RÉPUBLIQUE FRANÇAISE
Liberté
Égalité
Fraternité

ANDRA
Agence nationale pour la gestion des déchets radioactifs

Janvier 2024

DEMANDE D'AUTORISATION ENVIRONNEMENTALE DU CIRES

PIÈCE 5

Étude d'impact

VOLUME 7

Évaluation des incidences sur la santé

Demande d'autorisation environnementale du Cires

Pièce 5 : Étude d'impact
Volume 7 : Évaluation des incidences sur la santé

ACACIDOACID230043/B

Sommaire

1. Incidences sur la santé 13

1.1 Introduction 14

1.2 Définition de l'aire d'étude 14

1.3 Généralités sur la radioactivité et les rayonnements 16

1.3.1 Radioactivité et effets 16
1.3.2 Décroissance radioactive (ou demi-vie) 17
1.3.3 Rayonnements émis 17
1.3.4 Unités 18

2. Incidences sur la santé en phase d'exploitation future 19

2.1 Démarche d'évaluation des impacts radiologique et chimique au public en exploitation et surveillance 20

2.2 Incidences dues aux émissions radioactives sur la santé 22

2.2.1 Évaluation des émissions radioactives et des enjeux 22
2.2.2 Caractérisation des expositions aux émissions atmosphériques 28
2.2.3 Caractérisation du risque 30
2.2.4 Synthèse des incidences sur le public des émissions radiologiques et analyse des incertitudes 32

2.3 Incidences dues aux émissions de substances chimiques sur la santé 33

2.3.1 Évaluation des émissions chimiques et des enjeux 33
2.3.2 Caractérisation des expositions aux émissions atmosphériques 35
2.3.3 Identification des dangers des substances chimiques et des relations dose-réponse 37
2.3.4 Caractérisation du risque 39
2.3.5 Conclusion de l'évaluation des risques sur la santé liée aux émissions chimiques et analyse des incertitudes 42

2.4 Incidences dues aux émissions physiques sur la santé 42

2.4.1 Évaluation des incidences liées aux émissions sonores 42
2.4.2 Évaluation des incidences liées aux vibrations 45
2.4.3 Évaluation des incidences liées aux émissions lumineuses 46
2.4.4 Évaluation des incidences liées aux émissions olfactives 46
2.4.5 Évaluation des incidences liées aux émissions électromagnétiques 46

3. Incidences sur la santé en phase de surveillance 47

3.1 Rappel de la configuration du Cires 48

3.2 Incidences dues aux radionucléides 48

3.3 Incidences dues aux émissions chimiques 48

3.4 Incidences dues aux émissions physiques 48

4. Incidences sur la santé en phase de post-surveillance 49

4.1 Principe 50

4.2 Objectif du scénario d'évolution normale (SEN) et indicateurs associés 50

4.2.1 Critère d'évaluation du risque radiologique 51
4.2.2 Critère d'évaluation du risque relatif à l'exposition chronique aux substances chimiques 51

4.3 Informations nécessaires pour l'évaluation des risques sanitaires liés aux substances chimiques et aux radionucléides 52
4.3.1 Inventaire en radionucléides et toxiques chimiques 52
4.3.2 Voies de transfert 53
4.3.3 Évaluations quantitatives des transferts 58
4.3.4 Identification des populations exposées 59
4.4 Scénarios considérés 62
4.4.1 Cas de référence 62
4.4.2 Études de sensibilités 63
4.5 Évaluation de la nocivité des radionucléides sur la santé humaine 63
4.6 Évaluation de la nocivité des substances chimiques sur la santé humaine 64
4.7 Résultats des évaluations d'expositions 68
4.7.1 SEN de référence 68
4.7.2 Études de sensibilité 80
4.8 Synthèse des impacts radiologiques et toxicologiques en phase de post-surveillance 84
4.8.1 Cas de référence 84
4.8.2 Études de sensibilité 86

Tables des illustrations 91

Références bibliographiques 95

Préambule

Contenu

L'étude d'impact du Cires est constituée de huit volumes pour l'étude elle-même et d'un résumé non technique (RNT).

Pièce 5	Étude d'impact
Volume 1	Introduction et contexte réglementaire
Volume 2	Description du projet
Volume 3	Solutions de substitution raisonnables examinées et principales raisons du choix effectué
Volume 4	État initial de l'environnement et facteurs susceptibles d'être affectés par le projet
Volume 5	Analyse des incidences des installations sur l'environnement et mesures Eviter, Réduire, Compenser (ERC)
Volume 6	Évaluation des incidences Natura 2000
Volume 7	**Évaluation des incidences sur la santé**
Volume 8	Méthodes de réalisation

Pièce 5bis	Étude d'impact
RNT	Résumé non technique de l'étude d'impact

Le présent volume 7 décrit l'évaluation des incidences du Cires sur la santé humaine. Il a pour objectif d'apprécier les effets induits par les émissions et les activités exercées par le Cires sur la santé des populations environnantes.

Cette évaluation ne concerne pas les effets des installations sur la santé des salariés du Cires, mais uniquement sur la population autour du Centre.

Mise à jour du dossier d'enquête publique du dossier de demande d'autorisation environnementale du Cires (projet Acaci)

À la suite des avis du Conseil national de la protection de la nature (CNPN) et de l'Autorité environnementale (Ae) émis dans le cadre du processus d'instruction de la demande d'autorisation environnementale des mises à jour ont été apportées par l'Andra dans certaines pièces du dossier (déposé pour instruction le 9 avril 2023) avant son passage en enquête publique.

Pour assurer la clarté de l'information du public, l'Andra assure la traçabilité de ces mises à jour.

Toutes les adaptations (modifications ou ajouts) se matérialisent par un surlignage gris dans le corps du texte, les corrections mineures de forme et de mise en cohérence ne sont pas matérialisées.

Acronymes

Acaci	Augmentation de la capacité autorisée du Cires
Andra	Agence nationale pour la gestion des déchets radioactifs
AIEA	Agence internationale de l'énergie atomique
APPB	Arrêté préfectoral de protection de biotope
ARS	Agence régionale de santé
ASN	Autorité de sûreté nucléaire
AVP	Études d'avant-projet incluant l'APS (avant-projet sommaire) et l'APD (avant-projet définitif)
BE	Bâtiment d'entreposage
Bq	Becquerel, mesure de la radioactivité (nombre de désintégration par seconde)
BRTT	Bâtiment de regroupement, tri et traitement
BT	Bâtiment de traitement
BTEX	Benzène, toluène, éthylbenzène et xylènes
CBNBP	Conservatoire botanique national du Bassin parisien
CCVs	Communauté de communes de Vendeuvre-Soulaines
CEA	Commissariat à l'énergie atomique et aux énergies alternatives
CEM	Champ électro-magnétique
CEN	Conservatoire des espaces naturels
Ci2A	Centres industriels de l'Andra dans l'Aube
Cigéo	Centre industriel pour le stockage géologique profond
Cires	Centre industriel de regroupement, d'entreposage et de stockage
CLI	Commission locale d'information
CNDP	Commission nationale du débat public
CNPE	Centre national de production d'électricité
COV	Composés organiques volatils
CSA	Centre de stockage de l'Aube
CSE	Comité social et économique
CSM	Centre de stockage de la Manche
CSRPN	Conseil scientifique régional du patrimoine naturel
CSS	Commission de suivi de site
CSSCT	Commission Santé – Sécurité et Conditions de Travail
DAE	Déchets d'activité économique

DBO5	Demande Biologique en Oxygène pendant 5 jours
DCE	Directive cadre sur l'eau
DCE	Dossier de Consultation des Entreprises
DCO	Demande Chimique en Oxygène
DD	Déchets dangereux
DDRM	Dossier départemental des risques majeurs
DDT	Direction départementale des territoires
Déchets FA-VL	Déchets radioactifs de faible activité à vie longue
Déchets FMA-VC	Déchets radioactifs de faible activité et moyenne activité à vie courte
Déchets HA	Déchets radioactifs de haute activité
Déchets MA-VL	Déchets radioactifs de moyenne activité à vie longue
Déchets TFA	Déchets radioactifs de très faible activité
DET	Direction de l'Exécution des contrats de Travaux
DMA	Déchets ménagers et assimilés
DND	Déchets non dangereux
DOCOB	Document d'objectifs
DOO	Document d'orientations et d'objectifs
DREAL	Direction régionale de l'environnement, de l'aménagement et du logement
DSIN	Direction de la sûreté des installations nucléaires
EDD	Étude de dangers
EEE	Espèce exotique envahissante
ENS	Espace naturel sensible
Epic	Établissement public à caractère industriel et commercial
ERC	Éviter, réduire, compenser
ERI	Excès de risque individuel
ETM	Élément métallique à l'état de trace
ETP	Évapotranspiration potentielle
EVEE	Espèce végétale exotique envahissante
EXE	Études d'exécution
FSD	Formulaire standard des données
GES	Gaz à effet de serre
GIEC	Groupe intergouvernemental d'experts sur l'évolution du climat
GPS	Global positioning system
GTR	Guide des terrassements routier
HAP	Hydrocarbures aromatiques polycycliques

HCT	Hydrocarbures totaux
IBD	Indice biologique diatomée
IBGN	Indice biologique global normalisé
ICPE	Installation classée pour la protection de l'environnement
INB	Installation nucléaire de base
INERIS	Institut national de l'environnement industriel et des risques
INPN	Inventaire national du patrimoine naturel
IPR	Indice poissons rivière
IRAC	Indice radiologique d'acceptation en capacité
IRAS	Indice radiologique d'acceptation en stockage
IRSN	Institut de radioprotection et de sûreté nucléaire
LA	Liquides Aqueux
LPO	Ligue de protection des oiseaux
MES	Matières en Suspension
MNHN	Muséum national d'histoire naturelle
mSv	Millisievert. Le sievert est l'unité utilisée pour donner une évaluation de l'impact des rayonnements ionisant sur l'Homme
MTD	Meilleures Techniques Disponibles
NGF	Nivellement général de la France
OMS	Organisation mondiale de la santé
ONCFS	Office national de la Chasse et de la faune sauvage
ONEMA	Office national de l'eau et des milieux aquatiques
ONF	Office nationale des forêts
OPERA	Observatoire permanent de la radioactivité de l'atmosphère
OPIE	Office pour les insectes et leur environnement
P.E.H.D	Polyéthylène Haute Densité
PADD	Projet d'aménagement et de développement durable
PEHD	Polyéthylène de haute densité
PGRI	Plan de gestion des risques d'inondation
PL	Poids lourds
PLUi	Plan Local d'urbanisme intercommunal
PM	Particulate Matter (poussières)
PM10	Particulate Matter, particules fines de diamètre inférieur à 10 microns
PM2,5	Particulate Matter, particules fines de diamètre inférieur à 2,5 microns
PNA	Plan national d'action

PNGD	Plan national de gestion des déchets
PNGMDR	Plan national de gestion des matières et déchets radioactifs
PNPD	Plan national de prévention des déchets
PNR	Parc naturel régional
PRA	Plan régional d'action
PRO	Projet
PRPGD	Plan régional de prévention et de gestion des déchets
QD	Quotient de danger
RBI	Réserve biologique intégrale
RDO	Réseau de diffusion d'ordres
RNN	Réserve naturelle nationale
RNR	Réserve naturelle régionale
SAGE	Schéma d'aménagement et de gestion des eaux
SCOT	Schéma de cohérence territoriale
SDAGE	Schéma directeur d'aménagement et de gestion des eaux
SEF	Société entomologique de France
SEN	Scénario d'évolution normale
SEOF	Société d'études ornithologiques de France
SFEPM	Société française pour l'étude et la protection des mammifères
SHF	Société herpétologique de France
SIG	Système d'information géographique
SRADDET	Schéma régional d'aménagement, de développement durable et d'égalité des territoire
SRCE	Schéma régional de cohérence écologique
STEP	Station d'épuration des eaux usées
TGBT	Tableau général de basse tension
TMJA	Trafic moyen journalier annuel
TVB	Trame verte et bleue
UEF	Union de l'entomologie française
UICN	Union internationale pour la conservation de la nature
UNGG	Réacteur nucléaire à uranium naturel graphite gaz
VISA	Visa des plans d'exécution
VL	Véhicules légers
VLEP	Valeur Limite d'exposition professionnelle
VTC	Déchets radioactifs à vie très courte
VTR	Valeur Toxicologique de Référence

ZER	Zone à émergence règlementée
ZH	Zone humide
ZNIEFF	Zone naturelle d'Intérêt écologique, faunistique et floristique
ZPS	Zone de protection spéciale au titre de la directive « oiseaux »
ZSC	Zone spéciale de conservation au titre de la directive « habitats, faune, flore »

Incidences sur la santé

1.1 Introduction *14*
1.2 Définition de l'aire d'étude *14*
1.3 Généralités sur la radioactivité et les rayonnements *16*

1.1 Introduction

L'évaluation des incidences sur la santé humaine a pour objectif d'apprécier les effets induits par les émissions et les activités exercées sur le Centre sur la santé des populations environnantes.

Le Cires peut être à l'origine d'émissions de différentes natures :

- émissions atmosphériques, chimiques ou radiologiques, liées aux rejets canalisés ou diffus ;
- émissions liquides associées aux rejets d'effluents vers les eaux superficielles ;
- émissions physiques telles que bruit, vibrations, émissions lumineuses, odeurs ou champs électromagnétiques.

Cette étude s'attache à mettre en évidence les incidences du Cires sur la santé humaine au cours des phases suivantes :

- en phase d'exploitation future : cette phase intègre les activités actuelles du Cires, qui resteront inchangées, et celles liées aux travaux d'aménagement et de mise en service de la tranche 3 du Cires. Il est à noter que bien que les activités et émissions actuelles se poursuivent à l'identique en phase d'exploitation future, l'évaluation de leurs incidences a néanmoins été mise à jour à l'aune des évolutions en matière de modélisation ;
- en phase de surveillance ;
- en phase de post-surveillance.

Cette évaluation ne concerne pas les effets des installations sur les salariés, mais uniquement sur les populations habitant autour du Centre.

Le tableau 1-1 présente une synthèse des sources d'émissions et de nuisance potentielles, pour les différentes phases de vie du Cires.

1.2 Définition de l'aire d'étude

Les incidences sont évaluées au niveau de l'aire d'étude rapprochée (cf. section 1.2 du volume 4 de la présente étude d'impact). Celle-ci permet d'inclure les populations vivant à proximité du Cires, dans les villages de La Chaise, Morvilliers, Soulaines Dhuys et la Ville aux Bois.

Le dimensionnement de cette aire d'étude est cohérent avec les recommandations de l'Ineris et de l'AIEA vis-à-vis des rejets atmosphériques d'une installation en fonctionnement normal.

.

Tableau 1-1 Synthèse des sources d'émissions et de nuisances potentielles pour les différentes phases de vie du Cires

Phases	Contexte	Émissions atmosphériques	Rejets liquides	Autres nuisances
Exploitation future	Stockage des déchets TFA Déplacement des terres, terrassements et mise en place de la couverture Entreposage de déchets Regroupement/tri/traitement de déchets Démantèlement d'une partie des installations de surface en fin de période.	Poussières dues aux engins et activités de terrassement et à l'augmentation du trafic routier Gaz d'échappement dus aux engins de terrassement et à l'augmentation du trafic routier Rejets gazeux radioactifs à la cheminée du bâtiment de traitement et du bâtiment de regroupement/tri/traitement Rejets gazeux chimiques à la cheminée du bâtiment de regroupement/tri/traitement Relâchement diffus radioactifs du bâtiment de regroupement/tri/traitement et du bâtiment d'entreposage Relâchement diffus radioactifs des alvéoles	Eaux pluviales Eaux usées des bâtiments	Bruit Vibrations Lumière Irradiation en clôture
Surveillance	Surveillance du Centre et de l'environnement Entreposage de déchets durant une partie de la période Regroupement/tri/traitement de déchets Démantèlement des installations de surface restantes en fin de période.	Rejets gazeux radioactifs du bâtiment de regroupement/tri/traitement Rejets gazeux chimiques à la cheminée du bâtiment de regroupement/tri/traitement Relâchement diffus radioactifs du bâtiment de regroupement/tri/traitement et du bâtiment d'entreposage	Eaux pluviales Eaux usées des bâtiments	Bruit Vibrations Lumière Irradiation en clôture
Post surveillance	Arrêt possible de la surveillance	Sans objet	Migration potentielle dans l'aquifère de radionucléides et d'éléments chimiques potentiellement toxiques	Sans objet

1.3 Généralités sur la radioactivité et les rayonnements

1.3.1 Radioactivité et effets

Une source radioactive est caractérisée par l'activité du radionucléide qu'elle contient, c'est à dire par le nombre de noyaux qui se désintègrent spontanément par seconde.

La radioactivité se mesure en Becquerels (nombre de désintégration spontanée par seconde d'un corps radioactif).

Lorsqu'on mesure une activité, on compte le nombre de désintégrations qui se produisent à chaque seconde et ce nombre peut être rapporté à une masse ou à un volume (activité massique ou volumique). Ainsi, une pièce métallique activée à 10 Bq/g signifie que toutes les secondes dans chaque gramme de métal, se produisent 10 désintégrations.

Les rayonnements ionisants cèdent de l'énergie à la matière qu'ils traversent. Ce transfert d'énergie ou dose absorbée, se mesure en Gray (Gy). Un gray est une énergie absorbée d'un joule par kilogramme de matière.

Pour obtenir une mesure de l'impact sur les tissus vivants, il faut tenir compte du type de rayonnement, de son énergie et de la nature des tissus irradiés. Il faut également tenir compte des différentes voies d'atteintes de l'organisme : rayonnement direct, absorption de matière radioactive par inhalation ou ingestion. Du gray apporté à différents tissus humains, on passe au sievert qui tient compte de l'impact sur le corps entier : c'est la dose efficace.

La dose exprimée en sievert (Sv), donne la mesure de l'impact des rayonnements sur la matière vivante.

Les sources de radioactivité ambiante sont soit naturelles, soit artificielles.

La radioactivité naturelle a deux origines principales :

- les radionucléides existants dans le sol dite radioactivité tellurique; il s'agit principalement d'isotopes ayant des périodes très longues (uranium 238, thorium 232…) ou de leurs descendants dont certains sont des gaz (radon…) pouvant contaminer l'air que nous respirons ;
- la radioactivité cosmogénique dus aux rayonnements cosmiques, dont l'importance varie avec la latitude et l'altitude.

L'importance de l'irradiation d'origine tellurique varie selon l'endroit où l'on se trouve et sa géologie.

En France, l'équivalent de dose moyen dû à l'irradiation tellurique est de l'ordre de 1 mSv/an. Il peut varier d'une région à l'autre dans la proportion de 1 à 3. Dans certaines régions du monde, il peut atteindre jusqu'à 15 mSv/an comme dans l'État du Kerala en Inde, où le sol est très riche en thorium.

Il y a aussi la radioactivité artificielle (retombées des essais nucléaires passés et de l'accident de Tchernobyl).

En France, le niveau d'exposition moyenne toute source confondue (tellurique, cosmique, médicale, alimentaire…) conduit à une dose de 4,5 mSv/an à 6,5 mSv/an, la part de la radioactivité naturelle représentant en moyenne 3 mSv/an (1).

L'irradiation artificielle du public a quatre origines principales :

- l'irradiation médicale ; les rayonnements ionisants sont utilisés comme moyen de diagnostic (les radiographies par rayons X…) et comme moyen de traitement (radiothérapie pour les cancers…). L'ordre de grandeur de l'irradiation médicale est de 1,5 mSv/an pour les diagnostics ;
- les retombées consécutives aux explosions nucléaires ; les explosions atmosphériques qui ont eu lieu de 1945 à 1963 ont entrainé des retombées qui ont conduit à une exposition par irradiation externe et par contamination interne. Les tests souterrains n'entraînent pas de rejet d'activité dans l'atmosphère ;

- les autres sources artificielles de la vie courante ; les cadrans lumineux (montres et réveils), certains détecteurs d'incendie, les paratonnerres contiennent des radionucléides. Leur utilisation conduit à des doses infimes ;
- l'industrie et la recherche nucléaires ; ces installations sont soumises à des surveillances et des réglementations particulières. Il s'agit des réacteurs et installations de recherche, des réacteurs de production d'électricité (les centrales nucléaires), et des installations de fabrication et de traitement des combustibles nucléaires. Pour les sites français, les doses induites au public sont de l'ordre de 0,01 mSv/an.

1.3.2 Décroissance radioactive (ou demi-vie)

La période radioactive est le temps nécessaire pour que la moitié des atomes présents initialement se soit désintégrée spontanément ; elle est aussi appelée demi-vie. Au bout d'une période, l'activité d'un radionucléide aura donc diminué de moitié.

La durée de la période est extrêmement variable : un dix millième de seconde pour le polonium 214, 110 minutes pour l'argon 41, et 4,5 milliards d'années pour l'uranium 238, c'est-à-dire une durée du même ordre de grandeur que l'âge de la Terre.

Un radionucléide « disparaît » d'autant plus rapidement que sa période est courte.

1.3.3 Rayonnements émis

Les rayonnements émis à l'occasion de ces désintégrations (éjection de particules, et/ou rayonnements) sont de nature et d'énergie très différentes. Ces rayonnements sont dits ionisants" et ont le pouvoir de transformer la matière.

Les principaux types de rayonnements sont les suivants (cf. Figure 1-1) :

- les rayonnements α constitués par des noyaux d'hélium, particules « lourdes » qui s'éjectent d'un atome et dont le pouvoir de pénétration est très faible puisqu'une simple feuille de papier, ou les couches superficielles de la peau les arrêtent. L'uranium 238 et le plutonium 239 sont des émetteurs α ;
- les rayonnements β, flux de particules qui sont ici des électrons, à pouvoir de pénétration "moyen", arrêtés par une feuille d'aluminium. Le carbone 14 est un émetteur β ;
- les rayonnements γ, très différents des α et β parce que constitués de photons, sont très pénétrants et nécessitent pour s'en protéger d'épais écrans de béton ou de plomb. Le cobalt 60 est un émetteur γ utilisé en radiothérapie. La distance de la source permet aussi d'atténuer l'effet des rayonnements.

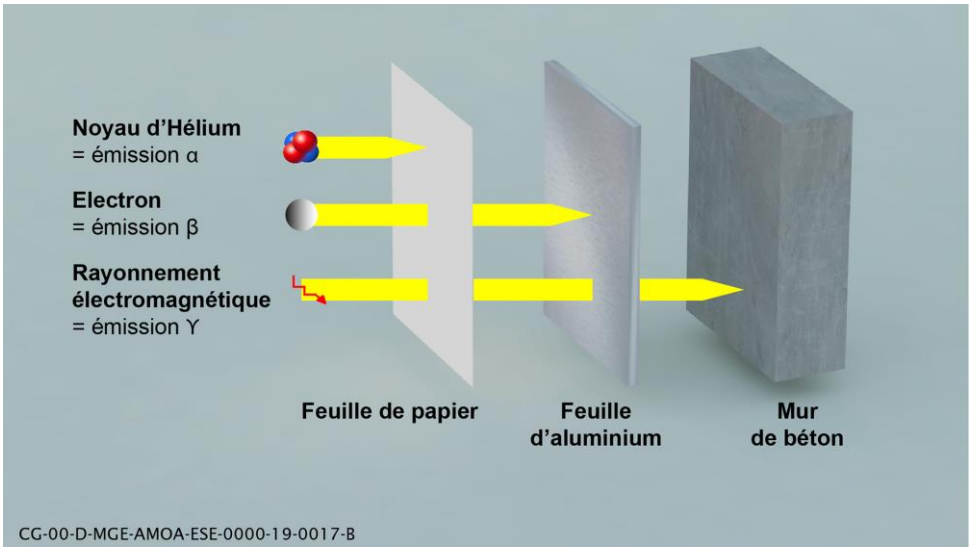


Figure 1-1 Illustration des trois types de rayonnements ionisants

Une activité exprimée en Becquerel peut donc correspondre à des émissions de rayonnements très différents. Tous les rayonnements ne sont pas équivalents en nature et en énergie et ne présentent pas la même radiotoxicité.

L'irradiation externe résulte de l'exposition à un champ de rayonnement extérieur (rayonnement naturel, cosmique, source à usage industriel ou médical, contamination de la peau, etc.).

L'irradiation interne est due à des radionucléides se trouvant naturellement dans l'organisme (C-14, K-40) ou y ayant pénétré par ingestion, inhalation, blessures (contamination interne).

1.3.4 Unités

L'activité traduit la quantité de rayonnement émis, la dose caractérise son effet. Pour une source donnée, la dose est directement proportionnelle à l'activité (cf. Tableau 1-2).

Tableau 1-2 Définition des unités pour la radioactivité

	Émission (α, β, γ)	Dose	
Grandeur mesurée	**Activité**	**Dose absorbée**	**Dose efficace**
Unité de mesure	Becquerel (Bq)	Gray (Gy)	Sievert (Sv)
Définition	Nombre de désintégrations par seconde	Energie du rayonnement reçue	Effet biologique associé à l'exposition

Un Becquerel est une quantité infime. On utilise généralement des multiples :

- le Mégabecquerel : (MBq) : 10^6 Bq (1 000 000 Bq, un million de Bq),
- le Gigabecquerel (GBq) : 10^9 Bq (1 000 000 000 Bq, un milliard de Bq).

À l'opposé du Becquerel, le Sievert est une unité très grande. On utilise couramment les sous multiples :

- le millisievert (mSv) : 10^{-3} Sv (0,001 Sv),
- le microsievert (µSv) : 10^{-6} Sv (0,000001 Sv).

Incidences sur la santé en phase d'exploitation future

2.1 Démarche d'évaluation des impacts radiologique et chimique au public en exploitation et surveillance 20
2.2 Incidences dues aux émissions radioactives sur la santé 22
2.3 Incidences dues aux émissions de substances chimiques sur la santé 33
2.4 Incidences dues aux émissions physiques sur la santé 42

2.1 Démarche d'évaluation des impacts radiologique et chimique au public en exploitation et surveillance

L'objectif de l'évaluation des impacts radiologiques et chimiques est d'estimer les risques sanitaires potentiellement encourus par les populations voisines et attribuables aux émissions normales de l'installation, ainsi que d'apporter des éléments d'aide à la décision pour :

- juger de l'acceptabilité des émissions prévues compte tenu des risques estimés ;
- valider les conditions d'émissions permettant de maintenir un niveau de risque non préoccupant ;
- hiérarchiser les principales émissions (sources et substances) qui contribuent à ce risque, à contrôler en priorité ;
- identifier les populations, les usages et les milieux de transfert concernés par des risques plus élevés, à surveiller en priorité et à protéger le cas échéant.

Les incidences liées aux émissions chimiques ou radioactives sur la santé sont évaluées à partir des quantités de polluants rejetés. La modélisation de la dispersion de ces rejets dans l'air ou dans l'eau permet de calculer les concentrations des polluants dans les différents compartiments de l'environnement. Ces concentrations ajoutées permettent ensuite d'estimer l'exposition humaine induite, en tenant compte des différents modes de transfert de l'environnement à l'Homme.

Dans la démarche, les évaluations sont déclinées pour des sources de danger, un mode transfert dans l'environnement (biosphère) et une cible (groupe de référence), tous bien identifiés.

La démarche des évaluations du risque chimique et radiologique pour la santé humaine se déroule en quatre étapes principales :

- **l'évaluation des émissions de l'installation et des enjeux** au regard de l'environnement du Centre et des usages. Dans cette étape, les données d'émissions caractérisant l'ensemble des rejets atmosphériques sont recueillies, analysées et synthétisées. Par ailleurs, l'environnement du Centre est décrit, en particulier du point de vue de ses populations humaines (populations sensibles notamment), des usages et des sources de contamination déjà présentes dans l'aire d'étude ;
- **la caractérisation de l'exposition des populations**. Les voies et scénarios d'exposition sont définis en fonction du contexte local et en fonction des émissions recensées. Les concentrations d'exposition sont estimées en considérant les différents modes d'exposition (selon leur pertinence), avec par exemple : air (exposition par inhalation), sol, végétaux, animaux pour la viande, lait maternel, etc. ;
- **l'identification des dangers des substances chimiques et des relations dose-réponse**. L'inventaire des polluants chimiques est commenté du point de vue du risque sanitaire potentiel. Les composés traceurs de risques sont sélectionnés parmi les agents identifiés, en fonction de leurs propriétés toxicologiques et des quantités émises au niveau des rejets. Pour chacune des substances retenues, sont rassemblés les effets sur la santé et les valeurs toxicologiques de référence issues de la bibliographie, les valeurs réglementaires, ainsi que les préconisations de l'Organisation mondiale de la santé (OMS) et autres structures de santé publique. Pour les radionucléides, le relation dose-réponse est sans objet puisqu'elle se base sur les travaux internationaux et recommandations de la CIPR, traduits sous forme de valeurs de coefficients de dose repris par la réglementation française pour l'exposition interne.
- **la caractérisation des risques**. Elle est effectuée à partir de la synthèse des informations issues de l'évaluation des expositions et de l'évaluation de la toxicité sous la forme d'une expression qualitative ou quantitative du risque.

Pour exemple, la figure 2-1 présente schématiquement la démarche générale d'évaluation des incidences sur la santé liée aux émissions radioactives.

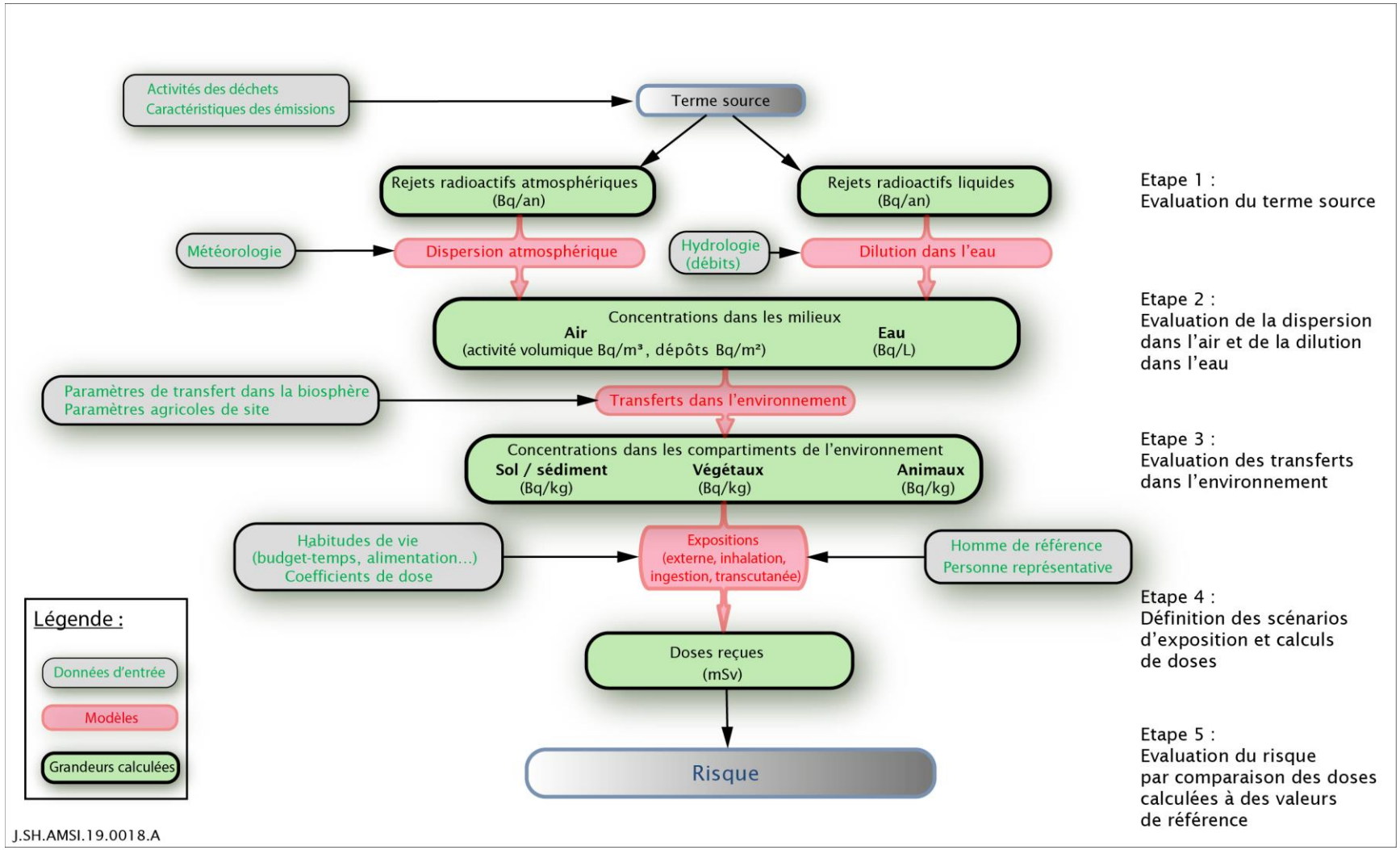


Figure 2-1 Démarche générale d'évaluation des incidences sur la santé liées aux émissions radioactives

La démarche biosphère utilisée pour décrire l'environnement et les transferts vers l'homme s'appuie sur la démarche Andra de choix et de description des biosphères de 2009, elle-même basée sur la démarche AIEA BIOMASS de 2003 (2). Elle permet d'identifier et de décrire le type de biosphère[1] à considérer, les groupes de référence, leurs habitudes alimentaires et les voies de transfert et d'exposition vers l'Homme.

L'évaluation des risques sur la santé humaine est menée en référence au guide méthodologique pour l'évaluation des risques sanitaires des études d'impact des ICPE établi par l'Institut national de l'environnement industriel et des risques (INERIS) et publié en 2021 (3).

Pour une installation existante sans modification prévue des émissions, le guide INERIS indique qu'il n'est pas nécessaire d'effectuer une évaluation quantitative du risque sanitaire si les résultats de l'interprétation de l'état des milieux montrent que l'état des milieux potentiellement affectés par les émissions de l'installation (ou de sources voisines ou anciennes) est similaire à celui d'un état non dégradé (état initial). Les milieux sont alors considérés comme compatibles avec les usages.

2.2 Incidences dues aux émissions radioactives sur la santé

2.2.1 Évaluation des émissions radioactives et des enjeux

2.2.1.1 Les rejets liquides radioactifs

Compte tenu du principe de gestion séparée entre les eaux pluviales et les effluents susceptibles d'être contaminés par des substances radioactives contenues dans les déchets (cf. section 2.5.3 du volume 2 de la présente étude d'impact), les rejets liquides du Cires en phase d'exploitation future ne peuvent induire de pollution radioactive du milieu naturel en fonctionnement normal. De plus, la surveillance des cours d'eau en amont et en aval du Cires ne fait pas apparaitre de différence notable de la qualité radiologique des eaux (cf. section 5.2 du volume 5 de la présente étude d'impact). Il n'est donc pas fait d'évaluation quantitative des risques sur la santé vis-à-vis des rejets liquides.

2.2.1.2 Les émissions atmosphériques radioactives

Les rejets atmosphériques du Cires peuvent être canalisés ou diffus.

Les rejets canalisés du Cires sont issus des deux bâtiments équipés d'un système de ventilation nucléaire où sont réalisées des opérations de traitement sur les déchets. Les émissions captées au plus près des procédés de traitement sont canalisés vers deux cheminées de rejet comme suit :

- **Une cheminée au droit du bâtiment de traitement (BT)**. Ces rejets sont effectués via la cheminée sur laquelle est raccordée la ventilation du bâtiment. Les radionucléides concernés par ces rejets canalisés sont le H3, C14, I129, I125, I131, les émetteurs alpha et béta.
- **Une cheminée au droit du bâtiment de regroupement/ tri/ traitement (BRTT)**. Les rejets canalisés sont issus des activités d'assemblage de liquides contaminés (liquides aqueux, huiles, solvants), du traitement des fioles de scintillation, reconditionnement de sources et démontage des têtes de paratonnerres (activité pour l'heure non démarrée). Ces rejets sont effectués via la cheminée sur laquelle est raccordée la ventilation nucléaire du bâtiment. Les radionucléides concernés sont H3, C14, I129, I125, I131, les émetteurs alpha et béta et le radon (Rn222).

Les installations du Cires sont également à l'origine de rejets diffus issus des zones suivantes :

- L**es alvéoles de stockage en cours de remplissage** qui peuvent être le siège de relâchements de substances radioactives émises par les déchets, de façon diffuse. Sont concernés les radioéléments suivants, gazeux ou potentiellement gazeux : le radon (Rn222), le tritium (H3), le carbone 14 (C14), les isotopes de l'iode.

[1] La biosphère est définie comme l'ensemble des écosystèmes comprenant tous les êtres vivants et le milieu où ils vivent

- **Le bâtiment de regroupement/tri/traitement (BRTT)** : le secteur « regroupement » du bâtiment est potentiellement le siège d'émissions de radionucléides sous forme gazeuse au travers des emballages contenant les déchets. Ces locaux ne sont pas reliés à la ventilation nucléaire du bâtiment qui ne concerne que les procédés du secteur tri/ traitement du bâtiment (cf. chapitre 4 du volume 2 de la présente étude d'impact). Les radionucléides concernés sont le tritium (H3) et le carbone 14 (C14). À noter également que ce bâtiment peut être à l'origine d'émissions diffuses de radon du fait des activités de reconditionnement de têtes de paratonnerres ou sources réalisées avant transfert au bâtiment entreposage.
- **Le bâtiment d'entreposage (BE)** : les radionucléides concernés sont le radon (Rn222) et le carbone 14 (C14). Ces relâchements peuvent être émis de façon uniforme depuis le bâtiment dans son ensemble ou *via* trois tourelles d'extraction installées en toiture du bâtiment lorsque la ventilation du bâtiment est en fonctionnement.

Les flux des émissions atmosphériques

La quantification des rejets canalisés est réalisée en considérant un cas majorant retenant les autorisations de rejets du Cires.

Pour les rejets diffus, l'évaluation se base sur l'inventaire de référence ou l'inventaire des déchets présents dans les bâtiments industriels.

La description et la quantification des rejets atmosphériques est détaillée dans le section 3.3 du volume 8 de la présente étude d'impact et rappelée ci-dessous.

Tableau 2-1 Terme source pour le scénario majorant basé sur les autorisations de rejet du Cires

Radionucléide/Nature	Rejet canalisé (autorisation de rejet – Bq/an)	Rejet canalisé (Évaluation – Bq/an)	Rejets diffus bâtiments industriels		Rejets diffus Alvéoles (Évaluation Bq/an)
			Mode ventilé	Mode non ventilé	
C14 (CO2)	1,50E+10	-	2,60E+08		1,23 E+06
H3 (HTO)	4,00E+10	-	2,00E+10		3,46E+09
Iodes (I129vapeur)	4,00E+06	-	-	-	5,13 E+03
Émetteurs Alpha (Pu239)	4,00E+04	-	-	-	-
Émetteurs Beta gamma (Sr90)	4,00E+05	-	-	-	-
Rn222	-	1,30E+09	7,8E+09	8,58E+10	4,17E+09

Les émissaires de rejet canalisé

Les émissaires de rejets canalisés sont les deux cheminées du bâtiment de traitement et du BRTT, dont les caractéristiques sont reprises dans le Tableau 2-2.

Tableau 2-2 Caractéristiques des cheminées du bâtiment de traitement et du BRTT

Réf	Installation concernée	Hauteur point de rejet (mètres)	Température de rejet	Diamètre de la cheminée (mm)	Débit nominal autorisé (Nm3/h)		Débit moyen réel 2016-2020 (Nm3/h)	Vitesse minimale d'éjection (m/s)
					min	max		
ATFA1	Bâtiment de traitement	20	20	1000	20000	26000	24400	8
ATFA3	Bâtiment regroupement/tri /traitement	10	20	315	3000	6000	5000	8

Pour les rejets diffus, on considère les alvéoles en cours de remplissage ou qui restent à exploiter, à savoir la surface de stockage englobant la tranche 2, la tranche 3 et l'alvéole 50 dédiée aux déchets hors normes ainsi que le bâtiment entreposage (représentant les bâtiments industriels) qui est le plus proche des limites de site, avec :

- ✓ émission au niveau du sol en mode non ventilé ;
- ✓ en mode ventilé, émission à 10 mètres de haut au travers des tourelles d'extraction, avec un débit de 60 000 m^3/h à l'échelle du bâtiment.

2.2.1.3 Le rayonnement induit par la présence de colis

En termes d'irradiation externe, les sources susceptibles d'induire une augmentation localisée du rayonnement ambiant sont les alvéoles en cours de remplissage, le bâtiment d'entreposage situé au plus près de la clôture du Centre et dans une moindre mesure, certains locaux du bâtiment de regroupement/tri/traitement.

Pour le calcul de l'exposition externe à proximité de la clôture, sont considérées les sources suivantes :

- Les alvéoles de stockage ouvertes ; un calcul a été réalisé pour les alvéoles doubles avec un spectre prenant en compte les radionucléides réellement stockés dans les alvéoles de la tranche 2 en cours d'exploitation.
- Le bâtiment d'entreposage ; les évaluations sont réalisées sur la base d'une activité radiologique uniformément répartie dans les locaux. Seul est considéré le rayonnement par effet de ciel[2], le rayonnement direct étant complètement atténué par le merlon périphérique entourant le bâtiment.
- Le bâtiment de regroupement/tri/traitement ; les évaluations sont réalisées sur la base d'une activité radiologique dans le local R05 (local contenant les déchets les plus irradiants) correspondant à un fonctionnement accru du bâtiment. Les principaux émetteurs pris en compte sont le radium 226 (Ra226), l'américium 241 (Am241), l'uranium naturel, l'uranium appauvri, le thorium naturel et le césium 137 (Cs137).

Le détail est précisé dans la section 3.6.3 du volume 5 de la présente étude d'impact.

[2] Effet de ciel : réflexion vers le sol d'un rayonnement dirigé initialement vers le haut, du fait de sa diffusion par les atomes de l'atmosphère.

2.2.1.4 Le contexte environnemental

Une biosphère type tempérée actuelle continentale

Cette étape permet de rassembler les données disponibles sur l'environnement local et nécessaires pour les évaluations de dispersion atmosphérique et d'évaluation d'impact aux populations, couramment appelée transfert à la biosphère.

Dans le cas de la phase d'exploitation, il est retenu le choix de la biosphère type tempérée actuelle, continentale. Cette biosphère est définie autant que possible sur la base d'observations ou d'enquêtes locales.

Le tableau 2-3 présente les grandes caractéristiques de la biosphère considérée. Les valeurs des paramètres retenus pour la modélisation sont présentées dans la section 17.1.2 du volume 8 de la présente étude d'impact.

Tableau 2-3 Synthèse des principales caractéristiques de la biosphère considérée

Climat	Géologie Géomorphologie	Sols	Hydrologie Hydrogéologie	Végétation	Faune	Activités humaines Exploitation du milieu
Climat tempéré océanique humide **Observations locales actuelles (Soulaines, CSA) :** **Température moyenne annuelle (2016-2020) : 11,8 °C** **Précipitations moyennes annuelles : 724 mm** **175 j de pluie** **ETP : 690,8 mm/an** **Humidité relative annuelle : 77,3 %** **Teneur en eau de l'atmosphère : 8,4 g/m³** **Facteurs climatiques favorables au bon développement des organismes vivants**	Zone d'affleurement des terrains formés essentiellement de sables et d'argiles du Crétacé inférieur (Aptien et Albien). Substratum assez imperméable ou peu perméable, mais avec des possibilités de circulation latérale d'eau dans les formations géologiques sédimentaires disposées en lits ou lentilles irrégulières. Relief faiblement vallonné (pentes <7-8 %) avec nombreux et larges talwegs souvent humides. Érosion négligeable du relief et dépôt limoneux remaniés en fonds de vallées.	Sur les plateaux et les pentes : Sols bruns lessivés à pseudogley (60 % du territoire). Les horizons supérieurs sont majoritairement limoneux à limono-sableux avec un pH neutre à légèrement acide. Excès d'eau temporaire. Dans les vallées : Pseudogleys (18 % du territoire). Sols peu évolués, hydromorphes. Sols avec horizons supérieurs à dominante limoneuse.	Sur les plateaux : ruissellement local en surface en saison humide. Dans les vallées : Possibilité d'inondation en hiver, et d'étiage sévère en été, avec zones humides subsistant aux zones d'exhaure des aquifères. L'aquifère des sables de l'Aptien est peu exploité localement et est isolé des autres aquifères sous-jacents par une série d'argiles.	Sur les plateaux et pentes : Milieu naturel : futaies de chênes et de taillis (chênaies-charmaies). Aires cultivées : Céréales (maïs, blé, orge, betteraves) En fond de vallées : Milieu naturel : forêt riveraine, aulnaies-frênaies et peupleraies. Prairies permanentes (zones inondables et mal drainées).	Sauvage Animaux sauvages (Sangliers, cervidés, Lapins, lièvres, faisan, perdrix, canards) représentés par des organismes de référence dans les codes de calcul. Domestique : Bovins. Basse-cour (poules, canards, lapins).	Polyculture intensive, principalement céréalières et fourragères (maïs, blé, orge) ; cultures potagères locales classiques. Élevage bovin pour la viande et le lait sur les prairies permanentes dans les vallons et vallées. Chasse, pêche (étangs), cueillette et exploitation forestière. ICPE : quelques activités industrielles INB : CSA

Des données météo pour la dispersion des rejets atmosphériques

Les paramètres météorologiques les plus importants pour les évaluations de conséquences et plus précisément les modélisations de dispersion atmosphérique sont la direction du vent, la vitesse du vent, la température extérieure, la pluviométrie et la stabilité de l'atmosphère.

La station météorologique considérée dans cette étude est la station Météo-France (N° 10372001) localisée sur la commune de Soulaines-Dhuys, située sur le Centre de stockage de l'Aube (CSA) à environ 3 kilomètres au nord du Cires.

La modélisation de la dispersion atmosphérique des rejets canalisés et diffus prend en compte les données météorologiques de la station de Soulaines-Dhuys sur la période 2016-2020. Cette station permet de recueillir les données de direction et de vitesse du vent à différentes hauteurs (10, 17 et 48 mètres), les températures à différentes hauteurs (1, 10, 17 et 48 mètres), les hauteurs de précipitations, ainsi que l'humidité de l'air.

La rose des vents à 10 mètres est représentée sur la figure 2-2.

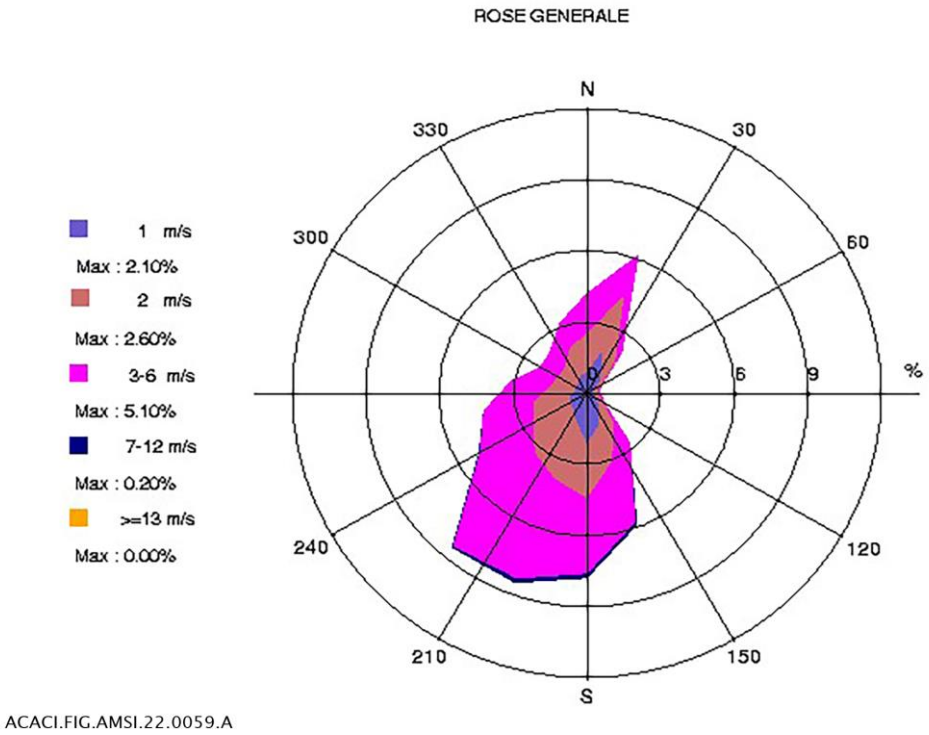


Figure 2-2 Rose des vents de la station de Soulaines-Dhuys (2016-2020)

Sur la période retenue, la rose des vents montre deux directions privilégiées :

- Direction de secteur sud/sud-ouest représentant 41,2 % des occurrences du vent mesuré (direction comprise entre 140° et 240°).
- Direction du secteur nord/nord-est représentant 40,9 % des occurrences du vent mesuré (direction comprise entre 330° et 40°).

Les populations exposées

Le groupe de référence est un groupe d'individus dont l'exposition à une source est assez uniforme et représentative de celle des individus qui, parmi la population, sont plus particulièrement exposés à ladite source (Annexe 13-7 du Code de la santé publique). Ils sont définis par leur mode de vie actuel, c'est-à-dire en considérant les voies de transfert actuellement observées. Leur description repose sur des études et observations locales autour du Centre. Pour les groupes retenus comme potentiellement exposés, les

voies d'exposition adaptées aux activités associées, en tenant compte d'un certain niveau d'autarcie, sont choisies.

La démarche de localisation et la sélection des groupes retenus reposent sur la prise en compte des groupes de référence locaux les plus exposés à savoir les populations situées à proximité du Centre et sous les vents dominants.

Les quatre villages les plus proches du Cires sont : La Chaise, Morvilliers, La Ville-aux-Bois et Soulaines-Dhuys. Le Centre de stockage de l'Aube (CSA) dédié au stockage de déchets radioactifs de faible et moyenne activité, situé à 2 km, constitue également une zone étudiée proche du Cires, considérée comme les zones habitées.

La rose des vents (cf. Figure 2-2) présente deux directions de vents privilégiées :

- Les vents de direction sud/sud-ouest, représentent les vents dominants sur le Centre. Les individus susceptibles d'être les plus proches du Cires dans cette direction sont les travailleurs du Centre de stockage de l'Aube (CSA).
- Les vents de direction nord/nord-est représentent une direction secondaire. Les individus susceptibles d'être les plus proches du Cires dans cette direction sont les habitants du village de La Chaise.

Les populations retenues pour l'évaluation de l'impact radiologique en phase exploitation sont :

- Les habitants du village de la Chaise : un adulte, un enfant de 10 ans et un enfant de 1 an, habitant à 650 m des premières alvéoles de stockage et 900 m des bâtiments industriels ; ce groupe est choisi pour être représentatif d'activités actuellement observées localement. En particulier, il consomme les produits issus de son jardin potager, sa basse-cour, son élevage bovin et de la chasse, il est dénommé : groupe de référence « multi-activités ». Le détail des consommations prises en compte est présenté dans la section 17.1.2 du volume 8 de la présente étude d'impact.
- Les travailleurs du CSA (adulte), situés à 2 km au nord du Cires et présents sur le Centre 8 heures par jour, compte tenu de la faible distance et de la situation au nord-est par rapport au Cires.

Pour l'exposition externe liée au rayonnement induit par la présence des déchets dans les alvéoles en cours de remplissage, dans le bâtiment d'entreposage et le bâtiment de regroupement/tri/traitement, de façon pénalisante, on considère un promeneur évoluant derrière la clôture, à 100 m des alvéoles, à 50 m du bâtiment d'entreposage et à 200 m du bâtiment de regroupement/tri/traitement.

2.2.2 Caractérisation des expositions aux émissions atmosphériques

2.2.2.1 Voies de transfert et d'exposition

Les radionucléides rejetés dans l'atmosphère peuvent atteindre l'homme par le biais de l'air dans lequel il se trouve et qu'il respire, de l'ingestion lié au dépôt au sol de particules, et/ou du transfert à d'autres milieux comme la chaîne alimentaire. Par ailleurs, l'homme peut être sujet à une exposition externe par rayonnement ou par passage transcutané.

Le groupe « multi-activités » évoqué précédemment, défini comme groupe de référence, inclut l'ensemble des voies d'exposition liées à ses multiples activités.

Les voies de transfert et d'exposition des populations retenues (*cf.* Figure 2-3) sont :

- l'inhalation durant le passage dans le panache ;
- l'irradiation/exposition externe dans le panache (extérieur et intérieur des habitations) ;
- l'irradiation/exposition externe secondaire due à l'activité des sols suite aux dépôts atmosphériques en extérieur ;
- l'inhalation de particules de sol et l'ingestion par inadvertance de sol mis en suspension suite aux dépôts au sol ;
- l'ingestion de produits végétaux et animaux contaminés par voie atmosphérique (panache et dépôt), *via* leur ration alimentaire (céréales, herbe, foin) ;

- le passage transcutané pour le tritium (en extérieur).

Pour les travailleurs du CSA, seules les voies d'exposition par exposition externe et inhalation sont retenues.

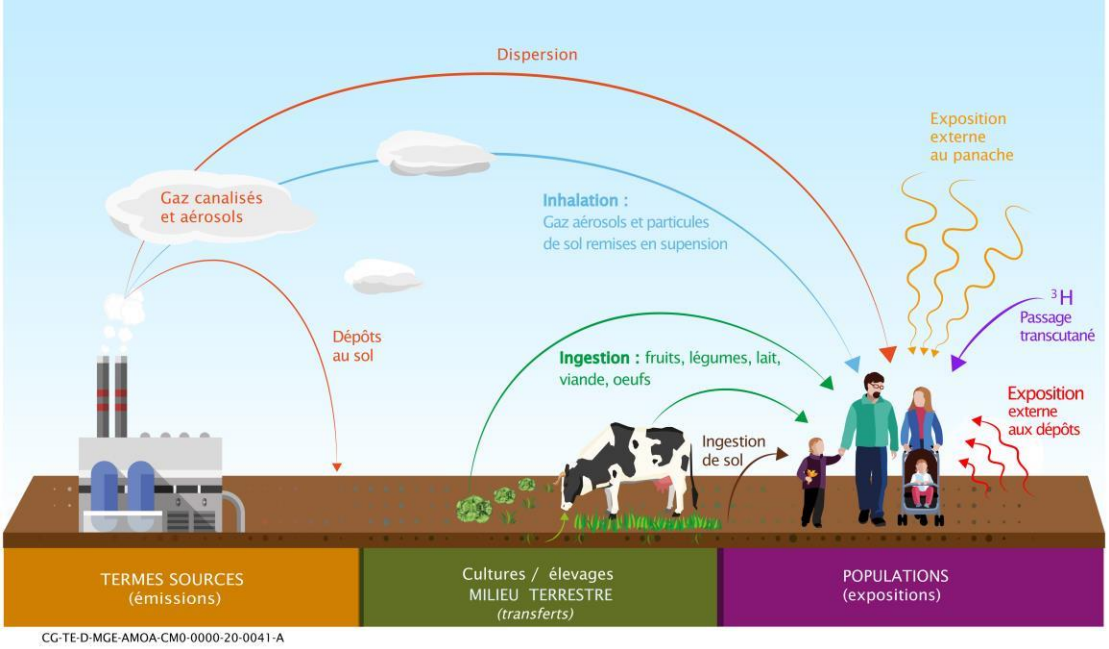


Figure 2-3 Schéma des voies de transfert et d'exposition pour les rejets atmosphériques du Cires

2.2.2.2 La modélisation de la dispersion atmosphérique

La dispersion atmosphérique et les dépôts au sol ont été calculés avec la plateforme CERES®, module GASCON (version 6.2.1.4) pour tous les radionucléides considérés. Ce modèle correspond à un modèle à bouffée gaussienne ; la plateforme permet également de calculer directement la dose en fonction de la dispersion atmosphérique modélisée (cf. paragraphe ci-après).

L'outil intègre les différents paramètres nécessaires au calcul de la dispersion atmosphériques. Ces paramètres concernent notamment les données météorologiques, les classes de stabilité, les vitesses de dépôt des radionucléides.

2.2.2.3 Résultats de la dispersion des rejets atmosphériques

Les quantités émises à la source tiennent compte à la fois des émissions canalisées et diffuses. Les résultats de la dispersion atmosphérique (concentrations atmosphériques rajoutées dans l'air ambiant et activité massique des sols liée aux dépôts) sont présentés dans le tableau 2-4 pour le cas majorant associé aux autorisations de rejet.

Tableau 2-4 Concentrations moyennes rajoutées en radionucléides dans l'air et activité massique du sol, au CSA et à La Chaise, en phase d'exploitation future

Émissaires	Radionucléides (état retenu)	Débit à la source (Bq/an)	Concentration rajoutée (Bq/m³)		Activité massique du sol (Bq/kg) – après 1 an	
			CSA	La Chaise	CSA	La Chaise
Rejets canalisés et diffus du Cires	α global (aérosol)	4,00E+4	5.0E-9	4,1E-9	2,9E-6	2,3E-6
	β global (aérosol)	4,00E+5	5.0E-8	4,1E-8	2,8E-5	1,4E-5

Émissaires	Radionucléides (état retenu)	Débit à la source (Bq/an)	Concentration rajoutée (Bq/m³)		Activité massique du sol (Bq/kg) – après 1 an	
			CSA	La Chaise	CSA	La Chaise
	H3 (vapeur HTO)	6,35E+10	2,3E-2	2,8E-2	5,7E-1	6,4E-1
	C14 (gaz)	1,52E+10	2,0E-3	1,6E-3	5,7E-3	5,2E-3
	I125 (gaz)	4,01E+6	4,3E-7	3,8E-7	9,8E-4	8,2E-4
	I129 (gaz)					
	I131 (gaz)					
	Rn222 (gaz)	9,91E+10	5,0E-2	5,6E-2	Pas de dépôt (gaz rare)	

L'activité ajoutée dans l'air la plus importante correspond à celle du radon, mais celle-ci reste très faible (<1 Bq/m³) comparée au bruit de fond radiologique national qui est d'environ 100 Bq/m³, ainsi qu'aux 300 Bq/m³ correspondant à la valeur de gestion du risque radon (sur la base des recommandations de l'Organisation mondiale de la santé (4), la Commission européenne et la France ont retenu la valeur de 300 Bq/m³ en moyenne annuelle comme niveau de référence en dessous duquel il convient de se situer. Lorsque les résultats de mesure dépassent 300 Bq/m³, il est ainsi nécessaire de réduire les concentrations en radon).

Il n'y a pas de dépôt de radon qui est un gaz rare. Pour le Carbone 14, seuls les dépôts humides dus aux précipitations contribuent à la concentration dans les sols.

2.2.3 Caractérisation du risque

La caractérisation des impacts liés à l'exposition à des radionucléides (cf. Tableau 2-5) est évaluée en regard des limites de dose pour le public fixées par la réglementation et des objectifs que se fixe l'Andra en termes d'exposition du public. Ainsi, sur le plan réglementaire, la limite de dose annuelle du fait des activités nucléaires pour le public ne doit pas excéder 1 mSv/an (article R. 1333-11 du code de la santé publique). L'Andra se fixe un objectif de limitation de dose de 0,25 mSv/an pour le public.

La caractérisation de l'impact consiste donc en la comparaison des doses d'exposition avec l'objectif de 0,25 mSv/an.

2.2.3.1 Évaluation des incidences liées aux rejets atmosphériques

Les calculs dosimétriques ont été réalisés avec le module GASCON de CERES®, sauf pour le radon 222 pour lequel l'indicateur dosimétrique de l'exposition interne (inhalation) est l'énergie α potentielle de ses descendants, comme le préconise l'arrêté du 1er septembre 2003 (5) ; dans ce cas, la dose est la même, quelle que soit la classe d'âge (cf. section 17.1.2 du volume 8 de la présente étude d'impact).

Les calculs sont réalisés pour deux durées d'exposition de 1 an et de 50 ans.

La plateforme CERES® intègre les différents paramètres nécessaires à l'évaluation dosimétrique à l'homme. Ces paramètres concernent notamment les habitudes de vie (comportements alimentaires, budgets temps, débits respiratoires), les paramètres agricoles (rations alimentaires des animaux d'élevage, paramètres culturaux…) et les facteurs de doses qui représentent la dangerosité du radionucléide et permet de passer des activités aux doses. Les paramètres pris en compte sont détaillés dans la section 17.1.2 du volume 8 de la présente étude d'impact. Les individus du groupe multi-activité sont considérés de manière majorante comme présents 100 % de leur temps sur la zone exposée.

Les voies d'exposition de l'Homme suivantes sont ainsi prises compte pour tous les radionucléides :

- l'immersion dans le panache, qui conduit à une exposition interne par inhalation et à une exposition externe par irradiation ;

- la présence sur le dépôt au sol, qui conduit à une exposition externe par irradiation ;
- la consommation de végétaux, pour lesquels l'activité résulte principalement des dépôts d'aérosols et de gouttes de pluie (voie directe) mais aussi des transferts racinaires à partir du sol (voie indirecte ou racinaire), et qui conduit à une exposition interne par ingestion ;
- l'ingestion de produits issus d'animaux, qui ont consommé des aliments contaminés.

Le tableau 2-5 présente l'impact dosimétrique associé aux émissions atmosphériques du Cires.

Tableau 2-5 Dose totale associée aux rejets canalisés autorisés et aux émissions diffuses du Cires

Localisation	Classe d'âge concernée	Dose rejets hors radon (mSv/an)	Dose radon (mSv/an)	Dose totale (mSv/an)
La Chaise	Adulte	1.21E-04	1,19E-03	**1,31E-03**
	Enfant de 10 ans	1.50E-04	1,19E-03	**1,34E-03**
	Enfant de 1 an	1.87E-04	1,19E-03	**1,38E-03**
Travailleur CSA	Adulte	2,60E-06	3.54E-04	**3.57E-04**

Quelle que soit la localisation ou l'âge considéré, la dose est majoritairement due au radon 222 par voie d'inhalation (91 %).

Les doses annuelles calculées après 1 an et 50 ans d'exposition sont identiques. En effet, il n'y a pas d'accumulation dans le sol du radon ou du carbone 14 rejetés au cours du temps, qui sont les deux principaux contributeurs à la dose.

La dose totale est inférieure à 2 µSv/an. Cette valeur est très faible même si elle est en augmentation par rapport à l'évaluation présentée dans le dossier précédent (2014). Cette évolution s'explique pour partie par un changement du code de calcul utilisé pour la dispersion atmosphérique (CERES remplaçant IMPACT) et également par une révision de certains paramètres de calcul.

En lien avec l'analyse de sensibilité réalisée pour la détermination de l'incidence des rejets gazeux du Cires (analyse, présentée au § 3.5.3.5 du volume 5, considérant une majoration hypothétique d'un facteur 10 du contenu des deux alvéoles pour le H3, le C14, le I129 et le Ra226), l'incidence spécifique des rejets diffus des alvéoles sur la santé serait elle-même majorée d'un facteur 10. Le Tableau 2-6 présente l'impact dosimétrique sur l'adulte habitant à La Chaise, avec majoration de l'inventaire des alvéoles.

Tableau 2-6 Dose totale pour l'adulte habitant à la Chaise, associée aux rejets canalisés autorisés et aux émissions diffuses majorées pour les alvéoles

Localisation	Classe d'âge concernée	Dose rejets hors alvéoles (mSv/an)	Dose rejet diffus des alvéoles majoré (mSv/an)	Dose totale majorée (mSv/an)
La Chaise	Adulte	2,5E-04	1,06E-02	**1,09E-02**

Après ajout à l'incidence des autres sources d'émission diffuses et canalisées du Centre, l'impact total lié aux rejets gazeux du Cires conduirait à des incidences sur la santé demeurant très faibles (de l'ordre de 11 µSv/an).

2.2.3.2 Évaluation des incidences liées à l'irradiation externe

Pour l'exposition externe liée au rayonnement induit par la présence des déchets dans les alvéoles en cours de remplissage, dans le bâtiment d'entreposage et le bâtiment de regroupement/tri/traitement, on considère un promeneur évoluant derrière la clôture, à 100 m des alvéoles, à 50 m du bâtiment d'entreposage et à 200 m du bâtiment de regroupement/tri/traitement, en considérant de façon très majorante que celui-ci est exposé 3 heures par jour, 365 jours par an.

La dose externe intégrée par les habitants de la Chaise ou le travailleur du CSA est négligeable compte tenu de l'éloignement vis-à-vis de la source d'exposition.

Les débits de dose induits par les déchets présents dans les alvéoles, le BRTT ou le bâtiment d'entreposage ont été évalués (cf. section 3.6.3.3 du volume 5 de la présente étude d'impact).

Tableau 2-7 Exposition externe pour un promeneur à la clôture du Cires

Localisation	Débit de dose à la clôture	Dose promeneur * - Exposition externe
Alvéole double	37 nSv/h	41 µSv/an
BRTT (R05)	0,5 nSv/h	0,6 µSv/an
Bâtiment entreposage (E01/E02)	60 nSv/h	66 µSv/an

** en considérant une exposition de 3 h/jour toute l'année*

L'exposition externe maximale est atteinte à proximité du bâtiment d'entreposage, avec une dose de 66 µSv/an pour un promeneur situé à la clôture.

À titre de comparaison, le bruit de fond naturel dans l'environnement du Cires est de l'ordre de 0,9 mSv/an. L'exposition induite par le Cires est donc nettement inférieure au bruit de fond naturel.

2.2.4 Synthèse des incidences sur le public des émissions radiologiques et analyse des incertitudes

L'impact radiologique de l'exploitation du Cires est évalué par comparaison avec les limites réglementaires du Code de la Santé Publique pour le public pour la limite de dose rajoutée et avec l'objectif fixé par l'Andra (cf. Tableau 2-8).

Tableau 2-8 Caractérisation du risque radiologique

	Dose efficace pour le public
Limite réglementaire (Art. R. 1333-11 du code de la santé publique)	1 mSv/an
Objectif de dose de l'Andra	0,25 mSv/an
Impact dosimétrique maximum du Cires en phase d'exploitation future du fait des rejets atmosphériques	0,0014 mSv/an
Impact maximal par irradiation externe, en limite de Centre	0,066 mSv/an

Les doses efficaces engagées liées aux émissions atmosphériques radioactives du Cires, en fonctionnement normal, dans sa configuration future sont de l'ordre du µSv pour le groupe de référence (1,3 µSv/an pour l'adulte et 1,4 µSv/an pour l'enfant de 1 an habitant à la Chaise).

Ces doses sont essentiellement dues à l'inhalation du radon 222 (contribution de l'ordre 91 %). Le radon, gaz rare, ne s'accumule pas dans le sol ni dans les différents produits végétaux ou animaux. La consommation de produits locaux ne conduit donc pas à une augmentation des doses efficaces engagées par la population au cours du temps.

Pour information, l'IRSN a évalué la dose moyenne due à l'exposition au bruit de fond en radon en France qui est de 1,45 mSv/an, à comparer à la dose de 0,0014 mSv/an calculée, associée aux rejets du Cires pour un habitant de La Chaise.

La dose associée à l'irradiation externe reçue par un promeneur en limite du Centre est au maximum de 66 µSv/an, en considérant de façon très majorante une présence 3 heures par jour, tous les jours de l'année ; à comparer au bruit de fond naturel dans l'environnement du Cires qui est de l'ordre de 0,9 mSv/an.

Au regard des critères d'évaluation de l'exposition, les conséquences radiologiques pour le public en exploitation sont acceptables puisque les doses efficaces pour le public sont très faibles et respectent la limite fixée par la réglementation, ainsi que l'objectif de protection retenu par l'Andra.

Analyse des incertitudes

La démarche d'évaluation s'accompagne nécessairement d'incertitudes qui proviennent de différentes sources :

- incertitudes liées aux activités des groupes de population étudiés ;
- incertitudes liées au logiciel (CERES) utilisé ;
- incertitudes liées au mode de vie des populations ;
- incertitudes liées au transfert dans la biosphère ;
- incertitudes liées aux coefficients de dose ;
- incertitudes liées aux formes chimiques des isotopes considérés.

Les incertitudes sont globalement faibles et compensées par des hypothèses majorantes sur les estimations des émissions, conférant une bonne fiabilité des résultats de l'évaluation des incidences sur la santé humaine et du risque sanitaire associé. Le détail de l'analyse des incertitudes est présenté dans le chapitre 17 du volume 8 de la présente étude d'impact.

2.3 Incidences dues aux émissions de substances chimiques sur la santé

2.3.1 Évaluation des émissions chimiques et des enjeux

2.3.1.1 Les rejets liquides

Compte tenu des principes de gestion des effluents du Cires, les rejets liquides du Cires dans sa configuration actuelle et future ne peuvent induire de pollution chimique du milieu naturel en fonctionnement normal (cf. section 2.5.3 du volume 2 de la présente étude d'impact). De plus, la surveillance des cours d'eau en amont et en aval du Cires ne fait pas apparaitre de différence notable de la qualité chimique des eaux (cf. section 5.3 du volume 4 de la présente étude d'impact) En conséquence, les rejets liquides ne sont pas retenus dans l'évaluation quantitative des risques chimiques sur la santé.

2.3.1.2 Les émissions atmosphériques chimiques

Les sources d'émissions atmosphériques retenues pour les évaluations sont :

- pour les émissions canalisées, les substances chimiques émises lors du traitement des déchets liquides (solvants et liquides scintillants) au niveau du bâtiment de regroupement/tri/traitement du Cires. Les activités du bâtiment de traitement ne sont pas susceptibles d'émettre des substances chimiques atmosphériques ;

- pour les émissions diffuses, les poussières et gaz d'échappement associés aux engins de chantier et aux activités de terrassement. Le trafic des véhicules (PL et VL), étant très faible et de courte durée sur le Centre, il n'est pas pris en compte dans l'évaluation. De plus, les alvéoles en cours d'exploitation ne sont pas susceptibles d'émettre des substances chimiques atmosphériques.

Les sources d'émission sont décrites dans les sections 3.2 à 3.4 du volume 5 de la présente étude d'impact. Les produits de dégradation ne sont pas pris en compte.

Flux des émissions

Les quantités annuelles estimées de substances chimiques émises à la cheminée du BRTT sont présentées dans le tableau 2-9 .

Tableau 2-9 Flux annuels de substances chimiques à la cheminée du BRTT

Substances chimiques issues du BRTT	Rejets gazeux annuels (kg/an)
Acétronitrile	449,3
Triméthylbenzène	194,3
Ethanol	94,0
Méthanol	74,6
Toluène	16,4
Xylène	132,3
Acétate d'éthyle	16,4
Ether diéthylique	16,4
Ether isopropylique	16,4
Diisopropyl naphtalène	418,0
Benzène, C10-13-alkyl dérivatives	220,5
Ethoxylated alkylphénol	165,7
Mixture of phénylethylxylènes	72,9
Docusate sodium	58,5
Bis(2-thylhexyl) hydrogène phosphate	42,8
2-(2-butoxyethoxy) éthanol	11,7

Les quantités annuelles estimées de poussières et de gaz d'échappement sont calculées après mesures de réduction (cf. sections 3.2.2 et 3.3 .2 du volume 5 de la présente étude d'impact). Elles sont rappelées dans le tableau 2-10.

Parmi les activités discontinues, la mise en place de la couverture de la tranche 3 considérée comme la plus pénalisante en termes de flux d'émissions est retenue pour l'estimation des rejets annuels et les calculs d'évaluation de risque sanitaire.

Tableau 2-10 Émissions annuelles de poussières et de gaz d'échappement

	CO	Benzène *	Nox	PM 2,5	PM 10
Émissions totales (kg/an)	33 756	102	4 279	1 101	11 092

** Les émissions de benzène sont estimées à partir des émissions d'hydrocarbures des véhicules et engins, en considérant qu'il est présent à hauteur de 5 % dans les rejets.*

2.3.1.3 Populations exposées

Le secteur autour du Cires est principalement rural et agricole. Les groupes de référence locaux les plus exposés correspondent aux populations des villages situés à proximité du Centre, à savoir les habitants de La Chaise, Morvilliers, Soulaines-Dhuys et la Ville-aux-Bois. Par ailleurs, le personnel du CSA situé au nord du Cires est considéré comme une population voisine, en période diurne.

Les populations retenues pour l'évaluation de l'impact chimique en phase exploitation future car les plus exposées sont les mêmes que pour l'impact radiologique, tel qu'explicité à la section 2.2.1 du présent volume, à savoir :

- l'habitant du village de la Chaise, situé à environ 650 m des alvéoles, à 900 m du BRTT et à 1 km de la zone de dépôts des terres pour les habitations les plus proches, ;
- le travailleur du CSA, situé à environ 2 km du Cires.

2.3.2 Caractérisation des expositions aux émissions atmosphériques

2.3.2.1 Voies d'exposition

Les deux voies à considérer pour les émissions atmosphériques sont :

- l'inhalation, qui prend en compte tous les éléments qui pénètrent dans l'organisme par les voies respiratoires ;
- l'ingestion qui prend en compte tous les éléments qui pénètrent dans l'organisme par les voies digestives.

Au regard des émissions considérées et des propriétés des composés chimiques émis dans l'atmosphère, **la seule voie d'exposition évaluée est l'inhalation**. En effet, la voie ingestion n'est pas évaluée car le Cires n'émet pas de composés susceptibles de s'accumuler dans les sols et de se transférer dans les aliments produits localement (légumes, œufs, lait et viandes), tels que les métaux, dioxines et hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP).

2.3.2.2 Scénarios d'exposition

Les scénarios d'exposition permettent de tenir compte, dans une première approche, des caractéristiques des populations exposées aux émissions du Cires : lieux de vie, caractéristiques physiologiques (poids corporel, débit respiratoire). Ils sont définis pour répondre a priori à des situations d'exposition élevée et représenter des groupes de population et non uniquement quelques individus.

Pour le Cires, l'Andra a retenu pour les populations le scénario Habitant « majorant » présenté dans le guide INÉRIS 2021 (3). Ce scénario correspond à un habitant qui réside à 100 % de son temps (24 heures sur 24 et 365 jours dans l'année) au niveau de l'habitation la plus exposée (où les concentrations sont les plus élevées). Dans ce scénario, le nombre d'années d'exposition est fixé à 30 ans pour des

expositions continues. Ce scénario est majorant car il tient compte d'une durée d'exposition correspondant à 100 % de son temps de résidence pendant toute la journée. Ce scénario est *a fortiori* très pénalisant pour le travailleur du CSA qui ne réside pas sur son lieu de travail et qui n'est exposé que 8 heures par jour. Pour rappel, la durée d'exposition retenue pour l'évaluation du risque chimique est différente de celles retenues pour l'évaluation radiologique qui sont de 1 et 50 ans (cf. section 2.2.3.1 du présent volume).

Pendant l'exploitation du Cires dans sa configuration future, la population est exposée à la fois aux émissions « continues » issues du BRTT et aux émissions des activités discontinues. Ces activités discontinues concernent les travaux de creusement des alvéoles, de mise en place des couvertures provisoires, de terrassements, de déplacement des terres en lien avec l'aménagement de la tranche 3 et de mise en place des couvertures définitives des trois tranches de stockage du Cires.

Les activités discontinues sont caractérisées par les mêmes types de travaux et les mêmes types d'émissions :

- les émissions associées aux gaz d'échappement des engins, soulèvement de poussières, et mouvements de matériaux en lien avec les engins de chantier ;
- les envols de poussières liés à l'abrasion du vent sur les matériaux stockés et le terrassement.

Une durée de 10 ans est retenue de manière enveloppe pour le cumul des émissions associées aux activités discontinues.

Dans le scénario Habitant « majorant », il a donc été considéré que la population était soumise à 30 ans d'exposition associée aux émissions du BRTT et à 10 ans d'exposition cumulée associée aux émissions discontinues. Parmi les activités discontinues, la mise en place de la couverture de la tranche 3 considérée comme la plus pénalisante en termes de flux d'émissions est retenue pour l'estimation des rejets annuels et les calculs d'évaluation de risque sanitaire.

2.3.2.3 La modélisation de la dispersion atmosphérique

L'outil utilisé pour la modélisation de la dispersion atmosphérique des éléments chimiques est le logiciel IMPACT (version 1.8) développé par Aria Technologies. Ce logiciel 2D basé sur un modèle gaussien permet de simuler la dispersion de polluants atmosphériques (gazeux ou particulaires) issus de tout type de sources émettrices (ponctuelles, linéiques ou surfaciques). Il prend en compte la topographie de manière simplifiée.

L'outil intègre les différents paramètres nécessaires au calcul de la dispersion atmosphérique. Ces paramètres concernent notamment les données météorologiques, les sources d'émissions et les cibles. Il permet de calculer les concentrations dans l'air et les dépôts.

2.3.2.4 Résultat des concentrations dans l'air

Pour la voie inhalation, l'exposition est exprimée par la concentration rajoutée dans l'air et inhalée, pour les composés chimiques retenus, au niveau des populations les plus exposées identifiées.

Tableau 2-11 Concentrations moyennes rajoutées en substances chimiques dans l'air à La Chaise, au CSA, en phase d'exploitation future

Composés chimiques	Concentration rajoutée (µg/m³)	
	La Chaise	Travailleur CSA
Acétronitrile	$4,88.10^{-2}$	$1,68.10^{-2}$
Triméthylbenzène	$2,11.10^{-2}$	$7,26.10^{-3}$
Toluène	$1,78.10^{-3}$	$6,13.10^{-4}$

Composés chimiques	Concentration rajoutée (µg/m³)	
	La Chaise	Travailleur CSA
Xylène	$1,44.10^{-2}$	$4,94.10^{-3}$
Acétate d'éthyle	$1,78.10^{-3}$	$6,13.10^{-4}$
Benzène *	$1,53.10^{-2}$	$4,75.10^{-3}$
PM2,5	$8,78.10^{-2}$	$2,80.10^{-2}$
PM10	$4,88.10^{-1}$	$1,69.10^{-1}$
Monoxyde de carbone **	52,5	23,8
Dioxyde d'azote	$5,99.10^{-1}$	$1,84.10^{-1}$

2.3.3 Identification des dangers des substances chimiques et des relations dose-réponse

2.3.3.1 Choix des traceurs de risques

Les traceurs de risque sont les substances émises susceptibles de générer des effets sanitaires chez les personnes qui y sont exposées. Ils sont choisis sur la base de l'existence de valeurs toxicologiques de références (VTR), ou à défaut de valeurs seuils réglementaires ou de gestion (valeurs guides).

Tableau 2-12 Composés chimiques retenus et traceurs de risque associés

Composés chimiques	Traceurs de risque
Acétonitrinile	L'**acétonitrinile** est un traceur de risque
Triméthylbenzène	Le **triméthylbenzène** est un traceur de risque
Toluène	Le **toluène** est un traceur de risque
Xylène	Le **xylène** est un traceur de risque
Acétate d'éthyle	L'**acétate d'éthyle** est un traceur de risque
Poussières ($PM_{2,5}$ et PM_{10})	Les poussières ont été assimilées soit à des **particules fines <2,5 µm de diamètre** ($PM_{2,5}$) soit à des **particules fines <10 µm de diamètre** (PM_{10})
Monoxyde de carbone	Le **monoxyde de carbone** (CO) est un traceur de risque.
Oxydes d'azote	Ils sont connus pour leurs effets sur la santé et sont aussi traceurs de la pollution atmosphérique, les oxydes d'azote ont été assimilés au **dioxyde d'Azote (NO_2)** qui est retenu comme traceur de risque
Les hydrocarbures et composés organiques volatils (COV)*	Les hydrocarbures, essentiellement les COV issus de la combustion incomplète du carburant des engins, sont assimilés à hauteur de 5% au **benzène qui est un traceur de risque**

2.3.3.2 Identification de la relation dose-réponse

L'évaluation des risques sanitaires, selon la méthodologie recommandée par l'INERIS (3), est réalisée à l'aide des valeurs toxicologiques de référence (VTR). Les VTR permettent de définir la relation

quantitative entre un niveau d'exposition et la possibilité ou la probabilité d'apparition d'un effet critique. On parle de « relation dose-réponse ».

En absence de VTR, les valeurs guides ou valeurs réglementaires sont retenues pour une évaluation qualitative des risques.

On distingue les effets à seuils (non cancérigènes) et les effets sans seuil (cancérigènes).

Seules les VTR pour la voie inhalation sont présentées car l'ingestion et le contact cutané ne sont pas considérées comme voie d'exposition dans l'évaluation (cf. section 2.3.2.1 du présent document).

Tableau 2-13 Valeurs toxicologiques de référence pour des expositions par inhalation

Traceurs de risque	VTR	Durée d'exposition	Source	Effet critique/organe cible	Type de VTR
Acétonitrinile	60 µg/m³	Année	US-EPA, 2005	Mortalité	Effets à seuil
Triméthylbenzène	60 µg/m³	Année	US-EPA, 2016	Diminution de la sensibilité à la douleur, diminution des neutrophiles segmentés, lésions pulmonaires inflammatoires	Effets à seuil
Toluène	19000 µg/m³	Année	Anses, 2017	Effets neurologiques	Effets à seuil
Xylène	100 µg/m³	Année	Anses, 2020	Effets neurologiques	Effets à seuil
Acétate d'éthyle	6400 µg/m³	Année	Anses, 2015	Effets neurologiques	Effets à seuil
Benzène	10 µg/m³	Année	Anses 2012	Diminution du nombre de lymphocytes	Effets à seuil
	$2,6 \times 10^{-5}$ $(\mu g/m^3)^{-1}$	Année	Anses, 2013	Leucémies aiguës	Effets sans seuil

Aucune valeur toxicologique de référence pour une exposition chronique n'a été identifiée pour le monoxyde de carbone, le dioxyde d'azote et les particules (PM10 et PM2,5). Pour ces traceurs de risque, le guide INÉRIS préconise d'utiliser les valeurs guides de l'OMS pour évaluer le risque pour la santé humaine (4).

Les valeurs guides retenues pour l'évaluation des risques sanitaires sont indiquées en gras dans le Tableau 2-14.

Tableau 2-14 Valeurs de référence réglementaires ou de gestion disponibles pour les traceurs de risque sans VTR retenus

Traceurs de risque	Moyenne annuelle (µg.m^{-3})		Moyenne journalière (µg.m^{-3})	
	Objectif de qualité de l'air [8]	Valeur limite pour la protection de la santé humaine [7]	Objectif de qualité de l'air [7]	Valeur limite pour la protection de la santé humaine [8]
Dioxyde d'azote	**10**	40	25	-
$PM_{2,5}$	**5**	25	15	-
PM_{10}	**15**	40	45	50 (à ne pas dépasser plus de 35 jours par an)
Monoxyde de carbone	-	-	-	**4 000**

2.3.4 Caractérisation du risque

2.3.4.1 Calcul d'indicateur de risque

Les doses d'exposition, ici les concentrations moyennes inhalées, et les valeurs toxicologiques de référence (VTR) permettent de calculer des indicateurs de risque. Le risque est caractérisé différemment selon que l'on s'intéresse aux effets non cancérigènes (à seuil) ou cancérigènes (sans seuil).

Ces indicateurs de risque sont soit des quotients de danger (QD) dans le cas des polluants avec effet de seuil (polluants non cancérogènes), soit des excès de risque individuel (ERI) dans le cas des polluants sans effet de seuil (polluants cancérogènes).

En l'absence de VTR, une évaluation qualitative du risque est réalisée. Les concentrations inhalées sont comparées aux valeurs de référence réglementaires ou de gestion disponibles.

<u>Polluants avec effets à seuil</u>

Pour les polluants à effet à seuil, l'indicateur de risque est le quotient de danger qui est pour la voie inhalation le rapport entre la concentration moyenne inhalée et la valeur toxicologique de référence.

$$QD = \frac{CI}{VTR}$$

Avec :

- QD : Coefficient de danger ;
- CI : Concentration moyenne inhalée (en µg/m^3) ;
- VTR : valeur toxicologique de référence pour un effet à seuil (en µg/m^3).

Si le QD est inférieur à 1, le risque peut être considéré comme « non préoccupant ».

Le monoxyde de carbone, le dioxyde d'azote et les particules (PM2,5 et PM10) ne disposent pas de VTR à seuil pour une exposition chronique. Pour ces composés l'analyse qualitative des risques est présentée dans la section 2.3.4.3 du présent volume.

Pour les substances chimiques possédant une VTR à seuil, les quotients de danger calculés sont présentés dans le tableau 2-15.

Tableau 2-15 Analyse du risque sanitaire pour les traceurs de risque disposant d'une VTR avec seuil (QD – sans unité)

Substance chimique	Quotient de danger QD	
	La Chaise	Travailleurs du CSA
Acétonitrile	8,13E-4	2,80E-4
Triméthylbenzène	3,52E-4	1,21E-4
Toluène	9,37E-8	3,23E-8
Xylène	1,44E-4	4,94E-5
Acétate d'éthyle	2,78E-7	9,58E-8
Benzène	1,53E-3	4,75E-4

Les quotients de danger calculés sont tous largement inférieurs à la valeur repère de 1 pour les populations exposées.

Polluants à effets sans seuil

Pour les polluants à effet sans seuil, l'indicateur de risque est l'excès de risque individuel (ERI) :

$$\mathrm{ERI} = \frac{\sum_i \mathrm{CI} \times \mathrm{Ti}}{\mathrm{Tm}} \times \mathrm{ERU}$$

Avec :

- ERI : excès de risque individuel (sans unité) ;
- CI : concentration moyenne inhalée (en µg/m³) ;
- ERU : excès de risque unitaire ou valeur toxicologique de référence pour un effet sans seuil (en µg/m³) ;
- Ti : temps d'exposition ;
- Tm : durée de vie.

Si l'ERI est inférieur à 10^{-5}, le risque peut être considéré comme « non préoccupant ».

Pour les composés cancérigènes, l'exposition est rapportée à la durée de vie, conventionnellement 70 ans (Tm). Compte tenu du scénario retenu, le temps d'exposition (Ti) est égal à 10 ans car seules les activités discontinues sont émettrices de benzène, seul traceur de risque disposant d'une VTR sans seuil (cf. Tableau 2-13). L'analyse du risque sanitaire associé à ce traceur de risque est présentée dans le tableau 2-16.

Tableau 2-16 Excès de risque individuel pour le benzène disposant d'une VTR sans seuil (ERI- sans unité)

Substance chimique	ERI	
	La Chaise	Travailleurs du CSA
Benzène	$5,68.10^{-8}$	$1,76.10^{-8}$

Les excès de risque individuel calculés pour le benzène sont tous largement inférieurs à 10^{-5} pour les populations cibles.

2.3.4.2 Caractérisation globale du risque

Effet additif à seuil

La caractérisation des effets additifs à seuil consiste à additionner les quotients de danger des substances provoquant le même effet sur le même organe, par le même mécanisme biologique.

L'effet toxique « diminution de la sensibilité à la douleur » associé à la VTR à seuil du Triméthylbenzène, et les effets neurologiques associés aux VTR à seuil du toluène, du xylène et de l'acétate d'éthyle peuvent concerner le même organe : le système nerveux. Les calculs des effets additifs à seuil à ces composés chimiques sont présentés dans le tableau 2-17.

Tableau 2-17 Évaluation des effets additifs à seuils (QD global)

Substance chimique	La Chaise	Travailleurs du CSA
Triméthylbenzène	$3,52.10^{-4}$	$1,21.10^{-4}$
Toluène	$9,37.10^{-8}$	$3,23.10^{-8}$
Xylène	$1,44.10^{-4}$	$4,94.10^{-5}$
Acétate d'éthyle	$2,78.10^{-7}$	$9,58.10^{-8}$
QD des effets additifs	$4,96.10^{-4}$	$1,71.10^{-4}$

Les quotients de danger calculés pour les effets additifs sont très inférieurs à la valeur repère de 1. **Le risque pour les effets avec seuil peut donc être considéré comme non préoccupant vis-à-vis de la santé humaine pour les populations.**

Effet additif sans seuil

Seul le benzène a fait l'objet d'une caractérisation de risque pour un effet sans seuil. Il n'y a donc pas d'effet additif à évaluer.

Le risque vis-à-vis des effets sans seuil du benzène peut donc être considéré comme non préoccupant vis-à-vis de la santé humaine pour les populations.

2.3.4.3 Caractérisation qualitative des risques

Il n'existe pas de valeur toxicologique de référence pour l'exposition chronique aux particules (PM2,5 et PM10), aux oxydes d'azote, et au monoxyde de carbone. La comparaison des concentrations calculées

inhalées par les populations exposées avec les valeurs limites pour la protection de la santé humaine est présentée dans le Tableau 2-18 .

Tableau 2-18 Comparaison des concentrations moyennes inhalées aux points cibles avec les valeurs limites pour la protection de la santé humaine (en µg/m³)

Substance chimique	La Chaise	Travailleurs du CSA	Valeur guide OMS (2021)
PM2,5	$8,78.10^{-2}$	$2,80.10^{-2}$	5
PM10	$4,88.10^{-1}$	$1,69.10^{-1}$	15
CO (concentration maximale)	52,5	23,8	4 000
NO_2	$5,99.10^{-1}$	$1,84.10^{-1}$	10

Les concentrations moyennes annuelles des particules (PM10 et PM2,5) et du dioxyde d'azote ou les concentrations maximales du monoxyde de carbone au niveau des populations exposées sont toutes inférieures à celles de protection de la santé humaine.

2.3.5 Conclusion de l'évaluation des risques sur la santé liée aux émissions chimiques et analyse des incertitudes

Les émissions atmosphériques associées au Cires dans sa configuration future induisent des concentrations faibles qui permettent de maintenir la compatibilité de la qualité de l'air avec les usages actuels. Les risques sanitaires évalués sont également inférieurs aux valeurs repères de la méthodologie recommandée par l'INÉRIS (3).

Les conséquences pour la santé humaine associées aux émissions chimiques atmosphériques du Cires dans sa configuration actuelle et future sont acceptables.

Analyse des incertitudes

Les résultats présentés s'accompagnent d'incertitudes qui proviennent de différentes sources :

- incertitudes sur les émissions chimiques (benzène) ;
- Incertitudes sur la dispersion atmosphérique ;
- Incertitudes sur l'exposition humaine ;
- Incertitudes sur la qualité de l'air ;
- Incertitudes sur les effets.

Le détail de l'analyse des incertitudes est présenté dans le chapitre 17 du volume 8 de la présente étude d'impact.

2.4 Incidences dues aux émissions physiques sur la santé

L'évaluation des risques associés aux niveaux d'expositions aux émissions physiques telles que bruit, vibrations, émissions lumineuses, odeurs ou champs électromagnétiques est qualitative.

2.4.1 Évaluation des incidences liées aux émissions sonores

2.4.1.1 Informations concernant le bruit

Le bruit est une perturbation mécanique de l'équilibre de l'air. C'est une vibration du milieu ambiant (l'air le plus souvent) qui se propage de proche en proche (transmission en un mouvement sinusoïdal).

Les ondes sonores sont caractérisées par :

- leur fréquence (c'est le nombre de vibrations par seconde, exprimé en Hertz). Les sons graves ont une fréquence inférieure à 200 Hz ; les sons aigus ont une fréquence supérieure à 2 000 Hz. La voix parlée se situe entre 125 et 2 000 Hz ; l'oreille pouvant percevoir des sons entre 20 et 20 000 Hz ;
- leur puissance que l'on exprime en Watt/cm² ;
- leur intensité exprimée en décibel (dB). C'est une unité logarithmique de référence en fonction de la puissance. Elle est proportionnelle à l'amplitude des ondes sonores transmises.

Un son est défini comme faible ou fort selon son intensité (*cf.* Figure 2-4). En dessous de 55 dB(A), l'ambiance sonore est considérée comme très calme à assez calme. Des niveaux sonores entre 55 dB(A) et 70 dB(A) sont assimilés à des bruits courants. En revanche, une zone avec des niveaux sonores supérieurs à 70 dB(A) est considérée comme non modérée voire bruyante.

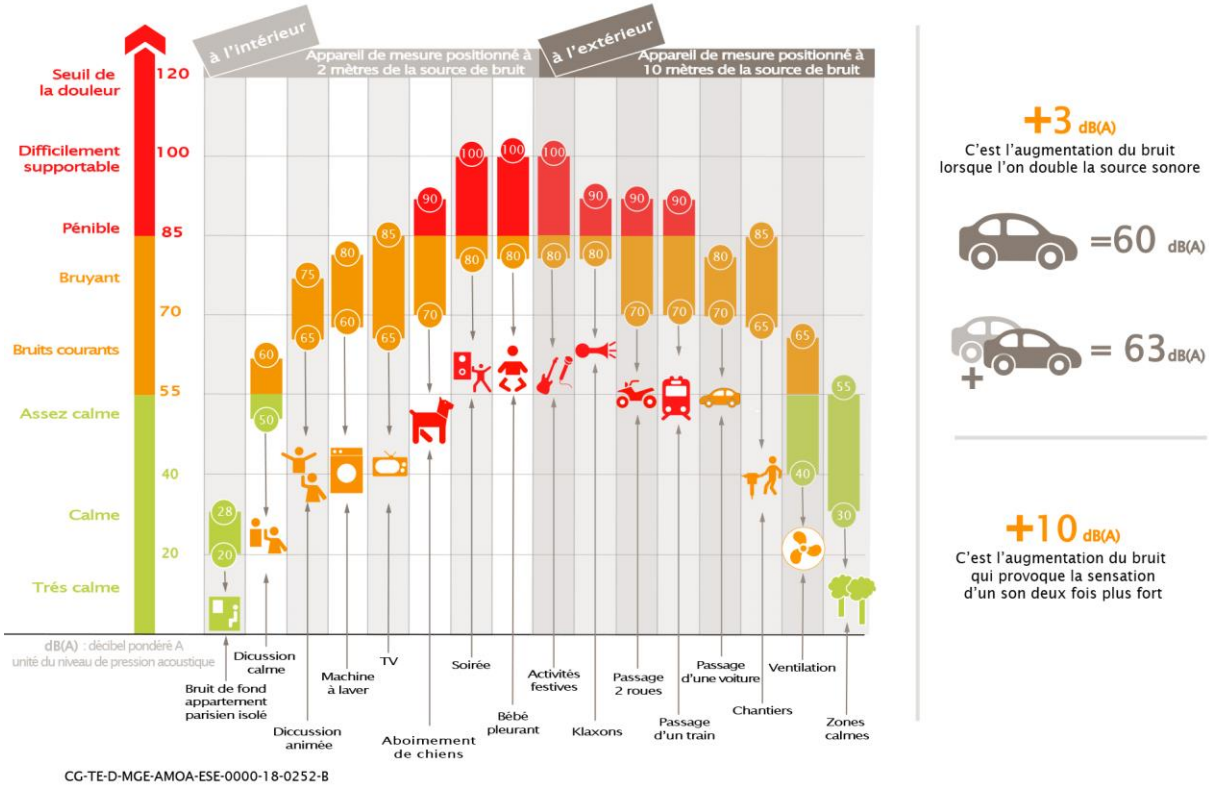


Figure 2-4 Échelle des niveaux sonores perçus

<u>Les effets du bruit</u>

Le degré de nuisance pour l'Homme, liée au bruit, est fonction de différents paramètres ou facteurs que sont :

- l'intensité en dB ;
- la fréquence, les bruits aigus étant plus gênants que les graves ;
- le type du bruit (continu, intermittent, soudain, fluctuant...), les bruits impulsionnels étant plus néfastes que les bruits continus ;
- la durée de l'exposition ;
- le caractère inattendu du bruit (surprend les réflexes de défense de l'oreille) ;
- les conditions locales, par exemple, un travail bruyant, effectué en plein air, sera moins pénible que le même travail effectué en intérieur en raison de l'absence de réverbérations sur les parois ;

- les facteurs individuels : sensibilité individuelle (variable avec l'âge et la résistance physique), les antécédents médicaux ; dans le cas d'une population, nous considérerons une sensibilité moyenne.

Le bruit peut entraîner des effets sur la santé des populations tels que de la gêne, du stress, de l'hypertension ou des troubles du sommeil (diminution de la durée du sommeil, réveils, baisse de la qualité du sommeil, etc.). À long terme, des effets secondaires sur le système cardiovasculaire ou la santé mentale peuvent être observés. Le seuil de la douleur se situe aux alentours de 120 dB(A).

Les effets du bruit sur la santé humaine ont fait l'objet de nombreuses études visant à comprendre ses modes d'action et ses mécanismes. En dépit de ces études, le bruit reste aujourd'hui une nuisance mal connue sur le plan de ses effets sur l'individu. Cette méconnaissance est notamment liée à la difficulté de mesurer les conséquences réelles (à court, moyen ou long termes) de l'agression sonore sur des organismes susceptibles de s'adapter et donc de masquer tout ou partie de ces effets. Elle est renforcée par le fait que le bruit comporte un grand nombre de composantes subjectives et qu'à ce titre, il peut être perçu de façons très différentes d'un individu à l'autre.

2.4.1.2 Principales sources sonores identifiées

Les principales sources de nuisances sonores en exploitation sont liées aux activités et aux engins de chantier présents sur le Centre, en particulier lors des phases de creusement ou de terrassement, les plus importantes étant :

- le défrichement de la zone boisée ;
- la création de la zone de dépôt des terres ;
- le déplacement des terres ;
- la réalisation de la plateforme tranche 3 ;
- la réalisation de la couverture définitive de la tranche 3.

Pour l'exploitation courante sur le Cires, les émissions sonores sont également associées :

- aux phases de creusement et de couverture provisoire des alvéoles ;
- aux extracteurs d'air des alvéoles de stockage des déchets ;
- aux machines utilisées dans les différents bâtiments ;
- au transport et à la manutention des colis de déchets radioactifs.

Les sources sonores représentées par les équipements des installations (presses à compacter, broyeur, ponts roulants …) ne sont pas prises en compte, compte tenu de leur contribution mineure en regard de celles des engins de chantier. Ces équipements sont par ailleurs installés dans des bâtiments fermés.

De même, le niveaux sonores associés au transport et à la manutention des colis sur le Cires sont très faibles, en regard des contributions spécifiques des travaux.

2.4.1.3 Populations exposées

Les populations étudiées sont les populations susceptibles d'être exposées aux nuisances sonores générées par le Centre et son exploitation. Il s'agit des populations les plus proches, à savoir les habitants du village de La Chaise situé au sud du Cires et les habitants de Petit Morvilliers situés à l'ouest du Cires et de la future zone de dépôt des terres.

Les premières habitations de la Chaise sont situées à environ 1 km de la future zone de dépôt des terres et de la tranche 3 à aménager. Les habitations les plus proches de Petit Morvilliers sont situées à environ 1,5 km de la future zone de dépôt des terres à aménager.

2.4.1.4 Mesures d'évitement et de réduction

Plusieurs mesures sont mises en œuvre afin d'éviter et de réduire les incidences sonores liées à l'activité du Cires :

- éloignement des zones habitées (atténuation du bruit avec la distance) ;

- absence de fonctionnement du Centre la nuit et les week-ends ;
- arrêt des extracteurs des alvéoles la nuit et le week-end ;
- limitation de la vitesse de circulation sur le Centre ;
- entretien et conformité des engins de chantier à la réglementation acoustique en vigueur ;
- localisation de la future zone de dépôt des terres à côté du Cires (limitation du trafic extérieur au Centre).

Ces mesures sont détaillées dans la section 13.1 du volume 5 de la présente étude d'impact.

2.4.1.5 Évaluation des nuisances sonores

Les mesures de bruit réalisées périodiquement depuis la création du Cires montrent le respect des seuils réglementaires au niveau de la clôture, de jour comme de nuit.

Les mesures effectuées lors des différentes campagnes au niveau des habitations les plus proches de la Chaise et Petit Morvilliers (ZER) montrent des niveaux sonores ambiants de jour compris entre 39 dB(A) et 61 dB(A), correspondant à une ambiance sonore calme ou à des bruits courants (cf. Figure 2-4).

De nuit, il n'y a aucune activité sur le Cires et les niveaux sonores mesurés sont plus faibles, compris entre 31 et 51 dB(A), correspondant à une ambiance sonore calme à assez calme.

Les travaux à réaliser dans le cadre de l'exploitation future vont s'échelonner dans le temps et seront de même nature que ceux qui ont déjà été réalisés sur le Cires. L'aménagement de la plateforme tranche 3, réalisé en parallèle de l'exploitation courante du Cires, correspond à la phase de travaux pendant laquelle sera utilisé le plus grand nombre d'engins en pic. La mise en place de la couverture définitive de la tranche 3 devrait être du même ordre de grandeur en termes d'engins utilisés (cf. section 13.1.2 du volume 5 de la présente étude d'impact). Ces travaux seront de même nature et de même ampleur que ceux déjà réalisés dans le cadre de la création de la tranche 2.

Les niveaux sonores attendus seront donc du même ordre de grandeur pour la période de jour.

En période nocturne, aucune nouvelle source de bruit n'est attendue. Les niveaux sonores seront donc faibles et identiques aux niveaux actuels.

2.4.1.6 Caractérisation des effets dus aux nuisances sonores

Les travaux précédents n'ont pas occasionné de dépassement des niveaux sonores autorisés (campagne de décembre 2012). L'incidence de l'exploitation future n'est donc pas susceptible d'entrainer une augmentation notable des niveaux sonores ambiants au niveau des zones habitées les plus proches, ni une incidence sur la santé des riverains.

2.4.2 Évaluation des incidences liées aux vibrations

L'évaluation des incidences liées aux vibrations sur le Cires est présentée dans la section 13.2 du volume 5 de la présente étude d'impact.

Les vibrations peuvent avoir des effets sur les personnes exposées (gêne, inconfort, troubles du sommeil, stress…) et, si elles sont très importantes, causer des dommages aux structures des bâtiments.

Les principales sources de vibration recensées sont les déplacements de ponts roulants, le compactage de fûts, le terrassement et la construction des nouveaux ouvrages, ainsi que l'entrée-sortie des véhicules et engins.

Il est généralement admis qu'au-delà de 100 mètres, les vibrations sont en-dessous du seuil de perception humaine. Les vibrations générées par l'exploitation du Cires ne se ressentent pas au niveau des premières habitations se trouvant à plusieurs centaines de mètres.

L'exploitation future du Cires génèrera le même niveau de vibration que l'exploitation actuelle : les bâtiments utiliseront les mêmes équipements et l'usage des véhicules dédiés au transport des colis et à la réalisation des alvéoles se fera dans les mêmes proportions. Les travaux spécifiques sur la nouvelle

zone de dépôt des terres ainsi que pour la couverture des tranches 2 et 3 mobiliseront des engins de chantier de manière localisée sur le Centre, essentiellement au niveau des alvéoles de stockage. Les lieux d'intervention resteront également éloignés de plusieurs centaines de mètres des premières habitations.

Il n'y aura donc pas d'incidence sur la santé liée aux vibrations en phase d'exploitation future.

2.4.3 Évaluation des incidences liées aux émissions lumineuses

La quantification des incidences liées aux émissions lumineuses est présentée dans la section 12.3 du volume 5 de la présente étude d'impact.

Si la lumière est plutôt perçue de manière positive, les émissions lumineuses peuvent avoir des effets négatifs sur les personnes exposées. En effet, la lumière artificielle peut occasionner gêne, inconfort, stress...

Les principales sources lumineuses sur le Cires proviennent de l'entrée du Centre, de la zone industrielle (bâtiments) et de la zone des bassins. La clôture et le chemin de ronde autour du Cires ne sont pas éclairés.

Les mesures lumineuses montrent que les émissions du Cires sont circonscrites à un court périmètre autour de son emprise (cf. section 15.4.2 du volume 4 de la présente étude d'impact). Le massif forestier autour du Cires joue le rôle d'écran (cf. section 13.3 du volume 5 de la présente étude d'impact).

Aucune incidence sur la santé des populations n'est attendue en phase d'exploitation future en lien avec les émissions lumineuses du Cires.

2.4.4 Évaluation des incidences liées aux émissions olfactives

Au sein du Cires, certains déchets orientés dans le bâtiment de regroupement/tri/traitement, en particulier les déchets solides organiques (de type cadavres d'animaux) et les déchets liquides de type solvants, sont susceptibles de générer des odeurs s'ils sont mis à l'air libre.

Compte tenu des dispositions retenues pour le transport et la conservation de ces déchets (entreposage des déchets solides organiques en chambre froide et entreposage des déchets liquides en emballages fermés étanches), le retour d'expérience montre que ces déchets ne génèrent pas d'odeurs perceptibles en limite du Centre.

Les concentrations maximales des substances chimiques rejetées par le BRTT sont très inférieures au seuil de perception olfactive et par conséquent, aucune incidence n'est attendue (cf. section 13.4 du volume 5 de la présente étude d'impact).

2.4.5 Évaluation des incidences liées aux émissions électromagnétiques

Aucun dispositif générateur important de champ électromagnétique (ligne à haute tension) n'est présent au sein du Cires. Les champs électromagnétiques générés sur le Centre ne proviennent que des installations électriques présentes au sein des bâtiments, dont le champ électromagnétique généré est très faible (cf. section 13.5 du volume 5 de la présente étude d'impact).

Aucune incidence sur la santé des populations n'est attendue en phase d'exploitation future en lien avec les émissions électromagnétiques du Cires.

Incidences sur la santé en phase de surveillance

3.1 Rappel de la configuration du Cires *48*
3.2 Incidences dues aux radionucléides *48*
3.3 Incidences dues aux émissions chimiques *48*
3.4 Incidences dues aux émissions physiques *48*

3.1 Rappel de la configuration du Cires

En phase de surveillance, l'exploitation des alvéoles de stockage est terminée et les activités sont réduites aux activités non électronucléaires (fonctionnement du BRTT et bâtiment d'entreposage). Cette phase est destinée à contrôler l'évolution du stockage et sa conformité par rapport aux prévisions.

3.2 Incidences dues aux radionucléides

Compte tenu des activités résiduelles en phase de surveillance, l'impact du Centre associé aux transferts par l'air est lié aux émissions atmosphériques, sous formes canalisées ou diffuses depuis les bâtiments de regroupement/tri/traitement et d'entreposage et éventuellement du BT. L'impact radiologique associé au stockage des déchets TFA sera très significativement réduit, compte tenu de la configuration des alvéoles qui seront fermées avec une couverture définitive.

Les termes sources sont donc inférieurs à ceux de la phase d'exploitation future et les incidences radiologiques sur les groupes de référence seront faibles et du même ordre de grandeur que pour l'exploitation (< 2 µSv/an), la contribution majoritaire à la dose provenant du radon dont les principales émissions seront issues du bâtiment d'entreposage toujours en activité.

L'exposition externe en limite de Centre est liée à la proximité du bâtiment d'entreposage. L'impact par exposition externe est identique à celui évalué à la section 2.2.3.2 du présent document, soit de l'ordre de 65 µSv/an pour un promeneur à la clôture du Cires.

Les conséquences radiologiques sur la santé pour le public en phase de surveillance sont donc acceptables puisqu'elles respectent la limite fixée par la réglementation, ainsi que l'objectif de protection retenu par l'Andra (< 0,25 mSv/an).

3.3 Incidences dues aux émissions chimiques

Les émissions de substances chimiques en phase de surveillance sont liées aux activités du bâtiment de regroupement tri/traitement (assemblage des déchets liquides LS/LH ou traitement des fioles contenant des liquides de scintillation SL/SLV). La nature et les quantités des substances émises ainsi que leurs conditions de rejet étant identiques à celles présentées dans le paragraphe 2.3 du présent document, les incidences associées à ces rejets sont les mêmes qu'en phase d'exploitation future.

Les émissions de poussières et gaz d'échappement sont très faibles, compte tenu de la disparition des travaux de terrassement et de l'activité réduite sur le Centre. Les incidences sont donc très faibles et inférieures à celles en phase d'exploitation future.

Le risque pour la santé humaine associé aux émissions chimiques du Cires en phase de surveillance est donc acceptable.

3.4 Incidences dues aux émissions physiques

Concernant les effets dus aux nuisances sonores, vibratoires, lumineuses et olfactives ceux-ci seront très faibles et inférieurs à ceux évalués pour la phase d'exploitation, du fait de la disparition des travaux de terrassement et de stockage des déchets TFA.

Il n'y a donc pas d'incidence sur la santé liée aux émissions physiques du Cires en phase de surveillance.

Incidences sur la santé en phase de post-surveillance

4.1 Principe 50
4.2 Objectif du scénario d'évolution normale (SEN) et indicateurs associés 50
4.3 Informations nécessaires pour l'évaluation des risques sanitaires liés aux substances chimiques et aux radionucléides 52
4.4 Scénarios considérés 62
4.5 Évaluation de la nocivité des radionucléides sur la santé humaine 63
4.6 Évaluation de la nocivité des substances chimiques sur la santé humaine 64
4.7 Résultats des évaluations d'expositions 68
4.8 Synthèse des impacts radiologiques et toxicologiques en phase de post-surveillance 84

4.1 Principe

Au-delà de la phase de surveillance, soit à l'issue d'une période d'au moins 30 ans après l'arrêt des opérations de stockage sur le Centre, ne subsistera que la zone de stockage des déchets TFA, sous la forme d'alvéoles remplies de déchets TFA et recouvertes d'une couverture définitive. L'exploitation du bâtiment d'entreposage, et du bâtiment regroupement tri/traitement est supposée arrêtée. Dans ces conditions, il n'y a plus d'émission de substances radiologiques ou chimiques dans l'air. De la même manière, le site ne présente plus d'émissions physiques (sonores, vibratoires, lumineuses et olfactives).

L'impact potentiel du site est donc essentiellement lié à des phénomènes de migration des substances radioactives et/ou chimiques présentes dans les déchets vers la biosphère. Les dispositions de conception et d'exploitation retenues visent néanmoins à garantir un impact aussi faible que possible pour l'Homme et l'environnement, à court et à long terme.

L'Andra a évalué les effets sur la santé que serait susceptible de générer le Cires, à long terme, en considérant une migration éventuelle, *via* l'eau, de substances radioactives ou chimiques. Dans le cadre du fonctionnement nominal du stockage, la quantification de ces phénomènes de migration et l'évaluation de leur impact sont étudiées au travers du scénario d'évolution normale (SEN) qui décrit l'évolution supposée du stockage au cours du temps.

Ce scénario d'évolution normale est traité de manière conservative, en considérant des hypothèses majorant les transferts par l'eau et impacts associés. Le scénario ainsi retenu repose sur les hypothèses suivantes :

- la membrane synthétique en PEHD est supposée perdre ses propriétés d'étanchéité au bout de quelques dizaines d'années, elle n'est jamais prise en compte dans la modélisation des transferts ;
- les performances de l'argile de couverture sont supposées se dégrader de manière linéaire dès 50 ans après la fermeture des alvéoles, entrainant des infiltrations d'eau dans les déchets puis dans l'argile sous-jacente vers la nappe du Barrémien, et un transfert latéral à travers la couverture ;
- les alvéoles de déchets sont représentées comme un milieu poreux homogène avec des propriétés hydro-dispersives pénalisantes et un relâchement considéré comme labile. Ces choix induisent un relâchement prématuré des radionucléides et substances toxiques chimiques (notamment pour certains matériaux tels les aciers inoxydables et les déchets immobilisés dans du mortier) ;
- le stockage est supposé saturé en eau dès le début de la phase de surveillance. Cette hypothèse conduit à une représentation de la migration des espèces chimiques et radiologiques plus rapide qu'elle n'est phénoménologiquement possible, augmentant ainsi artificiellement leur impact aux exutoires ;
- l'activité présente dans les colis de déchets correspond à l'activité au moment de la réception du colis sur le Centre. La décroissance radioactive entre la date de réception du colis sur le Centre et la date du début du scénario est négligée, ce qui maximise l'impact des radionucléides mobiles à vie courte ;
- aucun phénomène de rétention n'est pris en compte au niveau de la nappe du Barrémien ;
- un groupe de référence hypothétique constitué de personnes vivant en autarcie au niveau des exutoires est considéré pour évaluer l'impact potentiel du stockage.

4.2 Objectif du scénario d'évolution normale (SEN) et indicateurs associés

Le scénario d'évolution normale (SEN) permet d'apprécier les inconvénients inhérents à la présence du stockage et de vérifier que le stockage satisfait aux exigences de sûreté visant à protéger l'Homme et l'environnement après la fermeture du stockage et qu'il respecte les objectifs de protection définis dans le code de l'environnement. Il vise à décrire les transferts vers la biosphère par la voie eau des radionucléides et des substances toxiques chimiques contenus dans les déchets en vue d'en évaluer les impacts potentiels.

Ce scénario décrit de manière simplifiée, comment les radionucléides et substances toxiques chimiques contenus dans les déchets vont potentiellement migrer jusqu'à l'Homme et son environnement en tenant compte de l'ensemble des voies de transfert par l'eau susceptibles d'être empruntées et de tous les composants qu'ils sont susceptibles de traverser qu'ils soient ouvragés ou naturels.

Dans ce cadre, sur la base des connaissances scientifiques et techniques, le SEN présente les choix de sûreté structurants de représentation de tous les composants en termes de caractéristiques géométriques et physiques (nature des matériaux, longueur, épaisseur…) et en termes de caractéristiques susceptibles d'être sollicitées pour limiter et retarder le transfert des radionucléides et substances toxiques chimiques contenus dans les déchets jusqu'à la biosphère.

En complément du SEN, des études de sensibilité sont également réalisées permettant de couvrir les incertitudes scientifiques et techniques.

4.2.1 Critère d'évaluation du risque radiologique

La réglementation actuelle fixe les limites de dose, toutes voies d'atteinte confondues pour le public hors exposition naturelle et médicale. Les limites de dose pour le public sont fixées dans le code de la santé publique (article R. 1333-8 et suivants) qui précise que la somme des doses efficaces reçues, du fait des activités nucléaires, ne doit pas dépasser 1 mSv/an.

Pour une installation de stockage, dans la mesure où le public pourrait être exposé dans le futur à plusieurs sources d'exposition, une fraction de la limite de dose est retenue pour apprécier le niveau d'impact potentiel acceptable en évolution normale. **Une valeur de 0,25 mSv/an est donc retenue par l'Andra** pour juger de l'acceptabilité de l'impact en évolution normale.

Pour mémoire, la dose moyenne annuelle liée à la radioactivité naturelle en France est de l'ordre de 3mSv/an.

4.2.2 Critère d'évaluation du risque relatif à l'exposition chronique aux substances chimiques

De la même manière que pour les radionucléides, l'Andra analyse les risques toxicologiques des substances toxiques chimiques contenues dans les déchets. Les valeurs de référence d'acceptabilité du risque sanitaire sont rappelées ci-après.

Dans une première approche, il s'agit de s'assurer que les concentrations potentielles évaluées dans les différents milieux respectent les normes de qualité (NQ) des milieux impactés (normes de potabilité pour le compartiment eau selon l'annexe I de l'arrêté du 11 janvier 2007, et valeurs de référence pour le compartiment sol fondées de manière prioritaire sur les campagnes de caractérisation du site et sur les valeurs nationales de référence « ASPITET » de la méthodologie nationale des sites et sols pollués (6), si les données n'étaient pas disponibles).

Si des valeurs dépassent ces normes ou en absence de norme pour une substance toxique chimique, alors une étude quantitative du risque sanitaire est réalisée. Les évaluations sont alors poursuivies en vue d'établir les valeurs de quotient de danger (QD) et excès de risque individuel (ERI) en fonction du toxique chimique considéré. Dans ce cadre les valeurs suivantes sont retenues comme indicateurs :

- espèces non cancérigènes et espèces cancérigènes à seuil, QD < 1 ;
- espèces cancérigènes sans seuil, ERI < 10^{-5} (soit 1 cas supplémentaire pour 100 000 individus exposés).

Les QD et ERI sont calculés suivant les formules issues du guide de l'INERIS (3) et présentées au paragraphe 0 du présent document.

4.3 Informations nécessaires pour l'évaluation des risques sanitaires liés aux substances chimiques et aux radionucléides

4.3.1 Inventaire en radionucléides et toxiques chimiques

Les données relatives aux inventaires radiologiques et chimiques de référence sont décrites dans le chapitre 1 du volume 2 de la présente étude d'impact.

4.3.1.1 Inventaire radiologique

Les inventaires des alvéoles déjà remplies à fin 2019 sont pris en compte dans les évaluations selon les déclarations des producteurs réalisées lors de la livraison des déchets.

Pour les alvéoles restant à remplir, un inventaire prévisionnel a été établi, fondé d'une part, sur le retour d'expérience des déchets déjà stockés ces dernières années et, d'autre part, sur l'état de la connaissance actuelle des besoins identifiés en termes de volume, majoré pour certains radionucléides afin de tenir compte des incertitudes sur la connaissance des déchets à venir. Cet inventaire est réparti de manière homogène sur toutes les alvéoles restant à remplir.

L'inventaire initial considéré pour les calculs correspond à l'inventaire stocké et l'inventaire prévisionnel sans prendre en compte de décroissance entre la date de stockage et la date de début des évaluations après fermeture (date de fin d'exploitation). La décroissance et le processus de filiation sont pris en compte dès le début des calculs après fermeture.

Les évaluations préliminaires ont montré que les radionucléides présentant des périodes très courtes (hormis ceux présents dans une chaine de filiation), ou des niveaux d'activités faibles, n'avaient pas d'incidence sur l'impact du stockage et pouvaient être négligés. Dans ces conditions, les radionucléides retenus pour les évaluations de transferts sont ceux dont la liste est donnée dans le tableau 4-1.

Tableau 4-1 Liste des radionucléides retenus pour les évaluations de transferts (chaînes de filiation incluses) et des périodes radioactives associées

RN	Période (ans)	RN	Période (ans)
H3	1,23E+01	**Ra226**	1,60E+03
Be10	1,60E+06	**Ra228**	5,75E+00
C14	5,70E+03	**Ac227**	2,18E+01
Al26	7,17E+05	**Th228**	1,91E+00
Cl36	3,01E+05	**Th229**	7,34E+03
K40	1,26E+09	**Th230**	7,54E+04
Ca41	1,03E+05	**Th232**	1,41E+10
Ni59	7,60E+04	**Pa231**	3,28E+04
Ni63	1,01E+02	**U233**	1,59E+05
Se79	3,77E+05	**U234**	2,46E+05
Rb87	4,81E+10	**U235**	7,04E+08
Sr90	2,88E+01	**U236**	2,37E+07
Zr93	1,53E+06	**U238**	4,47E+09
Nb93m	1,61E+01	**Np237**	2,14E+06
Mo93	4,00E+03	**Pu239**	2,41E+04
Tc99	2,14E+05	**Pu240**	6,56E+03
Pd107	6,50E+06	**Pu241**	1,44E+01

RN	Période (ans)
Ag108m	4,18E+02
Sn126	2,30E+05
I129	1,61E+07
Cs135	2,30E+06
Cs137	3,00E+01
Pb210	2,22E+01

RN	Période (ans)
Pu242	3,74E+05
Am241	4,33E+02
Am243	7,36E+03
Cm244	1,80E+01
Cm245	8,50E+03
Cm246	4,73E+03

4.3.1.2 Inventaire en substances toxiques chimiques

L'inventaire prévisionnel en substances toxiques chimiques (cf. chapitre 1 du volume 2 de la présente étude d'impact) a été actualisé en se fondant d'une part, sur le retour d'expérience des déchets déjà stockés et, d'autre part, en partie sur la base des besoins identifiés, notamment pour les déchets d'équipement électrique et électronique (D3E). Pour mémoire, l'inventaire en substances toxiques chimiques des déchets stockés est établi pour partie sur la base d'une déclaration des producteurs et pour partie sur une consolidation des connaissances se fondant sur les natures physico-chimiques des déchets, notamment pour la prise en compte des toxiques associés aux métaux (aciers, plomb).

La logique suivie pour répartir l'inventaire en substances toxiques chimiques dans le stockage, est la même que celle suivie pour la répartition des radionucléides. Les inventaires des alvéoles fermés sont établis sur la base des déclarations des producteurs complétées par la déclinaison des ratios liés aux natures physico-chimiques des déchets. Les inventaires des alvéoles à venir sont établis en moyennant sur leur volume l'inventaire prévisionnel à terminaison auquel aura été retranchée la partie déjà stockée.

La liste des toxiques chimiques retenus pour les évaluations de transfert par la voie eau est la suivante : As, B, Be, Cd, Cr (+III), Cr (+VI), Cu, Hg, Ni, Pb, Sb, Se, U, CN^-.

Au regard des incertitudes résiduelles de connaissance sur les performances potentielles associées au relâchement des radionucléides et des toxiques chimiques depuis les déchets (cinétique de corrosion, dégradation…), il est fait le choix d'assimiler le relâchement des solutés depuis les colis de déchets à un relâchement labile. Cette hypothèse est très pénalisante dans le cas des déchets immobilisés dans du mortier ou des éléments constitutifs des déchets (exemple du nickel et du chrome des aciers inoxydables).

4.3.2 Voies de transfert

En phase de surveillance, le maintien des performances de la membrane d'étanchéité en fond et en toit d'alvéole (même si elle n'est pas considérée dans les évaluations), associée à la présence de la couverture argileuse, et des opérations de pompage de lixiviats éventuellement collectés en fond d'alvéole permettent d'assurer une absence de migration dans le milieu.

Au-delà de la phase de surveillance, et sur toute la durée de la surveillance du CSA de 300 ans, les activités de suivi post exploitation du CSA permettront à l'Andra de maintenir la mémoire de l'existence du stockage de déchets TFA, de maintenir d'éventuelles synergies de fonctionnement entre les deux centres et permettront de détecter d'éventuelles anomalies dans l'évolution attendue de la couverture du Cires (tassements différentiels importants…). Les activités de pompage des lixiviats seront maintenues dès lors que la présence de lixiviats les rendrait nécessaires, notamment pour éviter un éventuel écoulement latéral (dit « effet baignoire »).

L'étude de l'impact du stockage est menée sur la base des hypothèses suivantes. Il est considéré que la géomembrane n'est plus étanche et l'hypothèse pénalisante d'une dégradation progressive de la couverture argileuse à partir de 50 ans après le début de la phase de surveillance, est retenue. Dans ces conditions, l'augmentation de la perméabilité de la couverture entraine une entrée d'eaux météoriques dans les alvéoles qui se resaturent progressivement, ainsi que la couche d'argile sous-jacente. Les radionucléides et substances toxiques chimiques présents dans les déchets sont considérés disponibles

immédiatement (relâchement labile) y compris pour les déchets immobilisés dans du béton. La grave utilisée en grandes quantités dans les alvéoles de stockage pour remplir les vides résiduels dans les colis et le stockage en vue d'assurer une stabilité du massif, présente des caractéristiques géochimiques permettant de valoriser des propriétés de rétention et une limitation de la solubilité de certains éléments. Il s'ensuit alors un transfert des effluents ayant lixiviés les déchets dans l'argile sous-jacente jusqu'à la nappe du Barrémien. Dans le même temps, la couche d'argile hôte peu perméable ne permettant pas d'évacuer la totalité du flux d'eau arrivant dans l'ouvrage, un écoulement latéral d'eau contaminée depuis les alvéoles de bord de plate-forme vers les sols autour des ouvrages est supposé se développer.

Il est supposé de manière conservative que les alvéoles sont saturées dès le début de la phase de surveillance. La durée correspondant au transitoire hydraulique n'est donc pas prise en compte.

L'impact de ces transferts est alors évalué en considérant que la nappe du Barrémien alimente le ruisseau le plus proche (les Noues d'Amance), au niveau de l'étang de Villemaheu.

Le cas d'un pompage directement dans la nappe, avec utilisation de l'eau par un groupe de référence hypothétique est également envisagé. Néanmoins, étant donné les caractéristiques de l'aquifère, notamment sa faible productivité, et l'absence de pompage de ce type actuellement, cette hypothèse est jugée peu vraisemblable, Ce scénario est donc traité dans le cadre de l'étude de dangers comme étant un scénario d'évolution altérée (SEA).

4.3.2.1 Scénario « pompage dans la rivière des Noues d'Amance »

Concernant le transfert latéral à travers la couverture, un premier cas considère de manière arbitraire, que les effluents ruissellent jusqu'au ruisseau des Noues d'Amance, sans qu'aucune interaction avec les sols ne soit prise en compte. Les radionucléides et les substances toxiques chimiques issues du transfert latéral viennent ainsi s'ajouter à ceux issus de la nappe du Barrémien pour le calcul d'impact.

Afin de quantifier l'impact associé à ce scénario, il est alors considéré un groupe de référence hypothétique de type « multi-activités » vivant en autarcie, utilisant l'eau du ruisseau à des fins de consommation humaine et pour l'irrigation de cultures. Les voies de transferts vers le groupe de référence sont présentées de manière stylisée dans la Figure 4-1 ci-dessous pour les radionucléides. En ce qui concerne les substances toxiques chimiques, les mêmes voies de transfert sont considérées. De manière pénalisante, aucune propriété de rétention n'est prise en compte au niveau de la nappe du Barrémien.

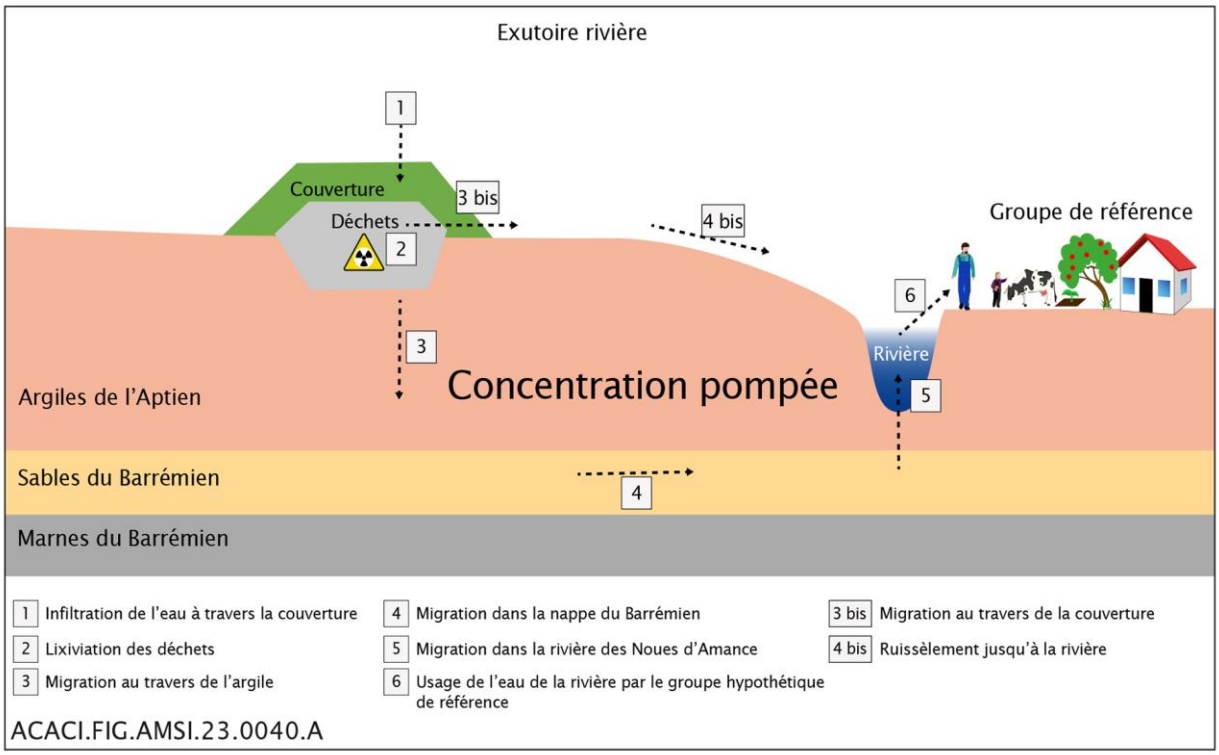


Figure 4-1 Voies de transfert des radionucléides pour le scénario « Pompage dans la rivière des Noues d'Amance »

L'eau contaminée atteignant la rivière est donc considérée provenir :

- du débordement latéral des lixiviats des ouvrages vers les Noues d'Amance (« effet baignoire ») ;
- de la migration des radionucléides à travers la couche d'argile de l'Aptien sous les ouvrages de stockage, puis dans la nappe du Barrémien.

4.3.2.2 Scénario « sol potentiellement contaminé »

Concernant le transfert latéral à travers la couverture, un second cas considère que les effluents se répandent sur une bande de largeur définie tout le long des alvéoles, constituant le scénario « sol potentiellement contaminé ». Les voies de transfert des radionucléides sont présentées dans la figure 4-2 ci-dessous, et s'appliquent également pour les substances toxiques chimiques.

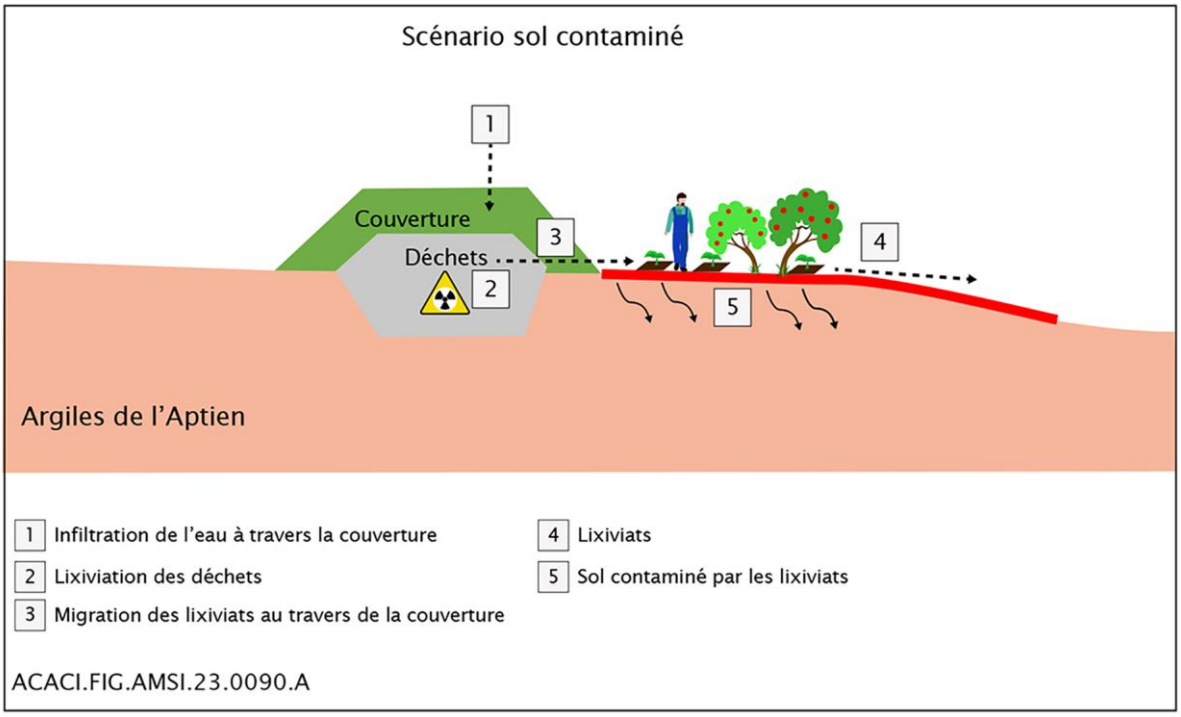


Figure 4-2 Voies de transfert des radionucléides pour le scénario « Sol potentiellement contaminé au voisinage des talus du stockage »

L'extension de la surface de contamination est choisie égale à la longueur des alvéoles (environ 200 m) multipliée par une largeur L affectée par le ruissellement, conformément à la figure 4-3 (exemple de la tranche 2).

Deux scénarios sont considérés, selon la largeur de la surface contaminée (L) et le groupe de référence hypothétique associé. Comme illustré figure 4-4 :

- on considère une surface contaminée par ruissellement sur 10 m de largeur, exploitée par un groupe de référence hypothétique de type « jardin potager ». Il s'agit d'un scénario considéré au titre d'un scénario d'évolution normale (SEN) ;
- pour prendre en compte les incertitudes sur l'extension de la surface contaminée (perméabilité des sols, érosion, pluviométrie) il est également considéré une surface contaminée sur une largeur de 100 m, permettant l'implantation d'un groupe de référence hypothétique « agriculteur multi-activités ». Il s'agit d'un cas de sensibilité au scénario d'évolution normale du cas 1.

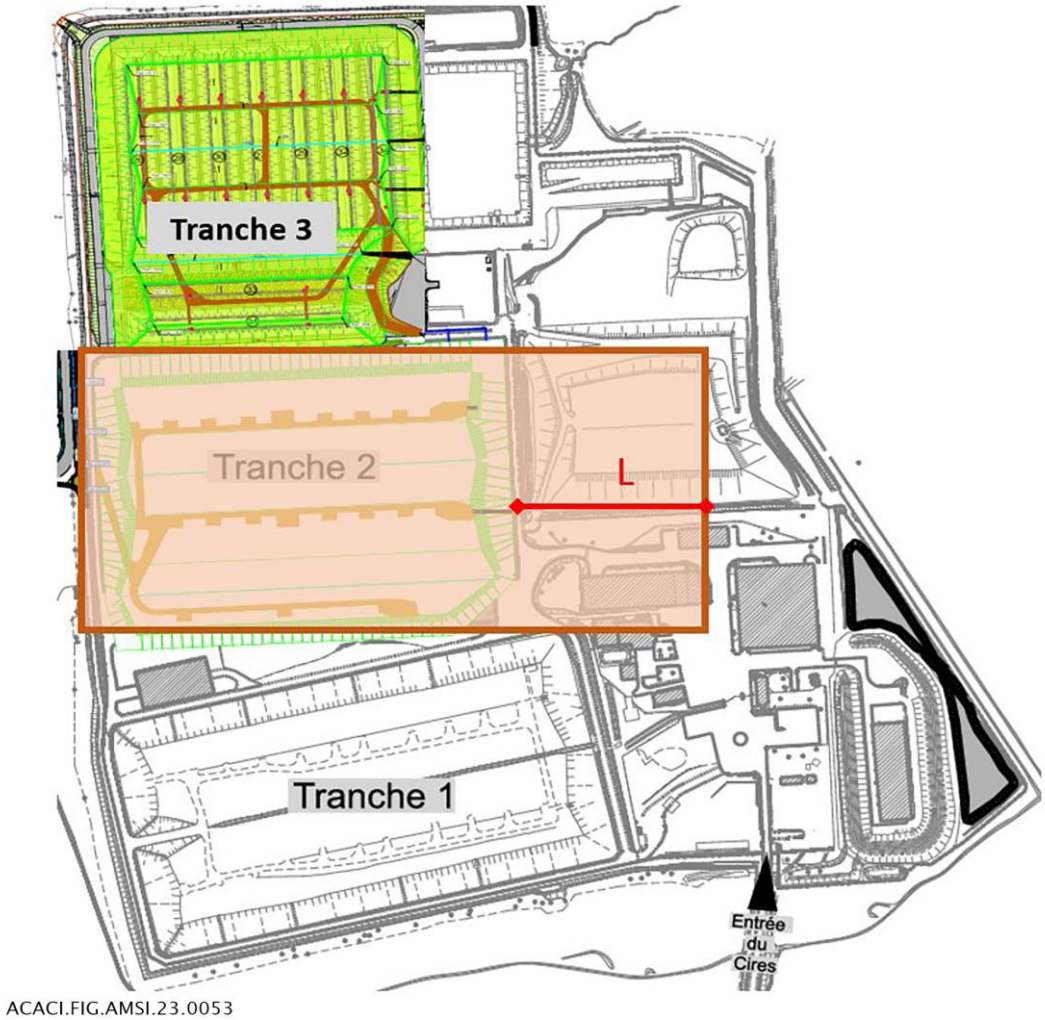


Figure 4-3 *Représentation de l'extension de la surface contaminée (L) par débordement des eaux du stockage par « effet baignoire » pour la tranche 2*

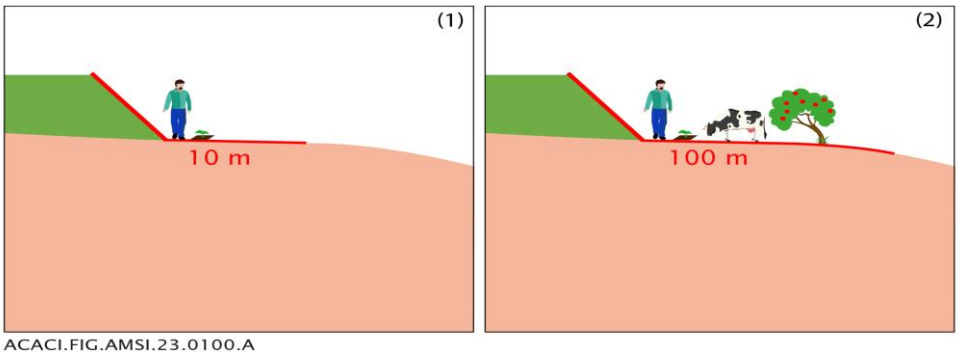


Figure 4-4 *Scénario « Sol potentiellement contaminé » - Illustration des deux scénarios considérés : (1) « jardin potager » (L=10 m) ; (2) « multi-activités » (L=100 m)*

4.3.3 Évaluations quantitatives des transferts

Les évaluations quantitatives en phase de post-surveillance (données, hypothèses et résultats), sont présentées en détail dans l'annexe 1 « Évaluations de transfert par l'eau des radionucléides et toxiques chimiques » présentée dans le dossier des annexes.

Toutes les évaluations des écoulements et du transport des radionucléides et substances toxiques chimiques par l'eau s'infiltrant dans les ouvrages sont conduites en conditions saturées en eau dès le début de la phase de surveillance, dans tous les matériaux constitutifs du système (couverture argileuse, argile hôte, alvéoles de stockage et déchets).

Les évaluations considèrent donc un transport convectif et diffusif en milieu poreux saturé en eau des espèces chimiques (radionucléides et substances toxiques chimiques), leur sorption sur les différents matériaux du stockage et leur précipitation en fonction des conditions géochimiques.

La conceptualisation géométrique des ouvrages de stockage vise à représenter fidèlement les grands éléments géométriques pilotant les transferts des lixiviats, à savoir :

- l'épaisseur verticale de la couverture argileuse au-dessus des alvéoles de stockage ;
- l'épaisseur latérale de la couverture argileuse de part et d'autre des tranches du stockage ;
- l'épaisseur d'argile hôte, oxydée et saine, sous les ouvrages jusqu'à la nappe aquifère du Barrémien.

4.3.3.1 Solubilité et rétention des radionucléides et substances toxiques chimiques

<u>Géochimie de la formation hôte des argiles à Plicatules</u>

Les différentes campagnes de mesures réalisées sur les argiles à Plicatules lors de la caractérisation initiale du site du Cires puis lors des creusements de la tranche 2 et de la préparation de la tranche 3, ainsi que la campagne de caractérisation réalisée pour le projet FA-VL sur le site de la communauté de communes de Vendeuvre-Soulaines (cf. chapitre 1 du volume 1 de la présente étude d'impact), ont permis d'analyser la composition minéralogique de ces argiles et de mesurer/estimer les propriétés de sorption et de solubilité des différentes espèces chimiques au sein de cette formation.

Les évaluations quantitatives des transferts considèrent les valeurs phénoménologiques des propriétés de rétention et de solubilité issues des différentes campagnes de mesure. Lorsqu'il n'existe pas de mesures, des valeurs conservatives sont retenues reposant, le cas échéant, sur des analogies.

<u>Géochimie du matériau de remplissage des alvéoles (grave calcaire)</u>

Les propriétés de transfert des radionucléides et des substances toxiques chimiques au sein de la grave calcaire utilisée au Cires sont issues de deux approches complémentaires :

- des expérimentations dédiées visant à caractériser les capacités de rétention de la grave (Kd) avec plusieurs éléments chimiques d'intérêt (Sr, U, Ni, Ag, Eu, Th, Pu, Tc et C) ;
- la réalisation de calculs géochimiques visant à déterminer la spéciation, la solubilité et la rétention des éléments chimiques d'intérêt dans une eau porale représentative de celle attendue au sein des alvéoles de stockage en contact avec la grave calcaire.

Ces deux approches conduisent (avec en complément des choix d'analogie de comportement pour transposer aux radionucléides et substances toxiques chimiques qui n'ont pas fait l'objet de mesures dédiées sur la grave calcaire), aux valeurs phénoménologiques retenues pour les évaluations.

La prise en compte de l'effet de la présence éventuelle de complexants, issus de la dégradation de la cellulose ou des plastiques présents dans le stockage, sur la rétention des radionucléides et des substances toxiques chimiques a été écartée du fait des conditions géochimiques régnant au sein des alvéoles. En effet, dans les conditions géochimiques des alvéoles du Cires correspondant à un pH neutre tamponné par la grave calcaire, la dégradation des matières fermentescibles (cellulose) est dominée par un processus biotique (fermentation) qui conduit à la formation de cellobiose non complexant. Il n'y a donc pas de formation d'acide iso-saccharinique (ISA). De même, les conditions physico-chimiques au

sein des alvéoles au Cires ne devraient pas permettre un relâchement accéléré des phtalates depuis les plastiques. Par ailleurs, Il a été vérifié que l'hypothèse pénalisante d'une dégradation instantanée de 30% des matières plastiques permettrait de rester sous les seuils de complexation tant que le taux massique de déchets plastiques dans l'alvéole reste inférieur à 10 %, ce qui est le cas pour les alvéoles déjà remplies et qui sera suivi pour les futures.

4.3.3.2 Paramètres hydro-dispersifs

Les valeurs des différents paramètres hydro-dispersifs considérés dans les évaluations de transferts sont issus des campagnes de reconnaissance et de caractérisation des argiles de l'Aptien et du projet FA-VL.

Les propriétés hydro-dispersives dans l'alvéole sont choisies de manière conservative (diffusion maximale, perméabilité d'un sable …) afin de couvrir les incertitudes sur la représentation homogène d'un mélange de déchets et de graves calcaires.

4.3.4 Identification des populations exposées

L'objectif est d'évaluer les risques à long terme résultant des phénomènes de migration dans l'environnement des radionucléides et des toxiques chimiques jusqu'à l'homme. Toutefois, il est difficile de déterminer précisément quelles seront les populations exposées en phase de post-surveillance. En effet, l'évolution du milieu humain est difficilement appréciable sur les échelles de temps considérées. Ainsi, l'évaluation de l'impact doit se faire, par précaution, pour le groupe de population susceptible de recevoir l'impact le plus fort (appelé « groupe de référence »), même si seul un petit nombre de personnes est concerné.

Le recensement des voies potentielles d'atteinte de l'homme via la chaîne alimentaire ou du fait de ses activités, permet de déterminer un « groupe de référence hypothétique » (car non observé aujourd'hui) incluant le plus grand nombre de ces voies de transfert. De même, sa localisation est déterminée de façon à conduire à une exposition maximale, c'est à dire près des compartiments susceptibles d'avoir les plus fortes concentrations. Sur la base des transferts envisagés, les deux scénarios identifiés sont le pompage dans la rivière des Noues d'Amance et l'utilisation des sols potentiellement contaminés à proximité immédiate du stockage (cf. section 4.3.2 du présent document).

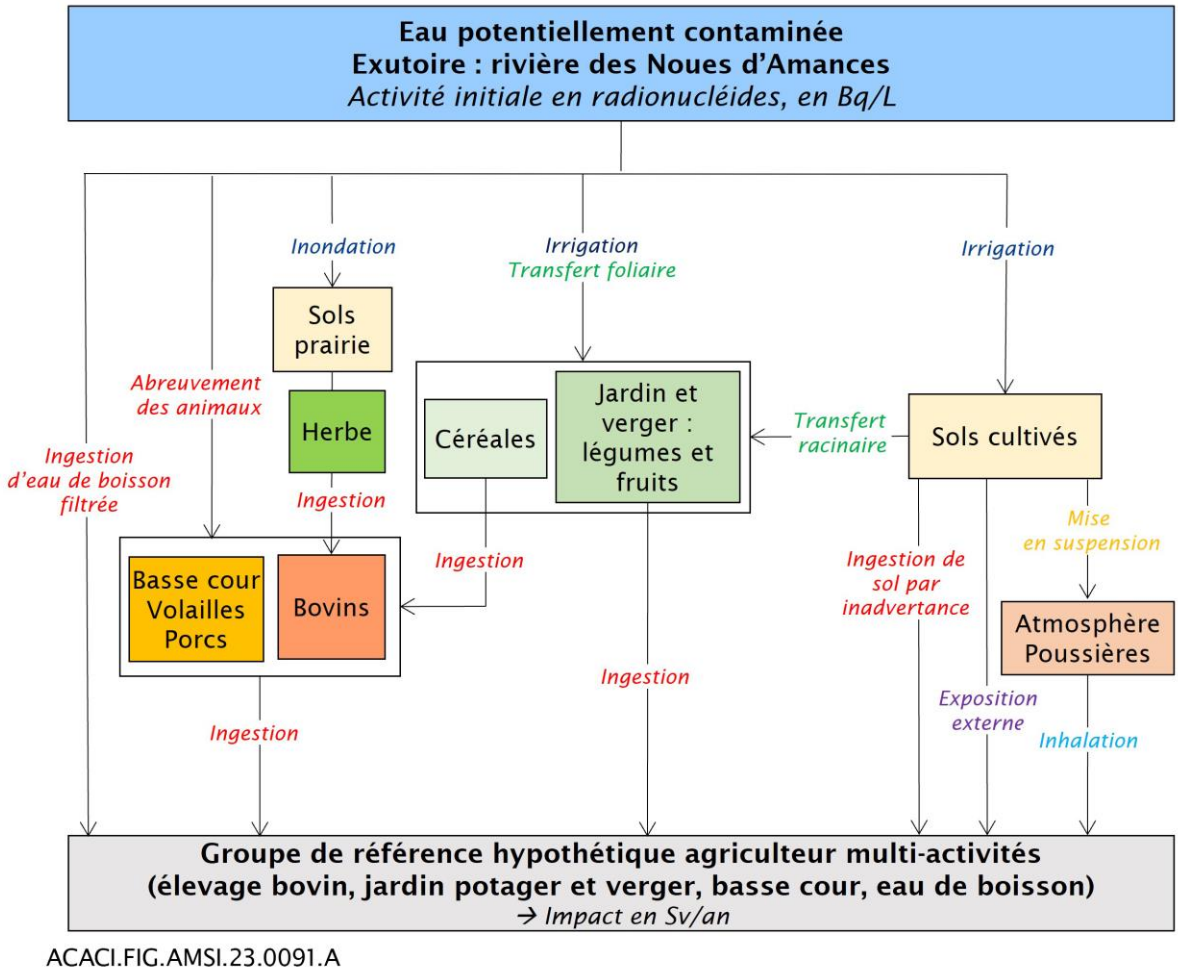
<u>Groupe de référence hypothétique pour le scénario « pompage dans les Noues d'Amance » :</u>

Cet exutoire est alimenté via le transfert vertical dans les argiles à Plicatules jusqu'à la nappe du Barrémien, ainsi que par ruissellement latéral depuis les alvéoles de stockage.

Le groupe de référence hypothétique retenu est de type « agriculteur multi-activités » présentant des voies de transferts variées (eau de boisson, élevage bovin, bassecour, jardin potager et verger, cultures de céréales). Ce groupe de type agricole permet de prendre en compte les principales voies de transfert identifiées :

- l'alimentation de la population concernée est le plus souvent issue de produits locaux, d'où un niveau d'autarcie élevé ;
- les activités professionnelles d'un agriculteur présentent un risque d'exposition par inhalation et exposition externe aux radionucléides et substances toxiques chimiques du fait de son travail sur les terres cultivées irriguées par l'eau du ruisseau.

Les activités et donc les voies d'exposition associées à ce groupe de référence hypothétique sont illustrées sur la figure 4-5 ci-dessous pour les expositions radiologiques. En ce qui concerne, l'évaluation des impacts associés aux substances toxiques chimiques, les mêmes voies de transfert et d'exposition sont considérées à l'exception de l'exposition externe.



ACACI.FIG.AMSI.23.0091.A

Figure 4-5 Voies de transfert associées à l'individu représentatif du groupe de référence hypothétique « agriculteur multi-activités » pour le scénario pompage dans les Noues d'Amance

Ainsi les processus de transfert, à partir de la rivière des Noues d'Amance sont les suivants :

- transfert à l'eau de boisson ;
- dépôt sur le sol après irrigation des cultures et du jardin potager ;
- transfert aux végétaux : céréales et produits du jardin potager (pommes de terre, légumes feuilles, légumes fruits et légumes racines) ;
- transfert aux animaux d'élevage (bovins, volailles, porcins) par voie alimentaire (céréales et herbe) et par l'eau d'abreuvage ;
- transfert à l'homme par ingestion de produits végétaux et animaux et par ingestion d'eau même si sa composition chimique et les caractéristiques organoleptiques de l'eau (goût, couleur, odeur, saveur) sont telles que son utilisation pour la boisson n'est pas réaliste ;
- transfert à l'homme par ingestion et inhalation de particules de sols cultivés ;
- exposition externe des individus du groupe de référence du fait des dépôts sur le sol cultivé ou de l'immersion dans l'air contenant des poussières provenant du sol cultivé.

Groupe de référence hypothétique pour le scénario « sol potentiellement contaminé »

Ce scénario fait l'objet de deux évaluations d'impact différentes selon l'hypothèse retenue concernant la largeur de sol supposé contaminé le long des alvéoles, à savoir 10 ou 100 mètres (cf. section 4.3.2.2 du présent document).

Le cas de référence considère une largeur pénalisante de 10 m, qui maximalise les concentrations de radionucléides et substances toxiques chimiques dans les sols et donc les impacts potentiels. La surface considérée, de l'ordre de 2 000 m² par tranche de stockage (200 m * 10 m), permet de maintenir l'exploitation d'un potager, d'un verger et d'une basse-cour mais est jugée trop faible pour exploiter un élevage de bovins ou des cultures de céréales. Le groupe de référence hypothétique considéré est donc un groupe de villageois.

La figure 4-6 ci-dessous présente les voies de transferts retenues entre le sol potentiellement contaminé et l'individu pour les expositions radiologiques. En ce qui concerne, l'évaluation des impacts associés aux substances toxiques chimiques, les mêmes voies de transfert et d'exposition sont considérées à l'exception de l'exposition externe.

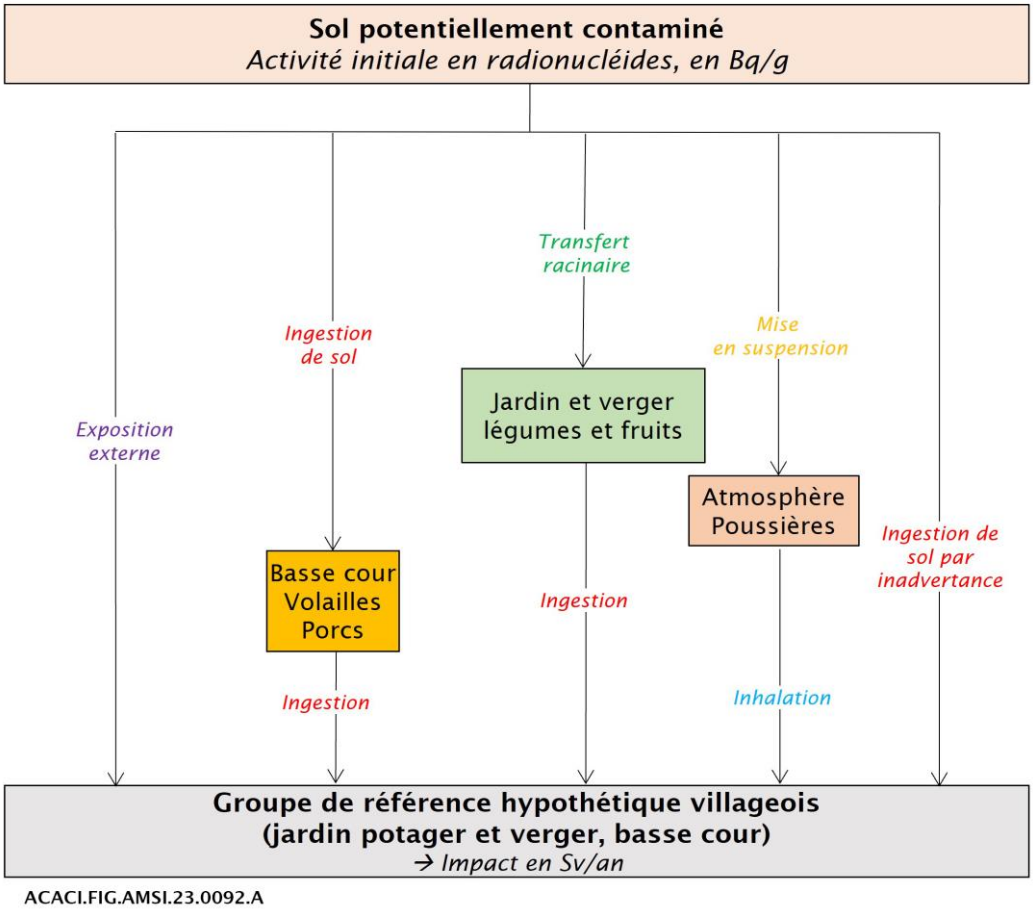


Figure 4-6 Voies de transfert associées à l'individu représentatif du groupe de référence hypothétique « villageois » pour le scénario sol potentiellement contaminé (10 m)

Afin de prendre en compte les incertitudes associées à la surface potentielle des sols contaminés, un cas de sensibilité considérant une largeur de sol de 100 m est retenu. Un groupe de référence hypothétique de type multi activités est retenu, considérant que cette surface est suffisante pour donner lieu à des activités d'élevage et de culture (exploitation de bovins et cultures de céréales pour les animaux) en supplément de celles considérées dans le cas de référence (potager, verger et basse-cour).

La figure 4-7 ci-dessous présente les voies de transferts retenues entre le sol potentiellement contaminé et l'individu pour les expositions radiologiques. En ce qui concerne, l'évaluation des impacts associés aux substances toxiques chimiques, les mêmes voies de transfert et d'exposition sont considérées à l'exception de l'exposition externe.

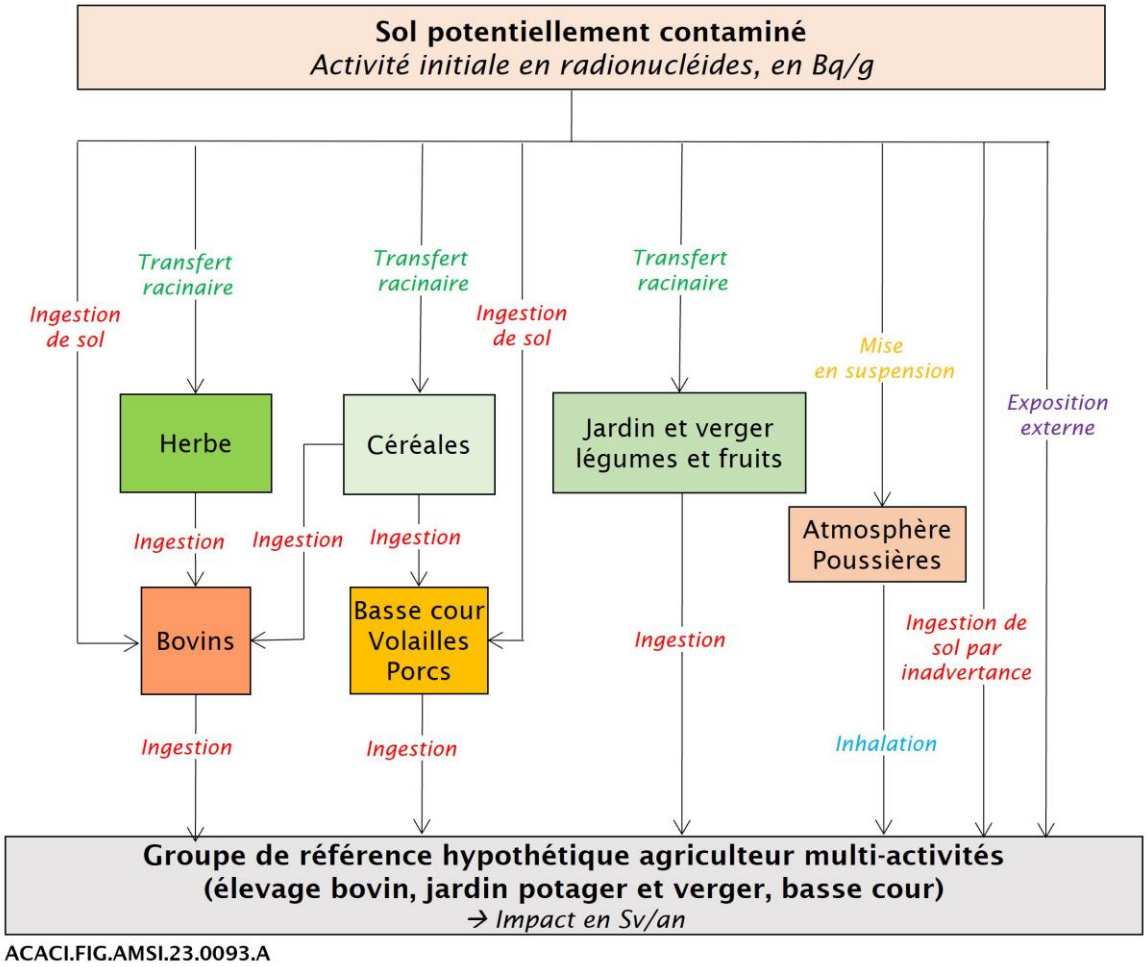


Figure 4-7 Voies de transfert associées à l'individu représentatif du groupe de référence hypothétique « multi-activités » pour le scénario sol potentiellement contaminé (100 m)

Il est important de noter que dans ces deux cas l'eau de boisson et d'abreuvement provient d'une autre origine et n'est pas considérée comme potentiellement contaminée.

4.4 Scénarios considérés

Toutes les évaluations sont conduites sur la période 0 – 10 000 ans, avec l'inventaire radiologique et en substances toxiques chimiques, prévisionnel.

4.4.1 Cas de référence

Le cas de référence correspond à un ensemble d'hypothèses et de données s'appuyant sur la meilleure connaissance scientifique disponible. Il est retenu pour chaque composant du stockage des processus, hypothèses et données au plus près de la connaissance disponible et étayés scientifiquement (modèles et données « best-estimate »), avec une cohérence d'ensemble des choix retenus.

Le cas de référence considéré prend en compte une dégradation progressive des performances de la couverture à partir de 50 ans après la fermeture (fin d'exploitation) du stockage jusqu'à 300 ans, correspondant à la fin de la surveillance du CSA.

En fonctionnement nominal, la couverture intacte limite l'infiltration d'eau dans le stockage à quelques litres par an et par mètre carré, modélisée par une perméabilité à l'eau de l'ordre de celle de l'argile hôte, soit 10^{-10} m.s^{-1}. Cette valeur s'appuie sur les résultats des mesures réalisées lors de la mise en œuvre de la couverture définitive.

La prise en compte d'une dégradation hypothétique de la performance de la couverture se traduit par une infiltration d'eau dans le stockage de l'ordre de quelques dizaines de litres par an et par mètre carré, modélisée par une perméabilité à l'eau 10 fois supérieure à celle de l'argile hôte, soit 10^{-9} m.s^{-1}.

4.4.2 Études de sensibilités

Des études de sensibilités sont réalisées de manière à évaluer le poids des incertitudes résiduelles de connaissance sur certaines valeurs de paramètres. Dans ces conditions, les évaluations prennent en compte des hypothèses conservatives afin d'évaluer les paramètres les plus sensibles. Les études de sensibilité suivantes sont réalisées :

- sensibilité aux paramètres de rétention attribués à la grave calcaire dans l'alvéole. Les coefficients de partage (issus de mesures) considérés dans le cas de référence sont divisés par 3 et les limites de solubilité sont multipliées par 10 de manière conservative ;
- sensibilité aux paramètres hydro-dispersifs et géochimiques des argiles à Plicatules : il s'agit ici de faire varier les performances du milieu géologique et ainsi considérer des hypothèses destinées à maximiser les transferts, soit dans le milieu géologique vers la nappe, soit par la voie latérale ;
- sensibilité à la performance de la couverture : il est considéré au-delà de 300 ans, une infiltration d'eau atteignant une centaine de litres par an et par m^2, soit une perméabilité à l'eau 30 fois supérieure à celle de l'argile hôte ;

De plus, afin de limiter l'impact radiologique et toxicologique potentiel associé au transfert latéral à travers la couverture, la mise en œuvre d'une limitation des masses d'uranium et des activités en protactinium 231 et technétium 99 dans les alvéoles de bord à l'est des tranches 2 et 3 est proposée. L'impact de ces dispositions d'exploitation spécifiques est alors évalué en cumul avec la sensibilité la plus pénalisante.

4.5 Évaluation de la nocivité des radionucléides sur la santé humaine

Dans le cas des radionucléides, les effets sur la santé sont évalués en termes de dose (ou impact radiologique) cumulant les effets des différentes voies d'atteinte par ingestion, inhalation et exposition externe.

Les évaluations relatives à la migration des radionucléides permettent de définir les concentrations atteintes dans les différents milieux (eaux, sols). À partir de ces données, les concentrations dans les différents compartiments de la biosphère (sols cultivés, végétaux, animaux) sont évaluées et permettent de définir, selon les 3 classes d'âge considérées (adulte, enfant de 10 ans et enfant de 1 an) et leurs modes de vie, les activités ingérées et inhalées. Les doses sont ensuite calculées en pondérant ces activités incorporées pour chaque radionucléide par les DPUI (dose par unité d'incorporation) correspondant issues de la réglementation. L'exposition externe est évaluée via une fonction de transfert à partir des activités des sols. La dose totale induite à un individu du groupe de référence hypothétique est alors la somme des doses associées à chacune des voies d'atteinte. Cette dose, exprimée en Sv/an, est comparée à la limite réglementaire de 1 mSv/an, et à la contrainte que s'impose l'Andra de 0,25 mSv/an.

4.6 Évaluation de la nocivité des substances chimiques sur la santé humaine

Comme dans le cas des radionucléides, les évaluations des transferts des substances toxiques chimiques permettent de calculer les concentrations en toxiques des différents milieux. Dans une première approche, il s'agit de s'assurer que les concentrations potentielles évaluées dans ces milieux respectent les normes de qualité (NQ) des milieux impactés.

Si des valeurs dépassent ces normes, alors une étude quantitative du risque sanitaire est réalisée. On distingue alors :

- les substances présentant des effets systémiques ou à seuil. Pour ces substances, l'évaluation des effets passe par le calcul du quotient de danger (QD), selon la formule suivante :

$$QD = \frac{Niveau\ d'exposition}{VTR}$$

- les substances présentant des effets cancérigènes sans seuil, pour lesquels on calcule l'excès du risque individuel :

$$ERI = Niveau\ d'exposition\ \times ERU\ \times \frac{Durée\ d'exposition\ (an)}{Durée\ vie\ entière\ (= 70\ ans)}$$

Ces indicateurs sont calculés à partir de :

- l'évaluation du niveau d'exposition : la dose journalière d'exposition (DJE) pour la voie ingestion et la concentration d'exposition (Cexp) pour la voie inhalation ;
- des valeurs toxicologiques de référence (VTR).

Une valeur toxicologique de référence est un indicateur toxicologique qui permet de quantifier un risque pour la santé humaine. Elle exprime la relation dose-réponse, c'est-à-dire la relation quantitative entre un niveau d'exposition à un agent dangereux et l'incidence observée d'un effet indésirable donné. Les VTR retenues pour évaluer l'incidence sur la santé correspondent à des expositions chroniques en regard des scénarios envisagées pour le Cires en phase de post-surveillance.

Pour les effets à seuil (majoritairement non cancérigènes), une VTR désigne la dose ou la concentration en deçà de laquelle la survenue d'un effet n'est pas attendue. Elle s'exprime dans la même unité que l'exposition (par exemple en µg/m^3 pour l'inhalation et mg.kg^{-1}.j^{-1} pour l'ingestion).

Pour les effets sans seuil (majoritairement cancérigènes), une VTR désigne la probabilité supplémentaire de survenue d'un effet pour une unité d'exposition. C'est un Excès de Risque Unitaire (ERU) qui s'exprime dans l'unité inverse de l'exposition (par exemple (µg/m^3)$^{-1}$ pour l'inhalation et (mg.kg^{-1}.j^{-1})$^{-1}$ pour l'ingestion).

Les VTR sont recherchées, selon les recommandations de la note ministérielle du 31 octobre 2014 (7) dans les bases de données de huit organismes de référence : Anses, US EPA (Environmental Protection Agency), ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry), OMS/IPCS, Santé Canada, RIVM, OEHHA et EFSA.

Pour chaque substance toxique chimique, l'existence d'une valeur toxicologique de référence, d'une valeur réglementaire ou de gestion (valeur qui va au-delà des aspects scientifiques), et le potentiel effet associé sont identifiés dans le tableau 4-2 ci-après.

Tableau 4-2 Valeurs toxicologiques de référence retenues et effets potentiels associés

Espèces identifiées dans l'inventaire	Voie, type de VTR	VTR	Source	Effet critique/organe cible
Amiante	Inhalation, sans seuil	0,23 (fibres.mL^{-1})$^{-1}$	US EPA, 1993	Cancer du poumon et du mésothéliome (cancer de la plèvre et du péritoine)
As (Arsenic)	Ingestion, sans seuil	1,5 (mg.kg^{-1}.j^{-1})$^{-1}$	US EPA, 1998 OEHHA, 2011	Cancer cutané
	Inhalation, sans seuil	1,5 x 10^{-4} (µg.m^{-3})$^{-1}$	TCEQ, 2012	Cancer du poumon
	Ingestion, à seuil	4,5 x 10^{-4} mg.kg^{-1}.j^{-1}	FoBIG, 2009	Lésions cutanées
	Inhalation, à seuil	1,5 x 10^{-2} µg.m^{-3}	OEHHA, 2008	Altération de la fonction intellectuelle et effet néfaste sur le comportement
B (Bore)	Ingestion, à seuil	0,2 mg.kg^{-1}.j^{-1}	US EPA, 200	Infertilité masculine et retard dans le développement
Be (Béryllium)	Inhalation, sans seuil	2,4 x 10^{-3} (µg.m^{-3})$^{-1}$	US EPA ;1998 OEHHA, 2011	Cancer du poumon
	Ingestion, à seuil	2 x 10^{-3} mg.kg^{-1}.j^{-1}	US EPA, 1998 ATSDR, 2002 OMS, 2009	Lésion ulcéreuse de l'intestin grêle
	Inhalation, à seuil	7 x 10^{-3} µg.m^{-3}	OEHHA, 2008	Bérylliose pulmonaire
Cd (Cadmium)	Inhalation, à seuil (cancérigène)	0,3 µg.m^{-3}	Anses 2012	Cancer du poumon
	Ingestion, à seuil	3,6 x 10^{-4} mg.kg^{-1}.j^{-1}	EFSA, 2011	Altération rénale
	Inhalation, à seuil (non cancérigène)	0,45 µg.m^{-3}	Anses, 2012	Altération rénale
Cr III (Chrome trivalent)	Ingestion, à seuil	5 x 10^{-3} mg.kg^{-1}.j^{-1}	RIVM, 2012	Pas d'effet spécifique associé

Espèces identifiées dans l'inventaire	Voie, type de VTR	VTR	Source	Effet critique/organe cible
	Inhalation, à seuil	2 µg.m^{-3}	Ineris, 2012	Atteinte du nez, du pharynx et des poumons
Cr VI (Chrome hexavalent)	Ingestion, sans seuil	0,5 (mg.kg^{-1}.j^{-1})$^{-1}$	OEHHA, 2011	Pas d'effet spécifique associé
	Inhalation, sans seuil	4 x 10^{-2} (µg.m^{-3})$^{-1}$	OMS, 2000 OMS CICAD 2013	Cancer pulmonaire
	Ingestion, à seuil	9 x 10^{-4} mg.kg^{-1}.j^{-1}	ADSTR, 2012 OMS CICAD, 2013	Altération du système digestif
CN^{-} (Cyanures)	Ingestion, à seuil	1,5 x 10^{-2} mg.kg^{-1}.j^{-1}	Anses, 2010	Effet sur la reproduction
	Inhalation, à seuil	25 µg.m^{-3}	RIVM, 2001	Effet sur la thyroïde
Cu (Cuivre)	Ingestion, à seuil	0,150 mg.kg^{-1}.j^{-1}	EFSA, 2018	Pas d'effet spécifique associé
	Inhalation, à seuil	1 µg/m^{3}	RIVM, 2001	Pas d'effet spécifique associé
Hg (Mercure)	Ingestion, à seuil	6 x 10^{-4} mg.kg^{-1}.j^{-1} (Inorganique)	EFSA, 2012	Altération rénale
		10^{-4} mg.kg^{-1}.j^{-1} (Organique)	US EPA , 2001	Trouble comportemental
Ni (Nickel)	Inhalation, sans seuil	2,6 x 10^{-4} (µg.m^{-3})$^{-1}$	OEHHA, 2011	Cancer du poumon
	Ingestion, à seuil	2,8 x 10^{-3} mg.kg^{-1}.j^{-1}	EFSA, 2015	Reprotoxicité
	Inhalation, à seuil	9 x 10^{-2} µg.m^{-3}	ADSTR, 2005	Altération du poumon
Pb (Plomb)	Ingestion, sans seuil	8,5 x 10^{-3} (mg.kg^{-1}.j^{-1})$^{-1}$	OEHHA, 2011	Cancer du rein

Espèces identifiées dans l'inventaire	Voie, type de VTR	VTR	Source	Effet critique/organe cible
	Inhalation, sans seuil	1,2 x 10^{-5} (µg.m^{-3})$^{-1}$	OEHHA, 2011	Cancer du poumon
	Ingestion, à seuil	0,63 µg.kg^{-1}.j^{-1} (Plombémie de 15 µg.L^{-1})	Anses, 2013	Altération rénale et atteinte neurologique
	Inhalation, à seuil	0,9 µg.m^{-3} (Plombémie de 15 µg.L^{-1})	Anses, 2013	Altération rénale et atteinte neurologique
Sb (Antimoine)	Ingestion, à seuil	4 x10^{-4} mg.kg^{-1}.j^{-1}	US EPA, 1991	Diminution de la durée de vie, augmentation du taux de cholestérol, et diminution de la glycémie
	Inhalation, à seuil	0,2 µg.m^{-3}	US EPA, 1995	Inflammation du poumon
Se (Sélénium)	Ingestion, à seuil	5 x 10^{-3} mg.kg^{-1}.j^{-1}	US EPA, 2011 ATSDR, 2003	Sélenose clinique (chute des ongles)
U (Uranium)	Ingestion, à seuil	2 x10^{-4} mg.kg^{-1}.j^{-1}	ATSDR, 2013	Altération rénale
	Inhalation, à seuil	0,04 µg.m^{-3}	ATSDR, 2013	Atteinte rénale

4.7 Résultats des évaluations d'expositions

4.7.1 SEN de référence

4.7.1.1 Comportement hydraulique

De 0 à 50 ans après la fin d'exploitation, l'absence de contraste de perméabilité entre l'argile de couverture intacte et l'argile hôte ($K = 10^{-10}$ $m.s^{-1}$) empêche tout débordement latéral d'eau en provenance des alvéoles de déchets à travers la base de la couverture.

Puis de 50 ans à 300 ans, il est considéré que la couverture argileuse se dégrade progressivement, sa perméabilité augmentant linéairement jusqu'à 10^{-9} $m.s^{-1}$: un flux d'eau depuis les alvéoles à travers la base de la couverture se met en place (« effet baignoire »). Il atteint son maximum à 300 ans, date à laquelle le régime hydraulique avec la couverture argileuse altérée est établi. Dans le cadre des synergies potentielles de fonctionnement avec le CSA, dont la surveillance pendant 300 ans imposera la présence de l'Andra sur le territoire pendant cette période, des opérations de pompage des lixiviats pourront être maintenues afin notamment d'éviter l'occurrence d'un effet baignoire. Dans ces conditions, tout transfert par effet baignoire est exclu sur cette période.

Une pente de 1 % d'ouest en est retenue pour l'évaluation (point bas du Centre à l'est) et conduit phénoménologiquement à un débordement uniquement vers l'est.

L'épaisseur latérale de la couverture argileuse est de 7 m pour le modèle de la tranche 1, et de 11 m pour les modèles des tranches 2 et 3, d'où des débordements d'eau plus faibles (d'environ 33 %) pour les tranches 2 et 3.

4.7.1.2 Transfert des radionucléides

Le tableau 4-3 présente les bilans de masse à 10 000 ans, soit les pourcentages de l'inventaire initial (i) encore présent dans les alvéoles de stockage, (ii) en cours de migration dans l'argile hôte et la couverture argileuse, (iii) épuisé par décroissance radioactive, (iv) sorti par la voie latérale (« effet baignoire ») et (v) sorti dans la nappe du Barrémien.

Tableau 4-3 Cas de référence – Évaluation à l'échelle tranche 2 – Répartition de la masse par radionucléide à 10 000 ans

	Répartition massique de l'inventaire radiologique à 10 000 ans [%]				
RN	Alvéoles	Argile hôte et couverture	Épuisé par décroissance	Sorti par la voie latérale	Sorti par la voie nappe
C14 organique	0,0	0,0	16,9	3,8	79,4
C14 inorganique	16,2	1,4	60,3	2,5	19,7
Ca41	0,2	91,7	6,5	1,6	0,0
Cl36	0,0	0,0	0,4	4,1	95,5
H3	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0
I129	0,0	0,0	0,0	4,1	95,9
K40	0,1	95,4	0,0	4,5	0,0
Mo93	0,0	16,8	80,8	2,3	0,1
Se79	0,0	0,0	0,3	4,2	95,6
Sr90	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0
Tc99	0,0	93,7	3,1	3,2	0,0
U238	99,2	0,7	0,0	0,1	0,0

Les radionucléides à vie courte (comme le tritium et le strontium 90, avec des périodes de 12 et 29 ans) sont rapidement épuisés par décroissance radioactive. Ils n'atteignent pas la nappe du Barrémien, et une part infime de leur inventaire initial migre hors de l'alvéole par débordement latéral (« effet baignoire ») à court terme.

Comme attendu au regard des temps caractéristiques de transfert dans l'argile hôte, aucun radionucléide n'atteint la nappe du Barrémien par transfert vertical pendant quelques centaines d'années.

Au-delà de 300 ans, les radionucléides mobiles à vie moyenne ou longue (iode 129, carbone 14 organique, chlore 36, sélénium 79) migrent très majoritairement par la couche d'argile (voie verticale vers la nappe du Barrémien). Pour ces radionucléides, la migration hors de l'alvéole du fait d'un débordement latéral (« effet baignoire ») intervient en quelques centaines d'années. À 10 000 ans, la quasi-totalité de leur inventaire initial a disparu du stockage, par migration vers les exutoires pour les radionucléides à vie longue (iode 129, chlore 36, sélénium 79) et dans une moindre mesure par épuisement radioactif pour les vies moyennes (carbone 14).

Les radionucléides moyennement sorbés dans les argiles et mobiles dans la grave calcaire, comme le molybdène 93, le calcium 41 et le potassium 40, migrent aussi très majoritairement dans l'argile hôte vers la nappe du Barrémien mais n'atteignent pas celle-ci en 10 000 ans. Une faible part de leur inventaire (inférieure à 5 %) déborde latéralement par effet baignoire après 1 000 ans. Dans le cas du molybdène 93 (période de 4 000 ans), une part importante s'épuise par décroissance radioactive. Pour les tranches 2 et 3 du stockage, environ 50 % de l'inventaire en potassium 40 précipite initialement dans les alvéoles, mais tout est à nouveau en solution au-delà d'environ 500 ans.

Le carbone 14 inorganique étant moyennement sorbé dans la grave calcaire et mobile dans les argiles, reste en partie dans les alvéoles de stockage (encore 16 % à 10 000 ans), s'épuise fortement par décroissance (60 %), ou atteint les exutoires au-delà de 1 000 ans (20 % de l'inventaire à la nappe, 3 % par la voie latérale « effet baignoire »).

Le technétium 99 est très fortement retardé (retard supérieur à 28 000) dans les 11 m d'argile hôte non oxydés sous le stockage, et mobile dans la grave calcaire et l'argile oxydée de la couverture et autour des alvéoles : à 10 000 ans il reste confiné dans l'argile hôte à 94 %, 3 % de son inventaire initial ayant migré hors de l'alvéole du fait de l'effet baignoire.

L'uranium, moyennement retardés dans la grave calcaire et dans les argiles, restent essentiellement confinés dans les alvéoles (90 % de l'inventaire) du fait de l'atteinte de sa limite de précipitation. Le reste migre lentement dans les argiles et une très faible part (0,1 %) migre par la voie latérale à 10 000 ans.

Les radionucléides à rétention forte à très forte dans les argiles et les graves, comme les actinides, restent essentiellement dans le stockage, une très faible part (inférieure à 1 %) pouvant migrer à long terme par effet baignoire. C'est aussi le cas pour les radionucléides fins de chaîne de filiation, tels le radium 226, le plomb 210 et le protactinium 231 (ce dernier est sensiblement moins retardé dans les argiles, avec un retard d'environ 58).

Des évaluations spécifiques ont montré que c'est essentiellement l'inventaire des alvéoles de bord de plate-forme à l'est du stockage qui est mobilisé par le débordement latéral.

Ainsi pour un radionucléide mobile à vie longue tel que l'iode 129, environ 96 % de la quantité ayant migré par « effet baignoire » depuis la tranche 2 du stockage provient du seul inventaire de l'alvéole de bord (est) de la tranche.

4.7.1.3 Impacts radiologiques

Les doses sont évaluées pour le groupe de référence et les trois classes d'âge « adulte », « enfant de 10 ans » et « enfant de 1 an ». Par souci de lisibilité, seuls les radionucléides dont la dose maximale excède la valeur de 10^{-8} Sv.an^{-1} sont représentés sur les figures.

Scénario « pompage dans les Noues d'Amance »

La figure 4-8 présente le graphe des historiques des doses pour le scénario « Pompage dans la rivière des Noues d'Amance », pour le groupe de référence « multi-activités », et la classe d'âge « enfant de 1 an » (la plus pénalisante).

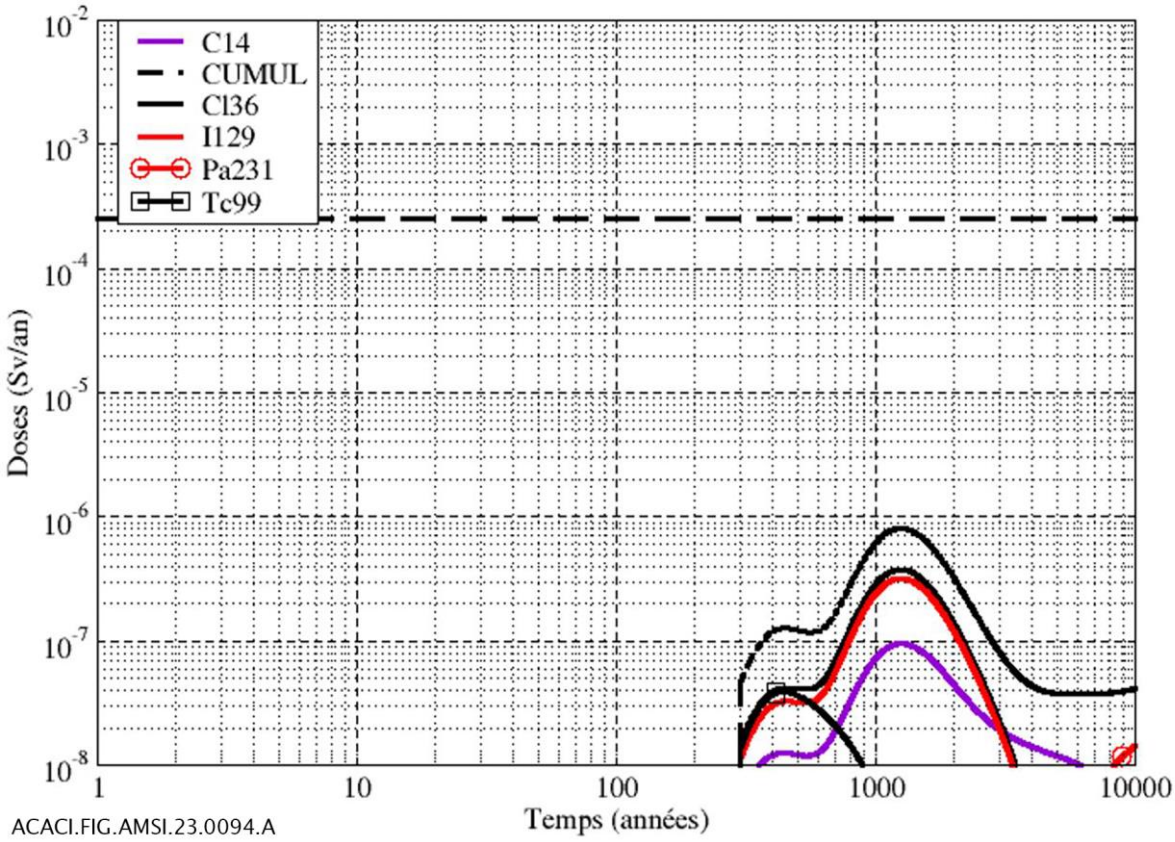


Figure 4-8 Cas de référence – Evolution des doses pour le scénario « Pompage dans la rivière des Noues d'Amance », pour le groupe de référence « multi-activités » et la classe d'âge « enfant de 1 an »

Les impacts radiologiques sont principalement pilotés à moyen terme, par l'iode 129, le chlore 36, le carbone 14 et le technétium 99 migrant par la couche d'argile.

Les actinides et les éléments produits par filiation (protactinium 231), fortement retardés dans l'argile, présentent des doses maximales de l'ordre de 10^{-5} mSv.an^{-1} à 10 000 ans.

Les doses maximales obtenues sont les plus élevées pour la classe d'âge « enfant de 1 an » avec un cumul des doses atteignant un maximum d'environ **0,8 µSv.an^{-1}** (environ 0,4 µSv.an^{-1} pour la classe d'âge « adulte ») à 1 300 ans, soit très inférieure à l'objectif de protection de 0,25 mSv/an.

Scénario « sol potentiellement contaminé » - Groupe de référence « jardin potager », sur une largeur de contamination de 10 m

- ***Impacts radiologiques à l'échelle de la tranche 1 du stockage***

La figure 4-9 présente le graphe des historiques de dose pour le scénario « Sol potentiellement contaminé sur une largeur de 10 m », pour le groupe de référence « jardin potager », et la classe d'âge « enfant de 1 an » (la plus pénalisante) à l'échelle de la seule tranche 1 du stockage.

Par souci de lisibilité, seuls les radionucléides dont la dose maximale excède la valeur de 10^{-8} Sv an^{-1} sont représentés. La courbe d'historique du cumul des doses de tous les radionucléides est aussi tracée.

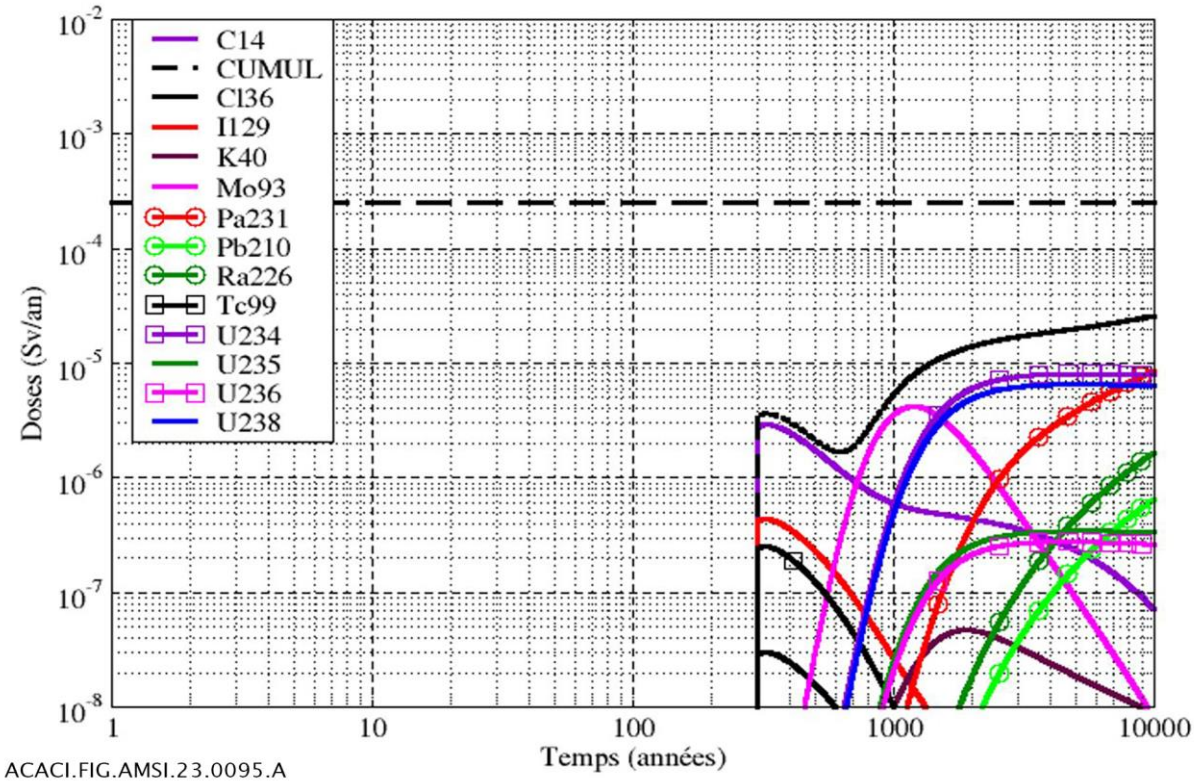


Figure 4-9 *Cas de référence – Évaluation à l'échelle tranche 1 – Evolution des doses pour le scénario « Sol potentiellement contaminé sur une largeur de 10 m », pour le groupe de référence « jardin potager » et la classe d'âge « enfant de 1 an »*

Les impacts radiologiques sont pilotés :

- à court terme, par le molybdène 93, le carbone 14, l'iode 129 et le technétium 99, mobiles dans la couverture ;
- à long terme, par les actinides uranium 234, uranium 238 et le protactinium 231 produit par filiation, « moyennement » sorbés dans la couverture.

Les doses maximales obtenues sont les plus élevées pour la classe d'âge « enfant de 1 an » avec un cumul des doses atteignant un maximum d'environ **0,03** mSv.an^{-1} (environ 0,02 mSv.an^{-1} pour la classe d'âge « adulte ») à partir d'environ 3 000 ans (plateau de précipitation des uraniums dans la grave calcaire).

- ***Impacts radiologiques à l'échelle de la tranche 2 du stockage***

La figure 4-10 présente le graphe des historiques de dose pour le scénario « Sol potentiellement contaminé sur une largeur de 10 m », pour le groupe de référence « jardin potager », et la classe d'âge « enfant de 1 an » (la plus pénalisante) à l'échelle de la tranche 2 du stockage.

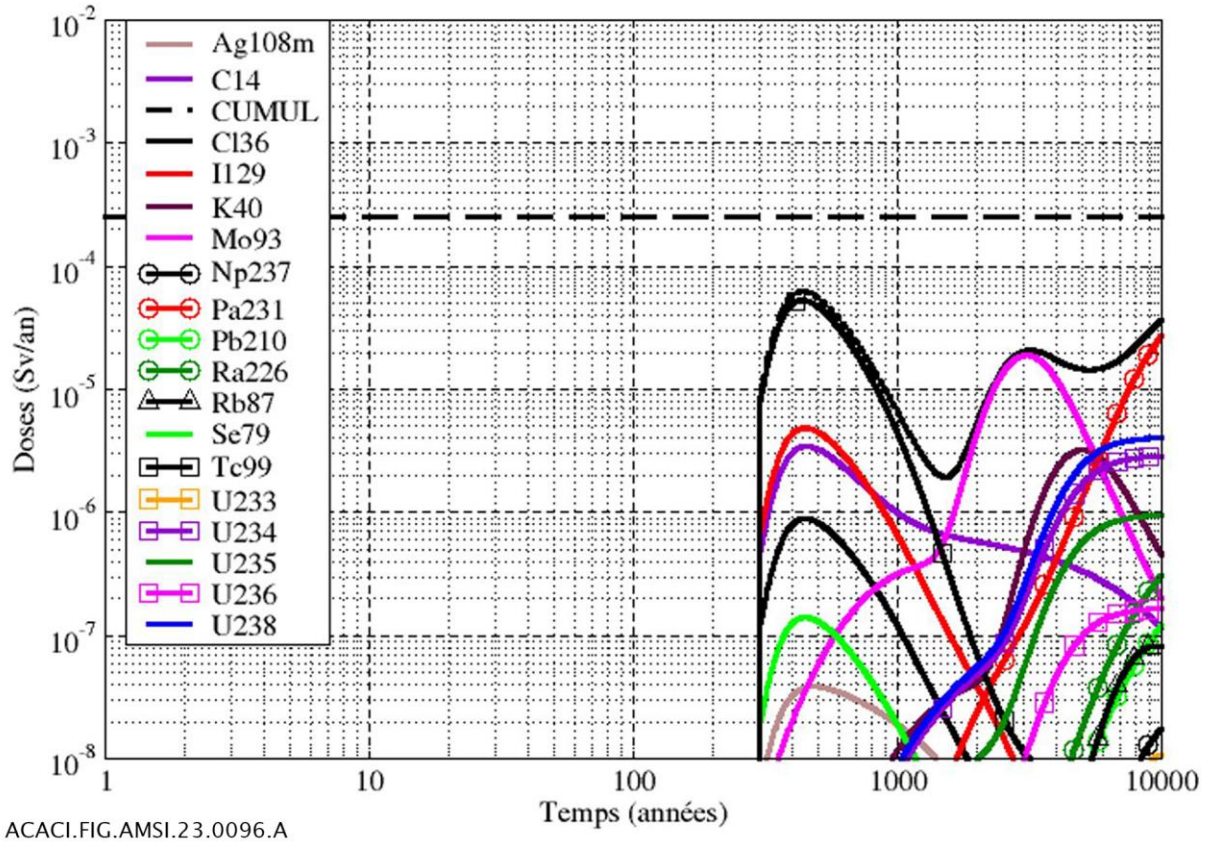


Figure 4-10 *Cas de référence – Évaluation à l'échelle tranche 2 – Evolution des doses pour le scénario « Sol potentiellement contaminé sur une largeur de 10 m », pour le groupe de référence « jardin potager » et la classe d'âge « enfant de 1 an »*

Les impacts sont toujours maxima pour les modèles de la tranche 2 et tranche 3, et équivalents pour ces deux modèles. Ils sont présentés ici pour le modèle tranche 2.

Les impacts radiologiques sont pilotés :

- à court terme, par le technétium 99, l'iode 129 et le carbone 14, mobiles dans la couverture, avec un premier pic de doses cumulées à environ 0,06 mSv.an^{-1} autour de 450 ans (enfant de 1 an) ;
- à moyen terme, par le molybdène 93, légèrement sorbé dans la grave calcaire et mobile dans la couverture, qui présente un pic autour de 3 000 ans ;
- à long terme, par le protactinium 231 produit par filiation et les uranium 234, 238 et 235, « moyennement » sorbés dans la couverture.

Les doses maximales obtenues sont les plus élevées pour la classe d'âge « enfant de 1 an » avec un cumul des doses atteignant un maximum d'environ **0,06** mSv.an^{-1} à environ 450 ans (0,04 mSv.an^{-1} à 10 000 ans pour la classe d'âge « adulte »).

<u>Scénario « sol potentiellement contaminé » - Groupe de référence « multi-activités », sur une largeur de contamination de 100 m</u>

Cette variante considère que les radionucléides traversant la couverture se répandent le long des alvéoles, non plus sur une largeur de 10 m, mais sur une largeur plus importante de 100 m, ce qui permet de considérer un groupe de référence « multi-activités ».

- ***Impacts radiologiques à l'échelle de la tranche 1 du stockage***

La figure 4-11 présente le graphe des historiques de doses pour le scénario « Sol potentiellement contaminé sur une largeur de 100 m », pour le groupe de référence « multi-activités », et la classe d'âge « enfant de 1 an » (la plus pénalisante) **à l'échelle de la tranche 1 du stockage**.

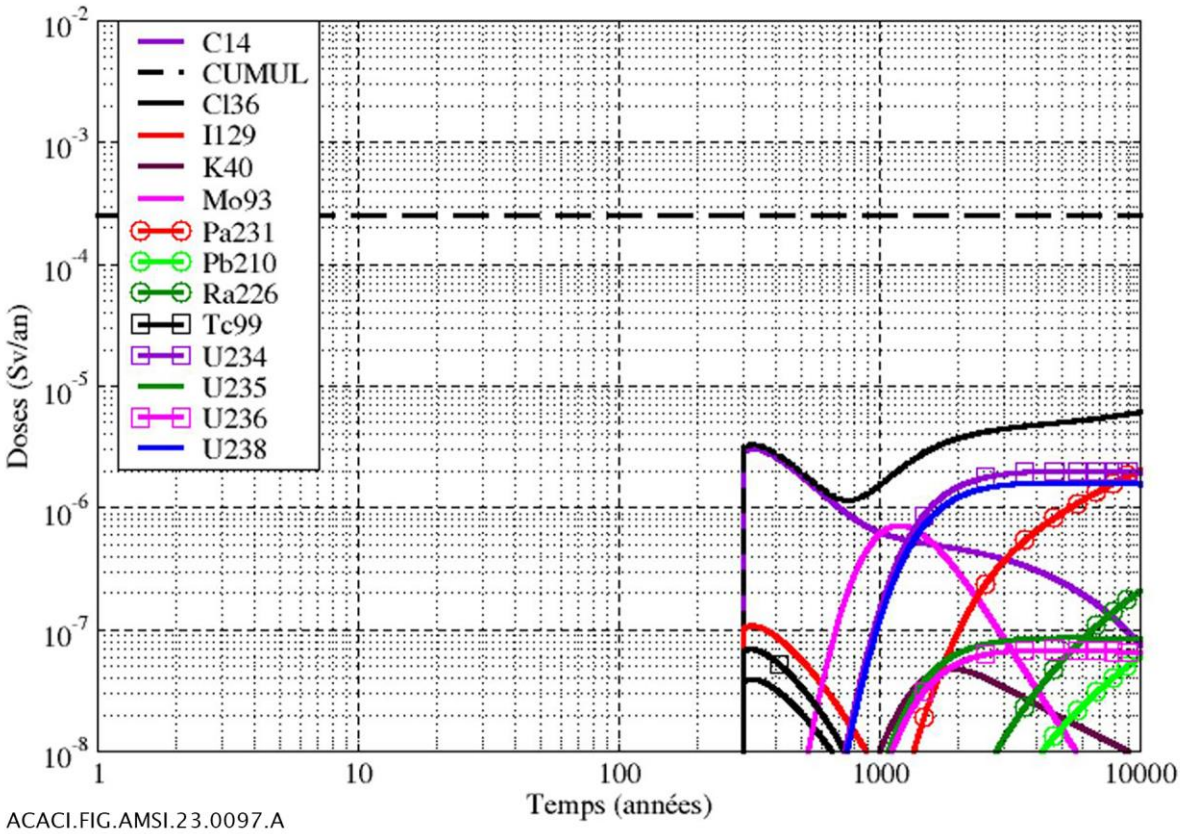


Figure 4-11 *Cas de référence – Évaluation à l'échelle tranche 1 – Evolution des doses pour le scénario « Sol potentiellement contaminé sur une largeur de 100 m », pour le groupe de référence « multi-activités » et la classe d'âge « enfant de 1 an »*

Comme pour le groupe de référence « jardin potager » sur une largeur de contamination de 10 m, les impacts radiologiques sont pilotés :

- à court terme, par le molybdène 93, le carbone 14, l'iode 129 et le technétium 99, mobiles dans la couverture ;
- à long terme, par les actinides uranium 234 et uranium 238 et le protactinium 231 produit par filiation, « moyennement » sorbés dans la couverture.

Les doses maximales obtenues sont les plus élevées pour la classe d'âge « enfant de 1 an » avec un cumul des doses atteignant un maximum d'environ **6** µSv.an^{-1} (environ 5 µSv.an^{-1} pour la classe d'âge « adulte ») à partir de 2 000 ans (plateau de précipitation des uraniums).

Elles sont environ quatre à cinq fois inférieures à celles calculées pour le groupe de référence « jardin potager » sur une largeur de contamination de 10 m.

- ***Impacts radiologiques à l'échelle de la tranche 2 du stockage***

La figure 4-12 Présente le graphe des historiques de doses pour le scénario « Sol potentiellement contaminé sur une largeur de 100 m », pour le groupe de référence « multi-activités », et la classe d'âge « enfant de 1 an » (la plus pénalisante) **à l'échelle de la tranche 2 du stockage.**

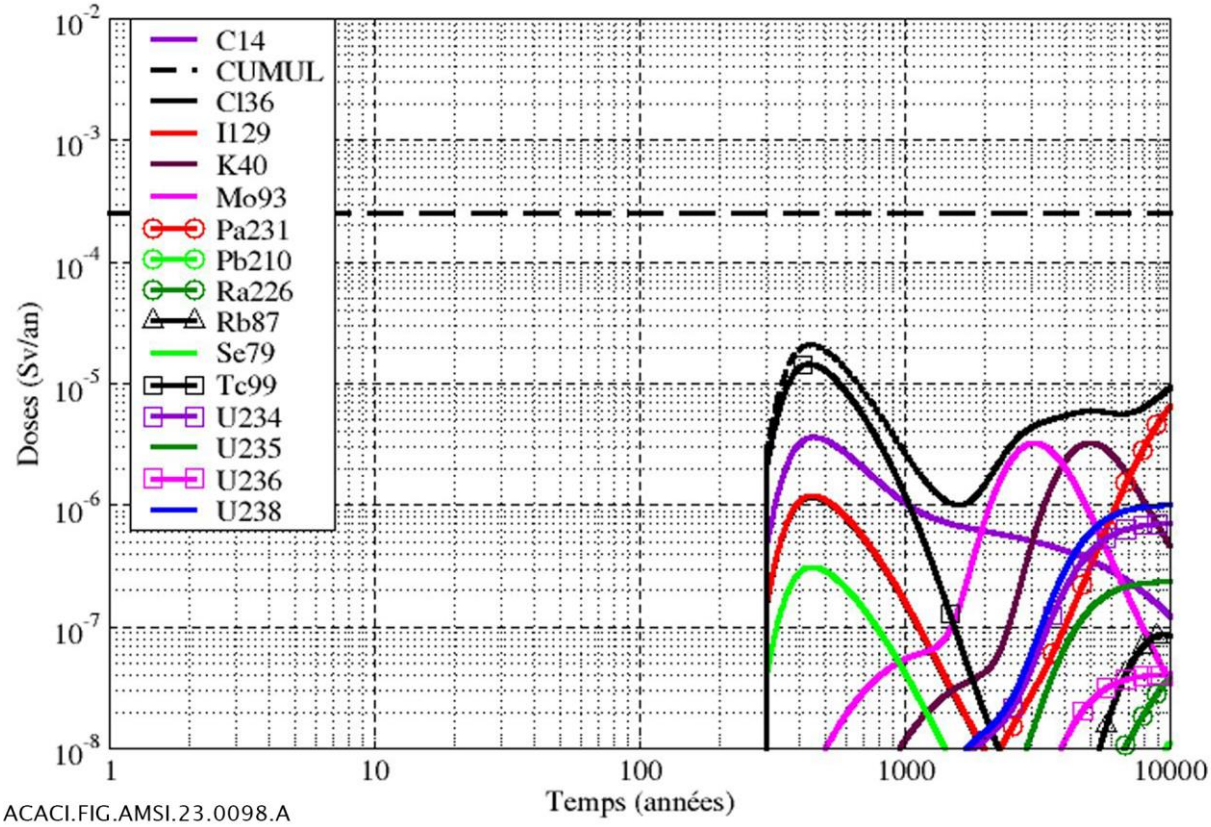


Figure 4-12 *Cas de référence – Évaluation à l'échelle tranche 2 – Evolution des doses pour le scénario « Sol potentiellement contaminé sur une largeur de 100 m », pour le groupe de référence « multi-activités » et la classe d'âge « enfant de 1 an »*

Les impacts sont toujours maxima pour les modèles des tranches 2 et 3, et équivalents pour ces deux modèles. Ils sont présentés ici pour le modèle de la tranche 2.

Comme pour le groupe de référence « jardin potager » sur une largeur de contamination de 10 m, les impacts radiologiques sont pilotés :

- à court terme, par le technétium 99, le carbone 14 et l'iode 129 (et le chlore 36 dans une moindre mesure), mobiles dans la couverture, avec un premier pic de doses cumulées d'environ 0,02 mSv.an^{-1} autour de 450 ans (enfant de 1 an) ;
- à moyen terme, par le molybdène 93, légèrement sorbé dans la grave calcaire et mobile dans la couverture, qui présente un pic de doses cumulées autour de 3 000 ans ;
- à long terme, par le protactinium 231 produit par filiation et les uranium 234, 238 et 235, « moyennement » sorbés dans la couverture.

Les doses maximales absolues obtenues sont les plus élevées pour la classe d'âge « enfant de 1 an » avec un cumul des doses atteignant un maximum d'environ **0,02** mSv.an^{-1}à 450 ans (environ 9 µSv.an^{-1} pour la classe d'âge « adulte » à 10 000 ans).

Elles sont environ 3 fois inférieures à celles calculées pour le groupe de référence « jardin potager » sur une largeur de contamination de 10 m.

<u>Synthèse des impacts maximum par scénario et par tranche du stockage</u>

Le Tableau 4-4 présente les maxima des cumuls de doses pour les différents scénarios et les différentes tranches du stockage, ainsi qu'à l'échelle de tout le stockage (Cires) quand cela est pertinent.

L'impact potentiel associé à un pompage dans les noues d'Amance est très faible par rapport à l'objectif de protection retenu.

Pour les scénarios mobilisant la voie latérale, l'impact est maximal pour les tranches 2 et 3, dont les alvéoles de bord présentent le même inventaire. Les impacts correspondants sont calculés pour les débits latéraux vers l'est du stockage, qui, du fait de la pente d'ouest en est des ouvrages, sont supérieurs aux débits vers l'ouest.

Les impacts radiologiques pour la seule tranche 1 sont inférieurs à ceux des tranches 2 et 3, les premiers sont pilotés à long terme par les actinides (protactinium et isotopes de l'uranium), les seconds pilotés à court terme par le technétium 99 et les autres radionucléides mobiles.

Tableau 4-4 Maximum des doses cumulées par scénario et par tranche du stockage pour la classe d'âge à plus fort impact

	Dose maximale cumulée (mSv.an^{-1})				
Modèle	Tranche 1	Tranche 2	Tranche 3	Alvéole dédié	Cires
Pompage dans les Noues d'Amance (SEN) – Enfant de 1 an	s.o	s.o	s.o	s.o	8.10^{-4}
Sol potentiellement contaminé sur 10 m « jardin potager » (SEN) – Enfant de 1 an	0,03	0,06	0,06	s.o.	s.o.
Sol potentiellement contaminé sur 100 m « multi-activités » (SEN) – Enfant de 1 an	0,006	0,02	0,02	s.o.	s.o.

Pour les scénarios d'évolution normale (SEN), la dose maximale cumulée reste toujours inférieure à la limite réglementaire de 1 mSv/an pour le public et à l'objectif de protection de 0,25 mSv.an^{-1} retenu par l'Andra.

4.7.1.4 Les impacts toxicologiques

<u>Concentrations en substances toxiques chimiques pour le scénario « Pompage dans la rivière des Noues d'Amance »</u>

La figure 4-13 présente l'historique de concentration massique des toxiques chimiques étudiés dans le cas du « Pompage dans la rivière des Noues d'Amance », avec les seuils de potabilité issus des normes de qualité environnementales (NQE), données dans le tableau 4-5.

Tableau 4-5 Limites de potabilité des toxiques chimiques

Toxique	As	B	Cd	Cr	Cu	CN-	Hg	Ni	Pb	Sb	Se	U
Limite NQE (µg/L)	10	1000	5	50	2000	50	1	20	10	5	10	15

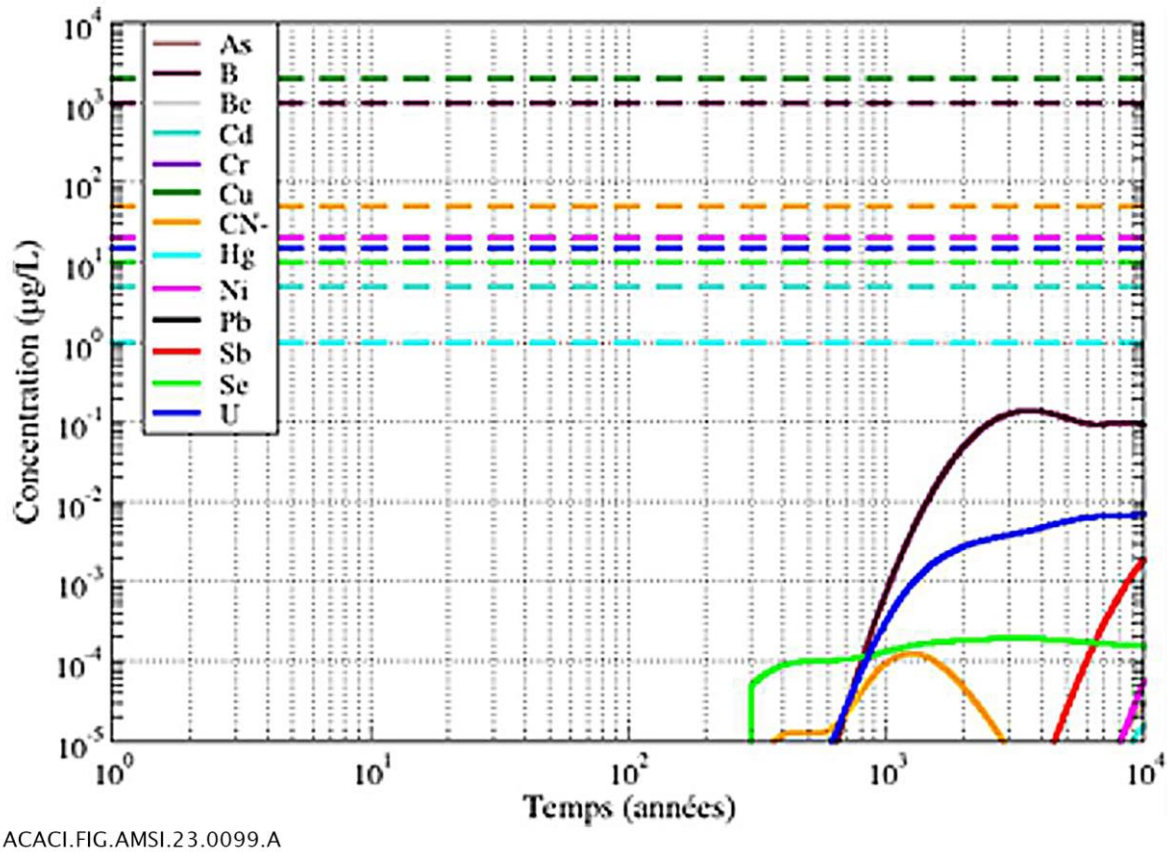


Figure 4-13 Cas de référence – Evolution des concentrations massiques en toxiques chimiques pour le scénario « Pompage dans la rivière des Noues d'Amance » et seuils de potabilité selon NQE

Toutes les concentrations massiques maximales des différents toxiques restent de plusieurs ordres de grandeur en-dessous des seuils de potabilité qui leur sont associés.

<u>Concentrations en substances toxiques chimiques dans les sols</u>

Il n'existe pas à ce jour de normes de qualité pour les sols. L'Andra a procédé en 2015 à une campagne de caractérisation des sols sur la communauté de communes de Vendeuvre-Soulaines lors des investigations de site pour le projet FA-VL. Les valeurs issues de ces prélèvements ont été retenues pour servir de références pour réaliser l'état des milieux pour le projet Acaci.

Ainsi, une gamme de valeurs a pu être établie en considérant comme valeur moyenne, la moyenne de l'ensemble des prélèvements, et comme valeur haute, les valeurs maximales en toxiques chimiques relevées sur l'ensemble des prélèvements.

À défaut de mesure, ou à titre de comparaison, les valeurs de référence « ASPITET » pour les métaux lourds, issues du guide de la méthodologie nationale de gestion des sites et sols pollués (DGPR) (6) sont également prises en compte.

Le tableau 4-6 présente, par substance toxique chimique, les valeurs maximales de référence et les teneurs évaluées dans le sol potentiellement contaminé, pour les tranches 1 et 2 (la tranche 3 étant équivalente à la tranche 2) du stockage, pour les deux scénarios considérés : « Sol potentiellement contaminé sur 10 m – jardin potager et sur 100 m – multi-activités ».

Pour chaque substance toxique chimique, si la teneur maximale évaluée dans le sol contaminé est supérieure à la valeur de référence, alors une évaluation quantitative des risques est réalisée, et l'on présente les QD (Quotient de danger) et ERI (Excès de risque individuel) pour les différents scénarios d'utilisation des sols envisagés.

En l'absence de valeur de référence pour le cyanure, les impacts sanitaires ont systématiquement été évalués pour ce toxique. Pour les voies ingestion et inhalation, les quotients de danger maximaux évalués pour les scénarios « sol potentiellement contaminé » à l'échelle de la tranche 1 et de la tranche 2 sont très inférieurs -de plus de 8 ordres de grandeur- au seuil sanitaire de 1.

.

Tableau 4-6 Cas de référence - Valeurs de référence et valeurs évaluées des teneurs en toxiques chimiques dans le sol naturel/potentiellement contaminé (mg/kg de sol sec)

Toxique	Teneur maximale mesurée sur site FA-VL (mg/kg sec)	Guide ASPITET teneur maximale (mg/kg sec)	Teneur max, calculée tranche 1 sol contaminé sur 10 m (mg/kg sec)	Teneur max, calculée tranche 1 sol contaminé sur 100 m (mg/kg sec)	Teneur max, calculée tranche 2 sol contaminé sur 10 m (mg/kg sec)	Teneur max, calculée tranche 2 sol contaminé sur 100 m (mg/kg sec)
As	**8,41E+01**	2,50E+01	2,3E-02	2,6E-03	1,6E-04	1,8E-05
B	**1,10E+02**	-	7,0E-01	1,7E-01	1,5E+00	3,6E-01
Be	**2,97E+00**	-	1,1E-09	1,4E-10	< 1E-12	< 1E-12
Cd	**8,20E-01**	4,50E-01	5,1E-03	1,0E-03	8,0E-05	1,6E-05
Cr	**2,19E+02**	9,00E+01	1,3E-09	2,9E-10	< 1E-12	< 1E-12
Cu	1,93E+01	**2,00E+01**	2,1E-07	3,2E-08	5,0E-07	7,5E-08
CN	-	-	< 1E-12	< 1E-12	8,2E-06	2,3E-06
Hg	-	**1,00E-01**	4,0E-06	1,1E-06	4,3E-07	1,2E-07
Ni	**1,37E+02**	6,00E+01	7,0E-03	1,6E-03	5,7E-04	1,4E-04
Pb	4,35E+01	**5,00E+01**	5,2E-03	5,3E-04	2,2E-04	2,3E-05
Sb	**2,07E+00**	-	7,5E-01	2,0E-01	5,9E-03	1,6E-03
Se	-	**7,00E-01**	3,5E-02	4,7E-03	2,2E-02	2,9E-03
U	**1,22E+01**	-	4,4E+00	1,2E+00	2,8E+00	7,7E-01

Pour toutes les substances toxiques chimiques, les concentrations maximales évaluées dans le sol sur 10 ou 100 m, à l'échelle de la tranche 1 ou de la tranche 2, sont inférieures aux valeurs de référence.

Les valeurs de référence de teneur maximale dans les sols n'étant pas dépassées, les impacts toxicologiques (QD/ERI) ne sont pas calculés.

4.7.2 Études de sensibilité

L'objectif de ces études est de tester la robustesse des évaluations au regard des incertitudes résiduelles de connaissance, en considérant les valeurs maximales ayant pour conséquences de majorer les transferts et donc les impacts. L'analyse des résultats de ces études permet alors de définir d'éventuelles dispositions d'optimisation à mettre en œuvre sur les tranches 2 et 3. Par ailleurs ces résultats permettent d'identifier les paramètres les plus sensibles vis-à-vis du calcul d'impact (ex : perméabilité argile hôte) dont le suivi revêt une importance plus marquée.

4.7.2.1 Impact radiologique

<u>Sensibilité aux paramètres de rétention dans l'alvéole</u>

- ***Diminution des propriétés de sorption (Kd) dans l'alvéole***

La réduction d'un facteur 3 des coefficients de rétention considérés ne modifie pas la dose maximale associée au scénario « pompage dans les Noues d'Amance » (0,8 µSv/an) qui reste très inférieure à la limite réglementaire (1 mSv/an) et à l'objectif retenu par l'Andra (0,25 mSv/an).

Concernant le scénario « sol potentiellement contaminé », que ce soit sur 10 ou 100 m, la réduction des propriétés de sorption n'a qu'un effet limité et la dose maximale induite (0,1 mSv/an) reste inférieure aux objectifs retenus.

- ***Augmentation des limites de solubilité (Csat) dans l'alvéole***

L'augmentation d'un facteur 10 des limites de solubilité par rapport au cas de référence affecte essentiellement le transfert à long terme vers la voie latérale des actinides, principalement les uraniums et le protactinium 231. Dans ces conditions :

- l'impact maximal pour le scénario « pompage dans les noues d'Amance », lié aux éléments mobiles, n'est pas modifié et reste à 0,8 µSv/an ;
- pour le scénario « sol potentiellement contaminé-10 m » l'impact pour la tranche 1 est porté à 0,05 mSv/an, et à 0,12 mSv/an à 10 000 ans pour la tranche 2, soit une augmentation d'un facteur 2 par rapport au cas de référence tout en restant inférieur à l'objectif retenu par l'Andra ;
- pour le scénario « sol potentiellement contaminé – 100 m », les doses, bien qu'augmentées, restent limitées à 0,01 et 0,03 mSv/an respectivement pour la tranche 1 et la tranche 2.

<u>Sensibilité aux paramètres des argiles à Plicatules visant à maximiser les transferts vers la nappe</u>

La diminution de la rétention dans les argiles à Plicatules conduit à un transfert plus rapide du molybdène 93 et du potassium 40 vers la nappe mais ne modifie pas la dose maximale associée au scénario « pompage dans les Noues d'Amance » (0,8 µSv/an pour l'enfant de 1 an).

Pour les scénarios « sols potentiellement contaminés 10 et 100 m », la diminution de la rétention dans les argiles à Plicatules n'a pas d'effet sur les doses maximales associées.

<u>Sensibilité aux paramètres des argiles à Plicatules visant à maximiser les transferts vers la voie latérale</u>

La sensibilité aux paramètres hydro-dispersifs des argiles à Plicatules (diminution de la perméabilité et du coefficient de diffusion) conduit à favoriser le transfert latéral des éléments mobiles à court terme, d'où une réduction sensible du transfert vertical des éléments mobiles, et induit une augmentation du transfert des actinides vers la voie latérale à long terme.

Ainsi, pour le scénario « pompage dans les Noues d'Amance », le maximum de dose est en diminution de 35 % par rapport au cas de référence, et s'établit à 0,5 µSv/an.

En revanche, pour le scénario « sol potentiellement contaminé 10 m » la dose maximale est multipliée par 5 par rapport au cas de référence et s'établit, respectivement pour les tranches 1 et 2, à 0,12 mSv/an à 10 000 ans et 0,28 mSv/an vers 500 ans, soit légèrement au-dessus de la contrainte. Pour le scénario « sol potentiellement contaminé 100 m », la dose est également multipliée par 5 et atteint 0,03 mSv/an et 0,09 mSv/an pour les tranches 1 et 2 respectivement.

Sensibilité à la performance de la couverture

Cette sensibilité considère après 300 ans une infiltration d'eau atteignant une centaine de litres par an et par mètre carré, modélisée par une perméabilité à l'eau 30 fois supérieure à celle de l'argile hôte. Cette dégradation des performances de la couverture augmente le contraste de perméabilité avec l'argile hôte et favorise la migration par la voie latérale.

Concernant le scénario « pompage dans les Noues d'Amance », le maximum de dose est peu affecté par rapport au cas de référence, et s'établit à 0,9 µSv/an.

Dans le cas du scénario « sol potentiellement contaminé 10 m », la dose maximale s'établit à 0,1 mSv/an (classe d'âge « enfant de 1 an ») pour la tranche 1, soit environ 4 fois plus que pour le cas de référence, et en dessous de l'objectif de protection de 0,25 mSv/an. Pour la tranche 2, cette dose s'établit à 0,43 mSv/an (classe d'âge « adulte ») à 10 000 ans, légèrement supérieure aux objectifs que se fixe l'Andra mais conforme aux attentes réglementaires.

Cette étude souligne la sensibilité des résultats d'impact radiologique pour les scénarios « sol potentiellement contaminés » aux incertitudes sur les performances de la couverture à long terme. Ce point est d'autant plus important que, comme indiqué à la section 4.7.1.1 du présent document, tant que l'argile maintient ses performances initiales, l'absence de contraste de perméabilité entre l'argile de couverture intacte et l'argile hôte ($K = 10^{-10}$ m.s^{-1}) permet d'éviter tout débordement latéral d'eau en provenance des alvéoles de déchets à travers la base de la couverture.

Afin de limiter cette dose qui, bien qu'inférieure à la limite réglementaire, est supérieure à la contrainte retenue par l'Andra, une limitation des activités susceptibles d'être stockées dans les alvéoles de bord sera mise en œuvre.

Les doses maximales associées au scénario « sol potentiellement contaminé 100 m », sont respectivement pour les tranches 1 et 2 de 0,02 mSv/an (enfant de 1 an) et 0,1 mSv/an (enfant de 1 an), soit inférieures à l'objectif retenu.

Incidence des dispositions d'exploitation visant à limiter les impacts latéraux des tranches futures

Cette évaluation a pour objectif d'apprécier l'effet d'une limitation de l'activité des alvéoles de bord en certains radionucléides (uranium, protactinium et technétium) sur les transferts latéraux. Elle est considérée en cumul avec les sensibilités les plus pénalisantes, à savoir la sensibilité aux paramètres de solubilité dans la grave calcaire, aux paramètres hydro-diffusifs des argiles à Plicatules, et à la performance de la couverture. Seul les scénarios « sol potentiellement contaminé 10 m et 100 m » sont considérés.

Dans le cas du scénario « sol potentiellement contaminé 10 m », pour le groupe de référence « jardin potager » et la classe d'âge « enfant de 1 an », la réduction de l'inventaire de l'alvéole de bord conduit à un maximum de la courbe de cumul des doses de :

- 0,05 mSv/an au lieu 0,12 mSv/an pour la sensibilité à la solubilité dans la grave calcaire ;
- 0,26 mSv/an au lieu de 0,28 mSv/an pour la sensibilité aux paramètres hydro-dispersifs de l'argile à Plicatules ;
- 0,22 mSv/an au lieu de 0,35 mSv/an (et même 0,43 mSv.an^{-1} pour la classe d'âge « adulte ») pour la sensibilité à la performance de la couverture.

Les dispositions d'exploitation étudiées permettent de couvrir l'ensemble des incertitudes sur les paramètres d'importance identifiés pour les transferts dans le cas du scénario « sol potentiellement contaminé 10 m » (paramètres hydro-dispersifs des argiles à Plicatules, solubilité dans l'alvéole, performance à long terme de la couverture) en ramenant l'impact radiologique pour le groupe de référence « jardin potager », au niveau ou en-dessous de l'objectif de protection que se fixe l'Andra de 0,25 mSv/an.

Dans le cas du scénario « sol potentiellement contaminé 100 m », pour le groupe de référence « multi-activités » et la classe d'âge « enfant de 1 an », la réduction de l'inventaire de l'alvéole de bord conduit à un maximum de la courbe de cumul des doses de :

- 0,02 $mSv.an^{-1}$ au lieu 0,03 $mSv.an^{-1}$ pour la sensibilité à la solubilité dans la grave calcaire ;
- 0,09 $mSv.an^{-1}$ quasiment inchangé pour la sensibilité aux paramètres hydro-dispersifs de l'argile à Plicatules ;
- 0,08 $mSv.an^{-1}$ au lieu de 0,09 $mSv.an^{-1}$ pour la sensibilité à la performance de la couverture.

Tous les résultats sont inférieurs à l'objectif de protection retenu par l'Andra.

4.7.2.2 Impact toxicologique

<u>Sensibilité aux paramètres de rétention dans l'alvéole</u>

- ***Diminution des propriétés de sorption (Kd) dans l'alvéole***

Pour toutes les substances toxiques chimiques les concentrations maximales évaluées dans les sols sur 10 ou 100 m, à l'échelle de la tranche 1 ou de la tranche 2, sont inférieures aux valeurs de référence.

Les valeurs de référence de teneur maximale dans les sols n'étant pas dépassées, les impacts toxicologiques (QD/ERI) ne sont pas calculés.

La diminution des propriétés de sorption (Kd) tend à augmenter les concentrations en substances toxiques chimiques dans les eaux pompées pour le scénario « Pompage dans la rivière des Noues d'Amance ». Cependant, comme pour le cas de référence, ces dernières restent inférieures aux limites de potabilité.

- ***Augmentation des limites de solubilité (Csat) dans l'alvéole***

Cette sensibilité considère une augmentation des limites de solubilités dans les alvéoles d'un facteur 10.

Pour tous les toxiques, hormis l'uranium et l'antimoine, les concentrations maximales évaluées dans le sol potentiellement contaminé sur 10 m ou 100 m, à l'échelle de la tranche 1 ou de la tranche 2, sont inférieures aux valeurs de référence.

La concentration maximale en antimoine Sb évaluée dans le sol sur 10 m dépasse la valeur de référence pour la tranche 1.

La concentration maximale en uranium U évaluée dans le sol sur 10 m est aussi supérieure à la valeur de référence pour la tranche 2.

Les impacts toxicologiques correspondant (QD) doivent donc être évalués dans ces deux cas.

Les résultats d'impact toxicologique associés à ces éléments sont les suivants pour le scénario « sol potentiellement contaminé 10 m » pour lequel les impacts sont les plus élevés :

- tranche 1 : pour la voie ingestion, le QD maximal de l'antimoine est légèrement supérieur à 1 (1,2) à 10 000 ans pour cette sensibilité. Pour la voie inhalation, le QD de l'antimoine reste en-deçà des seuils ;
- tranche 2 : pour la voie ingestion, le QD de l'uranium culmine à environ 5,7 vers 8 000 ans. Pour la voie inhalation, le QD de l'uranium atteint 0,5 vers 8 000 ans.

Des dispositions d'exploitation visant à limiter les inventaires en uranium des alvéoles de bord vont permettre de limiter les impacts potentiels des tranches 2 et 3 à venir (cf. « Incidence des dispositions d'exploitation visant à limiter les impacts latéraux des tranches futures »).

L'augmentation des limites de solubilité (Csat) dans l'alvéole tend à augmenter les concentrations en substances toxiques chimiques dans les eaux pompées pour le scénario « Pompage dans la rivière des Noues d'Amance ». Cependant, comme pour le cas de référence, ces dernières restent inférieures aux limites de potabilité.

Sensibilité aux paramètres des argiles à Plicatules visant à maximiser les transferts vers la nappe

La diminution de la rétention dans les argiles à Plicatules tend à augmenter les concentrations en substances toxiques chimiques dans les eaux pompées dans le scénario « Pompage dans la rivière des Noues d'Amance ». Cependant, comme pour le cas de référence, ces dernières restent inférieures aux limites de potabilité.

Concernant les concentrations dans les sols en lien avec les scénarios « sols potentiellement contaminés -10 m et 100 m », les concentrations en substances toxiques chimiques restent quasi-identiques à celles obtenues pour le cas de référence.

Sensibilité aux paramètres des argiles à Plicatules visant à maximiser les transferts vers la voie latérale

Pour toutes les substances toxiques chimiques, les concentrations maximales évaluées dans le sol potentiellement contaminé sur 10 m ou 100 m, à l'échelle de la tranche 1 ou de la tranche 2, sont inférieures aux valeurs de référence, hormis pour l'uranium où les concentrations de référence sont dépassées pour la tranche 1 (10 m).

Les résultats d'impact toxicologique associés sont les suivants (« sol potentiellement contaminé 10 m »):

- à l'échelle de la tranche 1 du stockage, le maximum du QD de l'uranium est de l'ordre de 6, pour la voie ingestion, et de l'ordre de 0,5, pour la voie inhalation à 10 000 ans.

La prise en compte des incertitudes sur les paramètres des argiles à Plicatules tend à augmenter les concentrations en substances toxiques chimiques dans les eaux pompées pour le scénario « Pompage dans la rivière des Noues d'Amance ». Cependant, comme pour le cas de référence, ces dernières restent inférieures aux limites de potabilité.

Sensibilité à la performance de la couverture

La prise en compte d'une dégradation des performances de la couverture implique des concentrations maximales en uranium évaluées dans le sol potentiellement contaminé sur 10 m supérieures à la valeur de référence, à l'échelle de la tranche 1.

La concentration en antimoine Sb dépasse aussi la valeur maximale pour la tranche 1 (sol potentiellement contaminé sur 10 et 100 m).

A l'échelle de la tranche 1 du stockage, et une largeur potentiellement contaminée de 10 m, le maximum du QD de l'uranium est de 4,6, pour la voie ingestion, et de 0,4, pour la voie inhalation (à 5200 ans). Pour l'antimoine, le QD max est de 3,6 en ingestion, et très inférieur à 1 pour l'inhalation (0,07) à environ 10 000 ans.

La prise en compte des incertitudes sur la performance de la couverture à long terme tend à augmenter les concentrations en substances toxiques chimiques dans les eaux pompées pour le scénario « Pompage dans la rivière des Noues d'Amance ». Cependant, comme pour le cas de référence, ces dernières restent inférieures aux limites de potabilité.

Incidence des dispositions d'exploitation visant à limiter les impacts latéraux des tranches futures

Les résultats des études de sensibilité indiquent que la prise en compte d'hypothèses conservatives maximisant les transferts peut avoir une incidence sur les impacts notamment ceux associés aux transferts par la voie latérale. Malgré le caractère très pénalisant de ces hypothèses, il est proposé pour les futures tranches de mettre en place des dispositions d'exploitation destinées à limiter les inventaires stockés, notamment en uranium, dans les alvéoles de bord.

L'impact de la mise en œuvre de ces dispositions d'exploitation est examiné en cumul avec les sensibilités les plus pénalisantes, à savoir la sensibilité aux paramètres de solubilité dans la grave calcaire, aux paramètres hydro-diffusifs des argiles à Plicatules, et à la performance de la couverture. Seul les scénarios « sols potentiellement contaminés 10 m et 100 m » sont considérés.

En limitant l'inventaire en uranium de l'alvéole de bord, la concentration maximale en uranium évaluée dans le sol potentiellement contaminé sur 10 m ou 100 m est inférieure à la valeur de référence pour les trois sensibilités favorisant la voie latérale.

4.8 Synthèse des impacts radiologiques et toxicologiques en phase de post-surveillance

4.8.1 Cas de référence

Le cas de référence considéré prend en compte une durée de vie de la couverture argileuse définitive de 300 ans, avec une dégradation progressive de ses performances à partir de 50 ans après la fermeture du stockage. La perméabilité de la couverture argileuse passe ainsi de 10^{-10} m.s^{-1} à 10^{-9} m.s^{-1}.

4.8.1.1 Les impacts radiologiques

Le tableau 4-7 ci-dessous synthétise les impacts radiologiques pour les différents cas traités, en présentant les maximas des courbes de cumul de doses pour les différents scénarios.

Tableau 4-7 Cas de référence - Synthèse des impacts radiologiques évalués pour les différents scénarios (maxima des courbes de cumul de doses)

Scénario	Dose max. Adulte [mSv/an]	Dose max. Enfant de 10 ans [mSv/an]	Dose max. Enfant de 1 an [mSv/an]	Objectif de protection [mSv/an]
Pompage dans la rivière des Noues d'Amance	4.10^{-4}	7.10^{-4}	**8.10^{-4}**	0,25
Sol potentiellement contaminé sur 10 m (jardin potager) à proximité de la tranche 2 ou 3	0,04	0,04	**0,06**	0,25
Sol potentiellement contaminé sur 100 m (multi-activités) à proximité de la tranche 2 ou 3	0,01	0,01	**0,02**	0,25
Sol potentiellement contaminé sur 10 m (jardin potager) à proximité de la tranche 1	0,02	0,02	**0,03**	0,25
Sol potentiellement contaminé sur 100 m (multi-activités) à proximité de la tranche 1	5.10^{-3}	5.10^{-3}	**6.10^{-3}**	0,25

Les cumuls de doses sont généralement maximaux pour la classe d'âge « enfant de 1 an ».

Les principaux résultats sont les suivants :

- les maxima de doses pour le scénario « pompage dans les Noues d'Amance » sont pilotés à court terme (1 300 ans) par les radionucléides mobiles iode 129, chlore 36 et carbone 14, et restent inférieurs au µSv.an^{-1}, ce qui correspond à une marge d'environ 2 ordres de grandeur inférieure à l'objectif de protection de 0,25 mSv.an^{-1} ;
- pour les scénarios « sol potentiellement contaminé », les doses maximales, évaluées localement pour chacune des tranches du stockage, sont pilotées (i) à court terme (avant 500 ans) par les radionucléides mobiles dans la grave calcaire et l'argile, technétium 99, carbone 14, iode 129 et chlore 36 ; (ii) à long terme, par les uraniums 234 et 238 et par le protactinium 231. Pour la tranche 1 du stockage, la contribution long terme des actinides pilote la dose maximale, alors que les contributions court terme (technétium 99 et radionucléides mobiles) et long termes (actinides) sont sensiblement du même niveau pour la tranche 2 ;
  - ✓ les impacts maximums pour la seule tranche 1 sont inférieurs à ceux des tranches 2 et 3 du stockage : l'effet de l'inventaire de l'alvéole de bord des tranches 2/3 (supérieur à celui de la tranche 1) est cependant en partie contrebalancé par une moindre épaisseur de couverture basale de la tranche 1 (7 m au lieu de 11 m) ;
  - ✓ pour le groupe de référence « jardin potager » (SEN, contamination sur une largeur de 10 m), le cumul de dose maximal est de 0,03 (tranche 1) et 0,06 (tranches 2/3) mSv.an^{-1}, soit environ 4 fois inférieur à l'objectif de protection de 0,25 mSv.an^{-1} ;
  - ✓ pour le groupe de référence « multi-activités », (sensibilité au SEN, contamination sur une largeur de 100 m), le cumul de dose maximal est de 6.10^{-3} mSv.an^{-1} pour la tranche 1 et de 0,02 pour les tranches 2/3 du stockage, soit un ordre de grandeur inférieur à l'objectif de protection de 0,25 mSv.an^{-1} ;

4.8.1.2 Les impacts toxicologiques

Dans le cas de référence, pour tous les toxiques chimiques :

- ✓ les concentrations maximales évaluées dans les eaux pompées pour le scénario « Pompage dans la rivière des Noues d'Amance » restent inférieures aux seuils de potabilité ;
- ✓ les teneurs maximales évaluées dans les sols pour les scénarios « Sol potentiellement contaminé sur 10 – jardin potager et 100 m – multi-activités » restent également inférieures aux valeurs de référence des sols naturels.

Les impacts toxicologiques (QD/ERI) ne sont donc pas évalués, les objectifs de limitation de la contamination des eaux et des sols étant atteints.

Pour le cyanure, en l'absence de valeur de référence dans les sols potentiellement contaminés, les impacts toxicologiques (QD) sont bien évalués, et restent très en-dessous du seuil sanitaire.

4.8.2 Études de sensibilité

4.8.2.1 Les impacts radiologiques

Le tableau 4-8 ci-dessous résume les impacts radiologiques pour les différentes études de sensibilités traitées, en présentant les maxima des courbes de cumul de doses pour les différents scénarios pour la classe d'âge « enfant de 1 an » (ou pour la classe d'âge « adulte » quand celle-ci présente un maximum supérieur, ce qui est le cas par exemple pour le scénario « sol potentiellement contaminé sur 10 m », le groupe de référence « jardin potager », et les sensibilités à la teneur à la grave calcaire et à la perméabilité de la couverture).

Tableau 4-8 Synthèse des impacts radiologiques évalués pour les sensibilités étudiées aux différents scénarios (maxima des courbes de cumul de doses)

	Dose cumulée maximale [mSv.an^{-1}]								
Scénario	**Scénario de référence**	**Paramètres de sorption (Kd) dans la grave calcaire dégradés**	**Paramètres de solubilité (Cstat) dans la grave calcaire dégradés**	**Paramètres de l'argile à Plicatules favorisant la voie nappe**	**Paramètres de l'argile à Plicatules favorisant la voie latérale**	**Performance de la couverture (K 3.10^{-9} m/s au lieu de 10^{-9})**	**Csat grave calcaire dégradés et inv. U/Pa/Tc99 limité dans Tr 2 et 3**	**Paramètres argile favorisant la voie latérale et inv. U/Pa/Tc99 limité dans Tr 2 et 3**	**Perméabilité couverture dégradée (3.10^{-9} m/s au lieu de 10^{-9}) et inv. U/Pa/Tc99 limité dans Tr 2 et 3**
Pompage dans les Noues d'Amance (SEN)	8.E-04	8.E-04	8.E-04	0.001	5.E-04	9.E-04	8.E-04	5.E-04	9.E-04
Sol conta sur 10 m Jardin potager-tranche 2 ou 3	0.06	0.10*	0,12	0.06	0.28	0.43*	0.09	0.26	0.22
Sol conta sur 100 m Multi-activités tranche 2 ou 3	0.02	0.02	0.03	0.02	0.09	0.09*	0.02	0.09	0.08

	Dose cumulée maximale [mSv.an^{-1}]								
Scénario	Scénario de référence	Paramètres de sorption (Kd) dans la grave calcaire dégradés	Paramètres de solubilité (Cstat) dans la grave calcaire dégradés	Paramètres de l'argile à Plicatules favorisant la voie nappe	Paramètres de l'argile à Plicatules favorisant la voie latérale	Performance de la couverture (K 3.10^{-9} m/s au lieu de 10^{-9})	Csat grave calcaire dégradés et inv. U/Pa/Tc99 limité dans Tr 2 et 3	Paramètres argile favorisant la voie latérale et inv. U/Pa/Tc99 limité dans Tr 2 et 3	Perméabilité couverture dégradée (3.10^{-9} m/s au lieu de 10^{-9}) et inv. U/Pa/Tc99 limité dans Tr 2 et 3
Sol conta sur 10 m Jardin potager tranche 1	0,03	0,04	0,05	0.03	0,12	0,10	-	-	-
Sol conta sur 100 m Multi-activités tranche 1	0,01	0,01	0,01	0,01	0,03	0,02	-	-	-

* : dose maximale pour la classe d'âge « adulte »

L'analyse des résultats met en évidence les points suivants :

- les écarts entre les impacts évalués pour le cas de référence et les différentes études de sensibilité restent limités, toujours inférieurs à un ordre de grandeur. Aucun effet de seuil n'est observé sur les indicateurs considérés avec l'exploration des bornes d'incertitude sur les paramètres de rétention et les paramètres hydro-dispersifs des différents matériaux ;
- les impacts par transfert latéral et débordement des alvéoles de bord de plate-forme (« effet baignoire ») sont sensibles à la prise en compte des incertitudes intrinsèques (i) à la géochimie de la grave calcaire dans les alvéoles qui limite le transfert latéral, et particulièrement à la limite de solubilité (Csat), (ii) au contraste de perméabilité entre la couverture argileuse et l'argile hôte :
  - ✓ des valeurs minimales des paramètres de solubilité (Csat) dans la grave calcaire conduisent à des doses maximales « Sol potentiellement contaminé sur 10 m » qui restent inférieures (d'un facteur au moins 2) à l'objectif de protection de 0,25 mSv.an^{-1} : maximum de 0,05 mSv.an^{-1} pour la tranche 1 du stockage, et de 0,12 mSv.an^{-1} pour les tranches 2 et 3 ;
  - ✓ la prise en compte d'une borne inférieure de la conductivité hydraulique des argiles à Plicatules (10^{-11} m.s^{-1} au lieu de 10^{-10} m.s^{-1}) conduit à des doses maximales « Sol potentiellement contaminé sur 10 m » de 0,12 mSv.an^{-1} pour la tranche 1 du stockage, et de 0,28 mSv.an^{-1} pour les tranches 2 et 3, soit inférieur à la limite réglementaire mais légèrement au-dessus de l'objectif de protection de 0,25 mSv.an^{-1} ;
  - ✓ de même une performance dégradée de la couverture (conductivité hydraulique de 3.10^{-9} m.s^{-1} au lieu de 10^{-9} m.s^{-1}), accentuant le contraste de perméabilité avec l'argile hôte, augmente les impacts liés au transfert latéral d'un facteur 4 à 8, jusqu'à un maximum de 0,43 mSv.an^{-1} pour le groupe de référence « jardin potager » et les tranches 2 et 3 du stockage (0,10 mSv.an^{-1} pour la tranche 1) ;
  - ✓ les dispositions d'exploitation étudiées en termes de réduction d'inventaire radiologique des alvéoles de bord permettent de couvrir l'influence des incertitudes (paramètres hydro-dispersifs des argiles à Plicatules, solubilité dans l'alvéole, performance à long terme de la couverture) en ramenant l'impact radiologique pour le scénario « sol potentiellement contaminé » et le groupe de référence « jardin potager », au niveau ou en-dessous de l'objectif de protection de 0,25 mSv/an.

4.8.2.2 Les impacts toxicologiques

L'analyse des résultats met en évidence les points suivants :

- pour toutes les sensibilités étudiées, les concentrations dans les eaux pompées pour le scénario « Pompage dans les Noues d'Amance » sont inférieures aux seuils de potabilité pour toutes les substances toxiques chimiques ;
- pour le scénario « sol potentiellement contaminé sur 100 m », les teneurs de toutes les substances toxiques sont inférieures aux normes de qualité sauf ponctuellement pour l'antimoine, pour lequel les impacts en terme de QD sont inférieurs à l'objectif de protection.

Cependant, pour le scénario « sol potentiellement contaminé sur 10 m » et la tranche 1, le QD pour la voie ingestion de l'uranium atteint environ 6 (à 10 000 ans), dans le cas de la sensibilité aux paramètres de l'argile favorisant la voie latérale et 5 pour la sensibilité aux performances de la couverture (à 5 000ans). Pour cette dernière sensibilité, le QD ingestion de l'antimoine est d'environ 4 à 10 000 ans.

Ces résultats, qui dépassent l'objectif d'un QD inférieur à un, sont toutefois à mettre en perspective avec les hypothèses conservatives prises en compte dans les évaluations (cf. section 4.1 du présent volume) et plus particulièrement :

- la prise en compte pour les transferts par l'eau d'un modèle de relâchement instantané pour la totalité de l'inventaire contenu dans les déchets. À cet égard, l'essentiel de la masse d'antimoine est lié aux écrans et blindages en plomb, utilisés sur les installations nucléaires à des fins de protection radiologique. Il s'agit d'objets massifs, souvent de fortes épaisseurs, dont la libération potentielle sera progressive au cours du temps en lien avec les phénomènes de corrosion ;

- les hypothèses considérées dans les études de sensibilités, notamment dans le cas de la sensibilité des paramètres hydro-dispersifs de l'argile pour favoriser le transfert latéral, sont très pénalisantes par rapport au retour d'expérience disponible sur ces argiles, ce qui majore fortement le contraste de perméabilité avec l'agile de couverture supposée dégradée, et donc l'impact associé ;
- l'impact est évalué en considérant un groupe hypothétique de référence constitué de personnes vivant en autarcie au niveau des exutoires.

Dans ces conditions, les résultats des études de sensibilité, bien que présentant des QD supérieurs à un pour l'antimoine et l'uranium, ne sont pas jugés comme inacceptables au regard des conservatismes mentionnés ci-avant.

Malgré le caractère conservatif de ces évaluations, il est proposé de mettre en œuvre pour les tranches 2 et 3 des dispositions d'exploitation destinées à limiter les inventaires stockés dans les alvéoles de bord, notamment en uranium, afin de limiter les impacts associés.

Les évaluations montrent que pour le scénario « sol potentiellement contaminé sur 10 m » dans le cas des futures tranches, la mise en œuvre de ces limitations permet alors d'assurer que les teneurs dans les sols de toutes les substances toxiques chimiques restent inférieures aux normes de qualité.

TABLES DES ILLUSTRATIONS

Figures

Figure 1-1	Illustration des trois types de rayonnements ionisants	18
Figure 2-1	Démarche générale d'évaluation des incidences sur la santé liées aux émissions radioactives	21
Figure 2-2	Rose des vents de la station de Soulaines-Dhuys (2016-2020)	27
Figure 2-3	Schéma des voies de transfert et d'exposition pour les rejets atmosphériques du Cires	29
Figure 2-4	Échelle des niveaux sonores perçus	43
Figure 4-1	Voies de transfert des radionucléides pour le scénario « Pompage dans la rivière des Noues d'Amance »	55
Figure 4-2	Voies de transfert des radionucléides pour le scénario « Sol potentiellement contaminé au voisinage des talus du stockage »	56
Figure 4-3	Représentation de l'extension de la surface contaminée (L) par débordement des eaux du stockage par « effet baignoire » pour la tranche 2	57
Figure 4-4	Scénario « Sol potentiellement contaminé » - Illustration des deux scénarios considérés : (1) « jardin potager » (L=10 m) ; (2) « multi-activités » (L=100 m)	57
Figure 4-5	Voies de transfert associées à l'individu représentatif du groupe de référence hypothétique « agriculteur multi-activités » pour le scénario pompage dans les Noues d'Amance	60
Figure 4-6	Voies de transfert associées à l'individu représentatif du groupe de référence hypothétique « villageois » pour le scénario sol potentiellement contaminé (10 m)	61
Figure 4-7	Voies de transfert associées à l'individu représentatif du groupe de référence hypothétique « multi-activités » pour le scénario sol potentiellement contaminé (100 m)	62
Figure 4-8	Cas de référence – Evolution des doses pour le scénario « Pompage dans la rivière des Noues d'Amance », pour le groupe de référence « multi-activités » et la classe d'âge « enfant de 1 an »	71
Figure 4-9	Cas de référence – Évaluation à l'échelle tranche 1 – Evolution des doses pour le scénario « Sol potentiellement contaminé sur une largeur de 10 m », pour le groupe de référence « jardin potager » et la classe d'âge « enfant de 1 an »	72
Figure 4-10	Cas de référence – Évaluation à l'échelle tranche 2 – Evolution des doses pour le scénario « Sol potentiellement contaminé sur une largeur de 10 m », pour le groupe de référence « jardin potager » et la classe d'âge « enfant de 1 an »	73
Figure 4-11	Cas de référence – Évaluation à l'échelle tranche 1 – Evolution des doses pour le scénario « Sol potentiellement contaminé sur une largeur de 100 m », pour le groupe de référence « multi-activités » et la classe d'âge « enfant de 1 an »	74
Figure 4-12	Cas de référence – Évaluation à l'échelle tranche 2 – Evolution des doses pour le scénario « Sol potentiellement contaminé sur une largeur de 100 m », pour le groupe de référence « multi-activités » et la classe d'âge « enfant de 1 an »	75

Figure 4-13 Cas de référence – Evolution des concentrations massiques en toxiques chimiques pour le scénario « Pompage dans la rivière des Noues d'Amance » et seuils de potabilité selon NQE 77

Aucune entrée de table d'illustration n'a été trouvée.

Tableaux

Tableau 1-1 Synthèse des sources d'émissions et de nuisances potentielles pour les différentes phases de vie du Cires 15
Tableau 1-2 Définition des unités pour la radioactivité 18
Tableau 2-1 Terme source pour le scénario majorant basé sur les autorisations de rejet du Cires 23
Tableau 2-2 Caractéristiques des cheminées du bâtiment de traitement et du BRTT 24
Tableau 2-3 Synthèse des principales caractéristiques de la biosphère considérée 26
Tableau 2-4 Concentrations moyennes rajoutées en radionucléides dans l'air et activité massique du sol, au CSA et à La Chaise, en phase d'exploitation future 29
Tableau 2-5 Dose totale associée aux rejets canalisés autorisés et aux émissions diffuses du Cires 31
Tableau 2-6 Dose totale pour l'adulte habitant à la Chaise, associée aux rejets canalisés autorisés et aux émissions diffuses majorées pour les alvéoles 31
Tableau 2-7 Exposition externe pour un promeneur à la clôture du Cires 32
Tableau 2-8 Caractérisation du risque radiologique 32
Tableau 2-9 Flux annuels de substances chimiques à la cheminée du BRTT 34
Tableau 2-10 Émissions annuelles de poussières et de gaz d'échappement 35
Tableau 2-11 Concentrations moyennes rajoutées en substances chimiques dans l'air à La Chaise, au CSA, en phase d'exploitation future 36
Tableau 2-12 Composés chimiques retenus et traceurs de risque associés 37
Tableau 2-13 Valeurs toxicologiques de référence pour des expositions par inhalation 38
Tableau 2-14 Valeurs de référence réglementaires ou de gestion disponibles pour les traceurs de risque sans VTR retenus 39
Tableau 2-15 Analyse du risque sanitaire pour les traceurs de risque disposant d'une VTR avec seuil (QD – sans unité) 40
Tableau 2-16 Excès de risque individuel pour le benzène disposant d'une VTR sans seuil (ERI- sans unité) 41
Tableau 2-17 Évaluation des effets additifs à seuils (QD global) 41
Tableau 2-18 Comparaison des concentrations moyennes inhalées aux points cibles avec les valeurs limites pour la protection de la santé humaine (en µg/m³) 42
Tableau 4-1 Liste des radionucléides retenus pour les évaluations de transferts (chaînes de filiation incluses) et des périodes radioactives associées 52
Tableau 4-2 Valeurs toxicologiques de référence retenues et effets potentiels associés 65
Tableau 4-3 Cas de référence – Évaluation à l'échelle tranche 2 – Répartition de la masse par radionucléide à 10 000 ans 69
Tableau 4-4 Maximum des doses cumulées par scénario et par tranche du stockage pour la classe d'âge à plus fort impact 76
Tableau 4-5 Limites de potabilité des toxiques chimiques 76
Tableau 4-6 Cas de référence - Valeurs de référence et valeurs évaluées des teneurs en toxiques chimiques dans le sol naturel/potentiellement contaminé (mg/kg de sol sec) 79
Tableau 4-7 Cas de référence - Synthèse des impacts radiologiques évalués pour les différents scénarios (maxima des courbes de cumul de doses) 85

Tableau 4-8 Synthèse des impacts radiologiques évalués pour les sensibilités étudiées aux différents scénarios (maxima des courbes de cumul de doses) 87

Aucune entrée de table d'illustration n'a été trouvée.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

1 Exposition de la population française aux rayonnements ionisants - Bilan 2014-2019. IRSN (2021). N°IRSN/2021-00108. Disponible à l'adresse : https://www.irsn.fr/FR/Actualites_presse/Communiques_et_dossiers_de_presse/Documents/IRSN_Rapport%20EXPOP_def.pdf.

2 "Reference biospheres" for solid radioactive waste disposal: report of biomass theme 1 of the Biosphere modelling and Assessment (BIOMASS) programme. International Atomic Energy Agency (IAEA) (2003). N°IAEA-BIOMASS-6. 563 p. Disponible à l'adresse : https://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/Biomass6_web.pdf.

3 Grammont, V. Évaluation de l'état des milieux et des risques sanitaires - Démarche intégrée pour la gestion des émissions et substances chimiques par les installations classées - Deuxième édition. Ineris (2021). N°Ineris-200357-2563482-v1.0. 130 p. Disponible à l'adresse : https://www.ineris.fr/sites/ineris.fr/files/contribution/Documents/Ineris_GuideERS-Juillet2021-A4-%2310Quatro_Web.pdf.

4 Lignes directrices OMS relatives à la qualité de l'air - Résumé d'orientation. Organisation mondiale de la Santé (OMS) (2021). 16 p.

5 Arrêté du 1er septembre 2003 définissant les modalités de calcul des doses efficaces et des doses équivalentes résultant de l'exposition des personnes aux rayonnements ionisants. Ministère de la Santé, de la Famille et des Personnes handicapées (2003). Journal officiel de la République française, N°262, pp.58003–68.

6 Méthodologie nationale de gestion des sites et sols pollués. Ministère de l'Environnement, de l'Énergie et de la Mer (2017). 128 p. Disponible à l'adresse : https://ssp-infoterre.brgm.fr/sites/default/files/documents/2022-02/methodo_ssp_2017.pdf.

7 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. Direction générale de la prévention des risques (2014).

© Andra • Janvier 2024 • Création graphique : Agence Les Récréateurs • Crédit photo : Andra / Vincent Duterme

AGENCE NATIONALE POUR LA GESTION DES DÉCHETS RADIOACTIFS

1-7, rue Jean-Monnet
92298 Châtenay-Malabry cedex
Tél. : 01 46 11 80 00

www.andra.fr