



GESTER

Nature document :
Evaluation Détaillée des risques

N° Affaire : 21.01.0174
N° Gester : 02/7027

Destinataire : M. LESTIENNE et M. CLEMENT

HUREL ARC

SITE DE TREON (28)

Evaluation Détaillée des Risques

Rapport

| | | | |
|--------------------|--------------------------|---------------------------|----------------------------|
| D | | | |
| C | | | |
| B | G. DE LACOUR | P. MONIER | P. MONIER |
| A | G. DE LACOUR | P. MONIER | P. MONIER |
| 0 | G. DE LACOUR | P. MONIER | P. MONIER |
| Rev | Rédigé (nom, date, visa) | Vérifié (nom, date, visa) | Approuvé (nom, date, visa) |
| 28 pages + annexes | | Réf. client : | Date émission : 23/01/02 |



SOMMAIRE

| | | |
|----------|--|-----------|
| 1 | Introduction | 4 |
| 2 | Principes de l'évaluation détaillée des risques pour la santé | 5 |
| 2.1 | L'identification des dangers..... | 6 |
| 2.2 | L'évaluation du rapport dose - effet..... | 6 |
| 2.3 | L'évaluation de l'exposition..... | 7 |
| 2.4 | La caractérisation des risques..... | 8 |
| 3 | Réalisation de l'évaluation des risques sanitaires | 9 |
| 3.1 | Identification du potentiel dangereux..... | 9 |
| 3.1.1 | <i>Sélection des substances</i> | 9 |
| 3.1.2 | <i>La toxicité des composés</i> | 10 |
| 3.1.3 | <i>Les Hydrocarbures totaux</i> | 10 |
| 3.1.4 | <i>Les métaux</i> | 12 |
| 3.1.5 | <i>Les sulfates</i> | 21 |
| 3.2 | Les relations dose-effet..... | 22 |
| 3.2.1 | <i>Les hydrocarbures totaux</i> | 22 |
| 3.2.2 | <i>Les métaux</i> | 24 |
| 3.2.3 | <i>Synthèse</i> | 28 |
| 3.3 | Définition des scénarii d'exposition..... | 29 |
| 3.3.1 | <i>Le schéma conceptuel</i> | 29 |
| 3.3.2 | <i>La modélisation</i> | 31 |
| 3.4 | Caractérisation du risque..... | 36 |
| 3.5 | Evaluation des incertitudes..... | 41 |
| 3.5.1 | <i>Incertitude entourant l'évaluation de la toxicité</i> | 41 |
| 3.5.2 | <i>L'incertitude entourant l'évaluation de l'exposition</i> | 42 |
| 4 | Conclusion | 43 |



ANNEXES

- 1 Localisation des forages
- 2 Schéma conceptuel
- 3 Modélisation HESP



1 INTRODUCTION

Dans le cadre de la cessation d'activités sur le site HUREL ARC de Tréon, la société GESTER a été missionnée pour réaliser un diagnostic initial – Etape B et cela afin de déterminer d'éventuelles sources de pollution au droit du site. Il a été complété par des essais de lixiviation sur échantillons de sols. Ce diagnostic n'avait pas pour objectif de cerner la répartition spatiale de la pollution.

L'étude détaillée des risques a pour objectif:

- de définir un potentiel impact sur la santé humaine,
- d'orienter le mode de traitement et les coûts associés.

Cette étude fait suite aux documents :

- Etude Simplifiée des Risques – GESTER – Décembre 2001 ;
- Rapport GESTER, diagnostic initial - Phase B, daté du 5 Octobre 2001.
- Rapport. ANTEA d'octobre 2000 A 21414/A "Etape A de l'étude de sol";
- Note SGS Qualitest du 26 Janvier 1996 "Prélèvements et analyses de sols sur les sites Hurel Arc" dont Tréon.

Les résultats du diagnostic initial ont été présentés à la DRIRE le 25/10/2001, au cours de cette réunion la DRIRE a demandé qu'une Etude Détaillée des Risques soit réalisée.



2 PRINCIPES DE L'ÉVALUATION DÉTAILLÉE DES RISQUES POUR LA SANTÉ

L'évaluation détaillée des risques pour la santé est un outil d'analyse au service de la politique de gestion des sites et sols pollués. A ce titre, elle doit répondre aux principes suivants :

- Le principe de précaution (loi du 2 février 1995),
- Le principe de proportionnalité (qui veille à ce qu'il y ait cohérence entre le degré d'approfondissement de l'étude et de l'importance de la pollution et son incidence prévisible),
- Le principe de spécificité.

L'évaluation de risques doit s'appuyer sur les connaissances scientifiques du moment et les données propres au site. Néanmoins, compte tenu du déficit de connaissances et des incertitudes inhérentes à l'évaluation des risques, l'évaluateur est amené à faire des hypothèses et à prendre des options pour mener à bien son analyse. Ce sont les principes de précaution et de proportionnalité qui doivent guider les choix de l'évaluateur. Ces choix doivent être systématiquement présentés et expliqués, leurs conséquences sur la quantification du risque doivent être évaluées.

Classiquement, quatre étapes sont décrites dans la démarche d'évaluation des risques pour la santé.

- L'identification du potentiel dangereux, qui consiste à estimer les effets indésirables qu'une substance est intrinsèquement capable de provoquer chez l'homme.
- L'évaluation du rapport dose – effet : l'estimation de la relation entre la dose ou le niveau d'exposition à une substance, et l'incidence ou la gravité de cet effet.
- L'évaluation de l'exposition consiste à déterminer les voies de passage du polluant vers la cible, ainsi qu'à estimer la fréquence, la durée et l'importance de l'exposition.
- La caractérisation des risques correspond à la synthèse des informations issues de l'évaluation de la toxicité sous la forme d'une expression quantitative du risque. Les incertitudes sont évaluées et les résultats interprétés.



2.1 L'identification des dangers

Il faut identifier l'ensemble des substances dangereuses pour l'homme susceptibles d'être rencontrées sur le site. Le choix de les retenir (ou non) repose sur la détection effective de la substance sur le site, sur la relation dose effet attribuable à la substance, sur le comportement de la substance dans l'environnement (persistance, produits de dégradation...).

L'identification du potentiel dangereux consiste à définir les effets indésirables provoqués chez l'homme par une substance : effets cancérigènes, systémiques (se produisant à distance du point d'introduction), mutagènes, tératogènes...

Il est habituel de distinguer les substances pour lesquelles il existe un effet à seuil (à partir duquel l'effet se manifeste) des effets sans seuil (le risque cancérigène est l'exemple type).

2.2 L'évaluation du rapport dose - effet

Elle permet de définir une relation quantitative entre la dose administrée et l'incidence de l'effet produit de manière à quantifier la fréquence et la gravité des effets.

Trois voies d'exposition sont possibles :

- l'inhalation
- l'ingestion
- l'absorption cutanée

Les valeurs toxicologiques sont valables pour une voie d'exposition donnée et une durée d'exposition (chronique, sub-chronique ou aiguë)

Pour les effets cancérigènes, la relation entre la dose d'exposition chez l'homme et la probabilité de développer un cancer est exprimée sous la forme d'un indice représentant un excès de risque unitaire (ERU). Les valeurs américaines sont les suivantes :

- Oral slope factor ((mg/kg.j)⁻¹) pour l'ingestion
- Inhalation Unit Risk ((µg/m³)⁻¹) par voie respiratoire.



Ces indices sont définis à partir d'études toxicologiques et/ou épidémiologiques sur l'homme ou l'animal auxquels sont appliqués divers modèles d'extrapolation. Les valeurs définissent la pente de la courbe de la relation doses – effets et expriment l'accroissement du risque de développer un cancer pour un accroissement de la dose journalière d'exposition.

Pour les effets à seuil, des valeurs seuils applicables à l'homme sont extrapolées à partir d'études expérimentales pour un type d'effets et une voie d'exposition en prenant en compte des facteurs d'incertitude (variabilité inter et intra espèce, durée d'exposition...)

Les seuils de référence acceptables chez l'homme proposés par l'USEPA sont :

- la dose de référence (RfD) en mg/kg/j par ingestion
- la RfC (Concentration de référence) en mg/m³ par inhalation

2.3 L'évaluation de l'exposition

L'exposition résulte de l'existence d'un danger, d'une voie de transfert et d'une cible. Il convient donc de collecter les données concernant :

- Les différents types de populations concernées, en fonction des activités, de leur âge, de leur sensibilité,
- Les aménagements sur ou près du site pour définir les usages,
- Les caractéristiques du site qui peuvent favoriser la mobilité des polluants ou l'exposition des populations.

L'évaluation de l'exposition humaine aux polluants d'un sol va donc consister à évaluer la contamination des différents compartiments environnementaux à partir de la pollution du sol, puis la possibilité d'absorption ou la quantité de polluant absorbée par l'organisme en fonction de l'usage du sol, du compartiment et des caractéristiques physiologiques humaines. Elle fait appel à la modélisation.

La contamination des différents compartiments est liée au devenir et au comportement du polluant considéré, c'est à dire à sa biodégradabilité naturelle et à divers phénomènes de transfert.



L'évaluation de l'exposition aboutit au calcul d'une dose journalière d'exposition (DJE) à partir des voies d'exposition jugées pertinentes eu égard à l'usage du site. La DJE est la somme des doses journalières de polluants pour chaque voie d'exposition considérée.

2.4 La caractérisation des risques

L'étape de caractérisation des risques est l'étape de synthèse. Elle doit prendre en compte les voies d'exposition, les différentes substances, les effets (de type aigu, subchronique et chronique).

Un niveau de risque acceptable est défini, d'après la circulaire du 10 décembre 1999 :

- pour les effets cancérogènes, l'ERI (excès de risque individuel) représente la probabilité d'occurrence que la cible développe l'effet associé à la substance du fait de l'exposition considérée, il est comparé à la valeur 10^{-5} .
- Pour les effets non cancérogènes, l'indice de risque (IR) représente la possibilité de survenue d'effets toxiques, il est comparé à la valeur 1.

Elle aboutit à une expression qualitative et/ou quantitative du risque. Des objectifs de qualité sont définis, en introduction à la gestion du risque. Il est important à ce stade de l'étude d'estimer les incertitudes et l'adéquation à la réalité pour apprécier le niveau de confiance à accorder à l'étude.



3 REALISATION DE L'EVALUATION DES RISQUES SANITAIRES

3.1 Identification du potentiel dangereux

3.1.1 Sélection des substances

Les composés recherchés, sur l'ensemble du site, pour le diagnostic initial (phase B) réalisé par GESTER (rapport d'octobre 2001) ont été définis à partir des informations historiques et des exigences de la DRIRE soit:

- Les métaux (antimoine, aluminium, argent, arsenic, baryum, béryllium, bismuth, bore, cadmium, cérium, chrome, cobalt, cuivre, étain, fer, lithium, lanthane, manganèse, molybdène, nickel, niobium, plomb, potassium, silicium, strontium, vanadium, zinc, zirconium),
- Les sulfates,
- Le fluor total,
- Les nitrites, nitrates et azote kjeldahl
- Les hydrocarbures totaux.

Les composés retenus pour l'évaluation détaillée des risques sont :

- Les sulfates

Les 3/4 des échantillons analysés pour leur contenu en sulfates ont montré des teneurs comprises entre 3300 et 14800 mg/kg; la teneur moyenne étant de 7 400 mg/kg soit vingt fois la valeur du fond géochimique.

- Les hydrocarbures totaux (hors BTEX et HAP)

De fortes teneurs en hydrocarbures totaux ont été détectées au droit de l'ancien poste de distribution (Sp5) et à proximité directe de la cuve (Sp3). L'extension verticale de cette pollution est limitée aux 20 premiers centimètres de terrain. Les concentrations en HCT sont respectivement, au droit de ces deux points, de 2810 et 13 390 mg/kg.



- Les métaux (arsenic, cadmium, cuivre, nickel, plomb, strontium, zinc)

Sept des huit échantillons analysés en arsenic présentent des concentrations de 1 à 60 fois supérieures à cinq fois le fond géochimique.

Cinq parmi les huit échantillons prélevés analysés pour leur teneur en cadmium présentent des concentrations supérieures à 5 fois le fond géochimique. Ces teneurs sont particulièrement élevées au droit de Sp2, Sp5 et St8 (atelier de fabrication de sulfate de cuivre).

Pour le cuivre, 7 parmi les 8 échantillons analysés présentent des concentrations extrêmement importantes (atteignant un pic de 44 695 mg/kg au droit de l'atelier de fabrication de sulfate de cuivre).

Les teneurs en nickel, plomb, zinc et strontium sont suffisamment importantes pour qu'elles soient prises en compte dans cette EDR.

3.1.2 *La toxicité des composés*

Les informations relatives à la toxicité des composés sont extraites des fiches INRS correspondantes. Toutefois, si aucune information n'était référencée, la base ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry) et la base de données RAIS (Risk Assessment Information System) ont été consultées. Les profils toxicologiques des composés de RAIS ont été développés à partir des informations de l'United States Environmental Protection Agency's Integrated Risk Info, de Health Effects Assessment Summary (HEAST).

3.1.3 *Les Hydrocarbures totaux*

Les hydrocarbures aliphatiques non-substitués

Il s'agit des composés :

- C5 à C8 (pentane à octane) = liquides volatils ;
- C9 à C16 (nonane à hexadécane) = liquides peu volatils
- + de C16 = solides.



Ils sont en majeure partie dérivés du pétrole.

Il est possible qu'une exposition répétée aux vapeurs d'hydrocarbures aliphatiques comme d'ailleurs à divers solvants volatils (hydrocarbures alicycliques et aromatiques, hydrocarbures halogénés), favorise le développement d'altérations comportementales (syndrome psycho-organique) qui peut évoluer selon 3 phases :

- Phase 1, le syndrome neurasthénique, caractérisé par une asthénie physique: fatigue, tendance dépressive, réactions affectives exagérées, ralentissement des temps de réaction.
- Phase 2, le syndrome dysphorique, caractérisé par une alternance de dépressions et irritabilité, plaintes psychosomatiques de la personnalité de base, activation des traits névrotiques.
- Phase 3, un syndrome démentiel ou un syndrome psycho-organique portant sur la personnalité, l'affectivité, la fonction mnésique (mémoire) ou les fonctions intellectuelles.

Des manifestations neurologiques périphériques ont été induites par l'exposition chronique à certains hydrocarbures aliphatiques, en particulier le n-hexane.

Les alcanes liquides (C5 à C16) sont principalement des solvants des graisses, le contact cutané répété ou prolongé entraîne une irritation de la peau.

« La toxicité pulmonaire chronique des vapeurs (et non des gouttelettes) de solvants reste à démontrer sur le plan épidémiologique et/ou clinique mais est théoriquement possible vu les observations animales » (R. Lauwerys, 2000).

Selon Dossing et al (1983), les hydrocarbures aliphatiques (et aromatiques) non substitués seraient hépatotoxiques (pouvant provoquer une stéatose et des nécroses). Ces effets n'ont toutefois pas été confirmés.

Globalement il apparaît que les hydrocarbures aliphatiques non substitués, dont le nombre de carbone est compris entre 13 et 35 ne sont pas des substances cancérigènes.



Les hydrocarbures alicycliques

La toxicité des hydrocarbures alicycliques ressemble à celle des hydrocarbures aliphatiques : ce sont des déprimants du système nerveux central et des anesthésiques, des irritants des muqueuses et de la peau.

3.1.4 Les métaux

◆ L'arsenic

La toxicité de l'arsenic inorganique dépend de sa valence : les composés trivalents (As^{3+}) comme le trioxyde d'arsenic, le trisulfure d'arsenic sont généralement plus toxique que les composés pentavalent (As^{5+}) comme le pentoxyde d'arsenic, l'arséniate de sodium.

Les composés arséniés inorganiques solubles dans l'eau sont absorbés au travers du tractus gastro-intestinal (>90%) et des poumons, puis distribués principalement dans le foie, les reins, les poumons, la rate et la peau ; ils sont ensuite excrétés par voie urinaire.

Au niveau de l'organisme, l'arsenic pentavalent est réduit en arsenic trivalent, transformé par méthylation au niveau du foie en un composé moins toxique : l'acide cacodylique (ATSDR, 1989).

Une intoxication chronique à l'arsenic agit sur de multiples organes :

- une irritation cutanée ;
- une atteinte des muqueuses (rhinite, perforation de la cloison nasale, gingivite) ;
- une polynévrite (atteinte des nerfs) sensitivomotrice des membres inférieurs ;
- une atteinte sanguine (anémie) ;
- des atteintes digestives, hépatiques, rénales, cardiovasculaires.

Ce qui se traduit par une fatigue chronique, la diminution d'attention, la perte de l'appétit, la perte de cheveux, la perte de poids et les troubles mentaux (Hindmarsh et McCurdy, 1986).



Les organes cibles sont principalement la peau (hyperpigmentation), le système nerveux et le système vasculaire.

L'arsenic et ses composés sont classés comme cancérigène pour l'homme (groupe 1) par le Centre International de Recherche contre le Cancer (1987) et groupe A « cancérigène pour l'homme » par l'USEPA (Agence de Protection de l'Environnement Américaine).

◆ Le cadmium

Le cadmium est un élément métallique naturel. Dans un sol, le cadmium est retrouvé sous la forme minérale combiné avec des éléments comme l'oxygène (oxyde de cadmium), le chlorure (chlorure de cadmium) ou les sulfures (sulfure et sulfite de cadmium).

Les voies majeures de pénétration du polluant dans l'organisme sont l'inhalation et l'ingestion, l'absorption par contact cutané ne représentant qu'une voie de pénétration relativement faible (ATSDR, 1989).

L'absorption du cadmium par inhalation est fonction de la forme de la particule et de sa taille (les particules inférieures ou égales à 100 µm de diamètre aérodynamique pourront être inhalées et celles inférieures à 10 µm de diamètre se retrouveront au niveau des alvéoles pulmonaires). Le passage du cadmium s'effectuera au travers les muqueuses vers le système sanguin. Actuellement l'absorption du cadmium par l'inhalation est estimée entre 30 et 60% de la fraction inhalée pour l'homme (Friberg et al., 1974 ; Elinder et al., 1976).

Par ingestion, le cadmium est absorbé plus efficacement par le foie (à hauteur de 30 à 60%) que par le tractus gastro-intestinal (Nordberg et al, 1985). L'absorption du cadmium par l'organisme peut décroître par la présence de cations divalents ou trivalents (Zn^{2+} , Mg^{2+} , Cr^{3+}) et augmenter par des manques de fer et de calcium.

Le cadmium rejoint alors le système sanguin, il sera transporté par les cellules sanguines et les protéines à poids moléculaire élevé comme l'albumine ; il s'accumulera (de 50 à 70 % du cadmium présent dans le corps) ensuite au niveau des reins et du foie (Goyer, 1991).



Le cadmium est un toxique cumulatif, son élimination très lente explique l'évolution progressive des manifestations pathologiques, même après l'arrêt de l'exposition.

L'élimination s'effectue principalement via l'urine avec une moyenne pour l'homme de 2 à 3 µg par jour (ATSDR, 1989). Pour le cadmium ingéré, la partie non absorbée est éliminée par voie fécale. Selon ATSDR (1998), l'excrétion par voie fécale serait d'environ 0.01% du cadmium total présent dans le corps.

Pour une exposition chronique par voie orale, les effets du cadmium se traduisent par une toxicité rénale. Le signe le plus précoce de l'intoxication cadmique est un dysfonctionnement des tubules proximaux (rein), se traduisant par une augmentation dans l'excrétion urinaire des protéines de faible masse molaire (tubulopathie).

Ce dysfonctionnement rénal implique des lésions de type ostéomalacie (manifestations osseuses), des ostéoporoses ainsi que des fractures spontanées surtout localisées au niveau du bassin, des omoplates et du col du fémur.

L'association tubulopathie et ostéomalacie sévère a été observée au Japon (maladie de Itai Itai) lors d'intoxications alimentaires provoquées par la pollution des eaux d'irrigation des cultures.

L'inhalation chronique de poussières ou fumées de cadmium entraîne des manifestations rénales, hépatiques et pulmonaires. Elles sont caractérisées par une protéinurie (dysfonctionnement rénal) ainsi que des troubles ventilatoires, des maux de tête, des rhinites et des bronchites chroniques.

Des études épidémiologiques ont indiqué qu'une exposition au cadmium présent dans la nourriture ou l'eau de boisson n'induit pas d'effets cancérogènes (Bernard et Lauwerys, 1986). Cependant le CIRC (Centre International de Recherche contre le Cancer) a classé le cadmium dans le groupe 1 soit « Cancérogène pour l'homme ».



◆ Le cuivre

Le cuivre est un nutriment essentiel pour l'homme, il est normalement présent dans une grande variété de tissus (ATSDR,1990).

Le cuivre peut-être absorbé par ingestion, inhalation et contact cutané.

L'absorption par le tractus gastro-intestinal est régulée par homéostasie ce qui permet de conserver un équilibre entre le cuivre ingéré et le cuivre éliminé (Goyer, 1991 ; USEPA, 1987).

Les études traitant de l'absorption du cuivre par inhalation sont limitées. Chez l'homme, des dépôts de cuivre ont été observés au niveau des poumons et du foie chez les travailleurs exposés aux sulfates de cuivre. Chez le rat, des oxydes de cuivre ont été trouvés dans la partie alvéolaire du poumon, 3 heures après une exposition aux poussières générées par des copeaux de cuivre métallique (Bastura,1969).

L'absorption du cuivre par contact cutané a été démontrée sur une peau humaine « intacte ».

Très peu d'études traitent de la toxicité du cuivre pour une exposition chronique, les troubles observés chez les personnes atteintes de la maladie de Wilson proviennent essentiellement de l'accumulation de cuivre dans les tissus et se traduisent par des troubles génétiques, rénaux et hépatique (anémie par hémolyse).

Aucune étude épidémiologique ou toxicologique ne permet de mettre en évidence des effets cancérigènes lors d'exposition au cuivre, c'est pourquoi l'USEPA (1991) a classé le cuivre dans le groupe D « non classable comme cancérigène pour l'homme ».

◆ Le nickel

A l'inverse des dérivés insolubles (NiO par exemple), les sels solubles de nickel sont aisément absorbés par les voies pulmonaire et digestives et plus faiblement par voie cutanée.

Le nickel n'est pas un toxique cumulatif, la majorité des quantités absorbées est rapidement excrétée . L'excrétion s'effectue principalement par voie urinaire avec une demi-vie comprise entre 17 et 39 heures (Tossavainen et al.).



Les principales informations relatives au potentiel dangereux du nickel proviennent d'intoxications industrielles. Il a été principalement observé des allergies cutanées (dermites) et respiratoires et une action cancérigène.

Les dermites étaient observées par l'emploi de sels de nickel dans l'industrie. Cette lésion appelée également gale du nickel, eczéma du nickel, apparaît surtout chez les travailleurs occupés aux opérations de nickelage. L'éruption cutanée ne se localise pas uniquement à l'endroit de contact mais à tendance à se généraliser (Fisher et Shapiro).

Contrairement au chrome, le nickel métal est aussi un allergisant.

L'allergie respiratoire est rare. Des cas d'asthme associés à l'inhalation de sels de nickel ont cependant été rapportés (Davies; Malo et al.).

Le nickel, sous certaines formes, est cancérigène. Une augmentation du risque de cancer des fosses nasales et des poumons a été décelée chez les travailleurs d'usine de production de nickel. Le risque cancérigène semble surtout associé à une exposition aux composés peu solubles tels le bisulfure de nickel et l'oxyde de nickel. Une revue de l'ensemble des données épidémiologiques a abouti à la conclusion que le risque de cancer des voies respiratoires est accru lorsque la concentration atmosphérique en nickel soluble dépasse 1mg Ni/m³ et celle des dérivés insolubles 10 mg Ni/m³ (Report of the International Committee on nickel Carcinogenesis in Man

L'IARC a classé le nickel et ses alliages dans le groupe 2B "peut-être cancérigènes pour l'homme"

◆ Le plomb

Le plomb organique n'a pas été traité car il ne concerne pas la présente étude.

Bien que le plomb soit l'un des plus anciens métaux utilisés et que son action toxique fût décrite depuis Hippocrate (370 ap.J.C), les divers mécanismes de son action toxique ne sont pas encore complètement élucidés. Le plomb interfère avec un grand nombre de processus biochimiques mais il est difficile d'apprécier si toutes les interférences peuvent entraîner des répercussions cliniques importantes.

Les voies d'entrée dans l'organisme du plomb inorganique sont:



- la voie respiratoire par inhalation de vapeurs, de fumées et de fines poussières de plomb. Le transfert entre le compartiment pulmonaire et le sang s'effectue essentiellement par diffusion après dissolution des particules dans la muqueuse pulmonaire. Dans les poumons, la majorité du plomb déposé est absorbé avec une demi-vie d'environ 6 heures.

L'inhalation de poussières et de fumées plombifères semble constituer la principale cause d'exposition en milieu professionnel. Selon Kehoe, chez l'homme adulte, plus de 50% des composés de plomb retenus dans les poumons sont absorbés, tandis que ces mêmes composés, lorsqu'ils sont ingérés, sont presque entièrement éliminés avec les fécès, moins de 10% étant absorbé par le tube digestif.

- La voie orale :
 - soit par ingestion du plomb d'abord inhalé puis transporté vers le nasopharynx par les processus de clairance pulmonaire,
 - soit par ingestion directe du plomb (mains, alimentation, cigarettes ou autres objets souillés de plomb portés à la bouche.

L'absorption intestinale du plomb s'effectue à la fois par un mécanisme de diffusion passive et un transport actif, selon Moore et al. L'absorption est plus élevée chez la femme que chez l'homme, et dépend de la forme sous laquelle le plomb est ingéré.

Par ailleurs, s'il est exact que le taux d'absorption du plomb présent dans les aliments ne dépasse pas 10%, l'absorption peut atteindre 40 à 50% lorsque le plomb est ingéré en l'absence d'aliments (situation possible en milieu du travail).

Chez l'enfant l'intoxication saturnine découle essentiellement de l'ingestion de plomb particulaire.

L'élimination du plomb absorbé est réalisée essentiellement par voie urinaire (80%), une certaine quantité peut cependant être éliminée par la bile, les sécrétions gastro-intestinales, la sueur et les phanères. Chez un sujet normal, la quantité de plomb éliminée dans les fèces représente environ 95% de la quantité ingérée (25 à 300 µg/j).

- La voie cutanée: l'absorption cutanée du plomb inorganique semble faible. Quant au plomb organique, tel que le naphthénate de plomb présent dans certaines graisses



et huiles industrielles, il peut être absorbé par voie cutanée (Hine et al.; Van Peteghem et de Vos).

L'intoxication chronique au plomb se décompose en trois phases:

- le présaturisme ou phase d'imprégnation : plombémie < 60-70 µg/100 ml de sang. Il se traduit par une fixation osseuse et une absence de signes cliniques. Toutefois, des signes infracliniques et biologiques permettent de conclure à une absorption de plomb,
- une intoxication franche : plombémie > 60µg/100 ml de sang, manifestée par une élévation progressive de la plombémie, une augmentation de la fixation osseuse, une apparition symptomatologique clinique mineure,
- une intoxication ancienne : présence de séquelles.

Les principales actions du plomb par intoxication chronique sont :

- des manifestations digestives : elles se traduisent par des coliques saturnines en cas d'intoxication grave (plombémie supérieure à 100-150 µg/100 ml de sang) ; plusieurs jours de constipation précèdent souvent l'attaque de coliques. Elles se caractérisent par des douleurs périombilicales très vives qui diffusent ensuite dans tout l'abdomen.
- une atteinte neurologique centrale. L'encéphalopathie saturnine est la manifestation la plus grave du saturnisme, elle se rencontre aussi chez l'enfant par ingestion de plomb. Les manifestations chroniques se manifestent par une perte des capacités intellectuelles, troubles de la mémoire, céphalées, surdités.
- une atteinte neurologique périphérique, caractérisée par une polynévrite motrice générant faiblesses musculaires, crampes, douleurs musculaires, paralysies locales. Cette atteinte est généralement réversible aux stades précoces de l'affection et régresse lentement à l'arrêt de l'exposition. En cas d'atteinte sévère, la guérison peut être incomplète.
- une atteinte rénale, habituellement légère et réversible, peut-être décelée chez certains sujets. Elle est caractérisée par une atteinte tubulaire discrète et/ou une légère réduction du taux de filtration glomérulaire. La répétition des épisodes d'intoxication et/ou une exposition intense de longue durée pourrait aboutir au développement d'une néphrite chronique.



- une hypertension artérielle observée sous deux formes : d'une part l'hypertension paroxystique souvent associée aux coliques de plomb, elle est attribuée à un spasme des artères rénales ; d'autre part une hypertension permanente. Actuellement compte tenu des conditions d'hygiène en vigueur, ce dernier risque semble fortement réduit (Cramer et Dahlberg ; Maheswaran et al.)
- des troubles hématologiques. L'anémie résulte essentiellement de l'inhibition du système de l'hème ainsi que de l'accélération de la destruction des globules rouges. L'anémie franche se développe rarement quand la plombémie reste inférieure à 80 µg/100 ml de sang.
- Une atteinte thyroïdienne. La dépression de la captation d'iode par la thyroïde a été observée chez des travailleurs intoxiqués au plomb (Sandstead, et al, 1969).
- Des effets sur la reproduction : l'intoxication sévère au plomb est associée à un risque accru de stérilité, d'avortement, de morbidité et de mortalité péri-natale. Les risques potentiels liés à une faible exposition au plomb ne sont pas encore élucidés.

Rappelons que le plomb peut induire un cancer chez l'animal. Les enquêtes épidémiologiques pratiquées à ce jour ne suggèrent pas une action cancérogène du plomb chez l'homme (Cooper et Gaffey). Les différentes études laissent apparaître un léger excès de cancers. Toutefois, selon Lauwerys, les données disponibles ne permettent pas de classer le plomb parmi les cancérigènes humains.

Certaines données expérimentales suggèrent que le plomb pourrait agir comme agent cancérigène promoteur.

L'IARC a classé le plomb et ses dérivés inorganiques dans le groupe 2B "peut-être cancérigènes pour l'homme".

◆ Le strontium

Aucun effet toxique provenant d'une utilisation industrielle du strontium non radioactif n'a été rapporté.



Une ingestion accidentelle de strontium peut provoquer des troubles gastro-intestinaux et des crampes musculaires. Par contre, l'isotope radioactif Sr 90 est directement impliqué comme agent provoquant des cas de leucémie. Possédant une demie-vie de 28 ans, le Sr 90 émis lors d'explosions nucléaires, s'accumule dans les os. Il est donc plus dangereux.

L'absorption peut se réaliser par inhalation ou par ingestion.

Le strontium est un élément ubiquiste dans la géosphère pour des concentrations relativement élevées (400 ppm). Il est présent dans tous les organismes vivants et est omniprésent dans les tissus humains. La teneur moyenne en Sr pour un homme adulte américain de 70 kg est de 320 mg.

Cette substance ne fait l'objet d'aucune classification en matière de cancérogénicité.

◆ Le zinc

Le zinc ne se trouve pas sous forme libre dans un sol, il est plus communément associé à un sulfate, un oxygène, un chlorure ou un cyanure.

Le zinc est un élément essentiel, la dose journalière recommandée varie entre 15 mg pour un homme adulte et 5 mg pour un enfant.

L'absorption gastro-intestinale du zinc est variable (20 à 80%), elle dépend des caractères chimiques des composés et de la quantité de zinc dans le corps (USEPA, 1984). Pour un individu qui possède une concentration « normale » en zinc dans le corps, l'absorption gastro-intestinale est de 20 à 30%.

L'absorption pulmonaire est limitée et dépend du potentiel d'absorption gastro-intestinal.

Le zinc est présent dans tous les tissus, une concentration plus importante est observée au niveau de la prostate (Bertholf, 1988), du foie, des reins, du cœur et du pancréas (Stokinger, 1981). La majeure partie est utilisée pour la synthèse protéinique de la métallothionéine.

L'excédent de zinc est excrété en majeure partie au niveau des fèces et de l'urine.



Le zinc n'est pas toxique mais l'expérimentation animale et certains cas d'ingestion accidentelle ont montré que les sels solubles le sont.

Il a été remarqué qu'une exposition chronique par voie orale peut engendrer une anémie ainsi que des troubles gastro-intestinaux.

Le zinc est classé D par l'USEPA soit « non classifiable comme cancérigène pour l'homme ».

3.1.5 Les sulfates

L'effet laxatif est le principal effet observé lors de l'ingestion d'une dose massive de sulfates (Daniels 1988; NAS, 1977); les enfants étant plus sensibles à ces effets que les adultes. Le mécanisme expliquant les effets laxatifs provoqués par ces ions sulfates sur la santé est complexe et encore peu compris.

Afin de protéger la santé des enfants, une valeur limite pour l'eau de consommation a été fixée à la fois par l'OMS mais aussi par "the European Standards for Drinking Water". Ainsi il est recommandé que la teneur en sulfate ne dépasse pas 250 mg/L.

L'US EPA (1990) a également identifié une LOAEL (Lowest Observed Adverse Effect Level) de 630 mg/l basée sur les diarrhées provoquées par l'ingestion d'eau à forte teneur en sulfates.

Aucune information sur la toxicité chronique du sulfate n'est actuellement disponible.

Aucune Concentration ou Dose de Référence pour les effets à seuil, ni de Slope factor ou Unit Risk pour les sulfates n'a été définie.



3.2 Les relations dose-effet

3.2.1 *Les hydrocarbures totaux*

Les informations concernant les hydrocarbures totaux sont extraites du volume 4 « Development of fraction specific reference doses (RfDs) and reference concentrations (RfCs) for total petroleum hydrocarbons (TPH) » Prepared for Chevron British Petroleum and the total petroleum hydrocarbon criteria working group, prepared by Exxon biomedical sciences, Inc, EA engineering, Science, and Technology Inc and remediation technologies, Inc (1997).

Parmi les 250 composés organiques identifiés dans les mélanges commerciaux d'hydrocarbures, seuls 95 présentent des références toxicologiques. Parmi ces derniers, il n'existe que 25 composés présentant des références toxicologiques relativement complètes : Ces 25 substances se situent sur les coupes C5/C8 et C8/C11. Il est également important de noter que les composés dont le nombre de carbone est supérieur à 20 sont peu volatils et peu solubles.

Les composés aromatiques

Composés de C12 à C16

Les composés dont les références toxicologiques via la voie orale sont connues sont : le biphenyl (C12) et des HAP – acenaphène (C12), fluorène (C13), anthracène (C14), fluoranthène (C16), pyrène (C16). Par voie orale, il a été attribué une RfD de 0.04 mg/kg/jr. Par inhalation, la RfC est fixée à 0.2 mg/m³ (C9 à C16) basée sur la valeur du C9.

Composés de C16 à C21

La majorité des valeurs disponibles pour ces composés est basée sur des études par contact dermique. Par voie orale, il a été attribué la valeur du pyrène qui est conservatrice car le pyrène est le composé le plus léger de C16 – C21 la série (RfD=0.03mg/kg/jr). Par inhalation, il n'existe pas de valeur adéquate pour cette coupe pétrolière. En outre, il a été estimé par les



experts du TPH que cette voie d'exposition n'est pas pertinente compte tenu de la faible volatilité de ce type de composé.

Composés de C21 à C35

Les références toxicologiques ne sont pas disponibles. Par analogie avec la fraction C16/C21, il est proposé une valeur de référence pour la voie orale (RfD) de 0.03mg/kg/jr. La concentration de référence par inhalation n'est pas disponible.

Les composés aliphatiques

Composés C12 à C16

Les valeurs sont basées sur des études subchroniques menées avec le JP-8, hydrocarbure de coupe est située C9 - C16. Il est proposé une RfC de 1 mg/m³. Les études sont basées sur des expositions à des vapeurs de JP-8 sur des rats et des souris à des concentrations de 0.5 et 1000 mg/m³ pendant 90 jours puis 24 heures sans exposition. Il n'a été trouvé aucun effet (NOAEL=1000mg/m³) [Mattie et al., 1991].

Il est proposé une RfD de 0.1 mg/kg/jr ; cette valeur est basée sur une exposition subchronique à une coupe C11/C17 composée de 22% de composés naphthéniques et moins de 5% de composés aromatiques. Cette RfD a été calculée à partir d'une exposition orale sur des rats à des concentrations de 0,100, 500 et 1000 mg/kg pendant 90 jours provoquant une baisse de poids du foie réversible. La NOAEL est fixée à 100 mg/kg/jr avec un facteur d'incertitude de 1000. Cette étude n'a pas été publiée.

Composés de C16 à C21 et C21 à C35

Le « TPH criteria group » a préconisé que les critères toxicologiques développés pour les huiles minérales blanches soient utilisés pour les RfD des fractions contenant des hydrocarbures aliphatiques du C17 et plus. L'étude réalisée [BIBRA study fourni par Smith et al., 1996] indique qu'en utilisant comme effet critique des granulomes du foie, une NOAEL



de 200 mg/kg/jr. Le facteur d'incertitude fixé à 100 permet d'établir une RfD de 2 mg/kg/jr. Par ailleurs, il est indiqué que plus les composés sont lourds plus la NOAEL est élevée. Par inhalation, il n'existe pas de valeur adéquate pour cette coupe pétrolière. En outre, il a été estimé par les experts du TPH que cette voie d'exposition n'est pas pertinente compte tenu de la faible volatilité de ce type de composé.

N'ayant aucune information sur les coupes d'hydrocarbures présentes, c'est la dose de référence (RfD) la plus faible mentionnée ci-dessus, soit 0,03 mg/kg/jr (composés aromatiques C16 – C35, qui sera retenue pour caractériser le risque lié à une exposition par ingestion d' HCT, en application du principe de précaution.

3.2.2 Les métaux

◆ L'arsenic

Une dose de référence (RfD de l'USEPA) de 3.10^{-4} mg/kg/jr a été établie pour une exposition à l'arsenic inorganique.

Cette dose a été calculée à partir d'une NOAEL (No Observed Adverse Effect Level) de 0.009 mg/l converti en 0.0008 mg/kg/jr ; ces valeurs sont extraites de l'étude chronique sur l'homme (les symptômes observés étaient une hyperpigmentation accompagnée d'une complication vasculaire) réalisée par Tseng (1977). Un facteur d'incertitude de 3 y a été appliqué pour l'absence de donnée chez les populations sensibles.

Le degré de confiance accordé par l'USEPA à cette RfD est moyen.

Un Slope Factor de $1.5 \text{ (mg/kg/jr)}^{-1}$ par voie orale, un Unit Risk par inhalation de $4.3.10^3 \text{ (}\mu\text{g/m}^3\text{)}^{-1}$ soit $1.5.10^{-5} \text{ (mg/kg/jr)}^{-1}$ ont été définis par l'USEPA sur la base de l'étude de Tseng et al (1968) sur la population taiwanaise.

Afin de considérer les autres voies d'exposition (inhalation et contact cutané) la valeur de la RfD sera utilisée pour les effets non cancérogènes, le Slope Factor pour les effets cancérogènes.



◆ Le cadmium

Une dose de référence (RfD) a été établie par l'US EPA pour une exposition chronique au cadmium par l'eau de boisson ($5 \cdot 10^{-4}$ mg/kg/jr) et par l'alimentation ($1 \cdot 10^{-3}$ mg/kg/jr). Ces doses ont été calculées à partir d'une NOAEL (No Observed Adverse Effect Level) de 0.005 mg/kg/jr pour l'eau et 0.01 mg/kg/jr pour les aliments; ces valeurs sont issues d'une étude chronique sur l'homme (les symptômes observés étaient une protéinurie). Un facteur d'incertitude de 10 a été appliqué pour l'absence de données chez les personnes sensibles.

Une MRL (Minimum Risk Level for Hazardous Substances) de 0.0002 mg/kg/jr est proposée par ATSDR. Cette valeur calculée pour une exposition chronique par voie orale ne sera pas retenue pour l'étude car elle manque de précision.

Un Unit Risk de $1.8 \cdot 10^{-3}$ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)⁻¹ ainsi qu'un Slope Factor par inhalation de 6.1 (mg/kg/jr)⁻¹ basés sur une augmentation du nombre de tumeurs au niveau du tractus respiratoire chez les travailleurs ont été calculés par l'USEPA en 1985.

◆ Le cuivre

La fiche IRIS ne définit pour le Cuivre aucune Concentration ou Dose de Référence pour les effets à seuil, ni de Slope factor ou Unit Risk pour les effets sans seuil.

A défaut de dose journalière admissible pour le cuivre, en application du principe de précaution celle définie pour les cyanures de cuivre sera utilisée.

Une Dose de référence (RfD) de 0.005 mg/kg/jr a été définie par l'US EPA (1991) pour une exposition par voie orale au cyanure de cuivre. Cette dose a été calculée pour du cyanure de cuivre à partir d'une NOAEL (No observed Adverse Effect Level) de 5 mg/kg/jr dérivée de l'étude sur le gavage d'un rat pendant 90 jours. Les symptômes observés étaient : une diminution de la masse corporelle et un changement de la morphologie du foie et des reins. Un facteur d'incertitude de 1000 a été appliqué (10 pour tenir compte de l'extrapolation entre espèces, 10 pour les variations inter espèces et 10 pour l'utilisation d'une étude sub-chronique pour une exposition chronique).



Le degré de confiance accordé par l'US EPA à cette RfD est moyen.

◆ Le nickel

Dans la base de données IRIS, quatre fiches font référence au nickel:

- le nickel carbonyl
- les poussières de nickel, ce terme regroupe les composés possédant plus de 50% de nickel dont le pouvoir cancérigène n'est pas bien défini;
- nickel subsulfide;
- nickel, sels solubles

IRIS propose dans la fiche relative aux sels solubles de nickel, une RfD de 2.10^{-2} mg/kg/jr. Cette valeur a été calculée à partir d'une NAOEL de 5 mg/kg/jr issue d'une étude chronique chez le rat exposé par voie orale (Ambrose et al., 1976). Les symptômes observés étaient une perte de poids chez les individus exposés. A cette NAOEL a été affecté un facteur d'incertitude de 3000 (10 pour l'extrapolation inter-espèces, 10 pour la protection des personnes sensibles, 3 pour les inadéquations relevées en ce qui concerne les études sur la reproduction.

Aucune RfC n'est proposée dans cette fiche.

Pour la fiche relative aux poussières de nickel, un Unit Risk de $2.4.10^{-4}$ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) est défini pour les effets cancérigènes. Cette valeur a été calculée par extrapolation additive et multiplicative à partir de données épidémiologiques d'apparition de cancers des poumons pour une exposition de $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

La base de données RAIS confirme ces valeurs pour le nickel et sélectionne comme dose de référence la valeur de 2.10^{-2} mg/kg/jr (sels solubles de nickel). Elle ne détermine aucune RfC.

Pour les effets cancérigènes, RAIS reprend l'ensemble des relations dose-effet soit:

- une Orale Slope Factor de $8.4.10^{-4}$ ($\text{mg}/\text{kg}/\text{jr}$)⁻¹ pour une exposition aux poussières de nickel et 1.7 ($\text{mg}/\text{kg}/\text{fr}$)⁻¹ pour le nickel subsulfide.
- Une Unit Risk de $4.8.10^{-4}$ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)⁻¹ pour une exposition au nickel subsulfide et $2.4.10^{-4}$ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)⁻¹.



La base de données ATSDR préconise comme concentration de référence pour le nickel de 0.0002 mg/m^3 et cela dans le cas d'une exposition chronique.

◆ Le plomb

La fiche IRIS ne définit pour le plomb et ses composés aucune Concentration ou Dose de Référence pour les effets à seuil, ni de Slope Factor ou Unit Risk.

Le groupe de travail de l'US EPA qui définit les Doses de Référence considère que les effets critiques dus au plomb se manifestent à des niveaux d'exposition si faibles que le plomb peut être considéré à effet sans seuil. De ce fait, ce groupe de travail considère inopportun de développer une RfD pour le plomb inorganique.

HSDB (Hazardous Substances Databank) fournit comme dose journalière acceptable par ingestion (ADI) la valeur de $0,007 \text{ mg/kg}$, définie par l'OMS (Organisation Mondiale de la Santé). Cette dose sera utilisée pour évaluer le risque via l'inhalation et le contact cutané.

◆ Le strontium

La Dose Journalière d'Exposition (DJE) pour le strontium est de 2 mg/kg/jr (Belites in "Pathy's Industrial Hygiene and Toxicology (1994)).

Une RfD de $6.10^{-1} \text{ mg/kg/jr}$ a été établie pour une exposition orale au strontium.

Cette dose a été calculée à partir de trois études toxicologiques sur le jeune rat ainsi que l'adulte femelle nourris au strontium (Storey 1961; Marie et al. 1985; Skoryna, 1981). Les symptômes observés sont une inhibition de la calcification des os et l'apparition de défauts dans les cartilages. Une NOAEL de 190 mg/kg/jr a été définie. A cette NOAEL a été appliqué un facteur d'incertitude de 300 (10 pour la variabilité inter espèces; 10 pour des données incomplètes (en matière de développement et de reproduction); 3 pour l'utilisation de sous-groupes sensibles). Une LOAEL de 380 mg/kg/jr a également été identifiée.



◆ Le zinc

Pour une exposition chronique par voie orale, **une RfD de 0.3 mg/kg/jour** a été calculée pour le zinc métallique. Cette valeur est extraite d'une étude de 10 ans sur des rats, les symptômes observés étaient un abaissement de 47% de la concentration en enzymes chez la femelle adulte, pour laquelle une LOAEL de 1 mg/kg/jr a été définie. Un facteur d'incertitude de 3 a été appliqué afin de protéger les personnes les plus sensibles.

Le zinc est classé D par l'USEPA soit « non classifiable comme cancérigène pour l'homme ».

3.2.3 Synthèse

Les informations relatives à la toxicité des composés sont résumées dans le tableau ci-dessous, toutes ces valeurs sont issues de base de données (IRIS (US EPA); RAIS (toxicity profiles) et fiches INERIS).

| Composés | RfD inh mg/kg/jr | RfD mg/kg/jr | RfDcc mg/kg/jr | Sfinh (mg/kg/jr) ⁻¹ | Sfing. (mg/kg/jr) ⁻¹ | Sfcc (mg/kg/jr) ⁻¹ |
|-----------|----------------------|----------------------|----------------------|-----------------------------------|------------------------------------|----------------------------------|
| Sulfates | - | - | - | - | - | - |
| HCT | 5.10 ⁻² | 5.10 ⁻² | 5.10 ⁻² | - | - | - |
| Arsenic | 3.10 ⁻⁴ | 3.10 ⁻⁴ | 3.10 ⁻⁴ | 1,5.10 ⁻⁵ | 1,5 | 1,5 |
| Cadmium | 5.10 ⁻⁴ | 5.10 ⁻⁴ | 5.10 ⁻⁴ | 6,1 | 6,1 | 6,1 |
| Cuivre | 5.10 ⁻³ | 5.10 ⁻³ | 5.10 ⁻³ | - | - | - |
| Nickel | 2.10 ⁻² | 2.10 ⁻² | 2.10 ⁻² | 2,4.10 ⁻⁴ | 8,4.10 ⁻⁴ | 8,4.10 ⁻⁴ |
| Plomb | 7.10 ⁻³ | 7.10 ⁻³ | 7.10 ⁻³ | - | - | - |
| Strontium | 6,1.10 ⁻¹ | 6,1.10 ⁻¹ | 6,1.10 ⁻¹ | - | - | - |
| Zinc | 3.10 ⁻¹ | 3.10 ⁻¹ | 3.10 ⁻¹ | - | - | - |

Ne disposant pas de concentration de référence et pour ne pas éluder le risque lié à la voie d'exposition "inhalation de vapeur"; nous avons eu recours en application du principe de précaution à la dose de référence pour le calcul de l'indice de risque via l'inhalation de vapeurs.



3.3 Définition des scénarii d'exposition

3.3.1 *Le schéma conceptuel*

Le risque résulte de l'existence simultanée d'une source de contamination, d'un transfert et de cibles.

La source de pollution considérée est le sol (et notamment les remblais du site) avec une contamination en sulfate (valeur moyenne: 5550 mg/kg), cuivre (valeur moyenne sur site : 13850 mg/kg), arsenic (450 mg/kg en moyenne), plomb (740 mg/kg en moyenne), cadmium (13 mg/kg), nickel (110 mg/kg), zinc (720 mg/kg), strontium (105 mg/kg) et hydrocarbures totaux (2400 mg/kg).

Les voies d'exposition aux polluants sont en général :

- l'ingestion,
- l'inhalation,
- le contact cutané

Les voies d'exposition seront étudiées par modélisation, le modèle HESP permet d'estimer le ratio d'exposition pour divers milieux.

Les scénarii d'exposition sont développés en fonction du devenir du site. En l'état actuel des discussions, deux projets sont envisageables :

- Dans le premier projet, la réhabilitation du site est élaborée en lien avec la mairie de Tréon. Ce projet prévoit de maintenir une activité industrielle (de type garage) sur une partie du site avec réemploi de bâtiments existants, et de créer une salle des fêtes (usage récréatif) sur une autre partie du site avec démolition des bâtiments existants et création de nouveaux bâtiments. Pour ce premier scénario la population exposée serait donc à la fois composée d'adultes travaillant sur site (usage industriel) mais aussi d'adultes et d'enfants utilisant les installations récréatives.



- Le deuxième cas serait envisagé en cas de non redéveloppement du site par la municipalité de Tréon. Hurel Arc envisage alors de démanteler toutes les installations existantes (superstructures) en prenant garde de laisser les surfaces bétonnées au sol. Le site serait alors réhabilité (enlèvement des terres souillées et remplacement par des terres propres) puis serait clôturé afin d'en limiter l'accès à toute population à risque (enfants jouant sur site).

Les modélisations HESP que GESTER a réalisées pour cette étude ne prennent, cependant en compte, que des mono-activités sur site.

Dans le premier cas, nous avons considéré que l'exposition d'une population sensible (enfants et adultes utilisant la salle des fêtes) constituait le cas le plus contraignant quant à la gestion du risque et donc représentait une hypothèse majorante valable à la fois pour une activité récréative et pour une activité industrielle.

Dans le cas du second scénario, nous avons pris en compte une exposition de travailleurs sur site comme hypothèse majorante bien qu'il soit envisagé d'interdire l'accès au site à toute population. Il est en effet probable qu'une telle orientation du site nécessite quand même un entretien paysager d'où une fréquentation épisodique par des ouvriers.

Les deux scénarii d'exposition sont donc les suivants :

- une exposition d'une population sensible (comprenant adultes et enfants) dont les conséquences sont valables pour une activité récréative (salle des fêtes) et pour une activité industrielle (garage) ;
- une exposition de personnes travaillant de manière sporadique sur site (cas d'une friche industrielle), dans le cas d'une activité de type industriel.



3.3.2 La modélisation

3.3.2.1 Le modèle HESP

Le modèle HESP (Human Exposure to Soil Pollutants) a été développé par Shell Internationale Petroleum Maatschappij B.V., par la division Santé, Sécurité et Environnement en coopération avec DSM.

HESP est un outil qui permet d'estimer l'exposition humaine à certaines substances qui sont présentes dans l'environnement en tant que contaminants du sol.

Les équations utilisées sont celles de la version 2.1b. Elles ne sont pas reprises en annexe car le guide de référence HESP est protégé par copyright.

Le modèle HESP est constitué de modules de transfert juxtaposés et comprend une base de données toxicologiques issues du FAO/WHO (Bureau de l'alimentation et de l'agriculture/ Organisation Mondiale de la Santé), ce qui permet de comparer les doses de polluants reçues aux doses journalières d'exposition. HESP permet donc d'évaluer l'exposition, mais comme tout modèle mathématique, les équations utilisées sont simplificatrices.

Le modèle HESP considère les trois voies que sont l'ingestion, le contact cutané et l'inhalation. Il distingue :

- ✓ L'inhalation de polluants sous forme gazeuse,
- ✓ L'inhalation de polluants sous forme de poussières,
- ✓ L'inhalation de vapeurs d'eau polluée,
- ✓ L'ingestion directe de sol,
- ✓ L'ingestion d'aliments d'origine végétale (cultivés sur site) ou animale,
- ✓ L'ingestion d'eau contaminée,
- ✓ L'absorption cutanée de sol et poussières,
- ✓ L'absorption cutanée d'eau contaminée (bain, douche.....)

Les phénomènes de transfert sont estimés à partir de la concentration de polluant dans le sol. Les concentrations de chaque compartiment sont supposées constantes dans le temps. Le sol est considéré comme homogène horizontalement, mais différencié en trois couches distinctes



de sol (0 – 0,25m ; 0,25 – 1,50 m ; 1,50 – 2,50 m) auquel on a attribué des concentrations différentes de polluant.

3.3.2.2 Les paramètres d'entrée

Le type de sol

Le type de sol a été défini à partir des trois premiers mètres de profondeur décrits dans les coupes de forage du site de Tréon.

La texture du sol retenue sur le premier mètre est un remblais ocre homogène limono-sableux.

Il est caractérisé par :

foc (fraction de carbone organique) : 0,5%

Densité : 1,8

Teneur en eau : 2%

Perméabilité : 10^{-4} m/s

pH du sol : 7,8

A l'exception du pH du sol mesuré lors de la phase de diagnostic complémentaire, tous ces paramètres ont été fixés de manière arbitraire sur la base de valeurs communément admises pour cette coupe lithologique.

L'exposition en usage mixte (récréatif/industriel)

Cibles et voies de transfert

L'activité est de type récréatif et industriel.

Dans le cas de ce premier scénario la municipalité de Tréon propose la construction d'une salle des fêtes dans la partie Est du site et l'installation d'une entreprise de transport (présence d'un garage) dans la partie Ouest. On peut envisager la présence d'espaces verts entourant la salle des fêtes ainsi que de parking bitumés autour du garage et de la salle des fêtes. Dans ce



cas l'usage le plus contraignant est l'usage sensible (puisque enfant et femmes enceintes seront exposés). Ainsi les voies d'exposition à considérer sont:

- l'inhalation de vapeurs
- l'inhalation de poussières contaminées,
- l'ingestion de poussières contaminées,
- le contact cutané avec sol et poussières contaminées.
- L'ingestion d'eau contaminée (bain, douche...)
- Le contact cutané d'eau contaminée (douche, bain...)

La mise en place des tuyaux d'acheminement d'eau potable dans la zone de remblais (qui est la zone source) est également à considérer. Une rupture des tuyaux PEHD ou une infiltration d'hydrocarbures dans le système pourrait entraîner une contamination de l'eau de consommation distribuée sur site.

Si des espaces verts font partie du développement alors les voies d'exposition à considérer sont les suivantes:

- l'ingestion de sol
- l'ingestion de poussières imbibées
- le contact cutané avec sol et poussières contaminées
- l'inhalation de vapeurs
- l'inhalation de poussières contaminées,

Pour la modélisation HESP, une population empruntant la salle des fêtes a été considérée (hypothèse majorante).

Selon l'usage récréatif (salle des fêtes), les temps d'exposition sont donc les suivants:

- des adultes présents 2 heures par jour, 2 jours par semaine, sur une période de 40 ans;
- des enfants présents sur l'ensemble de l'année 3 heures par jour, 4 jours par semaine, sur une période de 10 ans (de 3 à 13 ans).



Les zones d'exposition

Les dimensions du site sont approximativement de 100 m de large par 200 m de long. La surface sera recouverte de bitume et espaces vert dans le cadre d'un développement type salle des fêtes. L'indice de rugosité a été estimé à 0.2 ce qui d'après HESP correspond à la banlieue d'une ville (beaucoup d'arbres et peu de bâtiments).

L'exposition en usage friche industrielle

Cibles et voies de transfert

Ce scénario prévoit le démantèlement complet des installations en ne laissant que les infrastructures (dalles béton). Ceci étant pour limiter la dispersion de poussières contaminées vers les habitations voisines. Le site sera également clôturé et donc l'accès sera limité à quelques travailleurs occasionnels. Seule une population de travailleurs adultes, suivie par la médecine du travail, sera donc potentiellement exposée.

Pour les personnes travaillant sur site les voies d'exposition à considérer sont :

- L'inhalation de vapeurs
- L'inhalation de poussières imbibées
- L'ingestion de poussières imbibées
- Le contact cutané avec les poussières et sols imbibés
- L'ingestion directe de sol

Selon l'usage industriel qu'il est fait de ce site, et dans le cas d'une hypothèse majorante, les temps d'exposition sont les suivants :

- les salariés sont présents sur le site 8 heures par jour, 5 jours par semaines ;
- le temps total d'exposition est de 30 ans pour les employés.



Les zones d'exposition

Les dimensions du site sont approximativement de 100 m de large par 200 m de long. Les aires bétonnées sont laissées en place. L'indice de rugosité a été estimé à 0.2.

La répartition des polluants dans les sols

Cette répartition a été réalisée de manière majorante et en fonction des installations sur site. Chaque parcelle de sol affectée à un usage donné et dont l'occupation au cours du temps est homogène est appelée zone d'exposition. L'ensemble des prélèvements a été réalisé à une profondeur comprise entre zéro et un mètre. Le domaine de variation des concentrations mesurées étant très large, seule la concentration maximale relevée (valeur «pic»), pour chaque type de polluant, a été utilisée.

Ainsi la répartition des polluants a été fixée comme suit :

| Paramètres | Zones Atelier de stockage mk/kg | Atelier de fabrication de sulfate de Cu mk/kg | Stockage liquide en fosse mk/kg | Cuvette rétention acide sulfurique mk/kg | Pompes à fioul mk/kg | Aléatoire mk/kg | Moyennes arithmétiques mk/kg |
|---------------------------------|--|---|--|--|----------------------------|--------------------|------------------------------------|
| Sulfates | 3190 | 14800 | - | 5245 | 3290 | 11690 (Sp1) | 5550 |
| Arsenic | 120 | 65 | 830 | 1780 | 30 | 410 | 450 |
| Cadmium | - | 40 | 22 | 20 | 7 | 8 | 13 |
| Cuivre | 1350 | 44700 | 9920 | 33850 | 19100 | 1690 | 13850 |
| Nickel | 11 | 415 | 120 | 170 | 95 | 20 | 110 |
| Plomb | 60 | 90 | 400 | 4100 | 20 | 1090 | 740 |
| Zinc | 110 | 1700 | 515 | 1520 | 550 | 940 | 720 |
| Strontium | 180 | 190 | 90 | 70 | 110 | 115 | 105 |
| Hydrocarbures totaux | - | - | 130 | 13400 | 2810 | - | 2400 |

Tableau 2 : répartition de la pollution dans le sol sur l'ensemble du site

(-) : valeur très faible ou produit non détecté



Des essais de lixiviation ont été réalisés afin de déterminer le potentiel de migration intrinsèque des métaux vers les eaux souterraines. Ces essais ont été réalisés sur les échantillons présentant les concentrations les plus élevées. En ce qui concerne les ions solubles tels que sulfates, leur taux de lixiviation est très élevé. Les métaux (As, Cd, Cu, Ni, Pb, Sr) quant à eux ne passent que faiblement en solution. Les résultats de ces essais ont montré des concentrations en métaux, sur lixiviat, inférieures ou de l'ordre de grandeur des limites de détection en laboratoire.

3.4 Caractérisation du risque

La caractérisation du risque permet de définir si le risque est acceptable ou non.

La circulaire du 10 décembre 1999 relative aux sites et sols pollués, principes de fixation des objectifs de réhabilitation définis comme risque acceptable :

- pour les effets à seuil, l'indice de risque (IR) représentant la possibilité de survenue d'effets toxiques, il est comparé à la valeur 1
- pour les effets cancérigènes, l'excès de risque individuel (ERI) représentant la possibilité de la survenue d'effets toxiques, il est comparé à la valeur 10^{-5}

En raison donc du devenir du site (couverture de tout ou partie de la zone par du bitume, excavation des terres souillées aux hydrocarbures et couverture éventuelle des zones vertes par des terres propres) mais aussi du type de polluant détecté au droit du site (polluants non volatils tels que les métaux), il ne nous a pas semblé opportun de réaliser des prélèvements d'air sur site. Seuls les hydrocarbures détectés au droit des sondages Sp3 et Sp5 ont la capacité de dégager des vapeurs nuisibles à la santé humaine. Cependant ces terres souillées seront excavées et envoyées en décharge agréées. Le risque lié à la présence d'hydrocarbures dans les sols sera donc éliminé.

Les effets à seuil

L'indice de risque est défini comme :

$$IR = DJE \text{ (Dose Journalière d'exposition)} / RfD \text{ (Dose de Référence)}$$



Pour les effets sans seuil

Le Sfo est calculé pour une durée d'exposition de 70 ans, vis à vis des utilisateurs de la salle des fêtes il est rapporté à 40 ans d'exposition.

L'excès de risque individuel pour le visiteur est défini comme :

$$ERI = DJE \times Sfo \times (40/70)$$

La durée d'exposition pour les enfants sur ce même type de site est fixée à 10 ans

L'excès de risque individuel pour l'enfant est défini comme:

$$ERI = DJE \times Sfo \times (10/70)$$

En cas d'usage industriel de cette parcelle de terrain, la durée d'exposition pour des adultes travaillant sur site a été arbitrairement fixée à 30 ans.

Dans ce cas l'excès de risque individuel est défini comme suit :

$$ERI = DJE \times Sfo \times (30/70)$$

Calcul du risque lié à l'inhalation

En raison du type de polluant, le risque lié à l'inhalation de vapeurs est réduit aux seules zones contenant des hydrocarbures. Comme ces terres doivent être excavées et éliminées, ce risque est annulé.

En ce qui concerne un éventuel contact cutané, le risque lié à une telle éventualité reste également très restreint. En effet pour ce type de scénario, aucun espace vert n'a été prévu.

Calcul du risque lié à l'ingestion

Le risque a été calculé de manière conservatoire puisque seules les teneurs maximales observées sur site pour chaque type de composés ont été prises en compte.

Ne disposant pas de valeurs dose-effet pour les sulfates, il ne nous a pas été possible de quantifier un potentiel risque lié à la présence massive de ce composé dans le milieu. Ce manque de données bibliographiques reste peu pénalisant étant donné la très faible toxicité des sulfates.



| | <i>Utilisation récréative</i> | | | <i>Utilisation industrielle</i> | | |
|-------------------------|-------------------------------|-------------------------------|------------------------|---------------------------------|-------------------------------|----------------|
| <u>Adultes</u> | DJE | ERI = DJE x Sfo x (40 /70) | IR=DJE/ RfD | DJE | ERI = DJE x Sfo x (30 /70) | IR=DJE/ RfD |
| <u>Enfants</u> | | ERI = DJE x Sfo x (10 /70) | | | | |
| Arsenic | 1,27.10-4 2,54.10-4 | 1,09.10-4 5,45.10-5 | - | 1,27.10-4 | 8,16.10-5 | - |
| Cadmium | 2,86.10-6 5,71.10-6 | 9,96.10-6 4,98.10-6 | - | 2,86.10-6 | 7,48.10-6 | - |
| Cuivre | 3,19.10-3 6,39.10-3 | - | 0,64 1,28 | 3,19.10-3 | - | 0,64 |
| Plomb | 2,93.10-4 5,86.10-4 | - | 0,04 0,08 | 2,93.10-4 | - | 0,04 |
| Nickel | 2,96.10-5 5,93.10-5 | 1,42.10-8 7,12.10-9 | - | 2,96.10-5 | 1,06.10-8 | - |
| Strontium | 1,36.10-5 2,71.10-5 | - | 2,22.10-5 4,45.10-5 | 1,36.10-5 | - | 2,22.10-5 |
| Zinc | 1,21.10-4 2,43.10-4 | - | 4,05.10-4 8,09.10-4 | 1,21.10-4 | - | 4,05.10-4 |
| Hydrocarbures totaux | 9,57.10-4 1,91.10-3 | - | 0,02 0,04 | 9,57.10-4 | - | 0,02 |

Cette DJE correspond à une première approximation en prenant en compte la concentration maximale mesurée pour chaque composé. Le calcul a été réalisé en considérant une absorption journalière de 5 mg de terres contaminées. La valeur obtenue a été rapportée au poids moyen pour un adulte (70kg) ou pour un enfant (35kg). Pour les composés possédant les valeurs de risque les plus élevées (soit pour l'arsenic et le cuivre) une modélisation HESP a été réalisée.



Le modèle HESP nous a permis de définir une DJE sur site pour des expositions par voie orale à l'arsenic (cancérogène) et le cuivre (non cancérogène).

La modélisation présentée en annexe pour des scénarii différents quant au devenir du site nous indique qu'il existe un risque quant à la présence d'arsenic et cuivre sur site. Les résultats nous montrent également que la contamination étant limitée aux couches supérieures du sol, un décapage de celui-ci permettrait d'annihiler tout risque pour la santé humaine.

| <i>Scénario</i> | <i>Population exposée</i> | <i>DJE</i> | <i>ERI = DJE * Sfo * (x/70)</i> | <i>RI = DJE/RfD</i> |
|-------------------------------------|---------------------------|---------------|--------------------------------------|---------------------|
| Tréon/As/Friche industrielle | Enfants x = 0 | - | - | - |
| | Adultes x = 30 | $5,6.10^{-4}$ | $3,6.10^{-4}$ | - |
| Tréon/As/Usage mixte | Enfants x = 10 | $3,4.10^{-3}$ | $7,28.10^{-4}$ | - |
| | Adultes x = 40 | $6,7.10^{-4}$ | $5,74.10^{-4}$ | - |
| Tréon/Cu/usage mixte | Enfants x = 10 | 0,42 | - | 84 |
| | Adultes x = 40 | $8,3.10^{-2}$ | - | 16,6 |
| Tréon/Cu/friche industrielle | Enfants x = 0 | - | - | - |
| | Adultes x = 40 | 7.10^{-2} | - | 14 |

x étant la durée d'exposition pour les différents groupes de population et les scénarii exprimée en années.

Dans tous les cas de figure, le risque est généré pour environ 99% par l'ingestion de terres/poussières contaminées et pour environ 1% par l'inhalation de poussières. Ce risque est important dans le cas de l'exposition à l'arsenic (cancérogène) puisque fortement supérieur à 10^{-5} et cela pour les deux types de scénario envisagés (récréatif et industriel), mais il l'est également pour le cuivre (non cancérogène) puisque fortement supérieur à 1 (également pour les deux types de scénario).



Une seconde modélisation a été réalisée afin de déterminer le risque lorsque la contamination de la première couche de sol est considérée comme étant nulle.

| <i>Scénario</i> | <i>Population exposée</i> | <i>DJE</i> | <i>ERI = DJE * Sfo * (x/70)</i> | <i>RI = DJE/RfD</i> |
|-------------------------------------|---------------------------|------------|--------------------------------------|---------------------|
| Tréon/As/Friche industrielle | Enfants x = 0 | - | - | - |
| | Adultes x = 30 | 0 | 0 | - |
| Tréon/As/Usage mixte | Enfants x = 10 | 0 | 0 | - |
| | Adultes x = 40 | 0 | 0 | - |
| Tréon/Cu/Usage mixte | Enfants x = 10 | 0 | - | 0 |
| | Adultes x = 40 | 0 | - | 0 |
| Tréon/Cu/Friche industrielle | Enfants x = 0 | - | - | - |
| | Adultes x = 40 | 0 | - | 0 |

x étant la durée d'exposition pour les différents groupes de population et les scénarii exprimée en années.

Cette seconde modélisation nous indique que le risque est réduit à zéro lorsque la première couche contaminée est remplacée par un niveau sain. Etant donné le caractère très peu volatil des métaux (arsenic, cuivre), l'élimination du risque peut être assurée de deux manières :

- excaver les terres polluées et les éliminer selon les filières agréées ;
- réaliser une couverture du site en enrobé avec sous couche propre ou par dépôt de terres végétales propres.



3.5 Evaluation des incertitudes

Les incertitudes dans ce cas, peuvent être regroupées en deux types, selon qu'elles concernent la toxicité ou l'exposition.

3.5.1 Incertitude entourant l'évaluation de la toxicité

De manière générale, les résultats quantitatifs d'une étude détaillée des risques ne permettent de définir qu'une orientation des décisions. En effet de nombreuses incertitudes, qui peuvent être regroupées en deux groupes (la toxicité et l'exposition), pèsent sur l'étude.

3.5.1.1 Les données toxicologiques

Les données toxicologiques sont déterminées à partir d'études animales et sont ensuite converties via des facteurs correctifs pour être appliquées à l'homme. Pour cette étude, de nombreuses concentrations de référence pour les effets à seuil par inhalation ne sont pas disponibles du fait d'un manque d'études toxicologiques.

3.5.1.2 Interaction des polluants

Le mélange des polluants ne conduit pas systématiquement à une sommation des effets, en fait, des effets de synergie, d'antagonisme peuvent se produire. L'interaction des polluants n'est pas estimée dans cette étude car aucune étude toxicologique et épidémiologique n'aborde cet aspect.



3.5.2 L'incertitude entourant l'évaluation de l'exposition

3.5.2.1 Les concentrations des polluants

Aujourd'hui, le calcul ou l'estimation des incertitudes s'apparente plus à un contrôle qualité de l'étude qu'à un réel calcul des incertitudes (quantification de l'incertitude telle que développée dans l'industrie). Aussi, l'exercice développé ci après est basé sur notre jugement professionnel.

On peut estimer plusieurs constituants de l'incertitude sur la concentration des polluants dans le sol :

- L'incertitude basée sur le facteur d'hétérogénéité des sols. Cette dernière a des effets sur la concentration lors du prélèvement sur site, lors du prélèvement dans le bocal contenant l'échantillon et lors de l'ouverture par le laboratoire d'analyses.
- L'incertitude basée sur la précision analytique du laboratoire (mesure).



4 CONCLUSION

Définition du risque

L'évaluation des risques pour la santé est un outil d'analyse s'appuyant sur les connaissances scientifiques du moment. Il permet de caractériser un risque pour une population humaine exposée à une source de pollution.

Les calculs d'exposition ont été réalisés à partir d'hypothèses majorantes :

- Utilisation des concentrations en hydrocarbures, métaux et sulfates les plus élevées retrouvées sur le site par tranche de profondeur,
- Utilisation des caractéristiques physico-chimiques et toxicologiques les plus défavorables pour les hydrocarbures.

A l'issue de l'étude il apparaît, pour l'usage défini aujourd'hui, que le risque pour la santé est supérieur aux valeurs définies dans la circulaire du 10 décembre 1999 relative aux objectifs de dépollution des sites pour l'arsenic (risque toxique sans seuil vers les enfants et les adultes utilisateurs de la salle des fêtes et les adultes travaillant sur le garage) mais aussi le cuivre (risque toxique à seuil vers les enfants et les adultes utilisant la salle des fêtes et les adultes travaillant sur le garage). Cependant ce calcul de risque a été réalisé à partir d'une valeur maximale mesurées sur l'échantillon Sp5 (cuvette de rétention d'acide sulfurique). Tous les échantillons possédant de fortes teneurs en arsenic ont tous été prélevés dans les 50 premiers centimètres de remblais.

Recommandations

Le risque principal déterminé sur le site de Tréon est lié à l'exposition au contact dermique et à l'inhalation de poussières de terrain contaminé ainsi qu'à l'ingestion de poussières et sols contaminés.



La suppression du risque repose donc sur le fait d'empêcher le contact direct entre les utilisateurs du site (en usage récréatif ou industriel) et les terrains pollués. Pour ce faire deux actions peuvent être envisagées :

1. L'excavation des terres les plus contaminées (en arsenic et cuivre) au niveau de la cuvette de rétention d'acide sulfurique (source très localisée et peu profonde) ; l'excavation des terres polluées sur l'ensemble du site représenterait des travaux conséquents risquant de générer plus de risques que l'état actuel du site (envol de poussières).
2. La mise en place d'une couverture des zones non couvertes soit par revêtement routier avec sous couche propre, soit par dépôt de terre végétale propre au droit des espaces verts permet d'annihiler le risque pour les personnes fréquentant les divers pôles de ce site.

Dans le premier scénario, la réalisation de parking et de bâtiments permet d'isoler les terres polluées, les zones d'espaces verts devant être couvertes de terre végétale propre.

Pour le deuxième scénarios, le maintien des dalles et des zones d'enrobés devra être complété par la couverture en terre propre des zones non revêtues.

Ainsi le risque lié à la présence d'arsenic et cuivre peut être annulé pour la population utilisant ou habitant près du site.

Néanmoins, lors des travaux de terrassement des mesures préventives quant à la sécurité du personnel des entreprises de travaux devront être prises. Un port de gants et de masque à poussières sera nécessaire et les terres excavées devront être envoyées en filière agréée. De même la gestion des terres excavées (fondations, passages de conduites) devra être assurée, ces terres ne pouvant être considérées comme remblai inerte. Enfin des servitudes de maintien des zones couvertes et de limitation des travaux souterrains devront être prises.



GESTER

Hurel Arc
Tréon
Evaluation Détaillée des Risques

N° Affaire : 21.00.0174
N° Gester : 02/7027
Version B

ANNEXES



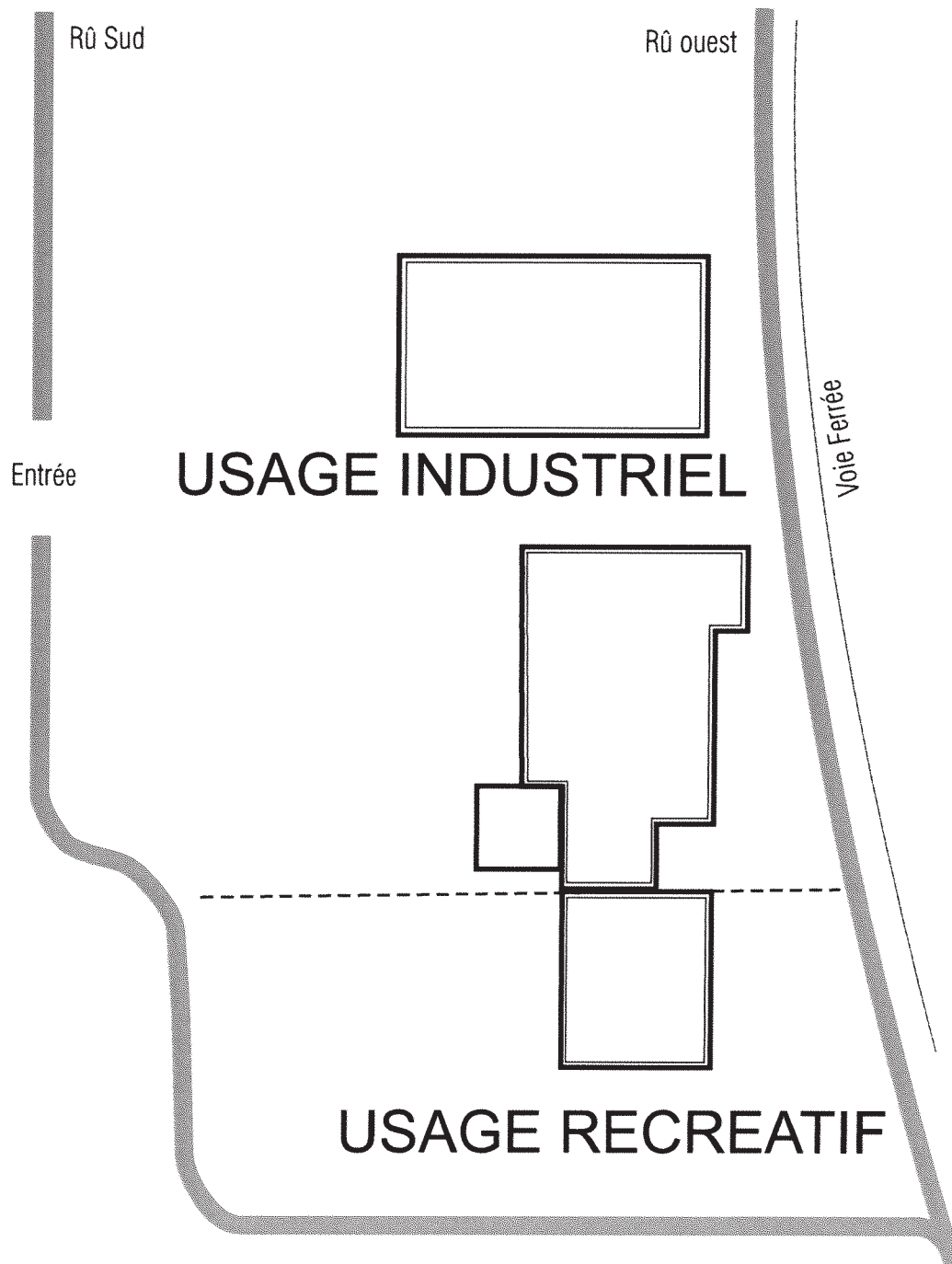
GESTER


Hurel Arc
Tréon
Evaluation Détaillée des Risques

N° Affaire : 21.00.0174
N° Gester : 02/7027
Version B

ANNEXE 1

Localisation des forages



| Répartition prévisionnelle des zones d'activité | | |
|---|-------------------|---------------------------|
| Ingénieur : PMO | 20 décembre 2001 | Affaire : 21.01.0174 |
|  24 rue Lavoisier techniparc Bât A 92 000 NANTERRE Tel 01 55 17 13 20 Fax 01 55 17 13 22 | Sans échelle | Hurel Arc TREON |
| | Dessinateur : PMO | |
| | / | |



GESTER

Hurel Arc
Tréon
Evaluation Détaillée des Risques

N° Affaire : 21.00.0174
N° Gester : 02/7027
Version B

ANNEXE 2

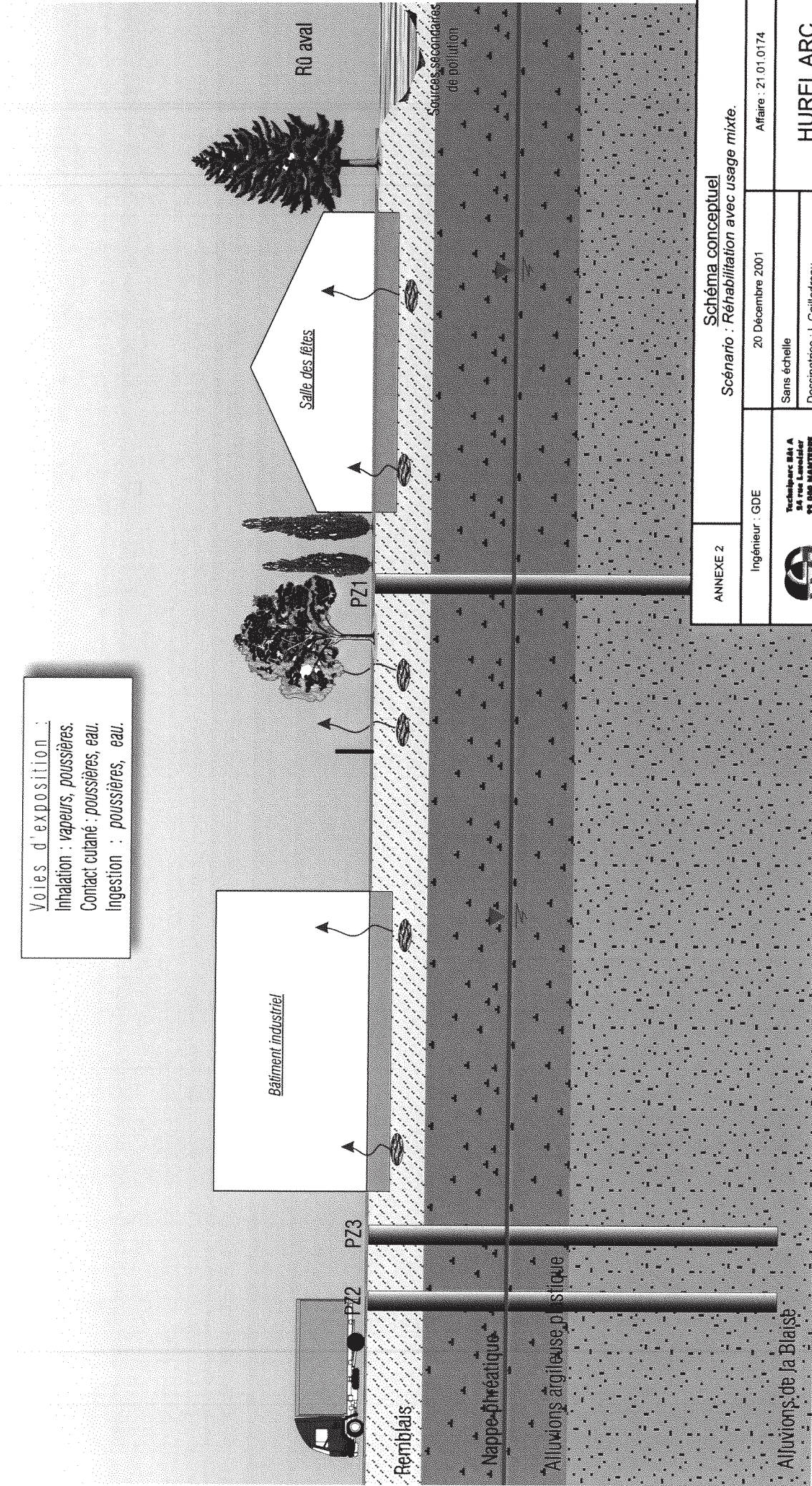
Schéma conceptuel


H° : Projet de la mairie de Tréon - utilisation mixte du site

OUEST

EST

Voies d'exposition :
 Inhalation : vapeurs, poussières.
 Contact cutané : poussières, eau.
 Ingestion : poussières, eau.



| | | |
|--|--|----------------------|
| ANNEXE 2 | Schéma conceptuel | |
| Ingénieur : GDE | Scénario : Réhabilitation avec usage mixte. | |
|  Techniparc Bât A 34 rue Lavoisier 93 000 NOANTHON Tel 01 55 17 13 89 Fax 01 55 17 13 85 www.gester.com | 20 Décembre 2001 | Affaire : 21.01.0174 |
| | Sans échelle | HUREL ARC Tréon |
| | Dessinateur : I. Gaillereau | |
| | N° de dessin : 0174.01.12b.1406a | |

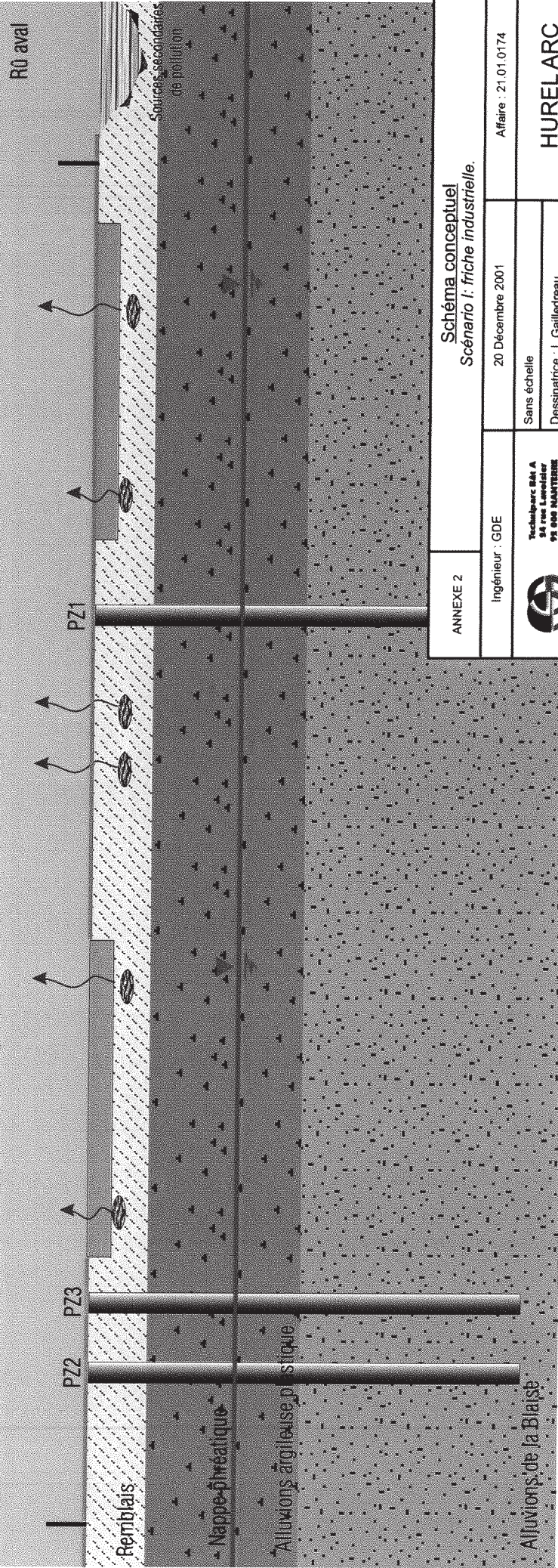
 Source de pollution


H° : friche industrielle

OUEST

EST

Voies d'exposition :
 Inhalation : *vapeurs, poussières.*
 Contact cutané : *poussières, eau.*
 Ingestion : *poussières, eau.*



| | | | |
|--|---|-------------------------------|----------------------|
| ANNEXE 2 | Schéma conceptuel Scénario I: friche industrielle. | | Affaire : 21.01.0174 |
| Ingénieur : GDE | | 20 Décembre 2001 | HURELARC Tréon |
|  Techniparc Bât A 54 rue Laperrière F-68000 MULHOUSE Tél. 03 83 57 13 88 Fax 03 83 57 13 89 www.gester.com | | Sans échelle | |
| | | Dessinatrice : I. Gaillardeau | |

 Source de pollution



GESTER

Hurel Arc
Tréon
Evaluation Détaillée des Risques

N° Affaire : 21.00.0174
N° Gester : 02/7027
Version B

ANNEXE 3

Modélisation HESP

Run id : TREON ESSAI Run number: 12 Report number: 13
 Prog. version : 2.1b
 Scenario/ver. : Netherlands 1.00

 Site definition

| | | | |
|------------|-----------------|------------|---------------------|
| Chemical | : Copper (RIVM) | *HSE* 1.00 | |
| Soil type | : TREON | USER* | Site length : 200 m |
| Soil usage | : Recreational | *HSE* | Site width : 100 m |
| | | | pH(soil) : 7.8 |

Fish type : Mixed

| | |
|-------------------------|------------------------|
| Chemical concentrations | Calculation |
| Ct/Cmax : 1.00E 0 | Cmax : 0.45E 5mg/kg.dw |
| Cm/Cmax : 0.70E 0 | Steps : 10 |
| Cd/Cmax : 0.00E 0 | |

| | |
|----------------|------------------|
| Shower/Bath | Basement |
| Adult : SHOWER | Floor : CONCRETE |
| Child : SHOWER | l : 60.00 m |
| fg : 0.00 | w : 30.00 m |
| | he : 0.50 m |
| | dc : 0.200 m |

| | |
|--------------------------|--------------------------|
| Water | Air |
| pipe : HDPE | Coa (init): 0.00E 0 g/m3 |
| r : 50.0 mm | Cba (init): 0.00E 0 g/m3 |
| de : 5.0 mm | |
| I : 0.0010 | |
| Qev : 0.0 m3/hour | |
| Qsw (init) : 200 m3/hour | |

| | | |
|--------------------------|------------|---------------------|
| Chemical Copper (RIVM) | *HSE* 1.00 | Inorganic |
| CAS-number : 7440-50-8 | | |
| M : 635 | | |
| T : 283 | K | Kd : 0.54E 3 dm3/kg |
| Sw(T) : 0.75E 2 mg/l | | fexc : 1.00E 0 |
| P(T) : 0.00E 0 Pa | | fexp : 1.00E 0 |
| H(T) : 0.00E 0 Pa.m3/mol | | |
| pKa : 0.00 | | fa,ing : 1.00 |
| | | fa,inh : 1.00 |
| | | fac,ing : 1.00 |
| | | fac,inh : 1.00 |
| BCF(stem) : 0.99E -1 | | fap,ing : 1.00 |
| BCF(root) : 0.99E -1 | | fap,inh : 1.00 |
| BCF(fish) : 1.00E 0 | | |

REPORT HEADER PAGE SOIL TYPE

DATE : 12/21/

Run id : TREON ESSAI Run number 12 Report number

User Soil type parameters

soil type foc SG SNw SNa K
kg/dm3 m3/m3 m3/m3 m/day

TREON 0.00500 1.80 0.100 0.150 0.9*10 1

ESTIMATED HUMAN EXPOSURE BY SOIL CONTAMINANTS

DATE : 12/21/10

Run id : TREON ESSAI Run no : 15 Report no: 17
 Chemical: Copper (RIVM) 1.00
 Ct : 0.45E 5 Cm : 0.31E 5 Cd : 0.00E 0

| Intake Route | | (mg/kg.d) | Adult | Perc. | Child | Perc |
|---------------|---------------|-----------|-----------------|---------------|----------------|-------------|
| Inhalation | Vapour | : | 0.00E 0 | 0.00 | 0.00E 0 | 0.00 |
| | Dust | : | 0.10E -3 | 0.14 | 0.00E 0 | 0.00 |
| | Shower | : | 0.00E 0 | 0.00 | 0.00E 0 | 0.00 |
| Ingestion | Soil/Dust | : | 0.70E -1 | 99.86 | 0.00E 0 | 0.00 |
| | Water | : | 0.00E 0 | 0.00 | 0.00E 0 | 0.00 |
| | Vegetables | : | E | | E | |
| | Meat/Milk | : | E | | E | |
| | Poultry/Eggs: | : | E | | E | |
| | Fish | : | E | | E | |
| Dermal | Soil/Dust | : | 0.00E 0 | 0.00 | 0.00E 0 | 0.00 |
| | Water | : | 0.00E 0 | 0.00 | 0.00E 0 | 0.00 |
| Totals | | : | 0.71E -1 | 100.00 | 0.00E 0 | 0.00 |

Concentrations in environmental compartments

| | | | |
|----------------|---|----------|-----------|
| Ground water | : | 0.00E 0 | mg/l |
| Surface water | : | 0.66E -1 | mg/l |
| Drinking water | : | 0.00E 0 | mg/l |
| Vegetable root | : | E | mg/kg.frw |
| Vegetable stem | : | E | mg/kg.frw |
| Cattle Meat | : | E | mg/kg.frw |
| Cattle Milk | : | E | mg/kg.frw |
| Fish | : | E | mg/kg.frw |
| Poultry Meat | : | E | mg/kg.frw |
| Poultry Egg | : | E | mg/kg.frw |
| Indoor Air | : | 0.00E 0 | g/m3 |
| Outdoor Air | : | 0.00E 0 | g/m3 |

Run id : TREON ESSAI Run number: 15 Report number: 17
 Prog. version : 2.1b
 Scenario/ver. : Netherlands 1.00

Site definition

Chemical : Copper (RIVM) *HSE* 1.00
 Soil type : TREON USER* Site length : 200 m
 Soil usage : Industrial *HSE* Site width : 100 m
 pH(soil) : 7.8

Chemical concentrations

Calculation

Ct/Cmax : 1.00E 0 Cmax : 0.45E 5mg/kg.dw
 Cm/Cmax : 0.70E 0 Steps : 10
 Cd/Cmax : 0.00E 0

Shower/Bath

Basement

Adult : SHOWER Floor : CONCRETE
 Child : SHOWER l : 60.00 m
 fg : 0.00 w : 30.00 m
 he : 0.50 m
 dc : 0.200 m

Water

Air

pipe : HDPE Coa (init): 0.00E 0 g/m3
 r : 50.0 mm Cba (init): 0.00E 0 g/m3
 de : 5.0 mm
 I : 0.0010
 Qev : 0.0 m3/hour
 Qsw (init) : 200 m3/hour

Chemical Copper (RIVM)

HSE 1.00

Inorganic

CAS-number : 7440-50-8

M : 635
 T : 283 K Kd : 0.54E 3 dm3/kg
 Sw(T) : 0.75E 2 mg/l fexc : 1.00E 0
 P(T) : 0.00E 0 Pa fexp : 1.00E 0
 H(T) : 0.00E 0 Pa.m3/mol
 pKa : 0.00 fa,ing : 1.00
 fa,inh : 1.00
 fac,ing : 1.00
 fac,inh : 1.00
 BCF(stem) : 0.99E -1 fap,ing : 1.00
 BCF(root) : 0.99E -1 fap,inh : 1.00
 BCF(fish) : 1.00E 0

REPORT HEADER PAGE SOIL TYPE

DATE : 12/21/1

Run id : TREON ESSAI Run number 15 Report number 1

User Soil type parameters

soil type foc SG SNw SNa K
kg/dm3 m3/m3 m3/m3 m/day

TREON 0.00500 1.80 0.100 0.150 0.9*10 1

Run id : TREON ESSAI Run number: 13 Report number: 14
 Prog. version : 2.1b
 Scenario/ver. : Netherlands 1.00

Site definition

Chemical : Arsenic (RIVM) *HSE* 1.00
 Soil type : TREON USER* Site length : 200 m
 Soil usage : Recreational *HSE* Site width : 100 m
 pH(soil) : 7.8

Fish type : Mixed

Chemical concentrations

Calculation

Ct/Cmax : 0.20E 0 Cmax : 0.18E 4mg/kg.dw
 Cm/Cmax : 1.00E 0 Steps : 10
 Cd/Cmax : 0.00E 0

Shower/Bath

Basement

Adult : SHOWER Floor : CONCRETE
 Child : SHOWER l : 60.00 m
 fg : 0.00 w : 30.00 m
 he : 0.50 m
 dc : 0.200 m

Water

Air

pipe : HDPE Coa (init): 0.00E 0 g/m3
 r : 50.0 mm Cba (init): 0.00E 0 g/m3
 de : 5.0 mm
 I : 0.0010
 Qev : 0.0 m3/hour
 Qsw (init) : 200 m3/hour

Chemical Arsenic (RIVM)

HSE 1.00

Inorganic

CAS-number : 7440-38-2

M : 75
 T : 283 K Kd : 0.98E 3 dm3/kg
 Sw(T) : 1.00E 2 mg/l fexc : 1.00E 0
 P(T) : 0.00E 0 Pa fexp : 1.00E 0
 H(T) : 0.00E 0 Pa.m3/mol
 pKa : 0.00 fa,ing : 1.00
 fa,inh : 1.00
 fac,ing : 1.00
 fac,inh : 1.00
 BCF(stem) : 0.30E -1 fap,ing : 1.00
 BCF(root) : 0.15E -1 fap,inh : 1.00
 BCF(fish) : 1.00E 0

REPORT HEADER PAGE SOIL TYPE

DATE : 12/21/

Run id : TREON ESSAI Run number 13 Report number

User Soil type parameters

soil type foc SG SNw SNa K
kg/dm3 m3/m3 m3/m3 m/day

TREON 0.00500 1.80 0.100 0.150 0.9*10 1

REPORT HEADER PAGE SOIL TYPE

DATE : 12/21

Run id : TREON ESSAI Run number 14 Report number

User Soil type parameters

soil type foc SG SNw SNa K
kg/dm3 m3/m3 m3/m3 m/day

TREON 0.00500 1.80 0.100 0.150 0.9*10 1