



---

**Ingénieur du Génie Sanitaire**

Promotion : **2007 - 2008**

Date du Jury : **24 septembre 2008**

---

**Définition de la politique de  
réhabilitation du site industriel  
Rhodia Organique de Mulhouse  
Dornach**

Réflexion sur les objectifs de traitement et sur les  
méthodes de remédiation

---

**Claire Grosjean**

**Lieu de stage :  
DRIRE Alsace**

**Référent professionnel :  
M. Benjamin Benoît**

**Référent pédagogique :  
M. Jean Carré**

---

# Remerciements

---

Je tiens tout d'abord à remercier mon référent professionnel, M. Benjamin Benoît, Ingénieur de l'Industrie et des Mines à la DPE (Division de la Protection de l'Environnement) de la DRIRE Alsace (Direction Régionale de l'Industrie, de la Recherche et de l'Environnement), pour le temps qu'il a su m'accorder, ses explications et ses précieux conseils.

Je remercie également mon référent pédagogique, M. Jean Carré, enseignant-chercheur au département EGERIES (Evaluation et Gestion des Risques liés à l'Environnement et aux Systèmes de soin) de l'EHESP (Ecole des Hautes Etudes en Santé Publique), pour ses conseils et son implication dans la réalisation de ce mémoire.

Mes remerciements s'adressent aussi à l'ensemble du personnel de la DPE, pour leur accueil, leur aide et leur bonne humeur et plus particulièrement à M. Pierre Bois, responsable régional de l'environnement industriel, à M. François Villerez, responsable de la cellule « risques sanitaires - sites et sols pollués » et à M. Bertrand Lamure, inspecteur en charge du dossier Rhodia Mulhouse à la subdivision de Colmar. Merci également aux autres stagiaires de la DPE.

Enfin, je tiens à remercier toutes les personnes qui ont pu participer, de près ou de loin, au bon déroulement de ce mémoire.

---

# Sommaire

---

<b>INTRODUCTION</b>	<b>1</b>
<b>1. CONTEXTE DE L'ÉTUDE</b>	<b>3</b>
<b>1.1. PRÉSENTATION DE LA PROBLÉMATIQUE DE RHODIA ORGANIQUE MULHOUSE DORNACH (RMD)</b>	<b>3</b>
1.1.1. ACTIVITÉS DU SITE RMD	3
1.1.2. ENJEUX LIÉS À LA SITUATION DU SITE	3
1.1.3. POLLUTION IMPUTÉE À RMD	3
1.1.4. ÉTUDES ET MESURES DE GESTION ENGAGÉES	4
1.1.5. CESSATION D'ACTIVITÉ ET PLAN DE GESTION	4
<b>1.2. POLITIQUE DE GESTION DES SITES ET SOLS POLLUÉS EN FRANCE</b>	<b>5</b>
1.2.1. ÉVOLUTION HISTORIQUE DES OUTILS DE GESTION	5
1.2.2. LIMITES DE LA CIRCULAIRE DU 10 DÉCEMBRE 1999	5
1.2.3. PRÉSENTATION DES NOUVEAUX OUTILS DE GESTION	6
<b>2. OBJECTIFS ET MÉTHODOLOGIE</b>	<b>7</b>
<b>2.1. OBJECTIFS</b>	<b>7</b>
<b>2.2. MÉTHODOLOGIE POUR L'ÉVALUATION DES IMPACTS SANITAIRES</b>	<b>7</b>
<b>2.3. MÉTHODOLOGIE POUR LE CHOIX D'UNE TECHNIQUE DE DÉPOLLUTION</b>	<b>8</b>
<b>3. DÉTERMINATION DES IMPACTS SANITAIRES DU SITE APRÈS SON DÉMANTÈLEMENT</b>	<b>10</b>
<b>3.1. IDENTIFICATION DES DANGERS</b>	<b>10</b>
3.1.1. CARACTÉRISATION DES SUBSTANCES POLLUANTES	10
3.1.2. COMPORTEMENT DANS L'ENVIRONNEMENT ET VOIES DE TRANSFERT POSSIBLES	12
3.1.3. POTENTIEL DANGEREUX DES SUBSTANCES	14
<b>3.2. ESTIMATION DES EXPOSITIONS</b>	<b>19</b>
3.2.1. DÉFINITION DES MILIEUX D'EXPOSITION ET CARACTÉRISTIQUES	19
3.2.2. IDENTIFICATION DES VOIES D'EXPOSITION ET DES CIBLES	21
3.2.3. SCÉNARI D'EXPOSITION	22
<b>3.3. ESTIMATION DES RELATIONS « DOSE - RÉPONSE »</b>	<b>23</b>
3.3.1. RAPPELS SUR LES PRINCIPES DE CONSTRUCTION D'UNE VTR	23
3.3.2. RELATIONS « DOSE-RÉPONSE » POUR LES CNB ISSUES DE LA LITTÉRATURE	23

3.3.3.	EXPERTISE DES VTR DÉFINIES PAR RHODIA	23
<b>3.4.</b>	<b>QUANTIFICATION DES IMPACTS SANITAIRES ET DÉFINITION D'OBJECTIFS DE RÉHABILITATION</b>	<b>26</b>
3.4.1.	QUANTIFICATION DES IMPACTS SANITAIRES	26
3.4.2.	OBJECTIFS DE RÉHABILITATION	27
<b>4.</b>	<b>ANALYSES DES MÉTHODES DE REMÉDIATION</b>	<b>28</b>
<b>4.1.</b>	<b>POINT SUR LA DÉPOLLUTION ACTUELLE</b>	<b>28</b>
4.1.1.	SYSTÈME ACTUEL DE DÉPOLLUTION	28
4.1.2.	EFFICACITÉ DES POMPAGES	28
4.1.3.	DÉFICIENCES AU NIVEAU DU TRAITEMENT	31
<b>4.2.</b>	<b>SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE SUR LES TECHNIQUES DE REMÉDIATION</b>	<b>32</b>
4.2.1.	CRITÈRES DE CHOIX DES MÉTHODES	32
4.2.2.	ACTION SUR LES SOURCES OU SUR LES VOIES DE TRANSFERT ?	32
4.2.3.	MISE EN ŒUVRE DES TECHNIQUES	32
4.2.4.	PRÉSENTATION DES PROCÉDÉS PAR CATÉGORIES	33
<b>4.3.</b>	<b>SCÉNARIO DE REMÉDIATION PROPOSÉ PAR RHODIA</b>	<b>38</b>
4.3.1.	LES SOLUTIONS ÉTUDIÉES PAR RHODIA	38
4.3.2.	MÉTHODOLOGIE POUR LA COMPARAISON DES PROCÉDÉS	39
4.3.3.	RÉSULTATS DE LA MODÉLISATION	41
4.3.4.	AUTRES ÉLÉMENTS D'APPRÉCIATION	41
4.3.5.	IMPACT DE L'ARRÊT DES PUIITS DE CONFINEMENT	43
<b>4.4.</b>	<b>RECOMMANDATIONS POUR LE FUTUR PLAN DE GESTION</b>	<b>44</b>
4.4.1.	ORIENTATION DU PLAN DE GESTION	44
4.4.2.	MODALITÉS DE CONTRÔLE ET DE SURVEILLANCE	45
	<b>CONCLUSION</b>	<b>47</b>
	<b>BIBLIOGRAPHIE</b>	<b>49</b>
	<b>LISTE DES FIGURES</b>	<b>53</b>
	<b>LISTE DES TABLEAUX</b>	<b>53</b>
	<b>LISTE DES ANNEXES</b>	<b>I</b>
	<b>ABSTRACT</b>	<b>XXIII</b>

---

## Liste des sigles utilisés

---

AEI	Alimentation en Eau Industrielle
AEP	Alimentation en Eau Potable
AFSSET	Agence Française de Sécurité Sanitaire de l'Environnement et du Travail
BMD	BenchMark Dose
BTEX	Benzène Toluène Ethylbenzène Xylène
BRGM	Bureau de Recherches Géologiques et Minières
CA	Chloroaniline
CB	Chlorobenzène
CIRE	Cellule InterRégionale d'Epidémiologie
CNB	Chloronitrobenzène
CTFMB	Chlorotrifluorométhylbenzène
DCB	Dichlorobenzène
DDASS	Direction Départementale des Affaires Sanitaires et Sociales
DNB	Dinitrobenzène
DNT	Dinitrotoluène
DPE	Division de la Protection de l'Environnement
DRIRE	Direction Régionale de l'Industrie, de la Recherche et de l'Environnement
ECETOC	European Center for Ecotoxicology and Toxicology of Chemicals
EDR	Evaluation Détaillée des Risques
ESR	Evaluation Simplifiée des Risques
FRA	Fractionnement (atelier)
ICPE	Industrie Classée pour la Protection de l'Environnement
IEM	Interprétation de l'Etat des Milieux
INERIS	Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques
LOAEL	Lowest Observed Adverse Effect Dose
m-	Méta- (isomère)
NAS	Amination (atelier)
NB	Nitrobenzène
NOAEL	No Observed Adverse Effect Dose
NT	Nitrotoluène
NCTFMB	Nitrochlorotrifluorométhylbenzène
NQEp	Norme de Qualité Environnementale provisoire
NTFMB	Nitrotrifluorométhylbenzène
o-	Ortho- (isomère)
OECD	Organisation for Economic Coopération and Development
ONOL	Ortho-nitroanisole

p-	Para- (isomère)
PNEC	Predicted No Effect Concentration
Pz	Piézomètre
RMD	Rhodia Mulhouse Dornach
SPCM	Société de Produits Chimiques de Mulhouse
STEP	STation d'EPuration
TCB	Trichlorobenzène
TFMB	Trifluorométhylbenzène
US EPA	United States Environmental Protection Agency
VCI	Valeur de Constat d'impact
VDSS	Valeur de Définition Source-Sols
VTR	Valeur Toxicologique de Référence

## **Introduction**

---

Du fait d'une longue tradition industrielle, les implantations du secteur industriel en Alsace sont historiquement nombreuses. Toutefois, la mutation vers le secteur tertiaire et la recomposition du tissu industriel, qui s'accélère depuis une dizaine d'années, se traduisent aujourd'hui par de nombreuses cessations d'activité. Ces sites sont alors voués à être réhabilités car, dans une région densément peuplée telle que l'Alsace, la pression urbanistique est forte. Ainsi, d'anciens sites industriels sont souvent reconvertis pour des activités logistiques ou commerciales, et sont parfois destinés à des usages plus sensibles. La sensibilité environnementale et les choix sociétaux étant moins affirmés autrefois, ces activités industrielles ont souvent été à l'origine de diverses pollutions des sols. En effet, dans ce domaine, les quantités de produits manipulés et leurs caractéristiques physico-chimiques sont telles que les incidents ou les pratiques sont susceptibles de provoquer une nuisance ou un risque pérenne pour les personnes ou l'environnement. Bien souvent la pollution et ses effets demeurent sur l'emprise industrielle. Mais il arrive que les effets de la pollution atteignent le voisinage du site, généralement par le biais des eaux souterraines.

Le site industriel Rhodia Organique, situé dans le Haut-Rhin à Mulhouse Dornach, a entamé sa démarche de cessation d'activité en octobre 2007. Il produisait jusque là des intermédiaires nitrés pour l'agrochimie et le secteur pharmaceutique. Une importante pollution au chloronitrobenzène avait été détectée en 1986 et avait provoqué la fermeture de plusieurs captages d'alimentation en eau potable. Dans ce contexte, la fermeture du site engendre plusieurs problématiques. Tout d'abord, l'état du site doit être compatible avec le futur usage logistique ou industriel qui a été défini par concertation. Ensuite, il doit être compatible avec l'usage actuel de son environnement ; il ne doit donc pas émettre d'impact à l'extérieur de son emprise.

Cette étude a donc pour principaux objectifs de déterminer les impacts sanitaires engendrés par le site Rhodia, après l'arrêt de son activité et après démantèlement. Il visera également à définir la technique de dépollution la plus pertinente, au regard de la maîtrise de ces impacts.

Ce mémoire s'articulera donc en quatre sections. Après avoir présenté, dans une première partie, le site Rhodia Organique et la politique actuelle de gestion des sites et sols pollués, la deuxième partie s'intéressera aux objectifs et à la méthode employée pour la réalisation de cette étude. La troisième partie présentera ensuite la détermination des impacts sanitaires du site après démantèlement. La dernière partie exposera enfin l'analyse des méthodes de remédiation pour aboutir à des recommandations sur le choix des traitements de dépollution.

## **1. Contexte de l'étude**

---

### **1.1. Présentation de la problématique de Rhodia organique Mulhouse Dornach (RMD)**

#### **1.1.1. Activités du site RMD**

L'industrie RMD a débuté son activité en 1892, afin de produire des molécules pour la chimie des colorants. L'entreprise connaît alors une croissance régulière et développe peu à peu de nouvelles fabrications. Le site industriel subit donc, au cours des années, de nombreuses modifications et modernisations, s'adaptant aux besoins et contraintes réglementaires ; l'arbre des produits de RMD reposant toujours sur la première technologie, utilisée historiquement par la société, c'est-à-dire la nitration associée à la réduction de Béchamp. Sur la base de ces réactions optimisées au fil du temps, sont apparues les grandes activités récentes de RMD, à savoir la production d'intermédiaires organiques pour les sciences de la vie (agrochimie et secteur pharmaceutique).

Pour encadrer ces activités, un arrêté préfectoral a soumis la société RMD à un régime d'autorisation avec servitudes, au titre de la législation des Installations Classées pour la Protection de l'Environnement (ICPE).

#### **1.1.2. Enjeux liés à la situation du site**

L'usine est située à l'Ouest de la commune de Mulhouse (voir l'annexe 1), dans une zone d'activités à dominante industrielle. Elle est entourée par des entreprises mais aussi des habitations, dont les plus proches sont situées à 30 mètres au sud de la limite de l'établissement.

D'un point de vue hydrogéologique, l'installation est implantée sur les alluvions de la Doller, rivière en liaison avec la nappe alluviale de la plaine d'Alsace. Plusieurs champs captants d'eau potable (AEP) ou d'eau industrielle (AEI) sont présents à l'aval du site.

Au regard de ces importants enjeux, le site RMD est un établissement nécessitant depuis toujours une surveillance et un contrôle régulier.

#### **1.1.3. Pollution imputée à RMD**

En 1986, une pollution est détectée au niveau d'un captage AEP de Kingersheim puis, à deux kilomètres en aval hydraulique, au niveau des captages d'Illzach. Des prélèvements sont alors effectués et révèlent une pollution par des chloronitrobenzènes (CNB). Deux sites en amont du captage sont suspectés : la SPCM (Société de Produits Chimiques de Mulhouse) et RMD. En janvier 1987, des analyses révèlent la présence de chloronitrobenzènes dans la nappe au niveau de l'usine RMD. Le 20 mars 1987, le pompage d'eau potable est arrêté sur les puits n°2 et n°3 de la ville de Kingersheim et, le 4 février 1988, un arrêté préfectoral interdit l'exploitation du champ captant d'Illzach.

#### **1.1.4. Études et mesures de gestion engagées**

Des travaux de reconnaissance et des essais de dépollution sont alors engagés. Un pompage est entrepris sur un ancien puits AEI du site. Les ouvrages de Kingersheim et d'Illzach, devenus inexploitable pour l'AEP, sont utilisés comme barrière hydraulique pour limiter l'extension de la pollution. En juin 1988, un arrêté préfectoral impose deux nouveaux puits de dépollution : au niveau de l'usine Manurhin et au niveau du cimetière Nord de Mulhouse. En outre, un réseau de surveillance des eaux souterraines est mis en place. Ce système de pompage de dépollution est toujours en place aujourd'hui, moyennant quelques modifications.

Une évaluation simplifiée des risques est prescrite en novembre 1999, suivie, en septembre 2004, d'un diagnostic approfondi et d'une évaluation détaillée des risques, finalisée en 2006. De plus, en 2005, une étude réalisée par le BRGM permet de déterminer les responsabilités respectives de la société SPCM et de l'entreprise RMD dans l'existence des panaches de pollution, grâce à l'étude des isomères du chloronitrobenzène.

En 2008, en raison du manque de connaissance des effets sur la santé de cette pollution et en vertu du principe de précaution, un nouvel arrêté préfectoral instaure des restrictions d'usage de l'eau dans une zone géographique définie. Cet acte administratif a pour objectif de renouveler l'information de la population et de garantir une plus grande maîtrise des conditions d'usage de l'eau issue des puits privés.

#### **1.1.5. Cessation d'activité et plan de gestion**

En octobre 2007, la société RMD entame une démarche de cessation d'activité, privilégiant ainsi les activités de son site de Chalampé, situé à vingt kilomètres de Mulhouse. Les installations sont actuellement en cours de démantèlement et le site est désormais classé en « site pollué ».

En application de la procédure de cessation d'activité, l'exploitant industriel qui met ses installations définitivement à l'arrêt doit placer son site dans un état tel :

- qu'il ne puisse présenter des dangers ou des inconvénients soit pour la commodité du voisinage, soit pour la santé, la sécurité et la salubrité publiques, soit pour l'agriculture, soit pour la protection de la nature et de l'environnement, soit pour la conservation des sites et des monuments ;
- que le niveau de risque résiduel soit compatible avec l'usage futur du site.

Pour répondre pleinement à ces attentes, l'exploitant a l'obligation de mettre en place un plan de gestion. Celui de Rhodia fait parti des premiers plans élaborés dans la région Alsace et est établi sous tutelle de la DRIRE.

## **1.2. Politique de gestion des sites et sols pollués en France**

La politique française en matière de sites pollués s'est construite dans les années 1990. Ne possédant pas de cadre réglementaire spécifique, l'action de l'administration pour la gestion de ces sites repose sur la loi de 1976 relative aux ICPE. D'autres activités ne relevant pas du régime ICPE peuvent occasionner une pollution du sol ; elles entrent alors dans le cadre de la loi du 15 juillet 1975 relative à l'élimination des déchets et à la récupération des matériaux.

### **1.2.1. Evolution historique des outils de gestion**

Au début des années 1990, l'absence de référentiel aboutit à une gestion des sites pollués, au cas par cas, par un dialogue entre autorités et responsables de site, ce qui engendrait des disparités injustifiées dans le traitement des situations.

En 1993, une première politique nationale détermine des axes d'action prioritaires : recenser les sites, sélectionner les plus sensibles et les traiter. Pour répondre à ces objectifs, la circulaire ministérielle du 23 avril 1996 instaure des outils de gestion : le diagnostic initial et l'évaluation simplifiée des risques (ESR). L'ESR a alors pour but de ranger les sites en trois classes (banalisables, à suivre et sensibles), sur la base d'une notation en fonction de valeurs guides : valeur de définition sources-sols (VDSS) et valeur de constat d'impact (VCI-sols). Les sites identifiés « sensibles » sont réhabilités systématiquement, en considérant leur seul niveau de pollution intrinsèque.

A la fin des années 1990, la politique nationale s'infléchit vers une gestion des risques en fonction de l'usage, d'où la création de méthodes plus adaptées avec la circulaire du 10 décembre 1999 : le diagnostic approfondi et l'évaluation détaillée des risques (EDR). Les sites désignés « sensibles » dans l'ESR sont alors requalifiés en « sites nécessitant des investigations plus approfondies ». Le diagnostic approfondi cherche à définir l'extension de la pollution et à comprendre les mécanismes de transfert. L'EDR permet de fixer des objectifs de réhabilitation grâce une estimation quantitative des risques.

### **1.2.2. Limites de la circulaire du 10 décembre 1999**

Plusieurs retours d'expérience sur l'utilisation de ces outils ont montré leurs limites :

- La présentation linéaire des outils conduit à une utilisation successive de ceux-ci sans une réelle réflexion sur les enjeux sanitaires et environnementaux. Cette situation conduit à des excès impliquant une moindre réactivité et des coûts supplémentaires.
- Le débat sur la gestion des sites se focalise souvent sur les résultats de l'évaluation quantitative des risques sanitaires alors qu'une démarche intégrée prenant en compte les aspects sanitaires, environnementaux, économiques... serait plus pertinente.
- L'usage des VDSS et VCI a été détourné pour calculer des seuils de dépollution par défaut, des seuils de sélection des substances pour l'EDR... Ces valeurs guides, étant issues de modélisations en fonction du niveau de risque attribué par rapport à la seule voie d'ingestion, ne sont pas adaptées à de telles utilisations.

- Le diagnostic approfondi, correspondant à la connaissance de l'état des milieux et de l'usage de ces milieux, est souvent négligé alors qu'il constitue une étape essentielle. L'EDR est, quant à elle, marquée par des incertitudes qui peuvent être considérables à tous niveaux. Elle est basée sur des scénarii d'usages parfois irréalistes et présente parfois des faiblesses en terme de clarté et de compréhension.
- Enfin, la réalité de la dépollution n'est pas toujours conforme aux objectifs fixés.

### **1.2.3. Présentation des nouveaux outils de gestion**

La nouvelle approche du ministère est décrite dans la circulaire du 8 février 2007. Deux démarches, pouvant être utilisées indépendamment ou non, y sont définies :

- La démarche d'interprétation de l'état des milieux (IEM) : pour s'assurer que l'état des milieux est compatible avec les usages présents déjà définis ;
- Le plan de gestion : il intervient lorsque la situation permet d'agir sur l'état des milieux ou bien sur les usages qui peuvent être choisis ou adaptés (projets de changement d'usage sur des sites pollués, définition des mesures de dépollution à l'issue de l'IEM...).

Un choix de gestion des sites en fonction de l'usage est donc conservé. Toutefois, l'usage systématique d'outils est proscrit. Au contraire, dans chaque cas, les outils de gestion les plus appropriés doivent être sélectionnés en fonction des besoins réels, définis par une réflexion autour du schéma conceptuel du site, point de départ des deux démarches.

L'IEM a pour but de distinguer les milieux compatibles avec les usages constatés et ceux qui présentent des dysfonctionnements et qui nécessitent une action particulière. L'IEM nécessite donc une bonne connaissance de l'état des milieux (acquise par des campagnes de mesures). La place des référentiels existants de gestion des teneurs dans les milieux est réaffirmé (comparaison au bruit de fond ou à l'état initial de l'environnement, comparaison aux valeurs réglementaires existantes ou évaluation quantitative des risques sanitaires si les deux manières précédentes n'ont pas abouti).

Le plan de gestion doit permettre de maîtriser les sources de pollution et de maîtriser les impacts (à défaut de la suppression totale des sources). Après avoir identifié les mesures de gestion possibles, un bilan coûts – avantages est effectué. Selon cette analyse, un plan de gestion est retenu. Une analyse des risques résiduel, reposant sur la démarche d'évaluation quantitative des risques sanitaires, est ensuite réalisée dans le cas où il subsisterait des expositions résiduelles. Enfin, il est proposé que les mesures du plan de gestion soient contrôlées, par un tiers, au fur et à mesure de leur déroulement pour éviter les écarts entre objectifs de réhabilitation et réalité de terrain.

Le présent mémoire est réalisé dans ce contexte récent de changement des outils méthodologiques pour la gestion des sites pollués, appliqué au cas de l'usine RMD.

## 2. Objectifs et méthodologie

---

### 2.1. Objectifs

Cette étude intervient dans le cadre de la cessation d'activité du site RMD, qui oblige l'exploitant à placer son site dans un état tel que le niveau résiduel de dépollution soit compatible avec l'usage futur du site et tel qu'il ne puisse présenter des dangers pour la santé du voisinage. L'avenir du site a été décidé en concertation entre l'industriel et la ville de Mulhouse et il a été acté un futur usage industriel ou logistique. Cet usage étant non sensible et adaptable à l'état du site, les objectifs de ce mémoire se concentreront davantage sur la problématique des impacts hors site.

Ce travail repose donc sur deux objectifs principaux, intimement liés. Tout d'abord, cette étude doit déterminer l'impact sanitaire engendré par le site RMD, après arrêt de son activité et après démantèlement. Ensuite, ce mémoire visera à définir la technique de dépollution la plus pertinente, principalement au regard de la maîtrise de ces impacts.

Il faut noter que les objectifs, fixés préalablement dans la note de cadrage, ont été légèrement modifiés et regroupés. Le contexte de l'étude, et notamment le choix du futur usage, s'est en effet précisé en début du stage. En outre, l'étude de l'AFSSET concernant la définition de valeurs toxicologiques de référence pour les chloronitrobenzènes et l'étude d'incidence de la CIRE Est ne pourront être disponibles avant la fin du stage, comme escompté.

### 2.2. Méthodologie pour l'évaluation des impacts sanitaires

Cette première problématique englobe de nombreuses questions relatives à l'identification des substances (natures, sources, dangers), aux milieux susceptibles de les véhiculer (caractéristiques, extension de la contamination), aux cibles et à leur exposition, ainsi qu'à la possibilité ou non de quantifier les impacts. Cet objectif soulève donc différentes interrogations auxquelles il est nécessaire de répondre par l'utilisation d'outils adaptés.

- Point sur les acquis

La pollution du site de Rhodia organique ayant été découverte en 1987, plusieurs études ont déjà été réalisées ou sont actuellement engagées. La première étape de ce travail a donc tout d'abord consisté en une lecture critique de ces documents pour permettre une synthèse globale et pour identifier les éléments discutables ou manquants.

Une évaluation simplifiée des risques a été prescrite à Rhodia en 1999. Les conclusions de ce document étant reprises dans des études ultérieures, il n'a pas été jugé utile de l'analyser dans le cadre de ce mémoire.

Le diagnostic approfondi, réalisé par les services de Rhodia et remis à la DRIRE en octobre 2005, avait pour objectifs de caractériser la pollution et les sources de pollution ainsi que de déterminer l'extension avale, latérale et profonde de la pollution. L'évaluation détaillée des risques, également effectuée par Rhodia et rendue en janvier 2006 aux services de l'Etat, devait, quant à elle, caractériser quantitativement l'impact sanitaire pour la population

exposée. L'analyse de ces deux documents a été faite en parallèle. Une grille de lecture, inspirée d'un document de la CIRE Ile de France, a été établie pour voir si les objectifs des études étaient atteints et pour identifier les lacunes des documents. Cet outil est présenté en annexe 2. Les principales informations de cette grille seront reprises sous forme rédigée dans la partie 3.

- Compléments d'informations

Afin d'apporter un nouvel éclairage pour l'évaluation des impacts sanitaires, des informations supplémentaires ont été recherchées.

Tout d'abord, une bibliographie concernant l'existence de situations similaires à l'international a été réalisée, grâce à l'utilisation des moteurs de recherches suivants : BDSP (Base de Données en Santé Publique), Science direct et Pascal, et en complément, Google Scholar et Scirus. Les expressions utilisées pour ces recherches étaient des combinaisons entre les mots suivants : pollution industrielle, eau, sol, dérivé nitré, dérivé chloré, chloronitrobenzène, aniline et nitroaromatiques. Toutefois, cette étude ne s'est pas révélée fructueuse puisque seul un cas approchant a été relevé, celui d'un accident provoqué par l'usine Hoechst AG en Allemagne en 1993.

Concernant le comportement des substances dans l'environnement, de nouvelles informations ont été recherchées sur leurs caractéristiques physico-chimiques et leur dégradation, grâce aux moteurs de recherche Pascal et Medline, et grâce aux bases de données de l'INERIS et de l'US EPA.

Des renseignements sur la toxicologie des substances ont été recueillis, afin de connaître les effets de ces dernières sur la santé humaine et pour pouvoir formuler un avis critique sur les relations dose/réponse utilisées par Rhodia dans l'EDR. Les publications étudiées sont issues de recherches avec le numéro CAS des polluants, sur différentes bases de données : Furetox, Toxnet, ECB (European Chemicals Bureau) et IPCS (International Program on Chemical Safety).

La synthèse sur les impacts sanitaires résulte donc de l'ensemble de ces recherches et analyses. Elle essaie d'aboutir à la définition d'objectifs de réhabilitation à atteindre pour la maîtrise des impacts sanitaires.

### **2.3.Méthodologie pour le choix d'une technique de dépollution**

Le but de cette seconde partie est de se prononcer sur les méthodes de remédiation qui figureront dans le plan de gestion du site RMD. Cet avis découle de trois axes principaux de réflexion.

Tout d'abord, un bilan sur l'efficacité de la dépollution actuelle a été réalisé grâce à l'exploitation des analyses sur les eaux souterraines. Ceci a permis de situer les défaillances dans le système actuel et de préciser les paramètres sur lesquels le traitement doit encore agir.

Dans un second temps, une recherche bibliographique sur les techniques de dépollution des eaux et des sols a été effectuée. Les procédés ont été abordés, pour comprendre leurs principes, leurs conditions d'application, leurs avantages et leurs inconvénients.

Ensuite, les différentes propositions de Rhodia ont été examinées. Ces propositions sont le résultat de trois études de modélisation : la première sur la mise en place d'un système de remédiation sur la base d'une barrière hydraulique, la seconde sur l'étude comparative de systèmes de remédiation appliqués au site et la troisième concernant l'impact de l'arrêt des puits de confinement sur l'évolution du panache. La modélisation utilisée dans ces documents a été étudiée pour s'assurer de sa validité puis les résultats sur l'efficacité des traitements ont été analysés. En complément de ces éléments, des informations quant aux coûts économiques, à l'avantage environnemental global et à la mise en œuvre des techniques, ont été recherchés.

La synthèse de ces différentes parties a permis d'effectuer des recommandations pour l'élaboration du plan de gestion

### **3. Détermination des impacts sanitaires du site après son démantèlement**

---

Pour connaître les besoins en travaux de dépollution, il est nécessaire de déterminer si le site RMD, en arrêt d'activité et après démantèlement, est compatible avec son futur usage et s'il occasionne des impacts sanitaires inacceptables pour les personnes extérieures au site. Il a été indiqué précédemment que le futur usage industriel ou logistique du site ne présente pas autant d'enjeux que les impacts du site sur le milieu extérieur. En effet, des mesures relativement simples peuvent limiter les contacts entre les milieux pollués et les activités logistiques qui devraient se développer sur ce site. Le raisonnement de cette partie sera donc axé sur la détermination des impacts sanitaires hors site.

#### **3.1. Identification des dangers**

##### **3.1.1. Caractérisation des substances polluantes**

Les substances potentiellement polluantes et les sources possibles de contamination ont tout d'abord été mises en évidence grâce à l'analyse historique des activités du site. Bien qu'aucune liste exhaustive des matières premières, produits et déchets ayant été manipulés sur le site n'ait été fournie par l'industriel, les plans ont permis de localiser les ateliers, stockages et installations connexes présents sur le site de 1892 à 2005. En outre, les accidents majeurs ont été signalés ; le principal concernant la rupture d'une canalisation dans l'atelier de fractionnement. Une liste des substances potentiellement polluantes a ainsi été établie.

Pour confirmer ou non les hypothèses précédentes, Rhodia a réalisé, dans le cadre du diagnostic approfondi, des investigations sur les sols et sur les eaux souterraines. Les localisations des sondages et carottages, pour la caractérisation des sols, et les emplacements des piézomètres, concernant les eaux souterraines, sont représentatifs des anciens ateliers et stockages du site RMD (voir annexes 3 et 4). Les protocoles de prélèvements, de conditionnement et d'analyse respectent les normes en vigueur. Le principal biais de ces analyses réside dans le choix des composés analysés sur les échantillons de sol et d'eau. Le tableau ci-après montre ce décalage entre les substances recensées grâce à l'historique, les prélèvements de sols et les analyses d'eau.

Concernant la cohérence des analyses de sol, les principales molécules ont été recherchées, excepté l'aniline qui aurait également pu être analysée. Les autres substances sont a priori secondaires, en terme de quantités. Il aurait toutefois été intéressant de vérifier qu'elles ne constituent pas un risque pour la santé des populations.

Analyse historique	Analyses sols	Résultats sols	Analyse eau
<b>Composés aromatiques : benzène et dérivés</b>			
benzène	X	/	
toluène (=méthylbenzène)	X	/	
xylène (=diméthylbenzène)	X	++	
phénol (=hydroxybenzène)	X	/	
chlorobenzène	X	+++	X
DCB	X (o, m, p)	++	X (o, m, p)
TCB	X	/	X
TFMB			
CTFMB			
<b>Dérivés nitrés - nitration</b>			
NB	X	+	X
DNB	X	/	
NT	X (o, m, p)	++	X (o, m, p)
DNT	X (o, m, p)	+++	X (o, m, p)
paranitrophénol			
NCB (p,o)	X (o, m, p)	++++	X (o, m, p)
DCNB	X (o, p)	/	X (o, p)
TCNB	X	/	X
NTFMB	X	+	X
NCTFMB			
nitrodiphényléther			
<b>Anilines et dérivés - amination réductrice et autres</b>			
aniline			
nitroaniline (p, o)	X (p)	/	
toluidine			
chloroaniline	X (o, m, p)	/	X (o, m, p)
dichloroaniline	X (p)	/	X (p)
dichloroorthonitroaniline			
Diamines			
ONOL (orthonitroanisol = aminophénol)	X	++	X
anisidine			
gâïacol			
aminodiphényléthers			
<b>Autres</b>			
chlorophénol	X (o, m, p)	/	
dichlorophénol (m, p)	X	/	
dichlorométhane			

o = ortho  
m = méta  
p= para

**Résultats sols :**

/ : <10 mg/kg  
+ : 10-100 mg/kg  
++ : 100-1000 mg/kg  
+++ : 1000-10000 mg/kg  
++++ : > 10000 mg/kg

*Tableau 1: Recensement des substances potentiellement polluantes*

Les analyses de sols mettent en évidence des pollutions ponctuelles et des pollutions diffuses. Les CNB sont les principaux polluants, retrouvés sur l'ensemble du site, à des concentrations pouvant aller jusqu'à 300 000 mg/kg de sol.

Les autres substances présentes en quantité anormale sont circonscrites à des zones précises (voir carte ci-après). Ces cinq zones sont à prendre en compte dans la suite du raisonnement.

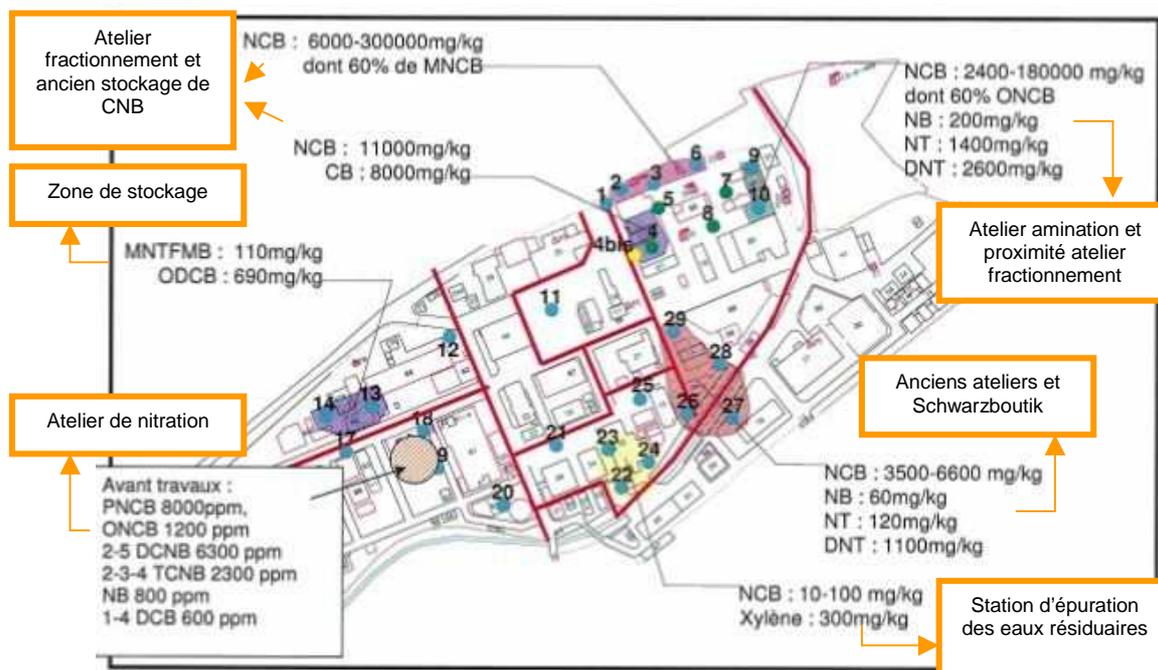


Figure 1 : Résultats de l'investigation des sols (ATOS - avril 2005)

Au regard des concentrations dans les sols, les analyses des eaux souterraines auraient nécessité un complément, notamment pour les xylènes. Les concentrations moyennes dans les eaux au droit du site en 2004-2005 sont supérieures à 10 µg/l pour toutes les substances analysées, exceptés pour le para-DCB et le TCB. Les teneurs les plus élevées concernent les CNB (200 à 10 000 µg/l), le CB (800 à 2500 µg/l) et, dans une moindre mesure (de l'ordre de 100 à 1000 µg/l), les ONOL, NT, DCNB et m-NTFMB.

Sous réserve que les substances initialement recensées dans l'analyse historique mais non analysées au cours des investigations ne présentent pas de danger potentiel, il est donc possible de retenir des composés devant faire l'objet d'une étude approfondie :

Chloronitrobenzène o m p CNB	Chlorobenzène CB	Nitrobenzène NB
Dichloronitrobenzène DCNB	Dichlorobenzène DCB	Ortho-nitroanisole ONOL
Chloroaniline o m p CA	Nitrotoluène o m p NT	Nitrotrifluorométhylbenzène NTFMB
Dichloroaniline DCA	Dinitrotoluène DNT	Xylène

Par rapport aux zones sources et aux concentrations identifiées, le chloronitrobenzène peut être signalé comme étant le principal polluant. Il devra donc faire l'objet d'une attention particulière.

### 3.1.2. Comportement dans l'environnement et voies de transfert possibles

#### ▪ Propriétés physico-chimiques à considérer

Certaines propriétés intrinsèques des substances sont déterminantes dans leurs possibilités de migration.

Par rapport aux capacités d'une molécule à être retenue ou non dans les sols et à être mobilisée par l'eau, les principaux paramètres à considérer sont le coefficient de partage eau/octanol (Kow) et les capacités de dégradation. Le Kow permet de classer le composé

comme hydrophile ou hypophile. La dégradation est caractérisée par le temps de demi-vie, temps nécessaire à la disparition de 50% de la quantité initiale.

Le passage des polluants à l'atmosphère dépend de leur volatilité depuis la phase libre ou depuis la phase aqueuse (constante de Henry H et tension de vapeur Tv). Il est admis que les molécules volatiles sont caractérisées par  $Tv > 1 \text{ mm}_{\text{Hg}}$  ou  $H > 4 \cdot 10^{-2}$  et, à l'inverse, que les molécules non volatiles possèdent  $Tv < 10^{-3} \text{ mm}_{\text{Hg}}$  et  $H < 4 \cdot 10^{-4}$ .

La migration du fluide dans l'eau est, quant à elle, fonction de la solubilité et de la densité. Si le polluant n'est pas miscible dans l'eau, la densité contrôle sa dispersion dans la zone saturée : accumulation en surface de la nappe si elle est inférieure à 1 ou tendance à s'écouler verticalement et à migrer en fond de nappe si la densité est supérieure à 1.

#### ▪ Comportement des substances identifiées sur le site RMD – milieux préférentiels

Pour les molécules retenues, les propriétés évoquées précédemment ont été recherchées (annexe 5). Globalement, on distingue le comportement des hydrocarbures aromatiques monocycliques et celui des composés nitroaromatiques et amines aromatiques.

Les hydrocarbures aromatiques monocycliques ont une solubilité faible. Avec un Kow compris entre 2 et 3, elles sont moyennement ou peu hydrophiles (notamment le trichlorobenzène) donc sont peu lessivées dans les sols lors d'épisodes pluviométriques. Leur stabilité est relativement forte, excepté pour le para-dichlorobenzène qui se dégrade facilement. Les BTEX sont biodégradables en condition aérobie et en moindre mesure en condition anaérobie. Enfin, ces molécules sont volatiles, que ce soit depuis leur phase libre ou depuis une solution aqueuse ; la volatilité diminuant avec le nombre d'atome de chlore. Ainsi, le chlorobenzène est 100 fois plus volatil que les dichlorobenzènes.

Concernant les amines aromatiques et composés nitroaromatiques, ceux-ci sont relativement peu solubles dans l'eau, excepté les chloroanilines et, dans une moindre mesure, le nitrobenzène et l'ortho-nitroanisole. Ils sont moyennement retenus dans les sols (surtout les chloro- et nitro-aniline, dinitrotoluène, nitroanisole et nitrobenzène) et leur lipophilie augmente avec le nombre d'atomes de chlore. Certains sont biodégradables mais cette propriété diminue avec l'augmentation du nombre de radicaux halogénés. Enfin, ce sont des composés semi ou peu volatils.

Les densités des substances sont toutes supérieures à celle de l'eau d'où un écoulement vertical en milieu aqueux et non une flottation en surface de la nappe. Le produit tend donc à gagner la partie basse de la nappe.

#### ▪ Dégradation des chloronitrobenzènes

Peu d'informations existent sur la dégradation des chloronitrobenzènes, constituant principal du panache de pollution.

Une publication scientifique décrit la biodégradation de composés nitroaromatiques, en laboratoire et in situ. Toutefois, cette étude ne porte pas spécifiquement sur les chloronitrobenzènes mais sur d'autres substances nitroaromatiques (4-nitrophénol,

nitrobenzène, TNT ...). Il a été montré que ces molécules peuvent servir de source d'énergie et de carbone à des microorganismes et sont ainsi biodégradées. Cette minéralisation microbienne des composés nitroaromatiques monocycliques peut se faire par le biais de quatre processus différents :

- des réactions d'oxygénation aboutissant à la formation de nitrites ;
- des réactions de réductions conduisant à des composés aminoaromatiques, ensuite métabolisés, en présence d'oxygène, en ammonium et dihydroxybenzène. Ce dernier est dégradé par des réactions de clivage du cycle benzénique ;
- une élimination complète, par réduction, du groupe nitré conduisant à des nitrites ;
- une réduction partielle du groupe nitré induisant la formation d'hydroxylamines, par la suite métabolisées.

Une autre publication, traitant de la décomposition de la para-chloroaniline, du méta-chloronitrobenzène et du trichlorobenzène dans le temps, a mis en évidence l'apparition d'acide 3-hydroxybutanoïque et de 2,3-diméthyl-2-butanol. Ces conclusions vont dans le même sens que les précédentes. En effet, ces deux molécules pourraient être des composés de dégradation d'hydroxylamines ou de composés aminoaromatiques.

Il peut donc être supposé que les chloronitrobenzènes se transforment principalement en chloroanilines de même isomère, qui sont ensuite minéralisées. Toutefois, aucune hypothèse ne peut être faite quant à la réelle survenue de cette dégradation, qui dépend probablement des conditions du milieu, de la cinétique et des microorganismes impliqués.

Certains composés étudiés dans le cadre de cette étude sont donc susceptibles d'être rencontrés dans des compartiments spécifiques de l'environnement :

- au niveau de l'atmosphère, seuls les mono- di- et tri- chlorobenzènes sont à considérer ;
- au niveau du sol, certaines substances sont mieux retenues que d'autres. Toutefois, à l'échelle de temps de l'étude, cette rétention n'apparaît que comme un facteur de retard. En revanche, il est nécessaire de prendre en considération les produits de dégradation des composés majoritaires ; les CNB se dégradant probablement en chloroanilines (isomères ortho et para) ;
- dans les eaux, les substances pourront être retrouvées sous forme soluble ou non (les plus solubles étant les chloroanilines, nitroanisoles et nitrobenzènes). Il faut noter que tous les polluants sont susceptibles de s'infiltrer jusqu'à la nappe et de migrer en fond d'aquifère.

### **3.1.3. Potentiel dangereux des substances**

Dans ses études, Rhodia a très peu évoqué les effets des polluants sur la santé et a plutôt orienté son raisonnement sur la recherche et la détermination de valeurs toxicologiques de référence (VTR) pour le calcul de l'impact sanitaire. Il semble important de revenir sur le potentiel dangereux des substances.

#### 3.1.3.1. Classification des substances

Le tableau ci-après récapitule, pour les substances retenues, les phrases de risques définies dans la directive européenne 67/548/EEC et complétées par la directive 2001/59/EC.

	Phrases de risques		IARC
CB	R20	Nocif par inhalation.	/
DCB	R22	Nocif en cas d'ingestion.	2B (p-DCB) 3 (o/m-DCB)
	R36/37/38	Irritant pour les yeux, les voies respiratoires et la peau.	
	R40	Cancérogène suspecté - preuves insuffisantes	
NB	R23/24/25	Toxique par inhalation, contact cutané, ingestion	2B
	R40	Cancérogène suspecté - preuves insuffisantes	
	R48/23/24	Toxique: risque d'effets graves pour la santé en cas d'exposition prolongée par inhalation et par contact avec la peau.	
	R62	Risque possible d'altération de la fertilité	
o-CNB	/		3
m-CNB	/		
p-CNB	R23/24/25	Toxique par inhalation, contact cutané, ingestion	
	R40	Cancérogène suspecté - preuves insuffisantes	
	R48/20/21/22	Nocif: risque d'effets graves pour la santé en cas d'exposition prolongée par inhalation, par contact avec la peau et par ingestion.	
	R68	Possibilité d'effets irréversibles.	
DCNB	/		/
2-NT	R22	Nocif en cas d'ingestion.	3
	R45	Peut provoquer le cancer.	
	R46	Peut provoquer des altérations génétiques héréditaires.	
	R62	Risque possible d'altération de la fertilité	
4-NT	R23/24/25	Toxique par inhalation, contact cutané, ingestion	3 (3,5-DNT)
	R33		
DNT	R23/24/25	Toxique par inhalation, contact cutané, ingestion	3 (3,5-DNT)
	R45	Peut provoquer le cancer.	
	R48/22	Nocif: risque d'effets graves pour la santé en cas d'exposition prolongée par ingestion.	
	R68	Possibilité d'effets irréversibles.	
	R62	Risque possible d'altération de la fertilité	
CA	/		2B (p-CA)
DCA	R23/24/25	Toxique par inhalation, contact cutané, ingestion	/
	R41	Risque de lésions oculaires graves.	
	R43	Peut entraîner une sensibilisation par contact avec la peau.	
NTFMB	/		/
o-NOL	/		2B (2-NOL)
Xylène	R20/21	Nocif par inhalation et par contact avec la peau.	3
	R38	Irritant pour la peau.	

Tableau 2 : Cancer et phrases de risques

Les phrases de risques sont les indications présentes sur les étiquettes de produits chimiques, qui mentionnent les risques encourus lors de leur utilisation, de leur contact, de leur ingestion, de leur inhalation, de leur manipulation ou de leur rejet dans la nature ou l'environnement. Ces informations semblent donc importantes dans le cadre de l'évaluation des risques sanitaires.

De plus, le tableau présente la classification du IARC (International Agency for Research on Cancer) concernant la cancérogénicité des produits. Dans ce cas, les substances sont soit en

classe 2B (peut être cancérigène pour l'homme), soit en classe 3 (ne peut pas être classé en raison du manque d'informations ou de l'inadéquation des données).

Ce tableau montre que toutes les molécules sont à conserver pour l'évaluation quantitative des risques sanitaires, compte tenu des effets décrits et de la possible cancérigénicité de certaines substances.

Peu d'informations sur les effets des chloronitrobenzènes sont disponibles ; aucune phrase de risque n'a été définie pour les isomères ortho et méta et les preuves de cancérigénicité sont insuffisantes pour conclure. Etant donné, qu'il s'agit du principal composé polluant (à des concentrations beaucoup plus importantes que les autres substances), une recherche bibliographique a été réalisée pour approfondir la connaissance de ses effets. L'isomère méta représente une fraction plus faible que les deux autres et ne sera pas abordé dans cette synthèse.

### 3.1.3.2. Synthèse bibliographique sur les effets susceptibles d'être engendrés par l'o-CNB et le p-CNB

L'annexe 6 reprend, sous forme de tableau, les éléments importants des différentes publications ayant servi à la synthèse bibliographique.

#### ▪ Absorption et toxicocinétique

L'o-CNB peut pénétrer dans le corps, par les voies cutanée, respiratoire ou intestinale. Des études chez le rat utilisant de l'o-CNB radio marqué ont montré que l'absorption de l'o-CNB était de 80% suite à une administration orale et d'au moins 40% après une application dermale. De même, le p-CNB est rapidement absorbé par la peau (au moins 62% chez les rats, NTP 1993), par le système respiratoire ou via la voie intestinale (au moins 78% chez les rats, NTP 1993). Les CNB sont ensuite distribués dans les tissus, principalement dans les cellules sanguines, les muscles, le foie, la rate et les reins.

La majeure partie des substances est excrétée au bout de 72 heures, sous la forme de composés de dégradation retrouvés principalement dans les urines. Les isomères de CNB empruntent des voies métaboliques similaires comprenant la réduction du groupe nitré en un groupement amine, le déplacement du chlore dans la conjugaison glutathion et une hydroxylation du cycle benzénique. Les principales molécules de dégradation sont donc l'ortho-chloroaniline pour l'o-CNB et la para-chloroaniline pour le p-CNB mais jusqu'à neuf autres composés ont été retrouvés dans les urines.

#### ▪ Toxicité aiguë

La toxicité aiguë des CNB a été étudiée par plusieurs expérimentations sur des rats, souris et lapins, après une exposition unique et via les trois voies d'administration. Aucun décès n'a été observé pour la voie respiratoire suite à une exposition de 4 heures à 16 et 100 mg/m<sup>3</sup> de p-CNB. Pour les autres voies d'exposition, des doses létales (DL50) ont été déterminées (voir annexe 6). Concernant les tests de toxicité aiguë de l'o-CNB, les signes cliniques relevés étaient des cyanoses et la formation de méthémoglobine. Pour les expositions au p-CNB, les

principaux symptômes ante-mortem étaient des cyanoses, des diarrhées, l'augmentation de l'excrétion urinaire et une coloration brune du foie.

▪ Toxicité sub-chronique et chronique – effets non cancérigènes

Les expérimentations animales ont été menées principalement sur des souris ou des rats, sur des périodes allant de 2 semaines à quelques mois pour les études sub-chroniques et de 18 à 24 mois pour les études chroniques. Seules des expositions par inhalation et par ingestion ont été utilisées. Les études les plus récentes sont de Matsumoto et al. en 2006.

Les CNB induisent la destruction de globules rouges (hémolyse) et la formation de méthémoglobine. Cette situation conduit secondairement à une anémie, avec des signes d'apparence extérieure (cyanose) et des dommages pour les tissus.

Les diverses expériences ont également montré l'augmentation du poids de la rate et du foie. Ce phénomène s'explique par l'accélération des activités érythropoïétique dans la moelle osseuse et hématopoïétique au niveau du foie et de la rate pour compenser la destruction de cellules sanguines, mais également par l'augmentation de l'excrétion de la bilirubine (produits de dégradation des globules rouges) et par une accumulation d'hémosidérine (pigment ferrugineux issu de la libération de l'hème des globules rouges) dans les tissus. Outre ces augmentations pondérales, des lésions du foie, de la rate et des poumons ont également été diagnostiquées.

D'autres symptômes sont considérés comme des effets toxiques primaires : accumulation de hyaline (molécule issue de la dégénérescence du collagène) dans les reins, atrophie des testicules pour les rats exposés au p-CNB et une augmentation anormale du nombre de cellules de l'épithélium respiratoire pour les rats exposés à l'o-CNB.

La toxicité des CNB est donc caractérisée par leurs potentiels hématotoxiques et hépatotoxiques. Il est intéressant de noter que l'hépatotoxicité est plus accentuée dans le cas de l'o-CNB et que le p-CNB est davantage hématotoxique.

▪ Génotoxicité / mutagénicité

L'évaluation des génotoxicité et mutagénicité des produits sert d'indice à la cancérogénicité. Les agents cancérigènes sont en effet soit génotoxiques, soit ils agissent de façon épigénétique. Les agents génotoxiques peuvent être détectés à l'aide de tests de mutagénicité, pour voir la capacité des composés chimiques à induire des mutations. Deux tests ont été utilisés pour les CNB : le test de Ames qui utilise des souches de *Salmonella typhimurium* et le test HPRT basé sur des cellules de mammifères (ici des cellules de hamster chinois et de souris). La génotoxicité a également été testée in vivo, en mesurant les aberrations chromosomiques chez la drosophile.

Les tests de Ames ont produit des résultats contradictoires. Les résultats positifs ont été obtenus seulement dans les souches TA98 et TA1538 de *Salmonella typhimurium* et à des concentrations élevées. Cette substance peut donc être considérée comme mutagène dans certains systèmes bactériens mais pas dans les cellules de mammifères in vitro. L'o-CNB a

une activité clastogène dans les cellules de mammifère à fortes doses. Enfin, ce produit n'a pas montré d'activité mutagène in vivo, chez la drosophile.

Le p-CNB induit des mutations dans les systèmes bactériens mais pas dans les cellules d'hamster chinois in vitro ou chez la drosophile in vivo. Il a une activité clastogène in vitro et à concentrations élevées, en provoquant des échanges entre chromatides sœurs et des aberrations chromosomiques. Enfin, in vivo, des lésions de l'ADN au niveau du foie et des reins de la souris ont été mises en évidence dans une expérimentation.

L'o-CNB et le p-CNB sont donc susceptibles être génotoxiques mais des études supplémentaires sont nécessaires pour confirmer ou non ces hypothèses.

- Cancérogénicité

L'évaluation de la cancérogénicité des CNB a été réalisée à plusieurs reprises sur des souris et des rats. En 1978, Weisburger observe une augmentation de l'incidence des tumeurs du foie chez les souris mâles mais cette évolution n'est pas statistiquement significative. En revanche, il met en évidence des tumeurs vasculaires (hémangiomes et hémangiosarcomes) chez les souris. Ses expériences sur les rats ne montrent pas d'évolution de l'incidence des tumeurs. Schroeder et Daly en 1984, la compagnie Monsanto en 1985 et Nair en 1989 ont réalisés des expériences de gavage sur des rats pendant 2 ans. Bien que les symptômes d'une toxicité chronique soient apparents, aucune tumeur liée au traitement n'est décelée.

Les récentes études de Matsumoto, pour évaluer la cancérogénicité de l'o-CNB et du p-CNB, ont été menées pendant 2 ans, sur des rats et des souris. L'o-CNB apparaît comme hépatocancérigène. Il provoque en effet des adénomes et des carcinomes hépatocellulaires chez les rats et les souris des deux sexes et des hépatoblastomes chez les souris. Ces effets sont à mettre en lien avec les effets sub-chroniques d'hépatotoxicité. Une augmentation de l'incidence des tumeurs des cellules des reins est également observée. D'autres cancers sont développés chez la souris (poumons, moelle osseuse, pancréas). Le p-CNB engendre, quant à lui, des tumeurs spléniques (de la rate) et adéno-médullaires chez les rats et des tumeurs vasculaires chez les souris. Certains auteurs émettent l'hypothèse que les métabolites du p-CNB, et notamment la p-chloraniline, pourraient contribuer au développement de ces tumeurs. La p-chloraniline induit en effet des tumeurs spléniques.

- Toxicité pour la reproduction

Trois études évaluant les effets de l'o-CNB sur la fertilité ont été recensées dont deux pour la voie orale et une pour l'inhalation. Bien que des signes de toxicité sub-chronique soient observés dans tous les cas, aucun indice de toxicité pour la fertilité n'a été mis en évidence chez les femelles, rats ou souris. Concernant les mâles, aucun effet sur la reproduction n'a été démontré sur les rats, alors que les résultats sont contradictoires sur les souris. En effet, une première étude ne montre pas de toxicité alors que, dans les deux autres études, des mâles sont affectés, respectivement par l'atrophie des testicules et par la diminution de la mobilité du sperme. Ces résultats montrent donc que l'o-CNB est potentiellement toxique pour la reproduction, même si ce cas n'a pas été détecté dans toutes les études. Une seule étude

s'est intéressée aux effets sur le développement embryonnaire et n'a pas montré de signe de toxicité ou de malformation du fœtus.

Davantage d'études sont consacrées spécifiquement à cette problématique pour le p-CNB. Il aurait un effet sur la fertilité des femelles et des mâles. En effet, on observe que la longueur des cycles œstraux pour les femelles est modifiée et, pour les mâles, que les testicules sont parfois atrophiés et que le nombre de spermatozoïdes par testicule a tendance à diminuer. Les tests de fertilité montrent que les indices d'accouplement ne sont généralement pas modifiés mais, en revanche, pour des animaux traités à forte dose, le nombre de portées est moindre et le nombre de survivants par portée est significativement plus faible que pour les témoins. Chez les rats et les souris, la toxicité pour la mère et pour le fœtus a été démontrée par des expériences de gavage. Bien que le nombre d'implantations utérines soit comparable entre les animaux traités et les témoins, le nombre de résorption est plus important chez les cas et le nombre de fœtus en vie diminue significativement. Une toxicité pour la mère apparaît : modification du poids du foie, lésions et coloration de la rate... Des malformations du fœtus sont notées pour les groupes traités aux plus fortes doses. Chez les lapins, aucun signe de toxicité n'a été mis en évidence.

- Etudes épidémiologiques

Des études ont été réalisées suite à un accident qui s'est produit en 1993 en Allemagne. L'usine de Hoechst AG avait émis un nuage contenant 10 m<sup>3</sup> d'un mélange contenant principalement des CNB et de l'ONOL. Les habitants de la zone résidentielle voisine s'étaient plaints d'irritations des yeux, de la peau et des muqueuses, de maux de tête et de nausées mais l'exposition n'avait pas été assez forte pour provoquer une toxicité aiguë. Une étude menée un an et demie après l'incident avait montré une augmentation du nombre de dermatites atopiques légères parmi les enfants exposés.

D'après cette synthèse, l'o-CNB et le p-CNB semblent montrer des signes de toxicité chronique, avec principalement des effets sur les cellules sanguines et sur le foie. La cancérogénicité de ces substances est encore à discuter, mais les études récentes penchent en faveur d'un effet cancérigène génotoxique. L'o-CNB aurait tendance à induire, chez les rats et souris, des tumeurs hépatiques et le p-CNB des tumeurs spléniques et adéno-médullaires. Concernant la toxicité pour la reproduction, les informations manquent pour l'o-CNB et un impact serait constaté pour le p-CNB.

## **3.2. Estimation des expositions**

### **3.2.1. Définition des milieux d'exposition et caractéristiques**

Il est important d'appréhender l'environnement du site RMD pour savoir si les dangers identifiés précédemment sont susceptibles de se produire.

#### 3.2.1.1. Sol

Les sols et sous-sols du site RMD ont été directement impactés d'où la nécessité de connaître leurs caractéristiques. Concernant le contexte géomorphologique local, Mulhouse est située

sur la plaine d'Alsace, à la limite du horst des Vosges et du fossé rhénan. Ce fossé est comblé par une importante quantité d'alluvions, de type galets, graviers et sables, en provenance du Rhin et de ses affluents alors que les alluvions des Vosges sont moins homogènes et davantage argileuses. Au niveau du site RMD, le sous-sol est bien connu grâce à des études du service géologique régional d'Alsace et grâce aux prélèvements de sols réalisés par ATOS en 2005. Ces horizons sont rencontrés successivement : des remblais (limons, briques, graviers, sables) jusqu'à 2 ou 3 mètres de profondeur, des alluvions de la Doller jusqu'à 25 mètres devenant plus argileuses à partir de 9 mètres, et enfin le substratum composé des marnes de l'Oligocène.

Le sol est donc hétérogène et la circulation d'eau y est possible. A partir de 9 mètres, ce sol devient plus argileux et est donc moins bien aéré et moins perméable. Les polluants y sont donc a priori mieux retenus et également mieux dégradés.

### 3.2.1.2. Eaux souterraines

La plaine alluviale d'Alsace constitue un réservoir aquifère d'une exceptionnelle richesse, avec une superficie de 3040 km<sup>2</sup> et un volume d'eau de 50 milliards de m<sup>3</sup>. L'alimentation de la nappe est assurée par les précipitations et par l'infiltration des cours d'eau venant des Vosges. De faible profondeur, cette nappe est facilement exploitable mais également très vulnérable car recouverte par des terrains peu imperméables.

La nappe, sur laquelle se trouve le site, s'écoule à travers les alluvions sablo-graveleuses de la Doller et son toit est localisé entre 5 et 8 mètres de profondeur suivant les périodes. Les échanges nappe - Doller ont un rôle prépondérant dans le fonctionnement hydraulique du réservoir, ce qui explique des variations piézométriques parfois importantes : alimentation en basses-eaux et drainage en vives-eaux. Un plateau loessique très peu perméable au Sud de Mulhouse représente la limite Sud de la nappe. Les données piézométriques existantes permettent de décrire le sens général des écoulements souterrains, qui se dirigent vers l'Est en amont hydraulique et au niveau du site RMD puis qui s'infléchissent rapidement vers le Nord-Est à l'aval de l'ancienne usine.

### 3.2.1.3. Eaux superficielles

Les cours d'eau rencontrés autour du site RMD sont présentés dans le tableau ci-après.

Cours d'eau	Distance au site RMD	Lieu de confluence	Rejet(s)	Module (m3/s)
L'III	2 km à l'Est	Rhin (Strasbourg)	/	6,33 (amont Doller) 10,6 (aval Doller)
La Doller	250 m au Nord	III (4 km de RMD)	/	4,26
Le canal de décharge de l'III	1,5 km en aval	Doller (1,5 km de RMD)	/	0,269
Le fossé de Dornach	Traverse le site (en partie de façon couverte)	Doller (250 m de RMD)	Aucun rejet de RMD Isolé des réseaux et voiries	/
Le Dollerbaechlein	2 km au Nord	/	Puits de dépollution d'Illzach et de Kingersheim	/

*Tableau 3 : Cours d'eau autour du site RMD*

Le fossé de Dornach est le seul cours d'eau qui traverse le site. Etant en partie couvert et n'ayant subi aucun rejet volontaire ou accidentel, ce cours d'eau ne constitue pas un milieu d'exposition ou un vecteur de transfert de la pollution.

Le Dollerbaechlein reçoit les rejets des trois puits de dépollution d'Illzach et de celui de Kingersheim, sans traitement préalable. Le dimensionnement de ce système a été conçu en fonction des débits rejetés, des concentrations moyennes en polluants et du module du cours d'eau, afin qu'il n'y ait pas d'impact possible sur les eaux souterraines. En 2004-2005, les concentrations en CNB rejetées dans le milieu étaient inférieures à 1 µg/l.

#### 3.2.1.4. Air

Etant donné le statut de l'entreprise, les ateliers de production ne sont plus en fonctionnement ce qui n'engendre aucun rejet de l'industrie à l'atmosphère.

Le principal risque pour ce milieu est celui constitué par les gaz de sol. Etant donné les propriétés de volatilisation des composés étudiés, cette problématique est liée à la seule présence des chlorobenzènes (mono, di et tri).

Le sol a donc été le principal milieu récepteur des pollutions du site RMD. Hétérogène et perméable, l'infiltration d'eau y est possible. Les eaux peuvent ainsi se charger en polluants et circulent jusqu'à la nappe située entre 5 et 8 mètres de profondeur. Cette nappe s'écoule vers le Nord-Est, et rejoint la nappe alluviale exploitée pour la population. Les eaux superficielles ne véhiculent a priori pas un flux important de polluants mais cette voie n'est pas à négliger. Concernant le milieu aérien, seule la problématique des gaz de sols est à retenir.

#### **3.2.2. Identification des voies d'exposition et des cibles**

L'établissement RMD se situe en bordure d'une zone résidentielle. Les habitations les plus proches se trouvent à 30 mètres au sud du site. La population cible est donc constituée d'adultes et d'enfants, certains adultes ayant grandi dans le quartier. Rhodia a choisi de majorer les risques en considérant que les cibles passaient la totalité de leur temps sur le site. Les principales expositions étant liées au sol et à l'eau souterraine, il est intéressant de décrire les usages qui sont faits de ces milieux. Le site de RMD est actuellement sécurisé donc les sols ne sont pas directement accessibles à la population. A terme, il sera nécessaire de trouver une solution pour éviter les contacts avec le sol.

Concernant la nappe phréatique, l'annexe 7 présente les différents pompages d'eaux souterraines. Plusieurs champs captants AEP sont situés à l'aval du site. Deux forages de Kingersheim, alimentant environ 11 000 personnes et ceux d'Illzach approvisionnant 5 communes soit 24 000 habitants, ont été fermés en 1986, suite à l'accident dans l'atelier de fractionnement. Seul le puits P1 de Kingersheim est resté en fonctionnement car il n'était pas affecté par la langue polluée. Concernant les captages AEI, plusieurs forages se situent à l'aval hydraulique de RMD mais aucun ne sert à un usage sensible.

En revanche, selon la DDASS du Haut-Rhin, il existe des puits privés. Ces ouvrages ne sont pas recensés donc ni leur nombre ni leur utilisation ne sont connus. Ils serviraient principalement pour l'arrosage des potagers mais aussi parfois, pour un usage sanitaire (y

compris eau potable). La population touchée au travers de ces captages ne peut pas être estimée. Depuis le 23 mai 2008, un arrêté préfectoral a prescrit des restrictions d'usages concernant les puits privés sur une portion du territoire des communes de Mulhouse, Pfstatt, Illzach, Kingersheim, Sausheim, Baldersheim et Wittenheim. L'utilisation de l'eau est interdite pour la consommation humaine ainsi que pour les usages impliquant un contact cutané prolongé, hygiénique ou récréatif comme le remplissage des piscines. L'usage de l'eau à des fins d'arrosage des plantes alimentaires ou pour l'abreuvement d'animaux participant à la chaîne d'alimentation est également interdit.

Concernant les risques liés aux gaz de sols, seules les habitations très proches du site et ne possédant pas de vide sanitaire peuvent être concernées.

Enfin, par rapport aux eaux superficielles, la population peut être exposée aux polluants par la consommation de poissons pêchés dans la rivière.

### **3.2.3. Scénarii d'exposition**

Les voies d'exposition définies dans l'EDR santé sont les suivantes :

- L'ingestion d'eau potable à partir du réseau d'eau potable ;
- L'ingestion de légumes autoproduits arrosés avec de l'eau issue d'un puits privé ;
- L'ingestion de poissons pêchés dans la Doller ;
- Le contact cutané et l'ingestion d'eau pendant une baignade dans une piscine remplie à partir du réseau d'eau potable ;
- L'inhalation de gaz de sols.

Cette approche présente quelques oublis. En effet, d'autres scénarii possibles pourraient être envisagés et notamment :

- L'ingestion d'eau à partir de puits privés ;
- Le contact cutané et l'ingestion d'eau lors de baignade dans une piscine remplie à partir d'un puits privé ;
- Le contact et l'inhalation pendant les douches.

Pour quantifier les doses d'exposition pour chacun de ces scénarii, les concentrations en polluants dans les différents milieux ont été choisis en fonction des concentrations moyennes en 2004-2005 et ont été définies ainsi :

- Pour l'eau potable, la qualité a été définie comme étant identique à celle du puits P3 de Kingersheim. Etant donné que des analyses sont réalisées directement sur les puits P1 de Kingersheim qui sert de puits AEP, il aurait été préférable d'utiliser ces valeurs pour enlever l'incertitude à ce niveau.
- Pour l'eau issue d'un puits privé, la qualité a été définie comme celle du piézomètre « Rue du Soleil », à l'aval immédiat du site, ce qui est réaliste.
- Pour l'eau de la Doller, la qualité est estimée en fonction du module du cours d'eau et des rejets effectués dans ce dernier.

### **3.3. Estimation des relations « dose - réponse »**

Pour les substances précédemment citées, excepté le xylène, Rhodia a indiqué les VTR orale à seuil ou sans seuil utilisées. Pour la plupart des polluants, Rhodia a choisi des VTR dans la littérature, sur les critères usuellement admis (date de révision, notoriété de l'organisme ...). Toutes choses égales par ailleurs, Rhodia a choisi les valeurs les plus conservatrices pour la santé. Lorsqu'aucun organisme officiel n'a publié de VTR pour une substance, Rhodia a établi des valeurs sur la base d'une étude bibliographique préliminaire. Cette méthode a dû être utilisée pour les chloronitrobenzènes, nitrotoluènes et 2,5-dichloroaniline. Dans les paragraphes suivants, nous allons étudier la pertinence des VTR des principaux polluants : l'o-CNB et le p-CNB.

#### **3.3.1. Rappels sur les principes de construction d'une VTR**

Seules des relations doses-réponses sur des effets à seuil non cancérogènes ont été recensées dans les études. Les VTR déterminées pour les CNB sont donc des VTR orales à seuil. Leurs constructions reposent sur le schéma suivant :

- 1 - Identification des effets néfastes ;
- 2 - Choix de l'effet critique ;
- 3 - Sélection d'une étude épidémiologique ou toxicologique et détermination d'une dose critique (NOAEL, LOAEL, BMD ...) à partir des données ;
- 4 - Utilisation de facteurs d'incertitude (UF et MF) pour obtenir un niveau d'exposition de sécurité acceptable pour l'homme.

L'annexe 8 présente des détails sur cette méthodologie, notamment par rapport à la définition de l'effet critique, aux critères de sélection des études et aux choix de la dose critique (différences entre NOAEL, LOAEL, Benchmark dose).

#### **3.3.2. Relations « dose-réponse » pour les CNB issues de la littérature**

Ces relations sont présentées dans le tableau en page suivante.

#### **3.3.3. Expertise des VTR définies par Rhodia**

Pour déterminer les VTR de l'ortho- et du para-chloronitrobenzène, Rhodia a choisi des doses critiques puis a appliqué les facteurs de sécurité définis par ECETOC (voir annexe 9). Les résultats obtenus sont les suivants.

##### 3.3.3.1. Cas de l'o-CNB

La VTR orale à seuil est de 0.23 mg/kg.j. Cette VTR a été construite à partir d'un NOAEL de 16 mg/kg.j et avec des facteurs de sécurité d'un total égal à 70. Cette dose critique est issue d'une expérimentation de Bayer AG en 1981, réalisée sur des souris exposées par voie orale pendant 5 semaines. Les effets critiques sont une hépatocytomégalie, les prises de poids de la rate, du foie et des testicules, des changements dans les paramètres hématologiques et un dépôt d'hémossidérine dans la rate. La dose critique était différente entre les deux sexes (16 mg/kg.j pour les mâles et 24 mg/kg.j pour les femelles) ; la valeur choisie étant la plus sensible.

Toxicité sub-chronique et chronique - effets non cancérogènes						
Etude	Voie	Organisme	Durée	Effet choisi	Type de valeur	Valeur
<b>oCNB</b>						
Travlos et al., NTP National Toxicology Program, 1993, Toxicity studies of 2-CNB and 4-CNB administered by inhalation to F344/N rats and B6C3F1 mice.	Inhalation	Rats	13 semaines	augmentation de méthémoglobine et changement dans les tissus	LOAEL	1,1 ppm (7mg/m3)
		Souris	13 semaines	dommage aux tissus	NOAEL	4,5 ppm (28,8 mg/m3)
Bayer, 1991	Orale	Rats	5 semaines	dommage aux tissus	NOAEL	16 mg/kg/j (males) 24 mg/kg/j (femelles)
Matsumoto et al., 2006, Thirteen-week oral toxicity of para- and ortho- chloronitrobenzene in rats and mice		Rats	30 semaines	hépatotoxicité (dégénérescence et nécrose des hépatocytes et augmentation de l'activité ALT)	NOEL	13,8 mg/kg/j
		Souris				12,2 mg/kg/j
		Rats			hématotoxicité	Benchmark dose
Souris	NOAEL	10,4 mg/kg/j				
<b>pCNB</b>						
Nair et al., 1986	Inhalation	Rats	4 semaines	methémoglobine	LOAEC	5 mg/m3
Travlos et al., NTP National Toxicology Program, 1993, Toxicity studies of 2-CNB and 4-CNB administered by inhalation to F344/N rats and B6C3F1 mice.		Rats	13 semaines	augmentation de méthémoglobine et changement dans les tissus	LOAEL	1,5 ppm (9,6 mg/m3)
		Souris			dommage aux tissus	NOAEL
Monsanto, 1981	Orale	Rats	Sub chronique	formation de methémoglobine	LOAEL	3 mg/kg/j
Matsumoto et al., 2006, Thirteen-week oral toxicity of para- and ortho- chloronitrobenzene in rats and mice		Rats	30 semaines	hématotoxicité	Benchmark dose	0,77 mg/kg/j
		Souris			NOAEL	105 mg/kg/j
Matsumoto et al., 2006, Two year feed study of carcinogenicity and chronic toxicity of oCNB in rats and mice	Orale	Rats	2 ans	hématotoxicité chronique	NOAEL	1,5 mg/kg/j
		Souris				15,3 mg/kg/j

Tableau 4 : Relations doses-réponse concernant l'o-CNB et le p-CNB

La bibliographie établie par Rhodia comportant seulement deux études par voie orale, le choix, qui a été fait par rapport à ces données, semble correcte (choix de la plus longue étude et de la valeur la plus sensible).

Toutefois, la bibliographie réalisée dans ce rapport montre l'existence d'autres expérimentations. Par voie orale, une étude datant de 2006 donne plusieurs doses critiques. Cette expérimentation, réalisée par Matsumoto et al., est intéressante car elle est récente et respecte les « guidelines » de l'OCDE. De plus, il s'agit de l'étude la plus longue par voie orale (30 semaines). Les doses critiques ont été établies avec des rats ou des souris, sur des effets critiques d'hépatotoxicité ou d'hématotoxicité. L'hématotoxicité est a priori antérieure à l'hépatotoxicité ; c'est donc cet effet qui guidera le choix de la dose critique. Suite aux différences, évoquées dans l'annexe 8 entre NOAEL, LOAEL et Benchmark dose, la Benchmark dose chez le rat (1.03 mg/kg.j) est préférée à la NOAEL chez la souris.

Concernant les facteurs de sécurité, ceux-ci sont définis selon le référentiel ECETOC. Même si ce référentiel semble discutable (par exemple, le facteur pour la variabilité interespèce est défini en fonction de l'animal utilisé et non en fonction des données toxicocinétiques et toxicodynamiques comparables entre l'homme et l'animal), cela permettra de mieux comparer la valeur de Rhodia et celle établie ici, par l'utilisation des mêmes critères pour le choix des facteurs de sécurité. Seront donc appliqués les coefficients suivants :

- 2 pour passer d'un effet subchronique à un effet chronique (valeur ECETOC).
- 4 pour la variabilité interespèce (valeurs ECETOC, pour les rats).
- 5 pour la variabilité intraespèce (valeur par défaut).

Avec ces paramètres, la VTR estimée pour l'o-CNB serait alors de  $2,5 \cdot 10^{-2}$  mg/kg.j, soit une valeur 10 fois plus faible que celle de Rhodia.

#### 3.3.3.2. Cas du p-CNB :

La VTR orale à seuil est de 0.025 mg/kg.j. Cette VTR a été dérivée à partir d'un LOAEL de 3 mg/kg.j et par application d'un facteur de sécurité de 120. La LOAEL est issue d'une étude de Monsanto en 1981, réalisée sur des rats par gavage pendant 13 semaines. Les effets critiques étaient multiples : augmentation du niveau de méthémoglobine, changements hématologiques et dans les analyses d'urine, changements histopathologiques (rate, foie, rein, cœur, moelle épinière).

La bibliographie de Rhodia recense trois études par voie orale, deux sur des rats durant respectivement 13 semaines et 24 mois et une troisième de 14 jours sur les souris. L'étude de 24 mois aurait été plus appropriée en terme de durée mais elle a seulement été jugée valide avec restrictions par les experts de Rhodia. Aucune autre justification n'est apportée. On ne sait donc pas ce qui a guidé le choix pour l'expérimentation de Monsanto en 1981.

La bibliographie de ce rapport montre l'existence d'autres études sur les effets chroniques du p-CNB. En 2006, Matsumoto et al. ont réalisé une étude de 2 ans sur les souris et les rats, par voie orale et ont déterminé des NOAEL sur la base d'effets hématologiques. Cette étude étant conforme aux « guidelines » de l'OCDE, il semble intéressant de partir d'une des NOAEL pour

la construction de la VTR. Chez les rats, la NOAEL est de 1.5 mg/kg.j et chez la souris, elle est de 15.3 mg/kg.j. Un facteur 10 sépare les deux NOAEL. Les protocoles sont identiques, seules les doses administrées changent. La dose critique la plus sensible (celle établie sur les rats) est retenue.

Là encore, les facteurs de sécurité sont définis selon la méthode ECETOC :

- 2 pour passer d'un effet subchronique à un effet chronique (valeur ECETOC).
- 4 pour la variabilité interspèce (valeurs ECETOC, pour les rats).
- 5 pour la variabilité intraespèce (valeur par défaut).

Sous ces conditions, la VTR serait évaluée à  $3,75.10^{-2}$  mg/kg.j, soit une VTR du même ordre de grandeur que celle de Rhodia.

Par comparaison à des substances voisines, les valeurs déterminées pour le CNB sont moins élevées que celles concernant le benzène et le nitrobenzène mais plus élevées que celle du nitrobenzène. Ces produits ont des effets chroniques relativement similaires sur les animaux, puisque le benzène induit des troubles du système nerveux et une toxicité pour les cellules sanguines, le chlorobenzène provoque des syndromes hématologiques, hépatologiques et rénaux chez les animaux et le nitrobenzène engendre la formation de méthémoglobine et des effets sur le sang et le foie.

La définition de ces valeurs toxicologiques de référence avait pour seul but de montrer que les valeurs de Rhodia ne peuvent pas être considérées comme fiables étant donné les variations trouvées en utilisant d'autres doses repères.

### **3.4. Quantification des impacts sanitaires et définition d'objectifs de réhabilitation**

#### **3.4.1. Quantification des impacts sanitaires**

Dans l'EDR, Rhodia a mené l'évaluation quantitative des risques pour chacun des scénarii envisagés. Les résultats (voir annexe 10) ont montré une absence de risque sanitaire pour la population par rapport à toutes les substances et toutes les expositions. Pour les effets sans seuil du 2,4-DNT, les excès de risques sont de l'ordre de  $10^{-6}$ , ce qui se rapproche de la zone d'incertitude. Concernant les effets à seuil, les indices de risque relatifs à l'exposition « gaz de sols » sont faibles ( $10^{-3}$  à  $10^{-4}$ ). Pour les effets à seuil du scénario « ingestion + contact cutané », les résultats varient entre  $10^{-2}$  et  $10^{-5}$ . Étant donné les incertitudes explicitées dans les paragraphes précédents, il est difficile de se prononcer sur le fondement réel de ces valeurs.

Compte tenu des remarques soulevées dans ce rapport et en l'absence de VTR établies par un organisme officiellement reconnu, la validité des conclusions de l'EDR ne peut être appréciée pour le moment.

La CIRE Est mène actuellement une étude d'incidence pour voir s'il existe une augmentation significative du taux de cancer dans la zone d'étude par rapport au département du Haut-Rhin. Le protocole consiste en une exploitation des données du registre du cancer du Haut-Rhin.

Les résultats ne sont pas encore publiés. Quoiqu'il en soit, on peut d'ores et déjà noter quelques limites à cette étude :

- Concernant la qualité des données, elle repose sur la qualité du registre des cancers. Or, les modalités d'enregistrement sont le code postal au moment du diagnostic de la maladie. Les personnes ayant été exposées mais ayant déménagées ne sont donc pas comprises dans cette étude.
- Les types de cancer pris en compte dans l'étude ont été sélectionnés par un groupe de travail. Les cancers choisis sont ceux liés habituellement aux pollutions environnementales ainsi que ceux fréquemment rencontrés pour augmenter la puissance de l'étude. Cette approche présente donc des biais et il sera difficile de montrer un lien de causalité entre exposition et cas.

### 3.4.2. Objectifs de réhabilitation

Les objectifs de réhabilitation vont être fixés en fonction des concentrations en chloronitrobenzènes, principaux polluants, et éventuellement, en fonction des chloroanilines, composés de dégradation des CNB. En temps normal, les résultats de l'EDR auraient permis de définir des objectifs de résultats (concentrations maximales admissibles dans l'eau) pour la définition de la politique de réhabilitation du site RMD. Dans l'attente de ces données, d'autres solutions doivent être envisagées pour le moment.

La réglementation française sur la qualité des eaux potables n'indique aucune limite ou référence de qualité pour ces substances. Il en est de même pour la réglementation américaine (Safe Drinking Water Act) qui ne dispose pas de valeurs pour ces substances.

Concernant la qualité des eaux superficielles, la circulaire du 7 mai 2007 définit des « normes de qualité environnementale provisoires (NQE<sub>p</sub>) » pour les substances impliquées dans l'évaluation de l'état chimique des masses d'eau ainsi que pour les substances pertinentes du programme national de réduction des substances dangereuses dans l'eau. Les chloronitrobenzènes (isomères ortho et méta) et chloroanilines font parties de cette deuxième catégorie de composés. Ils possèdent donc des NQE<sub>p</sub> qui ont été issus des PNEC (Predicted No Effect Concentration) de l'INERIS.

Substance	NEQ <sub>p</sub> (=PNEC) en µg/l	Construction	
		Dose critique	Facteur d'extrapolation
o-CNB	26	Poissons (CE10)	10
m-CNB	3,2	Invertébrés (CE10)	100
o-CA	0,64	Non précisé	
m-CA	1,3	Invertébrés (CE10)	10
p-CA	1	Invertébrés (CE10)	10

*Tableau 5 : Normes de qualité environnementale pour les chlorobenzènes et chloroanilines*

Ces valeurs peuvent être utilisées comme indicateur provisoire mais elles n'indiquent en aucun cas des seuils protecteurs pour la santé humaine. Elles peuvent toutefois constituer un premier palier à atteindre, dans l'attente des VTR de l'AFSSET.

## 4. Analyses des méthodes de remédiation

---

Dans le cadre de sa cessation d'activité, Rhodia doit trouver des solutions pour éliminer, ou au moins minimiser, les impacts à l'extérieur de son site. Pour cela, l'exploitant industriel est tenu de proposer un plan de gestion à la DRIRE, plan qui définit un scénario de réhabilitation. La DRIRE est chargée de superviser l'élaboration de ce plan de gestion. Elle ne peut imposer que des obligations de résultats. Toutefois, elle doit analyser les propositions de l'industriel pour s'assurer de la cohérence des choix.

### 4.1. Point sur la dépollution actuelle

#### 4.1.1. Système actuel de dépollution

Dès mars 1987, les premiers ouvrages de pompage ont été installés sur le site dans le but d'extraire les CNB et d'empêcher leur migration. Depuis ce jour, le dispositif est resté en place mais a évolué, avec l'installation de nouveaux puits tout au long de la langue polluée et avec l'arrêt de certains ouvrages. La dépollution actuelle est définie comme suit (plan en annexe 7):

- Deux piézomètres doubles, Pz 5 et Pz 7, assurent un pompage sur le site, estimé à  $50\text{m}^3/\text{h}$ , aux profondeurs de 11 et de 21 mètres. Ces piézomètres sont situés à l'extrémité aval du site (Nord Est), près des ateliers NAS et FRA. Les eaux pompées sont traitées sur charbon actif et sont ensuite envoyées vers la STEP du SIVOM.
- En aval proche, la dépollution est assurée par les ouvrages « Manurhin » et « Cimetière Nord », qui pompent respectivement environ 100 et  $85\text{ m}^3/\text{h}$ . Les eaux évacuées sont traitées par la station d'épuration du SIVOM.
- Le système de dépollution est complété en aval lointain par des pompages sur les anciens champs AEP : puits P3 de Kingersheim (moins de  $50\text{ m}^3/\text{h}$ ) et les puits A, B et Z d'Illzach (environ  $150\text{ m}^3/\text{h}$  par puits). Ces ouvrages rejettent les eaux pompées dans la Doller sans traitement préalable.

D'un point de vue économique, Rhodia souhaite profiter de sa cessation d'activité pour arrêter ce réseau de dépollution dont le fonctionnement s'élève à environ 250 000 €/an.

#### 4.1.2. Efficacité des pompages

L'efficacité du système actuel de dépollution est évaluée par comparaison de la situation initiale de mars 1987, à celles de 2004-2005 et de 2007. Les concentrations mentionnées sont issues d'analyses réalisées par Rhodia (voir annexe 11).

##### 4.1.2.1. Bilan concernant les débits d'eaux pompés

Depuis les années 1999, les débits de pompage sont relativement constants, en dehors du champ captant d'Illzach dont le débit des puits peut varier de 300 à  $700\text{ m}^3/\text{h}$ , avec une moyenne d'environ  $450\text{ m}^3/\text{h}$ .

Ce comportement est également observable à l'échelle d'une année. En 2007, les ouvrages d'Illzach ont pompé à un débit entre 200 et 500 m<sup>3</sup>/h. Ce débit est beaucoup plus important que ceux relevés sur les autres puits de dépollution, comme le montre la figure ci-après.

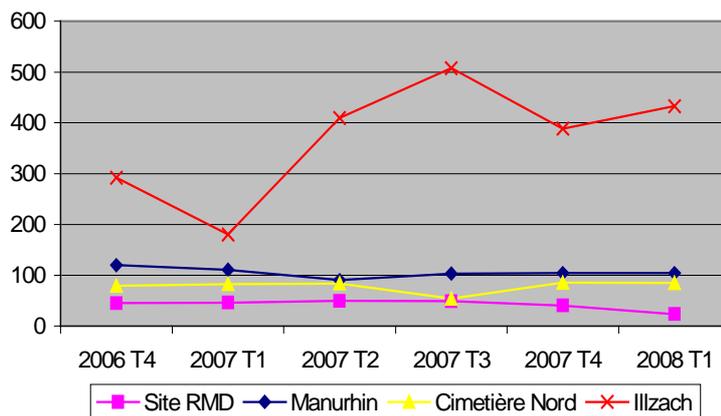


Figure 2 : Evolution des débits

(m<sup>3</sup>/h) de pompages en 2007

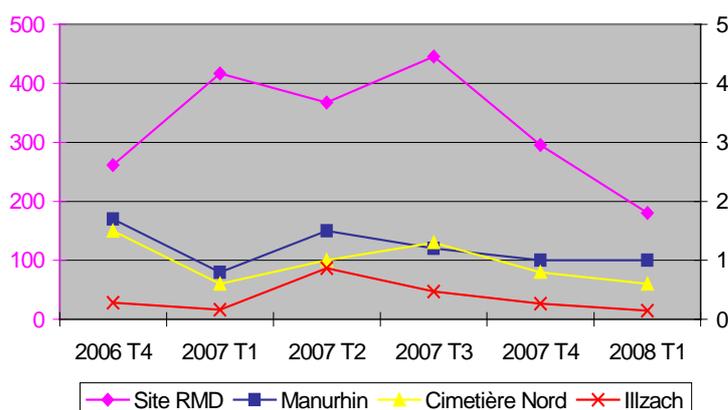
L'ouvrage de Kingsheim, qui ne figure pas sur les graphiques précédents, fonctionne seulement la nuit et à débit relativement faible (quelques m<sup>3</sup>/h). Même s'il a permis jusqu'à maintenant de fixer le panache de pollution, son utilité est à reconsidérer.

#### 4.1.2.2. Bilan concernant les flux de CNB pompés

Depuis le début de la dépollution en mars 1987, 181 tonnes de CNB ont été extraites de la nappe. En 2007, la quantité d'extraction de CNB a été évaluée à 600 kg par trimestre, ce qui correspond à 2,4 tonnes sur l'année. Il s'agit d'une valeur comparable à celles observées depuis 2003. En revanche, avant 2003, les quantités extraites étaient plus importantes (5 à 6 tonnes entre 1995 et 1999, puis 3 à 4 tonnes entre 2000 et 2003). Ces chiffres montrent donc que l'efficacité du pompage a tendance à s'amenuiser au fil des années, ce qui peut s'expliquer par une concentration moindre des CNB dans les eaux.

Si on analyse les résultats de l'année 2007, il est visible que les quantités extraites par trimestre sont fluctuantes. Cela montre que les puits ne captent pas toujours la même quantité de polluants, probablement à cause des variations saisonnières de direction d'écoulement des eaux souterraines et des variations piézométriques qui peuvent influencer sur la profondeur du panache. Il est donc possible que tout le panache de pollution ne soit pas capté par le dispositif actuel.

Figure 3 : Flux de CNB extraits (en kg/mois) par puits de dépollution, 2007



En outre, ce graphique indique que les plus grandes quantités de CNB sont extraites sur le site alors même que ce sont les ouvrages qui pompent le moins d'eau. A l'opposé, les puits d'Illzach, qui ont un débit de pompage 4 à 20 fois plus important que les autres, sont ceux qui captent le moins de CNB. Cela s'explique par les teneurs de CNB dans les eaux qui sont beaucoup plus importantes sur le site qu'à l'aval.

Cette remarque introduit la question de la nécessité réelle de tous ces ouvrages et de la possibilité d'augmenter le pompage sur le site et de minimiser ceux en aval. Concernant les puits d'Illzach, leur existence paraît toujours pertinente puisqu'ils permettent de fixer la pollution résiduelle pour éviter une propagation encore plus lointaine du panache.

#### 4.1.2.3. Evolution des concentrations et teneurs résiduelles

##### ▪ Chloronitrobenzènes :

##### Evolution des concentrations dans le temps

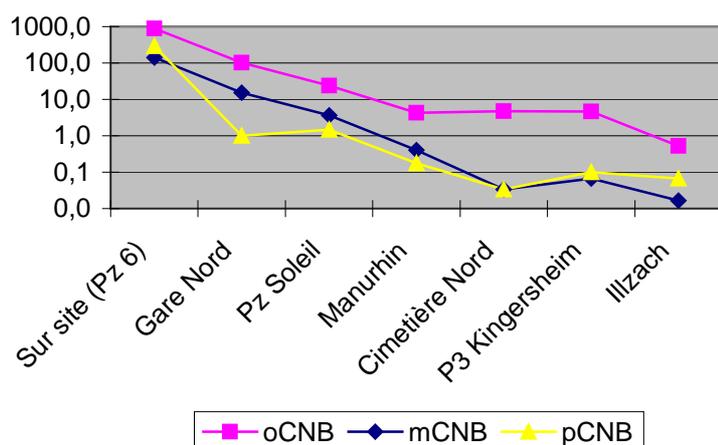
L'élément prépondérant de la pollution observée sur le site et en aval du site est, depuis toujours, les chloronitrobenzènes. Le rapport massique entre les isomères du CNB était initialement de 60/10/30, respectivement pour les formes ortho, méta et para, de 75/10/15 en 2005 et de 67/10/22 en 2007. L'isomère ortho est donc prépondérant mais il est difficile de conclure sur l'évolution de la pollution vers un isomère plutôt qu'un autre.

En 2004-2005, la somme des CNB étaient de l'ordre de 1 000 à 10 000 µg/l sur le site, soit une décroissance en 15 ans d'un facteur 10 voir 100. Lors des dernières campagnes de prélèvements de 2007, cette diminution a continué puisque les concentrations varient de 150 à 880 µg/l sur le site. Les CNB suivent donc une courbe de décroissance de forme asymptotique, qui tend à être nulle mais qui ne le sera probablement jamais avec le système de dépollution actuel.

Cette même tendance générale de diminution est observée tout au long du panache de pollution, avec une rapidité de plus en plus prononcée au fur et à mesure de l'éloignement du site de Rhodia. Ainsi, en sortie immédiate du site, les concentrations ont été divisées par un facteur 100 entre 1987 et 2005 ; elles ont été diminuées d'un facteur 100 voire 1 000 au niveau de Manurhin et du cimetière Nord et elles ont été réduites d'un facteur 1 000 à hauteur d'Illzach.

##### Répartition spatiale et teneurs résiduelles

Sur le site, les concentrations en CNB sont encore élevées (100 à 800 µg/l).



*Figure 4 : Représentation logarithmique de l'évolution spatiale des concentrations de CNB (en µg/l), en 2007.*

Les ouvrages actuels ont une action efficace sur la pollution puisqu'on observe un abattement de la teneur en CNB de 10 à 100 fois en sortie immédiate du site. En aval proche, c'est-à-dire au niveau des puits de Manurhin et du cimetière Nord, les concentrations en isomères méta et para sont inférieures à

1 µg/l alors que cette étape n'est franchie, pour l'o-CNB, qu'au niveau du champ captant d'Illzach.

▪ Évolution des autres substances polluantes

En 2004-2005, d'autres composés étaient identifiés en quantités relativement importantes sur le site RMD : le chlorobenzène (800 à 2 000 µg/l), les nitrotoluènes dont principalement l'isomère ortho (10 à 500 µg/l), les 2,5-dichloronitrobenzènes (150 à 400 µg/l), l'ONOL (100 à 1 000 µg/l) et le méta-NTFMB (100 à 300 µg/l). Le chlorobenzène étaient encore présent en concentration élevée (150 µg/l) en aval immédiat, mais passait en dessous des 5 µg/l à hauteur de la gare du Nord puis en dessous de 1µg/l à Manurhin. Les autres polluants se concentraient à quelques dizaines de µg/l en sortie immédiate du site et passaient en dessous de 1 µg/l au niveau du champ captant de Kingersheim. En 2007, pour les nitrotoluènes et le 2,5-dichloronitrobenzène, les teneurs ont été divisées par un facteur 2 sur le site et passe en dessous de 0,5 µg/l dès l'ouvrage de Manurhin. Pour les autres composés, les analyses ne sont pas disponibles en 2007 ; ces molécules ne sont en effet pas inscrites à l'arrêté préfectoral régissant l'autosurveillance de la nappe.

Concernant le nitrobenzène, les chloroanilines et la para-dichloroaniline, les concentrations étaient de l'ordre de 50 à 100 µg/l sur le site en 2004-2005 et devenaient inférieures à 1 µg/l au niveau de Manurhin. En 2007, ces concentrations ont diminué sauf celles de la para-chloroaniline qui stagnent. Cela peut s'expliquer par la dégradation de p-CNB en p-CA. En sortie du site, les concentrations sont de quelques µg/l et sont nulles après Manurhin.

Enfin, d'autres molécules avaient été suivies en 2004-2005 mais dont les teneurs étaient inférieures à 0.1 µg/l (1-4 DCB, TCB et TCNB) ou de l'ordre de 10 µg/l (1-2 DCB). Elles n'ont donc pas été suivies régulièrement depuis ce diagnostic

#### **4.1.3. Déficiences au niveau du traitement**

Seuls les flux de CNB issus du site RMD sont traités préalablement à leurs rejets dans le réseau d'eaux usées. Or, l'installation de traitement au charbon actif est vétuste et présente des problèmes de conception. En état correcte de marche, elle devrait présenter des rendements de plus de 98% d'élimination mais cet état de fonctionnement est trop rarement constaté. En moyenne, le taux résiduel de CNB dans les eaux résiduaires est de 200 à 300 µg/l, ce qui correspond à une élimination d'environ 94-95%. Il arrive parfois que ce rendement chute à seulement 80% d'extraction. Cela est dû à l'existence de chemins préférentiels dans l'installation car le charbon actif a tendance à se tasser dans les tours. Il serait préférable d'avoir une installation de charbon actif en colonne pour éviter ce phénomène. Il faut noter que le charbon actif est changé annuellement

Le système actuel de dépollution est encore efficace actuellement mais son rendement décroît étant donné que la teneur en CNB dans les eaux diminue. Il faut donc pomper un plus grand volume d'eau pour continuer à avoir un impact significatif sur la pollution. En outre, la présence de tous les ouvrages ne semble plus justifiée. Il semble donc pertinent de penser à

un redimensionnement de ce système ou à d'autres méthodes de dépollution. Il faut toutefois noter que le traitement au charbon actif, s'il est bien dimensionné et conceptualisé, est efficace pour l'élimination des CNB dans les eaux.

## **4.2. Synthèse bibliographique sur les techniques de remédiation**

### **4.2.1. Critères de choix des méthodes**

Les critères techniques sont les premiers éléments décisionnels à prendre en compte pour le choix d'un procédé. En effet, afin que leur efficacité soit optimale, les traitements de dépollution doivent être en adéquation avec le milieu à traiter et les polluants à neutraliser. Concernant le sol, il est important d'avoir une bonne connaissance de sa composition, de sa texture et de sa capacité à laisser passer des liquides, gaz et solides. Ces paramètres peuvent être estimés par la perméabilité. Quant aux polluants, les principales caractéristiques susceptibles d'influencer le choix d'une méthode sont leur nature et leur capacité à passer d'une phase à une autre (volatilisation, solubilisation...).

Suite à un premier ciblage réalisé sur ces bases, d'autres critères rentrent en jeu secondairement. Les principaux concernent les conditions de mise en œuvre technique, les coûts de fonctionnement et d'exploitation, la durée du traitement et le bilan environnemental global. Le choix du procédé sera donc guidé par un compromis entre l'ensemble de ces paramètres.

### **4.2.2. Action sur les sources ou sur les voies de transfert ?**

Deux stratégies peuvent être envisagées : agir sur les sources (ici les sols) ou couper les voies de transfert (ici, les eaux souterraines). La première solution est pertinente puisque des zones sources ont été distinctement identifiées (annexe 12) et que ces zones relarguent encore actuellement des substances vers la nappe. S'il s'avère que l'action sur les sols n'est pas concevable alors il sera possible de considérer la seconde alternative.

### **4.2.3. Mise en œuvre des techniques**

Les différentes techniques se distinguent par leur mise en œuvre.

Les traitements in situ ne nécessitent pas d'excavation des terres d'où des coûts généralement moins élevés. De plus, cette mise en œuvre n'implique pas de manipulations importantes des sols pollués par les travailleurs lors des chantiers.

Les procédés sur site sont mis en œuvre sur des tertres formés par les terres excavées, ce qui nécessite de disposer d'un espace suffisant. Si on les compare aux techniques in situ, ils requièrent davantage d'organisation puisqu'ils nécessitent différentes phases : la préparation du site, le transport et la mise en place des équipements ; la préparation des terres (excavation, préparation et constitution de terre), le traitement et la remise en place des terres ; le démantèlement des installations. Toutefois, ces procédés présentent généralement une efficacité plus grande que les traitements in situ. L'étape de préparation des terres permet en effet d'adapter des critères physiques de la terre au type d'équipement utilisé, par l'obtention de tas plus homogènes, notamment en terme de granulométrie. De plus, les tertres reposent

généralement sur des couvertures étanches et peuvent être équipés de drains pour récupérer les effluents liquides et gazeux, ce qui limite la propagation des polluants plus en profondeur. Enfin, il est également possible de gérer les terres excavées à l'extérieur du site (traitement ex situ). Dans ce cas, il est nécessaire de prendre en compte leurs coûts de transport. Les sols sont ensuite déposés en décharge (centre d'enfouissement technique de classe 1 ou 2 suivant la dangerosité des polluants), incinérés ou traités.

Quelles que soient leurs mises en œuvre, les procédés reposent généralement sur les mêmes principes, exposés dans les paragraphes suivants.

#### **4.2.4. Présentation des procédés par catégories**

##### 4.2.4.1. Procédés d'extraction physico-chimiques

###### ▪ Evacuation d'une phase gazeuse

Les principaux procédés basés sur l'évacuation de la phase gazeuse sont le venting, l'air sparging et l'évacuation par air vacuum. L'extraction par air vacuum consiste à appliquer, grâce à une pompe à vide, une forte dépression dans la zone non saturée du sol, et ainsi, à aspirer l'air des pores du sol et les contaminants volatils éventuellement présents dans cette phase gazeuse. La dépression créée favorise la volatilisation des substances par un déplacement de l'équilibre des phases. Les gaz sont ensuite récupérés et traités en surface par des unités adéquates (oxydation thermique, filtration sur charbon actif...). Ce système est fréquemment associé à l'air sparging ou au venting qui permettent une mise en circulation de l'air, respectivement dans la zone saturée du sol et dans celle non saturée, par injection d'air en périphérie de la zone à traiter via des forages ou des drains.

Ces techniques sont restreintes aux polluants organiques volatils ou semi-volatils. Ces méthodes sont efficaces sur les composés en équilibre entre les phases solide et gazeuse et entre les phases liquide et gazeuse. En fonction des propriétés du sol, le phénomène est efficace dans un rayon de quelques mètres à quelques dizaines de mètres. Concernant la nature des terrains, ces méthodes sont déconseillées en milieu hétérogène dans lesquels l'existence de chemins préférentiels peut perturber la distribution des flux gazeux.

Ces traitements peuvent s'avérer longs, en terme de temps d'exploitation. Or, plus la pollution est ancienne, moins le traitement est efficace. En effet, le polluant aura tendance à se dégrader en sous-produits, pas forcément aussi volatils que le composé initial. De plus, par un long temps de contact avec le sol, le polluant aura tendance à s'absorber plus fortement sur les particules du sol, ce qui lui confèrera une plus grande résistance au traitement. Il est donc difficile d'arriver à des niveaux de concentrations résiduels très faibles avec ces solutions.

###### ▪ Evacuation d'une phase liquide

Les évacuations de phases liquides se font principalement par lavage ou pompage.

Le lavage consiste à mobiliser les contaminants du sol avec de l'eau ou avec d'autres solutions de réactifs, choisies en fonction de la nature du sol et du polluant. In situ, la solution de lavage est injectée dans le sol par percolation ou par injection dans des forages ou des drains. Les substances polluantes passent alors préférentiellement dans cette phase liquide et

les percolats sont récupérés et dirigés vers des unités de traitement. Pour le lavage sur site, la mise en œuvre peut se faire soit par percolation (lessivage des sols en tas pendant plusieurs mois) soit par agitation. Ce procédé consiste à mettre le sol en contact avec la solution réactive dans des réacteurs agités, ce qui accélère considérablement les cinétiques d'échanges. Quand le niveau d'extraction recherché est atteint, les phases sont séparées. La solution liquide, comprenant les polluants, est traitée et la phase solide est rincée pour éliminer la pollution résiduelle.

Ces techniques de lavage peuvent être employées pour de nombreux contaminants organiques ou métalliques puisque les agents chimiques potentiellement utilisables sont nombreux. Leur principal inconvénient est d'augmenter la mobilité des polluants, étape nécessaire à leur extraction. Il faut donc s'assurer de la fiabilité du système pour récupérer l'intégralité des effluents liquides et éviter toute fuite vers les eaux souterraines. L'efficacité du lavage est très limitée dans le cas de sols argileux, peu perméables.

L'eau peut être directement pompée pour être traitée à l'extérieur du milieu (sur charbon actif, par stripping...). Une alternative pour les substances moins denses que l'eau est le pompage – écrémage c'est à dire le pompage direct des polluants surnageant à la surface de la nappe. Les eaux sont alors dirigées vers des unités de traitement. Ces solutions de pompage sont considérées comme un confinement hydraulique car elles maintiennent la pollution dans une zone localisée par rabattement de la nappe. Néanmoins, les eaux pompées sont généralement rejetées dans le réseau d'assainissement ou dans le milieu naturel. Ces techniques sont souvent utilisées mais suivant l'importance et la nature de la pollution, elles peuvent nécessiter des décennies.

#### 4.2.4.2. Procédés de stabilisation physico-chimique et de confinement

##### ▪ Stabilisation / solidification

La stabilisation physicochimique rassemble toutes les techniques qui consistent, par action directe dans le sol ou sur des tertres, à réduire le risque de dissémination des polluants. Pour cela, les composés sont immobilisés en les rendant moins solubles et/ou moins toxiques par des procédés physiques ou chimiques. Parmi les traitements chimiques de stabilisation, on recense les procédés d'insolubilisation par précipitation, les mécanismes d'adsorption sur des matrices spécifiques, les réactions de neutralisation, complexation, d'oxydoréduction... Toutes ces réactions chimiques sont fortement conditionnées par les conditions de milieu (pH, potentiel redox, solubilité ...). Les procédés physiques de solidification reposent sur l'utilisation d'agents liants ; les plus courants étant le ciment, la chaux, les polymères organiques et les silicates. Les échanges respectifs entre l'extérieur et le sol pollué sont alors réduits (pas de transfert d'eau ou d'air, faible lixiviation...).

In situ, ces techniques requièrent des méthodes d'injection et de malaxage particulières sauf si les sols sont perméables et que l'injection des réactifs peut se faire via un forage. L'utilisation de cet outillage est relativement onéreuse (coûts d'investissement allant de 40 à 100€ par tonne). Après excavation, le mélange entre le sol et les liants se fait plus facilement

grâce à des malaxeurs, bétonnières, pelles en bassins... Le mélange stabilisé est ensuite déposé sous différentes formes (en bassin, fûts, big-bags...)

Des volumes importants de terres à traiter induisent des quantités de réactifs importants, ce qui peut conduire, suivant les produits utilisés, à des coûts prohibitifs. Les coûts d'entretien et de fonctionnement sont, en revanche, relativement faibles.

La technique de stabilisation s'adresse en priorité aux polluants inorganiques de type métaux lourds. Elle est moins adaptée aux composés organiques bien qu'elle ait déjà été mise en application vis-à-vis des hydrocarbures aromatiques polycycliques. Dans le cas d'un mélange de polluants, la stabilisation peut permettre l'immobilisation d'un élément mais, pas forcément de tous. En outre, la stabilisation chimique peut engendrer une transformation du polluant sous une forme plus toxique. Il est donc nécessaire de bien connaître les polluants, les réactifs et les réactions entrant en jeu et de contrôler toutes ces réactions sur le terrain.

Enfin, ces méthodes sont confrontées à d'autres difficultés : des problèmes d'ordre mécanique (liés à la nature du sol et à la pénétration des matériaux stabilisants et liés aux problèmes de mélange entre le sol et les liants), la durée de l'immobilisation qui ne peut être assurée indéfiniment et la prise de volume des matières contaminées par l'ajout des agents liants.

#### ▪ Confinement

Le confinement est basé sur une isolation du matériau contaminé, qui est enfermé physiquement dans un dispositif à paroi peu perméable. Il peut être mis en place in situ (imperméabilisation), sur site (cellules de confinement aménagées) ou hors site (en centre d'enfouissement technique de classe 1 ou 2 suivant la dangerosité des polluants).

In situ, le confinement se fait verticalement par l'aménagement de parois verticales et par imperméabilisation en surface, avec le dépôt d'un revêtement sur le sol. Les méthodes de confinement après excavation concernent tous les côtés (fond, talus, surface). Ces techniques reviennent à disposer les terres excavées dans une alvéole isolée par un textile imperméable de tous côtés et dont les eaux d'infiltration sont récupérées et traitées. Les dispositifs étanches sont habituellement faits de membranes synthétiques, de mélange sol-bentonite, d'asphalte, d'acier ou de béton. Ces méthodes d'imperméabilisation et de confinement permettent d'éviter les infiltrations d'eau de pluie dans le sol et donc de limiter la lixiviation vers la nappe. La terre, ainsi isolée, est soumise à un processus d'atténuation naturelle.

Le confinement s'applique à tout type de contaminants et est facile à installer. Il permet une inactivation rapide des sources et la réduction du contact entre les contaminants et le public. Toutefois, cette technologie est mal acceptée par la population car elle peut être perçue comme une inaction. De plus, la principale difficulté réside dans la réalisation et le maintien de l'étanchéité des installations.

In situ, ce procédé demande peu de manutention aux travailleurs d'où une réduction des risques à leur égard. Les coûts sont peu élevés (inférieurs à 30€ par m<sup>3</sup>) et cette technique peut s'appliquer à de grandes étendues. Toutefois, c'est un engagement à long terme qui nécessite d'être inscrit sur un registre pour mémoire, par exemple sous la forme de restriction d'usages. L'imperméabilisation exige une surveillance régulière, notamment des composés de

dégradation, qui peuvent s'avérer plus dangereux que les substances initiales. Si le confinement est réalisé sur site, la manipulation des terres polluées est plus importante et des restrictions d'usage sont également à envisager. En revanche, la surveillance de l'évolution des polluants est plus simple et des drains permettent une récupération plus facile des effluents liquides ou gazeux. Enfin, le confinement en centre d'enfouissement nécessite le transport des terres. Il n'est par conséquent, pas adapté aux grands volumes.

#### 4.2.4.3. Procédés biologiques

La biodégradation repose sur la stimulation de microorganismes afin qu'ils convertissent les contaminants en composés moins toxiques. La stimulation microbienne peut résulter d'une modification physique du milieu ou d'un apport de flore. Il est possible de traiter ainsi tous les polluants biodégradables, mais, pour certains d'entre eux (HAP de plus de 2-3 cycles, organohalogénés volatils ...), les durées de traitement seront plus longues.

##### ▪ Biodégradation in situ

En fonction du type de pollution à traiter, des apports spécifiques sont réalisés (oxygène, éléments nutritifs). Si la flore en place n'est pas présente en quantité assez importante et qu'elle aura des difficultés à se développer malgré ces apports, il est possible de prélever des microorganismes sur le site, de les faire se développer en laboratoire puis de les réinjecter dans le milieu. S'il est nécessaire d'avoir une flore très spécifique du polluant, il est possible d'introduire dans le milieu une flore exogène. Toutefois, ce type de flore a généralement des difficultés à s'adapter au milieu.

Grâce à la biodécontamination in situ, le sol et l'eau peuvent être traités simultanément. En outre, cette technique est peu coûteuse (20 à 100 € par tonne). Toutefois, il est difficile de contrôler le processus et de maîtriser la flore. Concernant les conditions du milieu, la perméabilité doit être d'au moins  $10^{-6}$  m/s, ce qui exclut les terrains argileux. Si le milieu n'est pas homogène, il peut subsister des poches de pollution non traitées à cause de l'existence de chemins préférentiels. Enfin, la nappe ne doit pas être trop proche de la surface du sol (minimum 1.5 mètres de profondeur) pour assurer correctement la circulation de l'air. Les principaux critères négatifs sont constitués par le fait que la réhabilitation peut s'échelonner sur plusieurs mois ou plusieurs années et que la mobilité des contaminants risque de s'accroître sous l'effet des bactéries.

Les variantes de cette technologie in situ sont le biosparging et le bioventing, qui concernent respectivement les zones saturées ou non du sol. Ces technologies utilisent des taux de débit d'air dimensionnés afin de fournir l'oxygène tout juste nécessaires pour accentuer la biodégradation, tout en minimisant la volatilisation des contaminants dans l'atmosphère. Les composés de dégradation, sous forme gazeuse ou aqueuse, sont récupérés par aspiration.

##### ▪ Biodégradation sur site

Le procédé de traitement par biotertre permet une maîtrise et un contrôle plus aisés des paramètres (concentration en oxygène, teneur en nutriments...). L'aération est optimisée grâce à des tuyaux perforés pouvant être installés à différentes hauteurs du terre ou, dans le

cas d'andain de taille plus réduite, par retournement régulier avec une pelle mécanique. La récupération des effluents est complète grâce à la mise en place de drains et de textile imperméable sous le tertre. Le traitement est plus efficace qu'in situ grâce à un tri préalable des terres et à l'ajout plus uniforme d'éléments nutritifs pour subvenir aux carences du sol. De plus, l'ajout d'une flore exogène, spécifiquement adaptée au type de pollution en place, est envisageable. Il est également possible de chauffer les sols ce qui permet d'accélérer la cinétique de dégradation. La mise en route de ce procédé est toutefois plus longue et demande une bonne technicité.

Sur les mêmes bases, il est possible d'envisager un simple compostage des terres polluées, par l'apport d'agents structurants comme la paille ou le fumier. Ceux ci vont permettre d'améliorer la texture du sol, de l'aérer et d'augmenter son contenu en matière organique. Ce processus est peu coûteux mais très lent et avec un rendement médiocre.

- Biodégradation en réacteurs

Dans le cas de polluants difficilement biodégradables ou de sols inadaptés aux traitements in situ (fortement argileux), il est possible de réaliser un traitement en réacteurs. Dans les installations de traitement d'eau polluée, la flore se développe soit en suspension dans l'eau contaminée, soit elle est fixée à un support en contact étroit avec l'eau à traiter. Ce type de réacteur prend peu de place et peut être utilisé sur site.

Dans le cas des traitements de sols, le sol excavé est placé dans des grands réacteurs dans lesquels il est mélangé à de l'eau jusqu'à l'obtention d'une pulpe puis mis en contact avec les micro-organismes. En fin de traitement, le mélange est asséché et remis en place ou envoyé en décharge. Là encore, il est facile d'optimiser les conditions de biodégradation par un contrôle simple des paramètres. Toutefois, l'utilisation de ces réacteurs nécessite une grande connaissance de la technique et les quantités pouvant être traitées en réacteurs restent très limitées.

#### 4.2.4.4. Procédés thermiques

La désorption thermique ne peut être mise en œuvre que sur des terres excavées. Elle consiste à extraire les composés volatils du sol par chauffage grâce à une unité de traitement spécifique. Ainsi, les polluants sont transférés de la phase solide vers la phase gazeuse. Une fois dépollué, le sol est refroidi et humidifié pour éviter l'émission de poussières. Les gaz issus du désorbeur thermique sont traités avant rejet dans le milieu extérieur. La désorption thermique peut se faire à basse ou à haute température. Dans le second cas, le sol est stérilisé (il ne conserve pas ses propriétés physiques et il n'est plus le support d'activité biologique). Toutefois, la haute température est utilisée car elle touche un panel de polluants plus large.

Ce procédé permet principalement le traitement des composés organiques volatils ou semi-volatils, halogénés ou non. Selon la texture des sols, le traitement est plus ou moins adapté ; il est en effet plus efficace sur des particules fines. De plus, les sols ne doivent pas présenter un taux d'humidité trop élevé avant traitement. Les principaux avantages de ce procédé résident

dans sa rapidité d'exécution et dans sa performance élevée. Par contre, il est relativement onéreux, estimé entre 45 et 105€ par tonne (ADEME, 2002).

L'incinération fait également partie des procédés thermiques. Elle repose sur une destruction des polluants par chauffage à très haute température et en présence d'oxygène. L'incinération provoque la combustion des polluants. Cette technique peut traiter presque tous les types de matériaux mais elle nécessite des installations lourdes et à haut degré de technicité. Les composés organiques sont transformés en molécules simples (CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>O) ; les cendres sont considérées comme déchet ultime et sont amenées en centre d'enfouissement. Ce procédé est très cher : 280 à 1000 Euros par tonne.

En annexe 13, des tableaux récapitulent quelques critères de choix des techniques. La méconnaissance des CNB concernant leur biodégradation est un élément qui pousse à abandonner les traitements biologiques. Le coût des procédés thermiques, alors même que les zones sources représentent des surfaces importantes, n'incite pas à continuer dans cette voie. Il reste donc les solutions physico-chimiques d'extraction, de stabilisation ou de confinement. Etant donné la nature organique des CNB et leurs propriétés médiocres de volatilisation, les procédés retenus concerneraient plutôt les extractions par pompage, éventuellement celles par lavage et les techniques de confinement.

### **4.3. Scénario de remédiation proposé par Rhodia**

#### **4.3.1. Les solutions étudiées par Rhodia**

Quatre types de remédiation ont été envisagés dans les études de Rhodia.

Tout d'abord, un système de barrière hydraulique, par la mise en place d'ouvrages de pompage, a été envisagé. 12 configurations différentes ont été testées avec des variations sur le nombre de puits (2, 3, 5 et 7), sur leur localisation (parallèle ou perpendiculaire au sens d'écoulement) et sur le débit pompé.

Le second procédé retenu est une barrière de type « Funnel and Gates ». Il s'agit d'une barrière physique de très faible perméabilité qui est mise en place sur un linéaire défini et sur toute l'épaisseur de l'aquifère. Dans cette barrière étanche, des passages sont aménagés de manière à y canaliser les flux d'eau et les contaminants qu'ils transportent. Au niveau de ces portes, l'eau subit un traitement au moyen de charbon actif. Dans ce cas, Rhodia a testé une trentaine de configurations différentes.

Le troisième traitement étudié suppose l'excavation des terres, d'une ou de plusieurs zones de contamination. Seulement quatre combinaisons ont été envisagées, ce qui semble trop restrictif.

Enfin, la quatrième technique consiste à considérer des systèmes mixtes. Cinq cas ont été présentés : le premier avec l'imperméabilisation de toutes les zones, les trois suivants avec des combinaisons entre imperméabilisation et excavation, et le dernier alliant imperméabilisation, excavation et barrière hydraulique. Là encore, les choix pour l'étude d'un système mixte ne semble pas être les plus pertinents.

## 4.3.2. Méthodologie pour la comparaison des procédés

### 4.3.2.1. Approche générale

L'analyse comparative des différents systèmes de remédiation a principalement été basée sur l'efficacité de ces traitements. Pour cela, une modélisation de l'écoulement et du transport de masse en solution a été réalisée. L'efficacité des systèmes a été estimée en fonction de l'abattement par rapport à la concentration au piézomètre « Rue du Soleil » qui existe à l'état actuel simulé. Les abattements recherchés sont de l'ordre de 90% (10 fois inférieur), 99% (100 fois inférieur) et 99.9% (1 000 fois inférieur).

Rhodia a également fourni quelques éléments succincts sur les coûts de ces méthodes. L'impact environnemental global n'a pas été pris en compte.

### 4.3.2.2. Discussion / validation de la modélisation

Afin de comparer l'efficacité de différents traitements mais aussi de plusieurs configurations pour un même procédé, Rhodia a effectué une modélisation. La définition du modèle d'écoulement est primordiale puisque les contaminants sont transportés par l'eau selon le sens d'écoulement.

#### ▪ Modèle d'écoulement

Le modèle utilisé est tridimensionnel. Au niveau de l'extension horizontale, il inclut tout le site RMD et est limité au Sud, par les terrains imperméables de l'Oligocène, à l'Ouest et au Nord par des limites arbitraires comprenant l'intégralité du panache de pollution. Verticalement le domaine d'étude est subdivisé en trois unités lithologiques. Le modèle du substratum est proche de la géologie décrite dans le diagnostic approfondi du site. Ces trois unités ont des caractéristiques physiques différentes. L'unité supérieure et l'unité inférieure sont homogènes et leurs perméabilités sont isotropes. Au contraire, l'unité intermédiaire n'est pas homogène et sa perméabilité verticale est faible. Cette hypothèse semble réaliste et cohérente avec la réalité du terrain où l'on rencontre une alternance entre graviers et niveaux plus argileux. Les conditions aux limites du modèle sont de plusieurs types. Aux confins latéraux du domaine d'étude, le potentiel imposé est celui défini par une carte piézométrique du BRGM. Au Sud, le flux hydraulique a été considéré comme nul car les terrains sont étanches. Au sein de la zone d'étude, les conditions aux limites dépendent des cours d'eau (Doller, canal de l'III), des pompages et des infiltrations efficaces (différentes sur les zones boisées et urbanisées). Seuls les pompages AEP et AEI ont été pris en compte étant donné que les puits privés n'ont pas été recensés, ce qui constitue un manque pour la modélisation. Toutefois, on peut supposer que ces puits prélèvent des débits faibles dans la nappe donc affectent peu les conditions d'écoulement. La calibration de l'écoulement a été réalisée par rapport à la carte piézométrique du BRGM et aux mesures effectuées par Rhodia sur quelques piézomètres. Rhodia indique que la meilleure calibration a été choisie mais les résultats des différents essais (différences entre niveaux simulés et calculés) auraient mérité de figurer dans le rapport.

- Modélisation du transfert de masse

La concentration de chaque polluant en tout point du domaine d'étude est fonction des caractéristiques de l'aquifère et de celles des substances.

Les caractéristiques liées à l'aquifère sont les coefficients de dispersivité (phénomène de dispersion) et la porosité (phénomène général du transport en solution et adsorption). Il faut noter que les coefficients de dispersivité ont été choisis afin d'avoir une bonne représentation du panache de pollution en sortie immédiate du site, au détriment de la représentation à l'apex du panache, au niveau des puits d'Illzach.

Au niveau des polluants, quatre substances ont été prises en compte dans les modélisations : les trois isomères des chloronitrobenzènes et le 2,4 dinitrotoluène. Ce choix est discutable puisqu'il aurait été intéressant de prendre également en compte les produits de dégradation des principaux polluants, c'est-à-dire les chloroanilines. En effet, dans le cas présent, la dégradation des chloronitrobenzènes est considérée comme nulle ce qui est conservatif pour les concentrations obtenues. Mais le danger lié aux chloroanilines n'est pas évalué. Les caractéristiques physiques qui dépendent du polluant sont le coefficient de dégradation, le coefficient partage eau-octanol ( $K_{ow}$ ) et la fraction de matière organique qui caractérisent le phénomène d'adsorption, le coefficient de diffusion moléculaire qui caractérise le phénomène de diffusion. Le phénomène d'adsorption, qui ne provoque qu'un retard sur la progression des polluants, a été considéré comme nul.

Les conditions aux limites pour le transfert des polluants, sont les concentrations imposées à la source. Dans le diagnostic approfondi, quatre zones sources ont été définies. Ce sont donc les concentrations des piézomètres directement à l'aval de ces zones qui ont été considérées (piézomètre 9 pour la zone 1, puits 7 pour la zone 2, piézomètre 5 pour la zone 3 et puits 5 pour la zone 4). Pour deux des zones (1 et 4), les valeurs mesurées montrent une certaine diminution qui a été modélisée par une décroissance exponentielle au niveau du modèle. Pour les deux autres zones (2 et 3), c'est la moyenne qui est prise sur les 20 dernières années.

L'injection se fait au niveau du toit de la nappe au niveau de chaque source, juste après le transfert du contaminant dans la zone non saturée. Les concentrations observées sur les piézomètres de référence sont des concentrations moyennes sur toute l'épaisseur de l'aquifère. A l'aval hydraulique du site, le panache de contamination atteint rapidement le substratum et les concentrations sur une même verticale sont sensiblement équivalentes. Il est donc estimé que la concentration moyenne sur toute l'épaisseur est représentative de la contamination.

- Simulation de l'état actuel

La simulation du transfert de masse s'effectue sur une période de 30 ans pour terminer à la fin de l'année 2005. D'après les résultats, il est possible que la pollution aille au-delà des puits de fixation d'Illzach, ce point serait à confirmer par des analyses à l'aval hydraulique. Les valeurs simulées au niveau d'Illzach donnent des valeurs de l'ordre de 20 $\mu$ g/L alors que les valeurs mesurées actuellement donnent 2 $\mu$ g/L. Ceci n'est pas choquant puisque le modèle est destiné à représenter au mieux ce qui se passe à l'aval du site Rhodia et non en aval éloigné. Par

contre, pour le piézomètre de la Rue Soleil les concentrations estimées sont plus faibles que celles mesurées. Le calage du modèle pourrait donc probablement être amélioré.

Pour comparer les rendements des procédés, l'état de référence choisi est celui simulé fin 2005. Etant donné qu'un décalage a été montré entre les valeurs simulées et réelles, il aurait été logique de répartir des valeurs réellement mesurées sur le terrain. Toutefois, ceci ne devrait pas influencer les conclusions puisque ne devant pas jouer sur l'efficacité des traitements.

#### 4.3.3. Résultats de la modélisation

Dans le tableau ci-après sont présentées les meilleures configurations de chaque procédé évaluée par Rhodia et leur taux d'abattement sur la pollution en CNB.

Traitement	Configuration optimale	Taux d'abattement
Barrière hydraulique	- 5 ouvrages - Débit total 150 m <sup>3</sup> /h répartis en 12.5/37.5/50/37.5/12.5 m <sup>3</sup> /h	- 99.9% en 7 à 8 ans - 30 ans pour la disparition complète de la pollution
Funnel and Gates	- Longueur de 450 m - 6 portes - Débit journalier total : 562 m <sup>3</sup> /j - Temps de séjour dans les portes : 2h	- Stabilisé à 92-95% en 3 ans (30 à 60 fois moins que la concentration initiale) - Panache résiduel jusqu'à la rue du soleil persistant tant que la contamination existera sur le site RMD - Panache résiduel à Illzach, qui disparaîtra à terme
Excavation	Toutes les zones sources – hypothèse : la totalité de la pollution est bien évacuée	- 99.99% en 3 ans - Disparition de la contamination
	Zone 1	- Pas de résultat significatif
	Zones 1 et 2 (50% des polluants)	- 70-80% pour les CNB - 90% pour le 2,4DNT - Toujours la même extension du panache
	Zones 1,2 et 4 (75% de la pollution)	- 93% pour les CNB - 98% pour le 2,4DNT - Même extension du panache
Système mixte	Imperméabilisation toutes zones sources	- 98-99% - Panache résiduel persistant sur le site (0,1% de la concentration initiale) car imperméabilisation imparfaite - Panache résiduel à Illzach 10 ans après mais qui doit disparaître à terme
	Imperméabilisation et excavation (quelque soit les zones)	- 99,5-99,8% en 1-2 ans - Panache résiduel à Illzach 10 ans après mais qui doit disparaître à terme
	Imperméabilisation de la zone 3 Excavation des zones 1, 2 et 4 Barrière hydraulique (5 puits / 150m <sup>3</sup> /h)	- 99,9% - Disparition de la contamination du site - Panache résiduel à Illzach, qui doit disparaître

*Tableau 6 : Résultats des modélisations effectuées par Rhodia*

#### 4.3.4. Autres éléments d'appréciation

##### ▪ Barrière hydraulique

La barrière hydraulique par création d'un rabattement de la nappe est une technologie souvent utilisée donc bien maîtrisée. Elle demande une faible emprise au sol et permet un bon confinement au sein d'une zone si les localisations et débits des ouvrages sont adaptés. Etant donné que l'hydrogéologie est bien connue sur ce site et que des pompages de dépollution

sont déjà en place, quelques éléments pour la conception d'un tel système sont déjà connus. Les impacts en phase travaux sont très faibles puisqu'on ne risque pas de mettre deux nappes en contact dans ce secteur. Les manipulations de terres ou d'eaux pollués pendant les travaux sont relativement restreintes.

Toutefois, pour une bonne efficacité de ce traitement, l'identification des sources de pollution doit être totale et ces zones devront être assurées d'être couvertes par les débits de pompage, ce qui n'est pas le cas dans la modélisation puisque la zone la plus au Sud n'est pas couverte. En outre, pour des débits trop forts, des chemins préférentiels des eaux peuvent se créer laissant ainsi des 'poches de pollution'. Une autre limite de ce procédé est qu'il modifie l'écoulement de la nappe ; il faut donc s'assurer qu'il n'y ait pas d'impact hydraulique sur les ouvrages alentours à cause du rabattement de la nappe, ce qui a priori n'est pas le cas ici. Enfin, le plus important inconvénient de cette méthode réside dans le fait que les sources existeront encore sur le site. Cette non excavation des terres engendrera la mise en place de restrictions d'usage, qui seront inscrites au plan local d'urbanisme mais qui peuvent disparaître lors d'une révision future du document. De plus, tant que les sources existeront, des polluants continueront à être relargués dans les terres ce qui fait que la barrière hydraulique est une solution sans perspective d'arrêt.

Les coûts estimés par Rhodia sont de 0,6 millions € pour l'installation et de 4,3 millions € pour l'exploitation moyennée sur 25 ans.

- Funnel and Gates

Cette technologie fait également partie de la catégorie des barrières hydrauliques, à la seule différence qu'elle est active. Elle présente donc les mêmes inconvénients liés à la non excavation des sources que le procédé précédent (restrictions d'usage et durée d'exploitation). Sa mise en œuvre est moins courante et plus complexe, ce qui peut être un frein pour son choix. Toutefois, elle présente les avantages de ne pas avoir de structure au sol et de ne pas émettre de rejets (pas d'impact dans les eaux superficielles). Elle modifie de façon moindre l'écoulement de la nappe puisqu'elle rejette l'eau traitée dans cette nappe. Son rendement est cependant moins bon que celui d'une barrière hydraulique et la fréquence et la mise en œuvre du changement du charbon actif dans les « portes » peut présenter des inconvénients. Son coût est plus élevé à l'installation (4,4 millions € selon Rhodia) mais est ensuite moins élevé pendant l'exploitation (1,5 millions €, Rhodia).

- Excavation

L'excavation chiffrée par Rhodia est celle qui concerne l'enlèvement de toutes les sources et leur traitement à l'extérieur. Ainsi, ce procédé est estimé à 40 millions €, ce qui paraît tout à fait irréalisable. De plus, le traitement hors site des terres nécessite leur transport dans une installation adéquate, et, étant donné l'importance des volumes, cette solution n'est pas raisonnable dans le cadre d'une réflexion environnementale globale.

Toutefois, les solutions d'excavation, envisagées selon des scénarii plus modérés, peuvent être intéressantes puisqu'elles permettraient la suppression de la source. Il serait donc plus

cohérent d'envisager une excavation par zone en encapsulant les terres sur site. Néanmoins, lors de la réalisation des travaux, il faut faire attention à l'excavation totale des sources, ce qui n'est pas toujours évident sur le terrain. De plus, les travaux peuvent engendrer une remobilisation de la pollution dans les sols et un passage dans la nappe. Enfin, les personnes travaillant sur le chantier doivent respecter des règles de sécurité adaptées pour éviter tout contact avec le produit (port de masques pour éviter l'inhalation, de gants pour limiter le contact cutané et l'ingestion).

- Imperméabilisation

Cette méthode permet également d'agir sur les sources ce qui présente un avantage certain. Toutefois, même si la récupération des effluents est assurée, le risque de fuite est plus probable que lors d'une excavation d'où une efficacité moindre de cette méthode. Les structures utilisées pour l'imperméabilisation doivent être correctement installées et soudées pour éviter les fuites. Des restrictions d'usage sont à prévoir.

#### **4.3.5. Impact de l'arrêt des puits de confinement**

Rhodia envisage d'arrêter certains puits de dépollution actuellement en place, suite à la mise en œuvre d'une nouvelle technique de remédiation. Dans ce but, Rhodia a réalisé une étude pour connaître l'influence de l'arrêt des puits de dépollution extérieurs au site Rhodia (les puits Manurhin, cimetière Nord et puits 3 de Kingersheim) sur le panache de pollution.

Plusieurs solutions ont été testées avec la modélisation présentée précédemment. Pour chaque cas, la cartographie du panache résultant de l'arrêt d'un ou plusieurs puits a été comparée à la cartographie du panache actuel.

L'arrêt des puits de dépollution ne provoque pas d'augmentation globale des concentrations en polluants dans la nappe mais provoque, en revanche, une modification des lignes de courant dans l'aquifère, ce qui induit un déplacement du panache de pollution vers l'Est. Les puits fixaient en effet une partie de la pollution en détournant des flux d'eaux contaminées. Il s'en suit une augmentation des concentrations à l'Est des panaches actuels et une diminution à l'Ouest (vers le champ captant de Kingersheim). Il existe une zone centrale dans laquelle il n'y a pas ou très peu d'évolution. Les évolutions sont de faible amplitude (1 à 10 µg/l).

La cartographie permet de voir quels secteurs sont touchés par cette augmentation et quelles cibles y sont associées. Une augmentation se produirait sur le puits SIPP (puits industriel) d'au maximum 30µg/L. Au niveau des zones résidentielles où il peut potentiellement exister des puits privés non déclarés, le panache sera légèrement décalé. Pour la zone résidentielle située entre l'entreprise Manurhin et le cimetière nord, l'impact est plutôt positif puisque le panache ne concernerait plus que l'extrémité Est de la zone. En revanche, pour le quartier situé plus au Nord entre le cimetière Nord et Illzach, les concentrations diminuent légèrement à l'extrémité Ouest mais augmentent dans la zone centrale.

On peut également noter que l'arrêt du puits Manurhin impacte tout le panache à l'aval hydraulique de l'ouvrage. La différence est importante depuis ce point. Les différences sont de moins en moins importantes dès lors que l'arrêt s'effectue sur des ouvrages situés en allant

vers le Nord. Ainsi l'arrêt du seul puits Cimetière Nord aboutit à des différences qui sont moins marquées que l'arrêt seul du puits Manurhin et l'arrêt seul du P3 du Kingersheim aboutit à une différence encore moins marquée que l'arrêt du seul puits Cimetière Nord.

#### **4.4.Recommandations pour le futur plan de gestion**

##### **4.4.1. Orientation du plan de gestion**

Le constat a été réalisé que le système de dépollution actuel n'est plus suffisant pour limiter les impacts de Rhodia hors de son site.

Les méthodes de réhabilitation étudiées par Rhodia sont cohérentes avec les conclusions de la synthèse bibliographique. D'après les conclusions de ses rapports, Rhodia semble orienter son choix vers la mise en place d'une barrière hydraulique pompant 150 m<sup>3</sup>/h grâce à 5 ouvrages de dépollution. L'efficacité de ce système a en effet été démontrée. En outre, il repose sur une technologie de pompage déjà mise en œuvre sur le site donc que l'on sait réalisable.

Cependant, dans le cadre du plan de gestion du site, une plus grande réflexion sur la maîtrise des sources-sols doit être engagée avant de s'orienter vers des technologies de coupure des voies de transfert. En effet, la seule barrière hydraulique permettrait de faire disparaître le panache à un horizon d'environ 10 ans au niveau de l'aval proche du site (la disparition étant plus lente au niveau d'Illzach) mais elle devrait, par la suite, toujours être maintenue en fonctionnement tant que les sources de pollution seront présentes sur le site et continueront à relarguer des polluants.

Ces solutions d'action sur les sources ont été abordées à travers l'imperméabilisation et le confinement. Toutefois, leur étude semble insuffisante d'où la nécessité de demander à Rhodia des précisions. L'efficacité de ces systèmes a été calculée sur la base de combinaisons de ces actions sur les différentes zones, mais l'effet d'un confinement ou d'une imperméabilisation sur chaque zone source individuellement n'a pas été quantifié. D'autres combinaisons d'actions sur les zones sources semblent intéressantes mais non pas été testées (par exemple, la combinaison des deux sources dont les concentrations ne montrent pas de diminution significative).

Les critères autres que l'efficacité n'ont pas été réellement pris en compte. Ainsi le chiffrage des solutions de confinement s'est limité à l'excavation totale de toutes les zones avec leur transport et leur traitement hors site dans des unités spécialisées. Il aurait été préférable de considérer une encapsulation des terres ou un confinement in situ.

Les critères de temps d'exploitation, de mise en œuvre technique et les avantages liés à l'inactivation des sources ne semblent pas avoir été considérés. Les éléments dimensionnels des zones sources (surface des zones, volumes des terres à traiter...) font également défaut.

Les éléments fournis par Rhodia sont donc insuffisants pour pouvoir conclure sur le choix d'une technique de dépollution. Il semblerait toutefois que le compromis réside dans le confinement sur site des zones sources, associé à la mise en place d'une barrière hydraulique

pour récupérer la pollution résiduelle. Cette barrière devrait alors être redimensionnée mais serait en place pendant une période de temps plus réaliste.

Lorsqu'un système de dépollution acceptable sera mis en œuvre au niveau du site, l'arrêt du pompage sur certains puits (Manurhin, cimetière Nord et Kingersheim) pourra être envisagé. En effet, d'après la modélisation des écoulements et transferts de polluants, la mise à l'arrêt de ces ouvrages ne semble pas dégrader de façon trop importante la situation environnementale. Le panache de pollution serait déplacé vers l'Est, ce qui impacterait positivement pour certaines zones susceptibles de contenir des puits privés et négativement pour d'autres zones mais à des concentrations raisonnables et diminuant au fil des années. Il serait nécessaire de recenser les puits privés du secteur pour quantifier plus précisément cet impact. Le captage AEP de Kingersheim serait ainsi moins vulnérable à la pollution. Toutefois, l'arrêt des puits devra se faire de manière progressive selon un calendrier proposé par Rhodia.

#### 4.4.2. Modalités de contrôle et de surveillance

Pour s'assurer de l'efficacité du plan de gestion et du faible impact de l'arrêt des puits de pompage, le programme actuel d'autosurveillance des eaux souterraines doit être reconsidéré et adapté à la situation.

Pour simplifier la lisibilité des analyses, éviter les redondances et pour mettre en évidence les anomalies de manière plus efficaces, il est nécessaire d'homogénéiser les fréquences d'analyses. Les propositions concernant ces paramètres figurent dans le tableau suivant. Certains puits, pour lesquels la fréquence d'analyse est annuelle, pourraient être supprimés puisque leurs analyses ne sont pas indispensables. La création de nouveaux piézomètres pourrait être envisagée dans la zone résidentielle qui devrait être impactée négativement par l'arrêt des puits de confinement.

Concernant les composés analysés, toutes les substances prescrites dans l'AP de 1988 nécessitent d'être surveillées (nitrobenzène ; o,m,p-chloronitrobenzène ; 2.5-dichloronitrobenzène ; o,m,p-chloroaniline ; o,m,p-nitrotoluène ; 2.4-dinitrotoluène ; 2.5-dichloroaniline). Par rapport aux analyses de 2004-2005, l'ONOL, le NTFMB et le CB mériteraient également d'être contrôlés.

N°BSS	Localisation	Dénomination	Profondeur	Fréquence actuelle	A envisager
04136X0490	Site « Rhodia »	Piézo 5 - dépollution	11 & 21 m		Trimestrielle
04136X0491	Site « Rhodia »	Piézo 6	20 m	Trimestrielle	Annuelle
04136X0517	Site « Rhodia »	Piézo 7 - dépollution	11 & 22 m		Trimestrielle
04136X0488	Site « Rhodia »	Gare Nord 1	22 m	Trimestrielle	Trimestrielle
04136X0460	Site « Rhodia »	Piézo 3		Annuelle	Annuelle

N°BSS	Localisation	Dénomination	Profondeur	Fréquence actuelle	A envisager
04136X0573	Entre Rhodia & SPCM	Soleil	20.37 m	Trimestrielle	Idem
04136X0572	Entre Rhodia & SPCM	Gare Nord 2	25 m	Semestrielle	
04136X0492	Entre Rhodia & SPCM	Vélodrome 1	14 m	Semestrielle	
04136X0493	Entre Rhodia & SPCM	Vélodrome 2	44 m	Semestrielle	
04136X0507	Aval Rhodia (Ouest SPCM)	AEI Manhurin – Dépollution	38 m	Mensuelle	Trimestrielle
04136X0218	Aval Rhodia (Ouest SPCM)	Puits - Manurhin	17 m	Annuelle	Annuelle
04136X0497	Aval Rhodia (Ouest SPCM)	COSEC 1	19 m	Annuelle	Suppression
04136X0498	Aval Rhodia (Ouest SPCM)	COSEC 2	30 m	Annuelle	Annuelle
04136X0516	Entre SPCM & Illzach (Ouest)	Cimetière Nord – Dépollution	40 m	Mensuelle	Trimestrielle
04136X0004	Entre SPCM & Illzach (Ouest)	P2 Kingersheim	20 m	Semestrielle	Annuelle
04136X0126	Entre SPCM & Illzach (Ouest)	P3 Kingersheim – Dépollution	25 m	Semestrielle	Trimestrielle
04136X0475	Amont Illzach	Ruelischeim	10 m	Semestrielle	Annuelle
04136X0474	Amont Illzach	Matelest	9 m	Annuelle	Annuelle
04136X0307	Amont Illzach	Puits AEI SIPP	18 m	Annuelle	Annuelle
04132X0126	Illzach	SOGEST A - Dépollution	32 m	Trimestrielle	idem
04132X0127	Illzach	SOGEST B - Dépollution	40 m	Trimestrielle	
04132X0130	Illzach	SOGEST E - Dépollution	34 m	Annuelle	
04132X0125	Ouest Illzach	Puits AEP / MDPA	17 m	Annuelle	
04132X0293	Ouest Illzach	Puits Z Illzach	30 m	Trimestrielle	

*Tableau 7 : Recommandations pour l'autosurveillance des eaux souterraines*

## **Conclusion**

---

Rhodia Organique, situé à Mulhouse, a déclaré sa cessation d'activité en octobre 2007. Dans ce cadre, la cellule « Sites et sols pollués » de la DRIRE Alsace supervise l'élaboration du plan de gestion. Elle cherche à définir des objectifs de traitements au regard de la maîtrise des impacts sanitaires et à s'assurer de l'efficacité des méthodes de réhabilitation.

Le principal polluant émis par Rhodia et susceptible d'engendrer des impacts sanitaires importants par sa quantité et son potentiel dangereux, est le chloronitrobenzène. La population est exposée à ce composé par le biais de l'utilisation de l'eau de la nappe, et notamment à partir de puits privés dont le nombre n'est pas connu. En effet, bien que le système de pompage actuel permette de façon certaine une diminution de la teneur de ces substances dans les eaux souterraines, l'ortho- et le para-chloronitrobenzènes étaient encore présents à des concentrations relativement élevées (200 à 900µg/l) sur le site, lors des dernières campagnes de prélèvements en 2007. En sortie du site, ces teneurs sont divisées par un facteur 10, et rapidement à l'aval du site, au niveau de l'ouvrage de Manurhin, les concentrations pour le para-chloronitrobenzènes sont inférieures à 1µg/l. Concernant l'isomère ortho, les teneurs sont de l'ordre de 5µg/l jusqu'à Kingersheim et atteignent des concentrations résiduelles de 0.5µg/l à Illzach.

En l'absence des valeurs toxicologiques de référence de l'AFSSET, il n'est pas possible de dire actuellement si ces concentrations engendrent ou non des impacts sanitaires. Toutefois, l'ortho- et le para-chloronitrobenzènes montrent des signes de toxicité chronique, avec principalement des effets sur les cellules sanguines et sur le foie. La cancérogénicité de ces substances est encore à discuter, mais les études récentes penchent en faveur d'un effet cancérogène. L'o-chloronitrobenzène aurait tendance à induire, chez les rats et souris, des tumeurs hépatiques et le p-chloronitrobenzène des tumeurs spléniques et adéno-médullaires. Bien qu'un arrêté préfectoral ait interdit l'utilisation des puits privés pour les usages sensibles sur toute l'étendue du panache de pollution, il serait nécessaire d'effectuer un travail de recensement de ces puits pour estimer l'impact possible de la contamination de l'eau et pour cibler les mesures de gestion.

Pour réduire au maximum les impacts à l'extérieur du site, Rhodia réfléchit actuellement à l'élaboration de son plan de gestion. En attente des valeurs toxicologiques de référence, les objectifs préliminaires peuvent être fixés en fonction des valeurs PNEC mais seront probablement beaucoup plus contraignantes par la suite. Concernant les méthodes de remédiation, les recommandations formulées dans le présent rapport ne comportent pas d'éléments quantitatifs, ces renseignements étant conditionnés par l'avis de l'AFSSET. Toutefois, ces suggestions permettent d'orienter la réflexion vers la recherche de stratégies comprenant l'inactivation des sources par un confinement sur site éventuellement couplé à la coupure des voies de transfert grâce à la mise en place, en sortie immédiate du site, d'une barrière hydraulique permettant de rabattre le niveau piézométrique. Ces informations sont destinées à être reprises dans le futur arrêté préfectoral qui prescrira, à Rhodia, le plan de gestion.

---

# Bibliographie

---

➤ Articles de périodique :

- CHAPIN R, 1997, « Swiss CD-1 mice at 0.0, 40, 80 and 160 mg/kg, gavage », *Environmental health perspectives*, Vol.105, Suppl.1, 287-288
- DAM Alain, 2006, « Dépollution des nappes souterraines : quelles techniques de traitement ? », *L'eau, l'industrie, les nuisances*, Vol.290, 29-36
- GASTALDI D. et al., 1998, « Degradation of 2-chloroaniline, 3-chloronitrobenzene and 1,2,4-trichlorobenzene in river sediments », *Annali di chimica*, Vol.88, 657-665
- GUERIN T. et al., 2001, « An application of permeable reactive barrier technology to petroleum hydrocarbon contaminated groundwater », *Water Research*, Vol.36, 15-24
- HEUDORF U. et al., 1994, « Der Störfall in der Fa. Hoechst AG vom 22.2.1993 – 2.Gesundheitliche Bewertung », *Gesundheitswesen*, Vol.56, No.7, 405-10
- HUANG Q. et al., 1994, « The genotoxicity of substituted nitrobenzenes and the quantitative structure-activity relationship studies », *Chemosphere*, Vol.30, 915-923
- MARVIN SIKKEMA F.D., M. de BONT J.A., 1994, « Degradation of nitroaromatic compounds by microorganisms », *Applied Microbiology and Biotechnology*, Vol.42, 499-507
- MATSUMOTO M. et al., 2005, « Thirteen-week oral toxicity of para- and ortho-chloronitrobenzene in rats and mice », *The journal of toxicological sciences*, Vol.31, No.1, 9-22
- MATSUMOTO M. et al., 2006, « Two-year feed study of carcinogenicity and chronic toxicity of ortho-CNB in rats and mice », *The Journal of toxicological sciences*, Vol.31, No.3, 247-264
- MATSUMOTO M. et al., 2006, « Carcinogenicity and chronic toxicity of para-chloronitrobenzene in rats and mice by two-year feeding », *Journal of environmental pathology, toxicology and oncology*, Vol.25, No.3, 571-584
- NAIR R.S. et al., 1985, « Evaluation of teratogenic potential of para-nitroaniline and para-nitrochlorobenzene in rats and rabbits », *Chemical Industry Institute of toxicology*, 61-86
- O'NEILL, 1993, « In situ treatment of soil for the extraction of organic contaminants », *Environmental progress*, Vol.12, No.1, 12-22
- TRAUPE H et al., 1997, « Higher frequency of atopic dermatitis and decrease in viral warts among children exposed to chemicals liberated in a chemical accident in Frankfurt, Germany », *Dermatology*, Vol.195, No.2, 112-18

- TRAVLOS G.S., 1995, « Thirteen week inhalation toxicity of 2- and 4-chloronitrobenzene in F344/N rats and B6C3F1 mice », *Fundamental and applied toxicology*, Vol.30, 75-92

➤ **Mémoires :**

- BOISSARD G., septembre 2005, Modélisation hydrogéologique 4D de la pollution de la nappe au Nord de Mulhouse par un composé organochloré, Stage de fin d'études : Ecole Nationale Supérieure de Géologie, 58
- DELAHAIE S., 2007, Impact de la nouvelle politique des sites et sols pollués sur la gestion des risques sanitaires et environnementaux. Etude d'un cas concret : le réaménagement d'une friche industrielle, Ingénieur du génie sanitaire : Ecole nationale de santé publique

➤ **Rapports d'étude spécifique au site Rhodia**

- BG INGENIEURS CONSEILS, juillet 2006, *Rhodia – Usine de Mulhouse Dornach – Mise en place d'un système de remédiation sur la base d'une barrière hydraulique*
- BG INGENIEURS CONSEILS, octobre 2007, *Usine de Mulhouse Dornach – Impact de l'arrêt des puits de confinement de la contamination sur l'évolution du panache – Définition d'un réseau de contrôle de la contamination aval du site*
- BG INGENIEURS CONSEILS, octobre 2007, *Rhodia – Usine de Mulhouse Dornach – Etude comparative de systèmes de remédiation appliqués au site*
- BRGM, janvier 2005, *Pollution de la nappe d'Alsace au Nord de Mulhouse par des micropolluants organiques*
- RHODIA SERVICES, octobre 2005, *Rhodia Organics – Site de Mulhouse-Dornach - Etude sols et nappe Diagnostic approfondi*
- RHODIA SERVICES, janvier 2006, *Rhodia Organics – Site de Mulhouse-Dornach - Etude sols et nappe Etude détaillée des risques*
- STERNE ENVIRONNEMENT, novembre 2007, *Cessation d'activité - Site Rhodia de Mulhouse Dornach*

➤ **Ouvrages et monographies :**

- ALGOE et INSAVALOR (POLDEN), 2005, *Traitement des sols pollués : taux d'utilisation et coût des techniques*, ADEME, [consulté le 13/08/2008], disponible sur Internet : <http://www2.ademe.fr/servlet/getDoc?sort=&cid=96&m=3&id=44448&ref=14231&no-cache=yes&p1=111>
- BONVALLOT N., DIOR F., *Valeurs toxicologiques de référence : méthode d'élaboration*, Institut de veille sanitaire, [visité le 13/08/2008], disponible sur Internet : [http://www.invs.sante.fr/publications/2002/val\\_toxico\\_ref/index.html](http://www.invs.sante.fr/publications/2002/val_toxico_ref/index.html)

- BURGEAP, 1994, *Décontamination des eaux : état de l'art – Tome 1 : synthèse*, Agences de l'eau, 113
- FLOCH-BARNEAUD A., 2007, Synthèse des valeurs réglementaires pour les substances chimiques, en vigueur dans l'eau, l'air et les denrées alimentaires en France au 1<sup>er</sup> décembre 2007, INERIS, [consulté le 13/08/2008], disponible sur Internet : <http://www.sitespollues.ecologie.gouv.fr/DocumentsAppui.asp#Synth%C3%A8se%20de%20valeurs%20r%C3%A9glementaires>
- HAZEBROUCK B., 2006, *Retour d'expérience sur la gestion des sites pollués en France – VDSS, VCI-sols, outils génériques pour l'évaluation des sites pollués : évaluation et perspectives*, INERIS, [consulté le 13/08/2008], disponible sur Internet : <http://www.sites-pollues.ecologie.gouv.fr/DocumentsAppui.asp>
- IARC / éd., 1996, *IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans*, Vol.65, 293
- LEMIERE B. et al., 2008, *Guide sur le comportement des polluants dans le sol et les nappes*, BRGM Editions 2008
- ECETOC, 2003, *Derivation of assessment factors for human risks assessment*, Bruxelles : ISSN, [consulté le 13/08/2008], disponible sur Internet : <http://staging.idweaver.com/ECETOC/Documents/TR%20086.pdf>
- M.D., Ph. D., 1999, *Evidence of the carcinogenicity of 1-chloro-4-nitrobenzene*, Office of environmental health hazard assessment, 18, [consulté le 13/08/2008], disponible sur Internet : [www.oehha.ca.gov/Prop65/pdf/ChlrNitf.pdf](http://www.oehha.ca.gov/Prop65/pdf/ChlrNitf.pdf)
- OECD SIDS, 2001, *1-chloro-2-nitrobenzene*, Unep publications, [consulté le 13/08/2008], disponible sur Internet : <http://www.inchem.org/documents/sids/sids/CHLORONITROB.pdf>
- OECD SIDS, 2002, *1-chloro-4-nitrobenzene*, Unep publications, [consulté le 13/08/2008], disponible sur Internet : <http://www.inchem.org/documents/sids/sids/100005.pdf>

➤ **Communication :**

- GABORIAU H., TOUZE S., CHARTIER R., *Barrière perméable réactives, expériences, critères décisionnels, perspectives*, BRGM

➤ **Réglementation**

- MINISTERE DE L'ECOLOGIE ET DU DEVELOPPEMENT DURABLE. Note ministérielle du 8 février 2007 relative aux modalités de gestion et de réaménagements des sites pollués. Trois annexes. [visité le 13/08/2008], disponible sur Internet : [http://www.sites-pollues.ecologie.gouv.fr/Reglementation/Note\\_aux\\_prefets\\_sols\\_pollues\\_08\\_02\\_07.pdf](http://www.sites-pollues.ecologie.gouv.fr/Reglementation/Note_aux_prefets_sols_pollues_08_02_07.pdf)

MINISTERE DE LA SANTE ET DES SOLIDARITES,. Arrêté du 11 janvier 2007, relatif aux limites et référence de qualité des eaux brutes et des eaux destinées à la consommation humaine mentionnées aux articles R1321-2, R1321-3, R1321-7, R1321-38 du code de la santé publique. Journal officiel du 6 février 2007, 2180. [visité le 13/08/2008], disponible sur Internet : <http://www.legifrance.gouv.fr/>

➤ **Sites Internet**

- AGENCE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA MAITRISE DE L'ENERGIE, Sites pollués et sols, [visité le 13/08/2008], disponible sur Internet : <http://www2.ademe.fr/servlet/KBaseShow?sort=-1&cid=96&m=3&catid=12620>
- ENVIRO SERVICES INTERNATIONAL, Dépollution des eaux,[visité le 13/08/2008], disponible sur Internet : [www.enviro.lu/Luxembourg/depollution1.html](http://www.enviro.lu/Luxembourg/depollution1.html)
- ENVIRONNEMENT CANADA, Assainissement des sites contaminés, [visité le 13/08/2008], disponible sur Internet : [http://www.atl.ec.gc.ca/epb/wastemgmt/contamsite\\_f.html](http://www.atl.ec.gc.ca/epb/wastemgmt/contamsite_f.html)
- INSTITUT BRUXELLOIS POUR LA GESTION DE L'ENVIRONNEMENT, Méthodes d'assainissement, [visité le 13/08/2008], disponible sur Internet : <http://www.ibgebim.be/Templates/Professionnels/Niveau2.aspx?id=2382&langtype=206>
- INERIS, Portail substances chimiques, [visité le 13/08/2008], disponible sur Internet : <http://chimie.ineris.fr/fr/index.php>
- INSTITUT DE VEILLE SANITAIRE, Furetox, [visité le 13/08/2008], disponible sur Internet : <http://www.furetox.fr/>
- MINISTERE DE L'ECOLOGIE, DE L'ENERGIE, DU DEVELOPPEMENT DURABLE ET DE L'AMENAGEMENT DU TERRITOIRE, Portail « Sites Pollués », [visité le 13/08/2008], disponible sur Internet : <http://www.sites-pollues.ecologie.gouv.fr/>
- MINISTERE DE L'ECOLOGIE, DE L'ENERGIE, DU DEVELOPPEMENT DURABLE ET DE L'AMENAGEMENT DU TERRITOIRE, Inspection des installations classées, [visité le 13/08/2008], disponible sur Internet : <http://www.installationsclassees.ecologie.gouv.fr/>
- NATIONAL LIBRARY OF MEDICINE, Toxnet, [visité le 13/08/2008], disponible sur Internet : <http://toxnet.nlm.nih.gov/>
- POLE DE COMPETENCE SITES ET SEDIMENTS POLLUES, Banque de données ASTRES, [visité le 13/08/2008], disponible sur Internet : <http://www.polessp.org/astres/homepage.asp>

---

## Liste des figures

---

Figure 1 : Résultats de l'investigation des sols (ATOS - avril 2005)	12
Figure 2 : Evolution des débits (m <sup>3</sup> /h) de pompages en 2007	29
Figure 3 : Flux de CNB extraits (en kg/ mois) par puits de dépollution, 2007	29
Figure 4 : Représentation logarithmique de l'évolution spatiale des concentrations de CNB (en µg/l), en 2007.	30

---

## Liste des tableaux

---

Tableau 1: Recensement des substances potentiellement polluantes	11
Tableau 2 : Cancer et phrases de risques	15
Tableau 3 : Cours d'eau autour du site RMD	20
Tableau 4 : Relations doses-réponse concernant l'o-CNB et le p-CNB	24
Tableau 5 : Normes de qualité environnementale pour les chlorobenzènes et chloroanilines	27
Tableau 6 : Résultats des modélisations effectuées par Rhodia	41
Tableau 7 : Recommandations pour l'autosurveillance des eaux souterraines	46

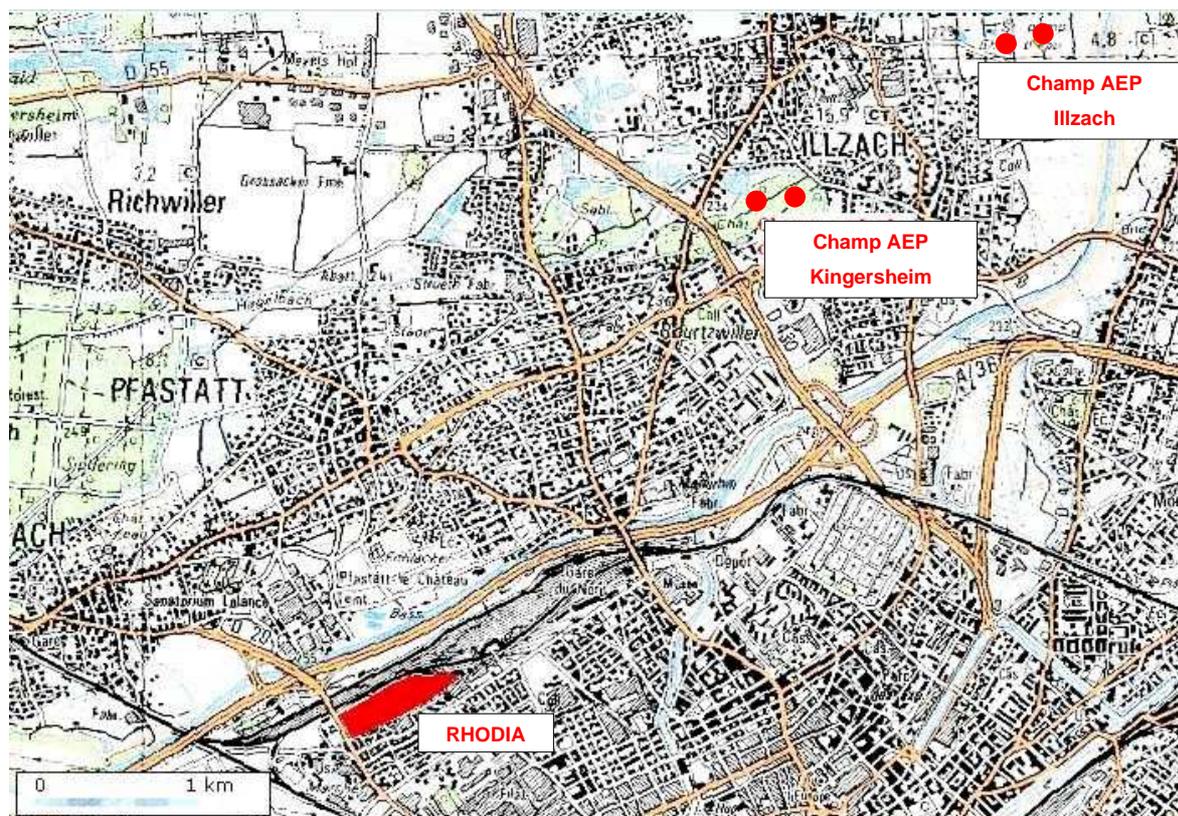
---

# Liste des annexes

---

<b><u>Annexe 1</u> : Localisation du site Rhodia Organique</b>	<b>II</b>
<b><u>Annexe 2</u> : Grille de lecture du diagnostic approfondi et de l'évaluation détaillée des risques pour la santé</b>	<b>III</b>
<b><u>Annexe 3</u> : Cartes de localisation des activités sur le site</b>	<b>VI</b>
<b><u>Annexe 4</u> : Cartes de localisation des prélèvements de sols et d'eaux</b>	<b>VII</b>
<b><u>Annexe 5</u> : Propriétés physico-chimiques des substances potentiellement polluantes</b>	<b>VIII</b>
<b><u>Annexe 6</u> : Tableaux récapitulatif des effets de l'ortho-chloronitrobenzène et du para-chloronitrobenzène .</b>	<b>IX</b>
<b><u>Annexe 7</u> : Localisation des ouvrages de prélèvements d'eau dans la nappe</b>	<b>XV</b>
<b><u>Annexe 8</u> : Principes de construction d'une VTR</b>	<b>XVI</b>
<b><u>Annexe 9</u> : Facteurs de sécurité ECETOC pour l'établissement de VTR</b>	<b>XVII</b>
<b><u>Annexe 10</u> : Résultats de l'EDR Santé de Rhodia</b>	<b>XVIII</b>
<b><u>Annexe 11</u> : Analyses des eaux souterraines en 2004-2005 et 2007</b>	<b>XIX</b>
<b><u>Annexe 12</u> : Localisation des zones sources</b>	<b>XX</b>
<b><u>Annexe 13</u> : Comparaison de méthodes de dépollution</b>	<b>XXI</b>

## Annexe 1 : Localisation du site Rhodia Organique



*Figure 1* : Carte de localisation du site RMD et des champs AEP d'Illzach et de Kingersheim

*Source* : [www.géoportail.fr](http://www.géoportail.fr)

**Annexe 2 : Grille de lecture du diagnostic approfondi et de l'évaluation détaillée des risques pour la santé**

Thématique	Informations renseignées	Compléments à apporter
<b>A- Identification des dangers</b>		
<b>Objectif A1 : identifier les substances potentiellement polluantes et leurs sources :</b>		
Analyse historique	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Détail des dernières activités de Rhodia (2005)</li> <li>- Plans permettant de retracer les ateliers et les stockages présents sur le site à différentes époques</li> <li>- Bonne prise en compte des installations connexes (aire de stockage, ateliers d'entretien, chaufferie ...)</li> <li>- Accidents et fuites signalés</li> </ul>	- Liste exhaustive des matières premières, produits et déchets ayant été manipulés sur l'installation, avec une estimation de leur tonnage
Recherche de situations similaires	/	- Non abordé
Investigations de terrain :		
-----		
- Campagne d'investigations des sols 2005		
<ul style="list-style-type: none"> <li>- Stratégie de prélèvements</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Localisation et profondeurs des sondages en cohérence avec l'étude historique : 25 sondages (5m) selon les activités passées, les stockages, le traitement des effluents, les parkings ; 4 carottages (30m) et 1 carottage (10m) en limite avale du site</li> <li>- A priori, aucune zone importante oubliée</li> <li>- Protocoles de prélèvement et de conditionnement</li> </ul>	
<ul style="list-style-type: none"> <li>- Stratégie d'échantillonnage sur les prélèvements</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Choix en fonction de la nature des terrains et des indices organoleptiques.</li> </ul>	
<ul style="list-style-type: none"> <li>- Stratégie d'analyses</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Analyse des substances selon les normes ISO</li> </ul>	- Liste des substances analysées discutables suivant les produits recensés après l'analyse historique
-----		
- Suivi des eaux souterraines		
<ul style="list-style-type: none"> <li>- Stratégie de prélèvements</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Points de suivi choisis en cohérence avec le site (2 piézomètres en limite avale), et avec les cibles (le long de la langue polluée jusqu'aux champs captants d'Illzach et Kingersheim et captage AEP de Kingersheim)</li> </ul>	
<ul style="list-style-type: none"> <li>- Stratégie d'analyse</li> </ul>		- Liste de substances analysées non satisfaisante au regard des résultats de la campagne sols (oubli du xylène ...)
<ul style="list-style-type: none"> <li>- Présentation des résultats</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Tableaux présentant les concentrations moyennes en 2004-2005</li> <li>- Graphique présentant l'évolution des principaux polluants</li> </ul>	

Thématique	Informations renseignées	Compléments à apporter
<b>Objectif A2 : Identifier le potentiel dangereux des substances retenues</b>		
Sélection des substances	/	- Justification du choix des substances faisant l'objet d'une recherche toxicologique
Données toxicologiques		
- Base de données consultées	OMS, ATSDR, EPA, IPCS INCHEM, OEHHA, Santé Canada, INERIS, INRS	
- Effet des substances	- Très succinct	- Détails sur les effets des composés et les organes cibles
- Sélection des VTR	- Tableau de comparaison des VTR - Construction de VTR avec la méthode ECETOC	- Justification pour le choix d'une VTR plutôt qu'une autre (a priori, ont été conservées soit les valeurs moyennes, soit les valeurs les plus conservatrices) - Pour les effets sans seuil, oubli du para-dichlorobenzene - Pour les substances sans VTR, des
<b>Objectif A3 : Comportement dans l'environnement</b>		
Caractéristiques physico-chimiques	- Tableau avec les principales propriétés nécessaires	- Aucune conclusion sur le passage préférentiel des composés dans un milieu ou un autre
Voies de transmission		- Pas de conclusion reliant les composés à une voies d'exposition spécifique
<b>B- Estimation des expositions</b>		
<b>Objectif B1 : Caractériser les milieux d'exposition et les voies de transfert</b>		
Etude de la vulnérabilité de l'environnement	- Caractéristiques des milieux bien décrits : sol, nappe, eaux superficielles et air.	- Lien entre propriétés des milieux et vulnérabilité non explicité
Etat des milieux	- Renseigné grâce à la campagne de prélèvement de sol ATOS 2005 et grâce au suivi de la qualité des eaux	
<b>Objectif B2 : Définir les cibles</b>		
Identification des zones et activités sensibles		- Activités humaines peu décrites : pas de renseignement sur les usages sensibles à proximité du site (école, potager, loisirs, base nautique ...) - Existence de puits privés mais non recensés donc nombre et usage inconnus
Caractérisation de la population cible	- Distinction des adultes /enfants-adultes et enfants	- Pas de caractérisation de la population exposée

Thématique	Informations renseignées	Compléments à apporter
<b>Objectif B3 : Quantifier les expositions</b>		
Choix des scénarii d'exposition		- Scénarii non envisagés : piscine alimentée par un puits privé, inhalation et contact cutané lors de douches et ingestion d'eau à partir d'un puits privé
Calcul des doses d'expositions		
- Concentration dans les milieux		
- Eau	- Concentrations moyennées sur 2004-2005. Bien qu'il y ait des variations, une moyenne sur une période plus longue donne le même ordre de grandeur.	- Ingestion d'eau potable : qualité définie à partir de P3 Kingersheim. Pourquoi ne pas utiliser directement les valeurs du captage AEP (P1 Kingersheim) ?
- Légumes	- Qualité de l'eau d'arrosage : piézomètre le plus proche du site donc réaliste si puits privé - Qualité de l'eau du sol = eau de la nappe d'où majoration - Apport de polluants par voie aérienne négligé	- La mesure aurait été préférable à la modélisation HESP.
- Poissons	- Qualité de l'eau superficielle estimée en fonction du module des cours d'eau et en fonction des rejets dans ces cours d'eau	- Modélisation grâce au facteur de bioconcentration dans les poissons. Une mesure aurait permis de lever les incertitudes.
- Paramètres humains	- Quantités de légumes ingérées cohérentes par rapport à l'enquête INCA 2 - Paramètres réalistes : durées d'exposition, fréquence des baignades, poids ...	- Quantité de poisson consommée par un adulte deux fois plus élevée que dans l'enquête nationale INCA 2 - Tous les légumes consommés sont issus de l'autoproduction et tous les poissons consommés ont été pêchés d'où une majoration du risque
<b>C- Caractérisation des risques</b>		
<b>Objectif C1 : Quantifier les risques sanitaires</b>		
- Calcul des risques	- Bonne présentation des résultats - Principales incertitudes explicitées sauf celles liées à la définition de VTR	- Seuls effets sans seuil du 2,4-DNT ont été pris en compte. Existence de VTR sans euil pour le para-dichlorobenzene (OEHHA) - Règles d'additivité non respectées : addition non justifiée car les substances, effets et cibles sont différents

### Annexe 3 : Cartes de localisation des activités sur le site

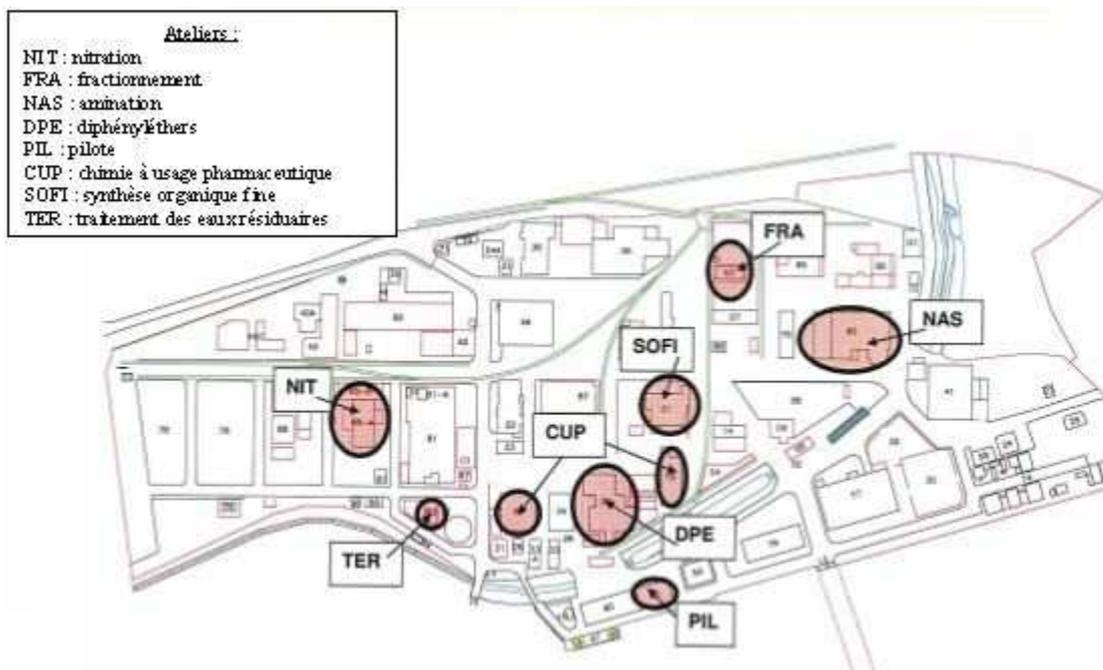


Figure 2 : Situation des ateliers sur le site de RMD en 2002

Source : Diagnostic approfondi, Rhodia

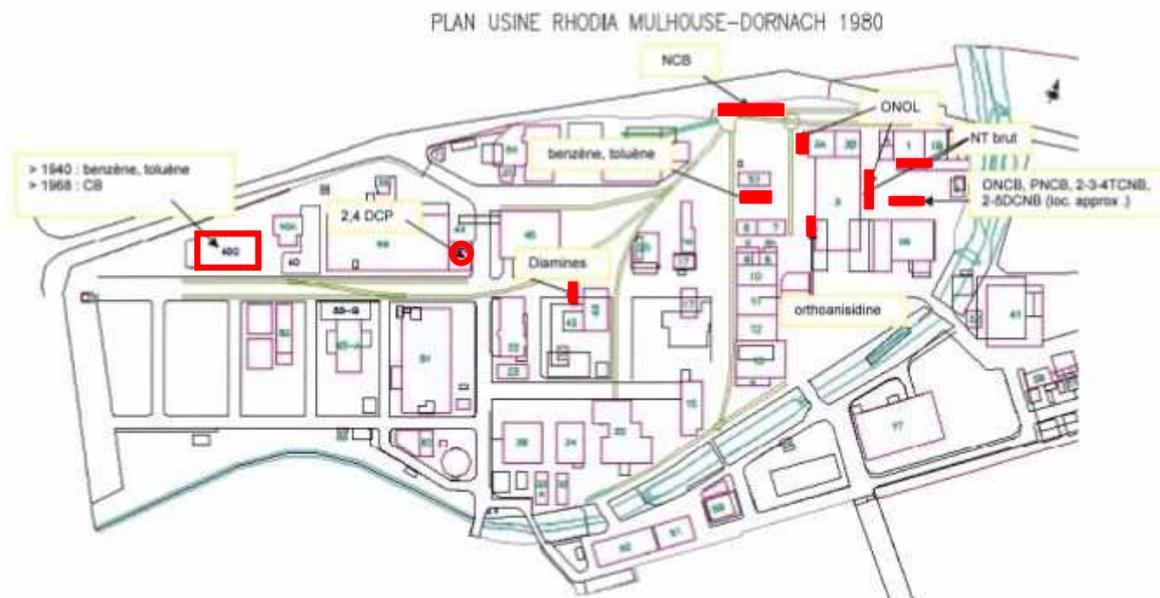


Figure 3 : Localisation des stockages historiques

Source : Diagnostic approfondi, Rhodia



## Annexe 5 : Propriétés physico-chimiques des substances potentiellement polluantes

Substances	Solubilité dans l'eau	Volatilité depuis :		Rétention sur :	
		Solution aqueuse	phase libre	molécule hydro.	carbone organique
	Mg/l	H (sans u)	Tv (mmHg)	Log Kow	Koc (l/kg)
CB	498	$1.27.10^{-1}$	$1.27.10^{-1}$	2.84	268
M DCB	125	$1.07.10^{-1}$	2.15	3.53	434
O DCB	80	$7.83.10^{-2}$	1.47	3.43	443
P DCB	81	$9.87.10^{-2}$	1.47	3.40	434
2,5 DCA		$6.46.10^{-5}$	$2.5.10^{-2}$	2.75	120
2,5 DCNB	95	$4.77.10^{-4}$	$3.88.10^{-3}$	3.09	511
3 NTFMB		$7.54.10^{-3}$	$2.6.10^{-1}$	2.62	1360
M CA	5400	$5.76.10^{-5}$	$5.47.10^{-2}$	1.88	72
O CA	8170	$2.2.10^{-4}$	$2.10^{-1}$	1.9	74
P CA	3966	$4.73.10^{-5}$	$2.7.10^{-2}$	1.83	72.5
M CNB	262	$1.55.10^{-3}$	$8.44.10^{-3}$	2.46	309
O CNB	441	$3.73.10^{-4}$	$2.82.10^{-2}$	2.24	315
P CNB	243	$1.99.10^{-4}$	$9.7.10^{-2}$	2.39	309
2,4 DNT	270	$2.2.10^{-6}$	$1.47.10^{-4}$	1.98	363.8
ONOL	1690	$1.75.10^{-5}$	$3.6.10^{-3}$	1.73	139
NB	2090	$9.78.10^{-4}$	$2.45.10^{-1}$	1.85	190
M NT	500	$3.79.10^{-4}$	$2.05.10^{-1}$	2.45	309
O NT	650	$5.1.10^{-4}$	$1.88.10^{-1}$	2.3	315
P NT	442	$2.3.10^{-4}$	$1.64.10^{-1}$	2.37	309

D'après « Le guide sur le comportement des polluants dans les sols et les nappes », établi par l'INERIS :

- Solubilité dans l'eau :
  - S<150 : insoluble à peu soluble
  - 150<S<10 000 : peu soluble à soluble
  - S>10 000 : soluble à très soluble
- Volatilisation :
  - Tv>1mm<sub>Hg</sub> : volatil
  - Tv<10-3 mm<sub>Hg</sub> : non volatil
  - H>4.10<sup>-2</sup> : volatil
  - H<4.10<sup>-4</sup> : non volatil
- Rétention sur les sols :
  - log Kow <1.5 : hydrophobe
  - log Kow>4 : hydrophile

**Annexe 6 : Tableaux récapitulatif des effets de l'ortho-chloronitrobenzène et du para-chloronitrobenzène .**

Etude	Voie	Organisme	Durée	LD 50	Effet dominant
<b>oCNB - Toxicité aiguë - LD50</b>					
Haskell laboratory, 1992	Inhalation	Rats	4 h	3200 mg/m3	Léthargie, cyanose, opacité de la cornée
Hoechst AG, 1975	Orale	Rats	/	144 mg/kg	Déséquilibres, tremblements, diarrhées
Bayer, 1982		Rats		251 mg/kg (males) 263 mg/kg (femelles)	Cyanose, paralysie
Younger Labs, 1991		Rats		560 mg/kg	Réduction de l'appétit et de l'activité, fatigue, hémorragie dans les poumons, reins noirs, inflammation gastro-intestinale ...
Source : OECD SIDS		Souris		135 à 440 mg/kg	Cyanose, formation de méthémoglobine
		Lapin		280 mg/kg	
Bayer, 1976	Cutanée	Rats	24 h	1320 et 1796 mg/kg (femelles) 655 mg/kg (males)	Léthargie, fatigue, décès, hémorragies dans les poumons, le foie et les reins, décoloration de la rate, inflammation gastro-intestinale
Younger Labs. Inc., 1992		Lapin		445 mg/kg (males) 355 mg/kg (femelles)	
<b>pCNB - Toxicité aiguë - LD50</b>					
Hoechst AG, 1981	Inhalation	Rats	7 h	Pas de mort à 53 mg/m3	/
El du Pont de Nemours & Co, 1986		Rats	4 h	Pas de mort à 16 100 mg/m3	Cyanose, léthargie, pâleur, troubles de la posture, alopecie, opacité de la cornée, larmolement ...
Hoechst AG, 1975	Orale	Rats	/	565 mg/kg pour les femelles	Cyanose, formation de méthémoglobine, diarrhées, augmentation de l'excrétion urinaire, foie de couleur brune
Hoechst AG, 1977				694 mg/kg pour les males 664 mg/kg pour les femelles	
Monsanto Company, 1977				530 mg/kg	
Bayer AG, 1979				294 pour les males	
Bayer, 1979	Cutanée	Rats	24h	750 mg/kg pou les males 1722 mg/kg pour les femelles	Cyanose, peau grise-bleue, urine de couleur brune, viscères normales
Monsanto Company, 1977		Lapins		au moins 3040 mg/kg	
Monsanto, 1983				3550 mg/kg pour les males et 2510 mg/kg pour les femelles	

CNB	Référence	Durée	Voie	Animal	Effets observés	Conditions expérimentales	Crédibilité de l'étude
<b>Etudes de toxicité sub-chronique</b>							
pCNB	Monsanto Company, 1981	90 jours	Orale	Rats	Effets hémolytiques (augmentation de la méthémoglobine et diminution des érythrocytes) changements au niveau de la rate (coloration anormale dose-dépendante, augmentation du poids, hémosidérine, accroissement de l'hématopoïèse), des reins (décoloration, augmentation du volume) et du foie (hémosidérine et accroissement de l'hématopoïèse) Hyperplasie de la moelle osseuse Atrophie des testicules	Groupe de 60 males et 60 femelles Gavage : 0 / 3 / 10 / 30 mg/kg/j	OECD Guidelines 408
pCNB	El Pont de Nemours ans Co, 1984	2 semaines	Inhalation	Rats	Augmentation du poids de la rate Effet sur le sang et effet dose dépendant sur les niveaux de méthémoglobine Changements microscopiques au niveau de la rate, de la moelle osseuse, et des reins Dégénération au niveau des testicules (tubules séminifères et épидидime)	Exposition par inhalation, seulement au niveau du nez Dose : 0,05 / 0,29 / 0,64 mg/l	
pCNB	Nair et al., 1986	4 semaines	Inhalation	Rats	Pas de mortalité Degré de cyanose fonction de la dose reçue Augmentation de la méthémoglobine et des globules blancs et diminution de l'hémoglobine et des globules rouges Augmentation du poids du foie et de la rate Augmentation de l'hématopoïèse et de l'hémosidérose	Groupes de 10 males et 10 femelles Exposition par des aérosols, 6h/j, 5j/semaine Concentrations dans les chambres : 0 / 5 / 15 / 45 mg/m3	
oCNB					Méthémoglobine, changements microscopiques dans la rate Potentiel hematotoxique, similaire au pCNB	Groupes de 10 males et 10 femelles Exposition par des aérosols, 6h/j, 5j/semaine	
oCNB	Bayer, 1991	5 semaines			Aucun signe clinique pour les témoins et le groupe le plus faibles Groupe à 167 et 210 mg/kg/j respectivement pour les femelles et les males : augmentation du poids du foie, hypertrophie des hépatocytes Groupe à forte dose : réduction du nombre de globules rouges, augmentation du taux de bilirubine et de méthémoglobine, augmentation du poids de la rate, décoloration de la rate, augmentation du dépôt d'hémosidérine	Groupes de 12 males et 12 femelles Dose : 0 / 16 / 167 / 1120 mg/kg/j pour les males et 0 / 24 / 220 / 1310 mg/kg/j pour les males	OECD Guidelines 407
oCNB	Travlos et al., NTP National Toxicology Program, 1993, Toxicity studies of 2-CNB and 4-CNB administered by inhalation to F344/N rats and B6C3F1 mice.	2 semaines	Inhalation	Rats Souris	Formation de méthémoglobine et dommages pour les globules rouges conduisant secondairement à une anémie et à des dommages et changements pour les tissus (augmentation du poids du foie et de la rate, accumulation d'hémosidérine, hépatomégalie et inflammation du foie pour le oCNB ...). D'autres lésions sont considérées comme des effets toxiques primaires : accumulation de hyaline (dégénérescence du collagène) dans les reins, atrophie des testicules pour les rats exposés au pCNB et hyperplasie de l'épithélium respiratoire pour les rats exposés au oCNB.	Groupes de 10 males et 10 femelles Inhalation 6 heures/j, 5j/semaine oCNB : 0 / 7 / 14,7 / 28,8 / 57,6 / 115,2 mg/m3 pCNB : 0 / 9,6 / 19,2 / 38,4 / 76,8 / 153,6 mg/m3 Examinations des tissus, hématologie, chimie, effets sur le système reproductif	OECD Guidelines
pCNB		13 semaines	Inhalation	Rats Souris	Pas de décès Mêmes symptômes que sur 2 semaines : méthémoglobine, anémie, augmentation du poids du foie et de la rate, pigmentation des poumons pour le rat. Pour la souris : nécrose des cellules du foie, inflammation et cytomégalie, augmentation de l'activité d'hématopoïèse, lésions aux foie, rate et poumons A noter que pour le pCNB, la méthémoglobine est plus sévère qu'avec oCNB Effets sur la reproduction : o/p CNB = diminution de la spermatogénèse chez les rats et diminution de la mobilité des spermatozoïdes chez la souris		
oCNB	Matsumoto et al., 2006, Thirteen-week oral toxicity of para- and ortho-chloronitrobenzene in rats and mice	30 semaines	Orale	Rats Souris	Hépatotoxicité (dégénérescence et nécrose des hépatocytes et augmentation de l'activité ALT Effets toxiques sur les hématies et la rate moindres que pCNB mais existants	Période d'acclimatation pour les rats et souris puis séparation au hasard en 6 groupes de 10 rats et 10 souris des 2 sexes Régime contenant 5 doses différentes de oCNB et pCNB (purs à 99%) : pCNB (rats : 24,7/74,1:222:667:2000 ppm ; souris : 74,1/222/667/2000/6000 ppm), oCNB (rats : 63/250/1000/2000/4000 ; souris : 78/313/1250/2500/5000 ppm) Poids et consommation mesuré chaque semaine	OECD Guidelines Etude approuvée par le comité éthique du JBRC (Japan Bioassay Research Center)
pCNB		30 semaines	Orale	Rats Souris	Hématotoxicité (formation de méthémoglobine, hémolyse et hémosidérose (accumulation de fer) dans les macrophages de la rate et dans cellules du foie. Observations cliniques : signes anémiques extérieurs, augmentation de l'érythropoïèse et de l'hématopoïèse, augmentation du taux de bilirubine (produit de destruction des globules rouges) Hépatotoxicité moindre que oCNB		

Etudes de cancérogénicité et de toxicité chronique							
oCNCB	Weisburger et al., 1978	18 mois	Orale	Rats	Augmentation de l'incidence des tumeurs pour le groupe des basses doses par rapport aux témoins. Grande variété de tumeurs affectant différents tissus Pas d'augmentation de tumeurs par rapports aux témoins pour les fortes doses	25 rats males par groupe 0 / 75 / 150 mg/kg/j pendant 6 mois puis 0 / 37,5 / 75 mg/kg/j pendant 12 mois Observation pendant 6 mois après le traitement	Non respect des conditions requises actuellement
				Souris	Augmentation de l'incidence des hépatomes par rapport aux témoins pour les faibles doses et pour les femelles des fortes doses	25 males et 25 femelles par group 0 / 450 / 900 mg/kg/j pendant 8 mois puis 0 / 225 / 450 mg/kg/j pendant 10 mois Observation pendant 3 mois après le traitement	
	Matsumoto et al., 2006, Two year feed study of carcinogenicity and chronic toxicity of oCNCB in rats and mice	2 ans		Rats Souris	Hépatocancérigène (adénomes et carcinomes hépatocellulaires chez les rats et souris des deus sexes et hépatoblastomes chez les souris), en lien avec effets sub-chroniques (hépatotoxicité) Augmentation de l'incidence des tumeurs des cellules des reins Développement d'autres cancers chez la souris (poumons, moelle osseuse, pancréas) Lésions non néoplasiques (CPN : Chronic Progressive Nephropathie) Hématotoxicité	Période d'acclimatation pour les rats et souris puis séparation au hasard en groupes de 50 males et 50 femelles Régime contenant 3 doses différentes de oCNCB (pur à 99%) pour les tests (80/400/2000 ppm pour les rats et 100/500/2500 ppm pour les souris) ou sans oCNCB pour les témoins Poids et consommation mesuré chaque semaine Observations cliniques, analyses biochimiques hématologiques et du sang et examination des pathologies	OECD Guidelines Etude approuvée par le comité éthique du JBRC (Japan Bioassay Research Center)
pCNCB	Weisburger et al., 1978	18 mois	Orale	Rats	Pas d'augmentation de l'incidence des tumeurs	Groupes de 25 rats males Pendant les 3 premiers mois : 2000/4000 ppm Puis, pendant 2 mois : 250/500 ppm Puis : 500/1000 ppm Soit des doses journalières moyennes de 17/33 mg/kg Examination des tumeurs, 6 mois après la fin du traitement Animaux mourant pendant les 6 premiers mois sont exclus de l'analyse statistique	Non respect des conditions requises actuellement
				Souris	Tumeurs vasculaires (hemangiomes et hemangiosarcomes) chez les fortes doses Augmentation de l'incidence des tumeurs du foie (carcinomes hepatocellulaires) chez les males mais non significatif statistiquement	Groupes de 25 males et 25 femelles Régimes à des doses : 0/3000/6000 ppm Examination des tumeurs Période d'observation de 3 mois après traitement Animaux mourant pendant les 6 premiers mois sont exclus de l'analyse statistique	
	Schroeder and Daly, 1984	2 ans		Rats	Méthémoglobine pour les moyennes et hautes doses Accumulation d'hémosidérine dans la rate et anémie pour les hautes doses Pas d'augmentation de l'incidence des tumeurs chez les femelles Pas d'augmentation statistiquement significative chez les males	Groupes de 60 males et 60 femelles Gavage 5 jours/semaine Régime : 0/0,1/0,7/5,0 mg/kg.j Examination des tumeurs et des autres changements hispathologiques	
	Monsanto Company, 1985	2 ans		Rats	Effets aduerses à 0,7 mg/kg/j Aux doses moyennes et fortes : effets hémolytiques, changements microscopiques au niveau de la rate, des reins et du foie, et, pour la plus haute dose, hyperplasie de la moelle osseuse et atrophie des testicules Néoplasme (peau, glandes mammaires...) chez les témoins et les tests. Néoplasmes souvent rencontrés chez les rats Tumeurs des testicules chez les rats âgés, pour les témoins et les tests avec des différences d'incidence mais l'incidence pour les témoins est anormalement faible. Aucune tumeur liée au traitement n'est observée	Groupes de 60 males et 60 femelles Gavage aux doses suivantes : 0 / 0,1 / 0,7 ou 5 mg/kg/j pendant 2 ans	OECD Guidelines 453

Etudes de cancérogénicité et de toxicité chronique (suite)							
pCNB	Nair, 1989, Evaluation of chronic and reproductive effects of pCNB	2 ans	Orale	Rats Souris	Non cancérigène dans cette étude Augmentation significative du taux de méthémoglobine	Gavage à 0/0,1/0,7/5,0 mg/kg/j Mesure du poids, de la consommation d'aliments, du sang (hématologie et chimie), et examen des urines, examen des lésions	OECD Guidelines Etude approuvée par le comité éthique du JBRC (Japan Bioassay Research Center)
	Matsumoto et al., 2006, Carcinogenicity and chronic toxicity of para-CNB in rats and mice by two-year feeding	2 ans		Souris Rats	Tumeurs spléniques et adéno-médullaires chez les rats (fibromes, fibrosarcomes, ostéosarcomes, sarcomes, hémangiosarcomes) Tumeurs vasculaires (hémangiosarcomes hépatiques) chez les souris Possible contribution des métabolites du pCNB (p-chloroaniline induit également des tumeurs spléniques) Hématotoxicité chronique (diminution des RCB (Red Blue Cell), Hb et Ht, augmentation de l'hématopoïèse extramédullaire), continuité de l'effet sub-chronique - NOAEL (calculé sur hemosidorine) : 1,5 mg/kg/j pour les rats et 15,3 mg/kg/j pour les souris. Valeurs différentes que pour l'étude sub-chronique, s'expliquant par une atténuation de l'effet au cours de la période d'administration	Période d'acclimatation pour les rats et souris puis séparation au hasard en groupes de 50 mâles et 50 femelles Régime contenant des doses différentes de pCNB (pur à 99%) pour les tests (40/200/1000 ppm pour les rats et 125/500/2000 ppm pour les souris) ou sans pCNB pour les témoins Poids et consommation mesurés chaque semaine Observations cliniques, analyses biochimiques hématologiques et du sang et examen des pathologies	
Tests de génotoxicité et de mutagénicité comme indice de cancérogénicité "in vitro"							
oCNB	Suzuki et al, 1983	In vitro	Mutagénicité - Test de Ames avec des souches de Salmonelle typhimurium	Positif pour TA 98 avec activation métabolique	/	OECD Guidelines 471	
	Haworth et al, 1983			Positif	10-1000 ug/boite		
	Bayer, 1984			Positif	833-2073 ug/boite		
	Jetoc, 1996			Négatif puis positif avec TA100 et TA98	10-1000 puis 39-10000 ug/boite		
	Jetoc, 1997			Positif chez des bactéries (E coli), avec activation S9	/		
	TNO, 1989	In vitro	Mutagénicité sur des cellules de mammifères - HRPT Test	Négatif avec et sans activation métabolique, sur les cellules de poumons d'hamster chinois	100-1200 ug/ml avec activation métabolique S9 100-900 ug/ml sans activation	OECD Guidelines 476	
	Huntington, 1988			Cytogénicité	Négatif avec des cellules d'ovaires de hamster chinois, en présence ou non d'une activation métabolique	25-250 ug/ml avec activation métabolique S9 10-100 ug/ml sans activation	OECD Guidelines 470
	Source : NTP, 1993				Activité clastogène seulement pour les hautes doses dans les cellules d'ovaires d'hamster chinois : Augmentation des échanges entre chromatides soeurs	50-500 ug/ml avec activation métabolique S9 16-216 ug/ml sans activation	
Jetoc, 2005	In vivo	Drosophila SLRL	Clastogène sur des cellules de mammifères (culture de cellules des poumons d'hamster chinois), sans activation S9	/			
Zimmering 1985, 1989			Pas d'activité mutagène chez la drosophile				

Tests de génotoxicité et de mutagénicité comme indice de cancérogénicité "in vitro" (suite)							
pCNCB	Dupont de Nemours, 1977 1978 1979	In vitro	Mutagénicité - Test de Ames avec des souches de Salmonelle typhimurium	Positif avec TA 100 et 1535 avec et sans activation S9		3,3 à 10 000 ug/boite	OECD Guidelines 471
	Monsanto, 1980			Positif avec TA 1535 sans activation			Non respect des normes actuelles
	Suzuki et al., 1983			Positif avec TA98			
	Shimizu et al., 1983			Positif avec TA100 et TA 1535 sans activation			
	Haworth et al., 1983			Positif avec TA100, avec activation			
	NTP, 1993			Positif avec TA 100 et TA 1535 avec et sans activation			
	Dupont de Nemours, 1979	In vitro	Mutagénicité sur des cellules de mammifères - HRPT Test	Négatif avec des cellules d'ovaires de hamster chinois, en présence ou non d'une activation métabolique		250-375 ug/ml	OECD Guidelines 476
	Monsanto, 1983			Négatif avec des cellules d'ovaires de hamster chinois, en présence ou non d'une activation métabolique		100-400 ug/ml avec activation 100-900 ug/ml sans activation	
				Positif avec des lymphomes de souris, avec ou sans activation métabolique		40-350 ug/ml avec activation S9 600 ug/ml sans activation	
	Galloway, 1987	In vitro	Cytogénicité	Cellules d'ovaires de hamster chinois : induit des aberrations chromosomiques et des échanges entre chromatides sœurs		250-500 ug/ml avec activation S9 100-150 ug/ml sans activation	OECD Guidelines
	NTP, 1993			Clastogène pour les essais à 500 et 600 ug/ml dans des cellules des poumons d'hamster chinois		20-600 ug/ml	
	Jetoc, 1996					50-600 ug/ml sans activation 200-600ug/ml avec activation	
	Zimmering 1985, 1989 NTP, 1993	In vivo	Drosophila SLRL Tests	Pas d'activité mutagène chez la drosophile			
	Cesarone and al., 1980 et		Souris	Induit des cassures de l'ADN au niveau du foie et des reins		Injections intrapéritoneales de 60 et 1000 mg/kg et de 30/180	Non respect des
Monsanto, 1985	Moelle épinière de rats		Pas d'induction d'aberrations chromosomiques		Gavage de 30 à 300 mg/kg	OECD Guidelines 475	
Bayer, 1992	Moelle épinière d'hamster chinois		Echanges entre chromatides sœurs		Injections intrapéritoneale de 65 à 260 mg/kg	Guideline EPA OTS	
Etudes de toxicité pour la reproduction et le développement							
oCNCB	Monsanto, 1990		Orale	Rats	Pas d'évaluation de la toxicité sur le développement pour les plus hautes doses car fort taux de mortalité Pas de signe de toxicité maternelle pour les deux autres groupes Pas d'évaluation de la toxicité pour le développement embryonnaire	25 femelles par groupes 0 / 25 / 75 / 150 mg/kg/j des jours 6 à 15 de la gestation	
	NTP National Toxicology Program, 1992	2 générations	Orale	Souris	Pas d'effets sur la reproduction ni sur la fertilité alors que présence de changement significatifs au niveau du foie et de la rate (augmentation du poids, taux élevés de methemoglobine)	F0 : Groupes de 20 couples reproducteurs et gavage à 40/80/160 mg/kg/j pendant 7 jours avant la cohabitation puis pendant 98 jours durant la reproduction. 40 couples reproducteurs témoins F1 : Même traitement puis F2	RACB protocole
	Travlos et al., NTP National Toxicology Program, 1993	13 semaines	Inhalation	Rats	Signes de toxicité sub-chronique mais pas d'effet sur la fertilité	Groupes de 10 males et 10 femelles Inhalation 6 heures/j, 5j/semaine oCNCB : 0 / 7 / 14,7 / 28,8 / 57,6 / 115,2 mg/m3 Examinations des organes reproductifs des témoins et des	Etude non spécifique à la toxicité pour la reproduction
				Souris	Signes de toxicité sub-chronique Diminution de la mobilité du sperme Pas d'effets chez les femelles		
Bayer, 1993	5 semaines	Orale	Souris	Atrophie des testicules	12 souris males et 12 femelles par groupe Dose : 0 / 50 / 500 / 5000 ppm		

Etudes de toxicité pour la reproduction et le développement (suite)							
pCNB	Monsanto, 1980	Jours 6 à 19 de la gestation	Orale	Rats	Taux de femelles enceintes similaires et pas de mortalité Diminution significative du gain de poids pour les fortes doses Nombre d'implantations comparables mais nombre de résorption plus important pour les fortes doses et nombre de fœtus en vie moins importants pour les fortes doses Signes de toxicité pour la mère (poids du foie, coloration de la rate, lésions à la rate) pour tous les groupes traités Malformations des foetus aux hautes doses mais pas aux moyennes et faibles doses	25 femelles accouplées : doses de 0 / 5 / 15 / 45 mg/kg/j de la semaine 6 à 19 de la gestation Sacrifice le jour 20 et examen des malformations des fœtus	OECD Guidelines 414
	Monsanto, 1982	Jours 7 à 19 de la gestation	Orale	Lapins	Fort taux de mortalité chez les fortes doses Pas de changements significatifs pour les paramètres de reproduction (nombre d'implantations, de résorptions et de fœtus vivants) Effets sur le foie, pas d'altérations morphologiques Diarrhées pour tous les groupes traités et coloration ano-génitale pour les moyennes doses Nombre et poids des foetus comparable chez les témoins, faibles et moyennes doses Augmentation non significative de l'incidence des malformations du foetus pour les faibles et moyennes doses	18 femelles accouplées : doses de 0 / 5 / 15 / 40 mg/kg/j de la semaine 7 à 19 de la gestation Sacrifice le jour 30 et examen des malformations des fœtus Pas d'examen post-mortem ni des fœtus pour les fortes doses	
	Monsanto, 1984	2 générations	Orale	Rats	F0 : Pas de mort spécifique au traitement, taux de fertilité pour les males et les femelles plus bas dans le groupe des hautes doses mais pas statistiquement différent, pas de malformation externe, pas de changement dans les tissus. Atrophie des testicules pour 2/15 dans les hautes doses F1 : idem mais changements au niveau de la rate (coloration, hématopoïèse)	F0 : 15 males et 30 femelles gavés à 0 / 0,1 / 0,7 / 5 mg/kg/j pendant 14 semaines avant l'accouplement, et pendant la gestation et la lactation F1 : sélectionnés et gavés aux mêmes doses pendant 18 semaines, aux mêmes périodes F0 / F1 et F2 sacrifiés et examinés (poids et tissus)	OECD guidelines 416
	Nair, Johannsen and Schroeder, 1985	Jours 9 à 16 de la gestation	Orale	Souris	A 15 mg/kg/j, toxicité maternelle A 45 mg/kg/j, foetotoxicité et teratogénicité	Gavage pendant les semaines 9 à 16 de la gestation : 15 et 45 mg/kg/j	
	Nair, 1989, Evaluation of chronic and reproductive effects of pCNB	2 ans	Orale	Rats Souris	Pas d'effets	Gavage à 0/0,1/0,7/5,0 mg/kg/j pendant 14 jours aux mêmes doses avant et pendant l'accouplement, pendant la gestation et la lactation.	
	NTP, 1991	2 générations	Orale	Souris	F0 : pas de mort spécifique au traitement, pas de cyanose, 100% des couples faibles doses ont 4 portées, 95% ds couples moyennes doses et seulement 79% des couples fortes doses. Faible taux de survivants dans la 4ème portée des fortes doses. F1 jeunes : pas de cyanose, poids réduits pour les F1 issus des fortes et moyennes doses et taux de survie affecté pour les fortes doses F1 adultes : cyanose pendant l'accouplement, indices d'accouplement et de fertilité comparables à ceux des témoins, nombres de portées vivantes pour les fortes doses plus faible que pour les témoins et taux de survie dans ces portées significativement plus faibles Augmentation des cycles menstruelles chez les femelles F1 et pas d'altération du sperme (morphologie et mobilité) pour les F1 males	F0 : Groupes de 20 couples reproducteurs et gavage à 0 / 62,5 / 125 / 250 mg/kg/j pendant 7 jours avant la cohabitation puis pendant 98 jours durant la reproduction. 40 couples reproducteurs témoins F1 : Même traitement puis F2	
	Travlos et al., NTP National Toxicology Program, 1993	13 semaines	Inhalation	Rats Souris	Signe de toxicité sub chronique (augmentation de la méthémoglobine) dès les groupes de 9,8 mg/m3 Femelles des 3 plus fortes doses : diminution de la longueur des cycles oestruaux Males de la plus forte dose : diminution du poids de l'épididyme et des testicules, et diminution du nombre de spermatozoïdes par testicules Femelles de la plus forte dose : augmentation de la longueur du cycle oestral Pas d'effet chez les males	Groupes de 10 males et 10 femelles Inhalation 6 heures/j, 5j/semaine pCNB : 0 / 9,6 / 19,2 / 38,4 / 76,8 / 153,6 mg/m3 Examinations des organes reproductifs des témoins et des trois groupes aux doses les plus fortes	Etude non spécifique à la toxicité pour la reproduction

## Annexe 7 : Localisation des ouvrages de prélèvements d'eau dans la nappe

Cette carte présentant les usages sensibles de la nappe (puits AEP, AEI, zone cible de particuliers) mais aussi les ouvrages de dépollution et les ouvrages qui servent pour l'autosurveillance de la nappe.

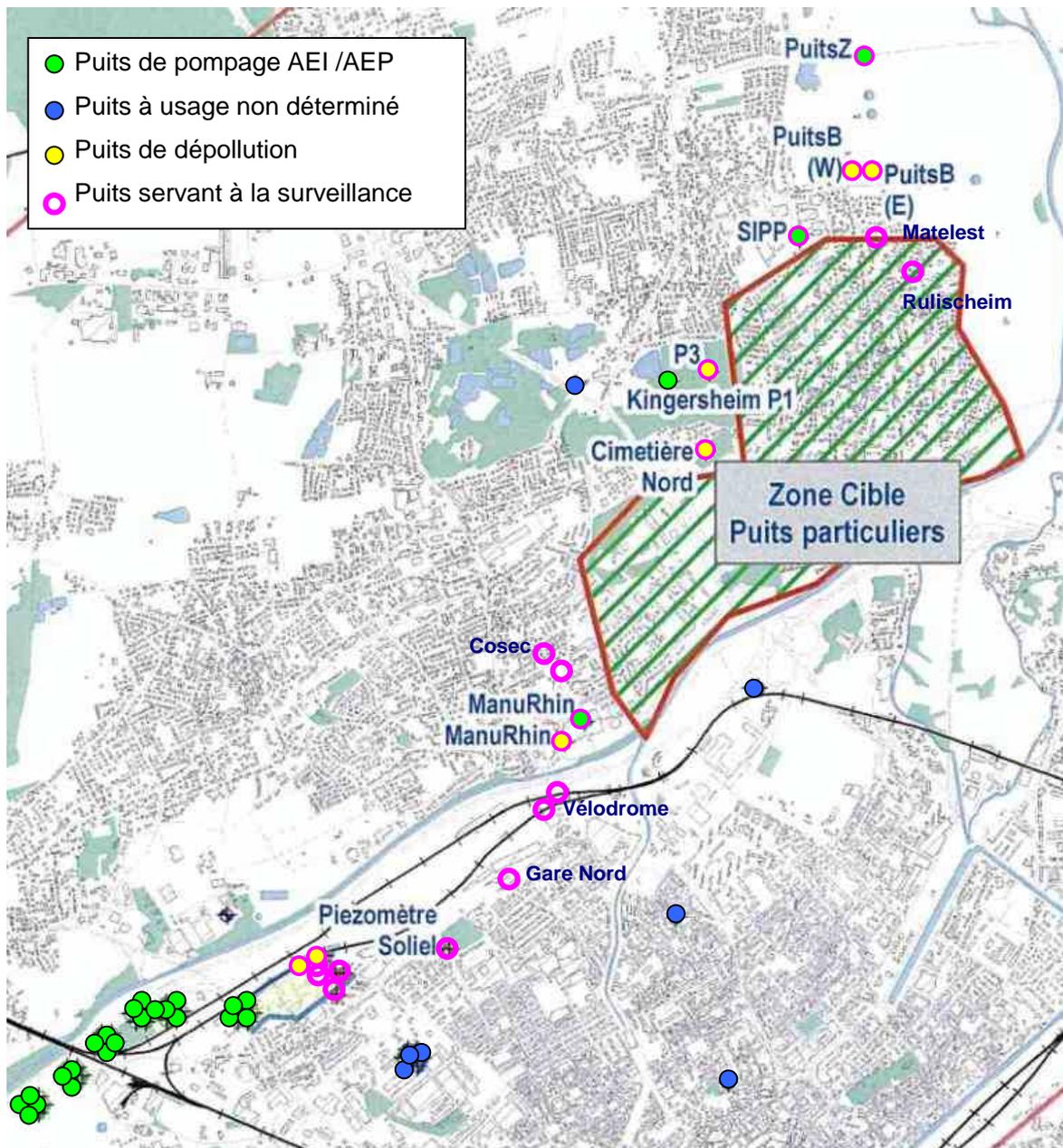


Figure 6 : Localisation des ouvrages de prélèvements d'eau en aval de Rhodia

Source : fond de carte : Rhodia

## **Annexe 8 : Principes de construction d'une VTR**

### ➤ Choix de l'effet critique

L'effet critique est le premier effet adverse qui survient lorsqu'on accroît la dose, et qui est jugé pertinent chez l'homme pour l'élaboration de la VTR. Les effets nocifs ou adverses sont à distinguer des effets adaptatifs. Les premiers contribuent directement à la dangerosité de la substance. Les seconds ne sont pas en lien direct avec la substance mais résulte d'une adaptation de l'organisme aux effets adverses.

### ➤ Sélection d'une étude

La plausibilité d'une VTR repose avant tout sur la qualité des études disponibles et retenues pour sa construction. Il est en effet primordial que ces études soient en conformité avec les bonnes pratiques édictées. Pour les expérimentations animales, les espèces utilisées doivent présenter un profil biologique et un métabolisme le plus en rapport possible avec celui connu chez l'homme. Si ce cas de figure n'est pas envisageable, il convient alors d'utiliser les animaux les plus sensibles possibles.

### ➤ Choix de la dose critique

Il peut s'agir d'un NOAEL (No Observable Adverse Effect Level) c'est à dire la dose la plus élevée pour laquelle on n'observe pas d'augmentation significative, en fréquence ou en sévérité, d'un effet nocif dans un groupe exposé à la substance par rapport à un groupe non exposé. Si l'expérimentation ne permet pas d'accéder à cette valeur, il est possible de recourir au LOAEL (Lowest Observed Adverse Effect Level) qui représente la dose ou la concentration théoriquement la plus faible pour laquelle un effet indésirable est observé. La détermination d'un NOAEL ou d'un LOAEL présente l'avantage d'être simple à appliquer et facile à comprendre. Toutefois, toute la relation dose-réponse n'est pas prise en compte car la dose critique retenue ne correspond qu'à une seule des doses testées expérimentalement. En outre, il existe des variations selon le protocole utilisé ; les paramètres principaux de variation étant constitués par les animaux (espèce, âge, sexe...), par la taille des lots (celles réalisées avec un petit nombre d'animaux auront moins de chance de détecter statistiquement une réponse à faible dose que celles s'appuyant sur un nombre d'animaux élevé), par la durée de l'exposition et par la sélection des niveaux de doses (les doses utilisées sont souvent espacées, la valeur observée du NOAEL est donc souvent inférieure à la vraie valeur).

Une autre dose critique peut être utilisée. Il s'agit de la Benchmark dose (BMD), qui correspond à la dose (ou la limite inférieure de l'intervalle de confiance correspondant) produisant un effet critique avec une augmentation de la fréquence ou de la sévérité particulière, conventionnellement fixée à 1, 5 ou 10 %. Cette méthode est basée sur une modélisation statistique de la totalité de la relation dose-réponse (pas de perte d'information). De plus, cette dose critique permet de s'affranchir davantage, mais pas totalement, des conditions de l'expérimentation.

## Annexe 9 : Facteurs de sécurité ECETOC pour l'établissement de VTR

**Table 5: Default assessment factors recommended for substances evaluated according to the guidance provided and in the absence of substance-specific information**

Element of extrapolation	Default AF
Establishment of NOAEL	
- LOAEL to NOAEL	3
Duration of exposure	
- subacute/chronic NOAEL	6
- subchronic/chronic NOAEL	2
- local effects by inhalation	1
Route to route	
- oral to inhalation	ND
- oral to dermal	ND
Interspecies and intraspecies	
- interspecies (systemic effects)	
• mouse (scaling)	7
• rat (scaling)	4
• monkey (scaling)	2
• dog (scaling)	2
- Intraspecies (systemic effects)	5
	3 (workers)
- Interspecies (local effects by inhalation)	1
- Intraspecies (local effects)	5
	3 (workers)

ND = no default proposed

Source : ECETOC

## Annexe 10 : Résultats de l'EDR Santé de Rhodia

Source : Evaluation détaillée des risques de Rhodia

### Effets à seuil :

- Scénarii « pénétration cutanée et ingestion »

	DOSE TOTALE INGEREE légumes non lavés		INDICE DE RISQUE IR légumes non lavés		
	DJE(enfant) (mg/kg/j)	DJE (adulte) (mg/kg/j)	VTR ingestion (mg/kg/j)	IR Enfant	IR Adulte
CB	3,01E-03	1,30E-03	8,60E-02	3,50E-02	1,52E-02
ODCB	3,83E-04	1,47E-04	4,00E-01	9,58E-04	3,68E-04
PDCB	3,77E-05	1,83E-05	1,07E-01	3,53E-04	1,71E-04
1-2-3TCB	1,65E-04	7,20E-05	8,00E-03	2,08E-02	9,00E-03
ONCB	2,20E-03	8,94E-04	2,30E-01	9,56E-03	3,89E-03
MNCB	2,95E-04	1,17E-04			
PNCB	1,77E-04	7,09E-05	2,50E-02	7,06E-03	2,84E-03
ONT	2,36E-04	9,61E-05	3,75E-01	6,29E-04	2,56E-04
MNT	6,48E-05	2,68E-05			
PNT	1,07E-04	4,28E-05	1,48E+00	7,25E-05	2,89E-05
2.5 DCNB	4,34E-04	1,72E-04	8,30E-02	5,23E-03	2,08E-03
NB	4,50E-05	1,84E-05	5,00E-04	8,99E-02	3,69E-02
OCA	4,12E-05	1,68E-05			
MCA	1,28E-05	5,41E-06			
PCA	1,05E-04	4,44E-05	2,00E-03	5,25E-02	2,22E-02
2.5 DCA	1,57E-03	6,11E-04	2,50E-01	6,27E-03	2,44E-03
2.4 DNT	1,06E-04	4,28E-05	2,00E-03	5,30E-02	2,14E-02
Méta-NTFMB	1,83E-04	7,28E-05			
ONOL	1,56E-04	6,15E-05			
<b>IR Total</b>				<b>2,8E-01</b>	<b>1,2E-01</b>

- Scénario « inhalation de gaz de sols »

Scenario	Cible	C <sub>cible</sub> (mg/m <sup>3</sup> )	VTR inhalation (mg/m <sup>3</sup> )	IR
1 (extérieur)	1ères habitation	4,3E-03	5,0E-01	8,6E-03
2 (CAVE)	Puits Soleil	2,0E-04	5,0E-01	4,0E-04
<b>IR Total</b>				<b>&lt;= 8,6 E-3</b>

### Effets sans seuil

Effets sans seuil						
Durée exposition enfants: 6 ans moyennée sur 70 ans						
Durée exposition adultes: 30 ans moyennée sur 70 ans						
	DOSE TOTALE INGEREE légumes non lavés		EXCES DE RISQUE ERI légumes non lavés			
	DJE(enfant) (mg/kg/j)	DJE (adulte) (mg/kg/j)	ERU ingestion (mg/kg/j) <sup>-1</sup>	ERI enfant	ERI adulte	ERI enfant-adulte
<b>2.4 DNT</b>	9,1E-06	1,8E-05	3,1E-01	2,8E-06	5,7E-06	<b>7,4E-06</b>

## Annexe 11 : Analyses des eaux souterraines en 2004-2005 et 2007

Source : Analyses de Rhodia

	Concentrations moyennes 2004-2005 (microg/l)												
	NCB			NT			2,5DCNB	NB	CA			2,5DCA	2,4DNT
	o	m	p	o	m	p			o	m	p		
Sur site (Pz5-11m)	2611,1	378,4	917,7	213,5	13,3	62,9	406,6	48,3	47,4	5,1	21,7	9,0	6,9
Sur site (Pz5-21m)	2117,4	251,1	837,7	93,8	43,1	123,3	149,5	19,6	64,3	4,3	10,0	7,9	5,6
Sur site (Pz7-11m)	3340,6	568,6	793,9	504,6	312,7	719,6	183,3	22,8	241,2	73,8	117,6	91,3	24,8
Sur site (Pz7-21m)	9865,3	1660,4	3848,7	486,4	76,0	307,5	278,4	25,3	179,1	17,9	25,1	49,8	15,7
Gare Nord	74,8	14,1	3,7	7,3	2,2	10,8	15,7	2,2	1,2	1,3	0,9	19,6	2,0
Pz Soleil	152,7	22,1	13,9	17,7	3,6	9,4	39,4	4,9	5,2	0,9	3,5	91,2	12,1
Manurhin	22,1	1,4	0,9	2,5	0,5	0,6	1,7	0,7	0,4	0,3	4,4	1,0	0,6
Cimetière Nord	38,7	0,9	0,6	4,7	0,6	0,5	1,7	0,4	0,3	0,6	2,9	0,6	0,6
P3 Kingersheim	11,8	0,5	0,4	0,9	0,3	0,1	0,2	0,2	0,1	0,1	1,2	0,2	0,3
Illzach	0,3	0,1	0,2	0,5	0,1	0,1	0,1	0,2	0,1	0,1	0,2	0,2	0,1

	Concentrations moyennes 2007 (microg/l)												
	NCB			NT			2,5DCNB	NB	CA			2,5DCA	2,4DNT
	o	m	p	o	m	p			o	m	p		
Sur site (Pz 6)	882,0	141,7	291,3	57,8	15,3	38,7	291,7	50,0	24,7	8,3	46,7	8,3	0
Gare Nord	101,5	15,3	1,0	21,5	7,8	5,5	2,8	1,8	1,6	0	3,0	0,5	0,9
Pz Soleil	23,8	3,6	1,5	4,3	0,6	2,3	12,3	2,5	2,7	0	0,1	13,5	0,9
Manurhin	4,3	0,4	0,2	0,4	0,2	0,1	0,3	0,1	0	0	0	0	0
Cimetière Nord	4,8	0	0	0,9	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0
P3 Kingersheim	4,7	0,1	0,1	0,5	0,3	0	0	0	0	0	0	0	0
Illzach	0,5	0,0	0,1	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0

## Annexe 12 : Localisation des zones sources

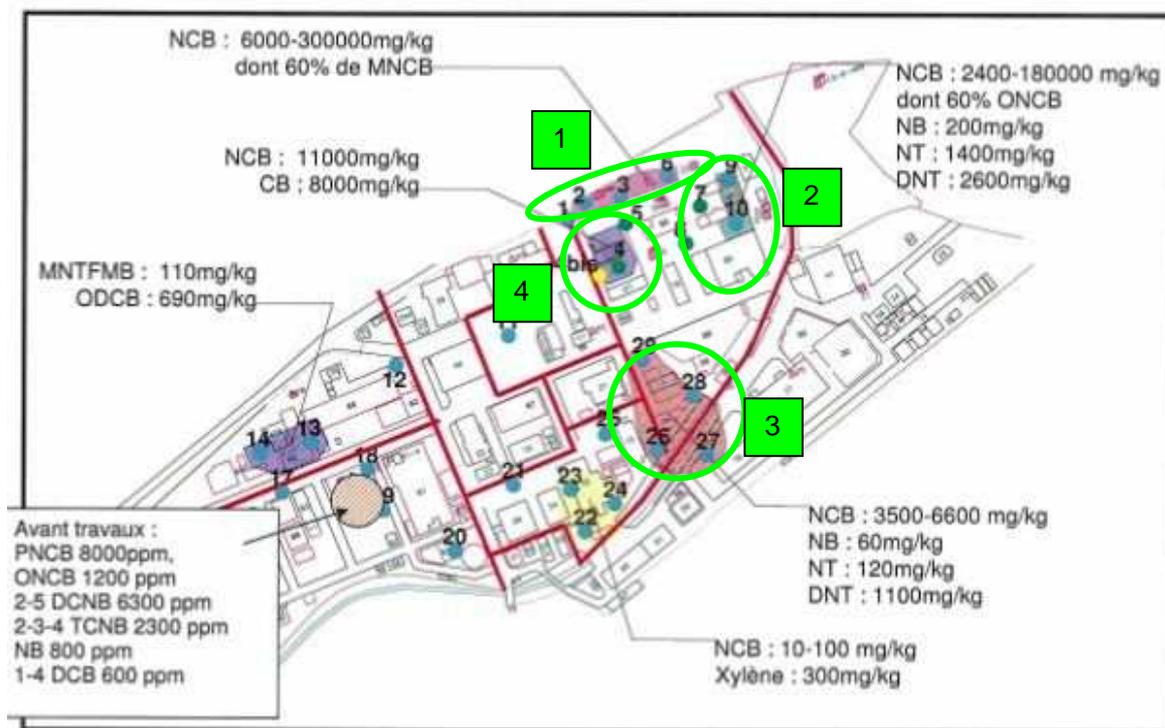


Figure 7 : Localisation des zones sources sur le site de Rhodia

Source : Diagnostic approfondi, Rhodia

### **Annexe 13 : Comparaison de méthodes de dépollution**

- Adéquation entre les traitements et les polluants

<b>Traitements</b>	<b>Polluants</b>
Venting	Organiques volatils et semi-volatils
Lavage	Organiques et métalliques
Pompage	Organiques
Stabilisation	Métalliques principalement
Confinement	Tous
Procédés biologiques	Biodégradables
Désorption thermique	Organiques volatils ou semi-volatils

- Critères économiques :

	In situ	Sur site	Hors site
Venting	20-30 €/t	50-60 €/t	?
Lavage	?	20-80 €/t	200-700 €/t
Stabilisation	40-100 €/t	40-100 €/t	/
Confinement	< 30 €/t	30-50 €/t	50-70 €/t (CET1) 75-150 €/t (CET2)
Procédés biologiques	25-50 €/t	40-50 €/t	40-70 €/t
Désorption thermique	/	45-105 €/t	60-155 €/t
Incinération	/	/	300-1300 €/t

*Source : ADEME et ASTRES*

---

## Abstract

---

The direction of industry of Alsace is in charge of numerous activities cessations because of changes in local political economy, which was dominated, in the past, by industrial sector. Rhodia Organics notifies the end of his activity in october 2007. The manufacture produced nitroaromatic coumpounds dedicated to agrochemical industry. The site is destined to an industrial or a logistic use ; it's why this polluted place should be cleaned up. Furthemore, Rhodia has induced a pollution outside of his area. This groundwater pollution by chloronitrobenzene was detected in 1986 and is still today. The aim of this study is to estimate the health impact on general population due to the polluted area of Rhodia and, secondly, to determinate a strategy for remediation.

To answer to the first aim, the approach used an health risk assessment method. The informations were obtained from Rhodia's studies and from literature. It was not possible to determine the health impact related to groundwater pollution because of the lack of informations on exposure and on toxicological reference values for chloronitrobenzene. However, this work shows the lacks of previous studies and provides qualitative elements on the dangers of pollutants.

In order to determinate the more appropriated method of remediation, three points were developped : the efficiency of the current remediation, a research about soil and water treatments and a critical analysis of the studies provided by Rhodia. Advices were made in order to guide the remediation towards the inactivation of soil sources rather than actions on groundwater. These recommendations were included in the future local rules which will required to Rhodia to do a remediation plan.