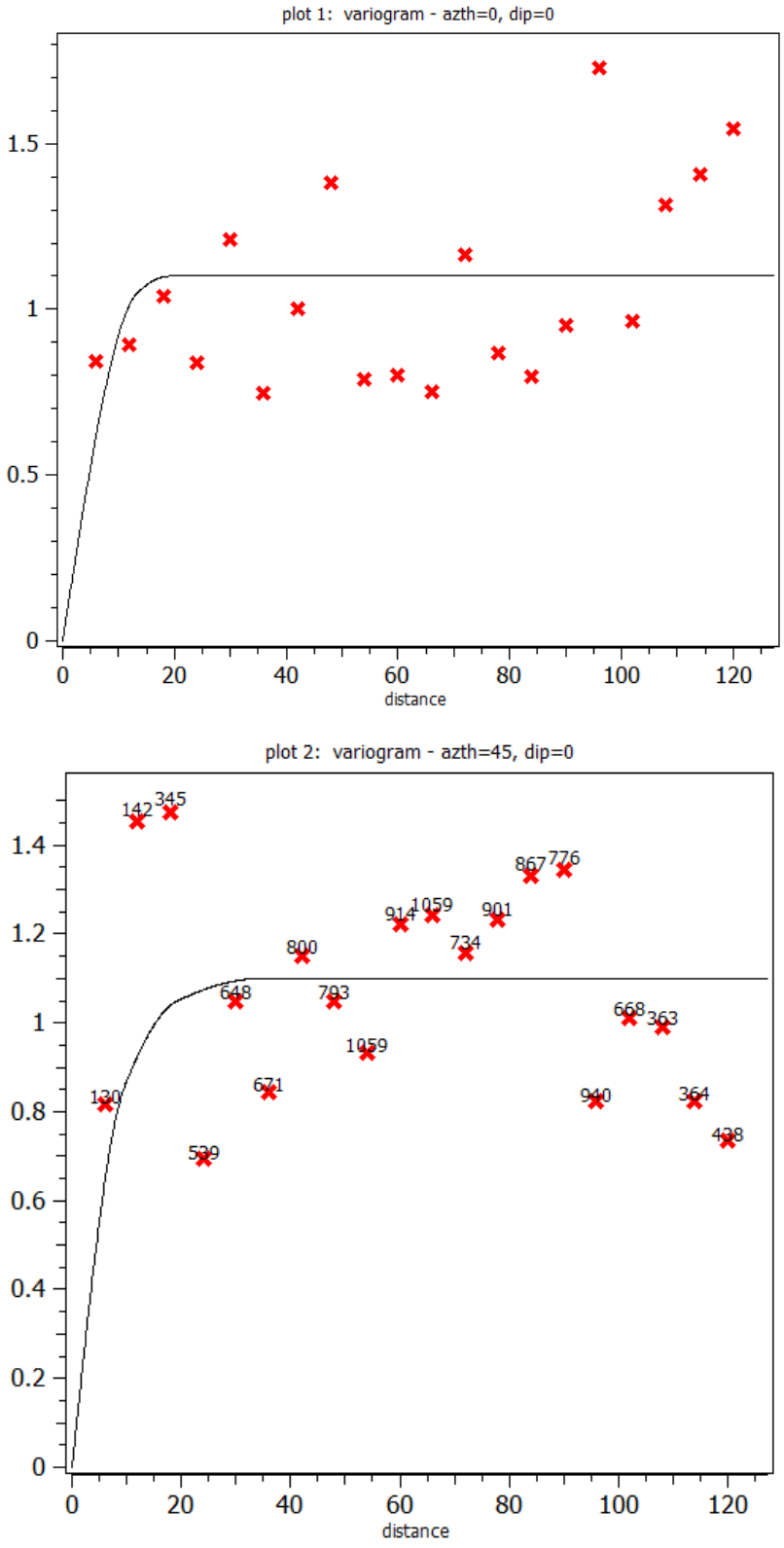


Figure 7 : Variogrammes pour la variable qualité métaux dans les directions N0 et N45

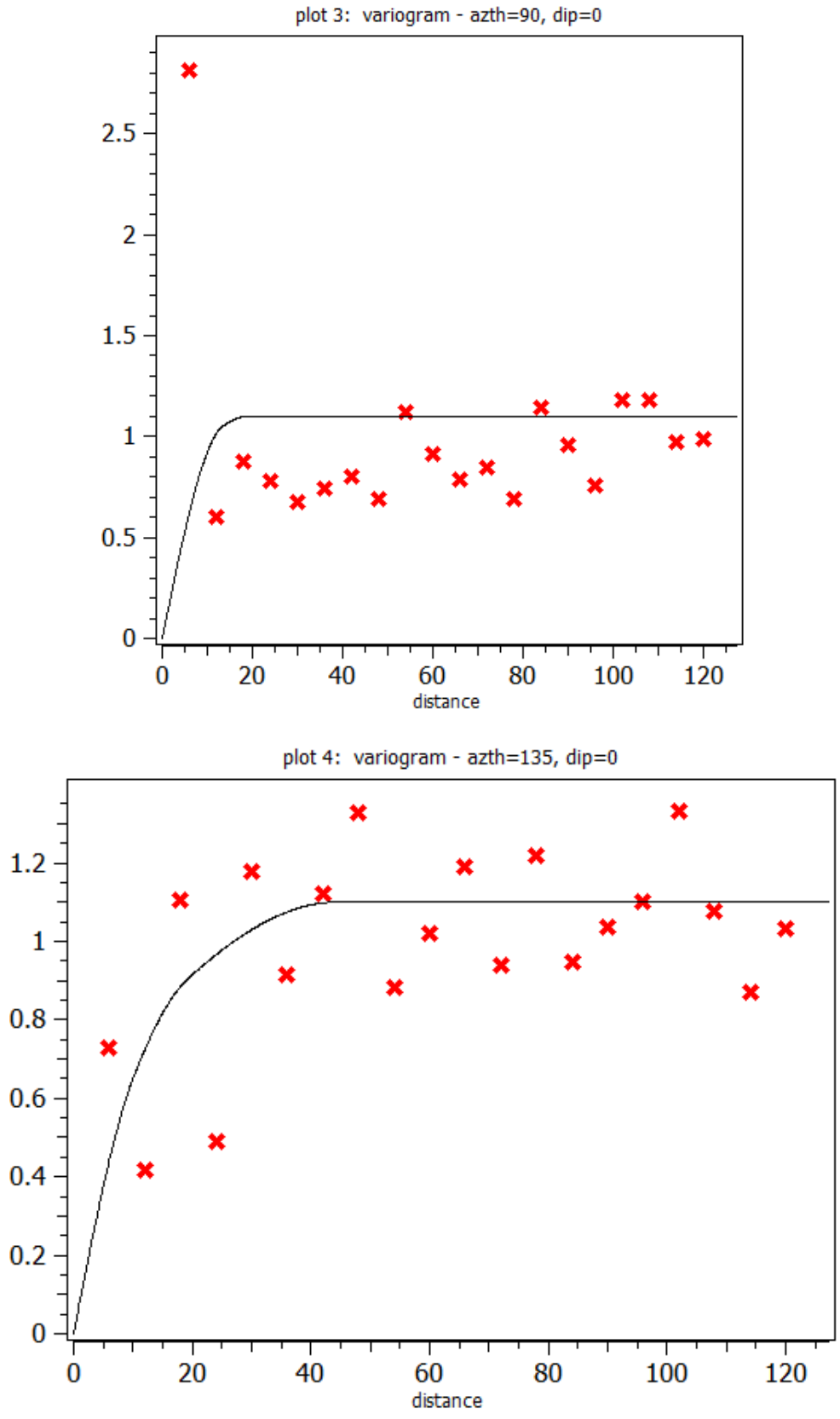


Figure 8 : Variogrammes pour la variable qualité métaux - directions N90 et N135

Modélisation des variogrammes

Selon les cas, ce sont 1 ou 2 modèles sphériques qui sont utilisés pour représenter au mieux les variogrammes.

Tableau: Paramètres des modèles utilisés pour les variogrammes expérimentaux

	Directions	Effet nugget	Portée	Palier
Présence de déchet	N135/N45	Non	50m / 30m	Oui : égal à la variance
Variable de qualité	N135/N45	Non	45 / 30m	Oui : légèrement supérieur à la variance
HC C10-C40	N135/N45	Non	35m / 30	Oui : égal à la variance

Modélisations

Les paramètres utilisés pour les différentes modélisations réalisées sont résumés dans les tableaux ci-dessous.

Tableau 1 Paramètres du krigeage ordinaire de la présence de déchet.

	Type de krigeage	Nombre de données prises en compte		Ellipsoïde de recherche		
		Min	**Max**	**Axe X**	**Axe Y**	**Axe Z**
Présence de déchet	Krigeage ordinaire	0	12	30	30	15

Tableau 2 Paramètres des simulations gaussiennes séquentielles de la variable de qualité.

	Type de krigeage	Nombre de réalisations	Nombre maximum de données prises en compte		Ellipsoïde de recherche		
			Données d'origine	**Données simulées**	**Axe X**	**Axe Y**	**Axe Z**
Variable de qualité	Krigeage ordinaire	400	3	12	60	40	15

Tableau 3 Paramètres du krigeage du scénario le plus défavorable envisagé.

	Type de krigeage	Nombre de réalisations	Nombre maximum de données prises en compte		Ellipsoïde de recherche		
			Données d'origine	**Données simulées**	**Axe X**	**Axe Y**	**Axe Z**
HC C10-C40	Krigeage ordinaire	200	3	12	50	40	15