Agence de Paris

MONTUPET SA

EVALUATION DETAILLEE DES RISQUES

Volet Ressource en Eau

Site de Nogent sur Oise (60)

Rapport Technique

Responsables du projet :

Société ATOS Environnement :

Chef de projet : **Olivier BAGARD**	Visa :
Contrôle Qualité : **Benoît MARECHAL**	Visa :

N° rapport ATOS Environnement : PL-C6011-RT06
Version : 01
Date : **13/07/06**

SOMMAIRE

I. INTRODUCTION 4

II. RESUME DU SUIVI DE LA QUALITE DES EAUX SOUTERRAINES AU DROIT DU SITE 5

II.1. PIEZOMETRIE 5
II.2. ANALYSES DE LA QUALITE DE LA NAPPE 6

III. MODELISATION HYDRODISPERSIVE 7

III.1. HYPOTHESES DE CALCUL 7
III.1.1. Choix des composés et chronique de pollution 7
III.1.2. Géométrie des sources de pollution 8
III.1.3. Caractéristiques des sols et de l'aquifère 9
III.1.4. Orientation des écoulements et cibles potentielles 10
III.1.5. Mode de transport des polluants 11
III.2. DESCRIPTION DU LOGICIEL UTILISE 13
III.3. METHODOLOGIE 13
III.4. RESULTATS 14
III.4.1. Synthèse des données d'entrée 14
III.4.2. Résultats en régime permanent dans le plan XY 14
III.4.3. Courbe de restitution au droit de la cible potentielle 15
III.5. SOLUTION ANALYTIQUE 16
III.5.1. But de la démarche 16
III.5.2. Hypothèses simplificatrices 16
III.5.3. Résultats 17
III.6. SENSIBILITE DES RESULTATS 18
III.6.1. But de la démarche 18
III.6.2. Influence du terme source 18
III.6.3. Influence des paramètres de transport dans l'aquifère 18
III.6.4. Représentativité générale du modèle 19
III.7. COMMENTAIRES ET EXPLOITATION DES RESULTATS 20

IV. CALCUL DE RISQUE SANITAIRE 22

IV.1. RAPPELS DE VULNERABILITE (CIBLES) 22
IV.2. EVALUATION DE LA TOXICITE – CHOIX DES VALEURS TOXICOLOGIQUES DE REFERENCE 22
IV.2.1. Effets sanitaires étudiés 22
IV.2.2. Effets sanitaires à seuil (évaluation des risques dits systémiques ou toxiques) 23
IV.2.3. Effets sanitaires sans seuil 23
IV.2.4. Choix des valeurs de référence 24
IV.2.5. Valeurs toxicologiques de référence pour les effets à seuils 26
IV.2.6. Valeurs toxicologiques de référence pour les effets sans seuils 27
IV.3. CALCUL DE RISQUE 27
IV.3.1. Evaluation des risques relative à l'arrosage de jardin et la consommation de végétaux autoproduits 27
IV.3.2. Résultats du calcul de risques 28
IV.3.3. Analyses des incertitudes sur le calcul de risque 31
IV.3.4. Calcul complémentaire : consommation de fruits et légumes sur site 34

V. CONCLUSIONS 35

ANNEXES 36

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 – Cotes de nivellement des piézomètres et piézométrie, mesurées lors des campagnes de prélèvements 5
Tableau 2 – Estimation des teneurs moyennes en métaux (en µg/l) au droit du site.....8
Tableau 3 – Estimation de la dispersivité longitudinale (α_L) de l'aquifère 11
Tableau 4 – Jeu de paramètres d'entrée du modèle MISP.....14
Tableau 5 – Jeu de paramètres d'entrée du modèle analytique 17
Tableau 6 – Estimation des teneurs en polluants au droit de la cible potentielle retenue.....20
Tableau 7 – Estimation des teneurs en polluants au droit de la cible potentielle retenue.....22
Tableau 8– Choix des Valeur Toxicologiques de Référence (Ingestion) 26
Tableau 9 – Valeurs toxicologiques de référence retenues pour les effets sans seuil.....27
Tableau 10 – Calculs de risque sanitaire relatifs à la consommation de végétaux auto-produits arrosés par l'eau de nappe (puits Jardin) 28
Tableau 11 – Calculs de risque sanitaire relatifs à la consommation de végétaux auto-produits arrosés par l'eau de nappe (puits Jardin) – As à la concentration de la norme de potabilité 29
Tableau 12 – Calculs de risque sanitaire relatifs à la consommation de végétaux auto-produits arrosés par l'eau de nappe (puits Jardin) – Contribution du site à la concentration en As à la cible.....30
Tableau 13 – Calculs de risque sanitaire relatifs à la consommation de végétaux auto-produits arrosés par l'eau de nappe (puits Jardin situés sur le site) 34

I. INTRODUCTION

Dans le cadre de la cessation d'activité des Usines Montupet du Site de Nogent sur Oise (60), une étude de risque sanitaire a été entreprise (dossier ATOS Environnement AEPLB5172). Cette étude a démontré l'existence possible de risques associés à l'utilisation de l'eau de la nappe contaminée par des métaux (Arsenic, Aluminium, Nickel et Plomb) pour l'arrosage de potager et la consommation des fruits et légumes autoproduits.

Ainsi, la société Montupet a mandaté la société ATOS Environnement pour la réalisation d'une campagne de suivi piézomètrique et de qualité de la nappe souterraine de 5 mois afin de disposer de données suffisantes pour la réalisation d'un calcul hydrodispersif et de risque sanitaire pour la consommation de fruits et légumes autoproduits arrosés avec l'eau de la nappe en aval du site.

Les suivis de la nappe sont présentés dans les rapports référencés AEPLC6011-RT01 à RT05.

Le présent document propose les résultats de la modélisation hydrodispersive et du calcul de risque sanitaire associé conformément à la méthodologie nationale éditée par le Ministère en charge de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement (MATE).

II. RESUME DU SUIVI DE LA QUALITE DES EAUX SOUTERRAINES AU DROIT DU SITE

Afin de disposer de données solides pour la réalisation de la modélisation hydrodispersive, une campagne de 5 suivis mensuels de la nappe superficielle au droit de l'usine Montupet a été réalisée entre février et juin 2006.

Nous présentons ici un résumé des résultats de cette série de suivis. Ils sont par ailleurs détaillés dans les rapports AEPLC6011-RT01 à AEPLC6011-RT05.

II.1. PIEZOMETRIE

Le tableau ci-dessous présente la piézométrie de la nappe sur la période étudiée.

Tableau 1 – Cotes de nivellement des piézomètres et piézométrie, mesurées lors des campagnes de prélèvements

Piézomètre	Profondeur de la nappe par rapport à la tête de puits (m)	Altitude de la tête de puits (m relatif)	Altitude de la nappe (m relatif)	Position hydraulique de l'ouvrage
Campagne de mesures du 9 février 2006				
PZ1 bis	2,05	100,00	**97,95**	**Aval**
PZ2	1,33	99,10	**97,77**	**Aval**
PZ3	1,10	99,38	**98,28**	**Amont**
Campagne de mesures du 6 mars 2006				
PZ1 bis	1,79	100,00	**98,21**	**Aval**
PZ2	1,16	99,10	**97,94**	**Aval**
PZ3	0,90	99,38	**98,48**	**Amont**
Campagne de mesures du 3 avril 2006				
PZ1 bis	1,75	100,00	**98,25**	**Aval**
PZ2	1,13	99,10	**97,97**	**Aval**
PZ3	0,85	99,38	**98,53**	**Amont**
Campagne de mesures du 2 mai 2006				
PZ1 bis	2,02	100,00	**97,98**	**Aval**
PZ2	1,33	99,10	**97,77**	**Aval**
PZ3	1,05	99,38	**98,33**	**Amont**
Campagne de mesures du 1er juin 2006				
PZ1 bis	2,01	100,00	**97,99**	**Aval**
PZ2	1,37	99,10	**97,73**	**Aval**
PZ3	1,07	99,38	**98,31**	**Amont**

Les mesures réalisées entre février et juin 2006 démontrent une piézométrie stable au droit du site avec un écoulement toujours dirigé vers le Sud sud-est en direction de l'Oise. Le gradient de la nappe est resté constant (3‰) au cours de l'étude malgré un battement de la nappe de environ 30cm entre les plus hautes et les plus basses eaux.

II.2. ANALYSES DE LA QUALITE DE LA NAPPE

Un tableau récapitulatif des résultats d'analyses des 5 campagnes est proposé en **Annexe II**.

Il ressort de ces campagnes que plusieurs dépassements de VCI sensible (soit la norme de potabilité fixée par l'OMS ou par le décret du 21 décembre 2001) sont observés :

- Hydrocarbures totaux avec une pointe à 140 µg/l en mai : ces composés ne seront pas considérés dans la mesures où le dépassement n' a été observé qu'en mars et mai et que de telles concentrations correspondent au bruit de fond habituel pour les hydrocarbures dans une nappe de remblais ;
- Les métaux présentent des dépassements réguliers : l'aluminium (PZ1bis et 3), le nickel (PZ1bis et 3), l'arsenic (PZ2) et le plomb (PZ1bis et 3). Ces 4 métaux seront considérés dans la modélisation hydrodispersive ;
- Les autres métaux et les organo-chlorés volatils qui ont également été recherchés n'ont jamais présenté de dépassement de leur norme de potabilité ou n'ont pas été détecté. Ils ne sont pas considérés dans cette étude.

Un plan d'implantation de la zone d'étude ainsi que la dernière carte piézométrique sont disponibles respectivement en **Annexe I et III**.

III. MODELISATION HYDRODISPERSIVE

III.1. HYPOTHESES DE CALCUL

III.1.1. Choix des composés et chronique de pollution

III.1.1.1. Sélection des composés

Selon les éléments acquis d'une part lors des campagnes de reconnaissance de la qualité des eaux souterraines en 2006 et d'autre part lors du diagnostic approfondi, des contaminations par des métaux lourds (arsenic, plomb, nickel) et par l'aluminium ont été détectées dans les sols et dans les eaux souterraines. De ce fait, il est apparu nécessaire de quantifier **l'impact potentiel des métaux lourds** sur les eaux souterraines à l'extérieur du site.

Ces différents composés chimiques possèdent des caractéristiques physiques différentes qui ont pour conséquence de modifier les vitesses de migration des uns par rapports aux autres.

D'autres métaux étaient présents dans les eaux souterraines mais seuls les métaux détectés à des teneurs supérieures à la aux normes de potabilité fixée par l'OMS ont été considérés.

III.1.1.2. Chronique de pollution

Pour ce qui est de l'historique de la pollution, aucun élément n'est disponible dans le sens où la date du début de la pollution n'est pas connue. L'objectif des calculs étant de définir les ordres de grandeurs de la migration du panache de pollution, **il a été considéré que la source de pollution émettait de manière continue pendant un temps infini, afin de permettre une stabilisation des concentrations dans l'aquifère**.

Par ailleurs, les données existantes ne permettent pas de définir l'historique de concentration ni de flux de polluant au droit de la source. Dans ces conditions, un flux constant et unitaire en polluants a été considéré. Les concentrations calculées par le modèle sont ensuite converties en concentrations unitaires de telle sorte que les concentrations simulées au droit de la cible soient exprimées en pourcentage de la concentration du terme source (concentrations relatives). Le détail des calculs est abordé au paragraphe III.1.4.

La conversion en concentrations réelles (par opposition aux concentrations relatives) nécessite la connaissance des teneurs en polluant au droit des sources de pollution du site. Afin de ne pas majorer exagérément les concentrations en polluants, ce sont les valeurs moyennes en polluants sur les 6 campagnes de mesure effectuées en juillet 2005 et de février à juin 2006 qui ont été utilisées. Ces valeurs sont présentées dans le Tableau 2.

Tableau 2 – Estimation des teneurs moyennes en métaux (en µg/l) au droit du site

Date	Arsenic	Aluminium		Nickel		Plomb	
Piézomètre	**Pz2**	**Pz1bis**	**Pz3**	**Pz1bis**	**Pz3**	**Pz1bis**	**Pz3**
Juillet 2005	15	4340	87	35	35	40	<10
Février 2006	13	1000	15	8.2	15	47	<5
Mars 2006	21	8200	270	24	<10	77	19
Avril 2006	10	320	550	<10	<10	20	32
Mai 2006	11	2900	1700	20	20	23	61
Juin 2006	6	3100	1000	23	41	12	41
Moyenne (µg/l)	**12,7**	**3310**	604	20	**21.8**	**36.5**	28
OMS (µg/l)	**10**	200		20		25	

Pour la source en arsenic, la moyenne sur Pz2 étant de 12,7 µg/l (valeurs mesurées de 15, 13, 21, 10, 11 et 6 µg/l), nous avons considéré une teneur en arsenic de 13 µg/l. A titre de comparaison et d'information, la VCI usage sensible est de 10 µg/l.

Pour la source principale, située entre Pz1bis et Pz3, nous avons décidé de retenir comme teneur en polluant la moyenne la plus élevée (approche sécuritaire) calculée séparément sur Pz1bis et Pz3. Nous avons en effet considéré qu'une moyenne globale n'était pas plus représentative. Ainsi, les concentrations retenues au droit de cette source principale sont les suivantes :

- pour l'aluminium : 3310 µg/l (VCI sensible de 200 µg/l et VCI non sensible de 1000 µg/l) ;
- pour le nickel : 22 µg/l (VCI sensible de 20 µg/l) ;
- pour le plomb : 37 µg/l (VCI sensible de 25 µg/l).

Un plan des sources modélisées est proposé en **Annexe IV.**

III.1.2. Géométrie des sources de pollution

Les sources de pollution des sols par des métaux se trouvent à deux endroits du site :

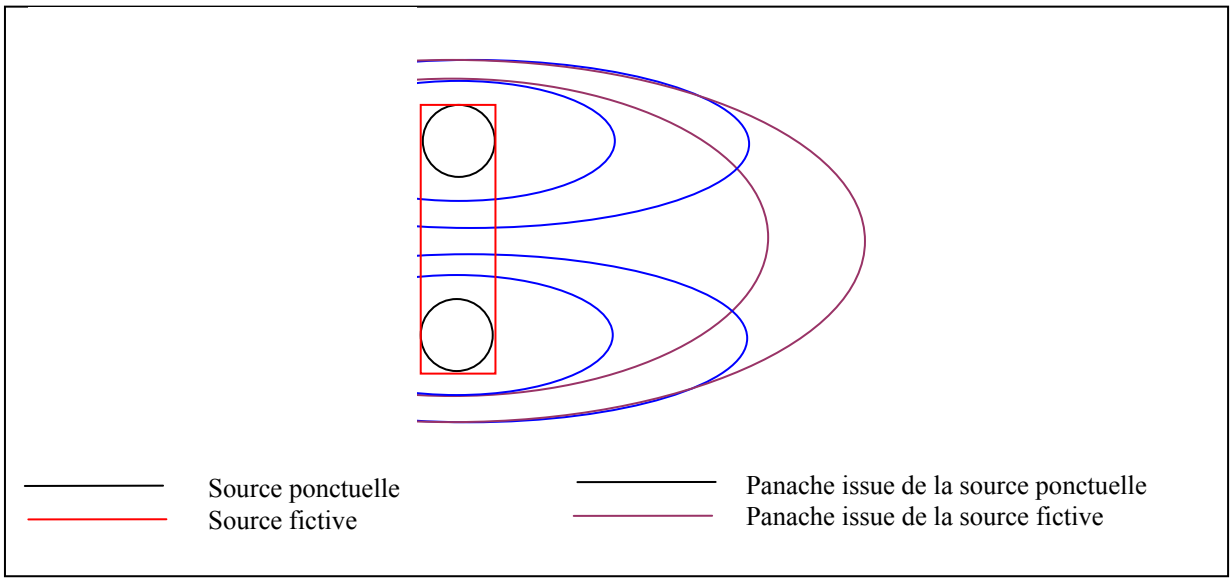
- une première source, autour de Pz2, de contamination par l'Arsenic ;
- une seconde source, entre Pz1bis et Pz3, de contamination par l'Aluminium, le Nickel et le Plomb ;

Etant donnée la distance très réduite séparant le site des cibles potentielles (50 à 200 m environ), il est nécessaire de prendre en compte les deux sources séparément. Cela n'aurait pas vraiment eu d'intérêt si les cibles potentielles avaient été beaucoup plus éloignées mais dans le contexte du site, cette hypothèse constituerait une approximation trop importante, pouvant engendrer des erreurs conséquentes.

Dans un souci de simplification, on peut considérer :

- que la première source (arsenic) occupe une surface carrée de 30 x 30 m (superficie de 900 m^2) ;
- que la seconde source occupe une surface rectangulaire de 160 x 50 m (superficie de 8000 m^2). Bien que la surface ainsi considérée pour la source de pollution soit nettement supérieure à la somme des surfaces des sources identifiées (l'une autour de Pz1bis, l'autre autour de Pz3), ce choix ne conduit pas une surestimation importante des concentrations en polluant (voir illustration en figure 1). En revanche, il permet de représenter la largeur du panache de pollution au droit du site qui conditionne la largeur du panache de pollution en aval du site. De plus, les espèces présentes au sein de ces deux zones sources sont identiques, à savoir l'aluminium, le nickel et le plomb.

Figure 1 – Illustration de l'extension du terme source adoptée



Enfin, dans un souci de simplification des phénomènes de transport à prendre en compte, la source de pollution est supposée positionnée directement au toit de la nappe. Le temps de transfert à travers la zone non saturée des sols, et donc la rétention des sols, sont négligés. Ce choix est majorant.

III.1.3. Caractéristiques des sols et de l'aquifère

Le diagnostic environnemental mené par ATOS Environnement en 2005 dans le cadre d'une Evaluation détaillée des Risques a permis de préciser la lithologie au droit du site :

- Limons sableux gris-noirs ou vert-gris, parfois ocres jusqu'au toit de la nappe - tendance argileuse sur certains endroits du site ;
- Sables graveleux de 2,5 mètres à environ 4,5 mètres ;
- Sables fins beiges argileux au-delà de 4,5 mètres, sur au moins 3 m d'épaisseur.

Ainsi les matériaux constitutifs de l'aquifère sont principalement sablo argileux. Sur cette base, les paramètres de modélisation présentés ci-après peuvent être considérés.

En première approche, les sols peuvent êtres considérés **homogènes**, avec les caractéristiques physiques suivantes :

- Densité apparente : 1,7 tonne/m^3 (peut varier de 1,6 à 2,1 tonne/m^3), valeur conventionnelle pour les sols ;
- Porosité : 10% (peut varier de 1 à 40%) ;
- Perméabilité à l'eau : 7.10^{-5} m/s, pour les sols constituant l'aquifère considéré dans l'étude (argiles sableuses).

Pour De Marsilly, qui fait référence en hydrogéologie, la perméabilité des sables non argileux et des graviers est comprise entre 10^{-2} et 10^{-5} m/s, tandis que celle des sables fins et argileux est comprise entre 10^{-5} et 10^{-9} m/s. L'aquifère considéré dans cette étude est constitué de sables fins parfois argileux mais en présence de graviers. C'est pourquoi une valeur intermédiaire autour de la valeur de transition entre ces deux types de matériaux, soit 7×10^{-5} m/s, paraît appropriée.

En complément, d'autres références bibliographiques ont permis d'affiner cette estimation :

- en premier lieu, le guide ESR édité par le BRGM qui indique une perméabilité pour les sables inférieure à 10^{-4} m/s ;
- ensuite, le guide pratique du forage d'eau, qui indique une valeur comprise entre 10^{-3} et 10^{-6} m/s pour des sables fins et des mélanges de sable et d'argile ;
- enfin, le site CYCLIC 1D, un site de modélisation géotechnique américain, fournit la valeur de $6{,}6.10^{-5}$ m/s.

La valeur de 7.10^{-5} m/s se situe donc plutôt en limite haute de la fourchette des valeurs disponibles dans la bibliographie, ce qui permet une approche sécuritaire, le transport étant accéléré vers les cibles lorsque la perméabilité est plus importante.

En l'absence de mesures, ces valeurs sont jugées **réalistes** au regard des observations de terrain.

III.1.4. Orientation des écoulements et cibles potentielles

Les différentes campagnes piézométriques ont montré une stabilité remarquable de l'orientation des écoulements souterrains. Ainsi, le sens d'écoulement est considéré constant dans le temps (régime permanent) et avec un gradient uniforme.

La cible considérée est l'habitation individuelle la plus proche située en aval hydraulique du site (voir plan d'usage des sols en annexe VI). Il s'agit donc des habitations situées au sud-est du site et étant susceptibles de posséder un puits particulier. Ces habitations sont à la fois les plus proches du site et les plus sensibles en aval de la source de contamination. L'habitation ainsi retenue est située au sud-est du site, à environ **50 m de la source en Arsenic et à 150 m de la source principale**. Cette cible est susceptible de posséder un puit utilisé pour l'arrosage d'un potager.

Le gradient piézométrique retenu correspond à la mesure observée de façon cohérente sur l'ensemble des campagnes, à savoir **0,3 %**. Pour une perméabilité de 7.10^{-5} m/s, la vitesse de Darcy vaut alors $2{,}1.10^{-7}$ m/s (produit de la perméabilité et du gradient hydraulique), soit 1,8 cm/jour. Avec une porosité de 10 % (voir partie précédente), la vitesse réelle d'écoulement est multipliée par 10 soit $2{,}1.10^{-6}$ m/s (18 cm/jour).

L'épaisseur de la partie saturée de l'aquifère est prise égale à **9 m.** En effet, le substratum est localisé vers 11 m de profondeur et la nappe est mesurée entre 1 et 2 m de profondeur au droit du site. Toutefois, la prise en compte de l'épaisseur minimale de l'aquifère conduit à augmenter la concentration dans l'aquifère (approche majorante).

III.1.5. Mode de transport des polluants

Les polluants sont transportés à l'état dissous dans les sols et la nappe sous l'effet du mouvement de l'eau (transport convectif) et des phénomènes de dispersion (dispersion cinématique et diffusion moléculaire qui peut être considérée comme négligeable dans le contexte du site). Durant ce trajet, différents mécanismes peuvent modifier le transfert :

- Dégradation des polluants (chimique, biologique);
- Adsorption sur la phase minérale.

III.1.5.1. Phénomènes dispersifs

Dans le cas où l'advection est prédominante sur les phénomènes de diffusion, ce qui est le cas du site étudié, la dispersion des polluant a peu d'influence sur les résultats. Or, la diffusion moléculaire des métaux n'est pas précisément connue mais des recherches bibliographiques indiquent qu'elle est de l'ordre de 10^{-9} à 10^{-10} m²/s. Selon une approche majorante, la diffusion moléculaire considérée par la suite sera celle de l'eau, soit **2.10^{-9} m²/s**.

La dispersivité traduit la capacité du milieu à favoriser l'étalement du panache de pollution. Elle dépend beaucoup de l'échelle d'observation des phénomènes. Plusieurs méthodes permettent d'estimer ce paramètre et les différents résultats font l'objet du Tableau 3. On constate que la méthode empirique conduit à une valeur intermédiaire par rapport aux deux autres méthodes. C'est cette valeur de **30 m** qui a été retenue pour la dispersivité longitudinale, valeur réaliste au vu du type d'aquifère considéré.

Tableau 3 – Estimation de la dispersivité longitudinale (α_L) de l'aquifère

Echelle d'observation (L)	Estimation de la dispersivité du milieu		
	Méthode empirique (0,1 L)	Formule de Neumann ($0{,}0175\ L^{1,46}$)	Formule de Xu & Eckstein ($0{,}83(\log L)^{2,414}$)
300 m	30 m	72,4 m	7,4 m

III.1.5.2. Phénomènes de dégradation

L'éventuelle dégradation des composés étudiés ici tendrait à faire baisser leur concentration. Dans le cas d'une contamination par des métaux, les phénomène de dégradation à l'échelle de la période considérée sont très faibles voire nuls. Aucun phénomène de dégradation n'est donc pris en compte dans le cadre de cette étude. Ce choix est **majorant et sécuritaire**.

III.1.5.3. Phénomène d'adsorption

Le phénomène d'adsorption existe quant à lui à travers les grains constituant le milieu solide qui ont la capacité de fixer un polluant donné. Dans le cas général, on considère qu'il y a proportionnalité entre la concentration en polluant dissout et la quantité de polluants adsorbés sur la phase minérale. Cet équilibre est qualifié « d'équilibre linéaire » et se caractérise par une constante Kd (coefficient de partage) qui permet de calculer un « coefficient de retard » qui traduit le fait que le phénomène

d'adsorption ralentit la migration du polluant dissout dans la nappe. Il dépend principalement de la teneur en carbone organique (COT) des sols et de l'espèce considérée (voir formulation en annexe).

Dans le cas des métaux, composés inorganiques, l'adsorption peut être négligée dans le cadre d'une hypothèse de calcul. Dès lors, le coefficient de retard est prix égal à 1, traduisant l'absence de retard dans le transport des métaux par les eaux souterraines, ce qui conduit à un transport des métaux plus rapide et sans atténuation. Ce choix est **majorant et sécuritaire**.

III.2. DESCRIPTION DU LOGICIEL UTILISE

Le logiciel utilisé est le logiciel MISP, développé par le BRGM. Il permet de simuler la migration d'une espèce chimique en prenant en compte :

- Le transfert vertical par convection-dispersion depuis la source de pollution jusqu'au toit de la nappe ;
- Le transfert tri-dimensionnel dans l'aquifère par convection-dispersion.

Les équations générales résolues par MISP sont présentées en **Annexe V**. Ces équations font intervenir :

- La vitesse de Darcy (fonction de l'espace et du temps)
- La porosité et la dispersivité de l'aquifère (fonction de l'espace) ;
- Le terme source de la pollution (fonction de l'espace et du temps) ;
- La dégradation et la réaction d'adsorption sur le milieu solide (fonctions des composés, des conditions du milieu et des terrains).

Les hypothèses associées à ces équations sont les suivantes :

- Aquifère d'épaisseur constante et d'extension infinie (pas de conditions aux limites pour les écoulements, i.e. pas de rivière ni de puits de pompage) ;
- Caractéristiques du milieu homogènes (porosité, dispersivité, tortuosité) ;
- Champ de vitesse de l'écoulement souterrain uniforme (vitesse constante) ;
- L'écoulement est horizontal et suit la loi de Darcy ;
- La phase pure dans l'aquifère est négligée. Seuls les polluants dissous dans les eaux souterraines sont donc susceptibles de migrer à l'extérieur du site.

III.3. METHODOLOGIE

Plusieurs paramètres fondamentaux pour la description précise du terme source de la pollution sont inconnus : l'historique de la pollution, les quantités de polluant déversées dans le sol, le flux de polluant atteignant la nappe sont autant de paramètres inconnus et aucune investigation de terrain ne peut y remédier.

Pour s'affranchir de ce manque de données, la démarche suivante a été suivie :

- Introduction d'un flux fictif en polluant dans les sols ;
- Prise en compte de valeurs réalistes ou majorantes des autres paramètres (Voir synthèse dans le Tableau 4 ci-après).
- Simulation des concentrations en polluants au droit de la cible potentielle retenue ;
- Calcul de la concentration relative de telle sorte que la concentration au droit de la source soit égale à 100 % (sans unité) ;

III.4. RESULTATS

III.4.1. Synthèse des données d'entrée

Les paramètres d'entrée sont présentés dans le Tableau 4.

Tableau 4 – Jeu de paramètres d'entrée du modèle MISP

Paramètre	Unité	Valeur	Commentaire
Source de pollution			
Longueur et largeur du terme source (principale Ni, Al, Pb)	m	50 x 160 m	Emprise des surfaces polluées
Longueur et largeur du terme source (As)	m	30 x 30 m	Emprise des surfaces polluées
Flux en polluant	g/an	1	Valeur unitaire (calculs en concentrations relatives)
Date de début de pollution	année	0	
Paramètres de l'aquifère			
Flux de Darcy en limite amont de l'aquifère	m/s	**$2,1.10^{-7}$**	Voir § III.1.3
Flux de Darcy en limite aval de l'aquifère	m/s	**$2,1.10^{-7}$**	
Porosité efficace	-	0,1	Valeur majorante
Epaisseur de l'aquifère	m	9	Valeur moyenne
Dispersivité du milieu α_L en x	m	30	Valeur empirique (10% du trajet du panache)
Dispersivité du milieu en y	m	3,0	10 % de la dispersivité longitudinale
Dispersivité du milieu en z	m	3,0	
Tortuosité	-	1	Paramètre sans influence
Paramètres des métaux(arsenic, aluminium, nickel et plomb)			
Coefficient de diffusion du soluté dans l'eau pure	m²/s	2.10^{-9}	Diffusion moléculaire de l'eau
Facteur de retard R	-	1	Absence de retard
Constante de dégradation	1/an	0	Absence de dégradation

III.4.2. Résultats en régime permanent dans le plan XY

Les teneurs relatives pour tous les polluants ont été calculées dans le plan XY en régime permanent afin d'estimer les concentrations maximales qui pourraient être observées si la source de contamination des eaux souterraines émettait pendant un temps infini.

Pour tous les polluants considérés, les résultats sont strictement identiques. En effet, les paramètres étant assez mal connus pour les métaux, des valeurs majorantes sécuritaires ont été choisies pour l'ensemble des 4 espèces retenues.

Les résultats ne peuvent être présentés ici en raison de problèmes numériques, probablement dus à la très faible distance séparant la source de la cible potentielle. Cette distance, égale à 50 ou 150 m selon la source considérée est trop faible par rapport à la taille de la source. Ces caractéristiques entraînent de fortes perturbations numériques qui occasionnent des résultats trop peu significatifs pour être présentés.

III.4.3. Courbe de restitution au droit de la cible potentielle

Ls résultats présentés ci-après sont établis en considérant que l'équilibre est atteint lorsque la concentration observée dépasse 99,5 % de la concentration maximale obtenue pour un temps infini.

Dans ces conditions, l'état d'équilibre est atteint assez lentement après environ **12 ans pour les 3 métaux issus de la source principale**.

Dans le cas de l'**arsenic**, dont la source est plus proche de la cible, l'équilibre est atteint après **9 ans** environ.

En revanche, les concentrations ne sont pas présentées pour les mêmes raisons qu'au paragraphe précédent.

Les ordres de grandeur des temps d'équilibre sont donc fournis à titre indicatif, puisqu'ils ne dépendent pas des concentrations qui sont au cœur des problèmes numériques rencontrés lors des simulations.

III.5. SOLUTION ANALYTIQUE

III.5.1. But de la démarche

En l'absence de solution numérique satisfaisante, une résolution par méthode analytique a été envisagée. Celle-ci repose sur l'équation d'advection – dispersion qui s'écrit :

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -U.\frac{\partial C}{\partial x} + D.\frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - \lambda.C$$

Avec : C concentration ($kg.m^{-3}$)

t temps (s)

U vitesse de l'écoulement ($m.s^{-1}$)

x distance (m)

D coefficient de dispersion ($m^2.s^{-1}$)

λ coefficient de dégradation du premier ordre (s^{-1})

III.5.2. Hypothèses simplificatrices

Les hypothèses suivantes sont formulées :

- cas d'une source continue de durée infinie. Cette hypothèse est **majorante et sécuritaire** ;
- cas d'un polluant conservatif (λ = 0). Cette hypothèse est **majorante et sécuritaire** puisqu'elle ne prend pas en compte les phénomènes de dégradation du polluant au sein du milieu naturel.

Les conditions aux limites (dans le temps et l'espace) sont les suivantes :

- $C(x, 0) = 0$ pour $x \geq 0$;
- $C(0, t) = C_0$ pour $t \geq 0$ où C_0 est la concentration de la source ;
- $C(\infty, t) = 0$ pour $t \geq 0$,

Avec ces hypothèses, la solution analytique est donnée par Ogata et Banks (1961) sous la forme suivante :

$$C(x,t) = \frac{C_0}{2}.\left[erfc\left(\frac{x - U.t}{2\sqrt{D.t}}\right) + \exp\left(\frac{U.x}{D}\right).erfc\left(\frac{x + U.t}{2\sqrt{D.t}}\right)\right]$$

erfc désignant la fonction erreur complémentaire.

III.5.3. Résultats

III.5.3.1. Valeurs de base

Les valeurs des différents paramètres de cette équation utilisés dans nos calculs sont synthétisés dans le Tableau 5.

Tableau 5 – Jeu de paramètres d'entrée du modèle analytique

Paramètre	Unité	Valeur	Commentaire
Concentration Co	kg/m^3	1	Travail en concentration relative
Vitesse de l'aquifère U	$m.s^{-1}$	$2,1.10^{-7}$	Voir § III.1.3
Dispersivité du milieu α_L en x	m	30	Valeur empirique
Coefficient de dispersion D ($=\alpha_L.U$)	$m^2.s^{-1}$	$9,0.10^{-5}$	
Distance source – cible : x	m	50	Cas de l'arsenic
		150	Cas de la source principale (Pb, Al, Ni)
Temps t	s	$9,47.10^8$ s soit 30 ans	

III.5.3.2. Source principale (plomb, aluminium et nickel)

Avec les paramètres indiqués au Tableau 5, la concentration relative au niveau de la cible située à 150 m de la source est de **78,1 % de la concentration de la source après 30 ans**. A noter que après 30 ans, les concentrations à la cible sont à l'équilibre.

III.5.3.3. Autre source (arsenic)

Avec les paramètres indiqués au Tableau 5, la concentration relative au niveau de la cible située à 50 m de la source est de **97,3 % de la concentration de la source après 30 ans**. A noter que après 30 ans, les concentrations à la cible sont à l'équilibre.

III.6. SENSIBILITE DES RESULTATS

III.6.1. But de la démarche

La modélisation réalisée est basée sur un certain nombre d'hypothèses et de choix de valeurs de paramètres. Ces choix doivent être discutés en fonction de leur influence sur les résultats. Deux cas peuvent se présenter :

- Soit l'analyse peut se limiter à une estimation **qualitative** de l'influence d'un paramètre sur les résultats. Un simple raisonnement est suffisant pour conclure à l'aspect sécuritaire de la démarche.
- Soit l'analyse nécessite de **quantifier** l'influence d'un paramètre d'entrée sur les résultats. Par exemple : la dispersivité du milieu choisie est une valeur réaliste mais d'autres valeurs, supérieures ou inférieures, peuvent êtres considérées. Dans ce cas, une série de tests de sensibilité peut être réalisée afin de définir l'intervalle de confiance pouvant être raisonnablement attribuée aux résultats avant de les exploiter.

III.6.2. Influence du terme source

III.6.2.1. Influence de la géométrie de la source

La géométrie de la source de pollution n'a **aucune influence** sur les concentrations calculées au niveau de la cible. Le modèle analytique considère effectivement en une dimension et seule la distance entre la source et la cible est prise en compte.

Afin de majorer l'effet de la source, la distance source-cible n'a pas été prise depuis le centre de la source mais bien depuis le point le plus proche de la cible ayant la concentration maximale mesurée sur la source.

III.6.2.2. Influence de la concentration du terme source

La concentration simulée est directement proportionnelle à celle du terme source. De ce fait, les concentrations relatives sont **indépendantes** de la concentration du terme source considérée.

III.6.3. Influence des paramètres de transport dans l'aquifère

Les calculs de sensibilité sont basés sur les résultats concernant la source principale de pollution (Al, Ni et Pb).

III.6.3.1. Influence de la vitesse d'écoulement des eaux souterraines

La vitesse de Darcy de la nappe est égale au produit de la perméabilité par le gradient hydraulique. Les simulations réalisées considèrent une perméabilité de 7.10^{-5} m/s et un gradient hydraulique de 0,3 %.

En l'absence de données de terrain, et sur la seule base de données bibliographiques, deux calculs ont été réalisés en faisant varier les valeurs de perméabilité pour tester la sensibilité des résultats à ce paramètre.

Il apparaît que, après 30 ans, la concentration relative augmente avec la perméabilité : ainsi, elle est de 57,6 % pour une perméabilité de 5.10^{-5} m/s et de 96,0 % pour une perméabilité de 1.10^{-4} m/s.

En complément, on notera que, compte tenu de la nature convective du transport, le temps d'arrivée est inversement proportionnel à la vitesse de l'écoulement : diviser par 10 la vitesse de la nappe conduit à augmenter d'autant le temps d'arrivée de la pollution.

III.6.3.2. Influence de la dispersivité de l'aquifère

La valeur de dispersivité de 30 m considérée dans les simulations de base provient d'une formule empirique, valeur médiane des deux autres valeurs calculées par formules mathématiques. L'ordre de grandeur de ce paramètre est généralement de 10^1 à 10^2 m (voir § III.1.5).

Afin de tester l'influence de ce paramètre, on a considéré 2 autres valeurs qui sont les deux valeurs extrêmes calculées au § III.1.5 : 7,4 m et 72,4 m.

Il apparaît que, pour une dispersivité longitudinale de 7,4 m, la concentration relative au droit de la cible est de 81,7 % de la concentration source.

Il apparaît que, pour une dispersivité longitudinale de 72,4 m, la concentration relative au droit de la cible est de 77,3 % de la concentration source.

III.6.3.3. Influence du facteur de retard

Ce paramètre n'a d'influence que sur le temps nécessaire aux concentrations pour se stabiliser. Les facteurs de retard considérés (R=1) indiquent l'absence de retard et peuvent être considérées comme des valeurs minimales. Or des facteurs de retard plus élevés conduisent à des concentrations plus faibles du panache qui devient alors plus étendu. Les facteurs de retard considérés dans les simulations de base (R=1) constituent donc des **résultats majorants.**

III.6.4. Représentativité générale du modèle

Les valeurs de paramètres d'entrée du modèle sont des valeurs soit majorantes, soit réalistes par rapport au contexte étudié. Des tests de sensibilité ont cependant été réalisés afin de mieux caractériser la sensibilité du modèle. Ces tests permettent de conclure que les incertitudes sur les paramètres d'entrée du modèle portent sur :

- La vitesse d'écoulement des eaux souterraines qui modifie le temps d'arrivée du panache de pollution jusqu'à la cible potentielle. La vitesse de migration des composés est proportionnelle à ce paramètre. Toutefois, la valeur prise en compte dans les simulations est une valeur un peu élevée mais réaliste.
- La dispersivité du milieu qui dimensionne la valeur maximale de la concentration relative en polluant au droit de la source potentielle. L'incertitude de ce paramètre sur l'estimation de la valeur maximale de la **concentration relative** en polluant est inférieure à 10 %. De plus, la valeur retenue pour les simulations est une valeur intermédiaire réaliste dans le contexte d'étude.

Ces résultats ne sont pas de nature à remettre en cause les résultats présentés au § III.4I qui sont discutés ci-après.

III.7. COMMENTAIRES ET EXPLOITATION DES RESULTATS

Les concentrations relatives calculées au § III.5.3 au droit de la cible potentielle peuvent être transposées en concentrations réelles en se basant sur les teneurs maximales observées au droit des sources de pollution des eaux souterraines.

Les calculs sont présentés dans le Tableau 6.

Tableau 6 – Estimation des teneurs en polluants au droit de la cible potentielle retenue

Espèce	Concentration relative après 30 ans (%)	Concentration moyenne observée à la source	Concentration calculée au droit de la cible après 30 ans	Potabilité OMS
Arsenic	97 %	13 µg/l	12,6 µg/l	10 µg/l
Aluminium	78 %	3310 µg/l	2582 µg/l	200 µg/l
Nickel	78 %	22 µg/l	17,2 µg/l	20 µg/l
Plomb	78 %	37 µg/l	28,9 µg/l	25 µg/l

Ainsi, il apparaît que :

- Pour le nickel, la concentration après 30 ans est inférieure à la VCI usage sensible. Ainsi, sur la base des hypothèses retenues pour ces calculs, le nickel ne semble pas avoir d'impact sur la cible potentielle retenue, dans un délai de 30 ans au moins.
- Pour l'arsenic et le plomb, la concentration après 30 ans est très légèrement supérieure à la VCI usage sensible avec respectivement 12,6 µg/l (potabilité à 10 µg/l) et 28,9 % (potabilité à 25 µg/l). Les concentrations de ces deux espèces au droit de la cible potentielles sont à peine supérieures à la norme de potabilité de l'OMS, l'impact des eaux y est donc modéré.
- Pour l'aluminium, la concentration de la source est trop importante pour que la concentration après 30 ans au niveau de la cible potentielle soit inférieure à la VCI usage sensible et même à la VCI usage non sensible (1000 µg/l). On peut donc parler d'un impact du site sur la cible potentielle retenue pour le paramètre aluminium puisque la teneur calculée est plus de 10 fois supérieure à la norme de potabilité.

Par ailleurs, au niveau des temps de transfert, il apparaît que les modèles numérique et analytique indiquent le même ordre de grandeur. Pour la source principale, ce temps de transfert est de l'ordre de 12 à 25 ans.

Pour la source en arsenic, l'ordre de grandeur de ce temps de transfert est estimé entre 7 et 10 ans.

On a donc une assez bonne idée de l'ordre de grandeur de cette valeur et on peut penser que, avec les hypothèses retenues, ces résultats sont représentatifs de la réalité.

Par ailleurs, on peut remarquer que la vitesse d'écoulement de la nappe est un paramètre particulièrement dimensionnant pour les calculs effectués. Les tests de sensibilité réalisés le montrent clairement. Ce paramètre étant le produit du gradient hydraulique, calculé à partir des données de terrain moyennées sur 6 campagnes et indiquant une valeur stable, par la perméabilité de l'aquifère, estimée à partir de données bibliographiques. Une incertitude demeure donc au niveau de la perméabilité de l'aquifère, et cette incertitude est d'autant plus importante que, comme l'ont montré les tests de sensibilité, une faible variation de la perméabilité de l'aquifère peut entraîner une forte modification de la concentration observée au niveau de la cible potentielle retenue. **La perméabilité de l'aquifère constitue donc la principale source d'incertitude sur les résultats**.

En ce qui concerne les autres paramètres nécessaires au calcul analytique que sont la dispersivité longitudinale et la distance source-cible, ils sont, au même titre que le gradient hydraulique, soit bien connus grâce aux observations et au suivi de terrain (gradient hydraulique, distance source-cible), soit peu influents sur les résultats, comme c'est le cas de la dispersivité longitudinale dont l'impact est présenté au paragraphe III.6.3.2.

IV. CALCUL DE RISQUE SANITAIRE

Sur la base des résultats de la modélisation des concentrations au niveau des cibles, un calcul de risque sanitaire à l'exposition des polluants présents dans la nappe est proposé ci-après afin d'évaluer le caractère acceptable de la qualité de la nappe.

IV.1. RAPPELS DE VULNERABILITE (CIBLES)

Les recherches complémentaires sur la vulnérabilité du site de l'environnement de l'Usine Montupet de Nogent n'ont pas mis en évidence de captage d'eau potable déclaré dans un périmètre de 5 km autours de l'usine.

En revanche, celle-ci se trouve en zone urbaine avec des maisons individuelles et des jardins, où la présence de puits de particulier non déclaré n'est pas à exclure. Une carte de l'utilisation des sols et des captages est disponible en **Annexe VI.**

Un calcul de risque basé sur la consommation de légumes autoproduits est présenté ci-après. Il est considéré que les légumes sont exclusivement arrosés avec de l'eau issue de la nappe (hypothèse sécuritaire).

Les concentrations en polluant retenues au niveau des cibles sont celles calculées dans la partie précédente. Il s'agit de la concentration dans la nappe au niveau des habitations les plus proche du site, directement en aval de celui-ci.

Ainsi les composés retenus sont : l'arsenic, le plomb, le nickel et l'aluminium. Ce sont les seuls composés qui ont présenté des dépassements de normes de potabilité dans les eaux souterraines au droit du site.

Les concentrations retenues au niveau de la cible sont présentées dans le tableau suivant :

Tableau 7 – Estimation des teneurs en polluants au droit de la cible potentielle retenue

Espèce	Concentration calculée au droit de la cible après 30 ans	Potabilité OMS
Arsenic	12,6 µg/l	10 µg/l
Aluminium	2582 µg/l	200 µg/l
Nickel	17,2 µg/l	20 µg/l
Plomb	28,9 µg/l	25 µg/l

IV.2. EVALUATION DE LA TOXICITE – CHOIX DES VALEURS TOXICOLOGIQUES DE REFERENCE

IV.2.1. Effets sanitaires étudiés

L'évaluation des risques sanitaires fait appel, entre autres, à des paramètres relatifs aux caractéristiques toxicologiques des substances considérées.

Les effets sanitaires considérés pour des expositions de type chronique sont de deux grands types :

- Effets sanitaires à seuil
- Effets sanitaires sans seuil

Un même composé peut engendrer des effets sans seuil et à seuil (cas du benzène par exemple).

IV.2.2. Effets sanitaires à seuil (évaluation des risques dits systémiques ou toxiques)

Les effets sanitaires à seuil ou systémiques dits également toxiques sont caractérisés par comparaison des apports estimés des substances potentiellement polluantes avec une dose dite de référence ou valeur toxicologique de référence (VTR). La VTR est, par définition, une évaluation du niveau d'exposition quotidien acceptable pour la population humaine au cours d'une vie. C'est la raison pour laquelle les effets toxiques potentiels d'une exposition donnée à cet élément justifient une action corrective si l'apport quotidien chronique estimé dépasse la VTR. Parmi les doses de référence, on distingue : les doses administrées, correspondant à la quantité reçue par l'organisme, les doses absorbées, correspondant à la quantité effectivement absorbée par l'organisme (et donc inférieure ou égale à la dose administrée) et les concentrations de référence. Pour la voie d'exposition orale, la dose de référence est généralement la dose administrée. Enfin, pour la voie respiratoire, la dose de référence est assimilée à une concentration dans l'air.

Un rapport de l'apport quotidien chronique à la VTR chronique est référencé sous le nom d'indice de risque.

Le seuil défaut à ne pas dépasser pour le quotient de risque toxique individuel, soit associé à une seule substance, a été mis égal à 1.

Le rapport de quotient de risque ne constitue pas une probabilité statistique ; un rapport de 0,01 ne signifie pas qu'il y ait une chance sur cent que l'effet se manifeste**. En fait, un rapport de quotient de risque supérieur à 1 indique que le « seuil » de cette substance est dépassé et qu'un effet sanitaire sur l'organisme peut être attendu.**

Il est admis que les effets toxiques de l'évaluation peuvent être ajoutés à partir d'une combinaison de composés chimiques lorsque ceux-ci produisent les mêmes effets sur les mêmes organismes ou systèmes vitaux et selon les mêmes mécanismes. Les quotients de risque spécifiques aux substances sont additionnés pour produire un indice de risque par mode d'exposition ; les indices de risque par mode sont ensuite additionnés pour produire un risque total pour chaque population concernée.

Dans la pratique, les organes cibles et les mécanismes d'action des polluants ne sont pas toujours bien établis dans les bases de données consultées. *Par conséquent, dans une démarche majorante et itérative, l'indice de risque total sera pris égal à la somme de l'ensemble des risques individuels, quel que soit l'organe cible et le mécanisme en jeu, souvent mal identifiés. Cette approche est assurément scientifiquement discutable, le caractère biologique n'étant pas considéré ; toutefois, dans le contexte de l'incertitude, une telle démarche est préférée puisqu'elle conduit à une estimation majorante du risque. En cas d'identification d'un risque toxique, l'effet cumulé sera réévalué en considérant les spécificités en terme d'organe-cible et de mécanisme pour chaque substance, sous réserve de l'existence de données disponibles.*

IV.2.3. Effets sanitaires sans seuil

Les effets sanitaires sans seuil concernent les agents cancérogènes génotoxiques (agissant sur le matériel génétique comme l'ADN). **Pour ces composés, il est considéré que toute absorption est**

susceptible d'engendrer un cancer, la probabilité de survenue de ce cancer étant d'autant plus grande que la dose totale reçue est élevée.

Comme il est difficile de déterminer avec certitude si un composé cancérogène est génotoxique, la plupart des composés cancérogènes sont assimilés comme tels, leurs effets sont ainsi considérés sans seuil. Les effets sanitaires sans seuil concernent donc la majorité des composés cancérogènes potentiels.

Les risques attribuables à ces effets sont évalués comme probabilité supplémentaire de survenue d'un cancer. Cette probabilité est dite supplémentaire puisqu'elle résulte de l'exposition aux substances polluantes. Or, il existe toujours un risque de cancer pour un quelconque individu, appelé risque de base, indépendant de la pollution puisque lié à des paramètres intrinsèques (âge, facteurs génétiques…).

Pour la caractérisation des risques, les valeurs auxquelles se référer sont des coefficients, appelés « facteur de pente cancérigène » ou Excès de Risque Unitaire (ERU), exprimant le risque de cancer accru par unité de dose de substance polluante. Les risques de cancer spécifiques aux substances, appelés Excès de Risque Individuel (ERI), sont ainsi estimés en multipliant le facteur de pente ou ERU par les estimations d'apport quotidien en la substance sur une durée de vie. Les calculs des risques spécifiques aux éléments constitutifs pour le site seront présentés, dans les sections suivantes, par mode d'exposition.

Pour évaluer le risque global des effets cancérigènes que constitue le mélange des substances présentes sur le site, il est admis que l'on peut simplement les ajouter, indépendamment de leurs effets. C'est la raison pour laquelle les risques cancérigènes sont estimés pour chaque substance, puis les risques spécifiques aux éléments constitutifs sont additionnés pour produire une estimation du risque cancérigène global spécifique à un mode donné.

Le risque de cancer sur une vie n'étant jamais nul, il ne peut être défini de valeur de seuil sans effet, c'est donc un seuil d'acceptabilité qui est établi. Aux Etats-Unis, c'est la valeur de 10^{-5} qui est retenue, tant pour un risque individuel que pour un risque cumulatif, conformément à la circulaire du 10 décembre 1999 du Ministère en charge de l'Environnement. Ce seuil signifie que la probabilité de cancer maximale acceptable est d'un cas pour une population de 100 000 personnes. Ce seuil d'acceptabilité est un seuil reconnu ; à l'échelle internationale, on observe que les valeurs d'acceptabilité retenues sont de 10^{-4} à 10^{-6}.

IV.2.4. Choix des valeurs de référence

Les valeurs de ces paramètres sont recherchées sur les bases de données reconnues à l'échelle nationale et internationale pour certaines d'entre elles.

Ainsi, différents organismes publics fournissent ces données :

- Base de données IRIS (US-EPA : agence gouvernementale américaine pour la protection de l'environnement)
- ATSDR (organisme public américain)
- OMS (Organisation Mondiale de la Santé)
- OEHHA, définissant à l'échelle de l'état de Californie les VTR
- Santé Canada (agence gouvernementale canadienne pour la santé des personnes)
- RIVM (agence gouvernementale néerlandaise pour la protection de l'environnement)
- Synthèse dans les fiches toxicologiques de l'INERIS

- Valeurs limites d'exposition professionnelle, INRS.

A partir de l'ensemble des données toxicologiques disponibles, il convient de choisir *la valeur toxicologique de référence (VTR) et de la replacer dans un contexte de santé publique*. Pour cela, des critères de choix ont été définis dans les guides publiés par l'INERIS *« Méthode d'évaluation des effets sur la santé dans l'étude d'impact des installations classées »* (version 3 – novembre 2001)» et par l'Institut de Veille Sanitaire *« Guide pour l'analyse du volet sanitaire des études d'impact »* (février 2000). Bien que ces guides soient destinés aux études d'impact des installations classées, les recommandations s'appliquent à l'Evaluation Détaillée des Risques puisque la méthodologie et la nature des données utilisées sont identiques.

Les principaux critères de sélection à prendre en considération au moment du choix de la VTR sont :

- La mise à jour de la VTR
- La réputation de l'organisme
- La transparence des résultats
- L'adéquation entre l'exposition des populations et la fréquence visée par la VTR
- Le protocole expérimental
- La préférence des données humaines à celles issues d'expérimentations animales
- Les facteurs d'incertitude.

Les tableaux ci-après présentent les résultats de cette recherche pour les substances précitées. Ces données, regroupées par voie d'exposition, sont évaluées avant leur utilisation dans les calculs présentés par la suite. Les VTR s'appliquent à des expositions régulières, chroniques à sub-chroniques (plus d'un an) et ne peuvent pas être extrapolées pour des expositions plus brèves ou aiguës.

Les fiches de synthèse toxicologique et de choix des VTR de chaque substance sont fournies en **Annexe VII**.

Dans le cas présent, pour les scénarii retenus, seules les valeurs relatives à l'exposition par inhalation sont présentées.

IV.2.5. Valeurs toxicologiques de référence pour les effets à seuils

Les valeurs toxicologiques de référence retenues pour les effets à seuil sont présentées dans le tableau 10 ci-après. Le détail de la sélection des VTR est disponible en **Annexe VII**.

Tableau 8– Choix des Valeur Toxicologiques de Référence (Ingestion)

Substance	VTR ingestion (mg/kg.j)	Origine de la donnée
Métaux		
Aluminium	2	ATSDR (1999)
Arsenic	0,0003	US EPA (1998)
Nickel	0,005	OMS (2004)
Plomb	0,0035	OMS (2003)

IV.2.6. Valeurs toxicologiques de référence pour les effets sans seuils

Les valeurs toxicologiques de référence retenues pour les effets à seuil sont présentées dans le tableau 11 ci-après. Le détail de la sélection des VTR est disponible en **annexe 9**.

Tableau 9 – Valeurs toxicologiques de référence retenues pour les effets sans seuil

Substance	VTR ingestion $(mg/kg.j)^{-1}$	Origine de la donnée
Métaux		
Aluminium	n.a.	Substance non cancérigène
Arsenic	1,5	ATSDR (2000)
Nickel	n.a	Substance non cancérigène
Plomb	$8,5\times10^{-3}$	OEHHA (2002)

IV.3. CALCUL DE RISQUE

IV.3.1. Evaluation des risques relative à l'arrosage de jardin et la consommation de végétaux autoproduits

Cette évaluation concerne spécifiquement l'utilisation de puits de jardin, en limite de site, pour l'arrosage d'un jardin dont les végétaux sont consommés par un particulier. L'eau du puits est supposée issue de la nappe superficielle. Les différentes mesures réalisées au droit du site ont montré au cours des différents diagnostics que l'aluminium, le nickel, le plomb et l'arsenic ont tout quatre présenté des concentrations supérieure à leur norme de potabilité.

Il est donc proposé de procéder à un calcul de risque pour la consommation de végétaux auto-produits dans ce jardin qui seraient arrosés par une eau de nappe comportant ces substances.

Le calcul est fondé sur les mêmes hypothèses proposées par le Ministère de l'Environnement dans son guide sur l'interprétation de l'état des milieux. Les hypothèses ainsi considérées sont les suivantes :

- Population d'enfant :
  - Consommation de feuilles de végétaux autoproduits : 11g/j (soit 40% de la consommation totale) ;
  - Consommation de pommes de terre autoproduites : 29 g/j (soit 23 % de la consommation totale) ;
  - Consommation de la partie racinaire des végétaux autoproduits : 12 g/j (soit 40 % de la consommation totale) ;
  - consommation de fruits autoproduits : 18 g/j (soit 36% de la consommation totale) ;

- poids corporel 15 kg ;
- nombre d'années d'exposition : 6 ans ;

- Population d'adulte
  - Consommation de feuilles de végétaux autoproduits : 25g/j (soit 40% de la consommation totale) ;
  - Consommation de pommes de terre autoproduites : 44 g/j (soit 23 % de la consommation totale) ;
  - Consommation de la partie racinaire des végétaux autoproduits : 25 g/j (soit 40 % de la consommation totale) ;
  - consommation de fruits autoproduits : 38 g/j (soit 36% de la consommation totale) ;
  - poids corporel 70 kg ;
  - nombre d'années d'exposition : 30 ans.

Le choix des valeurs toxicologiques de référence (VTR) est discuté précédemment**.**

Sur cette base, nous avons procédé au calcul en considérant la concentration en polluants dans les produits consommés égale à la concentration dans l'eau d'arrosage considérée comme venant exclusivement de la nappe (deux choix clairement majorant et donc sécuritaire). Il n'y a donc pas de prise en compte de la dilution avec de l'eau de pluie ou de facteur de bioaccumulation qui viseraient à réduire légèrement les concentrations en polluants dans les végétaux.

Par ailleurs, les échanges de métaux qui pourraient avoir lieu dans le sols avant l'absorption de l'eau par le plante ne sont également pas pris en compte : ceci tend à majorer également le risque final.

IV.3.2. Résultats du calcul de risques

Calcul général

Les résultats de ces calculs sont présentés dans le tableau ci-dessous. Les feuilles de calculs sont présentées en **Annexe VIII**.

Tableau 10 – Calculs de risque sanitaire relatifs à la consommation de végétaux auto-produits arrosés par l'eau de nappe (puits Jardin)

Composés	**Indice de risque toxique**		**Excès de risque cancérogène**	
	Enfants	**Adultes**	**Enfants**	**Adultes**
Aluminium	<0,1	<0,1	so	so
Arsenic	0,1	0,1	$5,3\times10^{-6}$	$1,4\times10^{-5}$
Nickel	<0,1	<0,1	so	so
Plomb	<0,1	<0,1	$3,5\times10^{-7}$	$1,7\times10^{-7}$
Valeurs cumulées	0,1<IR<0,1	0,1<IR<0,4	$5,6\times10^{-6}$	$1,4\times10^{-5}$

Les calculs de risques réalisés sur la base d'hypothèses majorantes et sécuritaires montre qu'il n'y a ni d'excès de risque ni d'indice de risque inacceptable pour la consommation de légumes arrosé avec l'eau de la nappe au niveau des jardins de particuliers les plus proches du site concernant l'aluminium, le nickel et le plomb. En revanche le calcul fait apparaître un excès de risque cancérogène supérieur à la limite admise de 10^{-5} pour l'arsenic pour les adultes. Cependant la concentration en arsenic étant tout juste supérieure à sa norme de potabilité, nous proposons deux calculs supplémentaires afin de pouvoir mieux interpréter ce résultat.

Arsenic à la concentration de la norme de potabilité (OMS) :

Nous proposons ci-après un calcul en considérant la concentration en arsenic égale à la concentration de la norme de potabilité

Tableau 11 – Calculs de risque sanitaire relatifs à la consommation de végétaux auto-produits arrosés par l'eau de nappe (puits Jardin) – As à la concentration de la norme de potabilité

Composés	**Indice de risque toxique**		**Excès de risque cancérogène**	
	Enfants	**Adultes**	**Enfants**	**Adultes**
Aluminium	<0,1	<0,1	so	so
Arsenic	0,1	0,1	$4,4\times10^{-6}$	$1,2\times10^{-5}$
Nickel	<0,1	<0,1	so	so
Plomb	<0,1	<0,1	$3,5\times10^{-7}$	$1,7\times10^{-7}$
Valeurs cumulées	0,1<IR<0,4	0,1<IR<0,4	$4,7\times10^{-6}$	$1,2\times10^{-5}$

Le calcul présenté dans le tableau ci-dessus démontre que selon les hypothèses retenues lors de cette étude, une eau d'arrosage présentant des concentrations en arsenic égale à sa norme de potabilité entraîne pour les cibles adultes consommant les fruits et légumes ainsi arrosés un excès de risque cancérogène inacceptable.

Contribution de la pollution du site à la concentration en Arsenic à la cible :

Nous proposons ci-après un calcul en considérant la concentration en arsenic égale à la contribution du site à la concentration en Arsenic au niveau de la cible, soit la différence entre la concentration modélisée à la cible et la concentration de la norme de potabilité.

Tableau 12 – Calculs de risque sanitaire relatifs à la consommation de végétaux auto-produits arrosés par l'eau de nappe (puits Jardin) – Contribution du site à la concentration en As à la cible.

Composés	Indice de risque toxique		Excès de risque cancérogène	
	Enfants	Adultes	Enfants	Adultes
Aluminium	<0,1	<0,1	so	so
Arsenic	<0,1	<0,1	$8,8\times10^{-7}$	$2,4\times10^{-6}$
Nickel	<0,1	<0,1	so	so
Plomb	<0,1	<0,1	7×10^{-8}	$1,7\times10^{-7}$
Valeurs cumulées	IR<0,4	IR<0,4	$9,5\times10^{-7}$	$2,6\times10^{-6}$

Dans ce cas d'une concentration égale à la contribution du site en Arsenic, les indices de risques et excès de risques cancérogènes sont acceptables.

Commentaire général :

Concernant l'arsenic, dont la concentration dans l'eau est juste supérieure à la norme de potabilité, deux calculs ont été présentés. Le premier est réalisé en utilisant comme concentration à la cible la concentration modélisée (12µg/l) et qui démontre l'existence d'un excès de risque juste supérieur à 10^{-5} qui constitue la limite généralement admise pour un excès de risque acceptable.

Toutefois, il apparaît également qu'avec le modèle utilisé et en considérant une concentration égale à la norme de potabilité, l'excès de risque généré est également inacceptable. C'est pourquoi nous avons proposé un calcul de risque avec la contribution du site qui est la différence entre la VCI sensible (correspondant à un bruit de fond acceptable) et la valeur modélisée au niveau de la cible, soit 2 µg/l. Dans ce cas, l'excès de risque cancérogène généré par la contribution du site à la concentration en arsenic dans la nappe est inférieur à 10^{-5} pour les cibles adultes et enfant considérée caractérisant l'aspect acceptable de la qualité de la nappe en aval du site.

L'ensemble de ces résultats sera discuté plus longuement dans la partie relative à l'analyse des incertitudes

IV.3.3. Analyses des incertitudes sur le calcul de risque

IV.3.3.1. Généralités

Les données d'entrée du modèle sont les données modélisée au niveau de la cible la plus sensible retenue à savoir l'habitation la plus proche située en aval hydraulique du site. Cette modélisation dont les incertitudes spécifiques sont discutées plus haut repose sur les données récoltées sur 6 campagnes de prélèvements des eaux souterraines au droit de l'usine. Ceci garantit une bonne connaissance de la qualité de la nappe d'autant plus que les mesures piézométriques d'une part et de la qualité de l'eau d'autre part se sont révélées particulièrement cohérentes d'une campagne à l'autre.

Enfin la modélisation de la qualité de la nappe au droit des cibles potentielle a été réalisée de façon à garantir un calcul majorant sans le cadre d'une approche sécuritaire des problèmes sanitaires.

IV.3.3.2. Evolution des concentrations en polluant dans le temps

La concentration en polluant donnée par le modèle au niveau des cibles est la concentration après 30 ans que la pollution soit apparue à la source. Les concentrations atteignent l'équilibre au niveau des cibles après 12 ans pour le plomb, l'aluminium et le nickel et 9 ans pour l'arsenic. Après 30 ans la concentration au niveau des cibles est donc à l'équilibre. Par ailleurs, les métaux ne subissent pas de phénomènes de dégradation.

Ainsi **sur la base des données disponibles,** il peut être admis que sur la durée considérée dans l'étude, les concentrations au niveau de la cible ne varient pas.

IV.3.3.3. Choix des cibles exposées et consommation des produits par les cibles

Les cibles retenues pour ce calcul correspondent aux résidents adultes et enfants habitant les plus proche en aval du site et amené à consommer des fruits et légumes autoproduits qui auraient été arrosés avec l'eau de la nappe superficielle. Le choix de la cible la plus proche est majorant, puisque les concentrations dans la nappe diminuent avec la distance.

Cependant en l'absence d'enquête de voisinage, il n'est pas certain que l'habitation la plus proche en aval possède un puits de jardin, ceci n'exclue pas la présence potentielle dans le quartier de maison avec un tel puits.

Les données de consommation de fruits et légumes reposent sur des statistique de l'INSEE pour la consommation annuelle totale de fruits et légumes (Insee, comptes nationaux base 2000) et sur les scénarios VCI de l'INERIS pour la quantité de fruits et légumes autoproduits consommés en moyenne (Etude Insee et Val de Marne). Ces données sont réalistes et tendent à surestimer la consommation de fruits et légumes autoproduits garantissant une approche sécuritaire à l'étude.

Ainsi, de manière générale, les calculs de risque ont donc été réalisés avec des critères d'exposition réalistes voire surestimés.

IV.3.3.4. Incertitude sur le modèle

Le modèle utilisé pour le calcul de l'absorption de métaux lourds à travers la consommation de fruits et légumes autoproduits arrosés avec l'eau de nappe repose sur plusieurs hypothèses simplificatrices.

Les hypothèses retenues sont majorantes au regard du résultat du calcul de risque.

Ainsi, les éventuels transfert de métaux vers le sol avant l'absorption de l'eau par la plante ne sont pas pris en compte. Ceux-ci tendraient en effet à diminuer la concentration en métaux dans les plantes.

De même, les facteurs de bioaccumulation qui permettent de définir la quantité de métaux effectivement fixée par la plante ne sont pas pris en compte ici. Ces facteurs tendent également à faire diminuer la concentration en contaminant de la plante. Ceci dit, les résultats de calculs non présentés ici démontre que la prise en compte de ces facteurs conduisent à une concentration de 90 à 100 % de la concentration du polluant dans l'eau d'arrosage. L'effet majorant est donc mineur.

100% du polluant présent dans le légume → pas de facteur de bioaccumulation (environ 90% au mini)

IV.3.3.5. Influence des données toxicologiques utilisées

La sélection des VTR a été effectuée sur la base de critères jugés pertinents par les organismes publiant ou synthétisant les données sanitaires. Il s'agit de critères qu'il est proposé d'appliquer *dans la mesure du possible*. En effet, dans certains cas, la rareté des données ou leur inadéquation rend la sélection limitée. Dans de telles situations, malgré les limites de la méthode, une VTR a néanmoins été proposée, **par défaut**, dans un souci de relative exhaustivité pour conserver une approche sécuritaire.

Précisément, le choix a été effectué, dans une première approche, après consultation des bases de données IRIS de l'US-EPA, de l'ATSDR, de l'OMS, du RIVM, de Santé Canada et de l'OEHHA et des fiches toxicologiques ou des documents de synthèse publiés par l'INRS et l'INERIS.

IV.3.3.6. Effets cumulatifs des substances

Les effets toxiques de l'évaluation peuvent être cumulés à partir d'une combinaison de composés chimiques lorsque ceux-ci produisent les mêmes effets sur les mêmes organismes ou systèmes vitaux et selon les mêmes mécanismes. Les quotients de risque spécifiques aux substances sont additionnés pour produire un indice de risque par mode d'exposition ; les indices de risque par mode sont ensuite additionnés pour produire un risque total pour chaque population concernée.

En revanche, pour évaluer le risque global des effets cancérogènes que constitue le mélange des substances présentes sur le site, l'US-EPA suppose que les risques sont additifs, indépendamment de leurs effets.

Dans la pratique, l'indice de risque toxique total a été pris égal à la somme de l'ensemble des risques individuels, quel que soit l'organe cible et le mécanisme en jeu, souvent mal identifiés, ce qui conduit à une estimation majorante du risque sanitaire pour les effets à seuil.

IV.3.3.7. Discussion sur le cas de l'Arsenic

Comme il a été démontré dans le calcul, la prise en compte de la concentration modélisée en Arsenic au niveau de la cible a conduit à un excès de risque cancérogène inacceptable pour les cibles adultes. Ce niveau d'excès de risque est très légèrement supérieur au niveau reconnu comme acceptable de 10^{-5}.

Le calcul a également démontré que suivant les hypothèses considérées dans cette étude, une concentration égale à la norme de potabilité de l'arsenic conduit à un excès de risque inacceptable pour les deux cibles considérées. En effet, les incertitudes sur de nombreux paramètres conduisent

toujours à retenir les cas les plus défavorables, ceci explique la raison pour laquelle une eau présentant des concentrations acceptables au regard des normes peuvent entraîner un excès de risque inacceptable. De plus, la norme de l'arsenic est définie de façon arbitraire comme précisé dans le rapport de l'INVS (Institut National de Veille Sanitaire) intitulé « exposition chronique à l'arsenic hydrique et risques pour la santé » de 2002 (Pour l'ingestion d'eau de boisson, selon les statitique de consommation d'eau, et à la norme de potabilité de l'arsenic un calcul de risque montre que l'excès de risque cancérogène pour un adulte est de 6×10^{-4}).

Ainsi, nous avons proposé un calcul reprenant la concentration qui correspond à la contribution du site à la contamination de la nappe, c'est-à-dire la différence entre la concentration modélisée au niveau des cibles et la VCI sensible.

Dans ce cas les excès de risque sont diminués de 80% et deviennent acceptable ($4{,}4\times10^{-6}$ pour les adultes). Ceci signifie que l'excès de contamination apporté par le site ne génère pas de risque inacceptable.

Enfin, la méthodologie indique clairement que si la limite acceptable en excès de risque est de 10^{-5}, un excès de risque allant jusque 10^{-4} peut être toléré dans le cas où aucune prise en charge aisée de la pollution ne peut être effectuée.

Dans le cas présent, les excès de risque sont inférieurs à 10^{-4} en ayant retenu des hypothèses très fortement majorantes, et la contribution du site à l'excès de risque est inférieure à 10^{-5}. Ainsi, dans ce cas, la qualité de la nappe au niveau des cibles est compatible avec l'usage d'arrosage ponctuel des fruits et légumes pour la consommation personnelle.

IV.3.4. Calcul complémentaire : consommation de fruits et légumes sur site

Le site des usines Montupet est amené à être reconverti en zone pavillonnaire. Nous proposons ici un calcul similaire au précédent pour la consommation de fruits et légumes autoproduits dans des potagers installés au droit du site.

Dans ce cas les concentrations retenues pour les polluants dans les fruits et légumes sont celles mesurées au niveau des sources (moyenne sur les 6 campagnes).

Les autres hypothèses du calcul de risque restent inchangées.

Tableau 13 – Calculs de risque sanitaire relatifs à la consommation de végétaux auto-produits arrosés par l'eau de nappe (puits Jardin situés sur le site)

Composés	**Indice de risque toxique**		**Excès de risque cancérogène**	
	Enfants	**Adultes**	**Enfants**	**Adultes**
Aluminium	<0,1	<0,1	so	so
Arsenic	0,1	0,1	$5,7\times10^{-6}$	$1,5\times10^{-5}$
Nickel	<0,1	<0,1	so	so
Plomb	<0,1	<0,1	$9,2\times10^{-8}$	$2,5\times10^{-7}$
Valeurs cumulées	0,1<IR<0,1	0,1<IR<0,4	$5,7\times10^{-6}$	$1,5\times10^{-5}$

Le tableau 13 montrent que les résultats des calculs de risque pour la consommation de fruits et légumes arrosé avec l'eau de la nappe au droit du site sont tout à fait similaires à ceux de pour le pompage en aval direct du site.

Les conclusions précédentes s'appliquent donc, il n'y a aucun indice de risque ni excès de risque inacceptables concernant le nickel, le plomb et l'aluminium. Il n'y a pas d'indice de risque inacceptable pour l'arsenic non plus. En revanche, le même excès de risque cancérogène est observé pour l'arsenic pour les adultes. Celui-ci comme dans le cas précédent est inférieur à l'excès de risque pour la consommation d'eau de boisson à la concentration de la norme de potabilité pour l'arsenic.

Il n'y a donc aucun risque inacceptable à utiliser l'eau de la nappe pour l'arrosage de fruits et légumes au droit du site.

V. CONCLUSIONS

Dans le cadre de la cessation de l'activité de l'usine Montupet de Nogent sur Oise, la société des fonderies Montupet a fait réaliser un diagnostic de la qualité de la nappe qui a mis en évidence la présence de métaux (Arsenic, Aluminium, Nickel et Plomb). La société ATOS Environnement a été mandatée pour réaliser une étude de la dispersion de ces polluant en aval dans la nappe et leur éventuel impact sur des cibles situées à l'aval du site.

L'étude hydrodispersive a permis de modéliser la concentration des polluants au droit des cibles les plus proche et de constater que l'arsenic, l'aluminium et le plomb présentaient des teneurs dans la nappe supérieures à la norme de potabilité.

L'étude risque sanitaire pour la consommation de fruits et légumes autoproduits arrosés avec l'eau de la nappe superficielle au niveau des habitations les plus proches en aval de l'usine Montupet a permis de démontrer qu'il n'existait ni de risque toxique ni d'excès de risques cancérogène inacceptable concernant la présence de Nickel, d'Aluminium et de Plomb à des concentrations dépassant les normes de potabilité au droit du site. Concernant l'arsenic il n'existe pas d'indice risque toxique inacceptable du fait de sa présence dans la nappe à une concentration légèrement supérieure à la norme de potabilité, en revanche celle-ci entraîne un excès de risque cancérogène légèrement supérieur à 10^{-5} pour les adultes (acceptable pour les enfants).

Ce résultat doit être modéré par deux éléments :

- La méthodologie autorise un excès de risque allant jusque 10^{-4} dans le cas où la contamination ne peut être réduite facilement d'un point de vue technico-économique. Et c'est bien le cas ici avec un excès de risque de $1{,}4\times10^{-5}$ (hors site) et de $1{,}5\times10^{-5}$ (sur site) avec des hypothèses de calcul majorantes ;
- Le calcul de risque réalisé avec les mêmes hypothèses en considérant une concentration égale à la norme de potabilité de l'arsenic conduit également à un excès de risque cancérogène inacceptable pour les adultes. Ce résultat s'explique par la façon dont la norme de potabilité de l'arsenic a été définie (voir rapport INVS).

En conséquence, il peut être admis que la qualité de la nappe au niveau de la cible potentielle la plus proche située en aval du site est compatible avec son utilisation pour l'arrosage de potager et la consommation des fruits et légumes ainsi produits au regard des contaminants détectés au droit du site de l'usine de Montupet. Cette conclusion est également valable pour la même utilisation d'eau de la nappe au droit du site.

ANNEXES

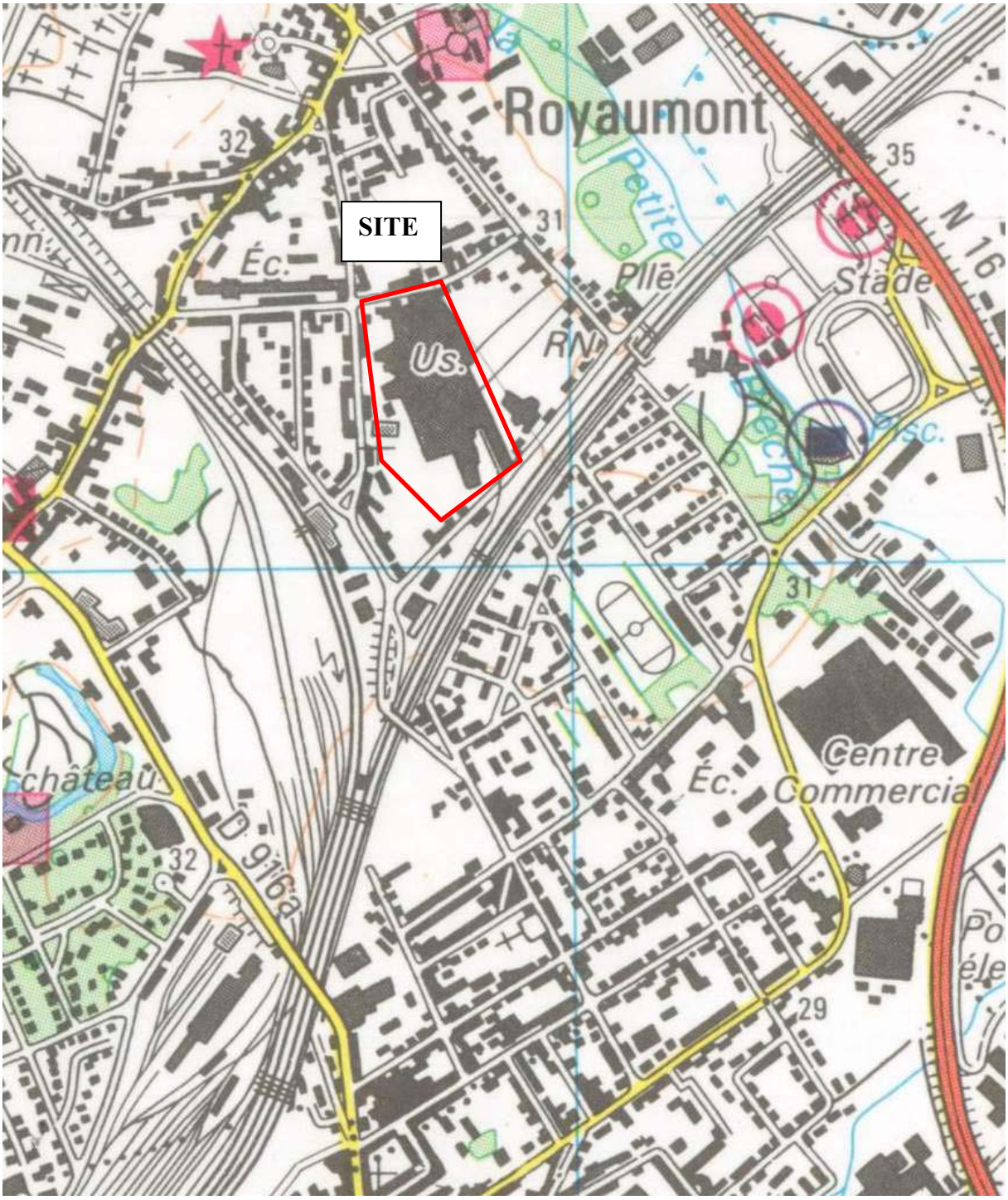
Annexe I – Plan d'implantation du site sur fond IGN
Annexe II – Résultats des analyses des campagnes de suivi piézométrique
Annexe III – Carte piézométrique de juin 2006
Annexe IV – Schéma des sources modélisées et schéma conceptuel
Annexe V – Equations générales du transfert de soluté en milieu poreux
Annexe VI – Carte d'utilisation des sols dans le voisinage de l'usine
Annexe VII – Fiches de sélection des Valeurs Toxicologiques de Référence (VTR)
Annexe VIII – Fiches de calcul de risques sanitaires

ANNEXE I – PLAN D'IMPLANTATION DU SITE SUR FOND IGN

Plan d'implantation du site de Nogent sur fond IGN

(Extrait de la carte IGN 2312 ET – Creil)

Nord



ANNEXE II – RESULTATS DES ANALYSES DES CAMPAGNES DE SUIVI PIEZOMETRIQUE

ATOS Environnement

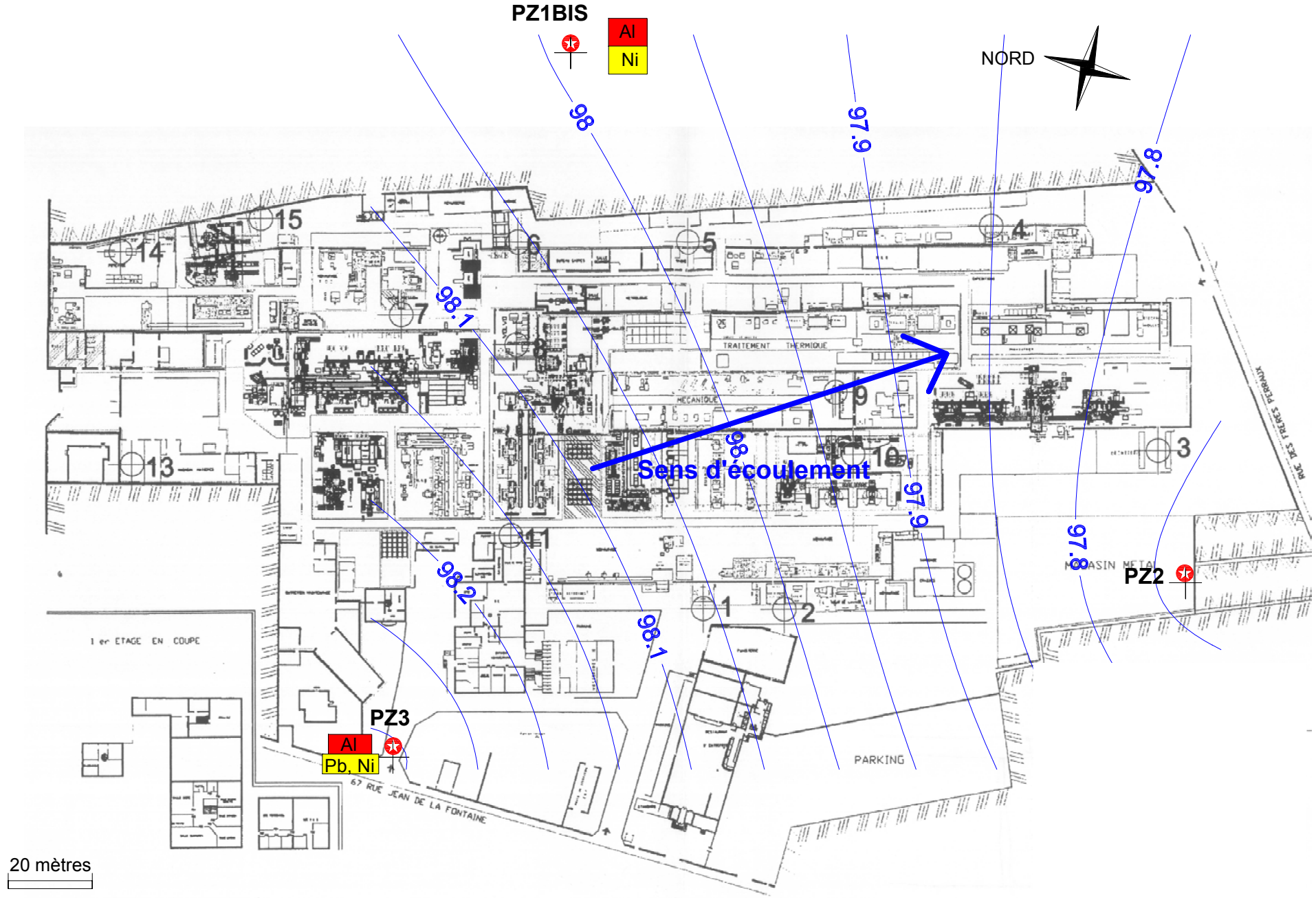
Client :MONTUPET
Objet : Suivi des eaux
AEPLC6011

	Concentration < VCI sensible	so	Sans objet
	VCI sensible < Concentration < VCI non sensible	nd	Non défini
	Concentration > VCI Non sensible	lq	Limite de quantification
		pvl	Pas de valeur limite
		na	Non analysé

Résultats des analyses des eaux -

Piézomètre	Campagne février 2006			Campagne mars 2006			Campagne avril 2006			Campagne mai 2006			Campagne juin 2006			VCI Usage Sensible	VCI Usage Non Sensible
	PZ1 bis	PZ 2	PZ 3	PZ1 bis	PZ 2	PZ 3	PZ1 bis	PZ 2	PZ 3	PZ1 bis	PZ 2	PZ 3	PZ1 bis	PZ 2	PZ 3		
Position	Aval	Aval	Amont	Aval	Aval	Amont	Aval	Aval	Amont	Aval	Aval	Amont	Aval	Aval	Amont		
Analyses	µg/l																
METAUX LOURDS																	
Aluminium	*1000*	88	15	**8200**	90	*270*	*320*	85	*550*	**2900**	87	**1700**	**3100**	< 40	*1000*	200	1000
Arsenic	< 5	*13*	< 5	< 5	*21*	< 5	< 5	*10*	< 5	< 5	*11*	< 5	< 5	6	< 5	10	100
Cadmium	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	5	25
Chrome total	< 5	< 5	< 5	17	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 10	< 5	< 15	12	< 5	< 10	50	250
Cuivre	5,6	< 3	11	100	14	6	6	12	34	19	9	100	18	< 5	82	2000	4000
Mercure	< 0,2	< 0,2	< 0,2	<0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	1	5
Nickel	8,2	5,9	15	*24*	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	*20*	< 10	*20*	*23*	< 10	*41*	20	100
Plomb	*47*	< 5	< 5	*77*	< 10	19	20	< 10	*32*	23	< 10	*61*	12	< 10	*41*	25	125
Zinc	14	13	11	32	25	< 10	< 10	19	< 10	18	16	23	32	< 10	20	3000	6000
COMPOSES ORGANIQUES																	
Divers																	
Hydrocarbures totaux	< 50	< 50	< 50	< 50	*110*	< 50	10	10	< 10	< 50	*140*	<50	< 10	< 10	< 10	10	1000
Composés Organo-Halogénés Volatils (COHV)																	
1,1,1-Trichloroéthane	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	2000	10000
1,1-Dichloroéthane	0,6	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	nd	nd
1,1-Dichloroéthène	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	30	150
Chlorure de vinyle	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	0,5	2,5
cis-Dichloroéthène	0,7	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	0,3	0,3	< 0,1	0,3	0,4	< 0,1	50	250
Dichlorométhane	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	20	100
Tetrachloroéthène (PCE)	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	nd	nd
Tetrachlorométhane	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	2	10
Trans-Dichloroéthène	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	nd	nd
Trichloroéthène (TCE)	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	nd	nd
Trichlorométhane	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	100	500
Somme TCE + PCE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	50
Somme des COHV	1,3	0	0	0	0	0	0	0	0	0,3	0,3	0	0,3	0,4	0	nd	nd

ANNEXE III – CARTE PIEZOMETRIQUE DE JUIN 2006



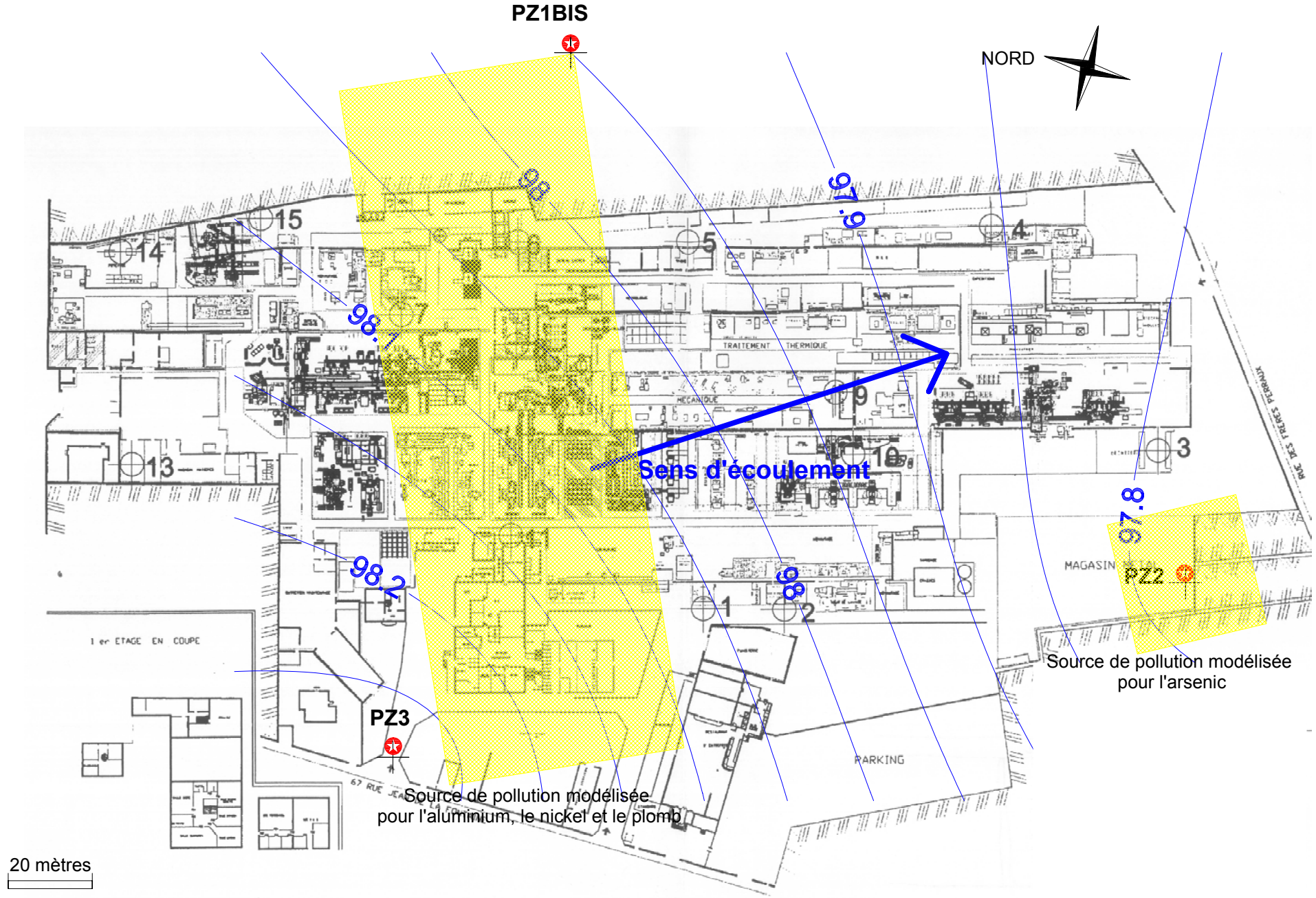
100 Cote piézométrique - hauteur relative (m)

VCI sensible < Concentration < VCI non sensible

Concentration > VCI non sensible

Responsable : O.BAGARD	**CARTE PIEZOMETRIQUE** **Campagne du 1er juin 2006** **MONTUPET - Nogent sur Oise (60)**		ATOS - Environnement 53, rue Charles FREROT - BP91 94250 Gentilly cedex Tel:01.45.47.24.35 Fax:01.45.47.31.84
Echelle : schéma	Dessinateur : O. BAGARD Révision : Date : 29/06/06	**Client :** MONTUPET SA **Nom :** Mme SIRE **Dossier :** AEPLC6011	ATOS Environnement

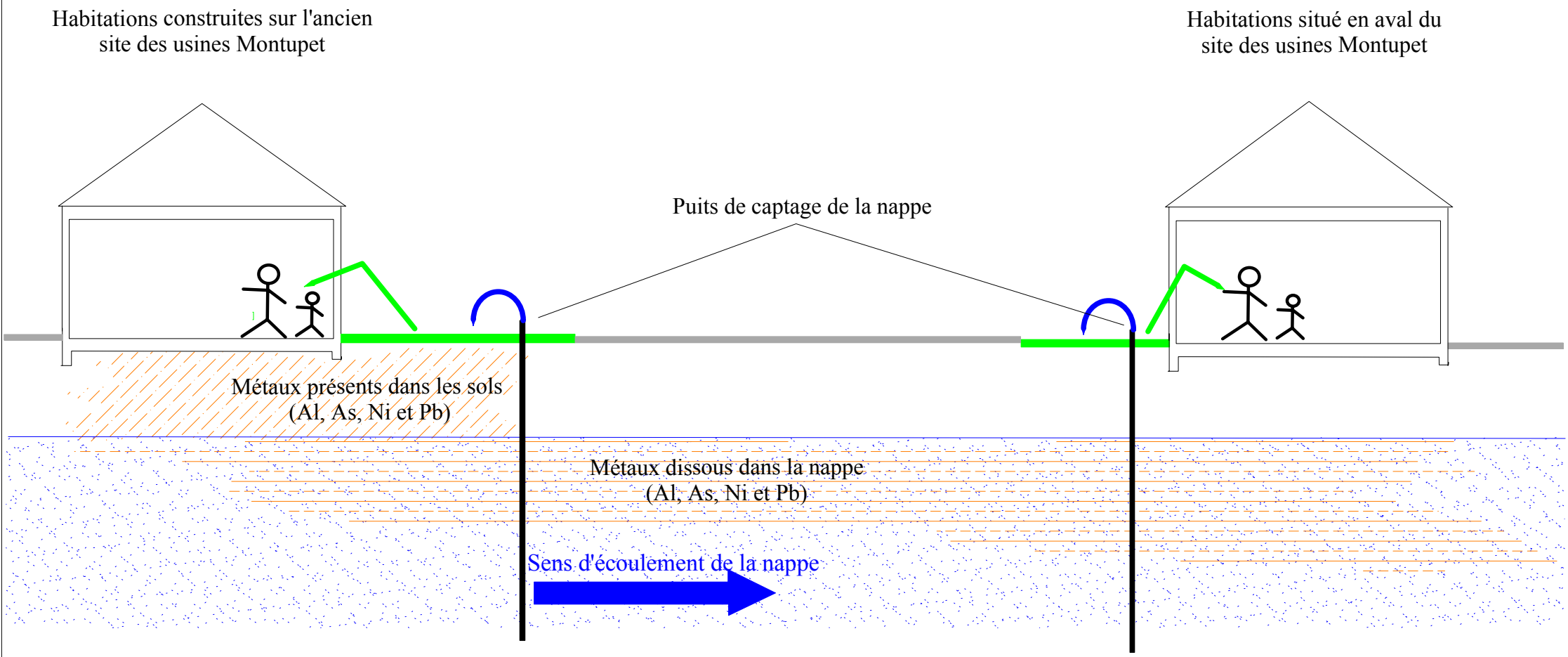
ANNEXE IV – SCHEMA DES SOURCES MODELISEES ET SCHEMA CONCEPTUEL



100 Cote piézométrique - hauteur relative (m)

Zone source de pollution modélisée

Responsable : O.BAGARD	**Modélisation des sources de pollution MONTUPET - Nogent sur Oise (60)**		ATOS - Environnement 53, rue Charles FREROT - BP91 94250 Gentilly cedex Tel:01.45.47.24.35 Fax:01.45.47.31.84
Echelle : schéma	Dessinateur : O. BAGARD Révision : Date : 29/06/06	**Client :** MONTUPET SA **Nom :** Mme SIRE **Dossier :** AEPLC6011	ATOS Environnement



Arrosage de potager avec l'eau de la nappe superficielle

Consommation de fruits et légumes autoproduits

Espace vert

Source de contaminants dans les sols (métaux)

Dallage

Dossier n° : AEPLC6011	Usines Montupet Nogent sur Oise (60) **Schéma conceptuel de l'évaluation des risques sanitaires**	**ATOS** ENVIRONNEMENT 53, rue Charles Frérot BP 91 94250 GENTILLY Tél. : 01 45 47 24 35 Fax : 01 45 47 31 84
Date : 17/07/06	Client : Société Montupet	

ANNEXE V – EQUATIONS GENERALES DU TRANSFERT DE SOLUTE EN MILIEU POREUX

Équation 1 – Équations du transport résolues dans MISP

Transport 1D vertical au toit de la nappe:

$$v_z \frac{\partial C(z,t)}{\partial z} - \theta D^{couche} \frac{\partial^2 C(z,t)}{\partial z^2} = -R^{couche}\theta \frac{\partial C(z,t)}{\partial t} - R^{couche}\theta\lambda^{couche} C(z,t)$$

Transport 3D dans la nappe:

$$R^{aqui}\Phi \frac{\partial C}{\partial t} = -q\frac{\partial C}{\partial x_i} + \Phi D_x^{aqui}\frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + \Phi D_y^{aqui}\frac{\partial^2 C}{\partial y^2} + \Phi D_z^{aqui}\frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - R^{aqui}\Phi\lambda^{aqui} C + M$$

Équation 2 – Expression de la vitesse de Darcy

$$q = -\frac{K}{\theta}\frac{\partial h}{\partial x}$$

Avec :

c : concentration de l'espèce considérée [M/L^3]

t : variable temporelle [T]

x_i : variables d'espace [L]

D^{couche} : coefficient de diffusion - dispersion dans la couche surplombant l'aquifère [L²/T]

D_x^{aqui} : coefficient de diffusion - dispersion logitudinale dans l'aquifère [L²/T]

D_y^{aqui} : coefficient de diffusion - dispersion horizontale - transverse dans l'aquifère [L²/T]

D_z^{aqui} : coefficient de diffusion - dispersion verticale - transverse dans l'aquifère [L²/T]

θ : teneur en eau volumique [-]

Φ : porosité efficace de l'aquifère [-]

q : vitesse de Darcy du fluide [L/T]

λ^{couche} ou λ^{aqui} : constante de dégradation de premier ordre de l'espèce [1/T]

R^{couche} ou R^{aqui} : facteur de retard dû à l'interaction soluté - solide [-]

M : flux massique à la surface de la nappe [M/T]

Équation 3 – Expression du coefficient de retard dans le cas d'une loi de partage linéaire

$$R = 1 + \frac{\rho_b}{\Phi} K_d$$

où :

K_d est le coefficient de partage [L^3 / M]

ρ_b est la densité apparente du milieu poreux [M/L^3]

Φ est la porosité efficiace du milieu poreux [-]

Équation 4 – Estimation du coefficient de partage

$$K_d = f_{oc}.K_{oc}$$

où

f_{oc} est la fraction de carbone du sol [-]

K_{oc} est le coeffcicient de partage avec le carbone organique $[L^3 / M]$

Équation 5 – Expression du coefficient de diffusion-dispersion

$$D_i = \alpha_i \frac{q}{\theta} + D_0 \Psi$$

où

D_i est le coefficient de diffusion - dispersion dans la direction i [L²/T]

α_i est la dispersivité dans la direction i [L]

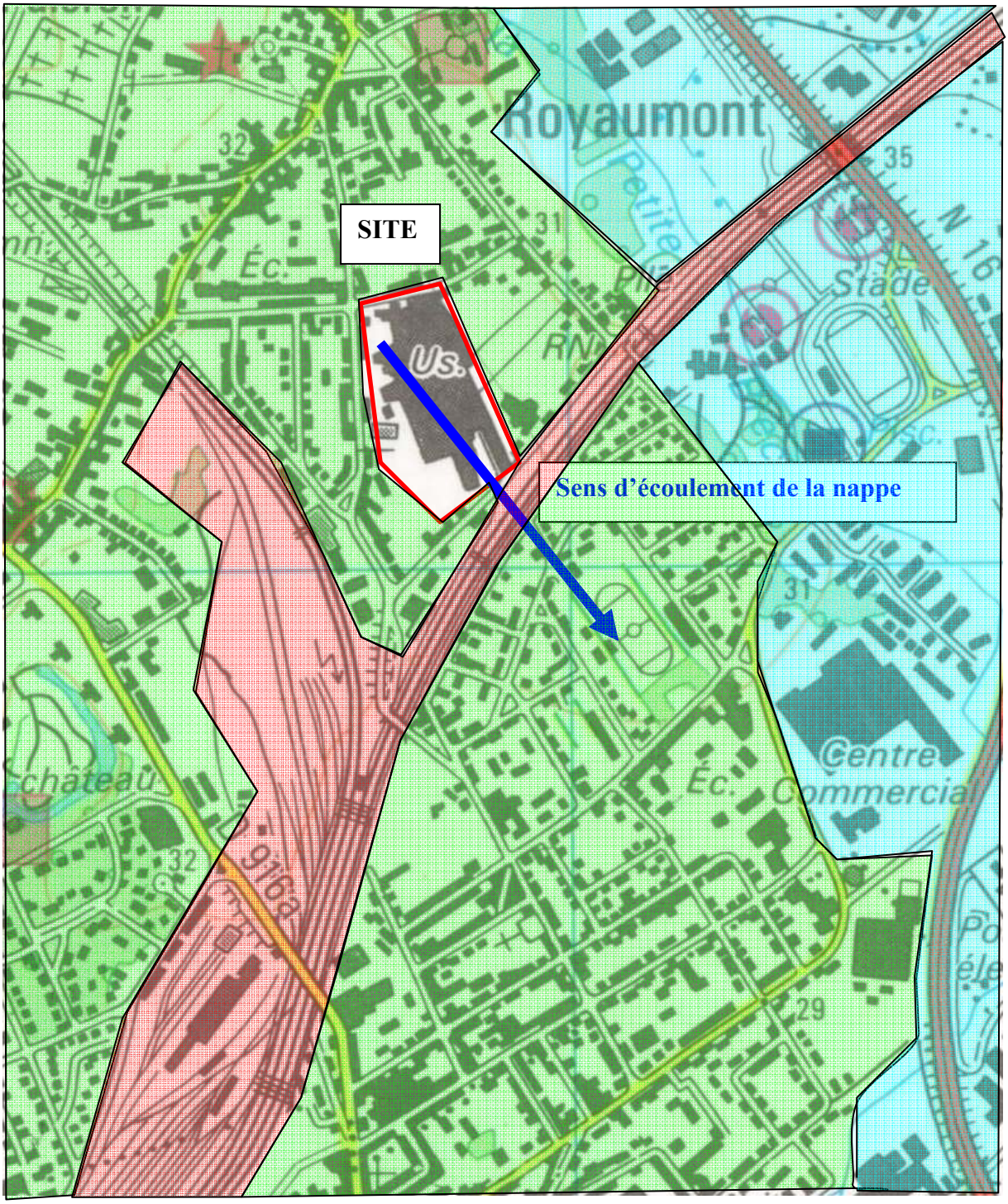
θ est la teneur en eau volumique du milieu poreux ($\theta = \Phi$ dans l'aquifère) [-]

D_0 est le coefficient de diffusion de l'espèce considérée dans l'eau pure [L²/T]

Ψ est la tortuosité du milieu [-]

ANNEXE VI – CARTE D'UTILISATION DES SOLS DANS LE VOISINAGE DE L'USINE

PLAN D'UTILISATION DES SOLS DANS LE VOISINAGE DU SITE



Logement individuel ou collectif avec jardins éventuels

Voies SNCF

Zone d'activité ou divers

ANNEXE VII – FICHES DE SELECTION DES VALEURS TOXICOLOGIQUES DE REFERENCE (VTR)

Aluminium [CAS n° 7429-90-5]

Source	valeur (mg/(kg-j))-1	valeur trans-posée ?	Durée étude	Type d'effet critique	effet sensible ?	Support	Réf	extra-polation aux faibles doses ?	méthode explicitée ?	confiance dans la VTR ?	Date de l'étude	Date de la VTR (ou de sa révision)
US EPA	na - non évalué											
RIVM*	na											
OEHHA	na											
Health Canada*	na											
OMS	na											
non évalué par le CIRC (production d'aluminium classée en 2A : cancers du poumon et de la vessie liés aux process,1987), non classé par l'EPA, non classé cancérogène par l'UE (1993)												
na												

**** ce ne sont pas les valeurs explicitées par les organismes, elles sont ici exprimées en ERU pour comparaison, à titre indicatif .***

xxxxx : souligne un point défaillant dans l'élaboration de la méthode

na = non appliqué

Aluminium [CAS n° 7429-90-5]

Source	valeur (mg/(kg-j))	valeur trans-posée ?	Durée étude	Type d'effet critique	effet sensible ?	Support	Réf	dose critique	Choix de la dose critique justifié ?	UF global	UF	Choix des UF justifiés ?	confiance dans la VTR ?	Date de l'étude	Date de la VTR (ou de sa révision)
US EPA	na														
ATSDR*	**2,0E+00**	non	6 semaines	neurotoxicité (réduction de l'activité motrice en réponse à un stimulus)	oui	souris	Golub MS &al	NOAEL (65 mg/kg-j)	oui	30	UA=3/ UH=10	non**	oui	1989	**1999**
* *valeur intermédiaire* / ** UA de 3 n'est pas expliqué ?! UH de 10 est la valeur max															
RIVM	na														
Health Canada	na														
OMS	na														

La valeur de l'ATSDR est pour une exposition intermédiaire ; toutefois, elle est la seule disponible, elle est construite avec transparente : elle est retenue : 2 mg/kg-j. Pour une étude de risque sur l'eau, la guideline est de 0,2 mg/L (OMS, 2003)

na = non appliqué

xxxxx : souligne un point défaillant dans l'élaboration de la méthode

VTR	Trans-parence	chronicité / Durée	end-point	date	support	effet	confiance	BDD	total

UA = extrapolation animal / homme

UH = variabilité inter humaine

US = extrapolation subchronique à chronique

UB = UL = extrapolation à partir d'un LOAEL ou d'un BMCL

UD = confiance/sécurité = par exemple : manque de données toxico, manque d'études de reproduction, effet critique sévère

Plomb

Source	valeur (mg/(kg-j))-1	valeur trans-posée ?	Durée étude	Type d'effet critique	effet sensible ?	Support	Réf	extra-polation aux faibles doses ?	méthode explicitée ?	confiance dans la VTR ?	Date de l'étude	Date de la VTR (ou de sa révision)
US EPA	na - classe B2 mais nombreuses incertitudes (1993). EPA souligne la réévaluation récente par le CIRC											
RIVM *	na											
OEHHA	**8,5E-03**	non	2 ans (24 mois)	tumeurs du rein		rat	Azar &al	oui	oui, LMS	NR	1973	**2002**
Health Canada*	na											
OMS	na											
Classé en 2B par le CIRC (1987) - B2 par l'EPA (1987) et 3 par l'UE (Attention, chromiate et arseniate en groupe 1 du CIRC)												
La construction de l'ERU par l'OEHHA est transparente, il apparaît pertinent de retenir cet ERU : 8,5.10-3 (mg/(kg-j))-1												

**** ce ne sont pas les valeurs explicitées par les organismes, elles sont ici exprimées en ERU pour comparaison, à titre indicatif .***

xxxxx : souligne un point défaillant dans l'élaboration de la méthode

na = non appliqué

Plomb

Source	valeur (mg/(kg-j))	valeur trans-posée ?	Durée étude	Type d'effet critique	effet sensible ?	Support	Réf	End-point	Choix de l'end-point justifié ?	UF global	UF	Choix des UF justifiés ?	confiance dans la VTR ?	Date de l'étude	Date de la VTR (ou de sa révision)
US EPA	na														
ATSDR	na														
RIVM	**3,6E-03**	valeur de l'OMS											oui (high)	1978 + 1983	**2001**
Health Canada	na														
OMS [3,5 µg/kg-j]	**3,5E-03**	non	?	augmentation du plomb dans le sang		homme	Ziegler &al + Ryu &al	non précisé, il s'agit d'une valeur sans effet (pas augmentation)		aucun			NR	1978 + 1983	**2003**

L'OMS considère que le plomb ne doit pas passer dans le sang compte tenu de son caractère bioaccumulable ; comme aucune dose de toxicité n'a encore été déterminée pour le plomb (âge, état de santé charge n plomb conditionnent le métabolisme et compliquent l'établissement des valeurs, l'OMS considère qu'il doit être évité toute contamination. Issu d'études métaboliques chez l'homme. Valeur à l'origine pour les enfant étendu à l'ensemble des groupes d'âge

Bien que de construction particulière, il semble pertinent de retenir les VTR disponibles compte tenu de la difficulté à établir un niveau de toxicité du plomb. En effet, au cours des dernières années, le plomb s'est révélé être toxique dès les plus faibles doses compte tenu de son caractère bioaccumulable.

La VTR de l'OMS est retenue : 0,0035 mg/kg-j.

na = non appliqué

xxxxx : souligne un point défaillant dans l'élaboration de la méthode

VTR	Trans-parence	chronicité / Durée	end-point	date	support	effet	confiance	BDD	total

UA = extrapolation animal / homme

UH = variabilité inter humaine

US = extrapolation subchronique à chronique

UB = UL = extrapolation à partir d'un LOAEL ou d'un BMCL

UD = confiance/sécurité = par exemple : manque de données toxico, manque d'études de reproduction, effet critique sévère

Nickel

Source	valeur (mg/(kg-j))	valeur trans-posée ?	Durée étude	Type d'effet critique	effet sensible ?	Support	Réf	End-point	Choix de l'end-point justifié ?	UF global	UF	Choix des UF justifiés ?	confiance dans la VTR ?	Date de l'étude	Date de la VTR (ou de sa révision)
US EPA	**2,0E-02**	non	2 ans	poids		rats	Ambrose et al.	NOAEL		300				1976	**1996**
ATSDR*	*na*														
RIVM	**5,0E-02**	non	2 ans	poids		rats	Ambrose et al.	NOAEL		100				1976	**2001**
OEHHA	**5,0E-02**	non	2 ans	poids		rats	Ambrose et al.	NOAEL		100				1976	**2000**
Health Canada	**5,0E-02**	non	2 ans	poids		rats	Ambrose et al.	NOAEL		100				1976	**1996**
OMS	***5,00E-03***	non	2 ans	poids		rats	Ambrose et al.	NOAEL		1000				*1976*	**2004**

Health Canada propose également une valeur établie pour le chlorure de nickel. Cependant, une telle substance ne relève pas d'une activité de fonderie.

Toutes les VTR présentées reposent sur la même étude, seuls les facteurs d'incertitude diffèrent. Par conséquent, il est proposé de retenir la valeur de l'OMS (5.10-3 mg/kg.j), valeur la plus sécuritaire et dont la mise à jour est la plus récente

na = non appliqué

xxxxx : souligne un point défaillant dans l'élaboration de la méthode

VTR	Transparence	chronicité / Durée adaptée	end-point	date	support	effet	confiance	BDD	total
RIVM	+	1+	+	+	-	/	-	-	4+
OMS	-	-	-	+	-	/	/	+	2+

UA = extrapolation animal / homme

UH = variabilité inter humaine

US = extrapolation subchronique à chronique

UB = UL = extrapolation à partir d'un LOAEL ou d'un BMCL

UD = confiance/sécurité = par exemple : manque de données toxico, manque d'études de reproduction, effet critique sévère

ANNEXE VIII – FICHES DE CALCUL DE RISQUES SANITAIRES

Voie d'exposition unique : Ingestion de végétaux

Facteurs de l'équation :	Cfe	Cfr	Cra	Cpdt	Qfe	Qfr	Qra	Qpdt	Afe	Afr	Ara	Apdt	Ef	Ed	Bw	Tm	VTR	
Cette grille de calcul de l'IEM ne doit pas être utilisée pour fixer des objectifs de réhabilitation	Concentration de la substance dans les feuilles	Concentration de la substance dans les fruits	Concentration de la substance dans les racines	Concentration de la substance dans les pommes de terre	Quantité de feuilles ingérées	Quantité de fruits ingérés	Quantité de racines ingérées	Quantité de pommes de terre ingérées	Pourcentage d'autoproduction de feuilles ingérées	Pourcentage d'autoproduction de fruits ingérés	Pourcentage d'autoproduction de racines ingérées	Pourcentage d'autoproduction de pommes de terre ingérées	Nombre de jour d'exposition théorique annuelle	Durée d'exposition théorique	Poids corporel	Période de temps sur laquelle est moyennée l'exposition (substance sans seuil d'effet : Tm est assimilé à la durée de la vie entière, prise conventionnellement égale à 70 ans)	VTR (seuil d'effet)	VTR (sans seuil d'effet)
	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	g/jour	g/jour	g/jour	g/jour	%	%	%	%	jour	an	kg	an	mg/kg/j	$(mg/kg)^{-1}$
Paramètres du scénario	2500	2500	2500	2500	61	103	61	189	40	36	40	23	365	30	70	70	2	
Substance testée	Donnée du diagnostic			,	Données issues de bases de données ou d'enquêtes de terrain											**Indice de risque :**		**0,0**
AL (adultes hors site)	**Total par jour et par personne :**			**414 g**	***Détail fruits et légumes consommés***				***Détail fruits et légumes autoproduits***						**Excès de risque individuel :**			**0,0E+00**
	Quantités annuelles par personne :				***22,2 kg***	***37,5 kg***	***22,2 kg***	***68,9 kg***	***14,6 kg***	***13,1 kg***	***14,6 kg***	***8,3 kg***						

Voie d'exposition unique : Ingestion de végétaux

Facteurs de l'équation :	Cfe	Cfr	Cra	Cpdt	Qfe	Qfr	Qra	Qpdt	Afe	Afr	Ara	Apdt	Ef	Ed	Bw	Tm	VTR	
Cette grille de calcul de l'IEM ne doit pas être utilisée pour fixer des objectifs de réhabilitation	Concentration de la substance dans les feuilles	Concentration de la substance dans les fruits	Concentration de la substance dans les racines	Concentration de la substance dans les pommes de terre	Quantité de feuilles ingérées	Quantité de fruits ingérés	Quantité de racines ingérées	Quantité de pommes de terre ingérées	Pourcentage d'autoproduction de feuilles ingérées	Pourcentage d'autoproduction de fruits ingérés	Pourcentage d'autoproduction de racines ingérées	Pourcentage d'autoproduction de pommes de terre ingérées	Nombre de jour d'exposition théorique annuelle	Durée d'exposition théorique	Poids corporel	Période de temps sur laquelle est moyennée l'exposition (substance sans seuil d'effet : Tm est assimilé à la durée de la vie entière, prise conventionnellement égale à 70 ans)	VTR (seuil d'effet)	VTR (sans seuil d'effet)
	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	g/jour	g/jour	g/jour	g/jour	%	%	%	%	jour	an	kg	an	mg/kg/j	$(mg/kg)^{-1}$
Paramètres du scénario	2500	2500	2500	2500	24	41	24	76	40	36	40	23	365	6	15	70	2	
Substance testée	Donnée du diagnostic			,	Données issues de bases de données ou d'enquêtes de terrain											**Indice de risque :**		**0,0**
AI (Enfants hors site)	**Total par jour et par personne :**			**165 g**	***Détail fruits et légumes consommés***				***Détail fruits et légumes autoproduits***						**Excès de risque individuel :**			**0,0E+00**
	Quantités annuelles par personne :				***8,7 kg***	***14,9 kg***	***8,7 kg***	***27,7 kg***	***14,6 kg***	***13,1 kg***	***14,6 kg***	***8,3 kg***						

Voie d'exposition unique : Ingestion de végétaux

Facteurs de l'équation :	Cfe	Cfr	Cra	Cpdt	Qfe	Qfr	Qra	Qpdt	Afe	Afr	Ara	Apdt	Ef	Ed	Bw	Tm	VTR	
Cette grille de calcul de l'IEM ne doit pas être utilisée pour fixer des objectifs de réhabilitation	Concentration de la substance dans les feuilles	Concentration de la substance dans les fruits	Concentration de la substance dans les racines	Concentration de la substance dans les pommes de terre	Quantité de feuilles ingérées	Quantité de fruits ingérés	Quantité de racines ingérées	Quantité de pommes de terre ingérées	Pourcentage d'autoproduction de feuilles ingérées	Pourcentage d'autoproduction de fruits ingérés	Pourcentage d'autoproduction de racines ingérées	Pourcentage d'autoproduction de pommes de terre ingérées	Nombre de jour d'exposition théorique annuelle	Durée d'exposition théorique	Poids corporel	Période de temps sur laquelle est moyennée l'exposition (substance sans seuil d'effet : Tm est assimilé à la durée de la vie entière, prise conventionnellement égale à 70 ans)	VTR (seuil d'effet)	VTR (sans seuil d'effet)
	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	g/jour	g/jour	g/jour	g/jour	%	%	%	%	jour	an	kg	an	mg/kg/j	$(mg/kg)^{-1}$
Paramètres du scénario	12	12	12	12	61	103	61	189	40	36	40	23	365	30	70	70	0,0003	1,5
Substance testée	Donnée du diagnostic			,	Données issues de bases de données ou d'enquêtes de terrain											**Indice de risque :**		**0,1**
As (Adultes hors site)	**Total par jour et par personne :**			**414 g**	***Détail fruits et légumes consommés***				***Détail fruits et légumes autoproduits***						**Excès de risque individuel :**		**1,4E-05**	
	Quantités annuelles par personne :				***22,2 kg***	***37,5 kg***	***22,2 kg***	***68,9 kg***	***14,6 kg***	***13,1 kg***	***14,6 kg***	***8,3 kg***						

Voie d'exposition unique : Ingestion de végétaux

Facteurs de l'équation :	Cfe	Cfr	Cra	Cpdt	Qfe	Qfr	Qra	Qpdt	Afe	Afr	Ara	Apdt	Ef	Ed	Bw	Tm	VTR	
Cette grille de calcul de l'IEM ne doit pas être utilisée pour fixer des objectifs de réhabilitation	Concentration de la substance dans les feuilles	Concentration de la substance dans les fruits	Concentration de la substance dans les racines	Concentration de la substance dans les pommes de terre	Quantité de feuilles ingérées	Quantité de fruits ingérés	Quantité de racines ingérées	Quantité de pommes de terre ingérées	Pourcentage d'autoproduction de feuilles ingérées	Pourcentage d'autoproduction de fruits ingérés	Pourcentage d'autoproduction de racines ingérées	Pourcentage d'autoproduction de pommes de terre ingérées	Nombre de jour d'exposition théorique annuelle	Durée d'exposition théorique	Poids corporel	Période de temps sur laquelle est moyennée l'exposition (substance sans seuil d'effet : Tm est assimilé à la durée de la vie entière, prise conventionnellement égale à 70 ans)	VTR (seuil d'effet)	VTR (sans seuil d'effet)
	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	g/jour	g/jour	g/jour	g/jour	%	%	%	%	jour	an	kg	an	mg/kg/j	$(mg/kg)^{-1}$
Paramètres du scénario	12	12	12	12	24	41	24	76	40	36	40	23	365	6	15	70	0,0003	1,5
Substance testée	Donnée du diagnostic			,	Données issues de bases de données ou d'enquêtes de terrain											**Indice de risque :**		**0,1**
As (enfant hors site)	**Total par jour et par personne :**			**165 g**	***Détail fruits et légumes consommés***				***Détail fruits et légumes autoproduits***						**Excès de risque individuel :**			**5,3E-06**
	Quantités annuelles par personne :				***8,7 kg***	***14,9 kg***	***8,7 kg***	***27,7 kg***	***14,6 kg***	***13,1 kg***	***14,6 kg***	***8,3 kg***						

Voie d'exposition unique : Ingestion de végétaux

Facteurs de l'équation :	Cfe	Cfr	Cra	Cpdt	Qfe	Qfr	Qra	Qpdt	Afe	Afr	Ara	Apdt	Ef	Ed	Bw	Tm	VTR	
Cette grille de calcul de l'IEM ne doit pas être utilisée pour fixer des objectifs de réhabilitation	Concentration de la substance dans les feuilles	Concentration de la substance dans les fruits	Concentration de la substance dans les racines	Concentration de la substance dans les pommes de terre	Quantité de feuilles ingérées	Quantité de fruits ingérés	Quantité de racines ingérées	Quantité de pommes de terre ingérées	Pourcentage d'autoproduction de feuilles ingérées	Pourcentage d'autoproduction de fruits ingérés	Pourcentage d'autoproduction de racines ingérées	Pourcentage d'autoproduction de pommes de terre ingérées	Nombre de jour d'exposition théorique annuelle	Durée d'exposition théorique	Poids corporel	Période de temps sur laquelle est moyennée l'exposition (substance sans seuil d'effet : Tm est assimilé à la durée de la vie entière, prise conventionnellement égale à 70 ans)	VTR (seuil d'effet)	VTR (sans seuil d'effet)
	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	g/jour	g/jour	g/jour	g/jour	%	%	%	%	jour	an	kg	an	mg/kg/j	$(mg/kg)^{-1}$
Paramètres du scénario	17	17	17	17	61	103	61	189	40	36	40	23	365	30	70	70	0,005	0
Substance testée	Donnée du diagnostic			,	Données issues de bases de données ou d'enquêtes de terrain											**Indice de risque :**		**0,0**
Ni (adultes hors site)	**Total par jour et par personne :**			**414 g**	***Détail fruits et légumes consommés***				***Détail fruits et légumes autoproduits***						**Excès de risque individuel :**			**0,0E+00**
	Quantités annuelles par personne :				***22,2 kg***	***37,5 kg***	***22,2 kg***	***68,9 kg***	***14,6 kg***	***13,1 kg***	***14,6 kg***	***8,3 kg***						

Voie d'exposition unique : Ingestion de végétaux

Facteurs de l'équation :	Cfe	Cfr	Cra	Cpdt	Qfe	Qfr	Qra	Qpdt	Afe	Afr	Ara	Apdt	Ef	Ed	Bw	Tm	VTR	
Cette grille de calcul de l'IEM ne doit pas être utilisée pour fixer des objectifs de réhabilitation	Concentration de la substance dans les feuilles	Concentration de la substance dans les fruits	Concentration de la substance dans les racines	Concentration de la substance dans les pommes de terre	Quantité de feuilles ingérées	Quantité de fruits ingérés	Quantité de racines ingérées	Quantité de pommes de terre ingérées	Pourcentage d'autoproduction de feuilles ingérées	Pourcentage d'autoproduction de fruits ingérés	Pourcentage d'autoproduction de racines ingérées	Pourcentage d'autoproduction de pommes de terre ingérées	Nombre de jour d'exposition théorique annuelle	Durée d'exposition théorique	Poids corporel	Période de temps sur laquelle est moyennée l'exposition (substance sans seuil d'effet : Tm est assimilé à la durée de la vie entière, prise conventionnellement égale à 70 ans)	VTR (seuil d'effet)	VTR (sans seuil d'effet)
	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	g/jour	g/jour	g/jour	g/jour	%	%	%	%	jour	an	kg	an	mg/kg/j	$(mg/kg)^{-1}$
Paramètres du scénario	17	17	17	17	24	41	24	76	40	36	40	23	365	6	15	70	0,005	0
Substance testée	Donnée du diagnostic			,	Données issues de bases de données ou d'enquêtes de terrain											**Indice de risque :**		**0,0**
Ni (Enfants hors site)	**Total par jour et par personne :**			**165 g**	***Détail fruits et légumes consommés***				***Détail fruits et légumes autoproduits***						**Excès de risque individuel :**			**0,0E+00**
	Quantités annuelles par personne :				***8,7 kg***	***14,9 kg***	***8,7 kg***	***27,7 kg***	***14,6 kg***	***13,1 kg***	***14,6 kg***	***8,3 kg***						

Voie d'exposition unique : Ingestion de végétaux

Facteurs de l'équation :	Cfe	Cfr	Cra	Cpdt	Qfe	Qfr	Qra	Qpdt	Afe	Afr	Ara	Apdt	Ef	Ed	Bw	Tm	VTR	
Cette grille de calcul de l'IEM ne doit pas être utilisée pour fixer des objectifs de réhabilitation	Concentration de la substance dans les feuilles	Concentration de la substance dans les fruits	Concentration de la substance dans les racines	Concentration de la substance dans les pommes de terre	Quantité de feuilles ingérées	Quantité de fruits ingérés	Quantité de racines ingérées	Quantité de pommes de terre ingérées	Pourcentage d'autoproduction de feuilles ingérées	Pourcentage d'autoproduction de fruits ingérés	Pourcentage d'autoproduction de racines ingérées	Pourcentage d'autoproduction de pommes de terre ingérées	Nombre de jour d'exposition théorique annuelle	Durée d'exposition théorique	Poids corporel	Période de temps sur laquelle est moyennée l'exposition (substance sans seuil d'effet : Tm est assimilé à la durée de la vie entière, prise conventionnellement égale à 70 ans)	VTR (seuil d'effet)	VTR (sans seuil d'effet)
	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	g/jour	g/jour	g/jour	g/jour	%	%	%	%	jour	an	kg	an	mg/kg/j	$(mg/kg)^{-1}$
Paramètres du scénario	28	28	28	28	61	103	61	189	40	36	40	23	365	30	70	70	0,0035	0,0085
Substance testée	Donnée du diagnostic			,	Données issues de bases de données ou d'enquêtes de terrain											**Indice de risque :**		**0,0**
Pb (adultes hors site)	**Total par jour et par personne :**			**414 g**	***Détail fruits et légumes consommés***				***Détail fruits et légumes autoproduits***						**Excès de risque individuel :**		**1,9E-07**	
	Quantités annuelles par personne :				***22,2 kg***	***37,5 kg***	***22,2 kg***	***68,9 kg***	***14,6 kg***	***13,1 kg***	***14,6 kg***	***8,3 kg***						

Voie d'exposition unique : Ingestion de végétaux

Facteurs de l'équation :	Cfe	Cfr	Cra	Cpdt	Qfe	Qfr	Qra	Qpdt	Afe	Afr	Ara	Apdt	Ef	Ed	Bw	Tm	VTR	
Cette grille de calcul de l'IEM ne doit pas être utilisée pour fixer des objectifs de réhabilitation	Concentration de la substance dans les feuilles	Concentration de la substance dans les fruits	Concentration de la substance dans les racines	Concentration de la substance dans les pommes de terre	Quantité de feuilles ingérées	Quantité de fruits ingérés	Quantité de racines ingérées	Quantité de pommes de terre ingérées	Pourcentage d'autoproduction de feuilles ingérées	Pourcentage d'autoproduction de fruits ingérés	Pourcentage d'autoproduction de racines ingérées	Pourcentage d'autoproduction de pommes de terre ingérées	Nombre de jour d'exposition théorique annuelle	Durée d'exposition théorique	Poids corporel	Période de temps sur laquelle est moyennée l'exposition (substance sans seuil d'effet : Tm est assimilé à la durée de la vie entière, prise conventionnellement égale à 70 ans)	VTR (seuil d'effet)	VTR (sans seuil d'effet)
	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	g/jour	g/jour	g/jour	g/jour	%	%	%	%	jour	an	kg	an	mg/kg/j	$(mg/kg)^{-1}$
Paramètres du scénario	28	28	28	28	24	41	24	76	40	36	40	23	365	6	15	70	0,0035	0,0085
Substance testée	Donnée du diagnostic			,	Données issues de bases de données ou d'enquêtes de terrain											**Indice de risque :**		**0,0**
Pb (Enfants hors site)	**Total par jour et par personne :**			**165 g**	***Détail fruits et légumes consommés***				***Détail fruits et légumes autoproduits***						**Excès de risque individuel :**			**7,0E-08**
	Quantités annuelles par personne :				***8,7 kg***	***14,9 kg***	***8,7 kg***	***27,7 kg***	***14,6 kg***	***13,1 kg***	***14,6 kg***	***8,3 kg***						

Voie d'exposition unique : Ingestion de végétaux

Facteurs de l'équation :	Cfe	Cfr	Cra	Cpdt	Qfe	Qfr	Qra	Qpdt	Afe	Afr	Ara	Apdt	Ef	Ed	Bw	Tm	VTR	
Cette grille de calcul de l'IEM ne doit pas être utilisée pour fixer des objectifs de réhabilitation	Concentration de la substance dans les feuilles	Concentration de la substance dans les fruits	Concentration de la substance dans les racines	Concentration de la substance dans les pommes de terre	Quantité de feuilles ingérées	Quantité de fruits ingérés	Quantité de racines ingérées	Quantité de pommes de terre ingérées	Pourcentage d'autoproduction de feuilles ingérées	Pourcentage d'autoproduction de fruits ingérés	Pourcentage d'autoproduction de racines ingérées	Pourcentage d'autoproduction de pommes de terre ingérées	Nombre de jour d'exposition théorique annuelle	Durée d'exposition théorique	Poids corporel	Période de temps sur laquelle est moyennée l'exposition (substance sans seuil d'effet : Tm est assimilé à la durée de la vie entière, prise conventionnellement égale à 70 ans)	VTR (seuil d'effet)	VTR (sans seuil d'effet)
	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	g/jour	g/jour	g/jour	g/jour	%	%	%	%	jour	an	kg	an	mg/kg/j	$(mg/kg)^{-1}$
Paramètres du scénario	3310	3310	3310	3310	61	103	61	189	40	36	40	23	365	30	70	70	2	
Substance testée	Donnée du diagnostic			,	Données issues de bases de données ou d'enquêtes de terrain											**Indice de risque :**		**0,0**
AI (adultes sur site)	**Total par jour et par personne :**			**414 g**	***Détail fruits et légumes consommés***				***Détail fruits et légumes autoproduits***						**Excès de risque individuel :**			**0,0E+00**
	Quantités annuelles par personne :				***22,2 kg***	***37,5 kg***	***22,2 kg***	***68,9 kg***	***14,6 kg***	***13,1 kg***	***14,6 kg***	***8,3 kg***						

Voie d'exposition unique : Ingestion de végétaux

Facteurs de l'équation :	Cfe	Cfr	Cra	Cpdt	Qfe	Qfr	Qra	Qpdt	Afe	Afr	Ara	Apdt	Ef	Ed	Bw	Tm	VTR	
Cette grille de calcul de l'IEM ne doit pas être utilisée pour fixer des objectifs de réhabilitation	Concentration de la substance dans les feuilles	Concentration de la substance dans les fruits	Concentration de la substance dans les racines	Concentration de la substance dans les pommes de terre	Quantité de feuilles ingérées	Quantité de fruits ingérés	Quantité de racines ingérées	Quantité de pommes de terre ingérées	Pourcentage d'autoproduction de feuilles ingérées	Pourcentage d'autoproduction de fruits ingérés	Pourcentage d'autoproduction de racines ingérées	Pourcentage d'autoproduction de pommes de terre ingérées	Nombre de jour d'exposition théorique annuelle	Durée d'exposition théorique	Poids corporel	Période de temps sur laquelle est moyennée l'exposition (substance sans seuil d'effet : Tm est assimilé à la durée de la vie entière, prise conventionnellement égale à 70 ans)	VTR (seuil d'effet)	VTR (sans seuil d'effet)
	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	g/jour	g/jour	g/jour	g/jour	%	%	%	%	jour	an	kg	an	mg/kg/j	$(mg/kg)^{-1}$
Paramètres du scénario	3310	3310	3310	3310	24	41	24	76	40	36	40	23	365	6	15	70	2	
Substance testée	Donnée du diagnostic			,	Données issues de bases de données ou d'enquêtes de terrain											**Indice de risque :**		**0,0**
AI (enfants sur site)	**Total par jour et par personne :**			**165 g**	***Détail fruits et légumes consommés***				***Détail fruits et légumes autoproduits***						**Excès de risque individuel :**			**0,0E+00**
	Quantités annuelles par personne :				***8,7 kg***	***14,9 kg***	***8,7 kg***	***27,7 kg***	***14,6 kg***	***13,1 kg***	***14,6 kg***	***8,3 kg***						

Voie d'exposition unique : Ingestion de végétaux

Facteurs de l'équation :	Cfe	Cfr	Cra	Cpdt	Qfe	Qfr	Qra	Qpdt	Afe	Afr	Ara	Apdt	Ef	Ed	Bw	Tm	VTR	
Cette grille de calcul de l'IEM ne doit pas être utilisée pour fixer des objectifs de réhabilitation	Concentration de la substance dans les feuilles	Concentration de la substance dans les fruits	Concentration de la substance dans les racines	Concentration de la substance dans les pommes de terre	Quantité de feuilles ingérées	Quantité de fruits ingérés	Quantité de racines ingérées	Quantité de pommes de terre ingérées	Pourcentage d'autoproduction de feuilles ingérées	Pourcentage d'autoproduction de fruits ingérés	Pourcentage d'autoproduction de racines ingérées	Pourcentage d'autoproduction de pommes de terre ingérées	Nombre de jour d'exposition théorique annuelle	Durée d'exposition théorique	Poids corporel	Période de temps sur laquelle est moyennée l'exposition (substance sans seuil d'effet : Tm est assimilé à la durée de la vie entière, prise conventionnellement égale à 70 ans)	VTR (seuil d'effet)	VTR (sans seuil d'effet)
	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	g/jour	g/jour	g/jour	g/jour	%	%	%	%	jour	an	kg	an	mg/kg/j	$(mg/kg)^{-1}$
Paramètres du scénario	13	13	13	13	61	103	61	189	40	36	40	23	365	30	70	70	0,0003	1,5
Substance testée	Donnée du diagnostic			,	Données issues de bases de données ou d'enquêtes de terrain											**Indice de risque :**		**0,1**
As (adultes sur site)	**Total par jour et par personne :**			**414 g**	***Détail fruits et légumes consommés***				***Détail fruits et légumes autoproduits***						**Excès de risque individuel :**			**1,5E-05**
	Quantités annuelles par personne :				***22,2 kg***	***37,5 kg***	***22,2 kg***	***68,9 kg***	***14,6 kg***	***13,1 kg***	***14,6 kg***	***8,3 kg***						

Voie d'exposition unique : Ingestion de végétaux

Facteurs de l'équation :	Cfe	Cfr	Cra	Cpdt	Qfe	Qfr	Qra	Qpdt	Afe	Afr	Ara	Apdt	Ef	Ed	Bw	Tm	VTR	
Cette grille de calcul de l'IEM ne doit pas être utilisée pour fixer des objectifs de réhabilitation	Concentration de la substance dans les feuilles	Concentration de la substance dans les fruits	Concentration de la substance dans les racines	Concentration de la substance dans les pommes de terre	Quantité de feuilles ingérées	Quantité de fruits ingérés	Quantité de racines ingérées	Quantité de pommes de terre ingérées	Pourcentage d'autoproduction de feuilles ingérées	Pourcentage d'autoproduction de fruits ingérés	Pourcentage d'autoproduction de racines ingérées	Pourcentage d'autoproduction de pommes de terre ingérées	Nombre de jour d'exposition théorique annuelle	Durée d'exposition théorique	Poids corporel	Période de temps sur laquelle est moyennée l'exposition (substance sans seuil d'effet : Tm est assimilé à la durée de la vie entière, prise conventionnellement égale à 70 ans)	VTR (seuil d'effet)	VTR (sans seuil d'effet)
	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	g/jour	g/jour	g/jour	g/jour	%	%	%	%	jour	an	kg	an	mg/kg/j	$(mg/kg)^{-1}$
Paramètres du scénario	13	13	13	13	24	41	24	76	40	36	40	23	365	6	15	70	0,0003	1,5
Substance testée	Donnée du diagnostic			,	Données issues de bases de données ou d'enquêtes de terrain											**Indice de risque :**		**0,1**
As (enfants sur site)	**Total par jour et par personne :**			**165 g**	***Détail fruits et légumes consommés***				***Détail fruits et légumes autoproduits***						**Excès de risque individuel :**			**5,7E-06**
	Quantités annuelles par personne :				***8,7 kg***	***14,9 kg***	***8,7 kg***	***27,7 kg***	***14,6 kg***	***13,1 kg***	***14,6 kg***	***8,3 kg***						

Voie d'exposition unique : Ingestion de végétaux

Facteurs de l'équation :	Cfe	Cfr	Cra	Cpdt	Qfe	Qfr	Qra	Qpdt	Afe	Afr	Ara	Apdt	Ef	Ed	Bw	Tm	VTR	
Cette grille de calcul de l'IEM ne doit pas être utilisée pour fixer des objectifs de réhabilitation	Concentration de la substance dans les feuilles	Concentration de la substance dans les fruits	Concentration de la substance dans les racines	Concentration de la substance dans les pommes de terre	Quantité de feuilles ingérées	Quantité de fruits ingérés	Quantité de racines ingérées	Quantité de pommes de terre ingérées	Pourcentage d'autoproduction de feuilles ingérées	Pourcentage d'autoproduction de fruits ingérés	Pourcentage d'autoproduction de racines ingérées	Pourcentage d'autoproduction de pommes de terre ingérées	Nombre de jour d'exposition théorique annuelle	Durée d'exposition théorique	Poids corporel	Période de temps sur laquelle est moyennée l'exposition (substance sans seuil d'effet : Tm est assimilé à la durée de la vie entière, prise conventionnellement égale à 70 ans)	VTR (seuil d'effet)	VTR (sans seuil d'effet)
	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	g/jour	g/jour	g/jour	g/jour	%	%	%	%	jour	an	kg	an	mg/kg/j	$(mg/kg)^{-1}$
Paramètres du scénario	22	22	22	22	61	103	61	189	40	36	40	23	365	30	70	70	0,005	0
Substance testée	Donnée du diagnostic			,	Données issues de bases de données ou d'enquêtes de terrain											**Indice de risque :**		**0,0**
Ni (adultes sur site)	**Total par jour et par personne :**			**414 g**	***Détail fruits et légumes consommés***				***Détail fruits et légumes autoproduits***						**Excès de risque individuel :**			**0,0E+00**
	Quantités annuelles par personne :				***22,2 kg***	***37,5 kg***	***22,2 kg***	***68,9 kg***	***14,6 kg***	***13,1 kg***	***14,6 kg***	***8,3 kg***						

Voie d'exposition unique : Ingestion de végétaux

Facteurs de l'équation :	Cfe	Cfr	Cra	Cpdt	Qfe	Qfr	Qra	Qpdt	Afe	Afr	Ara	Apdt	Ef	Ed	Bw	Tm	VTR	
Cette grille de calcul de l'IEM ne doit pas être utilisée pour fixer des objectifs de réhabilitation	Concentration de la substance dans les feuilles	Concentration de la substance dans les fruits	Concentration de la substance dans les racines	Concentration de la substance dans les pommes de terre	Quantité de feuilles ingérées	Quantité de fruits ingérés	Quantité de racines ingérées	Quantité de pommes de terre ingérées	Pourcentage d'autoproduction de feuilles ingérées	Pourcentage d'autoproduction de fruits ingérés	Pourcentage d'autoproduction de racines ingérées	Pourcentage d'autoproduction de pommes de terre ingérées	Nombre de jour d'exposition théorique annuelle	Durée d'exposition théorique	Poids corporel	Période de temps sur laquelle est moyennée l'exposition (substance sans seuil d'effet : Tm est assimilé à la durée de la vie entière, prise conventionnellement égale à 70 ans)	VTR (seuil d'effet)	VTR (sans seuil d'effet)
	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	g/jour	g/jour	g/jour	g/jour	%	%	%	%	jour	an	kg	an	mg/kg/j	$(mg/kg)^{-1}$
Paramètres du scénario	22	22	22	22	24	41	24	76	40	36	40	23	365	6	15	70	0,005	0
Substance testée	Donnée du diagnostic			,	Données issues de bases de données ou d'enquêtes de terrain											**Indice de risque :**		**0,0**
Ni (enfants sur site)	**Total par jour et par personne :**			**165 g**	***Détail fruits et légumes consommés***				***Détail fruits et légumes autoproduits***						**Excès de risque individuel :**			**0,0E+00**
	Quantités annuelles par personne :				***8,7 kg***	***14,9 kg***	***8,7 kg***	***27,7 kg***	***14,6 kg***	***13,1 kg***	***14,6 kg***	***8,3 kg***						

Voie d'exposition unique : Ingestion de végétaux

Facteurs de l'équation :	Cfe	Cfr	Cra	Cpdt	Qfe	Qfr	Qra	Qpdt	Afe	Afr	Ara	Apdt	Ef	Ed	Bw	Tm	VTR	
Cette grille de calcul de l'IEM ne doit pas être utilisée pour fixer des objectifs de réhabilitation	Concentration de la substance dans les feuilles	Concentration de la substance dans les fruits	Concentration de la substance dans les racines	Concentration de la substance dans les pommes de terre	Quantité de feuilles ingérées	Quantité de fruits ingérées	Quantité de racines ingérées	Quantité de pommes de terre ingérées	Pourcentage d'autoproduction de feuilles ingérées	Pourcentage d'autoproduction de fruits ingérés	Pourcentage d'autoproduction de racines ingérées	Pourcentage d'autoproduction de pommes de terre ingérées	Nombre de jour d'exposition théorique annuelle	Durée d'exposition théorique	Poids corporel	Période de temps sur laquelle est moyennée l'exposition (substance sans seuil d'effet : Tm est assimilé à la durée de la vie entière, prise conventionnellement égale à 70 ans)	VTR (seuil d'effet)	VTR (sans seuil d'effet)
	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	g/jour	g/jour	g/jour	g/jour	%	%	%	%	jour	an	kg	an	mg/kg/j	$(mg/kg)^{-1}$
Paramètres du scénario	37	37	37	37	61	103	61	189	40	36	40	23	365	30	70	70	0,0035	0,0085
Substance testée	Donnée du diagnostic			,	Données issues de bases de données ou d'enquêtes de terrain											**Indice de risque :**		**0,0**
Pb (adultes sur site)	**Total par jour et par personne :**			**414 g**	***Détail fruits et légumes consommés***				***Détail fruits et légumes autoproduits***						**Excès de risque individuel :**			**2,5E-07**
	Quantités annuelles par personne :				***22,2 kg***	***37,5 kg***	***22,2 kg***	***68,9 kg***	***14,6 kg***	***13,1 kg***	***14,6 kg***	***8,3 kg***						

Voie d'exposition unique : Ingestion de végétaux

Facteurs de l'équation :	Cfe	Cfr	Cra	Cpdt	Qfe	Qfr	Qra	Qpdt	Afe	Afr	Ara	Apdt	Ef	Ed	Bw	Tm	VTR	
Cette grille de calcul de l'IEM ne doit pas être utilisée pour fixer des objectifs de réhabilitation	Concentration de la substance dans les feuilles	Concentration de la substance dans les fruits	Concentration de la substance dans les racines	Concentration de la substance dans les pommes de terre	Quantité de feuilles ingérées	Quantité de fruits ingérés	Quantité de racines ingérées	Quantité de pommes de terre ingérées	Pourcentage d'autoproduction de feuilles ingérées	Pourcentage d'autoproduction de fruits ingérés	Pourcentage d'autoproduction de racines ingérées	Pourcentage d'autoproduction de pommes de terre ingérées	Nombre de jour d'exposition théorique annuelle	Durée d'exposition théorique	Poids corporel	Période de temps sur laquelle est moyennée l'exposition (substance sans seuil d'effet : Tm est assimilé à la durée de la vie entière, prise conventionnellement égale à 70 ans)	VTR (seuil d'effet)	VTR (sans seuil d'effet)
	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	g/jour	g/jour	g/jour	g/jour	%	%	%	%	jour	an	kg	an	mg/kg/j	$(mg/kg)^{-1}$
Paramètres du scénario	37	37	37	37	24	41	24	76	40	36	40	23	365	6	15	70	0,0035	0,0085
Substance testée	Donnée du diagnostic			,	Données issues de bases de données ou d'enquêtes de terrain											**Indice de risque :**		**0,0**
Pb (enfants sur site)	**Total par jour et par personne :**			**165 g**	***Détail fruits et légumes consommés***				***Détail fruits et légumes autoproduits***						**Excès de risque individuel :**			**9,2E-08**
	Quantités annuelles par personne :				***8,7 kg***	***14,9 kg***	***8,7 kg***	***27,7 kg***	***14,6 kg***	***13,1 kg***	***14,6 kg***	***8,3 kg***						