



(ID Modèle = 454913)

Ineris-20-177730-1814933-1.0

08/12/2020

Prise en compte des incertitudes dans le cadre de dossiers conduits en contexte de sites et sols pollués

INERIS

maîtriser le risque
pour un développement durable

PRÉAMBULE

Le présent document a été réalisé au titre de la mission d'appui aux pouvoirs publics confiée à l'Ineris, en vertu des dispositions de l'article R131-36 du Code de l'environnement.

La responsabilité de l'Ineris ne peut pas être engagée, directement ou indirectement, du fait d'inexactitudes, d'omissions ou d'erreurs ou tous faits équivalents relatifs aux informations utilisées.

L'exactitude de ce document doit être appréciée en fonction des connaissances disponibles et objectives et, le cas échéant, de la réglementation en vigueur à la date d'établissement du document. Par conséquent, l'Ineris ne peut pas être tenu responsable en raison de l'évolution de ces éléments postérieurement à cette date. La mission ne comporte aucune obligation pour l'Ineris d'actualiser ce document après cette date.

Au vu de ses missions qui lui incombent, l'Ineris, n'est pas décideur. Les avis, recommandations, préconisations ou équivalent qui seraient proposés par l'Ineris dans le cadre des missions qui lui sont confiées, ont uniquement pour objectif de conseiller le décideur dans sa prise de décision. Par conséquent, la responsabilité de l'Ineris ne peut pas se substituer à celle du décideur qui est donc notamment seul responsable des interprétations qu'il pourrait réaliser sur la base de ce document. Tout destinataire du document utilisera les résultats qui y sont inclus intégralement ou sinon de manière objective. L'utilisation du document sous forme d'extraits ou de notes de synthèse s'effectuera également sous la seule et entière responsabilité de ce destinataire. Il en est de même pour toute autre modification qui y serait apportée. L'Ineris dégage également toute responsabilité pour chaque utilisation du document en dehors de l'objet de la mission.

Nom de la Direction en charge du rapport : Direction des Risques Chroniques

Rédaction : DROISSART Aurelie

Vérification : VELLY NATHALIE; RAMEL MARTINE

Approbation : RAMEL MARTINE- le 08/12/2020

Table des matières

1.	Introduction	7
2.	Principes généraux.....	8
3.	Contenu d'une analyse des incertitudes	9
3.1	Déroulé d'une analyse d'incertitudes.....	9
3.2	Analyse qualitative.....	10
3.3	Analyse quantitative.....	10
3.4	Schéma récapitulatif des incertitudes liées au processus de gestion.....	12
4.	Etudes documentaires.....	13
4.1	Etude historique.....	13
4.2	Etude de vulnérabilité.....	16
4.3	La visite de site.....	18
5.	Schéma conceptuel.....	20
6.	Diagnostic de site.....	21
6.1	Stratégie d'investigations	21
6.2	Stratégie d'échantillonnage.....	25
6.3	Prélèvements	27
6.4	Programme analytique.....	28
6.5	Interprétation des résultats de diagnostic dans les milieux	31
7.	Les outils de gestion : l'Interprétation de l'Etat des Milieux et le Plan de Gestion.....	41
7.1	L'interprétation de l'état des milieux	41
7.2	Le plan de gestion	42
8.	Calculs de risque sanitaire (EQRS, grille IEM, ARR).....	46
8.1	Evaluation des dose-réponse – Sélection des VTR.....	46
8.2	Evaluation des expositions	48
8.3	Caractérisation du risque.....	54
9.	Le Plan de Conception des Travaux (PCT).....	56
10.	Conclusion	58
11.	Bibliographie	59
12.	Liste des annexes.....	62

Table des figures

Figure 1	: Schéma et graphe illustrant le processus d'introduction et de levée des incertitudes.....	12
Figure 2	: site « exemple »	15
Figure 3	: plan d'aménagement envisagé	15
Figure 4	: plan d'investigations	34
Figure 5	: Approche non probabiliste : Echantillonnage de jugement ou préférentiel	63
Figure 6	: Echantillonnages aléatoire simple et systématique	63
Figure 7	: Echantillonnage aléatoire stratifié	63

Table des tableaux

Tableau 1 : Principes à respecter dans une étude environnementale.....	8
Tableau 2 : Exemple de tableau récapitulatif des incertitudes associées aux étapes de la méthodologie de gestion des sites et sols pollués	9
Tableau 3 : Données collectées lors de la phase « étude historique »	13
Tableau 4 : Récapitulatif des incertitudes de l'étude historique de l'exemple présenté	16
Tableau 5 : Données collectées lors de la phase « étude de vulnérabilité »	16
Tableau 6 : Récapitulatif des incertitudes de l'étude de vulnérabilité de l'exemple présenté	17
Tableau 7 : Données potentiellement collectées lors de visite du site	18
Tableau 8 : Récapitulatif des incertitudes de la visite de site de l'exemple présenté.....	19
Tableau 9 : Données collectées lors de l'élaboration du schéma conceptuel.....	20
Tableau 10 : Récapitulatif des incertitudes du schéma conceptuel de l'exemple présenté.....	20
Tableau 11 : Données collectées dans la phase de diagnostic pour évaluer l'impact des activités sur les milieux « sources ».....	22
Tableau 12 : Données collectées lors de la phase de diagnostic.....	23
Tableau 13 : Données collectées lors de la phase stratégie d'investigations hors site.....	24
Tableau 14 : Réduction des incertitudes lors de la phase stratégie d'investigations	25
Tableau 15 : Incertitudes liées à la phase d'élaboration de la stratégie d'échantillonnage	27
Tableau 16 : Réduction des incertitudes lors de la phase de prélèvement	28
Tableau 17 : Réduction des incertitudes lors de la phase analytique	31
Tableau 18 : Conditions de choix des valeurs numériques.....	32
Tableau 19 : récapitulatif des incertitudes sur le diagnostic de l'exemple présenté.....	36
Tableau 20 : récapitulatif des incertitudes sur l'ELT de l'exemple présenté	36
Tableau 21 : Concentration mesurée dans l'Environnement Local Témoin pour l'Arsenic (mg/kg).....	37
Tableau 22 : Concentration mesurée sur site pour l'Arsenic : variation des valeurs retenues	37
Tableau 23 : variations entre les différents types de valeurs susceptibles d'être retenues dans une étude de sol : cas de l'arsenic	39
Tableau 24 : Réduction des incertitudes lors de la phase d'interprétation de l'état des milieux.....	42
Tableau 25 : Réduction des incertitudes lors de la phase de localisation, quantification et caractérisation des pollutions	43
Tableau 26 : Réduction des incertitudes lors de la phase de bilan coûts-avantages.....	44
Tableau 27 : Réduction des incertitudes lors de la phase des estimations financières	45
Tableau 28 : Réduction des incertitudes lors de la phase des évaluations des doses-réponses	47
Tableau 29 : Répartition des paramètres selon leur sensibilité dans le cas « dalle sur sol » (slab-on-grade) testés dans l'étude du RIVM, 2008.....	50
Tableau 30 : Réduction des incertitudes lors de la phase de modélisation des transferts	51
Tableau 31 : Réduction des incertitudes lors de la phase d'évaluation des expositions	52
Tableau 32 : Récapitulatif des incertitudes associées à la modélisation des transferts de vapeurs depuis les sols vers l'air intérieur de bâtiments :	54
Tableau 33 : Réduction des incertitudes lors de la phase de caractérisation du risque.....	55
Tableau 34 : Réduction des incertitudes lors de la phase de plan de conception des travaux	57
Tableau 35 : Cas de distributions de probabilité	64
Tableau 36 : Exemple des doses totales d'exposition pour 2 substances selon les approches déterministe/probabiliste sur la base des paramètres par défaut du modèle EUSES et sur la base de distributions statistiques (uniforme, normale, lognormale, triangulaire) des paramètres d'entrée testés	66

Résumé

Dans le cadre de la gestion des Sites et Sols Pollués (SSP), les acteurs privés ou publics sont amenés à prendre des décisions de gestion sur la base d'études techniques comprenant de nombreuses étapes de recueil d'informations, d'investigations sur le terrain et de modélisations.

Ces études sont réalisées sur la base de données qualitatives (illustratives et non-numériques telles que des cartes géologiques, ou issues d'observations) et quantitatives (numériques) qui s'accompagnent d'incertitudes. La démarche nationale de gestion des sites et sols pollués repose sur une démarche d'échantillonnage ponctuelle (dans l'espace et dans le temps), extrapolée à des milieux complexes, sur laquelle une gestion globale est mise en place. Ainsi, à chaque étape de la démarche, des hypothèses sont formulées et nécessitent d'être argumentées pour des questions de transparence.

L'objectif de ce document est, pour chaque étape de la méthodologie de gestion des sites et sols pollués de 2017, de présenter les principales sources potentielles d'incertitudes (données, hypothèses, modèles), et d'identifier les paramètres-clés dont la méconnaissance ou la variabilité peut avoir des conséquences notables sur les résultats et l'orientation des études, sans chercher à en dresser une liste exhaustive. Des recommandations sont proposées pour limiter la portée des incertitudes sur les résultats finaux.

Un cas d'étude sert de fil conducteur pour illustrer l'évaluation qualitative des sources d'incertitudes tout au long des différentes étapes.

Ainsi, la partie dédiée aux incertitudes et aux choix qui ont été faits tout au long de la démarche pourra comporter :

- une analyse qualitative des incertitudes, qui vise à les identifier et à apprécier leur impact sur le résultat final de l'étude au travers des tendances de surestimation et de sous-estimation (analyse de sensibilité). A l'issue de cette première analyse de sensibilité, s'il s'avère que les incertitudes identifiées ne sont pas de nature à influencer significativement les conclusions de l'étude, alors il n'est pas nécessaire de poursuivre l'analyse ;
- si des paramètres affichent des incertitudes élevées, il convient de procéder à une analyse quantitative de l'influence des paramètres sur les conclusions de l'étude. Si les incertitudes apparaissent trop fortes à ce stade, il peut être nécessaire de retravailler certaines étapes de la démarche pour affiner les estimations. L'acquisition de nouvelles données de terrain peut être une solution pour réduire les incertitudes liées à certains paramètres jugés sensibles.

C'est l'ensemble de cette démarche qui permettra de conclure à l'issue de l'étude quant aux résultats obtenus et de les mettre en perspective par rapport aux enjeux environnementaux, sanitaires et sociétaux du site, connus au moment de la rédaction.

Pour citer ce document, utilisez le lien ci-après :

Institut national de l'environnement industriel et des risques, Prise en compte des incertitudes dans le cadre de dossiers conduits en contexte de sites et sols pollués, Verneuil-en-Halatte : Ineris 20-177730-1814933-v1.0, 08/12/2020.

Mots-clés :

Sites et sols pollués, Incertitudes

Glossaire

AEP : captage d'Adduction en Eau Potable
AEI : captage d'Adduction en Eau Industrielle
ARR : Analyse des Risques Résiduels
ATSDR : Agency for Toxic Substances & Disease Registry. Organisme américain producteur de VTR
BAPPET : Base de données sur les teneurs en éléments traces métalliques de Plantes potagères
BTEX : Benzène, Toluène, Ethylbenzène et Xylènes
Ciblex : Banque de données de paramètres descriptifs de la population française au voisinage d'un site pollué
COHV : Composé Organique Halogéné Volatil
ELT : Environnement Local Témoin
EQRS : Evaluation Quantitative des Risques Sanitaires
ERS : Evaluation des Risques Sanitaires
Gissol : Système d'information des sols de France
HAP : Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques
HCT : Hydrocarbures totaux
Health Canada : Santé Canada. Organisme canadien producteur de VTR
Hg : mercure
IEM : Interprétation de l'Etat des Milieux
InVS : Institut de Veille sanitaire
ICPE : Installation Classée pour la Protection de l'Environnement
IEM : Interprétation de l'Etat des Milieux
MEDD : Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable (2002-2007)
MEDDE : Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable et de l'Energie (2012- 2016)
MEEM : ministère de l'Environnement, de l'Energie et de la Mer (2016-2017)
MTES : ministère de la transition écologique et solidaire (2017-2020)
MTE : ministère de la transition écologique depuis 2020
OEHHA : Office of Environmental Health Hazard Assessment. Organisme américain producteur de VTR
OMS : Organisation Mondiale pour la Santé
PCB : PolyChloroBiphényles
PG : Plan de Gestion
Pz : Piézomètre
RIVM : Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, National Institute for Public Health and the Environment ; organisme néerlandais producteur de VTR
SSP : Sites et Sols Pollués
US-EPA : United States Environmental Protection Agency. Organisme américain producteur de VTR
VTR : Valeur Toxicologique de Référence

1. Introduction

Dans le cadre de la gestion des Sites et Sols Pollués (SSP), les acteurs privés ou publics sont amenés à prendre des décisions de gestion sur la base d'études techniques comprenant de nombreuses étapes de recueil d'informations, d'investigations sur le terrain et de modélisations.

Ces études sont réalisées sur la base de données qualitatives (illustratives et non-numériques telles que des cartes géologiques, ou issues d'observations) et quantitatives (numériques) qui s'accompagnent d'incertitudes. La démarche nationale de gestion des sites et sols pollués repose sur une démarche d'échantillonnage ponctuelle (dans l'espace et dans le temps), extrapolée à des milieux complexes, sur laquelle une gestion globale est mise en place. A chaque étape de la démarche, des hypothèses sont formulées et nécessitent d'être argumentées pour des questions de transparence. Apporter un éclairage sur les incertitudes inhérentes à la démarche est nécessaire pour aider à définir des actions/décisions pertinentes en matière de mesures de gestion à mettre en œuvre et de réaménagement au droit de sites pollués.

Il convient donc d'identifier au mieux ces incertitudes et d'accompagner les résultats des études d'une analyse *a minima* qualitative de celles-ci.

L'objectif de ce document est, pour chaque étape de la méthodologie de gestion des sites et sols pollués de 2017, de présenter les principales sources potentielles d'incertitudes, et d'identifier les paramètres-clés dont la méconnaissance ou la variabilité peut avoir des conséquences notables sur les résultats et l'orientation des études, sans chercher à en dresser une liste exhaustive.

Après un bref rappel sur la notion d'incertitudes, le présent document :

- aborde les étapes de la démarche SSP, sources d'incertitudes,
- propose une démarche pour une analyse des incertitudes,
- suggère des recommandations pour la bonne prise en compte des incertitudes tout au long de la démarche.

Un cas d'étude sert de fil conducteur pour illustrer l'évaluation qualitative des sources d'incertitudes tout au long des différentes étapes.

Remarque : Les niveaux d'incertitude associés aux paramètres recueillis ou évalués lors des différentes étapes de la démarche SSP sont présentés « en relatif » pour chaque étape considérée. Chaque tableau établi spécifiquement pour chaque étape est indépendant des autres. Il n'a ainsi pas été construit une échelle de niveaux d'incertitude sur l'ensemble de la démarche. Les niveaux proposés sont qualitatifs, et basés sur les retours d'expériences.

2. Principes généraux

Quel que soit le contexte, la démarche de gestion des sites et sols pollués consiste en un état des lieux d'une situation puis en la mise en œuvre des outils de gestion adaptés. Chacune de ces étapes est accompagnée d'incertitudes inhérentes aux informations disponibles, aux chaînes d'acquisition de données sur le site étudié ou aux modélisations réalisées. L'approche doit donc se dérouler de manière transparente et argumentée.

Une étude environnementale est généralement menée et dimensionnée selon les quatre principes suivants (voir tableau 1).

Tableau 1 : Principes à respecter dans une étude environnementale

Principe de prudence scientifique	Principe de proportionnalité
Des hypothèses raisonnablement majorantes doivent être adoptées en cas d'absence de données reconnues.	Le niveau d'approfondissement est corrélé à l'importance des incidences prévisibles de la pollution.
Principe de spécificité	Principe de transparence
L'étude doit être réalisée par rapport à l'usage et aux caractéristiques du site et de son environnement.	Le choix des hypothèses et des outils à mettre en œuvre et le niveau d'approfondissement requis nécessitent d'être argumentés.

Tout au long de la démarche de gestion des sites et sols pollués, des sources d'incertitudes existent, soit du fait de la variabilité des données recueillies, soit en raison d'un manque de connaissances. Il en résulte la formulation d'hypothèses, ou bien un choix de paramètres par défaut pour pallier un manque de données et/ou par souci de simplification.

L'analyse de ces incertitudes repose sur les données acquises sur un site ou à défaut les données issues de la littérature, ainsi que sur les hypothèses considérées.

Elle se révèle être une étape indispensable pour :

- mettre en perspective les données et résultats obtenus afin de comprendre ce qu'ils représentent ;
- mettre en évidence les points où un effort supplémentaire d'acquisition de données de terrain ou de modélisation permettrait de réduire de manière substantielle l'incertitude entourant le résultat notamment dans le cas des évaluations des risques sanitaires (Ineris, 2009). En effet, les données numériques recueillies sur site dans le cadre d'investigations de terrain, celles issues de modélisation ou bien celles extraites de la littérature (gammes plus ou moins larges) sont toutes entachées d'incertitudes. Leur variabilité est une propriété inhérente au phénomène étudié. Elle peut être réduite en collectant davantage de données ;
- adopter des mesures de gestion pertinentes.

Les notions d'incertitudes relative et d'incertitude absolue peuvent être distinguées :

- L'incertitude absolue est une estimation de l'erreur que fait l'expérimentateur. Elle représente l'écart maximum possible entre la mesure et la valeur exacte. La mesure et son incertitude absolue constituent un domaine de valeurs possibles à l'intérieur duquel se trouve la valeur exacte ;
- L'incertitude relative est le rapport entre l'incertitude absolue et la mesure (exprimée en %). L'incertitude relative permet de comparer la précision de différentes mesures. La mesure la plus précise est celle dont l'incertitude relative est la plus faible.

Dans les domaines des sites et sols pollués, il est important d'avoir conscience de la difficulté voire de l'impossibilité à déterminer l'incertitude absolue, sans que cela ne nuise à la bonne gestion des dossiers. La gestion des données et des résultats se fait par comparaison relative des valeurs et des pratiques. Ainsi, seule l'incertitude relative est déterminée, ce qui permet une réduction des incertitudes globales.

3. Contenu d'une analyse des incertitudes

3.1 Déroulé d'une analyse d'incertitudes

La discussion des incertitudes consiste à rappeler les incertitudes soulevées à chaque étape de la démarche. Elle permet de donner du sens aux résultats obtenus car elle précise la manière dont ils ont été obtenus. Ils ne peuvent être correctement interprétés que si les incertitudes associées sont rapportées et discutées. Cette discussion permet le recul nécessaire à la bonne interprétation des résultats obtenus. Elle est engagée sur les conséquences directes ou indirectes de sources d'incertitudes.

L'analyse des incertitudes est une étape du dossier détaillée dans la méthodologie nationale de gestion des sites et sols pollués de 2017 (MTES, 2017).

Ainsi, en reprenant le déroulé complet de la démarche, chaque source d'incertitude est évaluée qualitativement ou quantitativement et des recommandations sont apportées le cas échéant pour les réduire, si les incertitudes sont trop fortes pour conclure.

Les types de choix réalisés sont ainsi exposés :

- s'agit-il de choix pénalisants ? pourquoi ?
- s'agit-il d'un choix pertinent pour tenir compte d'une réalité suffisamment documentée ?
- s'agit-il de choix scientifiques argumentés en lien avec des mécanismes connus ?

Le tableau proposé ci-après permet de récapituler les incertitudes associées aux différentes étapes de la méthodologie de gestion des sites et sols pollués et les paramètres sur lesquels l'attention de l'évaluateur et du décisionnaire doit être portée.

Tableau 2 : Exemple de tableau récapitulatif des incertitudes associées aux étapes de la méthodologie de gestion des sites et sols pollués

Points de vigilance	Paramètre	Niveaux d'incertitude (faible/ moyen/ fort)	Moyen pour réduire l'incertitude
Partie documentaire			
Description du site et des environs			
Pratiques environnementales			
Description des activités industrielles			
Description des substances et de leurs usages			
Diagnostic			
Caractérisation des milieux sources et des milieux d'exposition			
Stratégie d'échantillonnage			
Paramètres mesurés/par défaut			
Délimitation géographique et historique			
Calculs sanitaires			
Evaluation des risques : EQRS/ARR/IEM			
Identification des dangers			
Evaluation de la relation dose réponse (Choix des VTR...)			
Evaluation de l'exposition			
Evaluation du risque			

Plusieurs types d'analyse peuvent être engagés, en fonction du paramètre analysé :

- L'analyse qualitative : il s'agit d'identifier les paramètres pouvant influencer plus ou moins significativement le résultat. Cette discussion se base sur le retour d'expérience de l'évaluateur. Elle permet d'identifier les paramètres dont les choix ou les variations surestiment ou sous-estiment le résultat.
 Cette analyse peut suffire si l'influence des incertitudes est jugée « faible à modérée ». Elle peut également mettre en lumière la nécessité d'acquérir des informations supplémentaires lorsque l'influence de certains paramètres est jugée « élevée » ;
- L'analyse quantitative : En cas de fortes incertitudes sur des paramètres ayant une influence non

négligeable sur le résultat final, une étude quantitative est requise. Cette discussion peut être mise en œuvre dès que l'influence des incertitudes sur le résultat final n'est plus jugée « faible à modérée » mais plutôt « modérée à forte », assurant au décisionnaire une vision éclairée de l'étude.

3.2 Analyse qualitative

Elle reprend point par point les éléments qui ont conduit au résultat. Elle vise à :

- lister les incertitudes et à qualifier leur influence sur le résultat final ;
- indiquer si les choix ont tendance à majorer ou minorer l'estimation du risque. Il est recommandé, selon le principe de spécificité, de privilégier une démarche réaliste ou légèrement majorante en première intention. La démarche itérative doit être suivie en tenant compte des incertitudes aux différentes étapes. Une démarche trop majorante *in fine* peut entraîner des recommandations de gestion du site peu réalistes et conduire à des résultats inexploitable par la suite ;
- signaler, si possible, les moyens de réduction des incertitudes (recherche de données complémentaires...).

A *minima*, dans toutes les études, l'évaluateur doit décrire et argumenter chacun de ses choix en précisant :

- les paramètres sous-estimant ou surestimant potentiellement le résultat final. Dans certains cas, l'analyse peut être approfondie en y croisant la sensibilité du paramètre (faible, modérée, forte) et le niveau d'incertitude associé à ce dernier (faible, modéré, fort) ;
- éventuellement les principes respectés (prudence, spécificité, proportionnalité, transparence) qui justifient les choix qui sont réalisés tout au long de l'étude.

Généralement, cette partie doit être suffisamment conclusive pour s'assurer que les choix réalisés et les résultats qui en découlent sont raisonnablement conservateurs afin d'aboutir à des mesures de gestion proportionnées.

Cette démonstration doit montrer que les choix réalisés tout au long de l'étude résultent d'une réflexion aboutie.

Si toutefois les incertitudes sont trop fortes pour pouvoir conclure, il est nécessaire de retravailler les éléments les plus incertains et les plus sensibles pour affiner les estimations en :

- affinant les hypothèses utilisées ;
- utilisant des modèles plus fins et mieux étayés ;
- acquérant de nouvelles données (à partir de mesures sur le terrain et/ou de la littérature scientifique).

3.3 Analyse quantitative

Il existe deux types d'analyse quantitative :

- **Les analyses de sensibilité** qui visent à faire varier les paramètres affichant une sensibilité élevée et un niveau d'incertitude élevé, sur les bornes d'un intervalle « raisonnable et réaliste » au regard du contexte du site. Cette analyse est donc réalisée paramètre par paramètre pour obtenir un domaine de variation du résultat final.

L'analyse de sensibilité peut apporter des éléments complémentaires pour :

- l'interprétation des résultats (mise en perspective par rapport aux enjeux),
- l'amélioration ultérieure de l'évaluation (intérêt d'études complémentaires),
- l'optimisation des mesures de gestion.

Elle doit permettre d'apprécier l'incidence du choix des paramètres retenus sur les décisions à venir (mesure de gestion, plan d'aménagement, servitude, etc.) sans aboutir à la remise en cause des hypothèses et scénarios retenus dans l'évaluation et de ses conclusions.

Les pratiques observées montrent que certaines analyses de sensibilité consistent à faire varier arbitrairement de 10% la valeur numérique du paramètre. Cette approche n'a aucun intérêt en matière de gestion. Elle ne montre que les influences mathématiques d'un paramètre sur le résultat final sans tenir compte de la réalité d'un choix de paramètre par rapport à une situation

donnée. Cette approche « simpliste » ne prend pas en compte un intervalle raisonnable et réaliste. Elle est donc à éviter.

Certains paramètres sont figés, la variation mathématique de ces paramètres n'a aucun intérêt, mais les exemples de paramètres pouvant être testés sont nombreux et ne sont pas repris dans ce paragraphe,

- **Les analyses de distribution statistique** : cette analyse prend intrinsèquement en compte les incertitudes liées à chacun des paramètres au travers de ses distributions ; cette analyse ne supprime donc pas les incertitudes mais permet de les afficher tout au long de la démarche de manière quantitative (voir Annexe 2). La connaissance de la distribution statistique du paramètre étudié, constitue la principale difficulté dans les études sanitaires classiques pour lesquelles les paramètres sont souvent mesurés.

A l'issue de cette analyse quantitative, l'évaluateur doit justifier la distribution retenue pour chacun des paramètres testés et également discuter de l'apport de cette analyse quantitative dans la mise en perspective du résultat final de l'étude. A ce jour, l'approche déterministe (variation de la valeur d'un paramètre dans une fourchette réaliste) reste la plus courante pour évaluer l'exposition dans le cadre des sites et sols pollués. Elle repose sur des valeurs uniques pour un certain nombre de paramètres, choisis et argumentés par l'évaluateur.

Ces valeurs peuvent être issues de :

- la littérature (facteurs d'exposition issus du Exposure Factor Handbook (US-EPA, 2011) – ou Ineris (Ineris, 2017b, Ineris, 2012) ;
- guides d'utilisateur des modèles analytiques (modèles de transfert de vapeurs dans l'air intérieur des bâtiments) ;
- bases de données publiques telles que CIBLEX (ADEME-IRSN, 2003), BAPPET (ADEME-Ineris, 2012)¹, BAPPOP(ADEME-Ineris, 2015)²;
- études spécifiques pour certains paramètres d'exposition comme la quantité de terre ingérée (Ineris-InVS, 2012) ;
- données spécifiques au site d'étude : notamment les concentrations mesurées dans les différents milieux investigués.

Par souci de simplicité, l'approche déterministe peut amener à faire des choix « majorants » en conservant les estimations hautes (telles que les concentrations maximales des substances dans les sols et/ou la nappe superficielle dans le cas des sols pollués), plutôt que des choix « réalistes ».

Les approches « probabiliste » intègrent « intrinsèquement » une partie des incertitudes en faisant appel aux distributions de probabilité/possibilité pour représenter la variabilité et l'incertitude des paramètres entrant dans le calcul du risque. Il est possible d'intégrer l'approche probabiliste dans des modélisations analytiques multimédia, via l'utilisation de méthodes statistiques (BRGM, 2005, Ineris, 2005a). Dans ce cas, les risques calculés, via le Quotient de Danger (QD) et l'Excès de Risque Individuel (ERI) ne correspondent plus à des valeurs « uniques », mais font l'objet d'une distribution statistique. Il convient alors à l'évaluateur d'interpréter ces résultats et de définir un intervalle d'acceptabilité dans lequel il estime la représentativité des valeurs. L'approche probabiliste permet uniquement d'intégrer les incertitudes et non de les supprimer. L'incertitude du résultat est ainsi présentée de manière directe et doit conduire à une interprétation dans ce sens par l'évaluateur.

Quelle que soit l'approche retenue pour tenir compte des incertitudes, si celles-ci sont trop importantes pour pouvoir conclure, il est nécessaire de retravailler les éléments les plus incertains et les plus sensibles pour affiner les estimations en affinant les hypothèses utilisées, en utilisant des modèles mieux adaptés ou en acquérant de nouvelles données (à partir de mesures sur le terrain et/ou de la littérature scientifique) (voir Annexe 3).

¹ BAPPET : Base de données sur les teneurs en Eléments Traces Métalliques de Plantes Potagères - <http://www.developpement-durable.gouv.fr/BAPPET-BAse-de-donnees-sur-les.html>

² BAPPOP : Base de données sur la contamination des Plantes Potagères par les molécules Organiques Polluantes

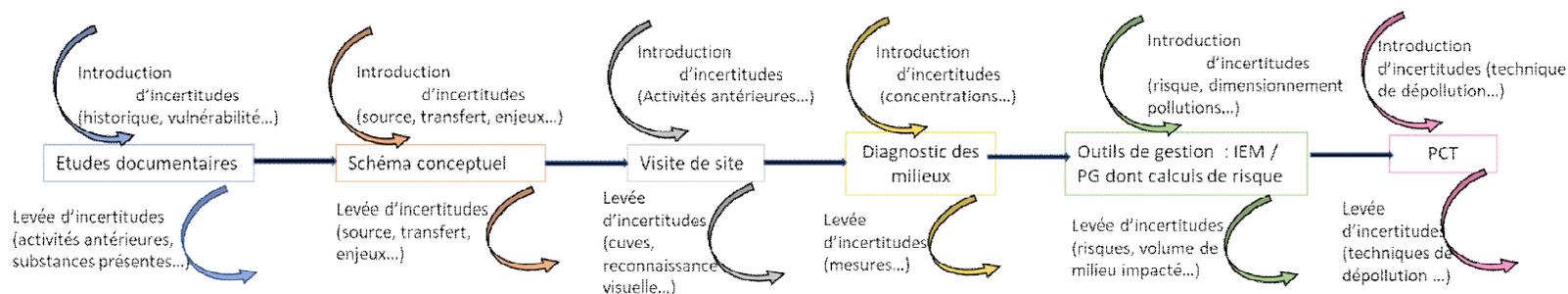
<https://www.ademe.fr/bappop-base-donnees-contamination-plantes-potageres-molecules-organiques-polluantes>

3.4 Schéma récapitulatif des incertitudes liées au processus de gestion

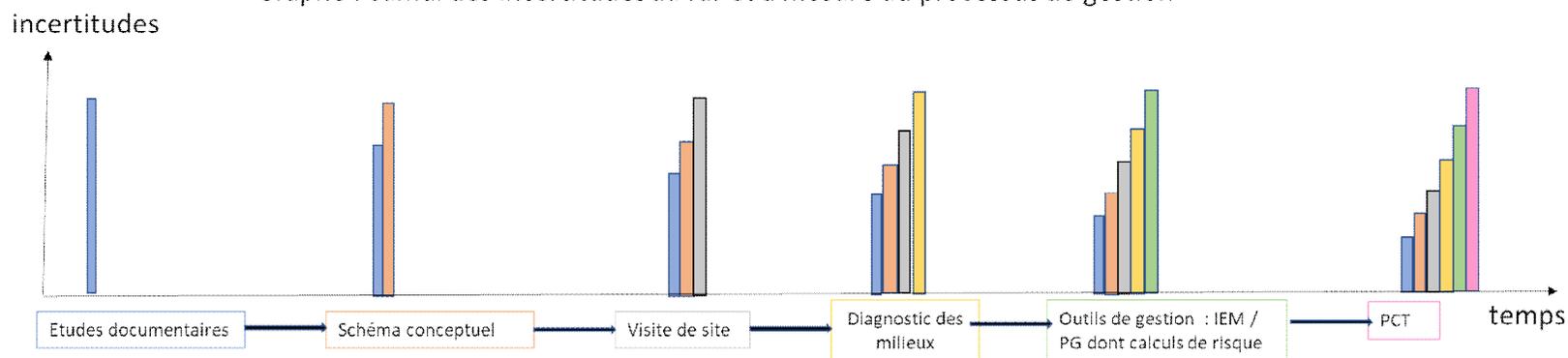
Le schéma suivant récapitule les différentes connexions en matière d'incertitude dans le processus de déroulement des outils de gestion sur un site. Tout au long du processus, des incertitudes sont soulevées en début d'étape. Elles sont plus ou moins levées en fin d'étape. Pour celles qui ne sont pas levées à l'issue de chaque étape, elles se propagent à l'étape suivante (schéma). Généralement les incertitudes des premières étapes se réduisent au fur et à mesure du processus mais malgré cela, elles se cumulent avec les incertitudes de toutes les étapes (graphe).

Figure 1 : Schéma et graphe illustrant le processus d'introduction et de levée des incertitudes

Schéma : Illustration de l'introduction et de la levée des incertitudes à chaque étape du processus de gestion



Graphe : cumul des incertitudes au fur et à mesure du processus de gestion



4. Etudes documentaires

Avant toute action sur le terrain, des études documentaires sont requises pour mieux appréhender le site dans sa globalité. Celles-ci constituent ainsi la première phase d'acquisition de données. Leur objectif est d'identifier les sources de pollutions potentielles en lien avec les activités passées/actuelles d'un site. Plusieurs types d'études documentaires peuvent être réalisés : les études historiques et les études de vulnérabilité de l'environnement à la pollution. Pour les mettre en œuvre, une visite de site est indispensable. Celle-ci est située à l'interface entre la partie documentaire de la démarche et la partie « investigations de terrain ».

Sur la base de la localisation du site, de la période des différentes activités exercées et des pratiques environnementales durant la vie du site (passée et présente), ces études permettent d'identifier les substances potentiellement présentes et les localisations des sources potentielles sur le site et d'évaluer leur éventuel impact sur l'environnement.

4.1 Etude historique

L'étude historique permet de positionner un site dans son contexte historique, à partir du recensement des activités susceptibles d'avoir émis des substances polluantes dans les différents milieux (eaux, sol, air) au cours de l'histoire du site et de ses environs. Le tableau suivant récapitule les éléments à rechercher et les niveaux d'incertitudes associées.

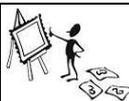
Tableau 3 : Données collectées lors de la phase « étude historique »

Objectifs	Informations à rechercher	Niveaux d'incertitudes	Impact sur la suite de l'étude
Description du site et de ses environs			
Cerner le site dans son environnement tant géographique qu'historique	Situation géographique, superficie, adresse	-	-/+
	Nature/qualité/origine des sols en place (remblais...)	-/+	
	Nature de l'occupation des sols à proximité, éventuelles servitudes	-	
	Eventuels usages sensibles à proximité	-	
	Eventuels sites (potentiellement) pollués à proximité (par exemple consultation des bases de données nationales BASOL, BASIAS...)	-/+	
	Existence d'un état « non perturbé » des milieux (Environnement Local Témoin)	-	
Pratiques environnementales			
Définir les pratiques du site dans le temps et les différents événements de la vie du site pour mieux connaître les raisons qui ont abouti à la situation actuelle	Pratiques locales de gestion environnementale	-/+	-
	Eventuelles pollutions reconnues des sols ou des eaux	-/+	
	Recensement des accidents, fuites, explosions...	-/+	
Description des activités émettrices de substances potentiellement polluantes			
Vérifier l'évolution chronologique et géographique des activités en vue d'expliquer les éventuelles	Exploitants, propriétaires et usagers successifs	-	-
	Activités successives, procédés industriels utilisés et installations correspondantes	-/+	
	Localisation des activités spécifiques sur le site	-/+	

Objectifs	Informations à rechercher	Niveaux d'Incertitudes	Impact sur la suite de l'étude
sources identifiées	Secteurs d'activité connexes : stockages, dépôts, décharges, bassins, réseaux enterrés ou aériens, aires de (dé)chargement, transformateurs électriques, cuves à fioul, parkings, ateliers, puits et forages...	-/+	
Description des substances et de leurs usages			
Identifier la liste des substances susceptibles d'être présentes dans les différents milieux pour les différentes activités recensées sur le site	Matières premières : lieux de stockage, de transformation	-/+	-/+
	Produits finis : lieux de production, de stockage	-/+	
	Sous-produits et déchets : gestion des stocks	+	

Légende : Faible incertitude « - » Incertitude moyenne « -/+ » Forte incertitude « + »

Plus le nombre d'informations collectées et recoupées est important, plus les incertitudes quant aux substances susceptibles d'être retrouvées sur le site et la localisation des sources sont réduites.



Exemple : Un terrain d'une surface d'environ 30 000 m², fait l'objet d'un projet d'aménagement. Le bâtiment projeté est un bâtiment de plain-pied avec une emprise au sol d'environ 5 000 m² dans lequel une activité tertiaire est envisagée (bureaux/entrepôt). Des espaces verts et des voiries sont prévus sur le reste de la parcelle.

Les études documentaires ont montré que le site étudié avait été auparavant le siège de plusieurs activités dont le stockage de solvants chlorés dans des cuves.

Ce site a été remblayé sur 50 cm environ, par des matériaux dont la provenance n'a pas été établie. Les plans existants, les photos aériennes, les archives de l'ancien exploitant, et les archives municipales, départementales et nationales ont été consultés. Les archives de presse ont également pu être consultées. La zone des anciennes cuves a été localisée. Les plans d'aménagement montrent que le futur bâtiment est positionné au droit de cette zone.

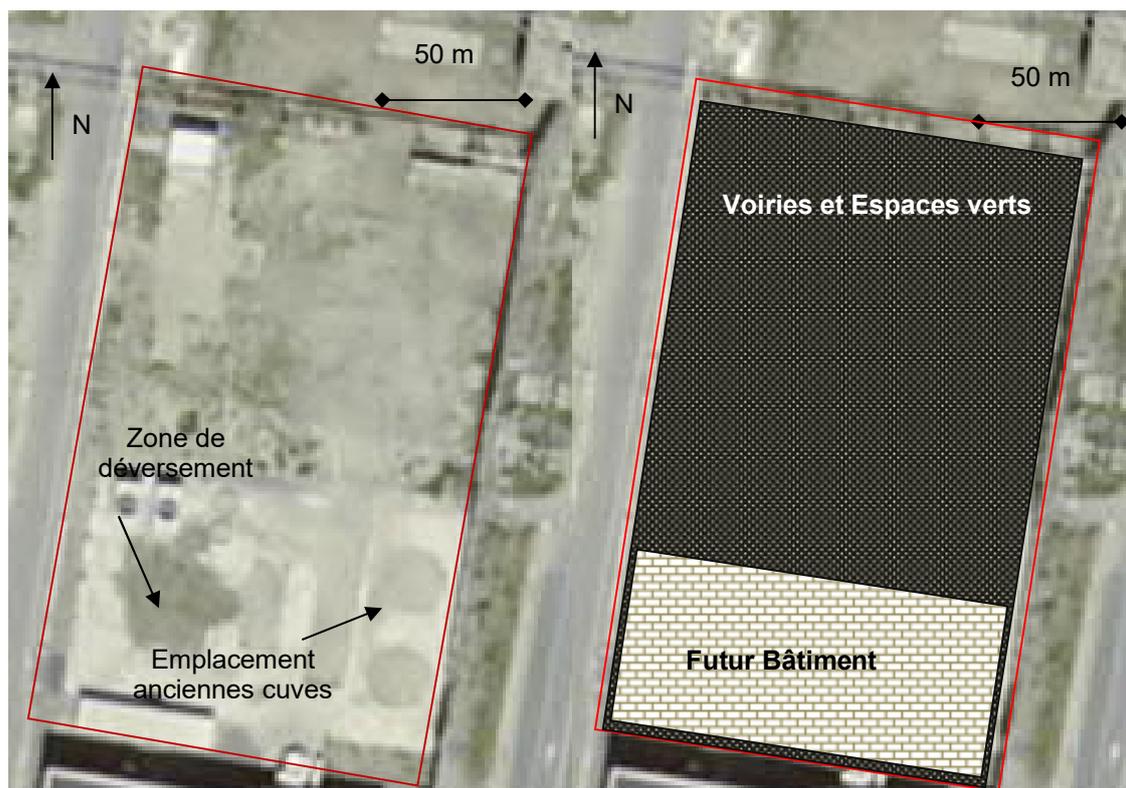


Figure 2 : site « exemple »

Figure 3 : plan d'aménagement envisagé

Incertitudes relatives aux études documentaires :

Il a été estimé, dans cet exemple, que l'étude documentaire était suffisamment exhaustive et satisfaisante. Les incertitudes inhérentes à cette étape sont réduites mais ne sont pas quantifiables.

Cependant, les études documentaires montrent la présence potentielle de deux familles de substances : des métaux dans les remblais (source diffuse) et des composés chlorés (source ponctuelle). Sur cette base, des analyses cibleront ces deux familles de substances mais des analyses plus larges sont également réalisées. La profondeur des investigations visant à évaluer d'éventuels impacts est à déterminer en fonction de l'historique du site et du futur aménagement.

Tableau 4 : Récapitulatif des incertitudes de l'étude historique de l'exemple présenté

Objectifs	Niveaux d'incertitudes associées
Cerner le site dans son environnement tant géographique qu'historique	-
Définir les pratiques du site dans le temps et les différents événements de la vie du site pour mieux connaître les raisons qui ont abouti à la situation actuelle	-
Vérifier l'évolution chronologique et géographique des activités	-/+
Evolution chronologique et géographique des différents événements de la vie du site et des alentours	-
Identifier la liste des substances susceptibles d'être présentes dans les différents milieux pour les différentes activités recensées sur le site	-/+

Légende : Faible incertitude « - » Incertitude moyenne « -/+ » Forte incertitude « + »

4.2 Etude de vulnérabilité

L'étude de vulnérabilité donne une première appréciation des différents processus de transfert des substances potentiellement dangereuses vers les compartiments environnementaux et milieux d'exposition potentiellement vulnérables.

Le tableau suivant récapitule les objectifs de chaque étape, les informations à rechercher ainsi que le niveau d'incertitude des paramètres recueillis.

Tableau 5 : Données collectées lors de la phase « étude de vulnérabilité »

Objectifs	Informations à rechercher		Niveaux d'incertitudes	Impact sur la suite de l'étude
	Type de milieu	Données à collecter		
Caractériser les milieux sources pour apprécier les transferts potentiels de substances vers les milieux d'exposition	Nature des sols et sous-sols	Nature pédologique et lithologique de la série géologique (zone non saturée). Extension, continuité et épaisseur de l'éventuel recouvrement	-/+	-/+
	Caractéristiques des eaux superficielles	Utilisation des ressources en eau Topographie Régime hydraulique Caractéristique pédologique de la série géologique Relations nappe-cours d'eau	-/+	-/+
	Caractéristiques des eaux souterraines.	Utilisation des ressources en eau Régime hydrogéologique Caractéristique lithologique de la série géologique Profondeur de la nappe Relations nappe-cours d'eau Présence de nappes superposées Localisation du site (amont ou aval hydraulique) par rapport à un captage	-/+	-/+
Caractériser le milieu d'exposition	Caractéristiques des compartiments « air »	Nature et état de l'interface sol/bâtiment ou sol/extérieur Porosité et perméabilité à l'air du sous-sol Conditions climatiques locales	+	-/+
Caractériser les enjeux spécifiques au site	Présence d'enjeux avérés ou projetés Type et nature des enjeux Paramètres d'exposition		-/+	+

Objectifs	Informations à rechercher		Niveaux d'incertitudes	Impact sur la suite de l'étude
	Type de milieu	Données à collecter		
Caractériser les usages du site	Identifier les activités sensibles et les milieux vulnérables		-	+

Légende : Faible incertitude « - » Incertitude moyenne « +/- » Forte incertitude « + »

Les données recueillies lors des études de vulnérabilité alimentent :

- le schéma conceptuel précisant les différents transferts entre les sources de pollution et les milieux d'exposition ainsi que les enjeux à protéger ;
- et orientent les investigations.

Elles réduisent les premières incertitudes potentielles, même s'il est difficile de collecter l'intégralité des informations pour identifier les processus régissant les potentiels transferts des substances lors de ces études. De plus, chacune des données collectées est accompagnée de sa propre incertitude. Ces informations sont donc à examiner avec précaution, pour appréhender les limites de cette étude et préciser les besoins d'informations complémentaires permettant de lever ou de réduire ces incertitudes. Les interprétations réalisées à ce niveau sont généralement qualitatives.

Ainsi, à l'issue de la phase documentaire, étape incontournable pour dimensionner les investigations sur le terrain, certaines incertitudes peuvent être levées alors que d'autres vont subsister et devront être clairement identifiées et discutées par la suite.



Exemple : l'étude de vulnérabilité a montré que la nappe était située à une profondeur d'environ 2 mètres. Les cartes géologiques montrent la présence d'un terrain de nature plutôt sablo argileuse. Or, le site est recouvert de remblais dont la nature pédologique n'a pas été caractérisée. Des investigations de terrain devront préciser la nature pédologique des différentes couches de terrain de la zone insaturée, particulièrement dans les remblais superficiels, couche de terrain directement en contact avec les futures fondations du site.

Le sens d'écoulement de la nappe serait, d'après les cartes hydrogéologiques consultées, du sud vers le nord. Cette information doit être contrôlée grâce aux investigations de terrain. L'absence de captages d'alimentation en eau potable (AEP), ou en eau industrielle (AEI) ou puits privés dans un périmètre de 2 km, limite la probabilité de transfert des substances de la nappe superficielle vers de potentiels enjeux (consommation d'eau, piscine, potager...). Enfin, il n'a pas été recensé de cours d'eau à proximité immédiate du site.

Incertitudes associées à l'étude de vulnérabilité :

L'étude de vulnérabilité est suffisante pour orienter, d'une façon proportionnée, les investigations à mener.

Les incertitudes à ce stade ne sont pas quantifiables. Cependant, les études de vulnérabilité montrent la présence d'une nappe souterraine potentiellement vulnérable. L'absence de cours d'eau à proximité du site réduit le risque de contamination des eaux de surface par le site

Tableau 6 : Récapitulatif des incertitudes de l'étude de vulnérabilité de l'exemple présenté

Objectifs	Niveaux d'incertitudes associées
Caractériser les milieux sources (sols, eaux souterraines, eaux superficielles, air du sol) pour apprécier les transferts potentiels de substances vers les milieux d'exposition (air intérieur, air extérieur, eaux de consommation, végétaux...)	+/-
Caractériser le milieu d'exposition	+
Caractériser les enjeux et usages spécifiques au site	+/-

Légende : Faible incertitude « - » Incertitude moyenne « +/- » Forte incertitude « + »

4.3 La visite de site

La visite de site se situe à l'interface entre les études bibliographiques et les études de terrain. Elle permet de lever une partie des incertitudes recensées lors des différentes phases documentaires et prépare les étapes suivantes de la démarche.

Elle permet de réaliser un examen de l'état actuel du site et de ses environs, et de valider ou préciser les informations collectées précédemment, telles que :

- la localisation des activités/équipements actuels potentiellement polluants,
- l'historique des activités suite aux interviews des personnes rencontrées,
- l'état de dégradation général du site (cuves, dalles...),
- les contraintes limitant l'accès à certaines zones potentiellement polluantes,
- la localisation des enjeux et la sensibilité du milieu environnant.

Comme indiqué dans le guide de visite de site de 2007 (MEDD, 2007) et dans la mise à jour de la méthodologie nationale de gestion des sites et sols pollués de 2017 (MTES, 2017), la visite de site permet de rassembler les premiers éléments nécessaires aux diagnostics et aux études ultérieures et de mettre en place, si nécessaire, les premières mesures de mise en sécurité. La visite de site est une étape indispensable pour une intervention sur site en toute sécurité.

Cette phase de collecte de données permet de lever des incertitudes sans normalement en introduire de nouvelles. Par exemple, lors de la phase de repérage des usages autour d'un site en cas d'IEM, l'identification des puits et jardins potagers chez les particuliers constitue un véritable enjeu pour la suite de l'étude.

Afin de guider la visite de site et d'en retirer le maximum d'informations pertinentes pour les étapes à suivre, le questionnaire de visite (MEDD, 2007) liste de manière exhaustive l'ensemble des informations à recueillir sur site.

Tableau 7 : Données potentiellement collectées lors de visite du site

Objectifs	Informations à rechercher	Niveaux d'incertitude	Impact sur la suite de l'étude	
Informations sur le site et son environnement	Localisation et identification du site	-	-	
	Confirmation de l'usage du sol sur le site même et dans son environnement proche Confirmation des enjeux	+/-	-	
Informations relatives aux sources potentielles et à la vulnérabilité des milieux	Confirmation des emplacements des différentes sources potentielles recensées Recensement des différents milieux potentiellement vulnérables Confirmation des éléments recueillis pendant la phase documentaire	-	-/+	
	Observation des milieux sur site et à proximité immédiate	Eaux souterraines : point sur les ouvrages existants sur site et à proximité	-	-/+
		Eaux de surface : vérification de l'état des sources, de l'environnement, de l'existence de confinement, de la présence d'ouvrages susceptibles de drainer les eaux, recherche de rejets	-	-/+
		Sol : repérage de zones manifestement polluées ou de remblais permettant l'orientation des investigations ultérieures	-	-/+
		Autres milieux : vérification de la présence éventuelle sur site et à proximité immédiate de puits privés, de jardins potagers, ou tout autre élément devant être pris en compte dans la démarche	-	-/+

Légende : Faible incertitude « - » Incertitude moyenne « -/+ » Forte incertitude « + »



Exemple : Plusieurs personnes ont pu être interviewées, ce qui permet de confirmer la présence des cuves sur le site, utilisées pour le stockage de solvants chlorés.

Les observations sur site montrent la présence de remblais sur l'ensemble du site. La visite de site permet d'observer la zone correspondant à l'emplacement des anciennes cuves. Les cuves ont été démantelées et évacuées, et des indices organoleptiques traduisent leur ancienne présence (traces au sol).

Il n'y a pas de cours d'eau sur le site ou à proximité. Aucune bouche de piézomètre ou de puits /puits n'a été repérée sur le site, conformément aux documents étudiés dans la phase documentaire.

Le site est une friche industrielle. Les accès (largeur des portes et portails) ont été vérifiés par rapport aux ateliers de sondage envisagés pour les investigations.

Aucun jardin potager n'a été recensé sur site ou à proximité immédiate. Une reconnaissance aux alentours du site a montré que l'environnement proche du site était également constitué de sites industriels (absence de résidences).

Une première reconnaissance du site a été effectuée, limitant certains aléas de la phase d'investigations.

Incertitudes levées à l'issue de la visite de site :

La visite de site a permis de confirmer des éléments de l'étude documentaire et notamment :

- l'absence d'ouvrages tels que des piézomètres et de puits sur le site,
- la présence de remblais (sur l'intégralité du site et sur une épaisseur à définir) et d'une zone impactée par d'autres substances probablement en lien avec l'ancienne activité.

Les principaux milieux sources ainsi que les principaux milieux récepteurs sur site et hors site ont été identifiés. Les investigations ultérieures pourront être dimensionnées en fonction de ce qui a été établi lors de l'étude documentaire et confirmé lors de cette visite de site

Tableau 8 : Récapitulatif des incertitudes de la visite de site de l'exemple présenté

Objectifs	Niveaux d'incertitudes associées
Confirmer ou infirmer les données collectées lors de la phase documentaire	sans objet
Identifier les problèmes susceptibles d'être rencontrés lors des investigations de terrain	sans objet

5. Schéma conceptuel

Les premiers éléments décrits ci-avant donnent les bases de construction du schéma conceptuel. Il illustre de manière simple le concept « source-transfert-enjeux » et les liens qui existent entre ces trois composantes.

Son élaboration repose sur une identification des sources potentiellement présentes dans les différents milieux (eaux souterraines, sols, air du sol, air intérieur et air extérieur, végétaux, animaux...), une caractérisation des transferts des sources vers les « enjeux » et une identification des populations potentiellement présentes ou constatées sur le site (enfants, adultes, travailleurs, résidents ...)

Le schéma conceptuel est un outil itératif qui peut s'affiner tout au long de la démarche de gestion d'un site donné. Ainsi les incertitudes qui subsistent à l'issue de la phase documentaire peuvent être représentées à ce stade sur le schéma conceptuel.

Tableau 9 : Données collectées lors de l'élaboration du schéma conceptuel

Objectifs	Informations à rechercher	Niveaux d'incertitudes	Impact sur la suite de l'étude
Caractériser les sources	Identifier les sources potentiellement présentes et leurs profondeurs associées (horizons, nappe...)	+	+
Caractériser les transferts	Répertorier tous les transferts possibles et vérifier leur pertinence	+	+
Caractériser les enjeux	Identifier les enjeux envisagés ou actuels	-	+

Légende : Faible incertitude « - » Incertitude moyenne « -/+ » Forte incertitude « + »

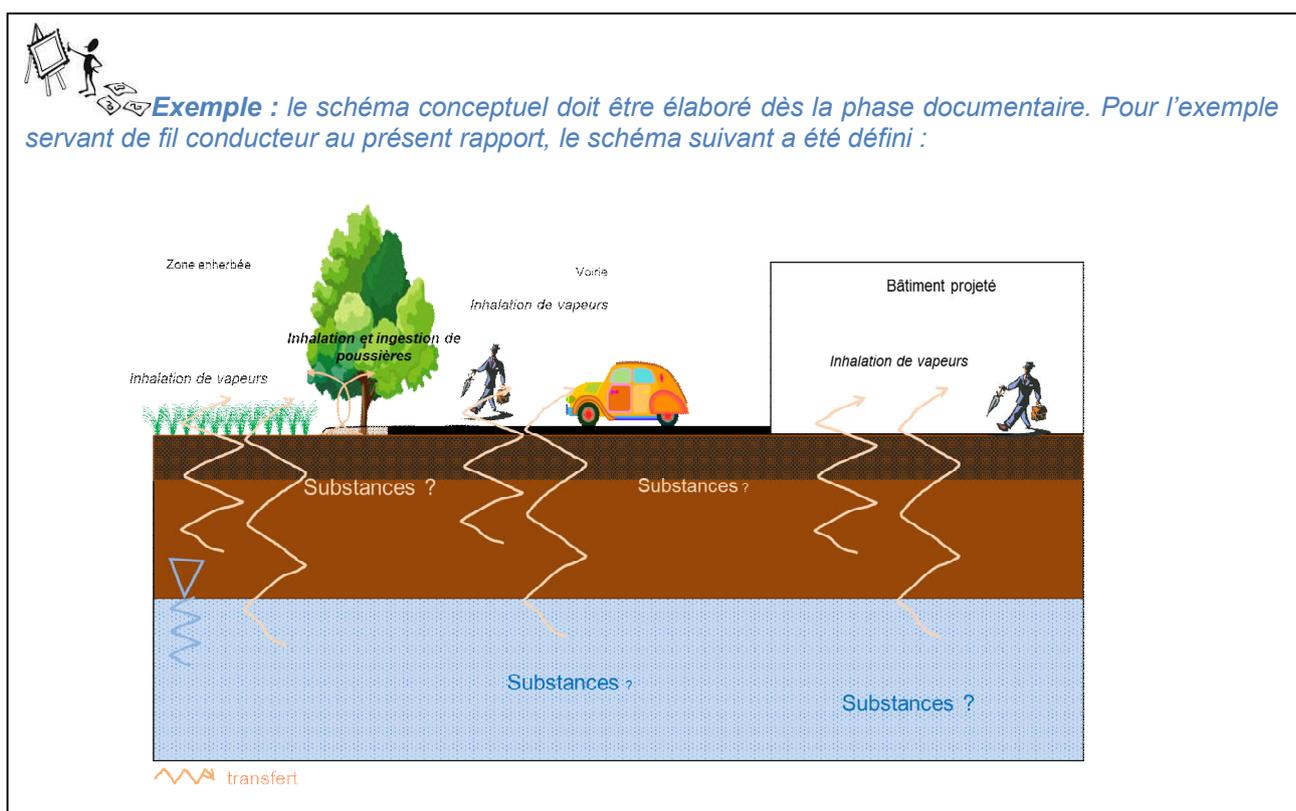


Tableau 10 : Récapitulatif des incertitudes du schéma conceptuel de l'exemple présenté

Objectifs	Niveaux d'incertitudes associées
Caractériser les sources	+
Caractériser les transferts	+
Caractériser les enjeux	-

Légende : Faible incertitude « - » Incertitude moyenne « -/+ » Forte incertitude « + »

6. Diagnostic de site

Sur la base de l'interprétation des données acquises au cours de l'étude documentaire, la stratégie d'investigations est élaborée. Elle porte tant sur les milieux « source » que sur les milieux d'exposition. Cette étape, qui est menée de manière progressive, vise à vérifier l'état de ces milieux au droit des zones potentiellement polluées recensées lors des études documentaires. Le diagnostic consiste en l'acquisition, l'organisation et l'interprétation de données ou d'informations spécifiques au site et représentatives du contexte local. Il doit permettre d'accéder à l'état des milieux et de décrire les enjeux en s'appuyant sur des moyens proportionnés et adaptés pour définir une stratégie de gestion propre au site et aux milieux environnants (MTES, 2017).

La démarche de diagnostic, dans le contexte des sites et sols pollués, s'applique aux milieux sols, eaux souterraines et superficielles, air du sol et par extension aux milieux air intérieur et extérieur et éventuellement aux végétaux et aux animaux (en fonction du schéma conceptuel). Ce diagnostic tient compte d'une part, des activités passées voire actuelles sur le site et d'autre part, des activités futures sur ce même site et du contexte local.

Le diagnostic est une démarche ponctuelle pour obtenir des données à un endroit précis, à une profondeur donnée (pour la matrice sol), à un moment défini dans le temps (matrice eaux souterraines, gaz du sol...). L'extrapolation dans le temps et dans l'espace des concentrations mesurées ponctuellement constitue donc une source d'incertitudes plus ou moins importante qu'il convient d'évaluer et le cas échéant de réduire notamment en réalisant plusieurs campagnes de mesures, selon des conditions météorologiques et/ou environnementales contrastées (par exemple : campagnes hivernale et estivale pour la mise en œuvre de prélèvements de gaz du sol (MTES, 2017, Ineris-BRGM, 2016).

6.1 Stratégie d'investigations

La stratégie d'investigations, élaborée en fonction des objectifs de l'étude et du schéma conceptuel établi à l'issue de la phase documentaire, consiste à définir les milieux à investiguer. Elle doit concilier le principe de proportionnalité et le principe de précaution.

Les incertitudes liées à la mise en œuvre de la stratégie d'investigations sur site combinent les incertitudes de la phase documentaire et celles qui lui sont propres.

6.1.1 Sur site (caractérisation des sources)

En première approche, les milieux sources sont souvent investigués : sol, eaux (souterraines et/ou de surface), gaz du sol. Cette étape peut induire de fortes incertitudes quand les concentrations mesurées sont utilisées pour évaluer les concentrations dans les milieux d'exposition (air intérieur/extérieur, végétaux) par modélisation. Elle permet cependant de distinguer les pollutions ambiantes et les pollutions provenant des milieux souterrains.

Les incertitudes liées à cette phase sont principalement liées aux moyens disponibles pour cette phase et aux techniques mises en œuvre souvent ponctuelles qui nécessitent une extrapolation des données sur les zones non investiguées. Le tableau ci-après récapitule les incertitudes liées à la phase de stratégie d'investigations.

Tableau 11 : Données collectées dans la phase de diagnostic pour évaluer l'impact des activités sur les milieux « sources »

Objectifs		Informations à rechercher		Niveaux d'incertitude	Impact sur la suite de l'étude
Caractériser les sources	Déterminer un plan d'échantillonnage adapté aux données à collecter, aux données disponibles et au futur aménagement	Points chauds	Contamination verticale et horizontale des milieux	+	+
		Zones potentiellement polluées	Contamination verticale et horizontale des milieux	+	+
		Zones potentiellement non polluées	Non-contamination des milieux	+/-	+
			Un ou plusieurs « ELT »	+	
	Déterminer les paramètres physico-chimiques des milieux	Sols (zone insaturée)	<ul style="list-style-type: none"> - Qualité des sols rencontrés - Granulométries des différentes couches - pH - Potentiel rédox - Carbone organique total (COT) - Teneur en matière sèche et en eau 	-	-/+
		Eaux (zone saturée)	<ul style="list-style-type: none"> - Hydrogéologie du site étudié - Positionnement des ouvrages par rapport aux sources de pollution - Design des ouvrages - pH - Potentiel d'oxydo – réduction - Matière en suspension - Demande biologique en oxygène (DBO) et demande chimique en oxygène (DCO) 	-/+	-/+
		Gaz du sol et air Ambiant	<ul style="list-style-type: none"> - Profondeurs et épaisseurs des lithologies - Profondeur de la nappe (pour positionner la crépine) - Granulométries des différentes couches - Design des piézairs - Positionnement des piézairs par rapport aux sources - Pression dans les ouvrages et dans le milieu extérieur (bâtiment ou extérieur) - Humidité dans les ouvrages et à l'extérieur de l'ouvrage - Température dans les ouvrages et à l'extérieur de l'ouvrage 	-/+	-/+

Objectifs		Informations à rechercher		Niveaux d'incertitude	Impact sur la suite de l'étude
			- Paramètres météorologiques au moment des prélèvements et la semaine d'avant - Etanchéité des ouvrages - Purge volumique des ouvrages ou jusqu'à stabilisation des paramètres physico-chimiques (PID) - Calibration des pompes (déviations des débits de moins de 5%)		
		Végétaux	- Quantité de matrices collectées - Représentativité des échantillons collectés - Pertinence des espèces choisies (période de prélèvement, maturité des espèces et variété)	-/+	-/+
	Qualifier et quantifier les substances en présence	Sols	Paramètres physicochimiques des substances Concentrations Représentativité des mesures réalisées	+	+
		Eaux			
Gaz du sol					

Légende : Faible incertitude « - » Incertitude moyenne « -/+ » Forte incertitude « + »

Tableau 12 : Données collectées lors de la phase de diagnostic

Objectifs		Informations à rechercher	Niveaux d'incertitudes	Impact sur la suite de l'étude
Caractériser les voies de transfert	Compléter le schéma conceptuel (démarche itérative)	Qualité des sols rencontrés Paramètres régissant les mécanismes de transfert	-/+	+
Caractériser les milieux d'exposition		Paramètres des différents milieux d'exposition Paramètres nécessaires à une éventuelle modélisation	-/+	+
Comprendre les mécanismes de propagation		Liste des paramètres physico-chimiques des différents milieux de transfert et d'exposition (sol, gaz du sol, eaux, air ambiant...)	-/+	-/+

Légende : Faible incertitude « - » Incertitude moyenne « -/+ » Forte incertitude « + »

6.1.2 Hors site

Evaluer l'impact des activités passées ou actuelles dans l'environnement proche du site

En fonction des activités recensées sur le site, des impacts peuvent être constatés en dehors du site par ré-envol de poussières, amendement par des terres contaminées, utilisation d'eaux souterraines contaminées, transfert de vapeurs. La stratégie d'investigation doit alors s'élargir à ces zones hors site.

Déterminer un environnement local témoin (ELT)

Un Environnement Local Témoin (ELT) doit être caractérisé pour une bonne appréciation de l'impact lié aux activités du site (passées et actuelles). Il s'agit d'une zone dont les caractéristiques géologiques sont similaires à celles du site étudié, en dehors de la zone d'influence du site et dans la mesure du possible, qui n'a pas connu d'activité polluante mais pour laquelle une activité anthropique peut exister, et pour laquelle les usages sont proches de ceux de la zone d'étude.

La mesure d'un ELT est une mesure spécifique du contexte local de la zone étudiée. C'est pourquoi, échantillonner un ELT au lieu de recourir à des valeurs bibliographiques non spécifiques permet de limiter les incertitudes (Ineris, 2017a).

L'ELT est constitué de plusieurs points de prélèvement, dont le nombre est à déterminer en fonction des spécificités du site. Celui-ci doit en effet être suffisant et adapté à chaque cas d'étude, afin d'établir un ELT représentatif, réaliste et exploitable tenant compte de la variabilité géologique et anthropique de la qualité des sols (Ineris, 2017a). Il n'est pas possible d'arrêter un nombre de points standard applicable dans toutes les situations pour déterminer un environnement local témoin représentatif.

Pour les sols, les documents de l'ADEME de novembre 2018, proposent des méthodes pour caractériser les fonds pédo-géochimiques à l'échelle d'un territoire (ADEME, 2018a) ou d'un site (ADEME, 2018b).

L'opérateur doit être conscient des impacts du choix des points de prélèvement en termes de représentation spatiale, les incertitudes, quant au choix de l'ELT, doivent donc également être appréciées. Il ne s'agit pas d'une incertitude analytique, mais d'une incertitude spatiale (les incertitudes analytiques étant les mêmes sur site et hors site).

Afin de constituer un ELT le plus représentatif possible (donc de limiter ses incertitudes), en particulier dans les zones étendues, plusieurs outils peuvent être utilisés :

- Les outils statistiques : ils aident à arrêter le nombre de points nécessaire pour obtenir un ELT représentatif. Ils ne peuvent être mis en œuvre qu'avec un nombre suffisant de valeurs ;
- La modélisation : elle aide à orienter le positionnement des ELT et celui des mesures dans les milieux d'exposition. L'utilisation de paramètres de modélisation conduit à ses propres incertitudes, le niveau d'incertitude du résultat final agrège alors l'ensemble de ces incertitudes (concentration dans l'air intérieur, dépôt hors site, concentrations dans les végétaux...). Ainsi, la mesure dans les milieux d'exposition est à privilégier et une modélisation complémentaire n'est requise que si celle-ci apporte des informations complémentaires pertinentes.

La multiplication des ELT, confortés par des études documentaires et une reconnaissance solide sur site (emplacements des ELT, milieux choisis, profondeurs retenues) doit être privilégiée.

Tableau 13 : Données collectées lors de la phase stratégie d'investigations hors site

Objectifs	Informations à rechercher		Niveaux d'incertitudes	Impact sur la suite de l'étude
Déterminer un environnement local témoin (ELT)	Milieux investigués sur le site	- Amont hydraulique - Amont éolien - Historique et diverses activités susceptibles d'avoir impacté l'environnement proche	-/+	+
Evaluer l'impact des activités passées ou actuelles sur l'environnement proche		- Activités hors site qui pourraient interférer avec les influences du site sur l'environnement proche	+	+

Légende : Faible incertitude « - » Incertitude moyenne « -/+ » Forte incertitude « + »

6.1.3 Réduction des incertitudes lors de l'élaboration de la stratégie d'investigations

Le tableau suivant récapitule les différents points qui peuvent apporter de l'incertitude sur la phase d'investigations et les résultats qui en découlent. Des suggestions sont proposées afin de maîtriser voire de limiter les incertitudes.

Tableau 14 : Réduction des incertitudes lors de la phase stratégie d'investigations

Objectifs	Niveaux d'incertitudes associées	Moyens pour réduire les incertitudes
Identifier les milieux/matrices à analyser	+	Réaliser une étude documentaire solide Elaborer un schéma conceptuel le plus complet possible Etablir une stratégie itérative pour comprendre les différents phénomènes mis en jeu : commencer par les milieux sources pour aller vers les milieux d'exposition
Identifier le type de pollution sur site (ponctuelle, diffuse...)	+	Réaliser une étude documentaire solide Elargir les investigations envisagées aux zones non identifiées comme sources de pollution
Identifier et caractériser un Environnement Local Témoin pertinent	-/+	Réaliser une étude documentaire solide Réaliser plusieurs points dans les différents milieux à investiguer (sol/eaux/air) à des profondeurs adaptées Tenir compte des caractéristiques organoleptiques et physico-chimiques sur site pour choisir ces points Utiliser des appareils de mesure <i>in situ</i> Utiliser une modélisation complémentaire pour positionner les zones à investiguer
Evaluer l'impact des activités du site sur l'environnement proche	+	Réaliser une étude documentaire solide Réaliser un nombre de points de mesure suffisant et adapté
Identifier les substances à rechercher	-/+	Réaliser une étude documentaire solide Elargir le champ de recherche aux substances non identifiées en premier approche. Par exemple, rechercher les produits de dégradation, des familles de substances

Légende : Faible incertitude « - » Incertitude moyenne « -/+ » Forte incertitude « + »

6.2 Stratégie d'échantillonnage

L'élaboration de la stratégie d'échantillonnage consiste à définir le nombre de points d'échantillonnage dans les différentes matrices considérées comme pertinentes à l'issue de la stratégie d'investigations, et le cas échéant, leur profondeur.

Comme toutes les phases, elle est élaborée au regard des informations collectées en amont. Aussi, les éventuelles incertitudes liées au manque de données durant ces étapes amont se reportent nécessairement sur la justesse de la stratégie d'échantillonnage tant en termes de localisation des points à investiguer que de programme analytique.

6.2.1 Représentativité des points choisis

Lors de l'échantillonnage des milieux sources ou des milieux d'exposition, la représentativité des échantillons prélevés a une influence non négligeable sur le niveau d'incertitude des résultats du diagnostic (voir annexe 1).

Pour le milieu Sol

Pour le milieu sol, qu'il s'agisse de sol superficiel ou profond, l'hétérogénéité spatiale du milieu doit être prise en compte, et identifiée au moment de la sélection des échantillons.

En fonction de la stratégie adoptée, définie souvent en fonction des données disponibles, de l'historique du site et des moyens mis en œuvre, plusieurs approches d'échantillonnage peuvent être envisagées :

- Non-probabilistes (identification de points « chauds »),
- Probabilistes (mise en place de maillage ou par échantillonnage aléatoire).

L'évaluateur doit connaître l'influence de ces choix en matière de diagnostic sur les résultats finaux, qui sont utilisés pour la suite de la démarche adoptée.

Pour les milieux : Eaux et Air

Pour les milieux eaux (souterraines ou superficielles) ou air (intérieur, extérieur, ou l'air du sol), la variabilité est non seulement spatiale mais également temporelle.

De plus, pour les milieux eaux et air du sol, la stratégie d'échantillonnage va être conditionnée par la présence ou l'absence d'ouvrage de prélèvement. Si des ouvrages (piézomètres ou piézaires) existent déjà, leur pertinence doit être discutée : quels horizons sont captés ? comment le ou les ouvrages ont-ils été dimensionnés ? Quels types de pollution sont échantillonnables (pour les piézomètres : plongeants ? flottants ?) ?

En cas d'absence d'ouvrages pertinents sur le site, leur nombre et leur localisation sont à définir en fonction des connaissances acquises en amont. Leur positionnement doit être stratégique en fonction de l'historique du site, des contraintes du site (hydrogéologie et géologie) et des surveillances éventuelles ultérieures.

Ainsi, lorsque l'évaluateur établit la stratégie d'échantillonnage de ces différents milieux, les variabilités des différents milieux doivent être appréhendées au mieux, afin de les réduire en vue d'une bonne exploitation des résultats. Il conviendra, pour ces milieux, de compléter le programme analytique ciblé sur les substances chimiques d'intérêt, par la mesure de paramètres complémentaires utiles à la compréhension des phénomènes de transfert (température, pression, potentiel redox, ...), et susceptibles d'apporter des éléments d'évaluation des incertitudes.

Pour le milieu Végétaux

La difficulté pour l'échantillonnage du milieu « végétaux » réside dans l'hétérogénéité des pratiques et des usages. Il peut parfois apparaître peu représentatif d'une contamination identifiée. L'évaluateur doit connaître cette hétérogénéité au moment de la sélection des échantillons.

En fonction de la stratégie adoptée, définie souvent en fonction des données disponibles, de l'historique du site et des moyens, plusieurs approches d'échantillonnage peuvent être envisagées :

- approche systématique des jardins potagers du site étudié,
- approche orientée ou aléatoire

L'évaluateur doit connaître l'influence de ces choix en matière de diagnostic de végétaux sur les résultats finaux, qui sont utilisés pour la suite de la démarche adoptée

6.2.2 Variations spatio-temporelles

La période ou la saison à laquelle les prélèvements sont réalisés a un impact sur les résultats des concentrations, particulièrement dans les milieux tels que les eaux (phénomènes de hautes et de basses eaux) et l'air (air intérieur avec l'influence du chauffage sur le tirage thermique à l'intérieur des bâtiments et sur les phénomènes de convection dans les sols). La méthodologie de gestion des sites et sols pollués recommande de répéter les campagnes de prélèvement dans ces milieux (au moins deux campagnes à des saisons différentes) pour réduire l'incertitude liée à la saisonnalité.

Il est aussi possible de mettre en place des dispositifs susceptibles d'intégrer les variations dans le temps et de réaliser une mesure sur une période plus longue (plusieurs jours voire semaines) : échantillonneurs et capteurs passifs dans les milieux eau et air notamment. Ces dispositifs permettent de s'affranchir des mesures ponctuelles dont la représentativité peut parfois être remise en question. Les temps de mesure pour des prélèvements passifs sont généralement plus représentatifs d'une exposition chronique des personnes (plusieurs jours de mesure) contrairement à des prélèvements actifs (une journée de mesure maximum). Ces dispositifs passifs ne sont cependant pas développés pour toutes les substances couramment rencontrées sur les sites pollués et représentent des incertitudes métrologiques plus élevées (en particulier concernant la détermination du débit de prélèvement). Des adaptations de protocole sont nécessaires.

Dans tous les cas, la multiplicité des mesures tant en nombre de campagnes, en milieux investigués (eaux, sols et air) qu'en type de mesures réalisées (mesures actives et passives) permet de réduire les incertitudes sur la variabilité temporelle des résultats.

Les techniques d'échantillonnage doivent être adaptées aux substances recherchées (supports pour l'air, non composite pour les COV dans les sols, pompes immergées pour les COV dans l'eau ...) et aux matrices analysées. Il est possible alors de se référer à des guides de bonnes pratiques de prélèvements.

Le tableau suivant récapitule les différents points qui peuvent apporter de l'incertitude lors de la phase d'élaboration de la stratégie d'échantillonnage et les résultats qui en découlent. Des suggestions sont proposées afin de maîtriser voire de limiter les incertitudes.

Tableau 15 : Incertitudes liées à la phase d'élaboration de la stratégie d'échantillonnage

Objectifs	Niveaux d'incertitudes	Moyens pour réduire les incertitudes
Réaliser un échantillonnage représentatif des milieux sources	-/+	Adapter l'approche d'échantillonnage en fonction des milieux et de l'objectif de l'étude S'appuyer sur le schéma conceptuel Mettre en œuvre des techniques d'échantillonnage adaptées aux substances recherchées Réaliser des doublons aveugles pour certains échantillons pour attester de la répétabilité de l'échantillonnage et des résultats analytiques
Maitriser les variations spatio-temporelles	+ Qui diminue en fonction du nombre de campagnes réalisé	Tenir compte des variations spatio-temporelles des milieux intégrateurs Prélever à des périodes très différentes afin d'être représentatifs des variations spatio-temporelles
Connaitre les milieux d'exposition.	+	S'appuyer sur un schéma conceptuel consolidé par les études documentaires et la visite de site

Légende : Faible incertitude « - » Incertitude moyenne « -/+ » Forte incertitude « + »

6.3 Prélèvements

Les incertitudes inhérentes aux opérations de prélèvements des différentes matrices environnementales sont liées, en particulier, aux facteurs suivants :

- la représentativité de l'échantillon en lui-même ;
- les manipulations sur le terrain : les manipulations doivent être réalisées de manière reproductible pour limiter les incertitudes relatives. De nombreux guides et normes existent dans la littérature et ont pour but d'apporter une reproductibilité aux manipulations réalisées. Dans ce cadre, il est recommandé, pour limiter cette incertitude, dans la mesure du possible de limiter le nombre d'intervenants sur un même site de prélèvement ;
- les conditions externes pendant l'opération de prélèvement (température, météorologie...). Ces facteurs peuvent influencer directement les conditions de prélèvement, et le relevé de ces informations permet de comprendre les variations parfois relevées entre plusieurs campagnes ;
- le transport de l'échantillon entre le moment de prélèvement et sa prise en charge par le laboratoire. La température de transport et le temps de la prise la charge de l'échantillon par le laboratoire ont une influence sur le résultat analytique. Des travaux sont en cours actuellement pour vérifier voire quantifier l'impact des variations de températures sur les résultats analytiques des échantillons (travaux du GT national échantillonnage) ;
- les moyens techniques mis en œuvre (les équipements, les outils de traçabilité).

Ces points sont consignés sur des fiches de prélèvements afin d'évaluer *a posteriori* les facteurs influençant les résultats. Les normes en vigueur et guides nationaux et internationaux doivent être respectés afin de limiter les incertitudes relatives d'une campagne à une autre. Dans ce cas, seule l'incertitude relative est maîtrisée et non l'incertitude absolue.

Le tableau suivant récapitule les objectifs de la phase de prélèvement et les moyens pour limiter les incertitudes quant aux résultats de cette phase.

Tableau 16 : Réduction des incertitudes lors de la phase de prélèvement

Objectifs	Niveaux d'incertitudes associées	Moyens pour réduire les incertitudes
<p>Prélever les milieux identifiés comme pertinents dans l'étude</p> <p>Réaliser un prélèvement représentatif de la qualité des milieux</p>	<p>+</p>	<p>Mettre en œuvre des guides nationaux et internationaux, des normes en vigueur</p> <p>Réduire le nombre d'intervenant prélevant sur le site</p> <p>Nettoyer minutieusement des outils de prélèvement</p> <p>Mettre en œuvre des techniques d'échantillonnage adaptées aux substances recherchées</p> <p>Prélever des échantillons du point le moins pollué au point le plus pollué</p>

Légende : Faible incertitude « - » Incertitude moyenne « -/+ » Forte incertitude « + »

6.4 Programme analytique

Le programme analytique est établi au regard des informations acquises lors de l'étude documentaire comme par exemple les procédés mis en œuvre sur site, les stockages présents, les éventuels incidents environnementaux. Ainsi, en fonction de ces éléments, une liste de substances peut être arrêtée. Il s'agit des substances les plus pertinentes, souvent représentatives de leurs familles chimiques.

Des bases de données existent qui mettent en relation les activités exercées sur un site et des substances susceptibles d'être retrouvées dans les milieux d'exposition. La matrice substances-activités qui s'appuie sur la BD ActiviPoll (BRGM, 2018), regroupe 20 000 corrélations entre activités et polluants et utilise des indices de confiance pour classer ces corrélations.

Les analyses à spectre large apportent énormément d'informations qui ne sont pas forcément indispensables à une bonne gestion du site. Les packs analytiques couvrant une large gamme de substances chimiques ne sont à utiliser qu'en cas de besoin, lorsque l'analyse de quelques substances ne suffit pas.

Ce cas peut s'envisager si les études documentaires ont montré la présence d'activités multiples impliquant l'utilisation d'un grand nombre de substances chimiques. Le programme analytique peut alors s'orienter vers une identification des substances présentes, permettant de balayer un nombre important de familles chimiques. Cette démarche permet de réduire les incertitudes quant à la présence de substances. Elle est à privilégier lorsque la méthode classique de choix des substances pertinentes n'est pas suffisante pour caractériser un site (cas de contaminations multiples et/ou difficilement identifiables, étude documentaire incomplète, pollution par des substances émergentes, pollution hétérogène).

Dans de nombreuses situations, si le choix des substances est réfléchi et argumenté, l'utilisation de listes ciblées de substances permet de concilier deux points de vue : travailler avec des substances représentatives de l'impact potentiel d'une source sur un milieu d'exposition (sol, eau, air) et à potentiel toxicologique avéré et réduire raisonnablement, dans la majeure partie des cas, les coûts d'une campagne de mesure.

Les techniques analytiques mises en œuvre devront tenir compte de l'utilisation des résultats dans la suite de la démarche. En effet, en cas de calculs de risques sanitaires ou de comparaison à des valeurs de référence, il convient de s'assurer que les limites de détection et les limites de quantification sont en adéquation avec les objectifs de l'étude. La présence de substances dont le potentiel « non dangereux » est avéré n'a qu'un intérêt qualitatif dans la démarche d'évaluation de risque. Cependant, en matière de gestion de source, ces composés doivent être pris en compte.

6.4.1 Facteurs de bioconcentration

En cas d'étude du transfert sol-plante, les facteurs de bioconcentration permettent d'estimer les concentrations dans les plantes en fonction de la concentration dans le sol. Ces facteurs peuvent être directement déterminés sur la base des concentrations mesurées dans le sol et la plante ou extraits de la littérature. Dans les deux cas, les valeurs utilisées sont sources d'incertitude. En cas de mesure, il s'agit de valeurs pour une plante donnée à un endroit donné dont l'extrapolation à l'ensemble du site étudié n'est pas forcément appropriée. En cas d'utilisation de valeurs bibliographiques, il s'agit de valeurs non spécifiques au cas étudié dont les variations peuvent être de plusieurs ordres de grandeur. Cette sélection nécessite une anticipation des recherches associées à ce paramètre en amont.

Les concentrations d'éléments traces métalliques dans plusieurs types de végétaux et dans différents types de sols associés sont disponibles dans la base de données publiques BAPPET (ADEME-Ineris, 2012). Ces concentrations permettent de calculer des facteurs de bioconcentrations (BCF). Pour les substances organiques persistantes, la base de données BAPPOP (ADEME-Ineris, 2015) est également disponible.

6.4.2 Spéciation

La spéciation des métaux peut apparaître intéressante pour améliorer la connaissance d'un site et donc sa gestion. La démarche classique consiste à déterminer la concentration totale en un métal donné quelles que soient ses formes chimiques. Or, celle-ci peut induire des incertitudes non négligeables sur le résultat final. Certains métaux/metalloïdes ont, en effet, des propriétés toxicologiques très différentes en fonction de leur forme chimique (comme le chrome, le mercure ou l'arsenic). Ainsi, lorsque les études documentaires montrent de potentielles contaminations par certains métaux, des précisions sur leur spéciation peuvent être apportées, afin de réduire les incertitudes en termes de risque et de gestion du site.



Exemple de spéciation du mercure dans les sols de surface

Dans le cadre d'une étude menée par l'Ineris en lisière d'un site identifié comme pollué, en première approche, seul le mercure total dans les sols est analysé. Les concentrations dans l'horizon de surface sont de 2 000 mg Hg total/kg. Dans l'application de la grille d'interprétation de l'état des milieux (IEM), un choix conservatoire a été réalisé en privilégiant la valeur toxicologique la plus conservatoire (celle de l'éthylmercure par rapport au mercure) pour la voie ingestion. La grille IEM a montré l'incompatibilité entre les milieux et les usages conduisant ainsi à la mise en œuvre d'un Plan de Gestion. La spéciation du mercure a été déterminée pour distinguer les formes méthylées et éthylées du mercure total dans les sols de surface susceptibles d'être ingérés. Le pourcentage des formes organiques varie de 0,1 à 4,6 % par rapport à la forme totale (moyenne : 1,2 % - médiane : 0,5 %). Dans le cadre de l'étude, il a été retenu que 5% du mercure total était sous la forme éthylée et les 95% restants sous forme organique. Les calculs de risque ont ainsi pu être affinés conduisant à des mesures de gestion adaptées.

6.4.3 Bioaccessibilité/Biodisponibilité

La bioaccessibilité (fraction potentiellement capable de traverser la barrière gastro-intestinale) et la biodisponibilité (fraction ayant traversé les différentes barrières biologiques et retrouvée dans le sang) sont soit recherchés dans la littérature ou directement analysés par des tests en laboratoire (test *in vitro* BARGE pour la bioaccessibilité et test *in vivo* pour la biodisponibilité) (AFNOR, 2019). Les fractions bioaccessibles permettent d'affiner la connaissance du comportement de ces substances dans l'organisme, et donc d'avoir une appréciation plus réaliste de l'exposition humaine. Ils dépendent non seulement de la forme des substances présentes mais aussi des caractéristiques physico-chimiques des matrices (sols, végétaux, poussières, etc.). Ces tests sont donc spécifiques d'une situation donnée. Ainsi, les intervalles de variation sont généralement relativement larges et ne permettent pas de définir pour un site donné le potentiel d'absorption d'une substance donnée.

L'impact du recours à ce type d'analyse pour réduire les incertitudes doit être mis en perspective avec les moyens alloués et les conséquences de l'utilisation de ces données sur la gestion des sites. La bioaccessibilité n'est généralement pas recherchée en première approche. Elle est plutôt mesurée pour affiner les évaluations de risques.

6.4.4 Choix du laboratoire

Le choix du laboratoire et des techniques analytiques induit des incertitudes, l'intégralité de la chaîne analytique qui débute au moment de la prise en charge de l'échantillon jusqu'à l'analyse en passant par la préparation de l'échantillon ayant une influence sur le résultat final. Ces incertitudes sur les concentrations sont généralement connues et peuvent être quantifiées, elles sont donc relativement maîtrisables.

Le choix du laboratoire peut se faire sur la base de l'adéquation entre les limites analytiques (limites de quantification / limites de détection) des techniques analytiques utilisées et les objectifs de l'étude. Les laboratoires retenus pour les analyses réalisées dans le domaine des sites et sols pollués sont généralement accrédités dans les domaines eaux, sol, air (gaz du sol et air ambiant).

Depuis 2013, ces laboratoires sont invités dans le cadre du Groupe de travail « Laboratoires SSP » du ministère en charge de l'environnement à homogénéiser leurs pratiques en matière d'analyse, de normes à mettre en œuvre et de limites de quantification. Différents rapports sont accessibles et consultables sur le site Infoterre (Infoterre, 2020).

Les incertitudes analytiques sont ainsi réduites par l'utilisation de techniques normées, le recours à des laboratoires accrédités pour les paramètres étudiés, et l'utilisation de guides de bonnes pratiques.

Les incertitudes inhérentes à l'analyse doivent figurer sur les bordereaux d'analyse des laboratoires. L'évaluateur peut ainsi s'assurer que tous les moyens ont été mis en œuvre à cette étape pour réduire les incertitudes et que celles qui persistent sont suffisamment faibles pour être raisonnablement prises en compte.

L'incertitude, autour d'une analyse pour une substance donnée faite par un laboratoire accrédité, est liée aux paramètres suivants :

- le personnel réalisant la manipulation ;
- les conditions de réalisation de la manipulation au laboratoire ;
- la méthode employée ;
- les moyens (les équipements, les outils de traçabilité) ; et
- l'échantillon en lui-même.

Ces points sont suivis en continu dans les laboratoires afin de réduire les incertitudes inhérentes à ce processus d'analyse.

Les incertitudes analytiques peuvent être appréciées au travers des différents « blancs » dont dispose l'évaluateur pour les interpréter et les réduire :

- blanc de terrain : il s'agit de prélever un échantillon dans les mêmes conditions que les autres échantillons. Il atteste d'une éventuelle contamination provenant du terrain investigué.
- blanc de transport : un flacon fermé est transporté du terrain au laboratoire. Ce blanc est utilisé pour des matrices de type eau ou air pour déterminer l'existence d'une contamination croisée durant le transport dans des glacières par exemple (composés volatils surtout).
- blanc d'équipement : il vise à vérifier la propreté des équipements de prélèvement de terrain.

Ces « blancs » réalisés en amont des analyses permettent de mieux comprendre les résultats numériques aberrants ou pas, susceptibles d'être obtenus. Le tableau 17 récapitule les incertitudes en lien avec l'analyse.

Il est important de noter que l'incertitude analytique, de par la reproductibilité des manipulations réalisées et l'utilisation de méthode normée, est en général plus faible que les incertitudes liées à l'échantillonnage qui sont plus difficiles à quantifier.

Comme pour la limite de quantification, pour chaque paramètre, chaque méthode et chaque matrice, le laboratoire a déterminé ses incertitudes de mesures, lors de la caractérisation de ses protocoles d'analyse.

L'incertitude déterminée par le laboratoire ne concerne que le protocole analytique appliqué sur l'échantillon. Elle prend en compte la totalité du protocole, à savoir l'extraction (le cas échéant) et l'analyse. Pour les sols, la détermination démarre en général de l'échantillon déjà préparé, c'est-à-dire séché et broyé. La source d'incertitude sur la préparation physique des sols (quartage, séchage, broyage, homogénéisation...) n'est donc le plus souvent pas prise en compte dans l'incertitude analytique.

Quelle que soit l'approche employée, l'incertitude transmise par le laboratoire est généralement exprimée sous la forme d'une incertitude élargie (U) qui est un multiple k de l'incertitude déterminée (u). Ce facteur k est appelé facteur d'élargissement. Avec une valeur de k de 2, la probabilité que la valeur Vraie du résultat se trouve dans l'intervalle « résultat \pm U » est de 95 %.

Par exemple, pour la matrice eau, l'incertitude associée à un résultat peut être exprimée sous la forme d'un intervalle (60 – 140 $\mu\text{g/l}$), d'un écart-type exprimé en valeur absolue (100 \pm 40 $\mu\text{g/l}$) ou bien d'un coefficient de variation (100 $\mu\text{g/l} \pm 40 \%$) » (AFNOR, 2013).

Il est courant d'avoir des incertitudes analytiques de l'ordre de plusieurs dizaines de pourcents, ceci étant directement fonction de la famille de substances recherchées, des matrices analysées, de la technique analytique utilisée...

La technique d'extraction chimique retenue par le laboratoire d'analyse pour l'analyse des métaux doit être conforme aux normes en vigueur et aux travaux menés par le GT laboratoire. En effet en fonction de la puissance de l'extractant (par exemple eau régale, acide fluorhydrique, acide chlorhydrique, EDTA) les résultats peuvent considérablement varier ; leurs interprétations peuvent en être complètement

différentes. Des travaux récents ont permis de mettre en perspective les extractions chimiques et la bioaccessibilité. Les travaux de normalisation sont en cours.

Le tableau suivant récapitule les différentes sources d'incertitude liées au programme analytique et les approches identifiées pour les réduire.

Tableau 17 : Réduction des incertitudes lors de la phase analytique

Objectifs	Niveaux d'incertitudes associées	Moyens pour réduire les incertitudes
Réaliser une analyse représentative	-/+	Suivre les recommandations nationales et internationales en matière d'analyse et de techniques à mettre en œuvre adaptées au support et aux substances recherchées Obtenir du laboratoire des incertitudes inhérentes aux techniques analytiques utilisées et adaptées aux composés recherchés et à la matrice S'assurer du protocole analytique suivi par le laboratoire d'analyse
Etablir une liste représentative des substances présentes au niveau des zones sources potentielles préalablement identifiées	-/+	S'assurer que le programme analytique est adapté et permet d'obtenir des données précises, en augmentant le niveau de connaissance du site Réaliser une étude documentaire solide Retenir des substances représentatives de leur famille chimique
Réduire l'incertitude liée au laboratoire	-/+	Mettre en place des tests inter-laboratoires S'assurer que le laboratoire suive les recommandations du GT national « laboratoire »

Légende : Faible incertitude « - » Incertitude moyenne « -/+ » Forte incertitude « + »

6.5 Interprétation des résultats de diagnostic dans les milieux

Ce chapitre concerne l'interprétation des résultats de diagnostic qu'ils soient issus d'un plan de gestion ou d'une interprétation de l'état des milieux.

A l'issue d'un diagnostic permettant de recueillir des données sur un site, l'interprétation des résultats va reposer sur une valeur ponctuelle ou des intervalles de valeurs caractérisés par une borne maximale, une valeur médiane, une valeur moyenne ou bien une distribution statistique.

Au moment de la gestion numérique des résultats, plusieurs possibilités s'offrent à l'évaluateur. Le tableau 18 ci-dessous présente les conditions les plus adaptées au regard des différentes valeurs numériques sur lesquelles il est possible de s'appuyer pour interpréter les résultats d'un diagnostic. Un choix des valeurs adapté aux conditions rencontrées est de nature à limiter les incertitudes sur les résultats et sur l'interprétation.

Le choix d'une valeur statistique doit être mis en perspective avec sa signification mathématique. Les lacunes d'un diagnostic et donc ses incertitudes ne peuvent être supprimées par un traitement mathématique : un percentile sur quelques valeurs hétérogènes n'a pas de réelle représentativité et n'est pas exploitable pour la suite de la démarche.

Il est également rappelé que le nombre de chiffres significatifs doit être réfléchi. Un nombre important de chiffres significatifs ne réduit pas l'incertitude d'un résultat numérique. Généralement un maximum de 2 chiffres significatifs est suffisant pour statuer sur une valeur.

Tableau 18 : Conditions de choix des valeurs numériques

Valeur retenue	Conditions justifiant le choix de la valeur numérique
Moyenne	<ul style="list-style-type: none"> • Cas pour des contaminations relativement homogènes • Nombre important de valeurs (de l'ordre de plusieurs dizaines mais il ne s'agit que d'une valeur indicative à mettre en perspective avec la surface du site) • Superficie de la zone d'étude très importante et projet occupant l'intégralité de la surface (après élimination des sources) • Considération d'une exposition chronique dans le cadre de plusieurs campagnes de mesure (eaux souterraines, air ambiant, gaz des sols...)
Maximale	<ul style="list-style-type: none"> • Peu de valeurs disponibles • Approche conservatoire (majorante) pour tenir compte de l'hétérogénéité des concentrations mesurées
Médiane	<ul style="list-style-type: none"> • Nombre de points suffisant pour que ce choix soit représentatif (de l'ordre de plusieurs dizaines mais il ne s'agit que d'une valeur indicative à mettre en perspective avec la surface du site) • Cas pour des sites présentant des singularités (dans ce cas la moyenne est supérieure à la médiane)
75 ^{ème} / 90 ^{ème} / 95 ^{ème} percentile	<ul style="list-style-type: none"> • Nombre de points suffisant pour que ce choix soit représentatif (de l'ordre de plusieurs dizaines mais il ne s'agit que d'une valeur indicative à mettre en perspective avec la surface du site) • Cas présentant des singularités fortes traduisant une contamination de la matrice investiguée (généralement retenues dans les matrices type sol) après élimination des sources

La question d'intégrer les limites de détection ou de quantification dans le calcul est laissée au choix de l'évaluateur, en fonction des milieux investigués (nappe, sol, gaz du sol) et des spécificités du site référence.

Les pratiques actuellement observées sont :

- Ne pas considérer la limite de quantification comme valeur de résultat quand toutes les concentrations de la substance étudiée sont en dessous ; ce traitement biaise les calculs statistiques ;
- Considérer la limite de quantification comme valeur de résultat quand la concentration de la substance est mesurée au moins une fois dans une matrice pertinente. Cette approche est conservatoire ;
- Considérer la limite de quantification comme valeur de résultat à titre de précaution, en cas de pollution avérée à une substance, si celle-ci n'a pas été quantifiée.

Lors de la phase de diagnostic, une connaissance pointue du site est requise. Elle peut se faire en plusieurs étapes avec un niveau d'approfondissement croissant en fonction des objectifs et des enjeux identifiés.

En fonction du schéma conceptuel, les milieux « source » sont investigués laissant une part importante d'incertitudes mais pouvant suffire à la bonne gestion de certains sites pour lesquels les enjeux sont faibles.

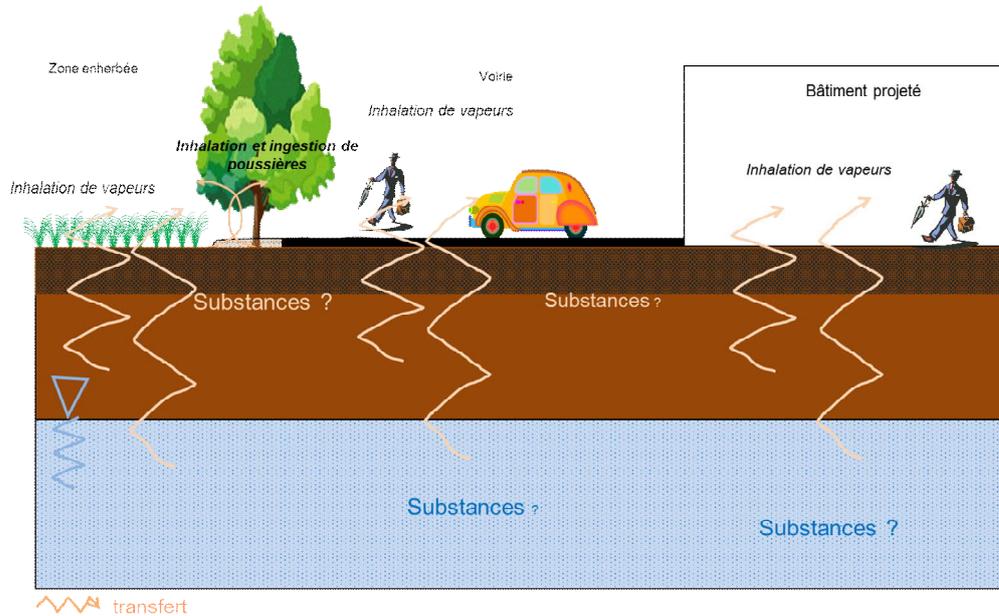
En fonction des situations, les milieux d'exposition peuvent être ensuite investigués avec en parallèle la mise en œuvre d'analyses plus poussées (diminution des limites de quantification, recherche de spéciations des métaux, détermination des fractions bioaccessibles, élargissement du panel de substances recherchées...). Cet approfondissement demande une augmentation des moyens alloués aux diagnostics mais permet une réduction importante des incertitudes sur les caractéristiques du site conduisant à une gestion plus fine.

Le nombre de chiffre significatifs indique la précision d'une mesure physique. Dans un résultat numérique, il s'agit des chiffres connus avec certitude. Suite à des opérations de conversion ou des calculs de concentration par exemple, le nombre de chiffres après la virgule peut être important sans que la certitude du résultat soit augmentée par rapport aux valeurs initiales. Le nombre de chiffres significatifs doit être argumenté et arrêté en fonction des données initiales.



Exemple : Les études documentaires et la visite de site montrent la présence de différentes sources de pollution (zone potentiellement impactée dans les sols en composés organiques halogénés volatils et pollution diffuse sur le site) pour lesquelles les extensions horizontales et verticales doivent être affinées (remblais et sources ponctuelles). Les investigations sont orientées en fonction des milieux sources (sols et eaux profonds) et des milieux récepteurs sur site et hors site identifiés (air et sols superficiels).

Pour mémoire le schéma conceptuel suivant a été utilisé pour l'élaboration de la stratégie d'investigations.



Pour vérifier le sens d'écoulement de la nappe, la mise en place d'un réseau piézométrique est envisagée en fonction des résultats des étapes précédentes (études documentaires, prélèvements, analyses de sol antérieures...) afin de suivre le sens de circulation des masses d'eau du sous-sol et pour recouper une éventuelle pollution de la nappe.

Plusieurs campagnes de mesure sont nécessaires afin de tenir compte des variations piézométriques dues au battement saisonnier de la nappe et de potentielles inversions- de sens d'écoulement.

Les investigations sont orientées dans un premier temps vers la première nappe rencontrée. En cas de forte contamination de celle-ci, d'autres investigations peuvent être envisagées pour s'assurer que les nappes plus profondes ne sont pas atteintes.

Les investigations réalisées sur le site vont donc consister en :

- la réalisation de sondages de sols dans la zone insaturée (entre 0 et 2 m) selon un maillage régulier sur l'intégralité du site et plus resserré au droit de la zone source identifiée comme impactée en solvants chlorés ;
- la pose d'au moins 5 piézomètres (en amont et en aval hydraulique supposé du site et sur le site, particulièrement au droit de la zone impactée en solvants chlorés selon le sens d'écoulement supposée de la nappe du sud vers le nord).

Ce diagnostic préliminaire tend à confirmer la présence d'une zone d'impact en COHV. Il conviendra de caractériser cette zone, afin de déterminer l'extension verticale et horizontale de la source de pollution. Pour ce faire, il est recommandé, à l'issue de cette phase de mettre en œuvre des investigations complémentaires pour les sols et les eaux souterraines voire les gaz du sol, résultant du dégazage de ces deux matrices.

Le plan ci-après présente le positionnement des ouvrages au droit du site investigué :

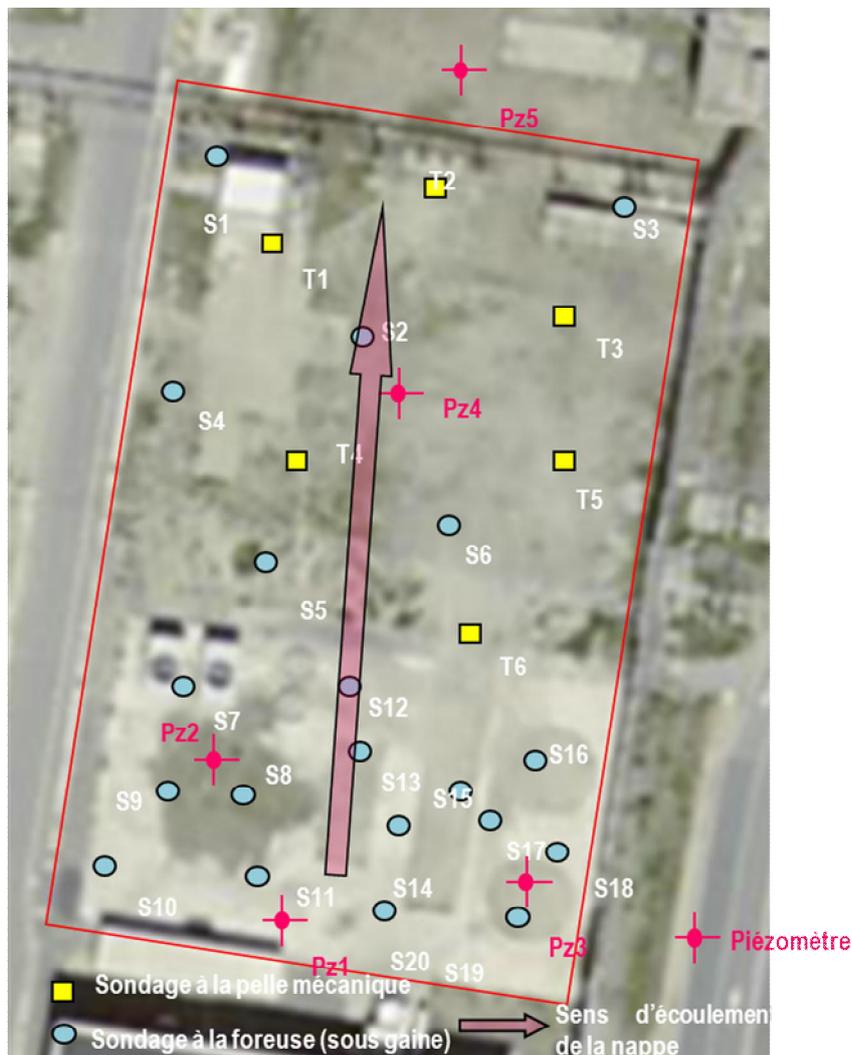


Figure 4 : plan d'investigations

Des sondages à la pelle mécanique et à la foreuse (carottage sous gaine) ont été réalisés. Ces deux techniques permettent des investigations à des profondeurs différentes et pour différents types de substances (respectivement non volatiles et volatiles). Les sondages à la pelle mécanique sont adaptés à l'investigation des premiers mètres de terre, en cas de contamination par substances non volatiles (les métaux et métalloïdes). Cette technique permet une observation pertinente des différentes couches de sol rencontrées, par la création de fosses. Dans ce cas, la couche de remblais pourra être correctement caractérisée. Les sondages à la foreuse de type « géoprobe » (carottage sous gaine) permettent la constitution de carotte de sol et limitent la volatilisation des substances présentes dans les sols. Cette technique est donc recommandée pour investiguer les milieux potentiellement contaminés par des substances volatiles. La foreuse permet des investigations à des profondeurs plus importantes que la pelle mécanique. Des analyses sur les paramètres physicochimiques des sols ont été également réalisées pour chaque point.

Plusieurs prélèvements ont été analysés pour déterminer la granulométrie des sols en présence dans les 50 premiers centimètres et dans les terrains sous-jacents. Le choix des échantillons à analyser a été fait en tenant compte des observations organoleptiques sur le terrain.

En dehors de la caractérisation d'un ELT, seules des investigations au droit du site ont été menées. D'éventuelles investigations hors site peuvent être envisagées à l'issue de cette première phase si les investigations montrent qu'il existe des flux de substances vers l'extérieur du site, particulièrement dans le milieu eaux souterraines.

Les variations de valeurs d'un ELT selon la méthode de détermination sont présentées ci-après

Résultats des investigations

Les résultats d'analyses montrent la présence de métaux sur la totalité du site à des concentrations dans les sols, légèrement supérieures à celles mesurées au niveau des points identifiés comme ELT. Des composés organiques halogénés ont été identifiés au droit du site, au niveau des deux zones correspondant à la zone de déversement et à la zone de stockage des cuves mises en évidence lors de l'étude documentaire.

Les analyses réalisées dans les eaux souterraines montrent des concentrations en COHV supérieures aux limites de quantification et aux limites réglementaires (arrêté du 17 décembre 2008 « établissant les critères d'évaluation et les modalités de détermination de l'état de l'eau souterraine et des tendances significatives et durables de dégradation de l'état chimique des eaux souterraines » et à défaut, arrêté du 11 janvier 2007 « relatif aux limites de références de qualité, des eaux brutes et des eaux destinées à la consommation humaine mentionnées aux articles R1321-2, R1321-3, R1321-7 et R1321-38 ») dans les piézomètres situés en limite du site à l'aval hydraulique (Pz1, Pz2 et Pz3) par rapport à ceux situés en limite du site à l'amont hydraulique (Pz4 et Pz5).

Incertitudes à l'issue de la partie diagnostic des milieux sources sur site :

Il a été estimé, pour cet exemple, que les moyens alloués au diagnostic sont suffisants pour que celui-ci soit proportionné.

Le diagnostic est réalisé à l'aide de techniques ponctuelles pour quantifier les substances présentes dans les sols. Ainsi, entre deux points il ne peut être exclu la présence de poches de pollution. Cependant en utilisant un maillage serré, la probabilité de passer à côté d'une source est réduite.

Les incertitudes à ce stade sont principalement liées aux techniques utilisées pour caractériser les milieux sources sur le site.

Les résultats des investigations confirment la présence de deux types de pollutions : une pollution diffuse aux métaux et métalloïdes sur l'intégralité du site, particulièrement sur les sols superficiels et une contamination aux solvants chlorés au droit de deux zones, probablement à l'origine de la contamination de la nappe souterraine.

Des incertitudes demeurent à ce stade quant à l'extension de la pollution ponctuelle de COHV. Il faut noter également que les valeurs brutes proposées par le laboratoire ont leur propre incertitude en lien avec le processus d'échantillonnage, d'acheminement et d'analyse des échantillons.

Dans un premier temps, les métaux ont été recherchés sans distinction des spéciations. Toutes les formes de métaux sont quantifiées et regroupées sous la dénomination « métal total ». La distinction n'est à ce stade pas réalisée, laissant ainsi une forte incertitude sur la forme présente sur le site et potentiellement sur les risques induits. Cependant, au vu de la problématique (métaux dans les remblais), cette information n'est pas pertinente. Le bilan bénéfice/coût peut être étudié et montrer qu'il n'est pas indispensable de conduire une analyse de spéciation pour une bonne gestion du site.

La sélection des échantillons pour l'analyse a été effectuée de manière à être représentative des différents terrains susceptibles d'être rencontrés sur ce site.

Incertitudes sur la nature des sols sur site :

Le report des granulométries sur des triangles des textures montre l'existence de deux types de sol sur ce site. La première couche repérée entre 0 et 50 cm correspond à un sol limono sableux « sandy loam » (sable 50/70% ; limon 20/40% et argile 5/10%) alors que le sol sous-jacent est plutôt de type limoneux (sable 2/20% limon 60/70% et argile 10/25%). Ces données peuvent être utilisées dans les modélisations de transfert de vapeurs vers les milieux d'exposition.

Incertitudes sur les résultats pour les eaux souterraines :

Pour les eaux, une seule campagne a été réalisée, ce qui est insuffisant pour conclure sur la qualité de la nappe. Cette première campagne donne les premières informations, mais doit être complétée par au minima une campagne complémentaire. En effet, en fonction du régime de la nappe (hautes eaux-basses eaux), les concentrations peuvent être très différentes d'une campagne à une autre. Cette incertitude a des conséquences non négligeables sur le résultat final des investigations. Les investigations réalisées ne sont pas suffisantes pour conclure quant à la qualité des milieux.

Il existe également des incertitudes quant au transfert des substances volatiles depuis les sols et la nappe vers l'air ambiant. Des mesures dans les gaz du sol peuvent être envisagées pour les réduire.

Le tableau 19 récapitule les incertitudes levées lors de la phase de diagnostic dans le présent exemple.

Tableau 19 : récapitulatif des incertitudes sur le diagnostic de l'exemple présenté

Objectifs	Niveaux d'incertitudes associées
Confirmer ou infirmer les données collectées lors de la phase documentaire et la visite de site	-
Caractériser les sources sur site	+
Caractériser les sources hors site	+
Délimitation horizontale des sources	+
Délimitation verticale des sources	+
Déterminer un ELT	+
Déterminer les paramètres physico-chimiques des milieux : sols	-
Déterminer les paramètres physico-chimiques des milieux : eaux	-
Qualifier et quantifier les substances en présence	-
Qualifier la spéciation des métaux présents	+
Caractériser les voies de transfert	+
Caractériser les milieux d'exposition	+
Comprendre les mécanismes de propagation	-/+
Analyser les enjeux	-
Détermination du type de sol rencontré	-

Légende : Faible incertitude « - » Incertitude moyenne « -/+ » Forte incertitude « + »

Incertitudes pour l'interprétation des données de l'ELT

Dans cet exemple, un ELT a été identifié à proximité du site afin de déterminer le fond géochimique local et d'avoir ainsi une référence à laquelle comparer les concentrations mesurées en métaux et métalloïdes sur le site. Cinq points ont ainsi été retenus. Les points choisis pour cet ELT ont été déterminés en fonction des vents (amont éolien), de l'étude historique des sites associés aux ELT (absence d'activité potentiellement émettrice des substances étudiées) et de la visite effectuée sur site et aux alentours.

Tableau 20 : récapitulatif des incertitudes sur l'ELT de l'exemple présenté

Objectifs	Niveaux d'incertitudes associées
Caractériser le fond pédo-géochimique de la zone d'étude	-
Construire un référentiel solide	-

Légende : Faible incertitude « - » Incertitude moyenne « -/+ » Forte incertitude « + »

Lors de la détermination de l'ELT, plusieurs méthodes peuvent être utilisées : soit la valeur minimale est retenue pour chaque substance (démarche majorante), soit la valeur moyenne est calculée (démarche proportionnée). Il est important d'avoir conscience de la portée des calculs statistiques : le nombre d'échantillons doit être significatif pour que la moyenne, la médiane, les calculs de percentile ou tout autre traitement des valeurs soient représentatifs et exploitables.

Pour le traitement des valeurs sur site, plusieurs solutions peuvent être retenues :

- Soit l'intégralité du site est traitée de la même manière, une seule valeur est alors retenue pour la suite de l'étude : la valeur maximale, la valeur moyenne ou lorsque le nombre d'échantillons le permet, la médiane ou les percentiles (75, 90 ou 95^{ème})
- Soit le site est divisé en zones :
 - en fonction de l'historique du site qui permet de distinguer les zones ou activités potentiellement polluantes, des zones potentiellement non impactées...

- en fonction de l'aménagement : Ici deux zones peuvent être envisagées, la première, au nord permet de quantifier l'exposition en extérieur puisque des voiries et des espaces verts sont envisagés et la deuxième au sud, est considérée pour la quantification de l'exposition à l'intérieur.

Pour illustrer l'utilisation des valeurs de l'ELT et l'utilisation de la subdivision par zone, l'arsenic est retenu. Cette substance non volatile n'est retenue que pour la partie nord du site sur laquelle une potentielle exposition par contact direct est possible.

Le tableau ci-après récapitule les choix possibles pour retenir une valeur dans l'ELT pour l'arsenic.

Tableau 21 : Concentration mesurée dans l'Environnement Local Témoin pour l'Arsenic (mg/kg)

Arsenic ELT	Valeur sur l'intégralité du site	Valeur sol superficiel	Valeur remblais	Valeur sol profond	Commentaires
Valeur minimale	12	18	12	11	
Valeur moyenne	19	22,6	15	16,4	Attention significativité de l'échantillon
Valeur médiane	19	23	19	15	
Valeur 90 ^{ème} percentile	26,2	27,6	22,4	22,6	

Le tableau ci-après récapitule les choix possibles et les valeurs numériques qui en résultent.

Tableau 22 : Concentration mesurée sur site pour l'Arsenic : variation des valeurs retenues

Arsenic		mg/kg
Valeur maximale sur l'ensemble du site		80
Valeur moyenne sur l'ensemble du site		30,8
Valeur médiane sur l'ensemble du site		27
Valeur 90 ^{ème} percentile sur l'ensemble du site		51,3
Zone nord	Valeur maximale	64
	Valeur moyenne	29,4
	Valeur médiane	27,5
	90 ^{ème} percentile	42,5
Zone sud	Non pertinente par rapport au projet d'aménagement	
Valeur couche superficielle	Valeur maximale	60
	Valeur moyenne	33,1
	Valeur médiane	30,5
	90 ^{ème} percentile	50,5
Valeur couche remblais	Valeur maximale	80
	Valeur moyenne	28,7
	Valeur médiane	24,5
	90 ^{ème} percentile	50
Valeur couche profonde	Valeur maximale	59
	Valeur moyenne	30,8
	Valeur médiane	26
	90 ^{ème} percentile	48,5

Le tableau 23 est une représentation des variations de concentrations susceptibles d'être retenues comme concentration en arsenic dans les sols pour mener la suite de l'étude. Par souci de simplicité, la formule suivante a été utilisée pour évaluer la variation :

$$\text{Variation} = \frac{\text{valeur A}' - \text{valeur A}}{\text{valeur A}}$$

Cette représentation montre que les choix réalisés par l'évaluateur en termes de concentrations ont un impact direct sur les conclusions de l'étude. Le type de valeurs retenues (valeur sur l'intégralité du site,

valeur par couche ou valeur par zone) va induire de fortes variations sur les résultats pouvant aller jusqu'à 200 % (facteur 4). La justification des concentrations retenues doit être clairement argumentée et transparente afin d'apprécier les incertitudes liées à ces choix et d'ajuster l'analyse des incertitudes.

L'exercice a simplement été réalisé pour une substance. Ces incertitudes se cumulent bien évidemment avec le nombre de substances considérées.

Tableau 23 : variations entre les différents types de valeurs susceptibles d'être retenues dans une étude de sol : cas de l'arsenic

Type de valeur	valeur A																					
Valeur maximale sur site	80																					
Valeur moyenne sur site	30,8	160%																				
Valeur médiane sur site	27	196%	14%																			
Valeur 90 ^{ème} percentile sur site	51,3	56%	40%	47%																		
Valeur maximale sur zone nord	64	25%	52%	58%	20%																	
valeur moyenne zone nord	29,4	172%	5%	8%	74%	118%																
valeur médiane zone nord	27,5	191%	12%	2%	87%	133%	7%															
90ème percentile zone nord	42,5	88%	28%	36%	21%	51%	31%	35%														
valeur maximale couche superficielle	60	33%	49%	55%	15%	7%	51%	54%	29%													
valeur moyenne couche superficielle	33,1	142%	7%	18%	55%	93%	11%	17%	28%	81%												
valeur médiane couche superficielle	30,5	162%	1%	11%	68%	110%	4%	10%	39%	97%	9%											
Valeur 90 ^{ème} percentile couche	50,5	58%	39%	47%	2%	27%	42%	46%	16%	19%	34%	40%										
valeur maximale couche remblais	80	0%	62%	66%	36%	20%	63%	66%	47%	25%	59%	62%	37%									
valeur moyenne couche remblais	28,7	179%	7%	6%	79%	123%	2%	4%	48%	109%	15%	6%	76%	179%								
valeur médiane couche remblais	24,5	227%	26%	10%	109%	161%	20%	12%	73%	145%	35%	24%	106%	227%	17%							
Valeur 90 ^{ème} percentile couche	50	60%	38%	46%	3%	28%	41%	45%	15%	20%	34%	39%	1%	60%	43%	51%						
valeur maximale couche profonde	29	176%	6%	7%	77%	121%	1%	5%	47%	107%	14%	5%	74%	176%	1%	16%	72%					
valeur moyenne couche profonde	30,8	160%	0%	12%	67%	108%	5%	11%	38%	95%	7%	1%	64%	160%	7%	20%	62%	6%				
valeur médiane couche profonde	26	208%	18%	4%	97%	146%	13%	6%	63%	131%	27%	17%	94%	208%	10%	6%	92%	12%	18%			
Valeur 90 ^{ème} percentile couche	48,5	65%	36%	44%	6%	32%	39%	43%	12%	24%	32%	37%	4%	65%	41%	49%	3%	40%	36%	46%		
valeur A'	80	30,8	27	51,3	64	29,4	27,5	42,5	60	33,1	30,5	50,5	80	28,7	24,5	50	29	30,8	26	48,5		
type de valeur		Valeur maximale sur site	Valeur moyenne sur site	Valeur médiane sur site	Valeur 90 ^{ème} percentile sur site	Valeur maximale sur zone nord	valeur moyenne zone nord	valeur médiane zone nord	90ème percentile zone nord	valeur maximale couche superficielle	valeur moyenne couche superficielle	valeur médiane couche superficielle	Valeur 90 ^{ème} percentile couche superficielle	valeur maximale couche remblais	valeur moyenne couche remblais	valeur médiane couche remblais	Valeur 90 ^{ème} percentile couche remblais	valeur maximale couche profonde	valeur moyenne couche profonde	valeur médiane couche profonde	Valeur 90 ^{ème} percentile couche profonde	

Dans cet exemple, l'utilisation de valeurs par zone est une méthode permettant de réduire les incertitudes en tenant compte de la spécificité de chaque zone identifiée. Dans ce cas, la valeur maximale pour la zone nord est représentative des concentrations en métaux. La présence d'une couche de remblais bien définie laisse penser que cette couche de remblais et le sol sous-jacent ne présentent pas les mêmes concentrations. En fonction du projet, l'une ou l'autre des deux couches pourra être prise en considération. La couche superficielle permet de quantifier l'exposition par contact avec la première couche de sol.

En cas de modélisation des transferts, les modèles tiennent compte de l'adsorption des composés organiques sur la matrice ou sur les particules solides du milieu poreux considéré. Ce paramètre dépend de la teneur en matière organique (foc) du milieu considéré. L'affinité d'une substance avec la matière organique est quantifiée par son Koc. Des mesures de carbone organique total dans différents horizons rencontrés doivent être réalisées. Des valeurs par défaut existent mais n'étant pas spécifiques aux sols rencontrés, l'utilisation de ces valeurs laisse une part d'incertitude non négligeable sur les concentrations modélisées. De plus, la mesure de ce paramètre doit se faire dans des matrices non impactées au risque de voir la valeur numérique biaisée. Il existe une part d'incertitude importante quant à l'analyse de ce paramètre. Les analyses de la teneur en matière organique doivent s'accompagner d'analyses granulométriques des différents sols rencontrés. Ces valeurs permettent une connaissance accrue du type de sol rencontré pour évaluer ultérieurement par modélisation les transferts de vapeurs susceptibles de s'y produire.

Dans l'exemple développé ici, les teneurs en matière organique ont été mesurées. Pour le premier horizon (remblais), la teneur en matière organique est de 5% et pour l'horizon inférieur, elle est égale à 0,4%. Les valeurs par défaut retrouvées dans la littérature peuvent varier entre 0,1% et 0,6% pour ce type de sol (limoneux) (US-EPA, 2004).

Des données relatives à la qualité des sols au niveau national sont disponibles dans la littérature. Dans la base de données GISSOL, plus de 200 000 valeurs sont répertoriées pour la France entière. Cependant le choix d'une valeur doit être fonction du type de sols rencontré (limoneux/sableux/argileux) et de la profondeur de mesure. Le choix des valeurs est source d'incertitude et doit donc être argumenté afin d'indiquer les conséquences des choix réalisés. La mesure est dans ce cas largement à privilégier afin de réduire les incertitudes sur la représentativité de la valeur numérique retenue.

7. Les outils de gestion : l'Interprétation de l'Etat des Milieux et le Plan de Gestion

Les textes méthodologiques de 2007, mis à jour en 2017 présentent deux outils qui permettent une gestion adaptée en fonction des situations :

- Le plan de gestion (PG) en cas d'usages non fixés sur un site devant être réhabilité ;
- L'interprétation de l'état des milieux (IEM) en cas d'usages fixés.

Dans les deux cas, les sources identifiées et leurs impacts doivent être maîtrisés en amont de la gestion des risques selon les usages.

Ces deux outils, bien que n'ayant pas le même but, sont traités dans le même chapitre selon le prisme des « incertitudes ».

7.1 L'interprétation de l'état des milieux

L'interprétation de l'état des milieux est l'outil dédié à la gestion des situations quand les usages sont fixés.

Les incertitudes à ce stade proviennent des éléments propres au déroulé de la démarche et aux phases précédant le processus de gestion :

- la phase de diagnostic des milieux sources, des milieux de transfert et des milieux d'exposition (voir le §6) ;
- la phase de construction et de développement du schéma conceptuel (voir le § 5).

Une fois le diagnostic des milieux réalisé, la compatibilité des milieux avec les usages est vérifiée, dans un premier temps par comparaison avec des valeurs de référence. Les conclusions peuvent largement varier en fonction des valeurs de référence retenues pour cette comparaison. Il est donc important afin de réduire les incertitudes liées à cette étape de bien connaître la construction de ces valeurs de référence et surtout leur domaine d'application.

Dans un deuxième temps, en fonction de ces résultats, des calculs de risques peuvent être réalisés. Ils permettront de statuer sur la compatibilité sanitaire entre les concentrations mesurées dans les milieux et les usages constatés. Pour cette phase, des incertitudes inhérentes au calcul de risque sont à prendre en compte (voir le §8).

L'outil d'interprétation de l'état des milieux statue donc sur la compatibilité entre les usages et les milieux :

- Les usages sont compatibles avec les milieux. Il est important de présenter de manière transparente les éléments qui ont conduit à cette conclusion, et particulièrement les incertitudes sur les valeurs proposées dans les milieux et les incertitudes sur les valeurs de référence ou les calculs de risques qui ont permis d'aboutir à cette conclusion. Dans tous les cas, ces conclusions doivent être nuancées par l'analyse des incertitudes sans toutefois être remises en cause ;
- Les usages ne sont pas compatibles avec les milieux. La démarche conduit à mettre en place un plan de gestion afin de rétablir la compatibilité entre les usages et les milieux. Des incertitudes qui peuvent nuancer ces conclusions sont à exposer clairement. Il est important de noter que la décision de mettre en œuvre un plan de gestion doit être fondée sur des résultats suffisamment robustes. Les incertitudes ne doivent pas être de nature à modifier les conclusions et mettre en péril les moyens de gestion pouvant être mis en œuvre. Il est donc important d'étayer les choix réalisés et d'être transparent sur les incertitudes inhérentes à cette phase ;
- Les résultats sont dans la zone nécessitant une réflexion particulière sur les suites à donner. Dans cette zone, la levée des incertitudes est d'autant plus importante car elle va conduire
 - o soit vers l'une ou l'autre des situations décrites ci-dessus,
 - o soit vers des mesures de gestion simple, une gestion selon le retour d'expérience ou un calcul de risque de type Evaluation quantitative des risques sanitaires.

Les incertitudes inhérentes à ces approches doivent être connues afin d'assurer un résultat suffisamment fiable et transparent et une prise de décision éclairée. Les choix réalisés dans le cadre de cette gestion doivent être justifiés

En cas de comparaison à des valeurs réglementaires ou assimilées ou lors de calculs de risques sanitaires avec une grille de calcul ou d'un calcul sanitaire de type EQRS, il convient de s'appuyer sur la méthodologie de gestion en vigueur (voir chapitre 8).

Les mesures envisagées doivent être proposées en fonction des incertitudes : un recouvrement par des terres d'apport saines doit permettre de garantir dans le temps, l'absence de contact avec des terres impactées. L'incertitude sur sa pérennité, son épaisseur doit être discutée et prise en compte.

Le tableau suivant récapitule les sources d'incertitude lors de la phase d'interprétation de l'état des milieux et les moyens identifiés pour les réduire.

Tableau 24 : Réduction des incertitudes lors de la phase d'interprétation de l'état des milieux

Objectifs	Niveaux d'incertitudes associées	Moyens pour réduire les incertitudes
Comparer les valeurs mesurées dans les milieux aux valeurs pertinentes de référence	-/+	Etudier la construction et le domaine d'application des valeurs retenues
Assurer la pérennité des mesures et recommandations préconisées		Identifier et tenir compte des incertitudes sur les mesures de gestion choisies.
Réaliser des calculs de risque		Pour les incertitudes sur les calculs de risque, se reporter aux recommandations du §8

Légende : Faible incertitude « - » Incertitude moyenne « -/+ » Forte incertitude « + »

7.2 Le plan de gestion

Le plan de gestion est l'outil dédié à la gestion des situations quand les usages ne sont pas fixés, en cas de réaménagement d'un site par exemple. A ce stade, les incertitudes proviennent des éléments propres au déroulé de l'outil et aux phases précédant le processus de gestion :

- la phase de diagnostic des milieux sources, des milieux de transfert et des milieux d'exposition (voir le §6) : localisation, extension et nature des sources de pollution ; contexte environnemental (géologie des sols, hydrogéologie...)...
- la phase de construction et de développement du schéma conceptuel (voir le § 4.3) ;

auxquelles s'ajoutent les incertitudes liées à :

- l'usage futur du site. Dans certaine situation, le devenir du site n'est pas fixé et connu au moment de l'élaboration du plan de gestion. En revanche, les usages étant maîtrisables, les propositions doivent au demeurant respecter certains postulats de base (MTES, 2017) : implantation d'habitations ou d'activités sensibles en dehors des zones les plus impactées, mise en œuvre de dispositions constructives par précaution...
- l'efficacité des techniques de dépollution proposées. Le choix des techniques de dépollution dépend entre autres de la nature même de la pollution, des valeurs à atteindre, du contexte environnemental et sociétal, de l'usage du site, du budget, de l'espace/encombrement, et des délais de réalisation...(ADEME, 2008, BRGM, 2010)

Le plan de gestion est composé de différentes opérations dont les incertitudes peuvent influencer le résultat final du plan de gestion :

- la localisation, quantification et caractérisation des pollutions ;
- la définition des objectifs de dépollution ;
- le bilan coûts-avantages ;
- les estimations financières ;
- l'évaluation des risques sanitaires. (Prédictifs ou résiduels)

7.2.1 Dimensionnement des sources à gérer et objectifs de dépollution

La méthodologie nationale de gestion des sites et sols pollués prévoit des méthodes d'interprétation cartographique, et des méthodologies de bilans massiques, pour identifier et dimensionner les sources de pollutions, zones les plus polluées sur lesquelles la réhabilitation va se focaliser. Une approche selon le principe de « Pareto » permet, en identifiant les volumes de sols les plus impactés, de gérer une masse optimale de polluants.

Cette méthode est suffisamment robuste à condition de maîtriser voire de réduire les incertitudes des données d'entrée, et des données de sortie. Ces dernières sont exploitées dans le cadre du plan de gestion.

De la même manière, les méthodes graphiques (courbe iso concertation) ou statistiques (détermination des seuils de coupure) s'appuient d'une part sur les éléments collectés lors de la phase de diagnostic et d'autres part sur les outils à disposition. Les incertitudes liées à cette phase de traitement de la donnée sont donc directement proportionnelles à la quantité et la qualité des données collectées et aux outils mis en jeu. Ainsi, un diagnostic très étayé (prélèvements suffisamment denses et analyses exhaustives) limite les incertitudes lors de la détermination des zones les plus impactées, et les seuils de coupure qui en découlent en sont plus robustes.

La définition des objectifs de dépollution tient compte de la mobilité des polluants, des techniques de pollution disponibles, des usages du site ou des aménagements actuels ou futurs, des objectifs de qualité de milieux, des risques sanitaires et des aspects financiers.

Tous ces points sont entachés d'incertitudes. Sans les supprimer, il est important de les limiter et donc de les connaître. La transparence de la démarche suivie est indispensable pour crédibiliser les décisions prises en matière de gestion.

La consultation de guides, normes et documents dans la littérature sur les différents aspects, les éléments déjà collectés par ailleurs, et les incertitudes déjà identifiées (schémas conceptuels, usages, aménagements prévus ou présents, diagnostics) permettent d'appréhender les limites des travaux réalisés.

Tableau 25 : Réduction des incertitudes lors de la phase de localisation, quantification et caractérisation des pollutions

Objectifs	Niveaux d'incertitudes associées	Moyens pour réduire les incertitudes
<p>Construire des cartographies des pollutions sur le site étudié</p> <p>Définir des objectifs de dépollution réalistes et atteignables</p> <p>Traiter les pollutions retrouvées dans les différents milieux aussi bien hors site et sur site</p> <p>Identifier la source de pollution</p>	+	<p>Utiliser les outils à disposition tout en connaissant leurs limites</p> <p>Identifier et tenir compte des incertitudes sur les mesures de gestion choisies</p> <p>Déterminer un ELT solide qui permettra de déterminer les concentrations à atteindre</p> <p>S'appuyer sur les guides, normes, projets de recherche disponibles pour identifier les biais possibles en matière de traitement</p> <p>Pour les incertitudes sur les calculs de risque, se reporter aux recommandations du §8</p>

Légende : Faible incertitude « - » Incertitude moyenne « -/+ » Forte incertitude « + »

7.2.2 Bilan coûts-avantages

Le bilan coûts-avantages constitue l'analyse des solutions technico-économiques possibles sur un site dans le cadre d'un plan de gestion en fonction des données collectées tout au long de la démarche.

Il doit présenter les différentes solutions envisageables pour rendre compatible un site par rapport à un usage (après élimination des sources ponctuelles). Il doit donc préciser la performance de chaque technique de dépollution considérée, les coûts associés, l'impact environnemental lié à la mise en œuvre des techniques de dépollution, les aléas liés au chantier lui-même. Le choix d'une

solution de traitement peut donc se faire d'une part sur des arguments techniques et d'autre part sur les incertitudes inhérentes à chaque solution. Le retour d'expérience pour chaque technique doit être pris en compte. Il constitue un moyen efficace pour réduire les incertitudes quant aux résultats de ces techniques et permet ainsi de réduire les incertitudes de cette phase du plan de gestion.

Les incertitudes au niveau des techniques de dépollution englobent les notions de fiabilité et de robustesse des méthodes disponibles sur le marché. Au fil des années et des retours d'expérience des entreprises de dépollution, les techniques ont été classées selon ces critères (BRGM, 2010) :

- Technique éprouvée ayant démontré une grande fiabilité et des résultats « *extrêmement positifs* » : c'est le cas des excavations, du bioventing, du confinement hydraulique,
- Technique largement répandue dans différents pays, actuellement commercialisée par quelques sociétés en France. La technique n'est pas totalement maîtrisée en France et peut présenter des incertitudes quant au résultat - c'est le cas de l'oxydation *in situ* par exemple ;
- Technique émergente, dont la mise en œuvre et les résultats peuvent apparaître plus « incertains » - c'est le cas de la réduction *in situ* par exemple ;
- Technique couramment employée sur les sites présentant des hydrocarbures volatils à semi-volatils biodégradables ainsi que pour les solvants chlorés. En voie de développement avancé pour les composés plus récalcitrants (hydrocarbures aromatiques polycycliques...) – c'est le cas de l'atténuation naturelle dynamisée par exemple ;
- Technique au stade de Recherche et Développement très avancé – c'est le cas de la vitrification *in situ*.

L'expertise et le retour d'expérience des entreprises spécialisées peuvent aider à mieux cerner les incertitudes de chaque technique, particulièrement s'il s'agit d'entreprises certifiées (norme NF X 31-620) ou équivalent.

Le tableau suivant récapitule les objectifs de la phase de bilan coûts-avantages, sources d'incertitudes et les moyens de limiter les incertitudes.

Tableau 26 : Réduction des incertitudes lors de la phase de bilan coûts-avantages

Objectifs	Niveaux d'incertitudes associées	Moyens pour réduire les incertitudes
Proposer des solutions technico économiques fiables selon les paramètres suivants : les performances de chaque technique de dépollution considérée, les coûts associés, l'impact environnemental, les aléas de chantier	+	Utiliser les outils à disposition tout en connaissant leur limite Identifier et tenir compte des incertitudes sur les mesures de gestion choisies en fonction des données à disposition (littérature.) S'appuyer sur les guides normes, projets de recherche disponibles pour identifier les incertitudes

Légende : Faible incertitude « - » Incertitude moyenne « -/+ » Forte incertitude « + »

7.2.3 Les estimations financières

Les estimations financières ont été introduites dans les outils de gestion des sites et sols pollués afin de proposer des coûts aux différents stades de réhabilitation potentiellement atteignables par des techniques de dépollution et de les hiérarchiser.

Cette démonstration a pour but de montrer les différents paliers pouvant être atteints et de mettre en perspective les coûts et les objectifs de dépollution.

Les incertitudes sur les estimations financières sont liées d'une part à la capacité d'anticiper les coûts associés aux techniques envisagées et à leurs performances ainsi que les dérives possibles par rapport aux actions de réhabilitation qui peuvent être engagées sur un site et d'autre part aux incertitudes inhérentes aux opérations déroulées en amont de ces estimations.

Il est important de noter que les incertitudes à ce stade n'ont pas de conséquence directe sur les décisions techniques qui peuvent être prises dans le cadre du plan de gestion. Il est généralement considéré qu'une incertitude relative et non absolue est suffisante pour conclure.

De plus, l'estimation financière ne s'appuie que sur les coûts engendrés par une réhabilitation. Elle ne tient pas compte des éléments plus globaux tels que l'amélioration de la qualité environnementale, la réduction d'apparition de pathologies à long terme sur les populations concernées. Ces incertitudes ne sont pas prises en compte de manière qualitative mais peuvent tout de même entrer dans une approche plus qualitative de la gestion des pollutions.

Le tableau suivant récapitule les objectifs de la phase des estimations financières et les moyens pour limiter les incertitudes quant aux résultats de cette phase.

Tableau 27 : Réduction des incertitudes lors de la phase des estimations financières

Objectifs	Niveaux d'incertitudes associées	Moyens pour réduire les incertitudes
Proposer des coûts fiables	+	Utiliser les outils à disposition tout en connaissant leurs limites Identifier et tenir compte des incertitudes sur les mesures de gestion choisies en fonction des données à disposition (littérature, retour d'expérience ...) S'appuyer sur les guides normes, projets de recherche disponibles pour identifier les incertitudes

Légende : Faible incertitude « - » Incertitude moyenne « -/+ » Forte incertitude « + »

8. Calculs de risque sanitaire (EQRS, grille IEM, ARR)

Pour mémoire, l'évaluation des risques sanitaires se décompose en quatre étapes :

- L'identification des dangers. Elle s'appuie sur la caractérisation du site ;
- L'évaluation de la relation dose-réponse (toxicité des substances), permettant de quantifier le potentiel dangereux des substances retenues dans l'étude et leurs relations dose-effet ;
- L'évaluation de l'exposition qui consiste à quantifier l'exposition des « enjeux à protéger » sur la base du schéma conceptuel. Cette étape permet de déterminer les concentrations et/ou les doses d'exposition ; et
- La caractérisation des risques qui consiste à mettre en relation l'évaluation de l'exposition et l'évaluation de la toxicité.

Les sources d'incertitudes susceptibles d'influer sur les risques sont :

- L'origine des données et leur représentativité par rapport au site d'étude ;
- Les substances retenues ;
- La quantification du potentiel dangereux des substances ;
- Les usages des milieux ;
- La quantification de l'exposition des enjeux à protéger, en fonction des usages des milieux : en particulier les scénarios d'exposition, les modèles utilisés et les valeurs des paramètres dans les modèles ;
- La caractérisation du risque.

La discussion des incertitudes à chacune de ces étapes fait partie intégrante de la méthodologie d'évaluation des risques sanitaires. Elle se veut d'une manière générale qualitative, et permet de :

- qualifier l'influence des incertitudes sur les résultats ;
- indiquer si les choix ont tendance à majorer ou minorer l'estimation du risque ;
- signaler si possible les moyens de réduire certaines incertitudes, notamment par la recherche de données complémentaires pour les hypothèses influentes.

Elle porte en priorité sur les substances pour lesquelles les indicateurs de risques sont supérieurs ou proches des valeurs repères et les paramètres influençant la décision.

Une analyse de sensibilité peut permettre de quantifier l'influence de certaines incertitudes sur les résultats. L'analyse de sensibilité ne doit pas conduire à une remise en cause des hypothèses et scénarios retenus et des résultats de l'évaluation. Il demeure important de donner un sens concret à cette étape en termes de gestion.

8.1 Evaluation des dose-réponse – Sélection des VTR

La sélection des Valeurs Toxicologiques de Référence (VTR) est indispensable à la réalisation d'une évaluation des risques sanitaires quel que soit son contexte (Plan de Gestion, Interprétation de l'Etat des Milieux). Les doses d'exposition (mesurées ou calculées par modélisation) sont directement comparées à ces valeurs de référence et conduisent à la détermination d'un risque.

Les VTR sont construites à partir de données extraites d'études source : l'extrapolation de la réponse dose-effet pour de faibles doses à partir de hautes doses, l'extrapolation des paramètres d'études épidémiologiques ou expérimentales pour prédire des effets chez l'homme, l'extrapolation de réponses à partir d'études provenant de populations animales ou humaines homogènes pour prédire les effets sur une population composée d'individus avec un large spectre de sensibilité.

Cette méthodologie conduit à la construction d'une valeur pour une voie d'exposition donnée et pour un temps d'exposition donné qui permettent de déterminer une dose/concentration critique. Cette valeur est ensuite ajustée pour obtenir des VTR.

Plusieurs possibilités s'offrent à l'évaluateur. Dans tous les cas, son choix doit être argumenté et transparent :

- Choix de la VTR par expertise toxicologique. La construction de la VTR est étudiée par des experts toxicologues qui publient un avis, après comparaison des différentes valeurs disponibles et de leurs paramètres de construction (étude source, dose critique, facteurs d'incertitude, niveaux de confiance de l'organisme, date d'élaboration...). Ce type de choix s'attache à retenir la valeur la mieux construite sans tenir compte de la valeur à

proprement parler ou de la notoriété de l'organisme. Seule compte la robustesse toxicologique de la valeur de référence ;

- Sélection de la VTR selon la note d'information de la DGS et de la DGPR (DGS/DGPR, 2014) indiquant les modalités de sélection des VTR en fonction des organismes qui les ont construites. En l'absence d'analyse approfondie des données ayant permis d'élaborer la valeur, cette méthode peut présenter une forte incertitude absolue sur la VTR retenue. Elle permet cependant d'avoir une homogénéité dans les pratiques des évaluateurs et réduit ainsi l'incertitude relative entre les études ;
- Choix de la VTR la plus pénalisante. Il permet en l'absence d'étude approfondie des données bibliographiques, d'avoir une démarche sécuritaire. Cependant, les incertitudes quant au résultat final sont très fortes et doivent être rappelées en toute transparence ainsi que l'influence de ce choix sur le résultat final ;
- Choix de la VTR la plus récente. Ce choix est également très arbitraire et ne tient pas compte de la qualité des données qui ont permis l'élaboration de cette valeur. On peut cependant s'attendre à ce que ce choix oriente vers la VTR la plus robuste du fait de la prise en compte d'études récentes non considérées antérieurement.

Dans tous les cas, un argumentaire transparent est attendu permettant de mesurer les conséquences des choix et des incertitudes associées. Une présentation des conséquences directes sur les résultats doit être réalisée.

Enfin, en cas d'absence de VTR pour une voie donnée et pour une durée d'exposition donnée, des méthodes existent pour élaborer une valeur toxicologique de référence. Il s'agit de méthodes strictement mathématiques pour lesquelles la pertinence scientifique doit être étudiée. Ainsi, avant de réaliser une transposition voie à voie d'une VTR, il est impératif de s'assurer que la substance étudiée aura bien le même effet toxicologique après exposition par ingestion ou par inhalation. Si ce n'est pas le cas, l'incertitude est trop importante pour pouvoir utiliser la valeur.

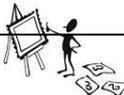
Les effets pour la voie cutanée sont actuellement très difficilement utilisables en évaluation des risques. Le modèle animal est remis en question et l'extrapolation voie à voie pour cette voie d'exposition n'est actuellement pas satisfaisante.

Le tableau suivant récapitule les objectifs de la phase d'identification des dangers pour limiter les incertitudes.

Tableau 28 : Réduction des incertitudes lors de la phase des évaluations des doses-réponses

Objectifs	Niveaux d'incertitudes associées	Moyens pour réduire les incertitudes
Evaluer les relations doses-réponses	+	Sélectionner les VTR les plus pertinentes en fonction des enjeux de l'étude réalisée S'appuyer sur les données publiées dans les bases de références

Légende : Faible incertitude « - » Incertitude moyenne « -/+ » Forte incertitude « + »



Exemple : Pour les deux principales substances-traceurs de risques pour cette étude (le tétrachloroéthylène et l'arsenic), plusieurs choix de VTR sont possibles (à la date de rédaction du présent rapport).

Substance	Effet / voie d'exposition	VTR issue de l'application de la note d'information DGS/DGPR, 2014	Autre VTR disponible conduisant à un choix majorant
Tétrachloroéthylène	A seuil / inhalation	0,4 mg/m ³ (choix 2018), Anses 2018	0,04 mg/m ³ (US-EPA 2012)
	Sans seuil / inhalation	2,6.10 ⁻⁷ (µg/m ³) ⁻¹ (US-EPA, 2012) (Anses 2018)	6,1.10 ⁻⁶ (µg/m ³) ⁻¹ (OEHHA, 2016)
Arsenic	Effet à seuil / ingestion	4,5.10 ⁻¹ µg/kg/j (INERIS, choix 2010) Fobig	3.10 ⁻¹ µg/kg/j (US-EPA, 1991)
	Effet sans seuil / ingestion	1,5 mg/kg/j US-EPA, 1995 / OEHHA, 2000	1,8 mg/kg/j Santé Canada, 2010

Le tableau ci-avant montre qu'en fonction des choix de VTR réalisés, les conclusions peuvent être différentes. Un argumentaire solide doit donc accompagner les choix réalisés par les évaluateurs ; le choix devant être effectué en fonction des données disponibles et de leur qualité.

Dans tous les cas, les VTR et les risques sanitaires qui en découlent doivent être mis en perspective avec le contexte de la gestion du site (Méthodologie nationale de gestion des sites et sols pollués de 2017).

De plus, une évaluation des risques sanitaires concerne généralement plusieurs substances donc plusieurs choix de VTR, dont les incertitudes se cumulent et se propagent sur les résultats numériques.

8.2 Evaluation des expositions

8.2.1 Modélisation ou mesure

Certains outils développés dans la gestion des sites et sols pollués (IEM) doivent uniquement reposer sur des mesures faites dans les milieux d'exposition pour lesquels il existe des usages avérés (sols de surface, eau souterraine, végétaux issus des jardins potagers, air intérieur et extérieur...). Les incertitudes de cette étape sont donc directement en lien avec les étapes antérieures relatives aux mesures (représentativité des échantillonnages, variabilité saisonnières...) ou aux modélisations (projet de réaménagement, changement d'usage...).

8.2.2 Evaluation des paramètres d'exposition

Conformément à la méthodologie actuelle, les paramètres mesurés spécifiques au site permettant de quantifier l'exposition des populations sur la zone d'étude, sont à privilégier par rapport à des valeurs par défaut issues de la littérature ou à des valeurs obtenues par modélisation. Dans la mesure du possible, afin de limiter les incertitudes dans l'établissement des scénarios d'exposition, les données spécifiques à la région d'étude (CIBLEX, interview...) sont privilégiées afin de tenir compte des contextes locaux. Le choix des paramètres doit être clairement discuté en fonction des enquêtes des usages réalisées en amont ; la part d'incertitudes de ces données est directement à mettre en perspective avec le résultat final. De nombreux guides et références existent dans la littérature permettant en cas d'absence de données spécifiques au site, de construire des scénarios d'exposition réalistes à partir de données génériques. La liste ci-après n'est pas exhaustive et ces documents sont cités à titre d'exemple : US-EPA, 2011, Ineris-InVS, 2012, Ineris, 2017b.

8.2.3 Cas particulier de la modélisation des transferts de pollution dans les bâtiments au droit des sols pollués

L'évaluation de l'exposition se fait en utilisant :

- des concentrations mesurées dans les milieux d'exposition : les incertitudes correspondantes sont développées dans le § 6.
- des concentrations modélisées dans les milieux d'exposition à partir des concentrations mesurées dans les milieux source ou les milieux de transfert. Dans certaines configurations (projet de réaménagement, changement d'usage...), le recours à la modélisation est en effet incontournable.

Pour la modélisation des concentrations inhalées, différents types de modèles sont disponibles. Les modèles les plus souvent retenus sont des modèles dits « 1D » comme Johnson et Ettinger ou Volasoil. Ces modèles sont dits « 1D » car le transport de pollution est unidimensionnel entre les sources et les bâtiments considérés. Ces modèles combinent les phénomènes de diffusion et de convection qui peuvent se produire sous un bâtiment afin d'estimer à partir d'une source les concentrations dans les environnements intérieurs.

Les modèles représentent ces sources hétérogènes par une concentration unique et une profondeur unique. Il n'est pas possible de prendre en compte une répartition hétérogène de pollution dans les sols ni de représenter des passages préférentiels des contaminants dans les sols, ce qui introduit une source d'incertitude importante quant à la représentativité des valeurs d'exposition dans les bâtiments.

Dans un rapport récent de l'Ineris (Ineris, 2019), la perméabilité des milieux traversés (sols et dalle) est également évoquée comme source d'incertitude, sans pouvoir estimer la surestimation ou la sous-estimation des paramètres retenus.

Les modifications des paramètres de sols en cas de travaux de réhabilitation ne sont également pas prises en compte dans les modèles et sont également source d'incertitudes sur le résultat final (saturation en eau, perméabilité, porosité, présence de fondation de bâtiment...).

La prise en compte d'une source de polluant stationnaire (sans atténuation au cours du temps et sans dégradation) tend également à surestimer les concentrations modélisées dans l'air des bâtiments. Les incertitudes liées à ce paramètre sont donc également très importantes, sans moyen de l'estimer quantitativement.

Plusieurs projets de recherche Fluxobat (Traverse S., Novembre 2013) BATICOV (Traverse S., 2017) ont eu comme objectif de chercher à évaluer la représentativité des valeurs mesurées par rapport aux valeurs modélisées. Ces projets n'ont malheureusement pas pu conclure sur une surestimation ou une sous-estimation systématique de ces valeurs.

Les incertitudes associées aux modèles ne doivent pas être un frein pour la prise de décisions de gestion et de réhabilitation d'un site, la réduction des sources et la maîtrise de leurs impacts étant la priorité en matière de gestion de sites et sols pollués.

Il est donc important de choisir le modèle le plus adapté au contexte d'étude, tenant compte de leurs domaines d'application et leurs limites.

Sensibilité des paramètres d'entrée des modèles

Lorsqu'une modélisation est requise, les paramètres d'entrée des modèles et les équations des modèles utilisés doivent être documentés. Les équations utilisées dans les modèles de transferts sont généralement disponibles sur les tutoriels de ceux-ci ou dans des documents d'étude plus globaux de comparaison des modèles (Ineris, 2005b, C. Hulot, 2010, Ineris, 2010a). Ces équations ont été documentées dans les rapports Ineris (Ineris, 2010b et Ineris, 2010c) en précisant en particulier leurs conditions d'utilisation (hypothèses, limites, incertitudes) et dans le logiciel MODUL'ERS³. Il s'agit d'un outil logiciel pour la réalisation des évaluations des risques sanitaires

³ [https://www.ineris.fr/sites/ineris.fr/files/contribution/Documents/flyer-modulers-v2-i-1-1418912263.pdf#:~:text=MODUL%E2%80%99ERS%20est%20un%20outil%20logiciel%20pour%](https://www.ineris.fr/sites/ineris.fr/files/contribution/Documents/flyer-modulers-v2-i-1-1418912263.pdf#:~:text=MODUL%E2%80%99ERS%20est%20un%20outil%20logiciel%20pour%20)

prospectives effectuées dans le cadre de l'analyse des effets sur la santé des Installations Classées pour l'Environnement (ICPE) et pour la réalisation des Analyses de Risques Résiduels (ARR) des sites et sols pollués. Les rapports associés documentent les gammes possibles des données d'entrée et permet l'alimentation argumentée de l'analyse des incertitudes (Ineris, 2012, Ineris, 2015a, Ineris, 2015b, Ineris, 2017b, Ineris, 2017c).

Des études ont été réalisées pour déterminer les distributions des paramètres d'entrée des modèles et l'influence de ceux-ci. Le RIVM a proposé les distributions statistiques de paramètres clés (perméabilité des sols à l'air, hauteur de la zone capillaire...) en fonction du type de sol théorique (selon des triangles de textures), ou des substances étudiées (solubilité, pression de vapeur) (RIVM, 2008). Ce type d'étude permet de prendre conscience de l'influence de ces paramètres et de leur importance sur le résultat final.

Sans présenter la sensibilité des paramètres d'entrée des modèles actuellement disponibles, il est toutefois important d'attirer l'attention sur les paramètres sensibles de deux modèles analytiques couramment utilisés en France pour la modélisation du transfert des vapeurs du sous-sol dans l'air intérieur d'un bâtiment.

Plusieurs documents sont actuellement disponibles sur le sujet : Ineris, 2005b RIVM, 2006, RIVM, 2008, US-EPA, 2004.

L'US-EPA dans le tutoriel du modèle de Johnson et Ettinger propose un tableau récapitulatif des incertitudes et de la sensibilité des paramètres-clés pour le modèle de transfert de vapeur (US-EPA, 2004) (voir extrait en annexe 5). Une hiérarchisation des paramètres les plus sensibles des modèles Volasoil et Johnson et Ettinger a été également faite par le RIVM à l'aide d'un outil mathématique, le coefficient de régression normalisé (CRN). Cet exemple a été pris pour un bâtiment de plain-pied (« slab-on-grade »), reposant sur des sables avec un aquifère impacté au tétrachloroéthylène.

Ces résultats ne sont pas extrapolables en l'état à toute autre situation, mais ils mettent en lumière les paramètres sur lesquels l'évaluateur devra porter son attention lors de la phase de modélisation. L'annexe 4 reprend la sensibilité des paramètres les plus courants utilisés dans le cadre d'une modélisation.

Tableau 29 : Répartition des paramètres selon leur sensibilité dans le cas « dalle sur sol » (slab-on-grade) testés dans l'étude du RIVM, 2008

Sensibilité	VOLASOIL et J&E	VOLASOIL	J&E
Sensibilité élevée	Température du sol Taux de ventilation Solubilité de la substance Concentration en polluant dans la nappe Pression de Vapeur de la substance Volume de l'espace intérieur	Profondeur de la nappe souterraine Viscosité de l'air Différence de pression entre le sol et l'air intérieur (ΔP) Surface de la pièce Perméabilité à l'air du sol	Perméabilité à l'air du sol Volume de la fraction solide Flux de vapeurs vers l'intérieur
Sensibilité modérée			Profondeur de la nappe souterraine Viscosité de l'air Différence de pression entre le sol et l'air intérieur (ΔP) Surface de la pièce Périmètre de la pièce (**) Epaisseur des fissures de la dalle (**)
Sensibilité faible	Hauteur de la frange capillaire Epaisseur de la dalle Coefficient de diffusion dans l'air	Porosité à l'air Volume de la fraction solide Nombre de fissures de la dalle (*)	Distance entre les fondations et la dalle Densité du sol Porosité totale du sol

(*) : Paramètre non applicable pour le modèle J&E

(**) : Paramètre non applicable pour le modèle VOLASOIL

Ainsi, au vu de cet exemple, et ce quel que soit le modèle utilisé, il apparaît pertinent de disposer de paramètres spécifiques au site dès lors que leur sensibilité est élevée. A minima, dans le cas d'une modélisation du transfert des vapeurs dans un bâtiment, les paramètres physico-chimiques des sols du site à déterminer sont les suivants :

- granulométrie des horizons à l'interface d'un bâtiment pour renseigner les porosités à l'air et à l'eau des sols et par conséquent la perméabilité des sols aux vapeurs ;
- teneur en carbone organique (foc) – ce paramètre renseigne sur la mobilité des substances par leur affinité avec la matière organique naturellement présente dans les sols.

De même, les paramètres renseignant les caractéristiques du bâti doivent être les plus spécifiques possible. Ces paramètres sont :

- le taux de renouvellement d'air – variable en fonction de l'usage du bâti (logement, bureaux, atelier) mais aussi des conditions météorologiques (vent, pression atmosphérique) ;
- le volume et la surface de la pièce dans laquelle est modélisé le transfert ;
- la profondeur du sous-sol (le cas échéant) ;
- la différence de pression entre le sol et l'intérieur du bâti – variable en fonction des saisons (notamment en cas de chauffage) mais aussi des conditions météorologiques (vent, pression atmosphérique) ;
- l'épaisseur de dalle et sa qualité.

Le tableau 30 récapitule les incertitudes liées aux modèles de transfert. Il est ainsi rappelé qu'il revient à l'évaluateur de connaître les plages de validité des modèles utilisés ainsi que ses limites et de rappeler à chaque étape les hypothèses retenues et les incertitudes associées.

Tableau 30 : Réduction des incertitudes lors de la phase de modélisation des transferts

Objectifs	Niveaux d'incertitudes associées	Moyens pour réduire les incertitudes
Recourir à des modèles de transferts les plus réalistes possibles vis-à-vis de la situation étudiée	-	Connaitre les plages de validité des modèles utilisés
	-/+	Connaitre les caractéristiques physiques du sol et de la nappe
	-/+	Connaitre les paramètres du bâtiment (ventilation, dimension, type de dalle, distance entre les fondations et la dalle)
	+	Déterminer le flux de polluants depuis les milieux profonds jusqu'au milieu d'exposition

Légende : Faible incertitude « - » Incertitude moyenne « -/+ » Forte incertitude « + »

Le tableau suivant récapitule les incertitudes et les moyens à mettre en œuvre sur l'étape d'évaluation des expositions.

Tableau 31 : Réduction des incertitudes lors de la phase d'évaluation des expositions

Objectifs	Niveaux d'incertitudes associées	Moyens pour réduire les incertitudes
Evaluer les expositions	+ -/+ -/+	Recourir aux modèles de transfert les plus réalistes possibles Construire des scénarios d'exposition réalistes en termes de typologie de population de fréquence d'exposition Alimenter les scénarios avec des paramètres d'exposition réalistes

Légende : Faible incertitude « - » Incertitude moyenne « -/+ » Forte incertitude « + »



Exemple : Une modélisation est requise pour évaluer les transferts et donc les concentrations en substances volatiles dans les futurs bâtiments.

Les transferts de vapeurs sont dépendants des paramètres physico-chimiques des substances. Les valeurs correspondantes peuvent être extraites du Portail Substances Chimiques (<https://substances.ineris.fr/fr/>).

Pour chaque substance, plusieurs paramètres doivent être renseignés en fonction du modèle utilisé pour modéliser les transferts de substances à partir des « sources » vers les milieux d'exposition, tels que la masse molaire, la pression de vapeur, le coefficient de partage carbone organique/eau, le coefficient de partage octanol/eau (*K_{ow}*), la diffusivité dans l'air, la diffusivité dans l'eau, la solubilité dans l'eau, la constante de Henry, la température d'ébullition.

Dans notre cas d'étude, le tétrachloroéthylène a été pris en exemple. Plusieurs points ont été investigués sur le site et les concentrations susceptibles d'être retenues sont résumées dans le tableau ci-après. Par souci de représentativité, une gestion par zone a été retenue.

Tétrachloroéthylène		mg/kg
Valeur maximale sur l'ensemble du site		3,5
Valeur moyenne sur l'ensemble du site		1,6
Valeur médiane sur l'ensemble du site		1,6
Valeur 90 ^{ème} percentile sur l'ensemble du site		2,6
Zone sud	Valeur maximale	3,5
	Valeur moyenne	1,9
	Valeur médiane	1,6
	90 ^{ème} percentile	1,7
Valeur couche profonde	Valeur maximale	3,5
	Valeur moyenne	1,4
	Valeur médiane	1,1
	90 ^{ème} percentile	2,4

Ainsi, pour déterminer la concentration potentielle dans les bâtiments qui seront construits dans la zone sud du site, une modélisation à partir de la concentration maximale retrouvée dans cette zone a été retenue pour le tétrachloroéthylène soit 3,5 mg/kg.

Le bâtiment envisagé est un bâtiment de plain-pied sur 2 étages qui va accueillir des bureaux et un entrepôt d'environ 5 000 m². La couche de remblais va être arasée pour construire les fondations. Le sol en contact avec ces fondations va donc être le sol de la couche profonde (type limoneux). La dalle du bâtiment fera 20 cm d'épaisseur. Une hauteur sous plafond de 2,5 m a été retenue, conformément au plan proposé par l'aménageur. Le taux de renouvellement d'air a été considéré égal à 0,5 vol/h, en l'absence de précision sur la valeur réelle. Les dimensions du bâtiment ont été estimées en fonction des plans proposés : 50 m par 100 m.

Les incertitudes concernant les caractéristiques du bâtiment sont relativement faibles et n'engendrent pas de réelles interrogations sur les paramètres à retenir. Cependant, dans certains cas, l'absence de plan précis du futur aménagement conduit à faire des choix majorants permettant de couvrir un grand nombre de cas possible.

Tableau 32 : Récapitulatif des incertitudes associées à la modélisation des transferts de vapeurs depuis les sols vers l'air intérieur de bâtiments :

Objectifs	Niveaux d'incertitudes associées
Prise en compte des caractéristiques du sol dans la modélisation	-
Prise en compte des caractéristiques des bâtiments	-
Prise en compte des concentrations sous le bâtiment	-/+
Etablissements de la liste des substance retenues pour l'étude	-
Prise en compte des paramètres physico-chimiques des substances retenues	-

Légende : Faible incertitude « - » Incertitude moyenne « -/+ » Forte incertitude « + »

8.3 Caractérisation du risque

8.3.1 Quantification du risque

La quantification du risque consiste à croiser la toxicologie (VTR) et les expositions (doses journalières d'exposition ou concentrations d'exposition) établies à partir de l'identification des dangers du site. Cette phase aboutit à la phase de quantification d'un niveau de risques potentiels encourus par les populations du fait de la contamination des milieux d'exposition (exprimé par des quotients de danger ou des excès de risque individuel).

Les incertitudes liées à cette phase finale de l'évaluation des risques sont donc directement liées aux incertitudes qui ont été identifiées en amont. Il est donc indispensable de bien les identifier pour définir les mesures de gestion en adéquation avec ces dernières. Il est également indispensable que les dossiers présentent clairement une analyse des incertitudes dans la mesure du possible quantitative, à défaut qualitative. La quantification du risque pour les effets à seuil peut se faire en sommant tous les quotients de danger de toutes les substances retenues pour un premier niveau d'approche ou en additionnant les QD des substances provoquant le même effet sur le même organe (organes-cibles) dans un second temps.

Pour cette méthode de quantification du risque, l'évaluateur doit déterminer la liste exhaustive des substances ayant un effet sur un même organe cible (foie, reins, cerveau, os, tube digestif, système nerveux central, système nerveux périphérique...).

La difficulté de la méthode repose sur la détermination de cette liste :

- Soit les organes cibles d'une substance donnée sont déterminés en se basant sur l'effet sur lequel la VTR a été construite (premier effet qui apparait pour une exposition faible à une substance donnée),
- Soit la liste des organes cibles est arrêtée en utilisant les profils toxicologiques complets de la substance (fiches Ineris de données environnementales et toxicologiques⁴, les profils toxicologiques de l'ATSDR ou de l'OMS). Dans ce cas, le profil toxicologique doit être approfondi par un expert toxicologue pour aboutir à une liste exhaustive des organes potentiellement impactés par l'exposition à une substance donnée.

En conséquence, la valeur numérique issue de l'EQRS ne peut se suffire à elle-même pour caractériser une situation et orienter les décisions sanitaires/environnementales adéquates et pertinentes. En effet, la valeur numérique comparée uniquement aux valeurs seuils fixées dans le

⁴ <http://www.ineris.fr/substances/fr/>

cadre des outils méthodologiques⁵ n'a de sens que si elle est mise en perspective vis-à-vis du contexte de gestion.

8.3.2 Hiérarchisation des voies d'exposition et des substances contribuant significativement aux risques

L'analyse des contributions est mise en œuvre dans le cadre d'une exposition multimédia. Elle vise à repérer les voies d'exposition prépondérantes parmi toutes les voies d'exposition étudiées pour chacune des substances retenues en considérant son effet toxique (effet avec ou sans seuil).

Une fois que la voie d'exposition prépondérante est identifiée, il convient de s'assurer que toutes les incertitudes sont identifiées et leur impact sur le résultat final maîtrisé.

Pour chacune des substances retenues dans l'étude, quels que soient leurs effets (à seuil ou sans seuil), les voies d'exposition induisant le plus de risque sont identifiées. Ce travail permet de cibler les mesures de gestion à mettre en œuvre en fonction des voies d'exposition les plus problématiques. Dans certains cas, un affinage des paramètres peut être requis.

En fonction des attentes, une présentation simplifiée peut être proposée (proportion entre les différentes voies d'exposition et principales substances contributives) ou une version plus détaillée.

Le rendu de ce type d'analyse des contributions peut se faire par des tableaux ou par des graphiques. Ces représentations graphiques apportent en lisibilité et aident à mieux mettre en évidence les points pour lesquels les contributions sont les plus importantes (substances, voie d'exposition).

Ainsi, même sans réponse quantitative à des points particulièrement incertains, le fait d'apporter des informations complémentaires et de justifier et de discuter les choix qui ont été réalisés tout au long de l'étude permet d'apporter certaines réponses et de montrer les points ayant une influence non négligeable sur le résultat final. Ces points devront être appuyés et mis en lumière si nécessaire.

Le tableau suivant récapitule les incertitudes et les moyens à mettre en œuvre sur l'étape de caractérisation du risque.

Tableau 33 : Réduction des incertitudes lors de la phase de caractérisation du risque

Objectifs	Niveaux d'incertitudes associées	Moyens pour réduire les incertitudes
Caractérisation du risque	-/+	Quantifier le risque par la méthode la plus pertinente (somme totale ou par organe cibles)
	-	Hiérarchiser les voies d'exposition
	+	Identifier de manière claire les points les plus incertains dans le calcul de risque en réalisant une étude solide des incertitudes

Légende : Faible incertitude « - » Incertitude moyenne « -/+ » Forte incertitude « + »

⁵ Indice de risque de 1 pour les substances à effet avec seuil et excès de risque individuel de 10⁻⁵ pour les substances à effet sans seuil

9. Le Plan de Conception des Travaux (PCT)

Le plan de conception des travaux (PCT) a été introduit lors de la mise à jour de la méthodologie de gestion des sites et sols pollués en 2017. Un guide méthodologique sur les modalités de rédaction d'un tel document a été publié (MTES, 2019).

Le PCT a pour but de faire le lien entre le plan de gestion et les travaux de réhabilitation. Il est réalisé à l'issue du plan de gestion sur la base des éléments de gestion de ce dernier. Les incertitudes obtenues à l'issue du Plan de Gestion sont donc directement celles du PCT au début de la démarche.

Le PCT doit contenir une étude d'avant-projet comprenant :

- Des essais de faisabilité ;
- Une éventuelle ARR si celle du PG n'est plus d'actualité.

Les différents types d'essais qui peuvent être mis en œuvre sont une analyse de caractérisation préalable (E1), des essais d'orientation (E2), des essais d'évaluation des performances (E3). Ils permettent d'affiner une stratégie de dépollution en tenant compte des objectifs de dépollution.

Les éléments de construction du PCT doivent conduire à identifier d'une part une stratégie de gestion mais également les éléments d'incertitude des outils et techniques qui vont être mis en place.

Le PCT a pour but de limiter au maximum les possibilités de dérive au moment des travaux de réhabilitation. Il permet d'anticiper les incertitudes sur les futurs travaux de réhabilitation et de les sécuriser. Ainsi les incertitudes qui pourraient être identifiées au moment du PCT doivent être connues ainsi que les limites et incertitudes associées aux essais réalisés et aux futurs travaux. Elles permettent ainsi d'évaluer les risques d'échec et sont précisées au donneur d'ordre afin de faciliter les décisions qui peuvent en découler.

Au cours des essais qui sont menés dans le cadre du PCT, une vigilance particulière est de mise, afin de vérifier les évolutions du projet et d'adapter à chaque nouvelle situation, la position à adopter. Cette adaptation limite les incertitudes potentiellement identifiées.

Dans le cadre du plan de conception des travaux, des calculs de risques peuvent être réalisés. Les incertitudes inhérentes à cette phase sont les mêmes que les calculs de risque soient développés dans le cadre du plan de gestion ou dans celui du Plan de conception des travaux (voir § 8).

Le PCT aborde également des aspects connexes à la technique de traitement et à la mise en œuvre du scénario de gestion.

Enfin, le recours à un essai pilote sur site ou en laboratoire est courant dans le cadre d'un PCT et est un moyen efficace pour réduire les incertitudes sur les résultats attendus des techniques de réhabilitation à mettre en œuvre.

Le tableau suivant récapitule les objectifs de la phase de plan de conception des travaux et les moyens pour limiter les incertitudes quant aux résultats de cette phase.

Tableau 34 : Réduction des incertitudes lors de la phase de plan de conception des travaux

Objectifs	Niveaux d'incertitudes associées	Moyens pour réduire les incertitudes
Identifier les paramètres sujets à incertitude des travaux de réhabilitation envisagés	+	Tenir compte des éléments spécifiques au site du PG S'appuyer sur les guides méthodologiques Dérouler la méthode proposée d'essais dans le guide PCT
Gérer les nuisances du chantier (poussières, bruit, odeur, vibrations...), les effluents liquides et ou gazeux, et les déchets de chantier	-/+	Réaliser des études robustes en amont de cette étude Bien connaître le matériel utilisé. Être vigilant en cas d'apparition d'évènements non prévus (écart par rapport à ce qui a été calculé, prévu...) Pouvoir adapter rapidement les orientations à prendre en fonction des aléas
Gérer les contraintes susceptibles d'être rencontrées (géotechniques, accès et organisation générale des travaux : espace et utilités disponibles, co-activité éventuelle, etc.)	-/+	Tenir compte des éléments du PG et de la spécificité du site
Mettre en place des mesures de sécurité des opérateurs et éventuels intervenants extérieurs (en tenant compte de l'élaboration des documents administratifs adéquats)	-	Respect des procédures du droit du travail

Légende : Faible incertitude « - » Incertitude moyenne « -/+ » Forte incertitude « + »

10. Conclusion

Les incertitudes sont inhérentes à la méthodologie de gestion des sites et sols pollués. La mise en lumière des différentes incertitudes soulevées tout au long du processus permet une mise en perspective indispensable des résultats numériques et des décisions de gestion qui en résultent.

Il revient donc à l'évaluateur en charge de l'étude de veiller à identifier à chacune des étapes les sources d'incertitudes et leur impact sur le résultat final. Cette démarche doit être faite en toute transparence. La prise en compte des incertitudes ne relève pas d'une méthode unique et universelle.

Cette analyse peut se décomposer en deux étapes successives :

- une analyse qualitative des incertitudes. Elle vise à identifier les incertitudes et à apprécier leur impact sur le résultat final de l'étude au travers des tendances de surestimation et de sous-estimation (analyse de sensibilité). A l'issue de cette première analyse de sensibilité, s'il s'avère que les incertitudes identifiées ne sont pas de nature à influencer significativement les conclusions de l'étude, alors il n'est pas nécessaire de poursuivre l'analyse ;
- si des paramètres affichent des incertitudes élevées (cf. annexe 4), il convient de procéder à une analyse quantitative de l'influence des paramètres sur les conclusions de l'étude.

Aussi, la partie dédiée aux incertitudes et aux choix qui ont été faits tout au long de la démarche permet de s'assurer que le résultat bien que probablement « incertain » soit suffisamment argumenté et transparent pour que les décisions qui vont en découler soient les plus pertinentes possibles. Si les incertitudes apparaissent trop fortes à ce stade, il est nécessaire de retravailler certaines étapes de la démarche pour affiner les estimations. L'acquisition de nouvelles données de terrain peut être une solution pour réduire les incertitudes liées à certains paramètres jugés sensibles.

Il appartient ainsi à l'évaluateur de l'étude :

- d'argumenter toute étape simplificatrice et de justifier les choix de tous les paramètres qu'ils soient issus des investigations de terrain, de la littérature ou bien des valeurs par défaut proposées par les modèles ;
- d'évaluer l'influence de ses choix sur le résultat final et d'en discuter dans un paragraphe dédié. Dans le cadre d'un plan de gestion ou d'une interprétation de l'état des milieux, les incertitudes devront être abordées tout au long de la démarche. Elles sont récapitulées dans un paragraphe spécifique concluant sur les éventuelles études complémentaires à réaliser pour lever ces incertitudes. Il en est de même à l'issue d'une évaluation des risques sanitaires pour laquelle chacune des étapes fait l'objet d'une analyse/discussion ;
- d'anticiper autant que possible la gestion des points les plus sensibles, à savoir ceux pouvant faire basculer la position du décisionnaire final ;
- de conclure quant au résultat obtenu à l'issue de son étude et de le mettre en perspective par rapport aux enjeux environnementaux, sanitaires et sociétaux du site, connus au moment de la rédaction.

11. Bibliographie

ADEME-Ineris (2012). "BAPPET." from <http://ssp-infoterre.brgm.fr/bappet-teneurs-en-etm-des-plantes-potageres>.

ADEME-Ineris (2015). "BAPPOP." from <http://ssp-infoterre.brgm.fr/bappop-contamination-plantes-potageres-molecules-organiques>.

ADEME-IRSN (2003). CIBLEX : banque de données de paramètres descriptifs de la population française au voisinage d'un site pollué.

ADEME (2008). Traitabilité des sols pollués, Guide méthodologique pour la sélection des techniques et l'évaluation de leurs performances Angers, Agence de l'Environnement et de la maîtrise de l'Energie: 124 p.

ADEME (2018a). Guide pour la détermination des valeurs de fonds dans les sols - échelle d'un territoire. Groupe de travail sur les valeurs de fonds: 112 p.

ADEME (2018b). Guide pour la détermination des valeurs de fonds dans les sols - échelle d'un site Groupe de travail sur les valeurs de fonds: 107 p.

AFNOR (2013). Qualité de l'eau : Estimation de l'incertitude de mesure basée sur des données de validation et de contrôle qualité. NF ISO 11352. La plaine Saint Denis, AFNOR.

AFNOR (2019). Qualité du sol : Evaluation de l'exposition humaine par ingestion de sol et de matériaux de sol - mode opératoire pour l'estimation de la bioaccessibilité/biodisponibilité pour l'homme de métaux dans le sol. NF ISO 17924. La plaine Saint Denis, AFNOR.

BRGM (2005). Projet IREA - Traitement des incertitudes en évaluation des risques d'exposition, BRGM, BRGM/RP 54099-FR. 192 p.

BRGM (2010). Quelles techniques pour quels traitements - Analyse Coûts-bénéfices. Orléans, BRGM/RP-58609-FR. 403 p.

BRGM (2018). "BD ACTIVIPOLL." from <http://ssp-infoterre.brgm.fr/bd-activipoll>.

C. Hulot, G. G., B. Hazebrouck, A. Thiam, F. Marot (2010). Transfer of volatile compounds from soil: Comparison between predictions and field measurements with different models; development of the volasoil model for a depleting source, Consoil.

DGS/DGPR (2014). Note d'information d° DGS/EA1/DGPR/2014/307 du 31 octobre 2014 relative aux modalités de sélection des substances chimiques et de choix de valeurs toxicologiques de référence pour mener les évaluations des risques sanitaires dans le cadre des études d'impacts et de la gestion des sites et sols pollués. paris: 8 p.

Ineris-BRGM (2016). Guide pratique pour la caractérisation des gaz du sol et de l'air intérieur en lien avec une pollution des sols et/ou des eaux souterraines. Verneuil en Halatte, Orléans, Institut

national de l'environnement industriel et des risques, Bureau de recherches géologiques et minières, RP-65870-FR , Ineris-DRC16-156183-01401A. 216 p.

Ineris-InVS (2012). Quantités de terre et poussières ingérées par un enfant de moins de 6 ans et bioaccessibilité des polluants - Etat des connaissances et propositions. Verneuil en Halatte, Saint Maurice, Institut national de l'environnement industriel et des risques, Institut national de veille sanitaire: 83 p.

Ineris (2005a). Analyse de la sensibilité et de l'incertitude liées au modèle d'exposition de l'homme aux substances chimiques (EUSES) - module d'exposition de l'homme via l'environnement. Verneuil en Halatte, Institut national de l'Environnement industriel et des Risques, INERIS-DRC/ERSA/RBn-67645/166. 97 p.

Ineris (2005b). Etudes des modèles d'évaluation de l'exposition et des risques liés aux sols pollués - Modélisation du transfert de vapeurs du sous-sol ou du vide sanitaire vers l'air intérieur. Verneuil en Halatte, Institut National de l'Environnement industriel et des Risques, INERIS DRC-05-57278-DESP/R03a. 17 p.

Ineris (2009). Incertitudes liées à la modélisation de la contamination de l'environnement et de l'exposition : modèles multimédia. EHESP, Bonnard.

Ineris (2010a). Amélioration des méthodes d'estimation prospective de l'exposition des populations due à une source de pollution locale EHESP, R. Bonnard.

Ineris (2010b). Jeux d'équations pour la modélisation des expositions liées à la contamination d'un sol ou aux émissions d'une installation industrielle. Verneuil en Halatte, Institut national de l'environnement industriel et des risques, INERIS-DRC-08-94882-16675B. 250 p.

Ineris (2010c). Mise à disposition et diffusion des outils de l'INERIS pour la modélisation des expositions liées à une source de pollution locale Verneuil en Halatte, Institut national de l'environnement industriel et des risques 86 p.

Ineris (2012). Paramètres d'exposition des animaux terrestres pour le module « Animaux terrestres » du modèle MODUL'ERS. Verneuil en Halatte, Institut national de l'environnement industriel et des risques INERIS-DRC-12-125927-09778A. 32 p.

Ineris (2015a). Coefficients de transfert des éléments traces métalliques vers les plantes, utilisés pour l'évaluation de l'exposition - Application dans le logiciel MODUL'ERS. Verneuil en Halatte, Institut national de l'environnement industriel et des risques INERIS-DRC-17-163615-01452A. 35 p.

Ineris (2015b). Paramètres physico-chimiques des substances prédéfinies dans le logiciel MODUL'ERS. Verneuil en Halatte, Institut national de l'environnement industriel et des risques INERIS-DRC-15-149181-04282A. 78 p.

Ineris (2017a). Caractérisation de l'état des milieux sols, eaux et végétaux dans l'environnement des installations industrielles - utilisation de l'environnement local témoin, INERIS-DRC-15-151883-01265B. 54 p.

Ineris (2017b). Paramètres d'exposition de l'homme du logiciel Modul'ERS. Verneuil en Halatte, Institut national de l'environnement industriel et des risques INERIS-DRC-14-141968-11173C. 52 p.

Ineris (2017c). Paramètres de transfert des polychlorodibenzodioxines, polychlorodibenzofurannes et des polychlorobiphényles, utilisés pour l'évaluation de l'exposition de l'expositon - application dans le logiciel MODUL'ERS. Verneuil en Halatte, Institut national de l'environnement industriel et des risques INERIS-DRC-116159776-09593A. 78 p.

Ineris (2019). Modeles 1-D pour le transfert des vapeurs des sols vers l'air intérieur - Etat de l'art, limites et proposition d'amélioration INERIS. Verneuil en Halatte, Institut national de l'environnement industriel et des risques DRC19-180758-05145A. 42 p.

Infoterre (2020). "Infoterre." from <http://infoterre.brgm.fr/>.

MEDD (2007). La visite de site. Paris, Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, V0. 38 p.

MTES (2017). Méthodologie nationale de gestion des sites et sols pollués. Paris, Ministère de la transition écologique et solidaire 128 p.

MTES (2019). Guide méthodologique relatif au Plan de Conception des Travaux (PCT). Paris Ministère de la transition écologique et solidaire 45 p.

RIVM (2006). Validation of the VOLASOIL model using air measurements from Dutch contaminated sites Concentrations of four chlorinated compounds. Bilthoven, RIVM, 711701041. 68 p.

RIVM (2008). Site-specific human risk assessment of soil contamination with volatile compounds. Bilthoven, RIVM, 711701049. 142 p.

Traverse S., A. C., Casal A., Cessac C., Collignan B., Côme J.M., Dabonneville M., Desrousseau M., Grasset M., Hulot C., Paccoud C., Powaga E., Raoust M. (2017). Projet Baticov - Mesures constructives vis-à-vis des pollutions volatiles du sol. Etat des lieux et axes d'amélioration de la programmation à l'exploitation des bâtiments. APR GESIPOL - 2014. Angers, ADEME: 92 p + Annexes.

Traverse S., S. G., Chastanet J., Hulot C., Perronnet K., Collignan B., Cotel S., Marcoux M., Côme J.M., Correa J., Gay G., Quintard M., Pepin L. (Novembre 2013). Projet FLUXOBAT, Evaluation des transferts de COV du sol vers l'air intérieur et extérieur. Guide méthodologique.: 257 p.

US-EPA (2004). User's Guide for Evaluating Subsurface vapor Intrusion into Buildings. Washington, D. C., U.S. Environmental Protection agency: 120 p.

US-EPA (2011). Exposure Factors Handbook 2011 Edition (Final Report). Washington, DC, U.S. Environmental Protection Agency, EPA/600/R-09/052F. 1436 p.

12. Liste des annexes

- Annexe 1 : Approches envisagées pour l'échantillonnage des sols
- Annexe 2 : Exemples de distributions de probabilité suivant des distributions classiques de type uniforme, triangulaire, normale ou log-normal
- Annexe 3 : Approche déterministe/probabiliste : évaluation du risque sanitaire pour deux substances dans le cadre d'une exposition multimédia (Ineris, 2005a)
- Annexe 4 : Tableau synthétique de l'analyse de la sensibilité relative aux principales sources d'incertitudes
- Annexe 5 : Extrait du tutoriel de Johnson et Ettinger (US-EPA, 2004) : incertitude et sensibilité des paramètres clé pour la modélisation du transfert de vapeur

Annexe 1 : Approches envisagées pour l'échantillonnage des sols

En fonction des études documentaires et des moyens à mettre en œuvre, plusieurs approches sont envisagées :

- Les approches non probabilistes qui s'appuient sur les études documentaires identifiant les points chauds et en fonction de l'éloignement des sources identifiées, l'extension de la pollution. Cette démarche réduit le nombre de points réalisés en se basant sur une étude documentaire solide. En cas de doute, des points complémentaires sont réalisés. Cette méthode ne permet pas de lever les incertitudes sur l'intégralité du site mais juste sur les points chauds identifiés lors de l'étude documentaire.

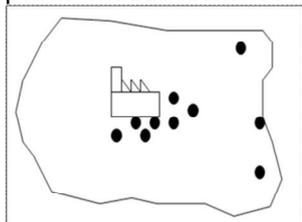


Figure 5 : Approche non probabiliste : Echantillonnage de jugement ou préférentiel

- Les approches probabilistes permettent la réalisation d'échantillonnages aléatoires simples ou échantillonnages systématiques. Ces méthodes donnent une bonne idée de la répartition spatiale des concentrations mais conduisent à la réalisation d'un nombre élevé d'échantillons directement fonction du niveau d'incertitude recherché. Cette méthode systématique ou aléatoire ne permet pas de caractériser avec précision les points chauds identifiés. Tout le site est traité de la même manière.

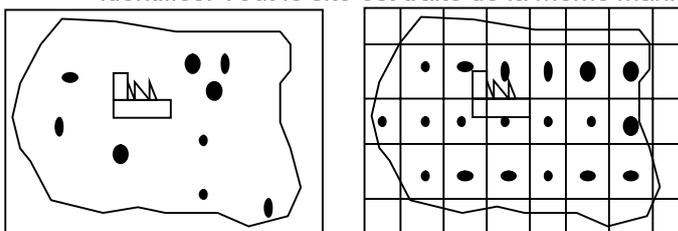


Figure 6 : Échantillonnages aléatoire simple et systématique

- Les approches par zone permettent de combiner les différentes approches en tenant compte de la variabilité spatiale de la contamination. Cette démarche donne une estimation plus précise de la concentration moyenne dans chaque zone.

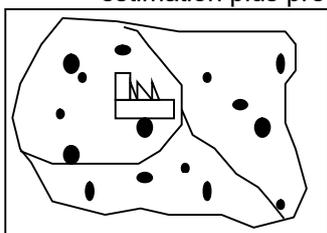


Figure 7 : Échantillonnage aléatoire stratifié

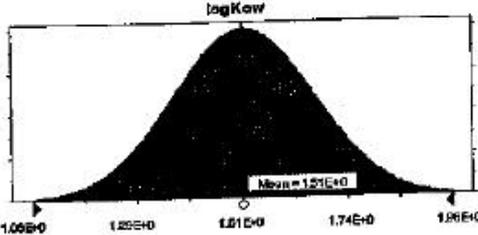
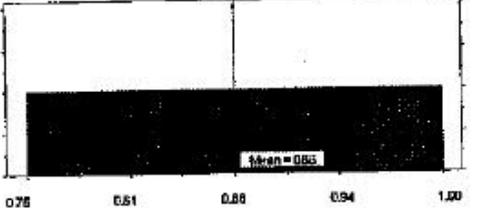
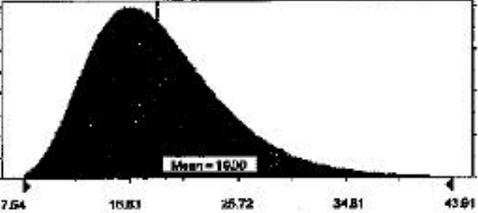
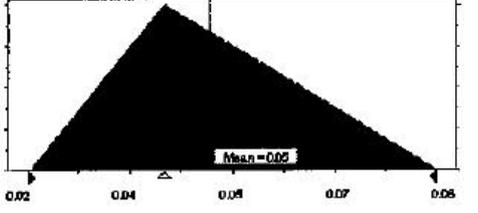
Ainsi, afin de lever les incertitudes liées à l'hétérogénéité d'un site, une ou plusieurs méthodes d'échantillonnage est mise en œuvre en fonction de l'historique du site et des zones identifiées lors des premières phases documentaires. La recherche de points chauds peut se faire par un maillage resserré, leur confirmation par une approche non probabiliste. Cette démarche limite les incertitudes si les études documentaires sont suffisantes. La caractérisation des zones moins documentées (non connues pour être des points chauds) peut se faire selon un maillage plus lâche voire quelques points lorsque la zone est supposée non contaminée.

Annexe 2 : Exemples de distributions de probabilité suivant des distributions classiques de type uniforme, triangulaire, normale ou log-normal

Les distributions sont généralement obtenues lorsque que le niveau d'information relatif au paramètre est considéré comme « riche », c'est-à-dire suffisant pour élaborer de telles distributions. L'origine des données est souvent issue de la littérature, de banques de données ou parfois de données acquises sur le terrain.

Le Tableau 35 illustre les différentes distributions de probabilité retenues dans l'analyse de la sensibilité et de l'incertitude dans le cadre du modèle EUSES (Ineris, 2005a) – les sources retenues sont explicitées dans le document original.

Tableau 35 : Cas de distributions de probabilité

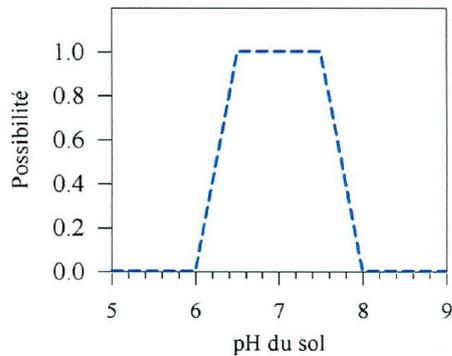
Distribution de probabilité	Paramètre
	Distribution normale du log Kow pour le 2-butoxyéthanol acétate $N(1,51 ; 1,5 \cdot 10^{-1})$
	Distribution uniforme des fractions de particules inhalables (Fresp) $U(0,75 ; 1)$
	Distribution lognormale pour le paramètre Volume d'air inhalé par jour (lHair): $L(19 ; 5,7)$
	Distribution triangulaire pour le paramètre Consommation journalière de poisson (lHfish): $T(0,04 ; 0,02 ; 0,08)$

Notation adoptée pour la définition des distributions statistiques :

- $U(I ; S)$ désigne une distribution uniforme de borne inférieure I et de borne supérieure S ;
- $T(P ; I ; S)$ désigne une distribution triangulaire ayant pour valeur la plus probable P, pour borne inférieure I et pour borne supérieure S ;
- $N(M ; ET)$ désigne une distribution normale de moyenne M et d'écart-type ET ;
- $L(M ; ET)$ désigne une distribution lognormale de moyenne M et d'écart-type ET.

Les distributions de possibilité reposent sur la définition des deux intervalles : le noyau et le support. Cette distribution associe un niveau de vraisemblance (de possibilité) situé entre 0 (impossible) et 1 (vraisemblable), à différents intervalles de valeurs pour le paramètre retenu. A l'intervalle de valeurs jugé le plus vraisemblable – intervalle correspondant au noyau de la distribution – est attribuée la possibilité de 1. La possibilité de 0 est attribuée aux valeurs situées en dehors du second intervalle qui correspond au support de la distribution.

Exemple du pH du sol



Pour cet exemple, il est estimé que les valeurs de pH de sol se situent vraisemblablement entre 6,5 et 7,5 (on appelle cet intervalle le noyau de la distribution de possibilité). En dehors de l'intervalle [6-8], il est estimé que les valeurs sont « invraisemblables ». Cet intervalle qui contient les valeurs dont la vraisemblance est supérieure à 0. Il s'agit du support de la distribution de possibilité (BRGM, 2005)

Ces distributions possibilistes sont généralement obtenues lorsque que le niveau d'information relatif au paramètre est considéré comme « pauvre ».

Annexe 3 : Approche déterministe/probabiliste : évaluation du risque sanitaire pour deux substances dans le cadre d'une exposition multimédia (Ineris, 2005a)

L'exemple repose sur une exposition de l'Homme à deux substances présentant des propriétés lipophiles plus ou moins accentuées (2-méthoxy-2-méthylbutane et 2,3,7,8-TCDD). Les voies d'exposition retenues sont pour les voies directes, l'inhalation de l'air et l'ingestion d'eau ; et pour les voies indirectes, l'ingestion de poisson, de légumes, de viande et de lait. La modalisation des doses totales d'exposition repose sur le modèle EUSES. Le tableau 36 présente les doses d'exposition totales à l'issue d'une approche déterministe et d'une approche probabiliste. Dans cette étude, il apparaît que les deux approches donnent des résultats différents selon la substance considérée : i/ pour le 2-méthoxy-2-méthylbutane : dose totale d'exposition de même ordre de grandeur ; ii/ pour le 2,3,7,8 TCDD : dose déterminée dans l'approche déterministe plus faible que celle déterminée dans l'approche probabiliste d'un facteur 30. Les distributions statistiques de la dose d'exposition totale pour les deux substances sont illustrées dans le tableau 36.

Dans cette étude, il apparaît que le caractère lipophile des substances (pris en compte au travers du logKow dans les équations) est un facteur déterminant du fait du domaine de validité des équations retenues dans le modèle EUSES.

Il est ainsi rappelé aux évaluateurs de s'assurer de la gamme de validité des équations proposées dans un modèle. De plus, dans ce cas d'étude, pour la substance 2,3,7,8-TCDD, l'approche probabiliste met en évidence une distribution étalée de la dose totale d'exposition, qui se traduit par un ratio 90^{ème} percentile/10^{ème} percentile supérieur à un ordre de grandeur (Tableau 36). Ce ratio reflète l'incertitude liée aux coefficients de transfert estimés à partir des équations par défaut proposées par le modèle.

Tableau 36 : Exemple des doses totales d'exposition pour 2 substances selon les approches déterministe/probabiliste sur la base des paramètres par défaut du modèle EUSES et sur la base de distributions statistiques (uniforme, normale, lognormale, triangulaire) des paramètres d'entrée testés

Substance testée	2-méthoxy-2-méthylbutane	2,3,7,8-TCDD
Approche déterministe (a)		
Dose totale d'exposition (kg/kg.j)	3,5.10 ⁻⁹	2,2.10 ⁻¹³
Approche probabiliste (b)		
Dose totale d'exposition (kg/kg.j) - médiane	3,2.10 ⁻⁹	5,2.10 ⁻¹³
Dose totale d'exposition (kg/kg.j) - moyenne	3,5.10 ⁻⁹	6,7.10 ⁻¹²
Ratio 90 ^{ème} percentile/10 ^{ème} percentile issu de la distribution	2,5	127
Percentile de la distribution correspondant à l'estimation ponctuelle (approche déterministe)	70 ^{ème}	33 ^{ème}

Annexe 4 : Tableau synthétique de l'analyse de la sensibilité relative aux principales sources d'incertitudes

Analyse croisée de la sensibilité et des incertitudes (exemple de résultats basés sur le cas d'étude fil conducteur du présent rapport)

Paramètres	Valeurs potentielles retenues dans le calcul de risque	Fourchette de valeurs communément retenue	Niveaux d'incertitude	Sensibilité
SOURCE				
Nature de la pollution	Ensemble des composés organiques détectés dans les différents milieux (eaux, sols et air)	Propre au site L'utilisation de valeurs de la littérature n'est pas pertinente pour ce type de données	<i>Faible à Moyenne</i> en raison du nombre de composés recherchés.	<i>Moyenne</i> , du fait de la variabilité des propriétés physico-chimiques et toxicologiques des différents composés.
Concentrations retenues	Valeurs mesurées lors des campagnes d'investigations dans les différents milieux sol et/ou eaux et/ou air	Propre au site : extrapolation statistique possible en fonction du nombre de valeurs disponibles : Concentrations moyennes Concentrations médianes Concentrations maximales Concentrations 95 ^{ème} percentile	<i>Faible à forte en fonction du nombre de sondages réalisés et des valeurs utilisées pour la suite de la démarche</i>	Élevée. Une augmentation des concentrations à la source augmente de manière proportionnelle le risque (hors saturation de l'air du sol).
Profondeur de la source par rapport au terrain naturel	Valeur mesurée lors des investigations Approche majorante : considérée que la source se trouve juste sous la dalle (transfert air intérieur maximal)	Propre au site	<i>Elevée.</i> Les concentrations des substances retenues dans l'étude sont fonction des profondeurs investiguées	<i>Moyenne.</i> La diminution de la profondeur de la source augmente le taux de transfert entre l'air du sol et l'air au point d'exposition.

Paramètres	Valeurs potentielles retenues dans le calcul de risque	Fourchette de valeurs communément retenue	Niveaux d'incertitude	Sensibilité
VECTEUR				
Volatilisation des vapeurs à travers la dalle bétonnée				
Fraction de carbone organique (foc)	valeur mesurée sur site ou à défaut des valeurs retrouvées dans la littérature	Propre au site Valeurs standards : 0,001 – 0,06 Valeurs MODUL'ERS : non définies par défaut	<i>Moyenne.</i> Il est difficile de mesurer le foc au niveau des sources sols (présence de substances pouvant modifier significativement la valeur) mais des mesures représentatives peuvent être réalisées sur des couches lithologiques proches de celles contaminées	<i>Élevée.</i> Ce paramètre caractérise le transfert du sol vers l'air du sol : plus il est faible, plus le risque est élevé. Sa caractérisation a donc une influence non négligeable sur le résultat final
Porosité totale (n)	Valeur théorique déduite des granulométries réalisées sur la couche de terrain concernée par les sources sols et les couches de terrain au-dessus de ces sources sols	Les données sont disponibles dans la littérature. Le manuel d'utilisation du logiciel de Johnson et Ettinger propose des valeurs en fonction du type de sol comprises entre 0,375 et 0,489 cm ³ /cm ³ Valeurs MODUL'ERS : 0,02	<i>Faible.</i> Valeur estimée sur la base des coupes de sondage réalisées. En cas de couches géologiques multiples, les choix se portent sur les paramètres les plus pénalisants quant au transfert de vapeurs	<i>Moyenne.</i> Une augmentation de la porosité augmente le risque (pour une teneur en eau constante).
Teneur en eau (θ _w)	Valeurs déduites du type de sol	0,05 – 0,22 cm ³ /cm ³ Valeurs MODUL'ERS : 0,02	<i>Faible.</i> Valeur estimée sur la base des coupes de sondage	<i>Moyenne.</i> Une augmentation de la porosité diminue le risque.
Perméabilité à l'air (K _v)	Valeurs déduites du type de sol	10 ⁻⁶ cm ² – 10 ⁻¹² cm ²	<i>Faible.</i> Valeur estimée sur la base des coupes de sondage–	<i>Élevée.</i> Une augmentation de la valeur de perméabilité augmente significativement le risque.

Paramètres	Valeurs potentielles retenues dans le calcul de risque	Fourchette de valeurs communément retenue	Niveaux d'incertitude	Sensibilité
Température du sol (T)	Valeur par défaut retrouvées dans la littérature	10°C Valeurs MODUL'ERS : 283 K soit 10°C	<i>Faible</i> . Valeur globalement constante d'un site à un autre	<i>Faible</i>
Densité volumique du sol (ρ_s)	Valeur déduite du type de sol identifié	1,35 à 1,66 g_{sol}/cm^3_{sol} Valeurs MODUL'ERS : non définies par défaut	<i>Faible</i> . Valeur estimée sur la base des coupes de sondage	
Epaisseur entre la source et les fondations Ls	Valeur propre au site	Variables en fonction du projet envisagé	<i>Faible</i> Estimée à partir des plans du projet envisagé	<i>Moyenne</i> : plus la distance entre la source et les fondations est grande, plus le risque diminue
Taux de transfert d'un étage à un autre		0-100%	<i>Forte</i> : la mesure de ce paramètre n'est pas aisée à mettre en œuvre et dépend de la configuration du bâtiment étudié	<i>Forte</i> : le risque est directement proportionnel à cette valeur
Dispersion des vapeurs à l'extérieur				
Vitesse du vent	1 à 5 m/s	Les valeurs peuvent être propres au site mais peuvent être reprises de la littérature Valeurs MODUL'ERS : non définies par défaut	<i>Faible</i> . Valeur extraite de la rose des vents à la station météorologique la plus proche ou à défaut une valeur retrouvée dans la littérature	<i>Faible</i> : Une diminution de la vitesse du vent augmente les risques calculés.
Longueur de la zone polluée	15 m	Propre au site Valeurs MODUL'ERS : non définies par défaut	<i>Faible</i> . les usagers évolueront sur l'ensemble de la zone contaminée	<i>Elevés</i> . Une augmentation de la longueur de la zone polluée augmente proportionnellement les risques calculés.

Paramètres	Valeurs potentielles retenues dans le calcul de risque	Fourchette de valeurs communément retenue	Niveaux d'incertitude	Sensibilité
Hauteur de respiration	0,2 à 1,7 m	Valeurs communément retrouvées dans la littérature correspondant aux hauteurs de respiration des enfants et des adultes Valeurs MODUL'ERS : de 50 cm à 1,70 m en fonction de la classe d'âge en position debout	<i>Faible</i> . Du fait de la faible différence entre la taille des enfants et des adultes et les usages constatés ou envisagés	<i>Faible</i> : les enjeux sont généralement identifiés dans les projets et en cas d'absence de données
Transfert des vapeurs de l'extérieur vers l'intérieur des espaces modulaires				
Caractéristiques du bâtiment envisagé : surface, nombre de sous-sols, hauteur sous plafond, volume de dilution, existence d'une vide sanitaire ventilé	Valeurs propres au site	Valeur variable en fonction des projets d'aménagement envisagé	<i>Faible</i> . Donnée du projet d'aménagement	<i>Moyenne à élevée</i> : les caractéristiques des bâtiments ainsi que leur positionnement sur le site ont une influence non négligeable sur le risque
Gradient de pression sol/intérieur ΔP	40 g/cm/s ²	0 à 40 g/cm/s Cette valeur est fonction du tirage thermique (chauffage), des conditions de pression atmosphériques (vents...)	Faible	
ENJEUX				
Usagers du site travaillant dans l'espace modulaire	Adultes employés/ visiteurs	Fonction de l'usage futur retenu	<i>Faible</i> . Les taux d'exposition sont basés sur les pratiques habituellement retenues en France pour les enjeux retenus (résidents, travailleurs, adultes, enfants).	<i>Élevée</i> . Les niveaux de risques calculés sont directement proportionnels aux fréquences d'exposition des enjeux identifiés.

La conclusion de ce tableau est l'analyse mono-paramétrique des paramètres les plus sensibles couplés aux incertitudes les plus élevées.

Annexe 5 : Extrait du tutoriel de Johnson et Ettinger (US-EPA, 2004) : incertitude et sensibilité des paramètres clé pour la modélisation du transfert de vapeur

TABLE 6. UNCERTAINTY AND SENSITIVITY OF KEY PARAMETERS FOR THE VAPOR INTRUSION MODEL

Input Parameter	Parameter Uncertainty Or Variability	Shallower Contamination Building Underpressurized	Parameter Sensitivity		
			Deeper Contamination Building Underpressurized	Shallower Contamination Building Not Underpressurized	Deeper Contamination Building Not Underpressurized
Soil Total Porosity (n)	Low	Low	Low	Low	Low
Soil Water-filled Porosity (θ_w)	Moderate to High	Low to Moderate	Moderate to High	Moderate to High	Moderate to High
Capillary Zone Water-filled Porosity ($\theta_{w, cz}$)	Moderate to High	Moderate to High	Moderate to High	Moderate to High	Moderate to High
Thickness of Capillary Zone (L_{cz})	Moderate to High	Moderate to High	Moderate to High	Moderate to High	Moderate to High
Soft Dry Bulk Density (ρ_b)	Low	Low	Low	Low	Low
Average Vapor Flowrate into a Building (Q_{vad})	High	Moderate to High	Low to Moderate	N/A	N/A
Soil Vapor Permeability(K_s)	High	Moderate to High	Low to Moderate	N/A	N/A
Soil to Building Pressure Differential (ΔP)	Moderate	Moderate	Low to Moderate	N/A	N/A
Henry's Law Constant (for single chemical) (H)	Low to Moderate	Low to Moderate	Low to Moderate	Low to Moderate	Low to Moderate
Diffusivity in Air (D_A)	Low	Low	Low	Low	Low
Indoor Air Exchange Rate (ER)	Moderate	Moderate	Moderate	Moderate	Moderate
Enclosed Space Height (H_B)	Moderate	Moderate	Moderate	Moderate	Moderate
Area of Enclosed Space Below Grade (A_B)	Low to Moderate	Low to Moderate	Low to Moderate	Low to Moderate	Low to Moderate
Depth Below Grade to Bottom of Enclosed Space (L_F)	Low	Low	Low	Low	Low
Crack-to-Total Area Ratio (η)	High	Low	Low	Moderate to High	Low to Moderate
Enclosed Space Floor Thickness (L_{crack})	Low	Low	Low	Low	Low

