



MEMOIRE DE FIN D'ETUDES
Formation des ingénieurs du
génie sanitaire
2001 - 2002

RISQUES SANITAIRES LIES AUX FUITES DE
LIXIVIATS DES CENTRES DE STOCKAGE DE
DECHETS MENAGERS ET ASSIMILES

Présenté par :

Sabine GLANDIER

Ingénieur ISIM

Lieu de stage :

CEMAGREF – Antony

Accompagnant professionnel :

Mr. Jacques MERY

Référent pédagogique :

Mr. Jean CARRE

REMERCIEMENTS

En premier lieu, je remercie Monsieur MERY pour m'avoir donné l'opportunité de travailler sur ce sujet, au sein de l'équipe DEAN du CEMAGREF et pour ses conseils tout au long de la réalisation de ce mémoire.

Je tiens également à remercier Monsieur DUQUENNOI et Madame TOUZE FOLTZ, qui se sont montrés disponibles et m'ont épaulé dans l'étude des étanchéités des centres de stockage.

L'élaboration de ce mémoire me donne l'occasion de remercier les professeurs de l'Ecole Nationale de la Santé Publique, et tout particulièrement Monsieur CARRE qui a suivi ce mémoire.

Je n'oublie pas Monsieur GUYONNET, qui a répondu patiemment à chacune de mes questions concernant le logiciel MISP.

Enfin, j'adresse toute ma sympathie à l'équipe DEAN et aux nombreux autres stagiaires du CEMAGREF, pour l'ambiance chaleureuse et accueillante qu'ils y font régner.

RESUME

Les déchets ménagers et assimilés comprennent les déchets municipaux et les déchets non dangereux. En 1998, près de 50 % des déchets ménagers sont partis en centre de stockage, 35 % ont été incinérés, 8 % ont été recyclés et 7% ont permis une valorisation organique. L'élimination des déchets ménagers par stockage est conséquente et devrait l'être encore quelques années : l'échéance du 1^{er} juillet 2002, qui obligeait ces centres à ne recevoir que des déchets ultimes n'a pas été respectée. Malheureusement ces centres de stockage sont généralement mal perçus par la population et leur implantation devient de plus en plus difficile.

L'objectif de ce travail est d'étudier l'impact sanitaire, lié aux rejets liquides de ces centres, appelés lixiviats, qui s'infiltrent vers les ressources en eau souterraine. Une synthèse bibliographique des données qualitatives concernant les lixiviats a permis d'isoler 47 substances organiques et inorganiques toxiques. Parmi elles, 12 ont été retenus pour l'évaluation des risques : l'arsenic, le benzène, le chlorure de vinyle, le chrome, le nickel, le cadmium, le plomb, le trichloréthylène, le tétrachloroéthylène, le tétrachlorure de carbone, le toluène et le zinc. Pour la modélisation du transfert dans le sol, le logiciel MISP a été utilisé, trois cas de figure ont été envisagés : le cas d'un centre de stockage répondant à la réglementation (présence d'une géomembrane, d'un mètre d'argile à 10^{-9} m/s, puis de 5 m à 10^{-6} m/s), un centre de stockage sans géomembrane mais bénéficiant d'un contexte géologique favorable, et un cas réel, implanté dans un contexte géologique sensible. Les phénomènes de dégradation dans le sol ou de diminution de la source de pollution n'ont pas été retenus. Seuls les effets de dilution et de dispersion ont été pris en compte. L'exposition se fait par l'intermédiaire d'une nappe, qui se situe sous le centre de stockage de déchets.

L'évaluation des risques montre que seul le troisième cas de figure présente des risques sanitaires pour les riverains, notamment si un captage en alimentation en eau potable est proche du centre de stockage (500 à 1000 m). L'usage d'un puit personnel, situé à 200 m d'un centre de stockage est déconseillé si ce dernier ne répond pas aux exigences de la réglementation. Toutefois, une campagne de mesures sur le terrain serait souhaitable, afin de confirmer ces résultats et de mieux estimer les niveaux d'exposition des riverains.

Ce rapport permet de valider les progrès et améliorations apportés par la réglementation dans la conception des centres de stockage, qui sont plus sûrs et efficaces pour protéger l'environnement et la santé humaine. Il attire l'attention sur les risques que peuvent présenter les anciens sites, qui s'élève encore à 6000 en France. Enfin, un élément semble être plus préoccupant que les autres, il s'agit du chlorure de vinyle, des mesures spécifiques concernant l'élimination des plastiques pourraient être envisagées.

ABSTRACT

Health risk from exposure to groundwater contaminated with leak of leachate from municipal waste landfill

Currently in France, half of the local solid waste go to landfills. Even if some recent laws have been adopted to manage landfill waste, people still worry about landfill impact on their health. This survey aims at accessing health risks due to leachate, that contaminate groundwater. According to a bibliographical synthesis, forty seven toxic components were detected in leachate. Twelve of them were selected for the risk assessment, because of their toxicity, their mobility in the soil : arsenic, benzene, chromium, vinyl chloride, nickel, cadmium, lead, trichloroethylene, tetrachloroethylene, carbon tetrachloride, toluene and zinc. A study of these cases is made to modelize the transfert of pollutants into soil : a virtual modern site with leachate collection and composite liner which is required by the french legislation of 1997, a site without liner but with a geological context favourable, and a real site, without any barriers against contamination.

In each case, population exposures to pollutant was due to groundwater, situated under the landfill. Sources of water were public and private wells. Environmental level of pollutants in groundwater were determined with the model MISP.

This survey shows that the health risk are not negligible for the residents of landfills which don't respect the law's requirements. Moreover, measures to reduce amount of vinyl chloride should be taken, because associated risks are high ($> 10^{-6}$ for cancer risk, > 1 for hazard ratios). However, the result of this study must be completed and validated by metrological measures.

Sommaire

Liste des sigles utilisés

Sommaire des tableaux

Sommaire des figures

INTRODUCTION.....	1
<u>1 - PROBLÉMATIQUE DES FUITES DE LIXIVIATS</u>	<u>2</u>
<u>1.1 LES CENTRES DE STOCKAGE DE DÉCHETS MENAGERS ET ASSIMILÉS.....</u>	<u>2</u>
<u>1.1.1 LE CONTEXTE RÉGLEMENTAIRE FRANÇAIS</u>	<u>2</u>
<u>1.1.2 LES DÉCHETS ENTRANTS SUR LE SITE DE STOCKAGE DE DÉCHETS MÉNAGERS</u>	<u>2</u>
<u>1.1.3 LA CONFIGURATION D'UN SITE DE STOCKAGE DE DÉCHETS MÉNAGERS ET ASSIMILÉS.....</u>	<u>4</u>
<u>1.2 CARACTÉRISATION DES LIXIVIATS</u>	<u>6</u>
<u>1.2.1 LA PRODUCTION DE LIXIVIAT</u>	<u>6</u>
<u>1.2.2 L'ÉVOLUTION DE LA COMPOSITION DES LIXIVIATS</u>	<u>7</u>
<u>1.2.3 DONNÉES BIBLIOGRAPHIQUES RELATIVES À LA COMPOSITION DES LIXIVIATS</u>	<u>9</u>
<u>1.2.4 LE CAS PARTICULIER DES MICROORGANISMES</u>	<u>10</u>
<u>1.2.5 IDENTIFICATION DES DANGERS ET CHOIX DES « SUBSTANCES D'INTÉRÊT »</u>	<u>11</u> ←
<u>1.3 ESTIMATION ET REPÉRAGE DES FUITES</u>	<u>17</u>
<u>1.3.1 DENSITÉ DES DÉFAUTS ET LEURS CARACTÉRISTIQUES</u>	<u>17</u>
<u>1.3.2 ÉVOLUTION DE LA GÉOMEMBRANE À LONG TERME.....</u>	<u>18</u>
<u>1.3.3 ESTIMATION DES DÉBITS DE FUITE.....</u>	<u>18</u>
<u>2 - ETUDE DU TRANSFERT DES LIXIVIATS DANS LE SOL.....</u>	<u>22</u>
<u>2.1 GÉNÉRALITÉS SUR LE TRANSPORT DANS LE SOL.....</u>	<u>22</u>
<u>2.2 MODÈLE MATHÉMATIQUE UTILISÉ</u>	<u>22</u>
<u>2.2.1 CHOIX DU MODÈLE</u>	<u>22</u>
<u>2.2.2 PARAMÈTRES DU MODÈLE.....</u>	<u>23</u>
<u>2.3 CADRE DE LA MODÉLISATION.....</u>	<u>25</u>
<u>2.3.1 CHOIX DU CONTEXTE HYDROGÉOLOGIQUE ET DU TYPE DE CENTRE DE STOCKAGE.....</u>	<u>25</u>
<u>2.3.2 HYPOTHÈSES POUR LA SOURCE DE POLLUTION ET LE TRANSFERT DANS LE SOL.....</u>	<u>26</u>
<u>2.3.3 HYPOTHÈSES CONCERNANT LA CIBLE</u>	<u>28</u>
<u>2.4 ANALYSE DE L'INFLUENCE DE CERTAINS PARAMÈTRES</u>	<u>28</u>
<u>2.4.1 INFLUENCE DU TEMPS FIXÉ POUR LE CALCUL DE LA CONCENTRATION.....</u>	<u>28</u>

2.4.2	<u>INFLUENCE DE LA DISTANCE PAR RAPPORT À LA SOURCE :</u>	29
2.5	<u>RÉSULTATS POUR LES TROIS CAS ÉTUDIÉS</u>	30
3 -	<u>EVALUATION DES RISQUES SANITAIRES</u>	32
3.1	<u>IDENTIFICATION DU DANGER</u>	32
3.1.1	<u>VALEURS TOXICOLOGIQUES DE RÉFÉRENCE (VTR)</u>	32
3.2	<u>EVALUATION DE L'EXPOSITION</u>	34
3.2.1	<u>POPULATION CIBLE</u>	34
3.2.2	<u>VOIES D'EXPOSITION DE LA CIBLE</u>	34
3.3	<u>CARACTERISATION DU RISQUE</u>	36
3.3.1	<u>EFFETS TOXIQUES À SEUIL</u>	36
3.3.2	<u>EFFETS TOXIQUES SANS SEUIL</u>	37
3.4	<u>RÉSULTATS</u>	37
3.4.1	<u>RÉSULTATS POUR LES CAS 1 ET 2</u>	37
3.4.2	<u>RÉSULTATS POUR LE CAS 3</u>	39
3.4.3	<u>SYNTHÈSE DES RÉSULTATS</u>	41
3.5	<u>DISCUSSION</u>	42
3.5.1	<u>ORIGINE DES DONNÉES CONCERNANT LES LIXIVIATS</u>	42
3.5.2	<u>PARAMÈTRES DE LA MODÉLISATION</u>	42
3.5.3	<u>LES RELATIONS DOSE-RÉPONSE ET DOSE-EFFET</u>	44
3.5.4	<u>CONDITIONS D'EXPOSITION AUX POLLUANTS</u>	45
	CONCLUSION	46
	BIBLIOGRAPHIE	47
	SITES INTERNET	50
	ANNEXES	51

Liste des sigles utilisés

ADEME	Agence de l'Environnement et de la maîtrise de l'énergie
AEP	Alimentation en eau potable
AFSSA	Agence Française de Sécurité Sanitaire des Aliments
ATSDR	Agency for Toxic Substances and Disease Registry
CAA	Concentration admissible dans l'air
CIRC	Centre International de Recherche sur le Cancer
CREDOC	Centre de Recherche et de Documentation sur les Consommations
CSD	Centre de stockage de déchets
DEG	Dispositif d'étanchéité par géomembrane
DJA	Dose journalière admissible
ERI	Excès de Risque Individuel
ERU	Excès de Risque Unitaire
IARC	International Agency for Research on Cancer
INERIS	Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques
IRIS	Integrated Risk Information System
ITER	International Toxicity Estimates for Risks
IUR	Inhalation Unit Risk
InVS	Institut de Veille Sanitaire
LOAEL	Lowest Observed Adverse Effect Level
MRL	Minimal Risk Level
NOAEL	No Observed Adverse Effect Level
OMS	Organisation Mondiale de la Santé
QD	Quotient de Danger
TERA	Toxicology Excellence for Risk Assessment
US EPA	United States Environmental Protection Agency
USI	Unité du Système international
UV	Ultra-violets
VTR	Valeur toxicologique de référence
WHO	World Health Organization

Sommaire des tableaux

Tableau n°1 : Composition des déchets ménagers en pourcentage.....	3
Tableau n°2 : Maturité du lixiviat en fonction du ratio DBO5/DCO.....	7
Tableau n°3 : Tableau récapitulatif des valeurs de concentrations maximales retenues.....	10
Tableau n°4 : Contribution relative de chaque type de déchets à la quantité de coliformes totaux et de coliformes fécaux en pourcentage	10
Tableau n°5 : Mesure de l'éloignement par rapport à la VTR pour chaque substance.....	15
Tableau n°6 : Liste des substances retenues pour l'évaluation des risques	16
Tableau n°7 : Tableau récapitulatif des valeurs de vitesses de fuite en fonction des conditions de contact.....	21
Tableau n°8 : Coefficient moléculaire de diffusion dans l'eau pure pour certains éléments...	24
Tableau n°9 : Tableau récapitulatif, descriptif des trois cas d'étude	27
Tableau n°10 : Valeurs de dispersivité retenues pour la modélisation	28
Tableau n°11 : Tableau de synthèse des concentrations obtenues pour les trois cas d'étude, à différentes distances de la source.....	31
Tableau n°12 : Principales voies d'exposition aux contaminants et leurs organes cibles.....	32
Tableau n°13 : Valeurs toxicologique de référence des substances sélectionnées pour l'évaluation des risques.....	34
Tableau n°14 : Consommation journalière d'aliments pour un adulte et un enfant.....	35
Tableau n°15 : Tableau récapitulatif des voies d'exposition par le vecteur eau.....	36
Tableau n°16 : Comparaison des normes pour l'eau potable avec les concentrations des différents éléments, à 200 m de la source, pour les cas 1 et le cas 2.....	38
Tableau n°17 : Comparaison des normes pour l'eau potable avec les concentrations des différents éléments, aux différentes distances par rapport à la source, pour le cas 3.....	39
Tableau n°18 : Quotient de danger et excès de risque pour le cas 3, lorsque le captage AEP est à 500 m de la source.....	39
Tableau n°19 : Quotient de danger et excès de risque pour le cas 3, lorsque le captage AEP est à 1000 m de la source.....	40

Sommaire des figures

Figure n°1 : Principe du confinement d'un casier.....	4
Figure n°2 : Evolution des concentrations pour les trois cas d'étude, à 200 m de la source.....	29
Figure n°3 : Evolution de la concentration à différentes distances de la source pour le cas 2.....	30

INTRODUCTION

Premier juillet 2002 : cette échéance devait marquer la fin des décharges d'ordures ménagères. Elle n'a pas été respectée. En effet, la loi de 1992 donnait alors dix ans aux collectivités territoriales pour atteindre deux buts principaux : réduire la production d'ordures ménagères et de déchets industriels ; limiter les mises en décharge aux seuls déchets ultimes, c'est-à-dire à ceux ayant fait l'objet d'un tri et ne pouvant être valorisés "*dans les conditions écologiques et économiques du moment*". La date butoir est là et le bilan s'avère plus que mitigé. Les Français produisent de plus en plus d'ordures ménagères : 26 millions de tonnes par an. Ils ont dépassé, avec le siècle, la barre symbolique d'un kilo par jour et par personne. Même si le nombre de décharges a sensiblement diminué, la quantité de déchets ménagers et assimilés mis en décharge a peu évolué et reste de l'ordre de 50 % du total des déchets, le reste étant éliminé par incinération ou compostage. Les décharges semblent donc avoir encore, un rôle significatif à jouer pour les années à venir. Les nouvelles décharges doivent répondre aux exigences techniques de l'arrêté du 9 septembre 1997. Mais il existe encore de nombreuses décharges qui ne répondent pas à ces prescriptions : il s'agit d'une part des anciennes décharges en cours d'extension, qui doivent se mettre en conformité avec la réglementation, ce qui n'est pas toujours évident, le contexte hydrogéologique n'étant pas toujours favorable ; et d'autre part des décharges brutes et dépôts sauvages, où sont jetées les ordures, sans la moindre considération pour la réglementation, et qui sont encore plus de 6000 en France d'après le rapport de l'inspection générale de l'environnement. Ces dernières sont vouées à disparaître.

La réglementation tente de sécuriser au maximum les centres de stockage de déchets, en se préoccupant des lixiviats et du biogaz, afin d'en finir avec la mauvaise image donnée par les décharges. Mais les riverains s'interrogent fréquemment sur les effets de ces installations sur leur santé et l'ouverture de nouveaux sites ou les extensions de décharges sont de plus en plus difficiles à obtenir.

L'objectif de ce travail est d'évaluer les risques sanitaires liés aux fuites de lixiviats de ces centres de stockage. Nous avons choisi d'étudier trois cas de figure, en relation avec le contexte actuel français : un centre de stockage répondant aux exigences de la réglementation, un centre de stockage ne disposant pas de géomembrane mais d'une barrière passive, et enfin le cas réel d'une ancienne décharge ne répondant pas à la réglementation. Cette étude semi-générique a été menée de la façon suivante : après avoir cerné la problématique des fuites de lixiviats, des substances toxiques présentes dans les lixiviats ont été sélectionnées et suivies dans leur transfert dans le sol jusqu'à atteindre un aquifère. De là la démarche d'évaluation des risques a été déroulée.

1 - PROBLEMATIQUE DES FUITES DE LIXIVIATS

1.1 LES CENTRES DE STOCKAGE DE DECHETS MENAGERS ET ASSIMILES

1.1.1 Le contexte réglementaire français

L'autorisation d'exploiter un centre de stockage de déchets ménagers et assimilés relève de plusieurs textes réglementaires :

- ↳ De la loi du 19 juillet 1976 sur les Installations Classées pour la Protection de l'Environnement,
- ↳ De la loi du 13 juillet 1992 sur la gestion des déchets qui modifie la loi du 15 juillet 1975, et de la circulaire et de l'instruction technique de 1987,
- De l'arrêté du 31 décembre 2001 modifiant l'arrêté du 9 septembre 1997 relatif aux décharges existantes et aux nouvelles installations de stockage de déchets ménagers et assimilés, suite à l'application en France de la directive européenne d'avril 1999 sur la mise en décharge des déchets.

La nomenclature, du décret du 20 mai 1953, relative aux Installations Classées pour la Protection de l'Environnement (ICPE) indique que les décharges d'ordures ménagères et autres résidus urbains sont soumises à autorisation et sont répertoriées dans la rubrique n°322.

La loi du 13 juillet 1992 pose les principes de la gestion des déchets en France. Elle imposait que les installations de stockage ne devraient recevoir que des déchets ultimes à partir du ^{1^{ier}} juillet 2002.

L'arrêté du 9 septembre 1997 renforce les prescriptions techniques pour les centres de stockage, notamment au niveau des étanchéités.

1.1.2 Les déchets entrants sur le site de stockage de déchets ménagers

A l'heure actuelle, les déchets entrants sur les sites de stockage sont bien identifiés.

L'arrêté du 31/12/2001 propose dans une annexe une liste de déchets admissibles et une liste de déchets interdits. Les substances chimiques non identifiées et/ou nouvelles viennent compléter la liste des déchets interdits par l'arrêté du 9/09/1997.

Les déchets admis sont répartis en deux catégories. Les déchets de la catégorie D ont un comportement fortement évolutif en cas de stockage, les lixiviats sont chargés et du biogaz est produit. Le caractère polluant de ces déchets peut être réduit. Les déchets de la catégorie E ont un comportement peu évolutif, leur capacité de dégradation biologique est faible, et leur caractère polluant modéré.

A leur arrivée au centre de stockage, les déchets font l'objet d'une vérification de l'existence d'une information préalable ou d'un certificat d'acceptation préalable ou d'un document requis par le règlement CEE, d'un contrôle visuel et d'un contrôle de non radioactivité. En cas de non-conformité, le chargement est refusé. Les déchets proviennent de circuits de collecte bien identifiés.

La composition des déchets ménagers, en pourcentage, est la suivante :

<i>Déchets putrescibles</i>	29
<i>Papiers / cartons</i>	25
<i>Verre</i>	13
<i>Plastiques</i>	11
<i>Métaux</i>	4
<i>Autres</i>	18

Tableau n°1 : Composition des déchets ménagers en pourcentage, Source : ADEME.

Les centres de stockage de déchets ménagers et assimilés reçoivent les déchets issus de l'activité domestique des ménages, qui représentent 22 millions de tonnes en France, soit en moyenne 365 kg / habitant / an et les déchets non ménagers, collectés dans les mêmes conditions que les déchets ménagers.

Les déchets dangereux des déchets ménagers ne sont pas admis dans les centres de stockage de déchets ménagers et assimilés, ils sont collectés spécifiquement pour être si possible revalorisés.

Ces déchets dangereux peuvent être :

- Explosifs ou corrosifs quand il s'agit d'acides,
- Toxiques ou irritants quand ils proviennent d'ammoniaque ou de résines,
- Facilement inflammables.

Les déchets ménagers dangereux sont très divers et représentent moins de 1% des ordures ménagères, les huiles de vidanges étant non comprises. Ils comprennent essentiellement :

- des piles et accumulateurs usagés,
- des déchets de peinture, décapants et solvants,
- des huiles de vidange,
- des produits phytosanitaires.

Cas particulier des piles et des batteries, sources de métaux lourds .:

Concernant l'utilisation des piles et accumulateurs par les ménages, le décret du 12 mai 1999 impose aux distributeurs, détaillants ou grossistes, de ces produits, de reprendre gratuitement les piles ou accumulateurs usagés. Les fabricants, importateurs, etc., concernés sont, quant à eux, tenus de récupérer et d'éliminer les piles et accumulateurs en

fin de vie collectés par les distributeurs ou les communes. Cette réglementation vise à favoriser et faciliter la récupération de ces piles et accumulateurs. Ces produits collectés doivent être traités dans des installations autorisées avec priorité au recyclage et mise en œuvre d'un suivi des tonnages aux différentes étapes de la filière.

La masse de piles consommées par an en France est d'environ 26 500 tonnes, elle est proche de 4 500 tonnes pour les accumulateurs portables (aspirateurs, alarmes, etc.) et d'environ 220 000 tonnes pour les accumulateurs non portables (véhicules, à usage industriel, etc.). Les flux de piles et accumulateurs usagés sont, quant à eux, mal connus. Aussi, un projet d'arrêté, à paraître prochainement, impose aux acteurs concernés par le traitement de ces déchets de communiquer au ministère chargé de l'environnement les informations relatives à la mise sur le marché, la collecte et le traitement des piles et accumulateurs.

1.1.3 La configuration d'un site de stockage de déchets ménagers et assimilés

Sur les sites de stockage actuels, la zone à exploiter est divisée en casiers, eux même le plus souvent subdivisés en alvéoles. La réalisation de ces casiers permet de restreindre les risques de nuisances, de pollution des eaux souterraines et superficielles à des entités spatiales réduites. Chaque casier est une entité hydrauliquement indépendante.

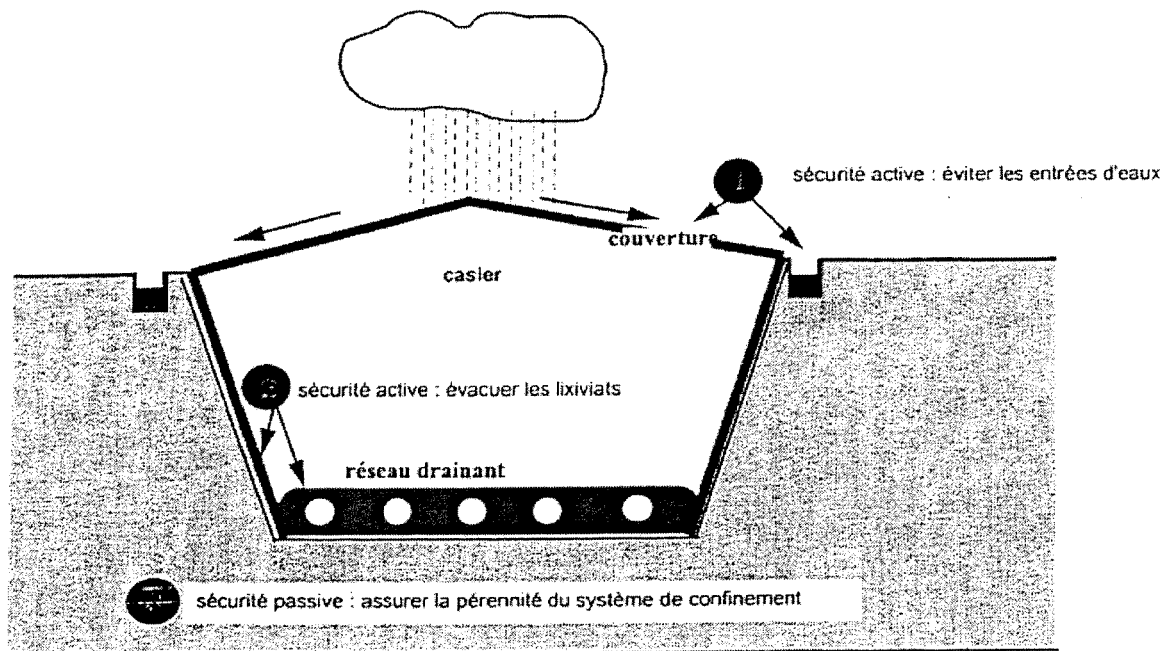


Figure n°1 : Principe du confinement d'un casier [1].

L'arrêté du 9 septembre 1997 prévoit deux niveaux de sécurité : la sécurité active (la géomembrane) qui prévient et évite les risques de pollution et la sécurité passive (le sol) qui minimise les effets d'une pollution en cas de défaillance de la première. Il exige qu'une géomembrane ou un dispositif équivalent soit présent sur le fond et les flancs de chaque casier du centre de stockage. Le rôle de cette géomembrane est d'assurer une indépendance hydraulique, le drainage et la collecte des lixiviats et d'éviter la sollicitation de la barrière passive. Pour cela, elle est surmontée d'une couche de drainage. L'ensemble de l'installation de drainage et de collecte des lixiviats doit être conçu pour limiter la charge hydraulique à 30 cm en fond de site (art. 18 de l'arrêté du 9/09/1997).

1.1.3.1 Les matériaux d'étanchéité

Les matériaux d'étanchéité sont de deux types : les géomembranes et les argiles, qui constituent ensemble les étanchéités composites.

1.1.3.1.1 les géomembranes

Elles sont manufacturées avec une épaisseur minimale de 1 mm et conditionnées en rouleaux de largeur supérieure à 1,5 m. Ces rouleaux doivent être soudés ou collés entre eux pour assurer la continuité de l'étanchéité. Les géomembranes peuvent être bitumineuses ou de synthèse.

Les géomembranes bitumineuses sont élaborées par l'imprégnation d'un géotextile, produit textile synthétique sous forme de nappe perméable, par du bitume oxydé ou polymère.

Les géomembranes de synthèse sont élaborées à partir de résines (30 à 98%), d'adjuvants tels que les anti ultra-violets (UV) ou anti-oxydants et parfois d'un autre polymère. Le noir de carbone est un des anti-UV utilisés; c'est lui qui confère leur couleur noire à certaines géomembranes.

1.1.3.2 L'étanchéité passive constituée d'argiles

Les argiles sont situées à l'aval hydraulique direct de la géomembrane. Dans l'hypothèse d'une fuite, ce matériau sera sollicité. Elles constituent la barrière de sécurité passive, qui doit être constituée d'une couche de perméabilité à 1.10^9 m/s sur une épaisseur minimale d'un mètre, reposant sur une couche de perméabilité à 1.10^6 m/s sur au moins cinq mètres.

Si le contexte géologique du site ne répond pas à ces prescriptions, des mesures compensatoires doivent être prises.

Afin de garantir un transfert minimum vers le milieu environnant, l'argile est compactée lors de sa mise en place. Les minéraux argileux présentent un pouvoir d'arrêt important par rapport à de nombreux polluants compte tenu de leur structure cristalline. La rétention peut se faire par échange ou par adsorption. La rétention d'un polluant est fonction de sa nature,

de sa charge et du type d'argile. Dans le cas des molécules, la symétrie de celle-ci sera favorable à leur adsorption. Pour les molécules organiques, l'adsorption la moins bonne concerne les molécules comportant moins de 4 atomes de carbone. Les complexes non polaires seront peu arrêtés. Les cations se fixent sur les particules d'argile chargées négativement. Les anions non retenus par l'argile migreront plus facilement vers la nappe. L'argile joue également un rôle de catalyseur pour certaines réactions d'hydrolyse. (exemple : catalyse de l'hydrolyse du parathion par la kaolinite.) Elle a un pouvoir épurateur.

1.2 CARACTERISATION DES LIXIVIATS

De nombreux facteurs influent sur la quantité et la qualité des lixiviats :

- ↳ des conditions environnementales : les paramètres climatiques (précipitation, évapotranspiration, ...) seulement, la géologie, l'hydrogéologie et la topographie du site étant maîtrisés puisque le site est choisi selon ces critères,
- ↳ la nature du déchet,
- ↳ des conditions d'exploitation : le mode d'enfouissement, la phase d'avancement du site, le matériau de la couverture finale, la couverture végétale,
- ↳ des phénomènes de réactions physiques, chimiques et biologiques, qui s'opèrent dans la masse des déchets et génèrent les lixiviats en fonction de l'âge des déchets.

1.2.1 La production de lixiviat

Selon le petit Robert, la lixiviation est « le passage lent d'un solvant à travers une couche de substance pulvérisée pour extraire les constituants solubles ». Ici, le solvant est l'eau, provenant des précipitations et des déchets eux mêmes, qui mobilise les constituants solubles de la masse de déchets. La composition des lixiviats est donc fonction de l'accès de l'eau aux déchets, de la nature des déchets et de la solubilité des constituants des déchets. La mobilisation des éléments se fait par une mise en solution et par un entraînement mécanique (particules en suspension, colloïdes, ...). Elle dépend de la solubilité des éléments, qui est fonction du pH.

Les métaux lourds sont apportés par les plastiques (Cd), les piles et les batteries (Hg, Zn, Mn, Ni, Pb), les ferrailles (l'acier galvanisé est très abondant) (Pb), le caoutchouc (Zn), le cuir (Cr), des verres (Cr), du textile (Cu, Zn), des papiers, cartons (Pb, Cu, Cr) [2]. Les substances organiques ont pour origine les peintures, les solvants, les produits d'entretiens et la dégradation de la matière organique des déchets.

Les auteurs s'accordent sur le fait que ce sont les réactions de biodégradation de la matière organique des déchets qui ont le plus d'influence sur la composition des lixiviats. Ces

réactions sont l'hydrolyse, l'oxydation aérobie puis anaérobie de la matière organique, l'acidogénèse, l'acétogénèse, la méthanogénèse. Chaque ensemble de micro-organismes utilise comme substrats les produits formés par les précédents. Les produits intermédiaires (acides gras, alcools, acétate, ...) qui ne sont pas totalement métabolisés sont transportés par l'eau et se retrouvent dans le lixiviat. Les produits finaux de la biodégradation sont des sulfures, qui précipitent généralement avec les métaux, de l'hydrogène et un mélange de méthane (20%) et de dioxyde de carbone (60 à 75%) [2]. La succession de ces réactions de biodégradation, et l'évolution des éléments présents dans les lixiviats, sont détaillés en annexe 1.

Il est admis que la phase d'acidogénèse concerne les lixiviats de moins de 5 ans, tandis que la phase de méthanogénèse concerne les lixiviats de plus de 5 ans.

A noter que la concentrations de certains éléments dans les lixiviats ne varient pas entre les deux phases, d'après Ehrig (1989). Ces éléments sont : les chlorures, le sodium, le potassium, l'alcalinité, l'ammonium, l'azote total, le phosphore total, les nitrates et nitrites, l'arsenic, le cadmium, le cobalt, le nickel, le plomb, le chrome, le cuivre, le mercure.

Le rapport entre la DBO5 et la DCO renseigne sur la biodégradabilité de la matière organique et donne donc une indication de maturité du lixiviat [6] :

Tableau n°2 : Maturité du lixiviat en fonction du ratio DBO5/DCO

Ratio DBO5 / DCO	Signification
>0.5	Jeune, instable
0.1 – 0.5	Modérément stable
< 0.1	Vieux, stable

Même si certaines équations de thermodynamique permettent d'estimer les concentrations qui « devraient » se trouver en solution, en l'état actuel des connaissances scientifiques, il est impossible de prévoir de façon précise l'évolution des concentrations [2]. Il est donc nécessaire de se référer aux analyses de lixiviats existantes pour en connaître la composition.

1.2.2 L'évolution de la composition des lixiviats

Cette composition peut évoluer d'une part par épuisement du potentiel polluant lixiviable des déchets, et d'autre part lors de son transfert dans le sol.

Belevi et Al. [7] se sont intéressés au potentiel lixiviable des déchets. En considérant que ce potentiel n'est pas infini, ils proposent un modèle pour estimer le comportement à long terme des éléments (métalliques ou non) constituant les lixiviats. Pour estimer la quantité

d'éléments lixiviables des déchets, ils réalisent quatre lixiviations sur des échantillons et mesurent les concentrations à chaque fois. Les concentrations extraites sont bien décroissantes au fur et à mesure des lixiviations, sauf pour le plomb et le fer qui présentent des concentrations plus fortes à la deuxième lixiviation qu'à la première.

Ils s'intéressent à la période qui suit la phase intense de réactions, qu'ils estiment à 10 ans. En effet, ils considèrent qu'après 10 ans, la principale voie d'exportation des polluants est celle empruntée par les lixiviats et non plus celle du gaz.

Pour modéliser l'évolution des composants du lixiviat, ces auteurs proposent une loi exponentielle de premier ordre pour décrire la décroissance de la source, du type :

$$C = C_0 * e^{-kt}$$

Avec C_0 , la concentration initiale de l'élément dans le lixiviat,

et k , la constante de décroissance, déterminée expérimentalement.

En considérant comme valeur limite de concentration, les normes de qualité de l'eau de surface, ils calculent le temps nécessaire pour atteindre ces concentrations au niveau du lixiviat, temps à partir duquel on peut considérer que le lixiviat n'a plus d'impact sur l'environnement. Nous ne citerons pas ces estimations de temps puisqu'elles correspondent à des concentrations initiales plus faibles que celles que nous avons retenues, déterminées expérimentalement sur un petit nombre d'échantillons, et que la concentration finale visée ne correspond pas à des critères de protection de la santé humaine mais à des critères de protection de l'environnement. De cette étude, nous retiendrons le fait que l'hypothèse d'une source décroissante de façon exponentielle est acceptable.

Des phénomènes d'atténuation du lixiviat dans le sol existent : la filtration mécanique qui agit sur les particules en suspension, la précipitation et la co-précipitation pour les métaux lourds, l'adsorption qui dépend de la capacité d'échange cationique du sol, la dilution et la dispersion, l'activité microbiologique qui utilisent certains composants du lixiviat, la volatilisation pour les composés à forte tension de vapeur. Comme nous l'avons précisé précédemment, l'argile joue un rôle important en terme de rétention.

L'adsorption correspond à un transfert de masse depuis la phase liquide vers la phase solide. Elle est représentée par un coefficient de partage liquide-solide, généralement noté K_d . Ce partage dépend de la spéciation des espèces et de la compétition entre elles pour les sites d'adsorption. L'adsorption est supposée instantanée et réversible.

Il existe également des phénomènes de précipitation au niveau du réseau de drainage, au dessus de la géomembrane.

Ces phénomènes ne seront pas pris en compte par la suite, ils ne sont donc cités ici que pour mémoire. Il en résulte que les concentrations prises en compte dans notre évaluation des risques sont majorées. S'il s'avère que le risque sanitaire est négligeable, il le sera

d'autant plus que certains éléments sont atténués lors de leur transfert dans le sol et dans l'aquifère. En revanche, si le risque sanitaire est non négligeable, il sera nécessaire de tenir compte de ces atténuations, afin d'avoir des concentrations plus proches de la réalité.

1.2.3 Données bibliographiques relatives à la composition des lixiviats

Avant toute chose, il est nécessaire de rappeler que seuls les composants majeurs des lixiviats sont connus. Un tableau récapitulatif des valeurs de concentrations rencontrées pour différents paramètres est présenté en annexe 2. Certaines études ne précisent pas la nature des déchets stockés. Des déchets industriels ont pu être mélangés avec des déchets ménagers, notamment dans les centres de stockage américains.

Compte tenu du nombre restreint de valeurs de concentrations d'éléments présents dans les lixiviats, dont l'origine est exclusivement liée à la présence de déchets ménagers et assimilés, la synthèse retient des valeurs où un mélange a pu être fait. Ces substances peuvent se retrouver dans les ordures ménagères mais en plus petites quantités que dans les déchets d'origine industrielle. Ce choix s'inscrit parfaitement dans le cadre de l'approche maximaliste qui a été retenue pour cette étude.

Toutefois, afin de ne pas retenir des valeurs trop élevées, aberrantes par rapport aux autres (exemple : As = 1600 mg/l), dans la mesure où l'on s'intéresse aux centres de stockage de déchets ménagers, une critique des valeurs a été faite et certains maximums n'ont pas été retenus. Ces valeurs peuvent avoir également comme origine des interférences analytiques ou un déversement accidentel. Le tableau 3 présente les valeurs maximales qui ont été retenues à la place de celles qui paraissaient incohérentes, issues de la synthèse bibliographique.

La révision des maximums repose sur deux critères principaux :

- ↳ la cohérence de cette valeur par rapport aux autres valeurs : par exemple, si toutes les valeurs de la littérature sont de l'ordre de grandeur de 10^{-3} et qu'il n'y en a qu'une à 10^{-1} , cette dernière ne sera pas retenue,
- ↳ la nature du centre de stockage dont elle est issue. Les valeurs issues des centres de stockage où un mélange avec les déchets industriels n'a pas eu lieu aura plus de poids que les autres valeurs.

Tableau n°3 : Tableau récapitulatif des valeurs maximales de concentration retenues.

PARAMETRES	Maximum (mg/l)	Maximum révisé (mg/l)	PARAMETRES	Maximum (mg/l)	Maximum révisé (mg/l)
Arsenic	1600	0,133	Benzène	1630	1,63
Barium	12,5	2,25	Chloroforme	1,3	0,03
Cadmium	17	0,4	1,1-Dichloroéthane	44	4,12
Chlorure	11375	5000	1,2-Dichloroéthane	11	1,03
Chrome	22,5	0,1	Dichlorométhane	58,2	0,44
Fluor	40	1,3	Ethylbenzène	4,9	1,68
Fer	42000	5500	Isophorone	16	0,52
Mercure	1000	0,16	Phénol	28,8	2,17
Nickel	79	13	Tannin + Lignin	1940	264
Nitrate	845	35	1,1,1-trichloroéthane	26,6	3,81
Plomb	14,2	5	Trichloroéthylène	15	0,4
Sélénium	14900	7	Xylène	3,01	0,32

1.2.4 Le cas particulier des microorganismes

Un centre de stockage de déchets ménagers et assimilés est un milieu riche en microorganismes, tant en nombre qu'en espèces, mais seule une faible part d'entre eux peut s'avérer pathogène pour l'homme. Les changes souillés de matières fécales par exemple sont des déchets ménagers qui peuvent contenir des microorganismes pathogènes. Fedorak et Al . [14] cite Pahren (1987) qui a estimé que les déchets étaient constitués de 1% de changes jetables souillés. Il a également évalué la contribution des déchets vis-à-vis de la présence des coliformes totaux et fécaux.

Au regard du tableau suivant, on peut noter qu'une quantité non négligeable de microorganismes sont transportés par les déchets.

Tableau n°4 : Contribution relative de chaque type de déchets à la quantité de coliformes totaux et de coliformes fécaux, en pourcentage [14].

Déchets	Contribution au nombre de coliformes totaux	Contribution au nombre de coliformes fécaux
Papiers	33.2 à 66.4 %	13.5 à 29.5 %
Déchets verts	18.3 à 18.8 %	6 %
Couches	0.06 à 4.5 %	0.6 à 35.9 %
Textiles	6 %	-
Fines (<2.54 cm)	1 à 8.2 %	42.6 %
Déchets alimentaires	2.1 à 19.6 %	2.9 à 8.4 %
Métaux	néant	10.5 %
Verres	néant	4.3 %
Caoutchouc et cuir	néant	10.6 %

Il faut toutefois savoir que les lixiviats contiennent quant à eux des microorganismes en très faibles quantités et leur décroissance y est rapide. Les lixiviats sont des milieux peu favorables aux germes [14]. Les quantités suivantes dans la composition des lixiviats ont été observées [12] :

- ❖ Streptocoques fécaux : 0.1 à 3 million CFU ml⁻¹
- ❖ Coliformes fécaux : 0.1 à 100 000 CFU ml⁻¹
- ❖ Coliformes totaux : 0.1 à 100 000 CFU ml⁻¹

La composition en germes pathogènes n'étant pas connue précisément, il est difficile à l'heure actuelle de faire une évaluation des risques sanitaires liée aux microorganismes.

1.2.5 Identification des dangers et choix des « substances d'intérêt »

Il s'agit de sélectionner les éléments à inclure dans l'évaluation des risques, à partir de l'ensemble des données recueillies précédemment. Cette étape est décisive car elle amène à considérer ou à exclure des molécules pouvant avoir un impact sanitaire. Ce choix sélectif a pour conséquence que la caractérisation du risque qui en découle ne peut être une estimation du risque réel global encouru. Pour toutes ces raisons, cette sélection doit être explicite et reposer sur des critères clairs, pour assurer la transparence de la démarche. Avant de présenter le crible qui a été mis en œuvre dans ce rapport, une présentation de méthodologies qui ont été utilisées pour sélectionner des substances est réalisée.

1.2.5.1 Travaux similaires ayant abouti à des sélections de polluants

L'USEPA (1992) [18] a retenu, parmi 100 composés retrouvés dans les lixiviats de décharges américaines, 8 composés qui peuvent présenter un danger pour la santé humaine. Il s'agit de l'antimoine, l'arsenic, le chlorure de méthylène, le chlorure de vinyle, le fer, le phénol, le tétrachlorure de carbone, le 1.1.2.2-tétrachloroéthane. Rappelons que les décharges américaines ont pu recevoir des déchets d'origine industriels. De ce fait, cette sélection ne répond pas à notre cadre d'étude.

En revanche, les travaux d'Assmuth (1992) [17] nous intéressent directement puisqu'ils ont porté sur les effluents liquides de 43 décharges. L'étude porte plutôt sur les métaux lourds, dont il donne une liste, où les métaux sont classés par ordre de quantité décroissante dans les lixiviats : Zn (90 à g/l), Co, Cu, Cr, Ni, Pb, Cd, Hg (<0.05 à g/l). Il note la grande variabilité de ces concentrations entre sites et au sein d'un même site au cours du temps. Il constate le peu de différences entre les concentrations en COV relevées sur les sites de stockage de déchets industriels et celles mesurées sur les décharges de déchets ménagers. Ces critères de sélection reposent sur des indices de risques sanitaires et environnementaux. Les substances ayant le plus fort indice, basé sur la distribution de la concentration dans les

lixiviats et la cancérogénéité sont : les PCB, le 1,2 dichloroéthane, le chrome, le dieldrin. Cette approche ne tient pas compte du potentiel d'exposition, et ne retient que les substances cancérigènes.

Nuesslein et al. (1994) [16] en Allemagne, ont adopté une stratégie proche de celle de l'ATSDR, et se sont occupés des sols pollués. L'ATSDR est l'organisme qui a en charge les problèmes de sols pollués aux Etats-Unis. La nature des polluants de ces sols est différente de celle apportée par les lixiviats, ce qui rend cette étude plus éloignée du contexte des centres de stockage. Ils ont combiné dans leurs critères de sélection les données toxicologiques et les données concernant le potentiel de transfert du polluants vers les eaux. La tête de classement de leur liste est à peu près similaire à celle de l'ATSDR. A noter la présence en plus du fluor, du brome et du phénol.

L'ADEME (1996) [19] préconise de retenir pour évaluer l'impact des lixiviats sur les eaux les éléments suivants : l'argent, le cadmium, le chrome, le cuivre, le fer, le mercure, le nickel, le plomb, le zinc, le benzène, le toluène, le xylène, les phénols, les pesticides, les solvants, les acides gras volatils et les coliformes totaux. Cette étude n'est pas destinée à l'évaluation des risques sanitaires : elle semble mieux adaptée pour une évaluation de l'impact environnemental.

Cette sélection considère des molécules non dangereuses pour la santé, tels que les acides gras volatils et l'argent. De plus, ce guide concerne les anciennes décharges : en effet, il n'est pas nécessaire de retenir les pesticides dans la mesure où les décharges accepteront de moins en moins les déchets fermentescibles (dont font partis les déchets verts, support de pesticides) depuis le premier juillet 2002. En effet, le Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable souhaite développer le traitement biologique de la matière fermentescible, notamment par compostage, afin de réduire les quantités de déchets qui partent à l'incinération ou au stockage. Toutefois, il subsiste le problème des emballages ayant contenu des pesticides, détenus par les ménages.

Manca et al. (1997) [15] ont retenu des polluants traceurs des centres de stockage des ordures ménagères. En appliquant la démarche d'évaluation des risques, ils ont obtenu des excès de risque et des ratios de danger, qui pour certaines substances sont supérieurs aux seuils qu'ils s'étaient fixés (0.1 pour les QD et 10^{-6} pour les excès de risque). Les voies d'exposition sont les suivantes : l'ingestion de sol ou de produits du jardin contaminés par le dépôt de particules, l'inhalation de particules, le contact cutané par le biais du sol contaminé. L'exposition est calculée au temps $t = 20$ ans, au moment du maximum d'émission du centre de stockage. Les calculs de risque sont réalisés pour des cibles qui se situent en limite de

propriété jusqu'à 20 km autour du site. Pour les émissions liquides, ils observent que le chlorure de vinyle et le 1,1 dichloroéthane sont les substances pour lesquelles l'excès de risque est supérieur aux seuils.

Force est de constater que les critères de sélection sont nombreux et que les résultats des différentes études varient. Chaque critère est justifiable, dans un contexte donné. Les paragraphes suivants décrivent la méthode qui a été définie pour la sélection des éléments dangereux dans ce rapport.

1.2.5.2 Recherche de la toxicité des éléments présents dans les lixiviats

Les effets des substances sur la santé sont de plusieurs types : effets aigus, sub-chroniques, chroniques ; effets locaux systémiques ; effets cancérigènes ; effets tératogènes et effets sur la reproduction.

Afin de connaître la toxicité des différents éléments, les bases de données toxicologiques suivantes ont été consultées : IRIS (USEPA), ATSDR, IARC (OMS), HEALTH CANADA, TERA. Elles présentent les valeurs toxicologiques pour les effets cancérigènes et non cancérigènes, pour des expositions chroniques. Seule la base de l'ATSDR propose des valeurs pour des expositions subchroniques ou aiguës. La signification des valeurs toxicologiques est développée dans la partie 3, destinée à l'évaluation des risques sanitaires.

1.2.5.3 Choix des substances à retenir pour l'évaluation des risques

Il ne s'agit pas ici de retenir seulement les substances cancérigènes ou les plus toxiques. Le choix des polluants doit se faire certes en fonction de leur toxicité, mais aussi en tenant compte de la quantité émise, des relations dose-effets, de la voie d'exposition et de leur comportement dans l'environnement. Il peut être également considéré la tendance de l'élément : va-t-il être de plus en plus présent dans les centres de stockage ou au contraire sa quantité va-t-elle diminuer ? Un élément peut aussi être choisi afin de répondre à une préoccupation de la population (dioxine, pesticides, ...).

Dans la liste d'éléments présents dans les lixiviats, établie grâce à une revue de la littérature, 47 éléments sont reconnus toxiques, cancérigènes ou non, à des doses très variables, par ingestion et/ou inhalation. Ces substances figurent dans le tableau 4.

La fréquence de repérage de certains composés organiques

Les substances organiques peuvent être présentes dans les lixiviats d'ordures ménagères mais en petite quantité.

Concernant les éléments qui pourraient avoir comme origine des déchets industriels, il sera tenu compte de la fréquence de leur détection pour valider leur prise en compte dans l'évaluation des risques.

Le terme « facteur par rapport à la VTR »

Dans le tableau 5 figure un terme « facteur » qui permet d'estimer l'éloignement de la valeur source par rapport à la valeur toxicologique de référence (VTR). En effet, les concentrations de certaines substances sont déjà inférieures à leur VTR (exemple : le formaldéhyde, par voie d'ingestion). Si elles ne sont pas cancérogènes, elles sont éliminées dès cette étape (exemple : le trichlorofluorométhane).

Afin de quantifier cet écart entre la concentration source et la VTR, la concentration a été divisée par la VTR. Nous retenons le logarithme arrondi de cette valeur pour que la comparaison entre les valeurs ainsi obtenues soit plus parlante : ce nombre est ce que nous appelons le facteur par rapport à la VTR. Prenons l'exemple du chlorure de vinyle, la valeur de sa concentration est de 5.57 mg/l et il a comme valeur toxicologique de référence pour l'ingestion : 0.0003 mg/kg/jr. Le calcul de la dose ingérée à partir de la concentration dans le milieu sera explicitée dans le paragraphe 3.2 concernant l'exposition. Etant donné que toutes les concentrations seront modifiées de la même façon, nous ne réaliserons pas ici ces calculs de doses, le facteur reste donc valable pour comparer les substances entre elles.

$$\text{Facteur} = \log (5.57/0.0003) = 3$$

Une valeur inférieure à 1 traduit le fait que la concentration est déjà inférieure à la valeur seuil. En revanche, lorsque la valeur du facteur est supérieure à 1, la concentration est supérieure à la valeur seuil. On en déduit que plus le facteur est élevé, plus la substance présente des risques d'avoir un impact sur la santé.

L'exposition aux polluants peut se faire soit par ingestion, soit par inhalation, soit des deux façons, d'où la présence de VTR pour l'exposition par ingestion, désignée par VTR I et de VTR pour l'exposition par inhalation, signalée par VTR H dans le tableau 5.

Tableau 5 : Mesure de l'éloignement par rapport à leur(s) VTR pour chaque substance.

	MAX mg/l	VTR I mg/kg.jr	VTR H mg/m ³	Facteur par rapport aux VTR	
				I	H
Cancérogène					
Arsenic inorganique	0,133	3.10 ⁻⁴		3	
Benzène	1,63				
Chlorure de vinyle	5,57	3.10 ⁻⁴	1.10 ⁻¹	3	2
Chrome VI	0,1	3.10 ⁻³	3.10 ⁻⁴	2	3
Nickel, sels solubles	13	2.10 ⁻²	2.10 ⁻⁴	3	5
Cancérogène probable					
Beryllium	2,25	1.10 ⁻³	2.10 ⁻⁵	3	5
Cadmium inorganique	0,4	2.10 ⁻⁴		3	
1,2-dichloroéthane	1,03		3		0
Dichlorométhane	0,483	6.10 ⁻²		1	
Formaldéhyde	0,0014	2.10 ⁻¹	1.10 ⁻²	0	0
Plomb	5	3,5.10 ⁻³		3	
Trichloroéthylène	0,4	2,4.10 ⁻²		1	
Tétrachloroéthylène	0,7	1.10 ⁻²	2.10 ⁻¹	2	1
Tétrachlorure de carbone	0,995	7.10 ⁻⁴		3	
Toxique par ingestion et inhalation					
Acétone	13	1.10 ⁻¹	30	2	0
Chlorobenzène	0,911	2.10 ⁻²	1.10 ⁻²	2	2
Ethylbenzène	1,68	1.10 ⁻¹	1	1	0
Manganèse	1500	1,4.10 ⁻¹	5.10 ⁻⁵	4	7
Méthyl éthyl cétone	37	6.10 ⁻¹	1	2	2
Naphthalène	0,202	2.10 ⁻²	3.10 ⁻³	1	2
Toluène	18	2.10 ⁻¹	4.10 ⁻¹	2	2
Xylène	0,32	2	6.10 ⁻¹	0	0
Toxique par ingestion ou inhalation					
Barium	4,7	7.10 ⁻²		2	
Bore	0,36	9.10 ⁻²		1	
Cyanure	6	2.10 ⁻²		2	
Dibromochlorométhane	0,16	2.10 ⁻²		1	
Di-n-butyl phtalate	0,54	1.10 ⁻¹		1	
Dichlorodifluorométhane	2,9	1.10 ⁻¹		1	
1,1-dichloroéthylène	0,11	9.10 ⁻³		1	
Diéthylphthalate	0,33	8.10 ⁻¹		0	
Endrin	0,05	3.10 ⁻⁴		2	
Fluoranthène	0,723	4.10 ⁻²		1	
Fluorène	0,0326	4.10 ⁻²		0	
Fluorotrichlorométhane	0,183	1.10 ⁻¹		0	
Hexane	0,07		2.10 ⁻¹		0
Isophorone	0,52	3.10 ⁻¹		0	
Mercure	0,16		3.10 ⁻⁴		3
Nitrite	35	1.10 ⁻¹		3	
Nitrate	845	1,6		3	
Phénol	2,17	6.10 ⁻¹		1	
Sélénium	7	5.10 ⁻³		3	
1,1,2-trichloroéthane	7,13	4.10 ⁻³		3	
Trichlorofluorométhane	0,8	3.10 ⁻¹		0	
1,1,2 trichloro 1,2,2 trifluoroéthane	1,9	30		0	
Zinc	1000	3.10 ⁻¹		4	

La liste de priorité de l'ATSDR

Il est fait mention également du rang de la substance dans la liste de produits prioritaires, établie par l'ATSDR. En effet, l'agence gère une liste de sites prioritaires, vis-à-vis de risques potentiels pour l'environnement et la santé. A partir des données météorologiques provenant de ces sites, l'agence élabore une liste de produits prioritaires, la « CERCLA list of priority hazardous substances ». Cette liste a pour objectif de hiérarchiser les substances rencontrées sur ces sites en terme de priorités sanitaires. CERCLA classe par ordre d'importance décroissant les molécules. Ce classement repose sur l'établissement, pour chaque substance, d'un score composé de trois critères : la fréquence de présence de la substance dans les sites, la dangerosité/toxicité de la substance et le potentiel d'exposition. Le classement comprend 275 substances, la dernière mise à jour date de 2001, elle est réalisée tous les 2 ans.

L'intérêt de cette liste pour notre étude est d'avoir les deux critères, dangerosité et potentiel d'exposition, hiérarchisés pour de nombreuses substances présentes dans les lixiviats. En revanche, la liste de l'ATSDR dépasse le cadre de notre étude puisqu'elle concerne les produits présents dans tous les centres de stockage, dont ceux qui s'occupent des déchets dangereux, et des sites industriels. La fréquence d'apparition des molécules n'est plus la même que pour un centre de stockage de déchets ménagers et assimilés. Les indications de classement de cette liste seront donc utilisées avec prudence.

Le tableau, présenté en annexe 3, rassemble les données concernant l'éloignement par rapport à la VTR, la fréquence lorsqu'elle est disponible, et l'indication de rang de l'ATSDR pour les 47 substances toxiques présentes dans les lixiviats. A partir de ce tableau, douze éléments ont été retenus dans ce travail :

Tableau n°6 : Liste des substances retenues pour l'évaluation des risques

CATEGORIE	ELEMENT
Cancérogène	Arsenic
	benzène
	Chlorure de vinyle
	Chrome
	Nickel
Cancérogène probable	Cadmium
	Plomb
	Tétrachlorure de carbone
	Trichloroéthylène
	Tétrachloroéthylène
Toxique par ingestion et inhalation	Toluène
Toxique par ingestion ou inhalation	Zinc

Les nitrites ne sont pas retenus car ils sont très instables. Le béryllium peut être d'origine naturelle dans certaines régions et présent dans les aquifères naturellement, il est donc difficile de faire la part de l'impact lié au centre de stockage de celui lié à la présence naturelle de cet élément. De plus, il est très peu mobile dans le sol. De même pour les nitrates pour lesquels l'apport lié aux CSD est négligeable par rapport aux autres sources.

1.3 ESTIMATION ET REPERAGE DES FUITES

Les défaillances des géomembranes sont admises depuis plusieurs années, si bien que certaines réglementations étrangères imposent un double système de collecte de lixiviats, d'autres exigent une note technique dans l'étude d'impact, qui montre l'existence de conditions suffisantes d'atténuation des impacts sur les eaux souterraines. En France, afin de compenser les défauts dans les géomembranes, une barrière passive est exigée. Les mécanismes entraînant l'apparition des défauts sont recherchés, les défauts sont repérés afin de diminuer leur nombre, en améliorant la mise en place des géomembranes, et dans le but de connaître le débit de fuite qui en résulte.

L'annexe 4 présente les différents facteurs qui peuvent être à l'origine d'une défaillance, appelée par la suite, défaut de la géomembrane.

1.3.1 Densité des défauts et leurs caractéristiques

La densité des défauts est fonction de nombreux paramètres. Une tendance à la diminution de la densité de défauts avec la taille du site a pu être observée, qui peut être expliquée par les raisons suivantes (Collucci et Lavagnolo 1995) :

- ↳ la proportion de points singuliers (coins, jonctions avec des éléments extérieurs, bas des pentes) est plus importante pour les petites installations que pour les grandes ;
- ↳ une plus grande proportion des soudures est réalisée manuellement sur les petites installations ;
- ↳ les plans d'assurance qualité sont plus fréquents et meilleurs pour les grandes installations ;
- ↳ la circulation d'engins est moins importante pour les grandes installations.

La localisation des défauts est fonction de l'état d'avancement du site : pour les géomembranes non recouvertes, les défauts sont situés dans les soudures alors que pour les géomembranes recouvertes, la tendance est inversée, la majorité de défauts affecte la nappe de géomembrane, avec un pourcentage de 81,5%.

Nathalie Touze Foltz (2001) [20] conclut à une densité moyenne de **12 défauts à l'hectare** après mise en place de la couche granulaire drainante, si aucune réparation n'est effectuée.

Les tailles de défauts (surface d'ouverture) généralement adoptées dans les études paramétriques, préconisées par Giroud et Bonaparte (1989) [21], à partir d'une étude réalisée sur six dispositifs d'étanchéité par géomembrane, sont des défauts circulaires de **1 cm² et 3,1×10⁻² cm² de surface**, correspondant à des défauts de 1,1 cm et 0,2 cm de diamètre environ. Des études plus récentes donnent des défauts plus grands mais les calculs sont toujours faits avec les diamètres précédents.

La densité de défauts et leurs tailles sont des paramètres importants pour l'estimation du débit de fuite qui en résulte.

1.3.2 Evolution de la géomembrane à long terme

Si les défauts des géomembranes, au moment de la pose ou lors du remplissage, peuvent être à peu près estimés, nous ne disposons pas de recul suffisant pour juger de la pérennité de la géomembrane. L'étude de Düllmann et Eisele (1993) [22] montre que les caractéristiques mécaniques des membranes 10 ans après ont peu varié (< 6 %) aussi bien pour les membranes en place que les échantillons originaux témoins. D'autres propriétés cependant ont évolué avec des variations de près de 10 %, aussi bien pour les membranes en place que les échantillons originaux témoins (teneur en noir de carbone, contrainte à la rupture). Les variations observées témoignent du vieillissement effectif des membranes sur le court terme, que celles-ci soient soumises ou non à des conditions physico-chimiques particulières. Le questionnement sur l'évolution à moyen et long terme est d'autant plus à propos.

1.3.3 Estimation des débits de fuite

Le débit de fuite à travers la barrière du centre de stockage de déchets conditionne le potentiel de dégradation de la qualité des eaux souterraines. Ce paramètre dépend des défauts existants dans la membrane et de la conductivité hydraulique de la barrière passive.

1.3.3.1 Mécanisme de fuite

Les expérimentations de Fukuoka (1985) et Brown et al. (1987) ont toutes deux mis en évidence le mécanisme de fuite suivant : le liquide, qui traverse le défaut dans la géomembrane, s'écoule latéralement dans l'espace situé entre le sol (argile à 10⁻⁹ m/s) et la géomembrane, appelé interface, tout en s'infiltrant dans le sol [21]. Ce type d'écoulement entre le sol et la géomembrane a été observé dans tous les cas, que l'espace entre ces deux éléments de l'étanchéité composite soit ou non occupé par un géotextile. Ainsi, le liquide s'infiltré dans le sol sur une surface beaucoup plus importante que la seule surface du défaut dans la géomembrane. Néanmoins, cet étalement présente l'avantage d'offrir un volume plus important pour la filtration des polluants au niveau de l'argile.

Ainsi l'écoulement n'est pas conditionné uniquement par la conductivité hydraulique du sol mais également par l'existence de cette interface entre le sol et la géomembrane. L'épaisseur de cette dernière, qui peut être réduite sous l'effet d'une contrainte mécanique ou d'interactions chimiques, mais également augmentée, sous l'effet de l'érosion (sous l'action du liquide pénétrant dans l'interface), semble avoir une influence non négligeable sur les débits de fuite dans l'étanchéité composite.

1.3.3.2 Valeurs rencontrées dans la littérature

Une façon d'estimer les débits liés aux fuites a été de relever les débits dans le réseau de drainage secondaire d'étanchéités doubles de centres de stockage de déchets. Les résultats de ces différentes études montrent que ces débits peuvent atteindre $1000 \text{ l ha}^{-1}\text{j}^{-1}$ soit 0.1 mm/jr . Or l'intégralité de ces débits ne peut pas être systématiquement attribuée aux défauts de la géomembrane de l'étanchéité composite primaire. Les eaux de construction (eaux météoriques) et de consolidation (eau interstitielle à l'argile, libérée lors du tassement) semblent être les contributions les plus importantes aux débits dans les réseaux de drainage secondaire. Ces débits s'observent en général au cours de la première année suivant le début du remplissage par les déchets, puis une diminution progressive s'amorce, qui est bien en relation avec l'expulsion de l'eau de construction et de consolidation. Bonaparte et Gross (1993), donnent l'exemple d'une alvéole de CSD pour laquelle le débit moyen était de $230 \text{ l ha}^{-1}\text{j}^{-1}$ douze mois après la construction, de $150 \text{ l ha}^{-1}\text{j}^{-1}$ après 13 à 18 mois, et de $20 \text{ l ha}^{-1}\text{j}^{-1}$, 26 à 30 mois après la construction. Pour la majorité des sites, les débits deviennent inférieurs à $30 \text{ l ha}^{-1}\text{j}^{-1}$, soit $3,5 \cdot 10^{-11} \text{ m/s}$ après une période de temps significative (Bonaparte et Gross, 1993).

1.3.3.3 Détermination du débit de fuite

↳ *Equations empiriques de Giroud et al.*

Giroud et Bonaparte ont beaucoup travaillé sur l'estimation des débits de fuite, au travers des étanchéités composites, notamment suite à la demande de l'USEPA en 1987 [24]. Giroud et al. (1989) [23] proposent une expression du débit de fuite sous la forme suivante, pour un défaut circulaire dans la géomembrane, dans le cas d'un gradient unitaire dans le sol :

$$Q = C_{qo} S^{0,1} k_s^{0,74} h_w^{0,9} \quad (n^{\circ}1)$$

avec : C_{qo} le facteur de contact égal à 0,21 USI dans le cas de bonnes conditions de contact et 1,15 USI dans le cas de mauvaises conditions de contact,

k_s : conductivité hydraulique du sol sous jacent, en m/s,

h_w : hauteur de lixiviat au dessus de la géomembrane, en m,

S : la surface du défaut, en m².

Les bonnes conditions de contact (BCC) correspondent à une géomembrane installée avec aussi peu de plis que possible sur un sol de faible conductivité hydraulique correctement compacté et dont la surface est lisse. Les mauvaises conditions de contact (MCC) correspondent à une géomembrane présentant un certain nombre de plis et/ou placée sur un sol de faible conductivité hydraulique mais qui n'a pas été bien compacté et dont la surface n'apparaît pas lisse (cf illustrations en annexe 4).

Conditions d'utilisation de cette équation : Les équations obtenues dans le cas d'un défaut circulaire ne sont valables que pour des diamètres de défauts compris entre $0,5 \times 10^{-3}$ m et 25×10^{-3} m, ce qui est le cas pour les 2 diamètres que nous souhaitons tester. De plus la charge hydraulique sur l'étanchéité, h_w , doit être inférieure à 3 mètres pour que les résultats obtenus à l'aide de cette équation soient valides. Il existe également des conditions sur les lés, mais elles sont vérifiées avec les valeurs adoptées ici (Giroud, 1997).

↳ *Equations de Foose et al.*

Pour une géomembrane ayant un contact parfait avec le sol, c'est-à-dire qu'il n'y a pas de flux entre la géomembrane et le sol, Foose et al. (2001) [25], proposent l'équation suivante pour exprimer le débit de fuite au travers d'un défaut circulaire :

$$Q = \left(4 + \frac{3,35 * r}{L_s}\right) * K_s * (h_w + L_s) * r \quad (n^2)$$

Avec L_s , l'épaisseur de la couche de sol sous-jacent en m, prise égale à 1 m et r , le rayon du défaut en m également. Les autres termes ont été définis précédemment.

↳ *Résultats*

Ces 2 équations sont complémentaires, elles correspondent à des conditions de contact différentes. Au vu des définitions assez vagues de ces conditions de contact, on ne sait pas quelle est la condition qui se rapproche le plus de la réalité pour un fond de casier de CSD, d'autant plus que ces conditions varient d'un site à l'autre, en fonction notamment des précautions prises lors de la pose de la géomembrane, de la nature de la géomembrane, du compactage de l'argile.

Ces équations ont été utilisées pour des hauteurs de lixiviat égales aux exigences de la réglementation ($h_w = 0,3$ m) mais aussi pour des hauteurs plus élevées ($h_w = 3$ m) car on peut supposer qu'il y ait une surcharge, du fait du colmatage éventuel de la couche drainante à plus ou moins long terme pour certaines couches. Concernant la surface de défaut à prendre en compte, nous avons considéré les deux valeurs proposées et observées par Giroud et Bonaparte (1989), qui sont présentées au paragraphe 1.3.1.

Ces équations permettent de calculer un débit (m^3/s) pour un défaut. On retient la densité moyenne de 12 défauts par hectare, et on fixe la surface totale du centre de stockage à 4 hectares, sachant qu'il peut exister des sites de 1 à 20 ha, on en déduit alors les vitesses de fuite en m/s.

Pour les calculs qui suivent, la perméabilité du sol sous-jacent est fixé à 10^{-9} m/s.

Tableau n°7 : Tableau récapitulatif des valeurs des vitesses de fuite en fonction des conditions de contact

Surface défaut (m^2)	Charge hydraulique (m)	Débit par défaut (m^3/s)	Vitesse (m/s)
<i>Contact parfait (Foose et al.)</i>			
$3,1 \cdot 10^{-6}$	0,3	5,17E-12	2,47E-14
10^{-4}	0,3	2,95E-11	1,4E-13
$3,1 \cdot 10^{-6}$	3	1.59E-11	7.61E-14
10^{-4}	3	9E-11	4,32E-13
<i>Bonnes conditions de contact (Giroud et al.)</i>			
$3,1 \cdot 10^{-6}$	0,3	4,37E-09	2,1E-11
10^{-4}	0,3	6,19E-09	2,97E-11
$3,1 \cdot 10^{-6}$	3	3.47E-08	1.67E-10
10^{-4}	3	4.92E-08	2.36E-10
<i>Mauvaises conditions de contact (Giroud et al.)</i>			
$3,1 \cdot 10^{-6}$	0.3	2,39E-08	1,15E-10
10^{-4}	0.3	3,39E-08	1,63E-10
$3,1 \cdot 10^{-6}$	3	1.9E-07	9.13E-10
10^{-4}	3	2.69E-07	1.29E-09

On constate que plus le contact est mauvais, plus le débit de fuite est important. Par exemple, on observe un facteur 1000 entre le débit calculé pour un contact parfait et celui pour de bonnes conditions de contact, en prenant la même surface de défaut ($S = 3,1 \cdot 10^{-6} m^2$) et la même hauteur de lixiviat (0,3 m).

De même, plus la hauteur de lixiviat est élevée, plus le débit est fort.

Le choix de la surface du défaut a une incidence lorsqu'on considère un contact parfait puisqu'il existe environ un facteur 6 entre les débits calculés avec la plus petite surface et ceux calculés avec la plus grande surface. Son influence est moindre pour les deux autres conditions de contact (facteur égal à 1,4).

2 - ETUDE DU TRANSFERT DES LIXIVIATS DANS LE SOL

2.1 GENERALITES SUR LE TRANSPORT DANS LE SOL

Les mécanismes fondamentaux du transport sont :

- ↳ L'advection : elle dépend du gradient hydraulique (différence de charge hydraulique entre deux points) et de la perméabilité du sol,
- ↳ La diffusion - dispersion : elle est liée à une différence de concentration : elle inclut la dispersion cinématique.

L'équation de transport, qui sert de base à la plupart des solutions analytiques est appelée l'équation de convection-dispersion, et se présente sous la forme suivante, Guyonnet D., (1998) [26] :

$$\text{div}[\bar{v}C - D\text{grad}C] = -R\frac{\partial C}{\partial t} - \lambda C \quad (\text{n}^\circ 3)$$

Avec : v , la vitesse moyenne de l'eau (L/T),

C , la concentration dans le liquide (M/L³),

D , le tenseur de macro-dispersion hydrodynamique (L²/T),

R , le facteur de retard,

t , le temps (T),

λ , coefficient de dégradation (T⁻¹).

Et R s'exprime :

$$R = 1 + \frac{1 - \omega}{\omega} \rho_s K_d \quad (\text{n}^\circ 4)$$

Avec : ω , la porosité,

ρ_s , la masse volumique des grains solides du milieu poreux (M/L³),

K_d , le coefficient de partage (L³/M).

2.2 MODELE MATHEMATIQUE UTILISE

2.2.1 Choix du modèle

Il a été choisi d'utiliser un modèle analytique, MISP, plutôt qu'un modèle numérique. En effet, le but est de réaliser une analyse simplifiée du transport dans le sol, qui s'inscrit dans une approche maximaliste, permettant d'estimer le risque sanitaire. De plus, Guyonnet (1997) [27] montre que les différences de modélisation entre MISP et un modèle numérique sont faibles.

MISP est un modèle analytique du BRGM qui calcule l'impact d'une source de pollution située au-dessus d'une nappe. Son intérêt par rapport aux autres modèles existants est qu'il

ne considère pas une couche de mélange pour calculer la concentration en polluants dans l'eau souterraine, ce qui signifie qu'il tient compte de la dispersion horizontale. Ainsi, nous pouvons disposer de valeurs de concentration à différentes distances par rapport à la source et à différentes profondeurs dans l'aquifère.

2.2.2 Paramètres du modèle

↳ La conductivité hydraulique

Elle intervient dans le flux advectif. Elle est très variable (12 ordres de grandeur) selon le type de sol ou de roche. On retiendra la valeur de 10^{-9} m/s pour l'argile, 10^{-5} m/s pour les calcaires et de 10^{-4} m/s pour les sables.

↳ Le coefficient de dispersion

Il intervient dans l'équation d'advection-dispersion, qui fait appel à deux sources de dispersion : la diffusion moléculaire et la dispersion cinématique.

La diffusion moléculaire est liée à l'agitation moléculaire (mouvement brownien) qui envoie les particules de soluté dans toutes les directions de l'espace. Dans un milieu constitué uniquement d'eau, le flux diffusif est proportionnel au coefficient de diffusion moléculaire dans l'eau pure, D_0 . Dans un milieu poreux, on introduit un facteur multiplicatif du coefficient de diffusion, le facteur de tortuosité, t . Ce facteur permet de prendre en considération les particules solides du milieu poreux qui empêchent une partie du mouvement brownien. Le coefficient moléculaire de diffusion dans l'eau des espèces ioniques peut être estimé à partir de l'équation de Nernst-Einstein :

$$D_0 = \frac{u_i * R * \Delta}{Z_i * F} \quad (n^{\circ}5)$$

où u_i est la mobilité de l'ion, R la constante gazeuse universel, Δ la température, Z_i la charge de l'ion et F la constante de Faraday.

Les valeurs recueillies dans la littérature sont résumées dans le tableau suivant :

Tableau n°8 : Coefficient moléculaire de diffusion dans l'eau pure pour quelques composés.

Polluant	Coefficient moléculaire de diffusion dans l'eau pure (m ² /s)
Arsenic	$7,6.10^{-10}$
Benzène	$1,1.10^{-9}$
Chlorure de vinyle	$1,2.10^{-10}$
Plomb	$7,6.10^{-10}$
Trichloroéthylène	$9,89.10^{-10}$
Tétrachloroéthylène	$8,2.10^{-10}$
Tétrachlorure de carbone	$8,7.10^{-10}$
Toluène	$8,6.10^{-10}$

L'influence de ce paramètre a été testé sur MISP : étant donné que dans la gamme de variations des valeurs indiquées ci-dessus, les variations de concentrations sont très faibles, nous retiendrons les valeurs suivantes pour ce paramètre :

- ❖ D_o des ions inorganiques : 10^{-9} m²/s à 20 °C [26]
- ❖ D_o des polluants organiques : 10^{-9} m²/s à 20 °C, sauf pour le chlorure de vinyle dont le D_o est inférieur : il est égal à $1,2.10^{-10}$ m²/s [28]
- ❖ $T = 0,1$ pour les matériaux argileux, $T = 0,7$ pour les sables et les calcaires.

La dispersion cinématique est liée à l'hétérogénéité du champ de vitesse dans le milieu poreux. Cette hétérogénéité est due à la présence de grains dans le milieu poreux et aussi à l'hétérogénéité du milieu poreux. La dispersion cinématique s'exprime à l'aide d'un coefficient empirique appelé dispersivité qui est multiplié par la vitesse moyenne de l'eau. Gelhar et al. (1992) [29], ont réalisé une des synthèses les plus complètes sur les valeurs du coefficient de dispersivité, en se fondant sur le réexamen de 59 essais de traçage. D'après ces auteurs et d'autres, la dispersivité longitudinale serait de l'ordre d'un dixième de la distance séparant la source de la cible. Toutefois, la validité de cette approximation est moins vérifiée si la distance pré-citée est supérieure à plusieurs centaines de mètres ou au contraire faible, inférieure à quelques centimètres. Dans ces deux cas, cette règle aurait tendance à surestimer la dispersion longitudinale. Gelhar suggère aussi de prendre un dixième de la valeur de dispersivité longitudinale pour la valeur de la dispersivité horizontale. Les études de traçage permettant une évaluation de la dispersivité verticale sont rares. Gelhar propose de prendre un centième de la valeur de la dispersivité horizontale. Ces valeurs sont souvent très faibles d'où des panaches de pollution présentant une forme très allongée.

2.3 CADRE DE LA MODELISATION

2.3.1 Choix du contexte hydrogéologique et du type de centre de stockage

Nous allons nous intéresser à 3 cas de figure :

Cas 1 : le centre de stockage de déchets ménagers tel que défini dans l'arrêté du 31 décembre 2001 modifiant l'arrêté du 9 septembre 1997, à savoir comportant une géomembrane, une couche d'argile d'un mètre à 10^{-9} m/s et une deuxième de 5 m à 10^{-6} m/s,

Cas 2 : un centre de stockage de déchets ménagers sans géomembrane mais présentant 6 m d'un matériau argileux à 10^{-6} m/s,

Cas 3 : une décharge sans étanchéité, représentative des anciennes décharges, s'appuyant sur un cas concret de la région parisienne.

Les centres de stockage ont pour dimensions 200 * 200 m, soit 4 ha, sauf pour le cas 3 dont on connaît la superficie qui est de 15 ha. Cette valeur correspond à la totalité du site, dont fait partie la zone exploitée. Afin de pouvoir comparer les trois cas, nous retiendrons les dimensions 200 * 200 m pour le cas 3.

L'aquifère, pour les deux premiers cas, se situe juste après la dernière couche d'argile. Nous faisons l'hypothèse qu'il n'existe pas de zone non saturée, d'une part parce que le flux de polluants est constant et continu et d'autre part pour simplifier les calculs. Les caractéristiques de l'aquifère sont les suivantes :

- $K = 10^{-4}$ m/s,
- Gradient hydraulique = 0,5 %,
- Porosité = 0,3,
- Tortuosité = 0,7,
- Epaisseur = 30 m.

D'après ces données, on peut calculer le flux de Darcy, q :

$$\bar{q} = K * \frac{\partial H}{\partial Z} = 5.10^{-7} \text{ m/s} \quad (\text{n}^{\circ}6)$$

Pour le cas 3, le fond du CSD se trouve sur le toit d'un niveau perméable (cote NGF = 52 m), il s'agit du calcaire grossier du Lutétien moyen et se situe juste au dessus de la nappe de l'Eocène inférieur (cote NGF = 50 m), dont l'écoulement se fait vers la rivière, qui se situe à moins de 500m au nord-est de la décharge (cf coupe géologique en annexe 5). Son débit est de l'ordre de 20 à 50 m³/h, soit compris entre $5,5.10^{-3}$ et $1,4.10^{-2}$ m³/s. La vitesse

d'écoulement dans l'aquifère est prise égale à 0.6 m/j soit 7.10^{-6} m/s (donnée de la littérature pour le calcaire).

2.3.2 Hypothèses pour la source de pollution et le transfert dans le sol

2.3.2.1 Constance de la source

La composition des lixiviats est donnée en annexe 2. On considère qu'elle n'évolue plus, et que l'émission de lixiviat est constante. Si les risques s'avéraient importants, il serait plus réaliste de considérer la décroissance de la source. Cette approche pose le problème de la définition du temps à partir duquel on peut considérer que le potentiel polluant des déchets est épuisé, et à quelle vitesse se fait cette décroissance.

2.3.2.2 Infiltration verticale

Pour les **cas 1** où une géomembrane existe, la vitesse de fuite est prise égale à

- **$2,47.10^{-14}$ m/s dans le scénario A**
- **$1,15.10^{-10}$ m/s dans le scénario B**

Ces deux vitesses correspondent à des conditions de contact différentes, à une surface de défaut de $3,1.10^{-6}$ m², et une hauteur de lixiviat de 0,3 m. Le scénario B présente un niveau d'exposition plus élevé, du fait de la présence d'une interface entre la géomembrane et la couche d'argile, et de mauvaises conditions de contact.

Pour les cas 2 et 3, le débit est pris égal au potentiel de production de lixiviats bruts. En France, ce potentiel est compris entre 117 m³/ha/mois et 266 m³/ha/mois, soit compris entre $6,8.10^{-9}$ m/s et 1.10^{-8} m/s, d'après une étude Inter-Agence de l'Eau [2]. La valeur minimale correspond à un site à fond imperméable et le maximum à un site non couvert. Ces valeurs ne sont pas tout à fait adaptées à notre cas de figure, puisque le fond de notre décharge est perméable dans le cas 3 et que notre site est recouvert. De plus, ce sont des débits mesurés, on ne connaît ni la pluviométrie locale, ni le potentiel d'eau de ruissellement, ni la charge de lixiviat sous les déchets. A défaut de disposer d'autres données sur le sujet, nous retiendrons :

- la valeur moyenne de ces deux valeurs soit 220 m³/ha/mois, qui correspond à **$8,5.10^{-9}$ m/s pour le cas 3,**
- la borne inférieure pour le **cas 2, soit $6,8.10^{-9}$ m/s** en considérant que 6 m de matériau argileux à 10^{-6} m/s en fond de site offre une perméabilité plus réduite.

Le tableau suivant résume les choix qui ont été faits précédemment :

Tableau n°9 : Tableau récapitulatif descriptif des trois cas d'étude.

		Géomembrane	Vitesse (m/s)	Nature de la couche	K (m/s)
Cas 1	Scénario A	oui	$2,47.10^{-14}$	Argile, 1 m	$K = 10^{-9}$
				Argile, 5 m	$K = 10^{-6}$
	Scénario B	oui	$1,15.10^{-10}$	Argile, 1 m	$K = 10^{-9}$
				Argile, 5 m	$K = 10^{-6}$
Cas 2		non	$6,8.10^{-9}$	sol, 6 m	$K = 10^{-6}$
Cas 3		non	$8,5.10^{-9}$	Calcaire, 6 m	$K = 10^{-5}$

La vitesse d'infiltration dans le sol peut être calculée à l'aide de la loi de Darcy :

$$V = \frac{K * \frac{\partial H}{\partial Z}}{\omega} \quad (n^{\circ}7)$$

Avec K, la conductivité du sol, en m/s,

$\frac{\partial H}{\partial Z}$, le gradient hydraulique dans le sol,

ω , la porosité cinématique.

Ceci est valable temporairement lorsque l'apport est suffisant, le sol est alors limitant. Dans notre cas, l'apport en lixiviat est faible, et c'est lui qui est limitant et déterminant pour la vitesse d'infiltration, et non le sol. Les vitesses d'infiltration au sens de Darcy prises en compte dans le modèle sont donc celles présentées dans le tableau n°8.

2.3.2.3 Mécanismes d'atténuation

Concernant la mobilité des éléments dans le sol, et les mécanismes d'atténuation qui interviennent, Bagchi (1987) [30] précise que l'arsenic, le cadmium et le nickel ont une mobilité modérée dans un environnement argileux mais supérieure à celle du chrome, du plomb et du zinc. Pour les éléments organiques, le tétrachloroéthylène est le plus retardé ($K_d = 17.3 \text{ cm}^3/\text{g}$), viennent ensuite le trichloroéthylène ($K_d = 8.3 \text{ cm}^3/\text{g}$), le tétrachlorure de carbone ($K_d = 0.42 \text{ cm}^3/\text{g}$) et le benzène ($K_d = 0.34 \text{ cm}^3/\text{g}$) [28].

Dans notre modélisation, nous ne considérons que la dilution et la dispersion comme mécanismes d'atténuation. Ce choix est majorant puisque la rétention dans le milieu n'est pas prise en compte.

Le but de notre étude est de déterminer s'il existe ou non un impact sanitaire lié aux lixiviats des CSD. Il convient de se placer dans des conditions de transfert majorantes : si le risque est nul dans ces conditions, il est inutile d'affiner la modélisation du transfert dans le sol.

Concernant les coefficients de dispersivité, nous n'avons pas appliqué la «règle» de Gelhar citée précédemment car dans notre cas, étant donnée que les polluants considérés ne sont ni retardés, ni dégradés, la dispersivité dans l'aquifère va avoir une grande influence sur les concentrations, ces coefficients de dispersivité auraient été trop forts. Comme ordre de grandeur on retiendra les valeurs recommandées par l'EPA (1985) [31] :

- Dispersivité en x = 0.1 x distance au point d'observation,
- Dispersivité en y = 1/3 de la dispersivité en x
- Dispersivité en z = 1/20 de la dispersivité en x.

Tableau n°10 : Valeurs retenues pour les coefficients de dispersivité.

Distance par rapport à la source		200 m	500 m	1000 m
SOL	D longitudinale	0.2	0.2	0.2
AQUIFERE	D longitudinale	20	50	100
	D horizontale	6.7	16.7	33
	D verticale	1	2.5	5

2.3.3 Hypothèses concernant la cible

2.3.3.1 Distances des captages par rapport à la source

L'US EPA [18] a constaté que pour 15 % des décharges, il existait un puits à 300 m et que pour 25 % des décharges, le puits était à 500 m.

Réglementairement, la zone d'exploitation de la décharge doit être à plus de 200 m de la limite de propriété du site (article 9 de l'arrêté du 9 septembre 1997). Si l'on considère un cas extrême, on peut envisager qu'un particulier possède un puits à 200 m de la source.

Concernant les captages d'alimentation en eau potable (AEP), on se place à 500 m pour le scénario extrême et à 1000 m pour une situation moins pénalisante.

Les deux types de captage (public et privé) se situent à l'aval de la source.

2.4 ANALYSE DE L'INFLUENCE DE CERTAINS PARAMETRES

Afin de comparer les trois cas et de se placer dans des conditions réalistes et optimales pour la modélisation, nous avons réalisé une étude de sensibilité de certains paramètres du modèle. La concentration initiale prise en compte dans les calculs est égale à 1 mg/l.

2.4.1 Influence du temps fixé pour le calcul de la concentration

Pour les trois cas étudiés, on observe qu'au bout d'un certain temps un plateau de concentration est atteint (cf figure n°2 : les résultats pour les deux scénarios du cas 1 étant similaires, nous avons choisi de ne représenter que le scénario B afin de ne pas surcharger le graphique). Pour le cas 3, ce plateau de concentration est atteint beaucoup plus vite, car

d'une part, la vitesse d'infiltration est plus forte que dans les 2 premiers cas et d'autre part la vitesse dans l'aquifère est plus importante. Se pose alors la question : à quel temps faut-il se placer pour calculer les concentrations des polluants qui serviront à établir les niveaux d'exposition ? Prendre un temps qui nous permettent d'être sur le plateau de concentration ($t > 1300$ ans) est tentant, étant donné que nous souhaitons avoir une approche maximalisante mais l'hypothèse de constance de la source ne nous semble valide que sur une courte durée. En effet, les déchets n'ont pas un potentiel polluant infini. Les concentrations ont donc été calculées au temps $t = 150$ ans. L'atténuation des concentrations est effective à ce temps puisque le plateau de concentration n'est pas encore atteint pour les cas 1 et 2.

Le graphique qui suit donne une bonne indication de la tendance des résultats chiffrés qui seront présentés dans le paragraphe 2.5 : à $t = 150$ ans, les concentrations calculées pour le cas 1 et 2 sont nettement plus faibles que celles calculées pour le cas 3.

Remarque : la concentration pour le cas 3 devient inférieure à celle calculée pour le cas 2 à partir d'environ $t = 300$ ans. Ceci est dû à la vitesse de l'eau dans l'aquifère, qui est plus élevée dans le cas 3, et qui permet une meilleure dilution de la concentration. Une analyse plus fine de l'influence de la vitesse de l'eau dans l'aquifère sur les concentrations est détaillée en annexe 6.

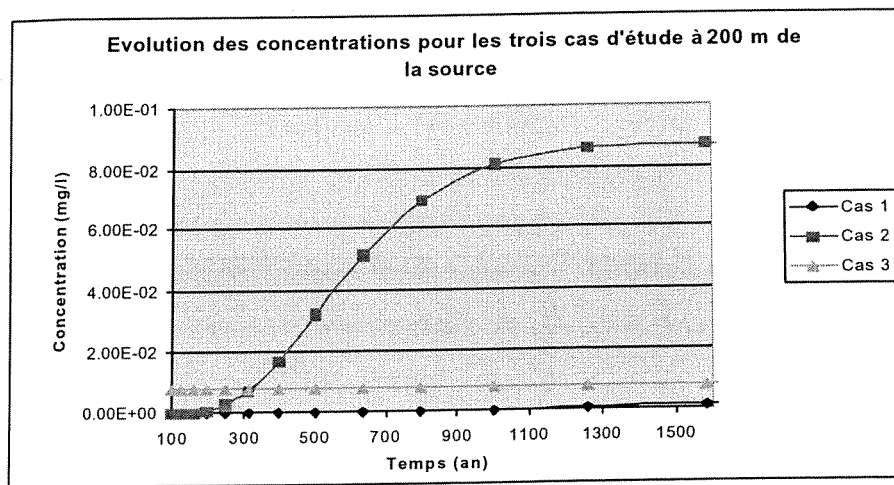


Figure n°2 : Evolution des concentrations pour les trois cas d'étude à 200 m de la source.

2.4.2 Influence de la distance par rapport à la source :

Le logiciel MISP permet de calculer des concentrations à une distance verticale, latérale et horizontale de la source.

2.4.2.1 Distance verticale et latérale par rapport à la source :

Nous avons choisi de calculer des concentrations en surface de la nappe et au centre de la source, car c'est à ce niveau que les concentrations sont les plus importantes (cf annexe 7).

2.4.2.2 Distance horizontale par rapport à la source :

Pour le positionnement horizontal par rapport à la source, prenons à titre d'exemple, les résultats pour le cas 2, sachant que pour les deux autres cas, les observations sont identiques :

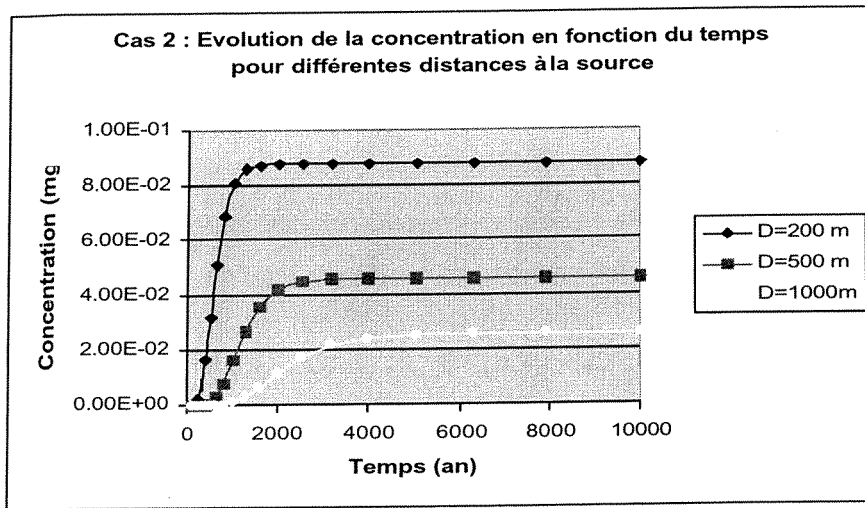


Figure n°3 : Evolution de la concentration à différentes distances de la source pour le cas 2.

Le plateau de concentration est atteint plus vite lorsqu'on est proche de la source.

La différence de concentration est importante selon l'emplacement du captage : plus on s'éloigne de la source et plus la concentration est faible. Cette différence s'atténue avec le temps : à $t = 400$ ans, il existe un facteur 10^5 entre la concentration observée à $d = 200$ m et celle calculée à $d = 1000$ m. Au niveau du plateau des concentrations, ce facteur est plus faible, il est de l'ordre de 3,5. L'emplacement des captages a donc une grande influence sur les concentrations étant donné que nous nous plaçons à $t = 150$ ans.

2.5 RESULTATS POUR LES TROIS CAS ETUDIES

Un exemple de fichier d'entrée pour le logiciel MISP ainsi qu'un exemple de fichier de sortie des résultats sont présentés en annexe 8.

C initiale mg/l	CAS 1 Scénario A			CAS 1 Scénario B			CAS 2			CAS 3			
	D=200 m	D=500m	D=1000m	D=200 m	D=500m	D=1000m	D=200 m	D=500m	D=1000m	D=200 m	D=500m	D=1000m	
Cancérogène													
Arsenic	0.13	0	0	0	0	0	0	1.38E-05	0	0	1.04E-03	5.05E-04	1.54E-04
Benzène	1.63	0	0	0	0	0	0	1.69E-04	0	0	1.27E-02	6.19E-03	1.89E-03
Chlorure de vinyle	5.57	0	0	0	0	0	0	5.77E-04	0	0	4.34E-02	2.12E-02	6.46E-03
Chrome	0.10	0	0	0	0	0	0	1.04E-05	0	0	7.80E-04	3.80E-04	1.16E-04
Nickel	13.00	0	0	0	0	0	0	1.35E-03	0	0	1.01E-01	4.94E-02	1.51E-02
Cancérogène probable													
Cadmium	0.40	0	0	0	0	0	0	4.15E-05	0	0	3.12E-03	1.52E-03	4.64E-04
Plomb	5.00	0	0	0	0	0	0	5.18E-04	0	0	3.90E-02	1.90E-02	5.80E-03
Trichloroéthylène	0.40	0	0	0	0	0	0	4.15E-05	0	0	3.12E-03	1.52E-03	4.64E-04
Tétrachloroéthylène	0.7	0	0	0	0	0	0	7.26E-05	0	0	5.461E-03	2.66E-03	8.12E-04
Tétrachlorure de carbone	0.99	0	0	0	0	0	0	1E-04			7.76E-03	3.78E-03	1.15E-03
Toxique													
Toluène	18.00	0	0	0	0	0	0	1.87E-03	0	0	1.40E-01	6.84E-02	2.09E-02
Zinc	1000.00	0	0	0	0	0	0	1.04E-01	0	0	7.80E+00	3.80E+00	1.16E+00

Tableau n°11 : Tableau de synthèse des concentrations obtenues pour les trois cas d'étude, à différentes distances de la source.

3 - EVALUATION DES RISQUES SANITAIRES

3.1 IDENTIFICATION DU DANGER

Une grande partie des informations qui suivent est issue des fiches de données toxicologiques et environnementales des substances dangereuses établies par l'INERIS, consultables sur leur site internet. Certains éléments sont encore en cours d'étude (trichloroéthylène, arsenic, chrome, ...). Les autres informations proviennent soit de l'ATSDR, soit du Ministère de l'Environnement de l'Ontario.

Tableau n°12 : Principales voies d'exposition aux contaminants et leurs organes cibles.

Contaminants	Principales voies d'expositions	Principaux organes cibles
Benzène	Orale, inhalation	Moelle épinière
Chlorure de vinyle	Orale, inhalation	Système nerveux central, foie
Tétrachloroéthylène	Orale, inhalation	Système nerveux central
Tétrachlorure de carbone	Orale, inhalation	Système nerveux central, foie
Toluène	Orale, inhalation	Système nerveux, tissus adipeux
Trichloroéthylène	Orale	Foie, poumons, coeur
Arsenic	Orale	Appareil digestif
Cadmium	Orale	Reins, poumons, tissu osseux
Chrome	Orale, inhalation	Appareil digestif, respiratoire
Nickel	Orale, inhalation	Appareil digestif, respiratoire
Plomb	Orale	Appareil digestif, neurologique, les os
Zinc	Orale	Muqueuses gastro-intestinales

3.1.1 Valeurs Toxicologiques de Référence (VTR)

La relation dose-réponse, spécifique d'une voie d'exposition, établit un lien entre la dose de substance mise en contact avec l'organisme et l'occurrence d'un effet toxique jugé critique. Cette fonction est synthétisée par une entité numérique, appelée valeur toxicologique de référence (VTR). Deux catégories de relation dose-réponse sont considérées en évaluation des risques, selon le mécanisme de survenue des effets toxiques.

3.1.1.1 les effets toxiques avec seuils (« déterministes »)

Ce sont des effets non cancérogènes, non mutagènes, non génotoxiques, dont la gravité est proportionnelle à la dose. Les effets ne surviennent que si une certaine dose est atteinte et dépasse les capacités de détoxification, de réparation de l'organisme. Pour une exposition

orale, la VTR est appelée dose journalière admissible : DJA, exprimée en mg/kg.jr. Pour la voie respiratoire, on parle de concentration admissible dans l'air, CAA, exprimée en $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Cette dose, d'origine expérimentale ou épidémiologique, est divisée par un certain nombre de facteurs d'incertitude qui tiennent compte de la variabilité inter-espèce, inter-individuelle, de l'inadéquation de la durée de l'étude, de l'utilisation d'une LOAEL (dose minimale avec effet toxique) plutôt que d'une NOAEL (dose maximale sans effet toxique), de l'inadéquation de la voie d'exposition (par exemple, transposition à la voie orale de données observées par voie respiratoire) ou du manque d'information sur un effet toxique particulier. Ces VTR sont définies pour un temps d'exposition donné : *à* gue (quelques heures à quelques jours), subchronique (quelques jours à quelques mois) ou chronique (une ou plusieurs années).

3.1.1.2 Effets toxiques sans seuil (« stochastiques »)

Il s'agit pour l'essentiel des effets cancérogènes génotoxiques, pour lesquels la fréquence mais non la gravité, est proportionnelle à la dose. Ces effets réputés sans seuils pourraient apparaître quelque soit la dose reçue par l'organisme.

La VTR est un excès de risque unitaire (ERU) de cancer. Elle est spécifique d'une voie d'exposition et d'un effet. L'ERU est la probabilité supplémentaire, par rapport à un sujet non-exposé, qu'un individu contracte un cancer s'il est exposé toute sa vie à une unité de dose du composé chimique cancérogène. Pour la voie orale (et cutanée), l'ERU est l'inverse d'une dose et s'exprime en $(\text{mg}/\text{kg.j})^{-1}$. Elle fournit la probabilité individuelle, théorique, de contracter un cancer pour une exposition vie-entière égale à 1 mg/kg.j de produit toxique. Pour la voie respiratoire, l'ERU est l'inverse d'une concentration dans l'air, exprimée en $(\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$.

Tableau n°13 : Valeurs toxicologiques de référence des substances sélectionnées pour l'évaluation des risques.

	VTR ingestion mg/kg/jr	ERU ingestion (mg/kg/jr) ⁻¹	VTR inhalation mg/m ³	ERU inhalation (mg/m ³) ⁻¹
Cancérogène				
Arsenic	3.00E-04	1.50E+00	-	4.30E+00
Benzène	-	5.50E-02	-	1.50E+01
Chlorure de vinyle	2.00E-05	7.20E-01	1.00E-01	4.40E-06
Chrome VI	3.00E-03	-	3.00E-04	1.20E-02
Nickel	8.00E-03	-	2.00E-04	-
Cancérogène probable				
Cadmium	2.00E-04	-	-	1.80E-03
Plomb	3.50E-03	-	-	-
Trichloroéthylène	2.38E-02	-	*	-
Tétrachloroéthylène	1.00E-02	-	2.80E-01	-
Tétrachlorure de carbone	7.00E-04	1.30E-01		1.50E-02
Toxique				
Toluène	2.00E-01	-	4.00E-01	-
Zinc	3.00E-01	-	-	-

Les cases non renseignées signifient que le polluant n'a pas d'effet toxique par cette voie d'exposition, ou que cette valeur n'a pas pu être mise en évidence, ou qu'il manque des informations pour en déduire une valeur toxicologique pour l'homme (*).

3.2 EVALUATION DE L'EXPOSITION

3.2.1 Population cible

Deux populations sont à considérer :

- ↳ Un groupe de sujets adultes exposés pendant 70 ans, vivant à proximité du site.
- ↳ Un groupe de sujets enfants, qui est exposé pendant 12 ans et dont l'exposition sera plus forte du fait de leur poids plus faible.

Un troisième groupe aurait pu être étudié : il s'agit des femmes enceintes, d'autant plus que les centres de stockage sont suspectés d'induire des malformations et des avortements. Or il existe très peu de VTR pour les effets de reprotoxicité.

3.2.2 Voies d'exposition de la cible

Un polluant peut exercer sa toxicité sur un organisme par trois voies d'exposition : l'ingestion, l'inhalation, le contact cutané. L'effet toxique résulte de l'exposition par une ou

plusieurs voies. Dans notre étude, pour la population riveraine du centre de stockage, le milieu par lequel sont véhiculés les polluants est l'eau souterraine ; Les polluants peuvent entrer en contact avec la population par toutes les voies d'exposition : ingestion, inhalation, contact cutané.

3.2.2.1 L'ingestion

En effet, l'ingestion peut se faire par la consommation de l'eau du robinet, supposée contaminée et non traitée pour ces polluants, ou indirectement par l'ingestion d'aliments auto-produits, arrosés par l'eau contaminée du puits du particulier.

- Ingestion d'eau du robinet

Les concentrations de polluants à prendre en compte pour cette exposition sont celles calculées à la distance par rapport à la source égale à 500 et 1000 m.

Concernant la dose ingérée d'eau totale, on retiendra [34] :

↳ 0.032 kg/kg de poids corporel/jour pour un adulte,

↳ 0.044 kg/kg poids corporel/jour pour un enfant.

Les conditions d'expositions seront discutées dans le paragraphe 3.5 Discussion.

- Ingestion indirecte de l'eau du puits

L'exposition a lieu lors de l'ingestion de légumes et de fruits irrigués avec de l'eau contaminée, lors de l'ingestion d'œufs, poissons et volailles consommant de l'eau contaminée.

Les quantités consommées de ces différents aliments, pour un adulte et un enfant, en kg/kg de poids corporel/jour, sont les suivantes :

Tableau n°14 : Consommation journalière d'aliments par un adulte et un enfant.

ALIMENTS	ADULTE [34]	ENFANT [34]	% Consommation Production locale [35]
Légumes/fruits	$5,3 \cdot 10^{-3}$	$6,6 \cdot 10^{-3}$	22
Volaille	$1,1 \cdot 10^{-3}$	$7,8 \cdot 10^{-4}$	16
Oeufs	$2,9 \cdot 10^{-4}$	$3,5 \cdot 10^{-4}$	17
Poisson	$4,8 \cdot 10^{-4}$	$6,2 \cdot 10^{-4}$	4

La quantité d'aliments auto-produits consommée peut être estimée en multipliant la quantité d'aliments consommés par kg/kg poids corporel/jour, au pourcentage de la consommation d'aliments de production locale.

Par exemple, la consommation de légumes et de fruits auto-produits pour l'adulte est égale à $5,3 \cdot 10^{-3} \cdot 22/100 = 1,16 \cdot 10^{-3}$ kg/kg poids corporel/jour.

Il reste à connaître la concentration de chaque polluant dans les aliments.

3.2.2.2 L'inhalation

L'exposition des populations par le vecteur aérien est également possible. Des propriétés physico-chimiques permettent aux polluants de se disperser dans l'air et d'atteindre des individus. L'inhalation peut avoir lieu lors d'une douche, lors de l'utilisation de l'eau du puits du particulier.

Afin de calculer la dose inhalée, il faut connaître d'une part le débit ventilatoire d'un individu et d'autre part la concentration dans l'air à laquelle il est exposé.

Le débit ventilatoire est estimé à $20 \text{ m}^3/\text{jr}$, soit pour un adulte de 70 kg à $0.28 \text{ m}^3/\text{kg}/\text{jr}$.

Le calcul de la concentration dans l'air pour chaque polluant suppose de connaître la constante de Henry de chacun pour calculer la quantité volatilisée, la ventilation de la salle de bain ou la vitesse du vent pour estimer la dispersion des polluants, la durée de l'exposition, etc.

3.2.2.3 Le contact cutané

Il va avoir lieu lors des bains ou des douches, ou lors de l'arrosage du jardin. La surface cutanée d'un adulte est de $2,6.10^{-2} \text{ m}^2/\text{kg}$ et de $3,8.10^{-2} \text{ m}^2/\text{kg}$ pour un enfant. Il n'existe pas de VTR spécifique pour la voie cutanée. Nous ne pourrions pas calculer de risque pour cette voie d'exposition.

3.2.2.4 Résumé des voies d'exposition

Tableau n°15 : tableau récapitulatif des voies d'exposition par le vecteur eau.

VECTEUR	INGESTION	INHALATION	CONTACT CUTANE
Eau du robinet	Ingestion directe par la consommation d'eau	Inhalation pendant les douches, bains	Contact cutané pendant les douches, bains
Eau du puits	Ingestion indirecte par la consommation de légumes et fruits irrigués par l'eau, Ingestion de volailles, poissons et œufs, ayant consommés de l'eau contaminée	Inhalation lors de l'arrosage	Contact cutané lors de l'arrosage

3.3 CARACTERISATION DU RISQUE

3.3.1 Effets toxiques à seuil

Pour caractériser le risque lié à ces effets, il faut calculer un quotient de danger (QD) égal au rapport de la dose moyenne journalière sur la VTR, pour la voie d'exposition considérée. Cette valeur numérique n'est pas un risque mais donne une indication qualitative : un rapport inférieur à 1 signifie que la population exposée est théoriquement hors de danger, alors

qu'un quotient supérieur à 1 signifie que l'effet toxique peut se déclarer, sans qu'il soit possible de prédire la probabilité de cet événement.

3.3.2 Effets toxiques sans seuil

Pour les effets cancérigènes et mutagènes, l'évaluation des risques est quantitative. La probabilité d'occurrence du cancer pour la vie entière des sujets exposés qui vient s'ajouter au risque de base non lié à cette exposition, est appelée excès de risque individuel (ERI) : elle est calculée en multipliant, pour chaque voie, l'ERU avec la dose journalière totale « vie entière ».

Les risques en rapport avec une exposition simultanée à plusieurs produits cancérigènes peuvent être additionnés par l'usage de facteur d'équivalence toxique, quand ils appartiennent au même groupe chimique.

3.4 RESULTATS

3.4.1 Résultats pour les cas 1 et 2

Avant d'appliquer la démarche d'évaluation des risques à nos trois cas d'étude, des observations doivent être faites concernant les valeurs obtenues dans l'aquifère.

3.4.1.1 Calcul du risque lié à l'utilisation de l'eau du robinet

Pour les cas 1 (scénario A et B) et 2, les concentrations en polluants à 500 m et à 1000 m sont nulles. Le captage d'alimentation en eau potable étant situé à ces distances, les risques sanitaires par l'ingestion, l'inhalation et par contact cutané d'eau du robinet, ne sont donc pas mis en évidence par cette étude.

3.4.1.2 Calcul du risque lié à l'usage de l'eau du puits

Pour les risques liés à l'utilisation du puits chez un particulier, c'est-à-dire pour les concentrations calculées à une distance de 200 m par rapport à la source, on constate que ces valeurs sont déjà faibles et qu'elles sont toutes (sauf pour le chlorure de vinyle pour le cas 2) inférieures aux seuils de qualité de l'eau destinée à la consommation humaine, quand ces valeurs existent (absence de valeurs françaises pour le zinc et le toluène). Si ces eaux sont propres à la consommation humaine, elles sont d'autant plus acceptables pour l'irrigation des jardins ou l'abreuvement des animaux. Le calcul de risque pour l'exposition par l'ingestion de légumes ou de volailles contaminées n'a plus lieu d'être réalisé, de même pour l'exposition par inhalation et par contact cutané.

Tableau n°16 : Comparaison des normes pour l'eau potable avec les concentrations des différents éléments, à 200 m de la source, pour les cas 1 (scénario A et B) et le cas 2.

	Concentration	Cas 1, A	Cas 1, B	Cas 2	Normes eau potable (mg/l)
	initiale (mg/l)	D=200 m	D=200 m	D=200 m	
Cancérogène					
Arsenic	0.13	0	0	1.38E-05	1.00E-02
Benzène	1.63	0	0	1.69E-04	1.00E-03
Chlorure de vinyle	5.57	0	0	5.77E-04	5.00E-04
Chrome	0.10	0	0	1.04E-05	5.00E-02
Nickel	13.00	0	0	1.35E-03	2.00E-02
Cancérogène probable					
Cadmium	0.40	0	0	4.15E-04	5.00E-03
Plomb	5.00	0	0	5.18E-04	1.00E-02
Trichloroéthylène	0.40	0	0	4.15E-05	1.00E-02
Tétrachloroéthylène	0.7	0	0	7.3E-05	ensemble
Tétrachlorure de carbone	0.99	0	0	1E-04	2E-03*
Toxique					
Toluène	18	0	0	1.87E-03	7.00E-01*
Zinc	1000	0	0	1.04E-01	3**

*Pour le toluène et le tétrachlorure de carbone, les valeurs guides pour les eaux de consommation sont fournies par l'OMS (1994). Ces éléments ne font pas l'objet d'une valeur limite dans le décret du 20 décembre 2001 relative aux eaux destinées à la consommation humaine.

**Valeur également donnée par l'OMS : elle correspond au seuil à partir duquel les consommateurs vont se plaindre du goût ou de l'apparence de l'eau de boisson.

Concernant le chlorure de vinyle, la concentration observée est assez proche de la valeur limite pour l'eau de consommation. La caractérisation pourrait être réalisée pour les voies d'exposition par ingestion indirecte de légumes ou de volailles contaminées. Toutefois, étant donné que la concentration reste faible et que ces voies d'expositions sont indirectes (la dose ingérée sera moins élevée qu'en cas d'ingestion directe de l'eau contaminée), le risque peut être considéré comme faible. Rappelons enfin, qu'en terme de localisation du puits, nous sommes dans le cas d'une situation extrême (200 m) et que quelques mètres plus en aval, la concentration sera plus faible.

3.4.2 Résultats pour le cas 3

Les concentrations du benzène, du chlorure de vinyle, du nickel, du plomb, du tétrachlorure de carbone et du zinc sont supérieures aux normes pour l'eau potable.

Tableau n°17 : Comparaison des normes pour l'eau potable avec les concentrations des différents éléments, aux différentes distances par rapport à la source, pour le cas 3.

	C initiale mg/l	CAS 3			Normes eau potable (mg/l)
		D=200 m	D=500m	D=1000m	
Arsenic	0.13	1.04E-03	5.05E-04	1.54E-04	1.00E-02
Benzène	1.63	1.27E-02	6.19E-03	1.89E-03	1.00E-03
Chlorure de vinyle	5.57	4.34E-02	2.12E-02	6.46E-03	5.00E-04
Chrome	0.10	7.80E-04	3.80E-04	1.16E-04	5.00E-02
Nickel	13.00	1.01E-01	4.94E-02	1.51E-02	2.00E-02
Cadmium	0.40	3.12E-03	1.52E-03	4.64E-04	5.00E-03
Plomb	5.00	3.90E-02	1.90E-02	5.80E-03	1.00E-02
Trichloroéthylène	0.40	3.12E-03	1.52E-03	4.64E-04	1.00E-02
Tétrachloroéthylène	0.7	5.46E-03	2.66E-03	8.12E-04	ensemble
Tétrachlorure de carbone	0.99	7.76E-03	3.78E-03	1.15E-03	2.00E-03
Toluène	18.00	1.40E-01	6.84E-02	2.09E-02	7.00E-01
Zinc	1000.00	7.80E+00	3.80E+00	1.16E+00	3.00E+00

3.4.2.1 Calcul du risque lié à l'utilisation de l'eau du robinet

- Par ingestion

↳ Si le captage est à 500 m

	HOMME		ENFANT
	Quotient de danger	Excès de risque	Quotient de danger
Arsenic	0,054	$2,43 \cdot 10^{-5}$	0,074
Benzène	-	$1,09 \cdot 10^{-5}$	-
Chlorure de vinyle	34	$4,88 \cdot 10^{-4}$	46,6
Chrome	0,004	-	0,006
Nickel	0,200	-	0,270
Cadmium	0,243	-	0,334
Plomb	0,174	-	0,239
Trichloroéthylène	-	-	-
Tétrachloroéthylène	0,008	-	0,012
Tétrachlorure de carbone	0,170	$1,6 \cdot 10^{-5}$	0,238
Toluène	0,011	-	0,015
Zinc	0,405	-	0,405

Tableau n°18 : Quotient de danger et excès de risque pour le cas 3, lorsque le captage AEP est à 500 m de la source.

Le seul quotient de danger supérieur à 1 est celui du chlorure de vinyle. Les quotients de danger proche de 1 sont ceux du nickel, le cadmium, le plomb, le tétrachlorure de carbone et le zinc. Les excès de risque pour l'arsenic, le benzène, le chlorure de vinyle et le tétrachlorure de carbone sont supérieurs à 10^{-6} . Les quotients de danger sont supérieurs pour l'enfant, ce qui est logique puisque leur poids corporel est inférieur à celui des adultes. Le chlorure de vinyle est l'élément qui présente le plus de risque, aussi bien au niveau des effets systémiques que des effets cancérogènes.

↳ Si le captage est à 1000 m

Tableau n°19 : Quotient de danger et excès de risque des différents, pour le cas 3, lorsque le captage AEP est à 1000 m de la source.

	HOMME		ENFANT
	Quotient de danger	Excès de risque	Quotient de danger
Arsenic	0,027	$1,21.10^{-5}$	0,037
Benzène	–	$5,45.10^{-6}$	–
Chlorure de vinyle	16,90	$2,44.10^{-4}$	23,30
Chrome	0,002	–	0,0028
Nickel	0,099	–	0,136
Cadmium	0,122	–	0,167
Plomb	0,087	–	0,12
Trichloroéthylène	–	–	–
Tétrachloroéthylène	0,003	–	0,0036
Tétrachlorure de carbone	0,053	$4,8.10^{-6}$	0,072
Toluène	0,005	–	0,0075
Zinc	0,203	–	0,203

Le quotient de danger pour le chlorure de vinyle reste supérieur à 1. Les autres quotients de dangers proches de 1 sont ceux du zinc et du cadmium. Les excès de risque, quant à eux, restent élevés pour l'arsenic et le chlorure de vinyle.

- Par inhalation

Le risque par inhalation suppose de connaître la fréquence de douche des individus, la dimension des salles de bains, la ventilation de la pièce afin d'estimer la concentration de

polluant pouvant être inhalée dans l'air. Cette exposition doit faire l'objet de recherches plus avancées, voir d'enquêtes sur le terrain afin d'éviter de poser trop d'hypothèses, souvent majorantes pour l'estimation du risque.

3.4.2.2 Calcul du risque lié à l'utilisation de l'eau de puits

Le puits étant placé à 200 m de la source, les concentrations des polluants sont élevées. L'utilisation de ce puits suppose une exposition aux polluants par la consommation de légumes, fruits contaminés par irrigation, par la consommation de volailles, poissons, œufs contaminés, par l'inhalation et par le contact cutané avec les polluants pendant l'arrosage. Ces expositions sont très complexes à estimer car elles sont fonction de caractéristiques propres à chaque polluant, à chaque aliment, et nécessite une connaissance de l'activité humaine assez précise : durée de l'arrosage et sa fréquence, volume d'eau utilisé, qui est lui-même fonction de la taille du potager. Aborder cette exposition de façon théorique amènerait à poser de nombreuses hypothèses pour ces données, une enquête est là encore préférable pour appréhender ces expositions et pourrait faire l'objet d'un travail complémentaire à celui-ci.

3.4.3 Synthèse des résultats

Concernant les centres de stockage répondant aux exigences de l'arrêté de 1997, les risques sanitaires liés aux fuites de lixiviats n'ont pas pu être mis en évidence dans cette étude. En effet, les concentrations des éléments choisis étaient nuls, et ce quel que soit la distance par rapport à la source étudiée.

Pour les centres de stockage sans géomembrane mais présentant 6 m d'argile à 10^{-6} m/s (cas 2), le risque sanitaire peut résider uniquement dans l'usage d'un puits à proximité d'un centre de stockage. Le seul élément qui semble être à surveiller, est le chlorure de vinyle.

En revanche pour l'ancien site de stockage des déchets (cas 3), les résultats pour l'exposition par ingestion d'eau du robinet sont préoccupants (quotient de danger > 1 ou proches de 1, pour 6 substances sur 10, et quatre excès de risque > 10^{-6}), lorsque le captage est situé à 500 m. Ces résultats s'améliorent légèrement lorsqu'il se situe à 1000 m. Cette voie d'exposition est la plus directe. Etant donné les résultats, on peut s'attendre à un risque sanitaire plus élevé, lié à la prise en compte des autres voies d'exposition. Pour connaître ce risque, un travail supplémentaire de recueil de données de terrain et bibliographique serait nécessaire. Toutefois, ces résultats sont à nuancer, du fait des nombreuses hypothèses qui ont été faites, et qui sont discutées dans le paragraphe suivant.

3.5 DISCUSSION

Une discussion des résultats est indispensable : en effet, l'évaluation des risques sanitaires repose sur une série d'hypothèses, qui doivent être énoncées de façon transparente. Selon les choix adoptés, les résultats finaux de l'étude peuvent être divergents.

3.5.1 Origine des données concernant les lixiviats

Lors de la synthèse bibliographique, nous avons travaillé sur des données assez anciennes (exemple : 1971) et dont l'origine n'était pas très sûre : peut-on estimer que ces données sont représentatives de la composition des lixiviats actuels ? Par manque de données plus récentes et d'informations ne concernant que les lixiviats issus de déchets ménagers, nous avons dû considérer toutes les données, même celles dont l'origine était moins certaine. De ce fait, certaines concentrations ont pu être majorées, malgré la révision des maximum que nous avons réalisé. Afin d'améliorer la représentativité des lixiviats actuels, une veille des études concernant ce sujet pourrait être entreprise.

De plus, avec les valeurs collectées dans la littérature, les conditions de prélèvement, d'analyse, les conditions de la décharge sont rarement renseignées.

3.5.2 Paramètres de la modélisation

3.5.2.1 Les substances sélectionnées pour l'évaluation des risques

Parmi les 47 éléments toxiques présents dans les lixiviats, nous en avons retenu 12, en fonction de leur représentativité dans les lixiviats (fréquence, concentration, toxicité). D'autres substances auraient pu être sélectionnées. Il peut exister des substances non identifiées, présentant un impact sanitaire important mais qui ne sont pas mesurées actuellement. Les centres de stockage peuvent en effet contenir une variété très importante de molécules de synthèses ou naturelles, étant donné que les industriels utilisent plus de 70 000 substances synthétiques, et de l'ordre de 1000 nouvelles substances par an. Seules quelques unes ont fait l'objet d'une étude approfondie sur le plan toxicologique, comportant une analyse des effets à long terme.

3.5.2.2 Choix des trois types de centres de stockage

Depuis 1997, la configuration des centres de stockage est réglementée. Nous avons donc choisi d'étudier ce cas réglementaire, en considérant deux scénarios concernant les fuites de lixiviats. Mais beaucoup de sites ne répondent pas à ces exigences, notamment les anciennes décharges. En France, le nombre de décharges brutes et dépôts sauvages est estimé à plus de 6000, Barthelemy et al. (2002) [36]. Nous avons donc retenu un cas réel. Ce cas réel n'a pas la prétention d'être représentatif de l'ensemble des anciennes

décharges, si tant est que cela soit possible. Il a été retenu car sa configuration permettait d'utiliser MISP et que nous détenions des informations faisant défaut dans les autres cas réels consultés.

De plus, afin de ne pas retenir que deux cas extrêmes, nous avons imaginé un centre de stockage qui n'aurait pas de géomembrane mais qui présenterait une étanchéité passive sur 6 m (l'épaisseur est prise identique à celle du cas 1), avec une perméabilité de 10^{-6} m/s, plus élevée que celle du cas 1 étant donné qu'une perméabilité de 10^{-9} m/s est plus rare naturellement.

Cette étude est donc semi-générique. L'hétérogénéité des types de sites et leur grand nombre nous ont conduit à faire ce choix : en effet, pourquoi choisir un site plutôt qu'un autre dans la mesure où il ne sera pas, de toute façon, représentatif de l'ensemble ?

3.5.2.3 Choix du contexte hydrogéologique

- Les caractéristiques du sol

En France, ces caractéristiques sont très variables dans l'espace, il est donc impossible de définir un type de sol moyen. Pour le cas 1, les caractéristiques de perméabilité sont les valeurs réglementaires. Pour le cas 2, nous avons choisi une perméabilité moindre car il s'agissait d'un cas non réglementé. Et enfin, pour le cas 3, nous nous sommes appuyés sur un cas réel.

Ces caractéristiques ont été considérées constantes : il n'a pas été tenu compte d'un vieillissement du sol, ou d'une altération de sa perméabilité, qui aurait pour conséquence d'accélérer l'apparition de la pollution au niveau de la nappe.

- Les caractéristiques de la nappe

Dans les trois cas, une nappe exploitée pour l'eau potable se situe sous la décharge. Cette hypothèse n'est pas vérifiée pour la plupart des sites. Les caractéristiques de la nappe pour les cas 1 et 2 sont identiques et sont issues de la littérature. Pour le cas 3, la vitesse de l'eau dans l'aquifère est plus forte, le maximum des concentrations est atteint plus vite mais il est plus faible que le maximum des concentrations pour le cas 2. On peut alors se demander si en terme d'impact sanitaire, il est préférable de choisir un site où la vitesse de l'eau dans la nappe est élevée ? cela dépend des effets sur la santé mis en jeu : s'il s'agit d'effets à seuils, il serait effectivement préférable d'avoir une concentration plus faible même si cette pollution est moins retardée, en revanche, qu'en est-il pour les effets sans seuil ? la fréquence étant proportionnelle à la dose, est-il préférable d'avoir plus de personnes touchées mais plus tardivement qu'un nombre plus réduit de personnes affectées mais pendant plus longtemps ? Seule une estimation du nombre de personnes touchées peut résoudre ce dilemme.

- Les eaux de surface

Nous n'avons pas étudié l'impact du centre de stockage sur la ressource en eau superficielle. En effet, un nombre trop important d'hypothèses à poser, nous semblait conduire à une situation non réaliste : il aurait fallu fixer une distance arbitraire de la rivière par rapport au CSD, établir un coefficient de partage des lixiviats entre la ressource souterraine et la ressource superficielle, retenir un débit pour le cours d'eau, qui influe énormément sur les concentrations puisqu'il régit les phénomènes de dilution des polluants dans l'eau.

3.5.2.4 Caractéristiques des polluants et de la source

Il a été choisi de ne pas retarder, ni de considérer la dégradation des polluants dans le milieu. Cette hypothèse est forte, notamment pour les métaux, comme le plomb en particulier, qui se complexe et ne suit pas l'eau lors de sa migration à travers les couches. Les résultats obtenus montre que le risque sanitaire majeur est lié à la présence du chlorure de vinyle, il se trouve que cet élément est très mobile dans le sol, la modélisation n'a pas besoin d'être reprise.

Pour les mêmes raisons, le flux de polluants est considéré constant. De plus, à l'heure actuelle, on ne connaît pas la composition des lixiviats à long terme, ni leur flux. L'exploitant n'est tenu de suivre les émissions de son centre de stockage que pendant 30 ans. Un contrôle avant la fermeture du site est alors réalisé sur les lixiviats mais il ne porte pas sur tous les polluants. Plutôt que de choisir arbitrairement un coefficient de décroissance de la source ou une date limite à partir de laquelle on considère le centre de stockage non polluant, nous avons testé le flux constant, tout en étant conscient qu'au bout d'un certain temps, cette hypothèse n'est plus valable. Concernant le flux, pour le cas 1, cela suppose que la géomembrane n'est pas altérée avec le temps, que le débit de fuite reste constant. La mise en compte de ces évolutions sur le long terme, dès qu'elles seront mieux renseignées, nous semble indispensable.

3.5.3 Les relations dose-réponse et dose-effet

Les limites de ces relations sont nombreuses :

- Les valeurs toxicologiques de référence, qui dépendent de la validité des études animales ou épidémiologiques,
- Les modèles d'extrapolation hautes doses-basses doses pour les effets sans seuil,
- Le choix des facteurs de sécurité.

La liste n'est pas exhaustive, il ne s'agit pas ici de faire une revue des limites de ces relations mais d'en présenter quelques-unes. Nous supposons que pour les 12 substances que nous avons retenu, les VTR sont fiables pour la quantification du risque.

Une des limites importantes de cette approche, c'est qu'il existe très peu d'informations sur la relation dose-réponse des mélanges d'agents dangereux [37], or dans notre cas, plusieurs polluants qui n'appartiennent pas au même groupe chimique sont mélangés et l'individu sera exposé à cet ensemble de polluants : il faut alors poser l'hypothèse d'indépendance, ce qui revient à considérer que la courbe dose-réponse de chacun des constituants du mélange n'est pas affectée par la présence concomitante des autres composés.

3.5.4 Conditions d'exposition aux polluants

3.5.4.1 L'hypothèse de l'ingestion d'eau contaminée

L'absence de traitement de l'eau distribuée depuis le captage d'alimentation en eau potable et son emplacement à 500 m du centre de stockage sont des hypothèses fortes. Par rapport à l'implantation du captage, il existe des périmètres de protection, qui interdisent certaines activités, installations, et dépôts susceptibles d'entraîner une pollution de nature à rendre impropre l'eau à la consommation humaine.

Concernant l'absence de traitement de l'eau souterraine, il faut savoir que l'eau d'un captage d'eau souterraine est en général seulement désinfectée. Mais des analyses doivent être réalisées pour s'assurer de la qualité de l'eau distribuée. Elles sont effectuées au niveau de la ressource, au point de distribution et au robinet. La nature des analyses et les valeurs limites de qualité de l'eau distribuée sont citées dans l'annexe I du décret n°2001-1220 du 20 décembre 2001 relatif aux eaux destinées à la consommation humaine. Le tétrachloroéthylène, le trichloroéthylène, l'arsenic, le cadmium, le nickel, sont analysés au niveau de la ressource d'origine souterraine. Ces analyses doivent être réalisées à une fréquence variable en fonction du débit prélevé : plus ce débit est important, plus la fréquence d'analyse est élevée. Concernant les analyses au point de mise en distribution et d'utilisation (mesure au robinet), les fréquences d'analyses sont fonction de la population desservie et du type de programme d'analyse (programme de routine ou complémentaire). Concernant les polluants que nous avons sélectionnés, seul le toluène et le tétrachlorure de carbone ne font l'objet d'aucune analyse, quelque soit le point de prélèvement.

En revanche, le prélèvement d'eau dans le milieu naturel à l'usage d'une famille n'est pas soumis à la procédure d'autorisation. Il n'y a donc pas de contrôle par rapport à son emplacement ou à la qualité de l'eau prélevée. Une exposition par cette voie paraît plausible.

3.5.4.2 La durée d'exposition de l'individu

La durée moyenne entre deux déménagements est de 12 ans, le fait de considérer une exposition vie-entière (soit 70 ans) tend à surestimer l'exposition et donc les risques.

CONCLUSION

La démarche d'évaluation des risques a été appliquée à la problématique des sites de stockage des déchets ménagers et assimilés. Une approche semi-générique a été adoptée, appliquée à trois types de centres de stockage, pouvant exister dans le paysage français actuel. Pour une sélection réduite de substances et pour une population fictive, il a pu être calculé en partie, une dose d'exposition quotidienne et une estimation du risque encouru par les riverains. De nombreuses hypothèses ont dû être posées au cours de ce travail, aussi bien pour la modélisation du transfert dans le sol que dans l'évaluation des risques, elles doivent être conservées à l'esprit lors de la lecture des résultats.

De cette étude, se dégagent les conclusions suivantes : les centres de stockage, tels que défini par l'arrêté du 9 septembre 1997, offre la meilleure protection vis-à-vis des lixiviats pour la ressource souterraine et la santé humaine, et ce, quelque soit la quantité de fuites de lixiviats prise en compte. Les centres de stockage, ne possédant pas de géomembrane mais disposant d'un contexte géologique favorable, ne peuvent poser problème que dans le cadre d'un usage de puits personnel, situé à proximité d'un centre de stockage. Ils ne représentent pas un danger pour les captages pour l'alimentation en eau potable, qui sont plus éloignés.

En revanche, les centres de stockage, dont l'implantation ne permet pas de bénéficier d'une barrière naturelle, la pollution de la nappe est plus importante et les risques pour la santé humaine ne sont pas nuls. Le polluant qui semble être le plus nuisible est le chlorure de vinyle, d'autant plus qu'il est très mobile dans le sol. Il serait peut être alors judicieux d'étudier une autre voie d'élimination pour le PVC (incinération, tri, ...).

Au vu de ces résultats, il paraît indispensable de développer la métrologie des toxiques, afin d'affiner la connaissance des niveaux d'exposition réels des riverains, la démarche d'évaluation des risques ayant permis de cerner les polluants à risque et d'estimer grossièrement un niveau d'exposition.

En terme de gestion des centres de stockage de déchets, cette étude valide les progrès et améliorations qui ont été réalisés pour réduire les nuisances et les risques liés aux décharges. Il serait souhaitable que la résorption des décharges brutes et des dépôts sauvages s'opèrent le plus rapidement possible afin de limiter leur possible impact sur la santé humaine.

Enfin, un effort de communication semble nécessaire auprès de la population, afin de les rassurer sur ces nouvelles installations, l'ouverture de nouveaux sites est indispensable pour accueillir les quantités de déchets ménagers et assimilés toujours plus importantes, qui continueront à affluer vers ces centres pendant encore quelques années. La communication est encore trop axée sur la partie tri et valorisation et dévalorise implicitement l'élimination qui est pourtant indispensable.

Bibliographie

- [1] ADEME, Les installations de stockage de déchets ménagers et assimilés – Techniques et Recommandations
- [2] Etude Inter-agences de l'eau, Evaluation des flux polluants liquides générés par les décharges de déchets ménagers, juillet 1997.
- [3] Ehrig and Scheelhaase, Analysis of long term leachate characteristics, proceedings Sardinia 1997, vol II, p117-131.
- [4] El-Fadel, Bou-Zeid E., Chabine W. and Alayli B., Temporal variation of leachate quality from pre-sorted and baled municipal solid waste with high organic and moisture content, Waste management, vol 22, issue 3, p 269-282, June 2002.
- [5] Liberty L. and al., Field evaluation of leachate characteristics, proceedings 1997 Sardinia, vol II, p151-159.
- [6] Swana, leachate generation, collection and treatment at municipal solid waste disposal facilities (publication No. GR-D0535), solid waste association of North America, Silver Spring, Maryland, 1997
- [7] Belevi H. and Baccini P., Long term behaviour of municipal solid waste landfills, Waste Management & Research, 1989, 7, 43-56.
- [8]: Adriano D.C., Iskandar A.K. and Murarka I.P., Contamination of groundwaters, Science reviews, 1994, p 415 et 418.
- [9]: Yong R. N., Mohamed A.M.O. and Warkentin B.P., Principles of contaminant transport in soils, Developments in geotechnical engineering, 73; 1992, p 87.
- [10]: Jensen D.L. and Christensen T.H., spéciation of heavy metals in landfill leachate, Sardinia 97, sixth international landfill symposium, Italy, vol II, p 161-168.
- [11]: Le Gall A., Eléments pour le volet sanitaire des études d'impact pour les centres de stockage de déchets ménagers et assimilés, mémoire de fin d'études, IGS 2001.
- [12]: Christensen T.H., Kjeldsen P., Albrechtsen H.J., Heron G., Nielsen P.H., Bjerg P.L. and Holm P.E., Attenuation of landfill leachate pollutants in aquifers, Critical reviews in environmental Science and technology, 24 (2) : p 119-202, 1994.
- [13]: Krug M.N. and Ham R.K., Analysis of long term leachate characteristics, Sardinia 1997, sixth international landfill symposium, Italy, vol II, p 128.
- [14] Fedorak P.M., Rogers R.E., Assessment of the potential health risks associated with the dissemination of microorganisms from a landfill site, waste management & research, 1991, 9, 537 - 563.

- [15] Manca D., Birmingham B. and Raha D., Toxicological screening of chemical emissions from municipal solid waste landfills. Application of a predictive framework to a state-of-art facility, *Human and Ecological Risk Assessment*, 1997, vol.3, n°2, p 257-286.
- [16] Nuesslein F., Feicht EA Schulte-Hostede S. and Kettrup A., Proposal on a standardized water risk assessment of toxic substances in soil, *Chemosphere* 1994, 28 (2) :219-228.
- [17] Assmuth T., Concentrations of toxic chemicals in waste deposit runoff, *Aqua Fennica* 1992, 21 (2) :183-194.
- [18] Chilton J. and Chilton K., A critic of risk modelling and risk assessment of municipal landfills based on US environmental protection agency techniques – *Waste Management and Research*, 1992, vol 10, p 505 - 516.
- [19] ADEME, Guide méthodologique pour la remise en état des décharges d'ordures ménagères et assimilés, 1996, p107.
- [20] Touze-Foltz N., Modélisation des transferts advectifs dans les étanchéités composites de centres de stockage de déchets, Thèse au Cemagref d'Antony, 2001.
- [21] Giroud J.P. & Bonaparte R., Leakage through liners constructed with geomembranes, part II, Composite liners, *Geotextiles and geomembranes*, 1989, 8, p 71 – 111.
- [22] Düllmann et Eisele, The analysis of various landfill liner after 10 years exposure to leachate, in *geoconfine 93*.
- [23] Giroud J.P., Khatami A. & Tweneboach B. , Evaluation of the rate of leakage trough composite liners, *Geotextiles and geomembranes*, 1989, 8 (4), p 337 – 40.
- [24] Giroud J.P., Khatami A. & Tweneboach B. , Rate of leakage trough a composite liner due to geomembrane defects, *Geotextiles and geomembranes*, 1992, 11, 1-28.
- [25] Foolse G.J., Benson C.H. and Edil T.B., Analytical equations for predicting concentration and mass flux from composite liners, *Geosynthtics international*, 2001, volume 8, n°6, p 471-597.
- [26] Guyonnet D., Approche mathématique de l'impact des sites contaminés sur les eaux souterraines dans un contexte d'analyse de risque, thèse à l'Ecole polytechnique fédérale de Lausanne, 1998, p19.
- [27] Guyonnet D., Seguin JJ., Côme B., Solutions analytiques pour l'évaluation simplifiée de l'impact des sites de stockage de déchets sur les eaux souterraines, *DECHETS - Sciences et Techniques* n°5, 1997, p 9 – 13.
- [28] Acar Y.B., Transport f low concentrations contaminants in saturated barriers, p 1038.
- [29] Gelhar L.W, Welty, Claire and Rehfeldt, K.R., A critical review of data on field-scale dispersion in aquifers : *water ressources Research*, 1992, v 28, n°7 , p 1955 – 1974.
- [30] Bagchi A., Natural attenuation mechanisms of landfill leachate and effects of various factors on the mechanisms, *Waste Management & Research*, 1987, 5, 453-464.

- [31] USEPA, Liner location risk and cost analysis model, appendix C, 1985, C1 – C25.
- [32] Domenico P.A. and Schwartz F.W., Physical and chemical hydrogeology, 1990, p 351.
- [33] Keck G., Vernus E., Déchets et risques pour la santé, Techniques de l'ingénieur, G 2450-1 - 2450-17.
- [34] CREDOC, AFSSA, Ministère de l'Agriculture et de la Pêche, Enquête INCA individuelle et nationale sur les consommations alimentaires. Editions TEC&DOC, 2000.
- [35] Bertrand M., Consommation et lieux d'achat des produits alimentaires en 1991. INSEE résultats 1993, 262-263.
- [36] Barthelemy F., Grimot M. and Legrain D., rapport de l'inspection générale de l'Environnement sur les installations de stockage des déchets ménagers et assimilés, 2002, p20.
- [37] Institut de veille sanitaire, Guide pour l'analyse du volet sanitaire des études d'impact, mai 2000.

Sites internet

<http://www.tera.org>

<http://www.epa.gov/iris/>

<http://www.ineris.fr/recherches/fiches1.htm>

<http://aida.ineris.fr>

<http://www.ademe.fr/collectivites/Dechets-new/Mots-chiffres/default.htm>

<http://www.atsdr.cdc.gov>

http://www.who.int/water_sanitation_health/GDWQ/Summary_tables/Sumtab.htm

Liste des annexes

- ANNEXE 1 :** Réactions de biodégradation successives des déchets.
- ANNEXE 2 :** Tableau récapitulatif des concentrations d'éléments présents dans les lixiviats, rencontrées dans la littérature.
- ANNEXE 3 :** Eléments permettant la sélection des substances pour l'évaluation des risques.
- ANNEXE 4 :** Facteurs favorisant l'apparition de défaut au niveau d'une géomembrane. Photographies illustrant les défauts.
- ANNEXE 5 :** Coupe géologique correspondant au cas 3.
- ANNEXE 6 :** Analyse de l'influence de la vitesse de l'eau dans l'aquifère sur les concentrations.
- ANNEXE 7 :** Analyse de l'influence du positionnement vertical et latéral de la cible par rapport à la source.
- ANNEXE 8 :** Exemples de fichier d'entrée et de sortie du logiciel MISP.