



Définir une stratégie de dépollution :

**Approche basée sur la masse de
polluant et la capacité de relargage
d'une pollution**

Rapport final

BRGM/RP-64350-FR

Février 2016



Géosciences pour une Terre durable

brgm

Définir une stratégie de dépollution :

Approche basée sur la masse de polluant et la capacité de relargage d'une pollution

Rapport final

BRGM/RP-64350-FR

Février 2016

Guide réalisé dans le cadre des projets d'appui
aux politiques publiques financées par le MEDDE

Lion F., Colombano S., Aubert N., Boissard G.

Vérificateur :

Nom : L. ROUVREAU

Responsable de l'Unité "Relations
avec les Entreprises"

Date : 25/01/2016

Signature :



Approbateur :

Nom : H. LEPROND

Responsable d'unité D3E/3SP

Date : 01/02/2016

Signature :



Le système de management de la qualité et de l'environnement
est certifié par AFNOR selon les normes ISO 9001 et ISO 14001.

Avertissement

Le présent guide s'attache à illustrer différentes méthodes permettant de répondre à la question « *Jusqu'où dépolluer ?* ». Répondre à cette question nécessite de prendre en compte un ensemble de données, de facteurs et d'éléments parmi lesquels par exemple, les performances de plusieurs techniques de dépollution dans un contexte donné (celui du site) et les seuils de coupure (correspondant schématiquement à des objectifs de dépollution) atteignables dans la limite de ce qui est techniquement et économiquement acceptable. Par souci de simplicité, les différentes méthodes présentées et illustrées ici sont regroupées sous le terme générique de « bilans massiques » dans la suite de ce guide. Ces méthodes sont basées sur l'estimation de la **masse** de polluant, présente dans les sols et / ou dans la nappe, susceptible d'être traitée, et non pas sur des calculs de risques sanitaires ou des concentrations de polluants intrinsèques présentes dans les différentes matrices.

Les bilans massiques sont classiquement réalisés dans l'évaluation des procédés industriels (voire dans certaines étapes d'une dépollution). Ils sont réalisés afin (i) de vérifier la conservation de la matière entre l'entrée et la sortie d'un procédé, (ii) de comparer l'état initial et l'état final d'un site après dépollution (ce qui permet de calculer un pourcentage d'abattement d'une pollution) ou (iii) de vérifier l'efficacité d'une technique de dépollution en comparant la masse réellement traitée (ou récupérée par pompage par exemple) avec la masse à traiter estimée au cours de différentes études préliminaires. Les bilans massiques, objet du présent guide diffèrent des précédents dans la mesure où ils sont uniquement destinés à étayer le choix d'une technique de dépollution et d'un **seuil de coupure théorique**. Ils sont donc réalisés après les études environnementales, mais **avant** à la réalisation de travaux de dépollution.

Plusieurs exemples illustrent le guide afin d'en faciliter la compréhension par le lecteur. Ces exemples sont issus de la littérature ou de projets réalisés en France qui ont été communiqués au BRGM par des bureaux d'études, des administrations ou des donneurs d'ordres. Par souci de confidentialité, les exemples qui ne sont pas issus d'une recherche bibliographique ont été rendus anonymes et seuls les éléments jugés pertinents dans le cadre de ce guide sont présentés.

Les exemples présentés ont un caractère illustratif. Il ne serait pas pertinent de les transposer sans réflexion ni adaptation à d'autres cas auxquels le lecteur pourrait être confronté. **Une étude au cas par cas, spécifique de la problématique rencontrée devra être systématiquement réalisée par le lecteur, conformément à la méthodologie nationale de gestion des sites et sols pollués.** L'attention du lecteur est également appelée sur le fait que **les seuils de coupure théoriques définis par cette approche ne doivent pas être utilisés comme objectifs de réhabilitation définitifs sans des études complémentaires**, qu'il s'agisse notamment (i) du relargage dans la nappe associé aux concentrations résiduelles après une dépollution utilisant ces seuils de coupure théoriques comme objectifs de réhabilitation, (ii) de l'aspect sanitaire associé aux concentrations résiduelles, (iii) de l'aspect financier et (iv) de l'aspect technique. Le présent guide s'attache à décrire des méthodes destinées à aider au choix d'un seuil de coupure théorique. Il n'abordera pas les questions liées au choix des méthodes de prélèvement (sol, air ou eau), du plan d'échantillonnage ni à la représentativité des prélèvements. Le lecteur pourra trouver les informations correspondantes dans d'autres guides spécifiques disponibles publiquement.

Mots-clés : bilan massique, Pareto, bilan coûts-avantages, flux, débit, relargage, masse, brute, produit pur, géostatistique, SSP, stratégie, dépollution

En bibliographie, ce rapport sera cité de la façon suivante :

Lion F., Colombano S., Aubert N., Boissard G. (2015) – Définir une stratégie de dépollution : approche basée sur la masse de polluant et la capacité de relargage d'une pollution. Rapport final. BRGM/RP-64350-FR, 215 p., 91 fig., 13 tabl., 11 ann.

© BRGM, 2016, ce document ne peut être reproduit en totalité ou en partie sans l'autorisation expresse du BRGM.

Synthèse

L'évolution des réglementations européennes (par exemple, la Directive Cadre-Eau) et des connaissances scientifiques a entraîné l'adaptation de la réglementation française et de la méthodologie nationale de gestion des sites et sols pollués. Initialement basée sur une réhabilitation systématique des sites et sols pollués (avant 1999), puis sur une gestion des risques selon l'usage (jusqu'en 2007), **la méthodologie nationale, entrée en vigueur en février 2007, a conforté la gestion des risques selon l'usage en l'assortissant de règles de cadrage et d'une mise en avant de l'approche technico-économique**, déjà présente dans la circulaire de 1999, mais trop rarement mise en pratique. Avant 2007, la gestion du risque selon l'usage était ainsi trop souvent le prétexte au maintien en place des pollutions qui ne présentaient pas de risques sanitaires, malgré des concentrations importantes.

Depuis 2007, la méthodologie nationale impose, d'abord, de **rechercher et de traiter les sources de pollution en tenant compte des techniques disponibles, de leurs coûts économiques** (ce qui n'est pas en opposition avec la gestion des risques selon l'usage) et du bilan environnemental global de l'opération, en justifiant du choix des techniques retenues. Lorsque la suppression totale des sources n'est pas envisageable pour des raisons techniques ou économiques, elle impose, ensuite, de gérer les impacts provenant des pollutions résiduelles, afin qu'ils soient maîtrisés et acceptables pour les populations comme pour l'environnement.

La notion de source de pollution¹ est généralement associée à la présence de concentrations importantes en polluants ou, lorsqu'il s'agit de polluants organiques, à la présence de produits purs, dont la définition, la caractérisation et le comportement sont succinctement rappelés dans ce guide. La délimitation de ces zones sources étant un exercice souvent complexe, la définition de valeurs-seuils génériques, valables quels que soient les cas de figures, pourrait *a priori* constituer la solution la « plus simple » à cette problématique. Cependant, ce guide a démontré **l'impossibilité de définir de tels seuils génériques**, en raison, notamment, de la dépendance étroite des paramètres (associés à ces seuils) avec le type de sol, le type de polluant et la distribution de la phase pure dans le milieu. **Une telle démarche, qui aboutirait, au mieux, à la définition de seuils très bas, et au pire, à des conclusions erronées, non représentatives de la réalité**, n'est pas cohérente avec la méthodologie des textes de 2007 qui privilégie (au travers d'une approche au cas par cas) l'amélioration de la qualité de l'environnement en maîtrisant les sources de pollution, plutôt qu'une approche généraliste des problématiques SSP (Sites et Sols Pollués).

L'amélioration de la qualité de l'environnement nécessite *de facto* le traitement de la source de pollution, et plus particulièrement, le retrait des produits purs. Qu'ils s'agissent de pollutions par des DNAPL (composés organiques plus denses que l'eau - Dense Non-Aqueous Phase Liquids) ou des LNAPL (composés organiques moins denses que l'eau - Light Non-Aqueous Phase Liquids), le guide met en évidence le fait qu'un retrait, même partiel, de la masse de polluant présente dans la source de pollution permet dans la grande majorité des cas de réduire (i) le relargage et les concentrations en polluants dans la nappe (et donc les risques pour l'homme et l'environnement), (ii) la longévité et l'extension d'un panache, (iii) la durée d'une

¹ Lorsque la situation est stabilisée, ce qui est souvent le cas sur les sites historiquement pollués, le retour d'expérience montre que la notion de « pollution concentrée » est préférée à celle de « source de pollution », du fait de cette stabilisation.

dépollution et donc les coûts de dépollution ou de surveillance associés. **Dans tous les cas, la décision de mettre en place des techniques de réduction de la source est une décision qui dépend principalement de considérations liées à la spécificité de chacun des sites.**

Lorsque les données sont de qualité et en nombre suffisant, le recours à des méthodes d'interprétation de ces données telles que la géostatistique est recommandé pour la délimitation de la zone source et la réalisation de bilans massiques. Sans être exhaustifs, les paragraphes de ce guide consacrés à la géostatistique rappellent les principes généraux de la géostatistique, les principales méthodes existantes et celles les plus adaptées à l'élaboration de bilans massiques dans le domaine des SSP. **La géostatistique parvient à fournir une représentation spatiale de la contamination** en interprétant les informations existantes (ponctuelles) et en les interpolant au droit des zones où aucune information n'est disponible. **Ce type de méthode peut également permettre de définir les zones à dépolluer et d'estimer les volumes de sols correspondants.**

Une fois l'extension spatiale de la contamination caractérisée et les volumes de sols associés estimés, il s'agit de répondre à la question « Jusqu'où dépolluer ? », à l'aide du **principe de Pareto**, également appelé loi du 80/20.

Lorsque l'on s'intéresse à la masse brute de polluant présente dans les sols (méthode appelée « Pareto-Sol » dans ce guide), les principales étapes de ces bilans massiques, largement illustrées d'exemples dans le guide, sont les suivantes :

1. Modéliser la répartition spatiale de la pollution, aussi bien horizontalement que verticalement, afin de définir des courbes d'isoconcentrations pour chaque horizon jugé pertinent ;
2. Calculer les volumes de sol correspondant à chaque plage de concentrations (définie par chaque couple de courbes d'isoconcentrations) ;
3. Calculer la masse de polluant présente dans chaque volume, à partir de la densité du sol et de la concentration médiane (ou moyenne) de la plage de concentration considérée ;
4. Etudier la répartition des pourcentages de volume de sol et de masse de polluant en fonction des plages de concentration. **C'est l'étape-clé du bilan massique puisqu'elle permet de définir un seuil de coupure théorique qui correspond au retrait d'une quantité significative de polluant tout en traitant un volume limité de sol.**

Une fois que ce seuil de coupure théorique défini, il convient de vérifier sa compatibilité avec les autres dimensions essentielles d'un projet de dépollution, que sont le volet sanitaire, la mobilité des polluants, les techniques de dépollution disponibles et leurs performances, les usages du site et les aménagements actuels ou futurs, les objectifs de qualité des milieux, et les aspects économiques.

Lorsque l'on s'intéresse au relargage de polluant dans les eaux souterraines, qu'il soit potentiel (« Pareto-Relargage ») ou avéré (« Pareto-Eau »), deux cas peuvent se présenter :

- Estimer un potentiel de relargage à l'aide d'essais de lixiviation. Cette méthode, plus particulièrement adaptée aux composés non volatils a été illustrée à l'aide d'un site présentant une pollution principale en arsenic ;
- Estimer un débit massique de relargage à l'aide de transects. Cette méthode, illustrée à l'aide d'un exemple issu de la littérature, consiste à créer des surfaces de contrôle virtuelles, à l'aide de forages recoupant intégralement le panache de polluants, et à

calculer les flux massiques traversant ces surfaces virtuelles, à l'aide des débits d'écoulement de la nappe et des concentrations en polluants.

Dans un cas comme dans l'autre, on appliquera le principe de Pareto afin de définir les zones participant le plus au relargage tout en ne représentant qu'un volume limité de sol.

Lors de la délimitation de la zone source et de la justification de la méthode de gestion retenue, la réalisation de bilans massiques apportera des arguments chiffrés, utiles à tous les acteurs du domaine des SSP, qu'ils s'agissent des bureaux d'études, des entreprises de travaux, des donneurs d'ordres ou des administrations.

Sans pour autant s'affranchir de la nécessaire prise en compte des concentrations maximales admissibles, ces bilans massiques, qu'ils soient réalisés sur la masse brute de polluants dans les sols et/ou sur leur relargage potentiel ou avéré vers les eaux souterraines, permettront de mieux caractériser, comprendre et gérer les pollutions à un coût technico économiquement acceptable.

Sommaire

Synthèse	5
Sommaire	9
1. Contexte et enjeux	17
1.1. CONTEXTE RÉGLEMENTAIRE	17
1.1.1. La directive européenne 76/464/CEE	17
1.1.2. La directive européenne 2000/60/CE	17
1.1.3. Les textes nationaux de 2007	18
1.2. ENJEUX	18
1.2.1. Avant 1999 : une réhabilitation systématique	18
1.2.2. De 1999 à 2007 : la gestion des risques suivant l'usage	19
1.2.3. A partir de 2007 : la gestion des risques suivant l'usage associé au « techniquement et économiquement acceptable »	20
1.3. DELIMITER ET RETIRER LES SOURCES DE POLLUTION	21
2. Illustration des enjeux à l'aide d'un exemple	23
2.1. PRESENTATION DU SITE A	23
2.1.1. Historique et contexte géologique et hydrogéologique	23
2.1.2. Impacts identifiés et enjeux à préserver	23
2.2. APPROCHE ANTÉRIEURE À LA METHODOLOGIE DE 2007	25
2.3. APPROCHE POSTERIEURE À LA METHODOLOGIE DE 2007	25
2.4. DE L'INTÉRÊT DES BILANS MASSIQUES	26
3. Produits purs : définition et intérêt de les retirer	27
3.1. DÉFINITION, CARACTÉRISATION ET COMPORTEMENT DES PRODUITS PURS ...	27
3.1.1. Définition	27
3.1.2. Caractérisation	27
3.1.3. Comportement	30
3.2. DISCUSSION SUR LA DETERMINATION ET L'UTILISATION DE VALEURS SEUILS GENERIQUES	33
3.2.1. Estimation de la valeur de saturation limite	33
3.2.2. Estimation de la valeur de concentration résiduelle	34
3.2.3. Estimation de la valeur de concentration maximale	35
3.2.4. Résultats	35
3.2.5. Interprétation et conclusion	38

3.3. RETIRER LES PRODUITS PURS – QUEL INTÉRÊT ?	41
3.3.1. Rappels	41
3.3.2. Illustrations à l'aide d'exemples	42
3.3.3. Conclusions.....	58
4. Géostatistique et bilans massiques	59
4.1. RAPPELS.....	59
4.2. CARTOGRAPHIER LES DONNÉES OBTENUES.....	60
4.2.1. Les principales méthodes de cartographies utilisables en SSP	60
4.2.2. Choisir la méthode de simulation.....	63
4.2.3. Grilles et nombre de simulations.....	64
4.3. PRÉALABLES À LA CARTOGRAPHIE	64
4.3.1. Informations concernant le site et l'échantillonnage.....	64
4.3.2. Contrôler les données avant de les cartographier.....	65
4.4. RETOUR D'EXPÉRIENCE SUR L'UTILISATION DES GÉOSTATISTIQUES DANS LE DOMAINE DES SSP	68
4.5. LA GÉOSTATISTIQUE APPLIQUÉE AUX FLUX MASSIQUES DE RELARGAGE.....	71
5. Le principe de Pareto.....	73
5.1. SON ORIGINE ET SON ADAPTATION AU DOMAINE DES SSP	73
5.2. ILLUSTRATION DU PRINCIPE DE PARETO À L'AIDE D'UN CAS ISSU DE LA LITTÉRATURE	74
5.2.1. Présentation du site et des objectifs de l'étude de Yang <i>et al.</i> (2013).....	74
5.2.2. Enseignements à tirer des résultats de l'étude de Yang <i>et al.</i> (2013)	76
6. Définir les volumes à dépolluer : Travailler sur la masse brute de polluant.....	79
6.1. APPROCHE GLOBALE : LE « PARETO-SOL »	79
6.1.1. Principe général	79
6.1.2. Exemple illustratif (Site B).....	84
6.2. ÉTUDES DE CAS.....	88
6.2.1. Sites présentant plusieurs type de polluants.....	88
6.2.2. Bilans massiques et bilans technico-économiques	90
6.2.3. Quelques limites/contre-exemples de la méthode Pareto-Sol.....	92
7. Définir les volumes à dépolluer : Travailler sur les potentiels et les flux de relargage	101
7.1. INTÉRÊT DE CONNAÎTRE LES POTENTIELS ET LES FLUX DE RELARGAGE.....	102
7.2. ESTIMATION DU POTENTIEL DE RELARGAGE DES SOLS : LE « PARETO- RELARGAGE »	103
7.2.1. Estimation du potentiel de relargage des sols par essais de lixiviation / percolation	103

7.2.2. Interprétation des résultats : définir les zones dont le potentiel de relargage est le plus important	106
7.3. ESTIMATION DES FLUX MASSIQUES DE RELARGAGE : LE « PARETO-EAU »	106
7.3.1. Par la méthode des transects	106
7.3.2. Autres méthodes pour estimer les débits massiques de relargage.....	118
7.3.3. Synthèse des différentes méthodes	121
7.4. ILLUSTRATIONS À L'AIDE D'ÉTUDES DE CAS.....	121
7.4.1. Étude du potentiel de relargage des sols par essais de lixiviation (Site F) : le Pareto-Relargage	121
7.4.2. Étude de cas du flux de relargage par transect (Site G) : le Pareto-Eau.....	123
7.4.3. Principe de Pareto et définition d'un seuil de coupure tenant compte de la masse de polluant dans les sols et du relargage dans la nappe.....	125
8. Les bilans massiques, la méthodologie de gestion des sites et sols pollués et l'économiquement acceptable	127
8.1. LES BILANS MASSIQUES DANS LA MÉTHODOLOGIE DE GESTION DES SITES ET SOLS POLLUÉS.....	127
8.2. LA DÉFINITION DES OBJECTIFS DE DEPOLLUTION : LES BILANS MASSIQUE ET L'ÉCONOMIQUEMENT ACCEPTABLE.....	130
9. Conclusions et perspectives	133
10. Bibliographie	135
Annexes	141

Liste des figures

Figure 1 : Schéma conceptuel du site A (adapté de Colombano <i>et al.</i> , 2012).....	24
Figure 2 : Localisation des zones sources mises en évidence lors des diagnostics environnementaux au droit du Site A (adapté de Colombano <i>et al.</i> , 2012)	24
Figure 3 : Courbes d'isoconcentrations pour le site A (adapté de Colombano <i>et al.</i> , 2012).....	26
Figure 4 : Répartition des polluants en différentes phases (gaz, solide et aqueuse) et processus de répartition associés (d'après Lemièrre <i>et al.</i> , 2008)	28
Figure 5 : Perméabilités relatives (K_r) dans un système diphasique huile/eau (d'après William et Wilder, 1971, modifié).....	29
Figure 6 : Occurrence et comportement des phases pures dans un milieu poreux (d'après Boynton)	30
Figure 7 : Influence de l'hétérogénéité (perméabilité) de la ZNS sur la géométrie du corps d'imprégnation (Lemièrre <i>et al.</i> , 2008).....	31
Figure 8 : Comportement d'une phase pure de type LNAPL (Lemièrre <i>et al.</i> , 2008).....	31
Figure 9 : Dynamique d'un LNAPL avec les fluctuations du niveau de la nappe (Lemièrre <i>et al.</i> , 2008)	32
Figure 10 : Comportement d'une phase pure de type DNAPL (Lemièrre <i>et al.</i> , 2008).....	33

Figure 11 : Distribution du PCE (coloré en rouge) dans un milieu granulaire homogène (0,8 - 1,3 mm) et saturé en eau (d'après Schwille, 1988)	38
Figure 12 : Variation de la concentration résiduelle en fonction de la taille des grains du sol (d'après Mercer et Cohen, 1990).....	39
Figure 13 : Exemples de courbes perméabilité relative/saturation résiduelle en eau	40
Figure 14 : Illustration d'un continuum de NAPL sous forme de continuum (Yra, 2006)	41
Figure 15 : Illustration de l'état insulaire (NAPL sous forme de ganglions) (Yra, 2006)	42
Figure 16 : Relation de proportionnalité entre le pourcentage de réduction de la masse de la source de DNAPL et celui de la concentration dans la nappe (McGuire et al., 2006)	44
Figure 17 : Évolution de la réduction du flux de relargage en fonction de la réduction de la masse de la source de DNAPL selon le type d'aquifère (Stroo <i>et al.</i> , 2003).....	44
Figure 18 : Relation entre l'épaisseur de flottant dans un forage et la réalisation d'une dépollution sur l'évolution des concentrations en benzène dans la zone source en fonction du temps (d'après Huntley et Beckett, 2002)	46
Figure 19 : Relation entre l'épaisseur de flottant dans un forage et la saturation en LNAPL dans les sols (d'après Huntley et Beckett, 2002).....	47
Figure 20 : Relation entre la diminution de la masse de la source de DNAPL et la réduction du temps de dépollution par rapport celui obtenu par atténuation naturelle contrôlée (adapté de Newell et Adamson, 2005).	48
Figure 21 : Influence du moment choisi pour la dépollution sur l'évolution du temps total de dissolution de la source de DNAPL (milieu homogène) (d'après Falta <i>et al.</i> , 2005a).....	49
Figure 22 : Influence du moment choisi pour la dépollution sur l'évolution du temps total de dissolution de la source de DNAPL (milieu hétérogène) (d'après Falta <i>et al.</i> , 2005a)	50
Figure 23 : Influence du pourcentage de polluant retiré sur l'extension maximale du panache (d'après Falta <i>et al.</i> , 2005a).....	52
Figure 24 : Influence de l'épaisseur de flottant dans du sable grossier sur l'extension du panache en aval en fonction du temps (d'après Huntley et Beckett, 2002).....	53
Figure 25 : Influence de l'épaisseur de flottant et de la remédiation sur l'extension du panache dans du sable grossier en fonction du temps (d'après Huntley et Beckett, 2002)	53
Figure 26 : Évolution de la masse de DNAPL dans le panache en fonction du temps (d'après Falta <i>et al.</i> , 2005b).....	54
Figure 27 : Influence de l'épaisseur de flottant dans du sable grossier et de la remédiation sur la concentration dans la nappe en aval en fonction du temps (d'après Huntley et Beckett, 2002).....	55
Figure 28 : Évolution du coût unitaire d'extraction des BTEX et des COHV en fonction des durées de traitement (d'après Berek <i>et al.</i> , 2007, cité dans Colombano <i>et al.</i> , 2012)	56
Figure 29 : Évolution de l'épaisseur de phase libre en fonction du temps (Dumestre et Dubocage, 2012).....	57
Figure 30 : Évolution des coûts de dépollution (en bleu) et de l'épaisseur de flottant en fonction du temps, pour le scénario réalisé (à gauche) et dans le cas où le pompage/écrémage se serait poursuivi sans retrait de la source (à droite) (Dumestre et Dubocage, 2012).....	58
Figure 31 : Illustration de la différence de résultats obtenus par interpolation ou simulation (Géosipol, 2005).....	60
Figure 32 : Comparaison de 4 simulations avec une estimation obtenue par krigeage (Géosipol, 2005).....	62
Figure 33 : Exemple d'une carte de probabilité de dépassement de seuil (Record, 2013).	63

Figure 34 : Exemple de plan de position (Record, 2013).....	65
Figure 35 : Exemple d'histogramme (Record, 2013)	66
Figure 36 : Exemple de plan de position et de nuée variographique (Record, 2013).....	66
Figure 37 : Exemple de variogramme expérimental, à partir de la nuée variographique (Record, 2013).....	67
Figure 38 : Exemple de variogrammes modélisés à partir de variogrammes expérimentaux (Geosipol, 2005)	67
Figure 39 : Simulations de l'influence du nombre de données disponibles sur l'évolution des estimations de volumes de sol à dépolluer, des coûts et des incertitudes associés Demougeot <i>et al.</i> (2004).....	70
Figure 40 : Influence du niveau de détail des investigations sur les coûts associés (d'après Lecomte, 1998).....	71
Figure 41 : Illustration du principe de Pareto (adapté de Rabotyagov <i>et al.</i> et Erickson <i>et al.</i> , 2002)	74
Figure 42 : État initial du panache de TCE au droit de la base MMR (Yang <i>et al.</i> , 2013)	75
Figure 43 : Solution de P&T proposée par Zheng et Wang (d'après Yang <i>et al.</i> , 2013)	75
Figure 44 : Résultats de la simulation (Yang <i>et al.</i> , 2013)	76
Figure 45 : Optimisation possible à l'aide du principe de Pareto pour un même débit total de pompage (Yang <i>et al.</i> , 2013).....	77
Figure 46 : Simulation du panache obtenu après traitement à 11 130 m ³ /j (Yang <i>et al.</i> , 2013)	77
Figure 47 : Évolution de la distribution de concentrations dans les sols au droit d'une ancienne usine de régénération d'huiles.	80
Figure 48 : Courbes d'isoconcentration et représentation « cylindrique » de la pollution (Site C, GHD, 2007)	81
Figure 49 : Évolution des pourcentages de volume de sol cumulé et demasse de polluant cumulé en fonction de la teneur en polluant : obtention d'une hystérésis	82
Figure 50 : Évolution du pourcentage du volume de sol et de la masse de polluant en fonction de la plage de concentration dans la ZNS (Site B)	84
Figure 51 : Cartes de modélisation des courbes d'isoconcentration dans la ZNS (Site B)	85
Figure 52 : Évolution du volume de sol pollué en fonction du seuil de coupure (Site B)	87
Figure 53 : Évolution du pourcentage du volume de sol et de la masse de polluant en fonction de la plage de concentration dans la ZNS (Site B)	87
Figure 54 : Évolution des pourcentages du volume de sol et de la masse de polluant cumulés en fonction du seuil de coupure choisi dans la ZNS (Site B)	88
Figure 55 : Évolution des pourcentages du volume de sol et de la masse de polluant cumulés en fonction du seuil de coupure choisi (Site D).....	89
Figure 56 : Superposition des zones impactées par des HCT, des BTEX et des COHV (Site D).....	90
Figure 57 : Cartographie de l'impact en PCB entre 2 et 3 m de profondeur (Site E).....	90
Figure 58 : Évolution des pourcentages de volume de sol et de masse de polluant cumulés, et des coûts de dépollution en fonction du scénario envisagé (Site E).....	92
Figure 59 : Courbes d'isoconcentrations en zone saturée (Site B).....	92
Figure 60 : Évolution des pourcentages de volume de sol et de la masse de polluant cumulés en fonction du seuil de coupure choisi dans la ZS (Site B).....	93
Figure 61 : Évolution des volumes de sol à excaver (ZNS + ZS) en fonction du seuil de coupure choisi (site B)	94

Figure 62 : Localisation des 5 zones sources (d'après GDH, 2007)	95
Figure 63 : Évolution des pourcentages de volume de sol et de masse de polluant en fonction de la plage de concentrations (Site C)	96
Figure 64 : Évolution des pourcentages du volume de sol et de la masse de polluant cumulés en fonction du seuil de coupure choisi (Site C)	96
Figure 65 : Limite de la représentation par la distribution des concentrations (Site B entre 0 et 2 m de profondeur)	97
Figure 66 : Estimation des seuils de coupure et des volumes correspondants en utilisant la distribution des concentrations et les percentiles (Site B entre 0 et 2 m de profondeur)	98
Figure 67 : Évolution du pourcentage du volume de sol et de la masse de polluant dans le cas du site B en utilisant les différents percentiles.....	99
Figure 68 : Utilisation des flux massiques et des débits massiques en SSP (d'après ITRC, 2010)	102
Figure 69 : Schéma de principe d'un lysimètre simplifié (http://www.encycleau.org)	104
Figure 70 : Illustrations de la méthode d'évaluation des flux massiques par la méthode du transect (d'après SERDP, ESTCP)	107
Figure 71 : Schématisation du flux massique (d'après SERDP, ESTCP).....	108
Figure 72 : Débits massiques et flux massiques (d'après ITRC, 2010)	108
Figure 73 : Illustration de la variation spatiale des flux massiques (d'après ITRC, 2010)	109
Figure 74 : Illustration de l'influence d'une perméabilité hétérogène sur la géométrie d'un panache de pollution (ITRC, 2010).....	109
Figure 75 : Illustration de l'influence de l'hétérogénéité des sols sur la variation des flux massiques (d'après ITRC, 2010)	110
Figure 76 : Évolution des flux massiques entre les phases d'expansion et de régression d'un panache de polluant (d'après ITRC, 2010).....	110
Figure 77 : Influence de la concentration de la zone source sur la variation des flux massiques (d'après SERDP et ESTCP)	111
Figure 78 : Exemple de restitution des calculs des flux massiques avec Mass Flux Toolkit (Farhat <i>et al.</i> , 2006).....	115
Figure 79 : Méthode par pompage et capture d'un panache (d'après la présentation du SERDP et du ESTCP).....	119
Figure 80 : Transects « virtuels » (d'après la présentation du SERDP et du ESTCP).....	120
Figure 81 : Vue en coupe du transect « virtuel » 1 (d'après la présentation du SERDP et du ESTCP) .	120
Figure 82 : Pertinence de la méthode utilisant les données existantes (d'après la présentation du SERDP et du ESTCP)	121
Figure 83 : Vue aérienne du site (Colombano <i>et al.</i> , 2012).....	121
Figure 84 : Exemple des courbes d'isoconcentrations en arsenic total et en arsenic lixiviable dans les sols	122
Figure 85 : Présentation du site et localisation du transect (a) et coupe géologique (b) (d'après ESTCP, 2013).....	124
Figure 86 : Combinaison du « Pareto-Sol » et du « Pareto-Eau »	126
Figure 87 : Place des bilans massiques dans le Plan de Gestion (d'après Ministère de l'Écologie, du Développement Durable, 2007).....	127
Figure 88 : Bilan massique (BM) et Meilleure Technique Disponible (MTD) (CMA dans le milieu d'exposition ; cf. ARR, valeurs guides, normes).....	128

Figure 89 : Principe d'élaboration et de validation des seuils de dépollution (d'après Ministère de l'Écologie, du Développement Durable, 2007)	129
Figure 90 : Volumes de sol et coûts de dépollution associés en fonction des différentes plages de concentration (site B).....	131
Figure 91 : Pourcentages des coûts de dépollution et des masses de polluant (et ratios associés) en fonction des différentes plages de concentration (site B)	131

Liste des tableaux

Tableau 1 : Valeurs de concentration à saturation limite, concentration résiduelle et concentration maximale en zone non saturée.....	36
Tableau 2 : Valeurs de concentration à saturation limite, concentration résiduelle et concentration maximale en zone saturée	37
Tableau 3 : Relation entre l'objectif de l'étude, le nombre de données nécessaires et l'approche géostatistique utilisée (d'après Record, 2013, modifié).....	68
Tableau 4 : Nombre d'échantillons aléatoires nécessaire pour mettre en évidence une zone source de DNAPL (d'après ITRC (2004), citant Daniel (1992)).....	69
Tableau 5 : Volumes de sol correspondant à chaque plage de concentration (Site B)	85
Tableau 6 : Masse de polluant correspondant à chaque plage de concentration (Site B).	86
Tableau 7 : Bilan massique sur les HCT (Site D).....	89
Tableau 8 : Solutions proposées (Site E).....	91
Tableau 9 : Bilan massique en zone saturée (Site B)	93
Tableau 10 : Bilans massiques réalisés dans le cas du site B en utilisant les différents percentiles	98
Tableau 11 : Illustration de l'application du Pareto-Eau sur un transect (d'après Farhat <i>et al.</i> (2006) modifié)	116
Tableau 12 : Masses d'arsenic total / lixiviable dans les différentes zones identifiées.....	123
Tableau 13 : Comparaison des flux massiques et des surfaces des polygones	125

Liste des annexes

Annexe 1 Études de cas.....	143
Annexe 2 Caractéristiques des substances	175
Annexe 3 Composition des mélanges, utilisée dans le calcul des valeurs seuils	179
Annexe 4 Synthèse des concentrations résiduelles recensées dans la littérature	183
Annexe 5 Résultats des tentatives de définition de valeurs seuils génériques : Zone Non Saturée	187
Annexe 6 Résultats des tentatives de définition de valeurs seuils génériques : Zone Saturée.....	191
Annexe 7 Illustration des limites associées à l'utilisation de valeurs seuils générique	195
Annexe 8 Modèles proposés par Newell et Adamson (2005).....	201
Annexe 9 Illustration de l'influence de modèle d'interpolation choisi sur le résultat obtenu	205
Annexe 10 Illustration de l'influence du choix du percentile sur la zone à traiter (Site B)	209
Annexe 11 Avantages et inconvénients des différentes techniques de détermination des flux et des débits massiques (d'après ITRC, 2010)	213

Glossaire

AP	Arrêté Préfectoral
ARR	Analyse des Risques Résiduels
BASIAS	Base de données d'Anciens Sites Industriels et Activités de Service
BASOL	Base de données sur les sites et sols pollués ou potentiellement pollués appelant une action des pouvoirs publics, à titre préventif ou curatif
BATNEEC	Best Available Technology Not Entailing Excessive Cost
BTEX	Benzène Toluène Ethylbenzène Xylènes
CBZ	Chlorobenzènes
COHV	Composés Organo-Halogénés Volatils
C_{res}	Concentration résiduelle
C_{sat}	Concentration de saturation
DCE	Directive Cadre Eau
DNAPL	Dense Non-Aqueous Phase Liquids
EDR	Évaluation Détaillée des Risques
ERI	Excès de Risque Individuel
ESR	Évaluation Simplifiée des Risques
ESTCP	Environmental Security Technology Certification Program
H	constante de Henry
HAP	Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques
HCT	HydroCarbures Totaux
IEM	Interprétation de l'État des Milieux
K_{oc}	coefficient de partage carbone organique/eau
LNAPL	Light Non-Aqueous Phase Liquids
MEDD	Ministère de l'Écologie et du Développement Durable
MMR	Massachusetts Military Reservation
MS	Matière sèche
MTD	Meilleure Technique Disponible
NAPL	Non Aquous-Phase Liquids (liquides non miscibles dans l'eau)
P&T	Pump and Treat (traitement par pompage)
PCB	PolyChloroBiphényles
PCE	Tétrachloroéthylène
PG	Plan de Gestion
ppb	partie par milliards (part per billion)
QD	Quotient de Danger
SERDP	Strategic Environmental Research and Development Program
TCE	Trichloroéthylène
TPH	Total Petroleum Hydrocarbon
VTR	Valeur Toxicologique de Référence
ZNS	Zone Non Saturée
ZS	Zone Saturée

1. Contexte et enjeux

La méthodologie nationale relative aux sites et sols pollués, entrée en vigueur en février 2007, définit les modalités de gestion des sites et sols pollués en France. La note ministérielle du 8 février 2007, et notamment son Annexe 2, introduisent deux outils méthodologiques, l'Interprétation de l'Etat des Milieux (IEM) et le Plan de Gestion (PG), qui doivent être utilisés lorsqu'une intervention est étudiée sur un site (potentiellement) pollué.

Cette méthodologie est le fruit d'évolutions, tant sur le plan réglementaire, au niveau européen et national, que scientifique, mais aussi de l'amélioration des techniques de dépollution et du retour d'expérience. Si les objectifs de ces différentes évolutions étaient *in fine* les mêmes, à savoir gérer les dégradations de l'environnement en cherchant à restaurer son état, les moyens et les modalités mis en œuvre ont été adaptés à chaque modification de cette méthodologie. Les différentes étapes de cette évolution et les enjeux associés sont brièvement rappelés dans les paragraphes suivants.

1.1. CONTEXTE RÉGLEMENTAIRE

1.1.1. La directive européenne 76/464/CEE

A la suite des premières actions menées localement dans les années 1950 pour restaurer la qualité des eaux de surface et la vie piscicole, plusieurs plans d'action furent mis en place pour diminuer les rejets de substances toxiques et protéger les masses d'eau. La directive européenne 76/464/CE du 4 mai 1976, qui définit deux listes de substances dangereuses, imposa aux Etats membres de prendre les mesures appropriées pour :

- **Éliminer** la pollution des eaux par les substances dangereuses relevant de la **liste I** ;
- **Réduire** la pollution des eaux par les substances relevant de la **liste II**.

La recherche et le traitement des sources, tels que demandés dans la méthodologie de 2007, **s'inscrivent donc dans la droite ligne des textes européens de 1976, confortés par les directives qui se sont ensuite succédées.**

Cette directive fut remplacée et codifiée par la directive 2006/11/CE du 15 février 2006, afin de clarifier et rationaliser la législation européenne. Enfin, le 22 décembre 2013, la directive 2006/11/CE fut elle-même abrogée par la Directive Cadre Eau (DCE), dont les principes et objectifs essentiels sont présentés ci-dessous.

1.1.2. La directive européenne 2000/60/CE

La DCE établit le cadre d'une politique communautaire pour la gestion et la protection des eaux (eaux intérieures de surface, eaux de transition, eaux côtières et eaux souterraines) au niveau européen, avec une perspective de développement durable.

Elle fixe plusieurs objectifs :

- **Prévenir toute dégradation supplémentaire, préserver, améliorer et restaurer l'état des écosystèmes aquatiques ;**
- Protéger à long terme les ressources en eau disponibles ;

Définir une stratégie de dépollution : approche basée sur la masse de polluant et la capacité de relargage d'une pollution

- Renforcer la protection de l'environnement aquatique et l'améliorer, notamment par des mesures spécifiques visant à réduire progressivement les rejets, les émissions ou les pertes de substances prioritaires ;
- Assurer la réduction progressive de la pollution des eaux souterraines et prévenir l'aggravation de leur pollution ;
- **Atteindre un bon état des eaux en 2015 sur l'ensemble du territoire européen ;**
- **Supprimer les rejets d'ici à 2021 des substances prioritaires dangereuses.**

La Directive prévoit un point sur l'atteinte des objectifs en 2015, suivi d'un second plan de gestion et d'un nouveau programme de mesures. L'année 2027 constitue la dernière échéance pour l'atteinte des objectifs définis.

1.1.3. Les textes nationaux de 2007

En application des directives évoquées précédemment, différents plans nationaux associés à de nouveaux textes réglementaires nationaux ont eu pour objectif d'intégrer la DCE au plan national. Ainsi, en 2007, de nouveaux textes réglementaires français traduisent **l'amélioration des connaissances sur l'état des milieux** et sur les émissions de substances, et intègrent **le retour d'expérience concernant la mise en œuvre des mesures de gestion**.

En complément de l'intégration de la DCE et pour accompagner les textes d'application associés, le MEDD a revu sa politique de gestion des sites et sols pollués, en concertation avec l'ensemble des acteurs du domaine. Plusieurs documents sont issus de cette révision, notamment :

- La note ministérielle du 8 février 2007, adressée à l'ensemble des préfets de régions et de départements. Elle précise la méthodologie nationale en matière de gestion de sites (potentiellement) pollués et présente l'ensemble des textes, des outils méthodologiques (notamment l'IEM et le PG), et des documents de mise en œuvre de cette politique, à l'aide des 3 Annexes jointes à la note.
- La circulaire du 8 février 2007, relative aux Installations Classées, à la Prévention de la pollution des sols et à la Gestion des sols pollués, adressée à l'ensemble des préfets de départements. Elle complète la note ministérielle du 8 février 2007, en rappelant que **la prévention de la pollution des sols est une composante à part entière de la politique de prévention des risques chroniques**.

Les principes majeurs de ces documents sont les suivants :

- **La première technique de réduction des émissions est la réduction « à la source »**,
- **La recherche et le traitement des sources de pollutions** sont à réaliser avant toute autre action, **dans la limite de ce qui est techniquement et économiquement acceptable**, en tenant compte du bilan environnemental global et en justifiant les choix techniques retenus.

1.2. ENJEUX

1.2.1. Avant 1999 : une réhabilitation systématique

La politique française en matière de sites et sols pollués a d'abord été liée à la législation sur les Installations Classées et à celle sur les déchets. Ainsi, le décret n°77-1133 du 21 septembre

1977, relatif aux installations classées pour la protection de l'environnement (décret très largement abrogé en 2007) impose à l'exploitant la mise en sécurité du site dès la cessation d'activité (art. 34-1 II) et, dans un second temps, la mise en œuvre de mesures de réhabilitation, dont l'objectif est de rendre compatible l'état du site avec l'usage futur prévu, lorsque des terrains susceptibles d'être affectés à un nouvel usage sont libérés (art. 34-1 III). Ces dispositions sont confirmées dans la loi du 30 juillet 2003, qui pose le principe de la remise en état après cessation d'activité des terrains occupés par des Installations Classées en fonction de l'usage.

À partir des années 1990, le ministère en charge de l'environnement a cherché à cerner l'ampleur des enjeux par plusieurs inventaires de sites. Deux bases de données publiques ont vu le jour : BASOL² et BASIAS³. Deux outils méthodologiques ont également été instaurés pour faciliter un recensement et une hiérarchisation de sites pollués : les études historiques et le diagnostic initial associé à l'Évaluation Simplifiée des Risques (ESR).

L'objectif était alors une **réhabilitation systématique de l'ensemble des sites identifiés** comme sensibles, **en considérant leur seul niveau de pollution intrinsèque**.

1.2.2. De 1999 à 2007 : la gestion des risques suivant l'usage

À partir de 1999, la politique de réhabilitation et de traitement des sites pollués a été modifiée et est devenue une politique de gestion des risques suivant l'usage⁴. Cette politique ne s'intéresse plus uniquement au seul niveau de pollution intrinsèque. Elle est fondée sur l'examen et la gestion du risque. Pour répondre à cet objectif, deux outils méthodologiques ont été introduits : le diagnostic approfondi et les Évaluations Détaillées des Risques (EDR).

Malheureusement, les outils proposés à cette époque ont généralement été utilisés de manière linéaire et systématique, quels que soient les cas étudiés, sans chercher à identifier les enjeux sanitaires et environnementaux à protéger.

- Le diagnostic approfondi a souvent été négligé, malgré son importance, pour estimer les risques liés à l'état des milieux et leurs usages.
- Les seuils de dépollution, généralement basés uniquement sur des calculs de risques, occultaient de ce fait tous les autres paramètres du projet, qu'il s'agisse de l'importance d'améliorer la qualité de l'environnement (*cf.* DCE), de la prise en compte des valeurs de gestion réglementaires en vigueur pour l'eau, de la gestion des terres polluées, du devenir des terres excavées, et des caractéristiques du projet d'un point de vue urbanistique.
- La définition des seuils de dépollution, basés uniquement sur des calculs de risques, débouchait généralement sur des seuils de dépollution très élevés, ce qui pouvait poser problème en cas d'évolution, généralement à la baisse, des VTR. Dans certains cas, compte tenu des délais entre dépollution et aménagement du site, les pollutions laissées en place pouvaient ne plus être compatibles avec les usages futurs au moment de la réalisation des travaux.

² Base de données sur les sites et sols pollués ou potentiellement pollués appelant une action des pouvoirs publics, à titre préventif ou curatif. (<http://basol.ecologie.gouv.fr>)

³ Base de données d'Anciens Sites Industriels et Activités de Service. (<http://basias.brgm.fr>)

⁴ Entre 1999 et 2007, cette approche et celle présentée dans la partie 1.2.1 ont néanmoins coexisté.

Bien que cela fût trop rarement mis en pratique, la circulaire du 10 décembre 1999 instituait déjà la dépollution « dans la limite de ce qui est techniquement et économiquement acceptable ». Ainsi, le paragraphe 2.2 de cette circulaire précise que :

« La fixation des objectifs de dépollution sera généralement basée sur un risque de 10^{-5} correspondant aux recommandations de l'Organisation Mondiale de la Santé et déjà utilisé pour la fixation des normes de potabilité de l'eau.

Par précaution, vous retiendrez un niveau de risque inférieur si les techniques disponibles permettent de l'atteindre à un coût économiquement acceptable.

Si les techniques disponibles ne permettent pas de façon réaliste d'atteindre le niveau de 10^{-5} , un niveau supérieur peut être retenu, sans toutefois dépasser 10^{-4} , sur présentation d'une étude technico-économique détaillée. »

- Ces seuils de dépollution trop élevés ne permettaient pas de gérer le risque chantier en cas de découvertes de pollution inattendue ;
- Les scénarios d'usage des sols utilisés dans les calculs de risques étaient généralement peu réalistes, ce qui conduisait à considérer comme inutilisable un terrain dépollué à un niveau pourtant suffisant si des scénarios adaptés à l'usage avaient été utilisés.

La politique de gestion des risques en fonction de l'usage constituait dans certains cas un prétexte pour proposer des mesures de gestion conduisant à laisser en place des sources de pollution. L'administration a donc modifié l'approche en vigueur à cette époque pour formuler des **demandes proportionnées aux sujets traités et imposer des objectifs (plus que des moyens) pour les atteindre en préparant un « mode d'emploi des outils ».**

1.2.3. À partir de 2007 : la gestion des risques suivant l'usage associé au « techniquement et économiquement acceptable »

Les textes de 2007 confortent la gestion des risques suivant l'usage (ce qui ne constitue pas un « droit à polluer » tant que la dégradation des milieux ne présente pas de risques sur le plan sanitaire ou du fait de l'absence d'usage) mais l'assortissent de règles de cadrage et d'une mise en avant de l'approche technico-économique, déjà présente dans la circulaire de 1999 (cf. en partie 1.2.2).

Les objectifs principaux de ces textes sont les suivants :

- **Rechercher et traiter les sources de pollution en tenant compte des techniques disponibles et de leurs coûts économiques** (ce point n'est absolument pas en opposition avec la gestion des risques suivant l'usage) ;
- Se baser sur la gestion sanitaire en place pour l'ensemble de la population française pour apprécier les risques ;
- **Gérer en prenant en compte le bilan environnemental global ;**
- **Justifier les choix techniques retenus sur des critères explicites, argumentés et transparents.**

Lorsque la suppression totale des sources n'est pas envisageable malgré l'étude des meilleures techniques disponibles et la réalisation de bilans « coûts-avantages », il convient alors de gérer les impacts provenant des pollutions résiduelles afin qu'ils soient maîtrisés et acceptables pour les populations comme pour l'environnement.

Deux grands types de situation sont distingués :

- Les sites pour lesquels des usages sont déjà fixés. Il s'agit dans ce cas de s'assurer que l'état des milieux est compatible avec les usages présents constatés grâce à l'**Interprétation de l'État des Milieux (IEM)**.
- Les sites sur lesquels il est possible d'agir aussi bien sur l'état du site que sur les usages. Dans ce cas, les moyens appropriés doivent être mis en œuvre dans le cadre d'un **Plan de Gestion afin de traiter les sources de pollution et dépolluer les milieux, dans la limite de ce qui est techniquement et économiquement acceptable et en ayant recours à la Meilleure Technique Disponible (MTD)**, également nommée BATNEEC⁵ chez les anglo-saxons. Une **Analyse des Risques Résiduels (ARR)** est ensuite réalisée pour valider cette dépollution.

1.3. DÉLIMITER ET RETIRER LES SOURCES DE POLLUTION

Si l'utilisation qui était faite de la circulaire de 1999 n'était pas en adéquation avec les directives européennes (notamment la DCE), la méthodologie française de 2007 a mis en avant la nécessité de retirer les sources de pollution, dans la limite de ce qui est techniquement et économiquement acceptable. Le retour d'expérience depuis 2007 tend à montrer qu'il est parfois complexe pour certains acteurs du domaine des sites et sols pollués de délimiter les sources de pollution ou d'apporter des justifications « chiffrées » aux autorités, tant d'un point de vue technique qu'économique.

Bien que l'élaboration de bilans massiques, dès le stade des études environnementales et avant toute opération de dépollution, ne soit pas la solution générique à toutes ces difficultés, **les bilans massiques peuvent permettre d'apporter des éléments de réponse chiffrés et d'étayer les choix faits dans un certain nombre de cas, qu'il s'agisse du volume de sol qu'il est proposé de traiter, de la masse de polluant associée ou de l'objectif de dépollution qu'il est proposé d'atteindre. Ces bilans massiques permettent *in fine* d'optimiser les mesures de gestion envisagées, et donc les coûts associés.**

⁵ BATNEEC : Best Available Technology Not Entailing Excessive Cost.

2. Illustration des enjeux à l'aide d'un exemple

Les paragraphes suivants vont s'attacher à illustrer les enjeux présentés dans la partie 1 de ce guide, à l'aide d'un cas réel (appelé Site A dans la suite du rapport), en opposant ce qui aurait été fait avant 2007 et ce qui a été finalement réalisé en application des textes de 2007.

Par souci de confidentialité, et compte tenu de l'objectif pédagogique de ce guide, seuls les éléments les plus pertinents et absolument nécessaires à la bonne compréhension de la démonstration seront présentés dans les paragraphes suivants.

2.1. PRÉSENTATION DU SITE A

2.1.1. Historique et contexte géologique et hydrogéologique

Dans le cadre de la cession d'un site, ayant accueilli des activités de lavage, de station-service et d'atelier, **sans changement d'usage**, une évaluation du passif environnemental a été réalisée.

Le contexte géologique et hydrogéologique est le suivant :

- Des sols composés d'argiles, de marnes et de calcaires à silex ;
- La présence d'une nappe discontinue très peu productive dans les remblais ;
- Un lien suspecté entre la nappe au droit du site et une rivière située en aval très éloigné (peu vulnérable).

2.1.2. Impacts identifiés et enjeux à préserver

Les diagnostics réalisés ont principalement mis en évidence plusieurs impacts en hydrocarbures totaux (HCT) et en hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) (teneurs en HCT allant jusqu'à plus de 40 000 mg/kg MS⁶ et teneurs en HAP allant jusqu'à 20 000 mg/kg MS), associés à plusieurs sources de pollution isolées les unes des autres. L'ensemble des résultats obtenus tendait à montrer la présence sur site d'un « bruit de fond » de l'ordre de 1 000 mg/kg MS en HCT et 500 mg/kg MS en HAP, la majorité des teneurs étant inférieure à ces deux valeurs. En prenant en considération simultanément ces deux valeurs comme seuils de coupure, le volume de terres correspondant était de l'ordre de 2 000 m³.

Compte tenu du contexte géologique et hydrogéologique, et des usages envisagés, les conclusions principales des diagnostics environnementaux étaient les suivantes :

- L'usage non sensible de la zone, avec la présence ponctuelle de travailleurs en extérieur, était compatible avec la pollution présente (sols pollués recouverts par des matériaux sains ou des revêtements de surface) ;
- La pollution mise en évidence n'entraînait pas de risques sanitaires pour le personnel travaillant dans les bâtiments ;

⁶ MS : matière sèche

Définir une stratégie de dépollution : approche basée sur la masse de polluant et la capacité de relargage d'une pollution

- L'absence de nappe continue dans les remblais permettait d'écarter le risque d'impact sur les eaux souterraines et la rivière en aval très éloigné.

Les Figures 1 et 2 présentent les résultats principaux sous la forme d'un schéma conceptuel et d'un plan localisant les sources de pollution identifiées.

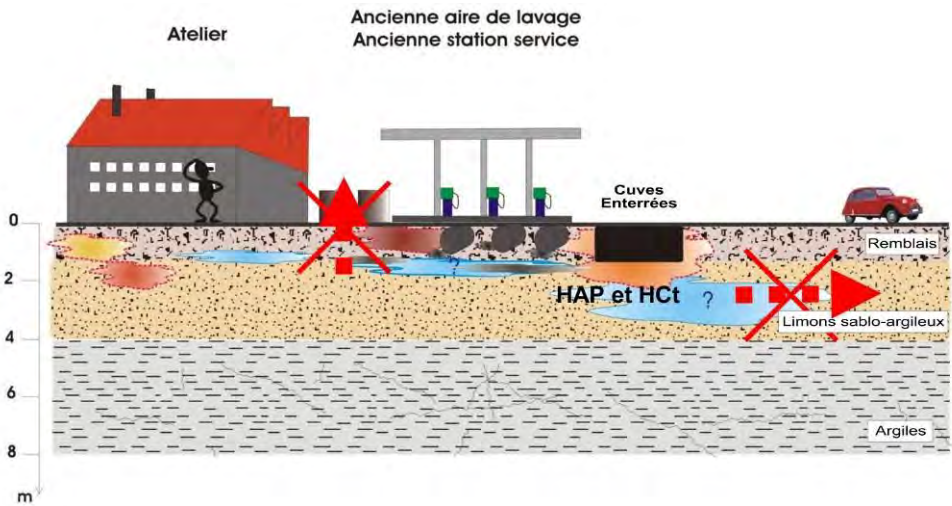


Figure 1 : Schéma conceptuel du site A (adapté de Colombano et al., 2012)

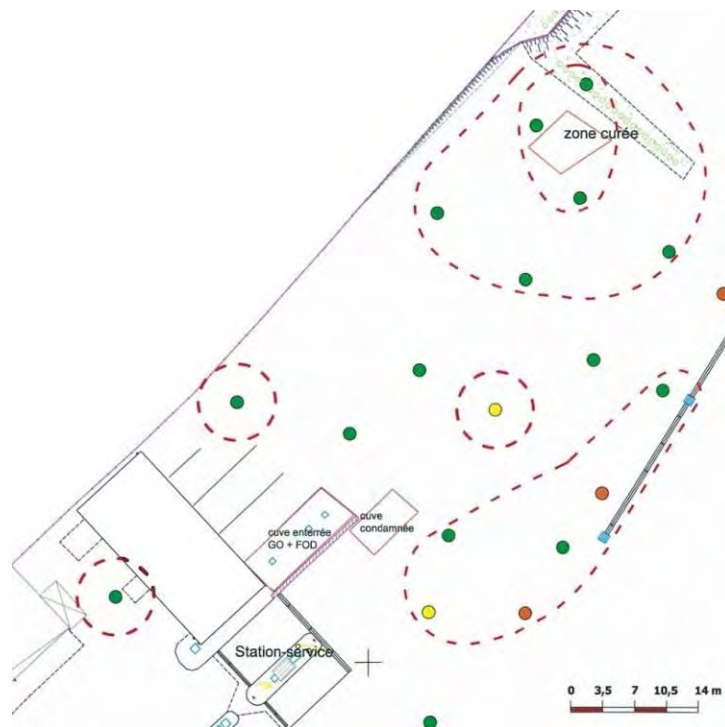


Figure 2 : Localisation des zones sources mises en évidence lors des diagnostics environnementaux au droit du Site A (adapté de Colombano et al., 2012)

2.2. APPROCHE ANTÉRIEURE À LA MÉTHODOLOGIE DE 2007

Les études réalisées auraient été basées sur une approche purement sanitaire et sur la gestion du risque selon l'usage.

Dans le cas présent, le contexte géologique et hydrogéologique local, les résultats d'analyses ainsi que les calculs de risques réalisés mettaient en évidence :

- L'absence de risques pour l'environnement : pas de nappe sensible au droit du site, des sols superficiels entièrement recouverts par des revêtements de surface empêchant l'infiltration des eaux météoriques en profondeur et une rivière en aval très éloigné peu vulnérable ;
- L'absence de risques sanitaires pour les travailleurs du site : les Excès de Risque Individuel (ERI) sont inférieurs de plusieurs ordres de grandeur à la valeur de référence (10^{-5}) et les Quotients de Danger (QD) sont inférieurs d'au moins 1 ordre de grandeur à la valeur de référence (1).

De plus, les usages de ce site n'étaient pas amenés à être modifiés (usages industriels conservés).

En conséquence, deux approches auraient pu être proposées :

- Soit l'absence totale de dépollution du site, en raison de l'absence de risques ;
- Soit, dans le « meilleur » des cas, la définition de seuils de dépollution très élevés, à l'aide de calculs de risques rétro, entraînant le retrait d'une très petite partie des sources de pollution pourtant présentes sur site.

Dans les deux cas, **cette approche n'aurait pas été cohérente avec les objectifs de la DCE, en raison de l'absence d'amélioration de la qualité de l'environnement et de l'absence de réduction ou de suppression des rejets associés à cette pollution.**

2.3. APPROCHE POSTÉRIEURE À LA MÉTHODOLOGIE DE 2007

Les paragraphes suivants présentent la méthode, réellement mise en œuvre sur ce site, basée sur une approche technico-économique, la maîtrise de la source ainsi que l'amélioration de la qualité de l'environnement.

Conformément à l'esprit des textes de 2007, la maîtrise des sources de pollution a été privilégiée dans la limite de ce qui était techniquement et économiquement acceptable. Le Plan de Gestion préparé s'est donc attaché à circonscrire, de la manière la plus précise possible, les sources de pollution et les volumes de sol associés, en raisonnant à l'aide de bilans de matière. Le principal objectif recherché consistait à supprimer environ 80 % de la masse de polluant présente sur site, en ne traitant que 20 % (environ) du volume de sol impacté.

Un bilan coûts-avantages a également été réalisé. Compte tenu du contexte géologique, de la surface disponible sur site et du planning, la technique de dépollution retenue a été l'excavation, l'évacuation et le traitement hors site des matériaux pollués.

Remarque :

Les paragraphes qui suivent présentent de manière concise et simplifiée l'esprit dans lequel les « bilans massiques » ont été réalisés. Une description détaillée de cette méthode est proposée en parties 6 et 7.

Définir une stratégie de dépollution : approche basée sur la masse de polluant et la capacité de relargage d'une pollution

Des courbes d'isoconcentrations (présentées en Figure 3) ont d'abord été réalisées sur la base des résultats d'analyses de sol.

À l'aide de ces courbes, des volumes de sol « fortement impactés » ont été définis en tenant compte des concentrations mesurées, l'usage futur (industriel) et d'un coût de dépollution économiquement acceptable.

Compte tenu des teneurs en polluant présentes dans chacun de ces volumes, les masses de polluants associées ont été calculées.

Des seuils de coupure ont finalement été définis (4 000 mg/kg MS en HCT et 1 000 mg/kg MS en HAP), ces seuils de coupures correspondant à des valeurs représentant 2 à 4 fois le « bruit de fond » – cf. § 2.1.2).

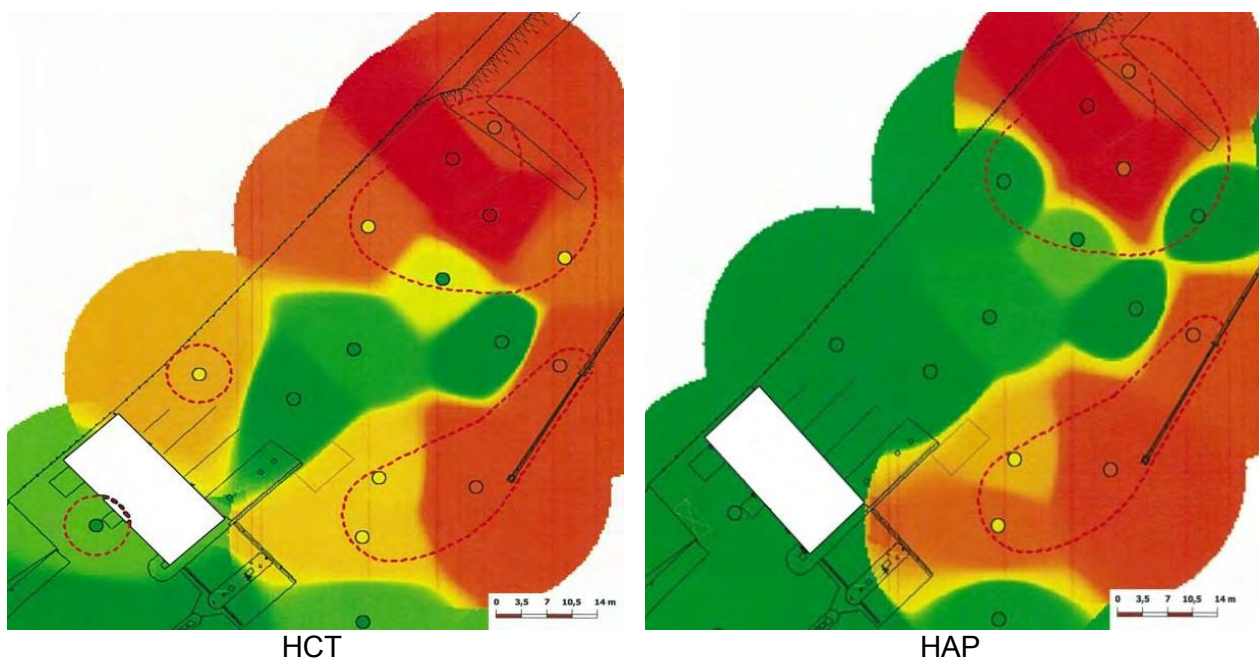


Figure 3 : Courbes d'isoconcentrations pour le site A (adapté de Colombano et al., 2012)

Au final, cette approche permet de limiter la masse de terre éliminée à un peu plus de 800 à 900 tonnes de terres fortement impactées tout en **éliminant 75 à 80 % de la masse de polluant totale**. Si le « bruit de fond » avait été retenu comme seuil de coupure, le traitement de 4 000 tonnes de terres aurait été nécessaire.

2.4. DE L'INTÉRÊT DES BILANS MASSIQUES

À la différence de l'approche antérieure (gestion du risque en fonction de l'usage, qui permettait de laisser en place des sources de pollution dans un bon nombre de cas), l'approche des textes de 2007, basée sur la maîtrise de la source, la réalisation de bilans coûts-avantages et la justification de la (ou des) technique(s) de dépollution retenue(s), suit les obligations réglementaires imposées par la DCE et participe à l'amélioration de la qualité de l'environnement de manière proportionnée, en prenant en compte les contraintes techniques et économiques.

3. Produits purs : définition et intérêt de les retirer

Avant de présenter de manière détaillée l'élaboration des bilans massiques dans le domaine des SSP (*cf.* parties 6 et 7), la partie 3 aborde la problématique des produits purs. Après avoir rappelé leurs définitions et les différentes manières de les mettre en évidence, l'impossibilité de définir des valeurs seuils génériques, valables quels que soient les cas de figure, sera démontrée. Enfin, l'intérêt de retirer ces produits purs pour améliorer la qualité de l'environnement (notamment les eaux souterraines) et optimiser les coûts de dépollution sera démontré sur la base d'une revue bibliographique et d'exemples concrets.

3.1. DÉFINITION, CARACTÉRISATION ET COMPORTEMENT DES PRODUITS PURS

3.1.1. Définition

Les produits purs regroupent tous les composés organiques, présents seuls ou en mélange, ne formant pas une solution homogène dans l'eau (composés immiscibles). Par voie de conséquence, ces composés forment une phase distincte dans l'eau.

On distingue :

- Les DNAPL (Dense Non-Aqueous Phase Liquids), qui ont une densité supérieure à celle de l'eau, et migrent vers le fond des aquifères. Parmi les principaux composés faisant partie de cette famille, citons les COHV (Composés Organo-Halogénés Volatils), la créosote, les goudrons et le brai de houille.
- Les LNAPL (Light Non-Aqueous Phase Liquids), qui ont une densité inférieure à celle de l'eau, et surnagent sur les nappes et les eaux de surface. La grande majorité des hydrocarbures pétroliers (essence, gasoil, fuel, pétrole brut), les huiles (de coupe, ...) et le cyclohexane font partie de cette famille.

Dans le cas de mélanges de composés, la densité apparente du mélange doit être considérée, car des composés possédant des densités différentes (inférieures et supérieures à celle de l'eau) peuvent faire partie d'un même mélange. À titre d'exemple, il est ainsi fréquent de rencontrer des hydrocarbures pétroliers (de densité inférieure à celle de l'eau) à la base d'aquifères contaminés par des solvants chlorés, la densité du mélange, supérieure à celle de l'eau, favorisant leur migration vers le bas.

3.1.2. Caractérisation

Une fois dans le milieu souterrain, un composé se fractionne entre différentes phases, comme illustré dans la Figure 4 :

- Dans la zone saturée :
 - Phase solide : Composés adsorbés sur la matrice solide ;
 - Phase aqueuse : Composés dissous ;

Définir une stratégie de dépollution : approche basée sur la masse de polluant et la capacité de relargage d'une pollution

- Dans la zone non saturée :
 - Phase solide : Composés adsorbés sur la matrice solide ;
 - Phase aqueuse : Composés dissous ;
 - Phase gaz : Composés sous forme de vapeurs.

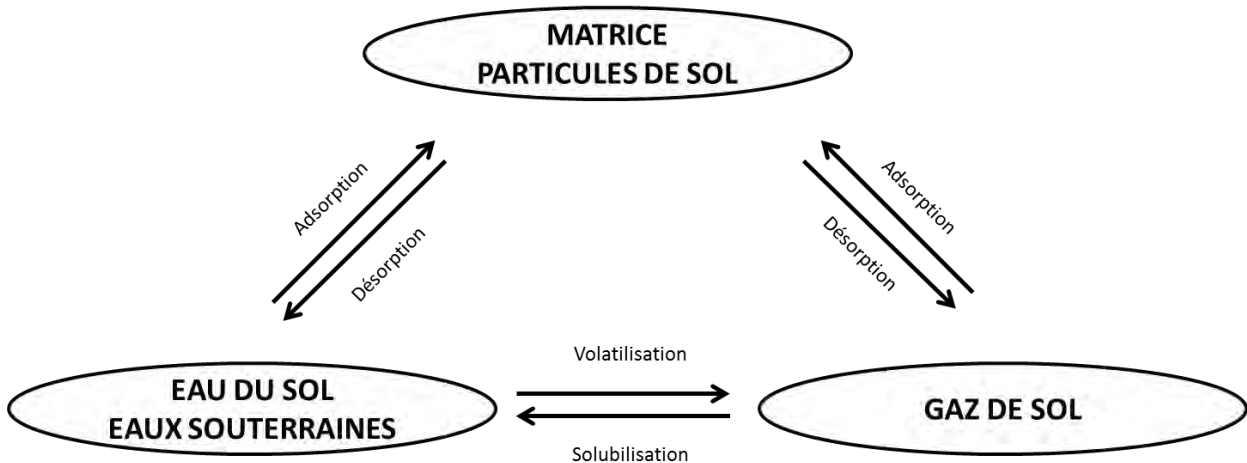


Figure 4 : Répartition des polluants en différentes phases (gaz, solide et aqueuse) et processus de répartition associés (d'après Lemièrre et al., 2008)

Dans le cas d'un composé non miscible dans l'eau, et si la concentration dans la phase dissoute est supérieure à la solubilité de cette substance, une autre phase est à prendre en compte : la phase organique.

L'importance relative de chacune de ces phases dépend à la fois des propriétés physico-chimiques de la substance et à la fois des caractéristiques du milieu. Dans le cas d'un système d'écoulement à plusieurs fluides (eau et phase organique en zone saturée et gaz, eau et phase organique en zone non saturée), on introduit la notion de perméabilité relative pour tenir compte de l'influence mutuelle de ces fluides sur la perméabilité. En effet, la perméabilité d'une phase dépend du degré de saturation de la porosité par l'autre phase. La perméabilité relative (et donc la vitesse de déplacement) d'un fluide est d'autant plus élevée que sa proportion est importante dans le milieu (et donc que la proportion de l'autre fluide en présence est faible.) (cf. Figure 5).

Une phase pure est présente dans le milieu poreux à partir d'une certaine saturation dite « saturation limite ». En dessous de cette saturation, l'huile sera présente sous forme dissoute dans l'eau, ou adsorbée sur la matrice sol. À partir de cette saturation limite, et jusqu'à l'atteinte d'une saturation suffisante (dite « saturation résiduelle »), la phase huile (forme pure) est piégée sous forme de gouttelettes dispersées à « l'état de saturation insulaire », alors que la phase eau reste mobile. Dans ce cas, la saturation en eau est d'au moins 80 %.

Dans une situation où le polluant est non mouillant par rapport à une autre phase (par exemple, phase organique/eau dans le cas d'une zone non saturée), la saturation résiduelle (S_r) est définie comme suit :

$$S_r = \frac{V_p}{V_t}$$

avec V_p = volume de produit en dessous duquel le produit ne s'écoule plus dans le milieu poreux ;

V_t = volume total des vides (également appelés pores).

La phase pure devient mobile à partir du moment où elle est continue dans le milieu poreux. Le domaine de saturation en huile et en eau, dans lequel à la fois la phase huile et la phase eau sont mobiles, est appelé « état de saturation funiculaire ». Lorsque la saturation en huile excède 70 à 80 %, l'eau est immobile, et seule la phase huile migre à « l'état de saturation pendulaire ».

Ainsi, au-delà de la saturation résiduelle, la phase organique est mobile, en dessous de cette valeur, elle est immobile, comme l'illustre la Figure 5.

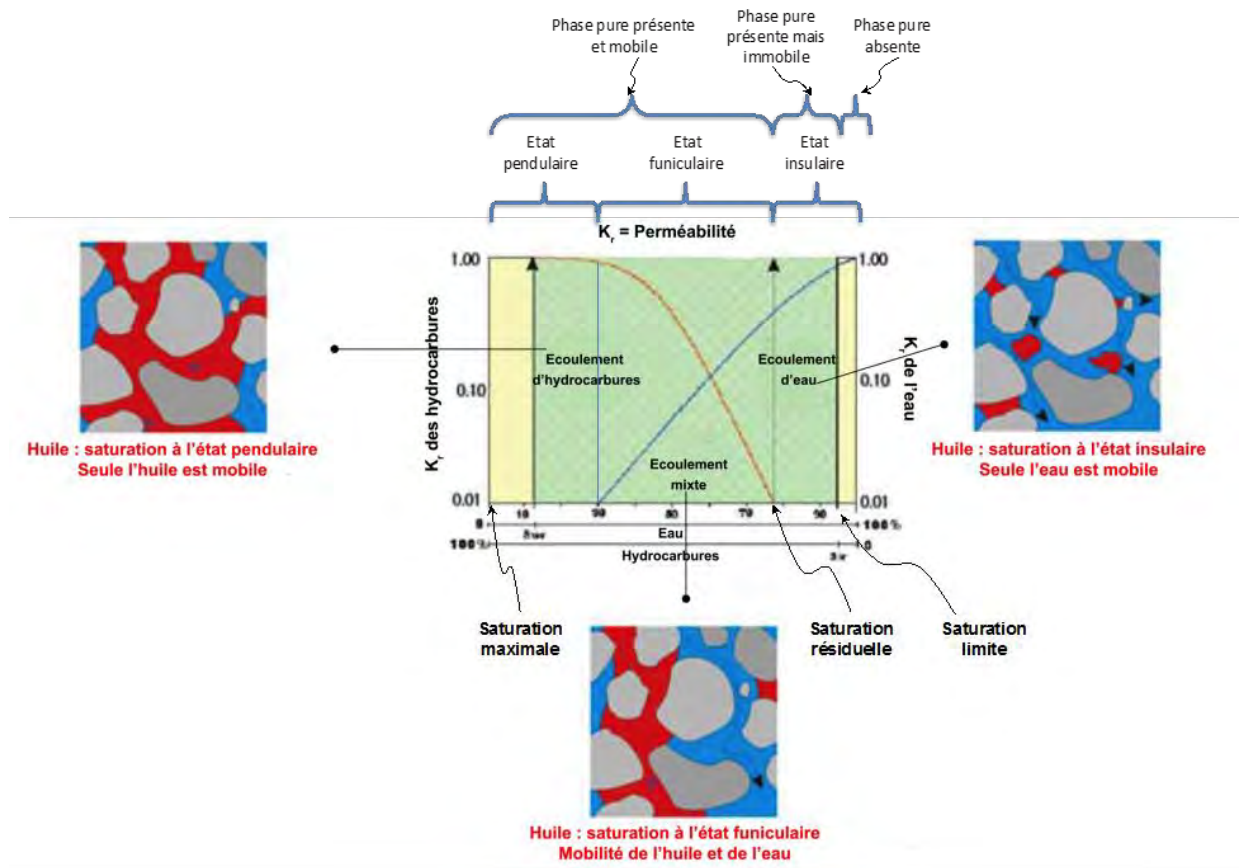


Figure 5 : Perméabilités relatives (K_r) dans un système diphasique huile/eau (d'après William et Wilder, 1971, modifié)

Chaque état de saturation correspond à une quantité de phase organique qui peut être exprimée sous forme de concentration totale dans le milieu poreux. Selon la valeur de la concentration, on peut distinguer trois états, illustrés en Figure 6:

- Concentration inférieure à la concentration de saturation limite (C_{sat}) : Aucune phase pure n'est présente ;
- Concentration comprise entre la concentration de saturation limite (C_{sat}) et la concentration résiduelle (C_{res}) : Une phase pure est présente mais elle est immobile ;

Définir une stratégie de dépollution : approche basée sur la masse de polluant et la capacité de relargage d'une pollution

- Concentration supérieure à la concentration résiduelle (C_{res}) : La phase pure est mobile.

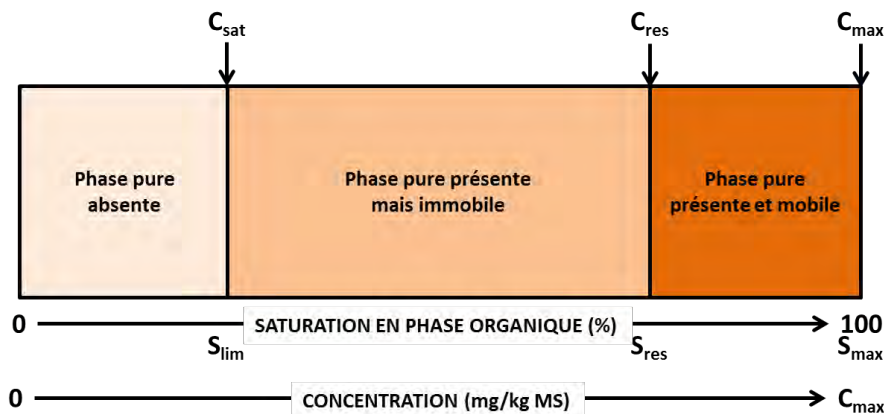


Figure 6 : Occurrence et comportement des phases pures dans un milieu poreux (d'après Boynton)

3.1.3. Comportement

a) En zone non saturée

Lors d'un déversement ou de fuites chroniques d'hydrocarbures sur ou dans le sol, la phase huileuse va s'infiltrer dans la zone non saturée sous l'effet de la gravité. Si les conditions permettent la constitution d'une phase « huile » non miscible et continue, celle-ci va migrer vers la nappe sous l'influence de la gravité et des forces capillaires (ces dernières induisant également un étalement latéral). Dans la mesure où il s'agit d'évènements discontinus (déversement ou fuite chronique), la migration se poursuit jusqu'à ce qu'il y ait rupture de la continuité physique de la phase, dont une partie reste alors piégée à l'état résiduel. La fraction du polluant présente à l'état résiduel dans la zone non saturée (également appelé corps d'imprégnation) représente une source de pollution durable des eaux souterraines, compte tenu des cinétiques très lentes de dissolution (notamment sous l'effet des eaux météoriques).

Pour qu'il y ait constitution d'une phase continue jusqu'à la nappe phréatique, il faut que la quantité déversée soit suffisante, mais aussi que la durée de la fuite et les conditions du milieu permette de conserver cette continuité physique.

Remarque :

La phase « huile » en déplacement dans la zone non saturée peut être enveloppée d'une phase gazeuse formée par la vaporisation des composés les plus volatils.

Cette migration dans la zone non saturée peut devenir complexe en cas de présence d'hétérogénéités dans la distribution verticale des perméabilités à l'huile (ZNS multicouches, présence de structures et canalisations enterrées, présence de lentilles au sein des formations géologiques, etc.). Les faibles perméabilités (k) diminuent la vitesse d'infiltration (U) et favorisent l'étalement latéral, l'huile ayant tendance à migrer préférentiellement sur le toit de cette formation peu perméable en suivant préférentiellement les horizons de plus faible perméabilité horizontale (cf. Figure 7).

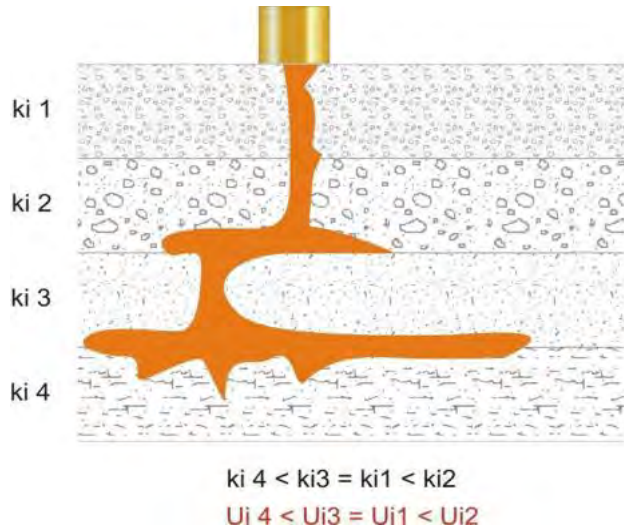


Figure 7 : Influence de l'hétérogénéité (perméabilité) de la ZNS sur la géométrie du corps d'imprégnation (Lemière et al., 2008)

b) En zone saturée

En zone saturée, deux grandes catégories de comportement des phases organiques non miscibles peuvent être distinguées en fonction de leur densité :

- Comportement des LNAPL (« Light Non Aqueous Phase Liquid ») :

Lorsque la nappe est atteinte, les composants solubles passent dans la phase eau et sont entraînés par convection et dispersion. Le polluant restant à l'état de phase distincte (phase libre flottante) continue de se déplacer lentement sous l'effet de ses propres gradients de pression, en exerçant sur la nappe une action qui en déprime légèrement la surface (les ordres de grandeur sont, pour les hydrocarbures pétroliers, 2/3 de l'épaisseur réelle du flottant sous le niveau de la nappe et 1/3 au-dessus du niveau de la nappe). La lentille d'hydrocarbures peut migrer par étalement selon la géométrie de la surface piézométrique, comme illustré en Figure 8. La migration est stoppée dès lors que la masse de flottant devient insuffisante pour assurer sa continuité physique et contrecarrer les forces de succion capillaire.

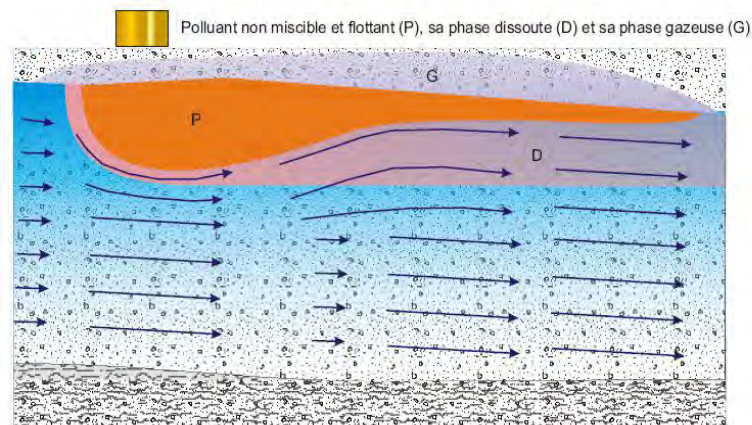


Figure 8 : Comportement d'une phase pure de type LNAPL (Lemière et al., 2008)

Définir une stratégie de dépollution : approche basée sur la masse de polluant et la capacité de relargage d'une pollution

Une phase non miscible, de densité inférieure à 1, peut très bien être piégée sous le niveau statique par le jeu des fluctuations verticales (battement) de la nappe supportant une lentille de phase flottante. Par ailleurs, le passage des hautes eaux aux basses eaux peut s'accompagner d'une disparition temporaire de lentilles d'hydrocarbures flottants (cf. Figure 9).

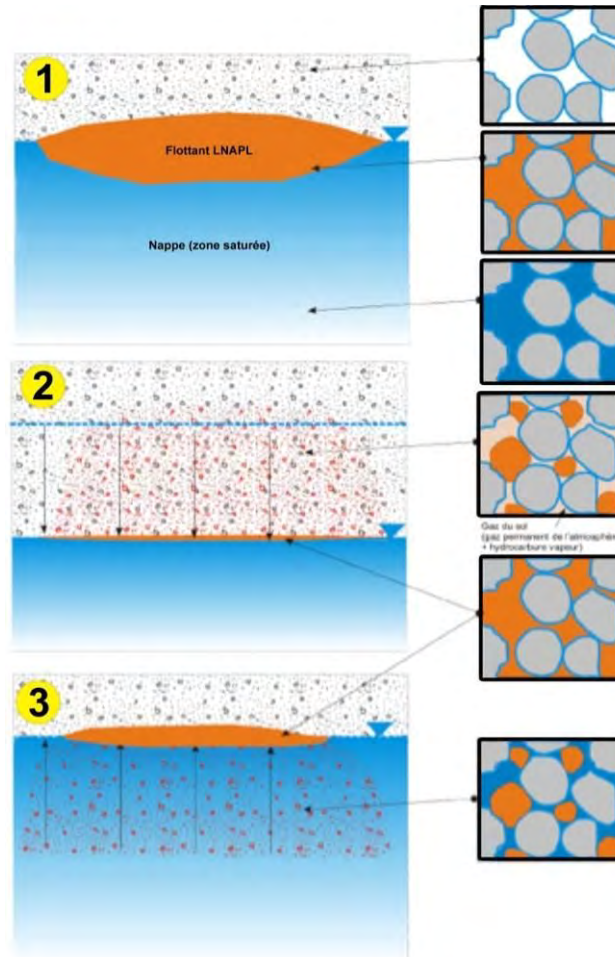


Figure 9 : Dynamique d'un LNAPL avec les fluctuations du niveau de la nappe (Lemière et al., 2008)

- Comportement des DNAPL (« Dense Non Aqueous Phase Liquid ») :

Les conditions de migration des DNAPL dans la zone non saturée sont identiques à celles prévalant pour les LNAPL et sont illustrées en Figure 10. Une fois dans la nappe, ils continuent à migrer vers le bas jusqu'à atteindre soit le substratum, soit une intercalation peu perméable. Ils peuvent alors rester piégés dans les irrégularités du substratum (et former des flaques ou « pools »), ou bien migrer en suivant le pendage de celui-ci, éventuellement dans un sens contraire ou différent de la direction générale de l'écoulement de la nappe.

Comme pour les LNAPL, la migration est stoppée dès lors que la masse de phase libre n'est plus suffisante pour assurer la continuité physique de la phase dans le milieu poreux saturé. Le DNAPL est alors piégé dans un état résiduel. Il forme alors de petites accumulations et gouttelettes dispersées.

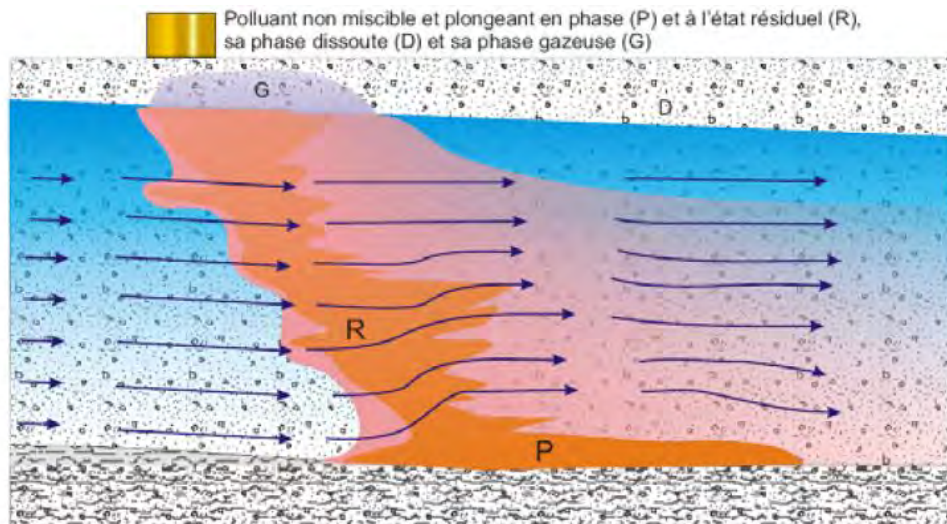


Figure 10 : Comportement d'une phase pure de type DNAPL (Lemière et al., 2008)

3.2. DISCUSSION SUR LA DÉTERMINATION ET L'UTILISATION DE VALEURS SEUILS GÉNÉRIQUES

Cette partie s'attache d'une part à définir des valeurs seuils génériques pour les concentrations caractéristiques de la présence et de la mobilité des phases pures dans les zones saturée et non saturée, et d'autre part, à vérifier, à l'aide d'un raisonnement par l'absurde, si de telles valeurs peuvent être représentatives d'une situation donnée.

Les notions, autour desquelles la discussion sur ces valeurs seuils génériques a été menée, sont :

- La concentration de saturation limite ;
- La concentration résiduelle ;
- La concentration maximale présente dans le milieu.

3.2.1. Estimation de la valeur de saturation limite

a) Présentation de NAPLANAL

Les valeurs de concentration de saturation limite ont été calculées à l'aide du logiciel NAPLANAL⁷ (Mariner *et al.*, 1997). Cet outil, est basé sur la résolution d'un système de itératif de relations d'équilibre thermodynamique entre les différentes phases du milieu poreux (gaz, solide, aqueuse et organique). Il permet d'estimer la valeur de la saturation en phase organique, la composition de la phase organique, et la concentration de chaque composé dans chaque phase.

Les données d'entrée sont les suivantes :

- Le nombre de composés considéré et la concentration totale mesurée dans un échantillon de sol ;

⁷ Initialement disponible gratuitement sur Internet, ce logiciel peut être obtenu auprès de <http://www.intera.com>

Définir une stratégie de dépollution : approche basée sur la masse de polluant et la capacité de relargage d'une pollution

- Les caractéristiques du milieu poreux : Porosité (et fraction d'eau pour un échantillon dans la zone non saturée) et fraction de carbone organique ;
- Les propriétés physico-chimiques des composés considérés (solubilité, constante de Henry, coefficient de partage eau/carbone organique).

b) Hypothèses de calcul

Conformément aux hypothèses utilisées dans l'outil de calcul NAPLANAL, les valeurs de concentration de saturation limite (appelées C_{sat} dans le présent guide) sont calculées sur la base de l'équilibre entre les différentes phases présentes dans le milieu poreux (gaz, solide, aqueux et organique).

Deux types de valeurs (valeurs hautes et valeurs basses) ont été calculés. Ces valeurs correspondent respectivement à la plus grande et la plus petite valeur calculées lors d'une étude de sensibilité, qui a consisté à faire varier les paramètres de porosité (entre 0,36 et 0,46), de fraction en carbone organique (entre 0,1% et 1%) et de saturation en eau (entre 10% et 30%).

Les données utilisées concernant les propriétés physico-chimiques des substances sont issues des travaux suivants :

- Fractions aliphatiques et aromatiques : Les travaux de Park (Park, 1999) (cf. Annexe 2) ;
- Autres substances considérées : La base de données de NAPLANAL (Mariner *et al.*, 1997) (cf. Annexe 2) ;
- Composition des mélanges : Les travaux de Park (Park, 1999) (cf. Annexe 3).

3.2.2. Estimation de la valeur de concentration résiduelle

Une recherche bibliographique a permis de recenser un ensemble de valeurs de concentration résiduelle (appelée C_{res} dans le présent guide) mesurées dans différents contextes (produits et milieux différents). La plupart de ces valeurs sont exprimées directement dans la littérature sous forme de concentrations résiduelles en mg/kg, et dans certains cas en %. Les concentrations résiduelles sont alors calculées à partir de l'équation suivante :

$$C_{res} = \frac{S_{res} \cdot \rho_{NAPL} \cdot \phi}{\rho_t}$$

Avec S_{res} : Saturation résiduelle de la phase organique [-]

ρ_t : Masse volumique de l'échantillon total [kg/dm³]

ρ_{NAPL} : Masse volumique de la phase organique [kg/dm³]

C_{res} : Concentration résiduelle exprimée par unité de poids brut de sol (poids avant séchage) [kg/kg PB]

ϕ : Porosité totale [-]

Deux types de valeurs, qui correspondent respectivement aux valeurs maximales et minimales parmi toutes les valeurs recensées, ont été estimés.

3.2.3. Estimation de la valeur de concentration maximale

Les valeurs de concentration maximale (appelées C_{max} dans le présent guide) sont calculées en considérant que le produit occupe toute la porosité du matériau. Deux types de valeurs (haute et basse) ont été estimés.

Les valeurs basses sont calculées sur la base d'une porosité de 0,36 (formation de type argile limoneuse « silty clay ») et les valeurs hautes sur la base d'une porosité de 0,46 (formation de type limoneuse « silt »).

Les concentrations sont calculées en considérant l'équation suivante :

$$C_{max} = \frac{\phi \cdot \rho_{NAPL}}{(1 - \phi) \cdot \rho_{solide}}$$

Avec C_{max} : Concentration maximale en phase organique [kg/kg]

ρ_{NAPL} : Masse volumique de la phase organique [kg/dm³]

ρ_{solide} : Masse volumique de la matrice solide [kg/dm³]

ϕ : Porosité totale [-]

3.2.4. Résultats

Les valeurs de concentrations sont présentées en Tableaux 1 et 2 et reproduites en Annexes 5 et 6.

Pour certaines concentrations à saturation limite du Tableau 1, les références bibliographiques sont détaillées en Annexe 5.

Pour les concentrations résiduelles, le nombre de mesures et les références bibliographiques sont indiqués dans la colonne « nombre de mesures associées » et détaillés en Annexe 5.

L'ensemble des concentrations résiduelles considérées permettant d'aboutir aux valeurs basses et hautes présentées dans les tableaux est présenté en Annexe 4.

Définir une stratégie de dépollution : approche basée sur la masse de polluant et la capacité de relargage d'une pollution

a) En zone non saturée

Substance / Produit		C _{sat} (mg/kg)		C _{res} (mg/kg)			C _{max} (mg/kg)	
		valeur basse	valeur haute	valeur basse	valeur haute	nombre de mesures associées	valeur basse	valeur haute
Essence	Essence peu dégradée	32	305	946	132 750	10	162 500	246 000
	Essence dégradée	30	295					
JP4 (50% Kérosène, 50% Essence)		7	69	4 865	51 429	5	195 800	296 500
Diesel	Diesel peu dégradé	2	19	2 162	22 857	5		
	Diesel dégradé	2	18					
Huile minérale		2	12	10 800	163 800	11	168 750	255 500
Al. C5-C6		53	440	ND	ND	ND	141 600	214 500
Al. C6-C8		22	210	ND	ND	ND	152 000	230 300
Al. C8-C10		10	105	ND	ND	ND	152 000	230 300
Al. C10-C12		6	65	ND	ND	ND	158 300	239 700
Al. C12-C16		3	30	ND	ND	ND	160 400	242 900
Al. C16-C35		<1	10	ND	ND	ND	162 500	246 000
Ar. C8-C10		100	975	ND	ND	ND	181 200	274 400
Ar. C10-C12		60	590	ND	ND	ND	187 500	283 900
Ar. C12-C16		30	275	ND	ND	ND	212 500	321 800
Ar. C16-C21		7	80	ND	ND	ND	256 200	388 000
Ar. C21-C35		<1	10	ND	ND	ND	266 600	403 800
PCE		115	865	830	413 000	3	339 500	514 200
TCE		375	1 850	12 775	401 208	7	304 100	460 600
Dichloroéthylène (DCE)		1 600	6 335	ND	ND	ND	266 600	403 800
Chlorure de Vinyle (CV)		320	805	ND	ND	ND	189 500	287 100
Benzène		401	1 535	53 000	ND	1	183 300	277 600
Toluène		195	1 290	ND	ND	ND	179 500	271 900
Ethylbenzène		170	1 585	ND	ND	ND	180 600	273 500
o-xylène		155	1 380	1 936	ND	1	183 300	277 600
p-xylène		180	1 640	ND	ND	ND	179 100	271 300
Naphtalène		40	390	ND	ND	ND	187 500	283 900

ND : non déterminé

Tableau 1 : Valeurs de concentration à saturation limite, concentration résiduelle et concentration maximale en zone non saturée

b) En zone saturée

Substance / Produit		C _{sat} (mg/kg)		C _{res} (mg/kg)			C _{max} (mg/kg)	
		valeur basse	valeur haute	valeur basse	valeur haute	nombre de mesures associées	valeur basse	valeur haute
Essence	Essence peu dégradée	23	192	46 804	53 738	1	162 500	246 000
	Essence dégradée	23	198					
JP4 (50% Kérosène, 50% Essence)		7	54	45 566	50 271	1	195 800	296 500
Diesel	Diesel peu dégradé	2	16	ND	ND	ND		
	Diesel dégradé	2	14	ND	ND	ND		
Huile minérale		2	10	ND	ND	ND	168 750	255 500
Al. C5-C6		25	180	ND	ND	ND	141 600	214 500
Al. C6-C8		15	130	ND	ND	ND	152 000	230 300
Al. C8-C10		9	80	ND	ND	ND	152 000	230 300
Al. C10-C12		6	50	ND	ND	ND	158 300	239 700
Al. C12-C16		3	25	ND	ND	ND	160 400	242 900
Al. C16-C35		<1	8	ND	ND	ND	162 500	246 000
Ar. C8-C10		100	795	ND	ND	ND	181 200	274 400
Ar. C10-C12		60	485	ND	ND	ND	187 500	283 900
Ar. C12-C16		25	225	ND	ND	ND	212 500	321 800
Ar. C16-C21		7	65	ND	ND	ND	256 200	388 000
Ar. C21-C35		<1	7,0	ND	ND	ND	266 600	403 800
PCE		115	715	39 004	95 882	3	339 500	514 200
TCE		390	1 660	ND	ND	ND	304 100	460 600
Dichloroéthylène (DCE)		1 725	6 255	ND	ND	ND	266 600	403 800
Chlorure de Vinyle (CV)		305	615	ND	ND	ND	189 500	287 100
Benzène		430	1 505	41 604	ND	1	183 300	277 600
Toluène		200	1 115	ND	ND	ND	179 500	271 900
Ethylbenzène		165	1 305	ND	ND	ND	180 600	273 500
o-xylène		155	1 145	32 936	ND	1	183 300	277 600
p-xylène		180	1 355	34 670	46 804	1	179 100	271 300
Naphtalène		40	320	ND	ND	ND	187 500	283 900

ND : non déterminé

Tableau 2 : Valeurs de concentration à saturation limite, concentration résiduelle et concentration maximale en zone saturée

Définir une stratégie de dépollution : approche basée sur la masse de polluant et la capacité de relargage d'une pollution

3.2.5. Interprétation et conclusion

a) Valeur de saturation limite

Les résultats obtenus mettent en évidence :

- Des valeurs très faibles pour la borne basse (proches des limites de quantification) pour certaines substances/produits ;
- Des écarts importants entre les bornes basse et haute des valeurs calculées.

Les écarts entre bornes basse et haute s'expliquent par une **influence importante des paramètres caractéristiques du sol** (notamment porosité, teneur en eau, fraction de carbone organique) **et des propriétés physico-chimiques du produit** (notamment solubilité, coefficient de partage carbone organique/eau (K_{oc}), constante de Henry (H)) **sur les valeurs de C_{sat} calculées.**

Ainsi, dans le cadre d'un diagnostic de pollution, si la composition de la source⁸ n'est pas connue, il est nécessaire de connaître la répartition des substances dans le mélange (par exemple, par analyse des fractions TPH (Total Petroleum Hydrocarbons) de la phase pure dans le cas d'hydrocarbures pétroliers) pour évaluer la valeur de C_{sat} .

Par ailleurs, il est à noter que si l'utilisation des valeurs de C_{sat} permet d'attester de la présence d'une phase pure (si la concentration totale mesurée dans les sols est supérieure à C_{sat}), elle ne permet pas d'attester de son absence. En effet, dans le cas d'un non-équilibre local, il se peut qu'une phase pure soit présente, bien que la concentration totale mesurée dans les sols soit localement inférieure à C_{sat} . La Figure 11 illustre l'hétérogénéité de la répartition d'une phase pure dans un milieu poreux homogène à l'échelle centimétrique. Dans la réalité, compte tenu de l'hétérogénéité potentielle d'une même formation (variations de perméabilité, de granulométrie, ...) et la succession possible de formations différentes, les possibilités de non-équilibre sont nombreuses.

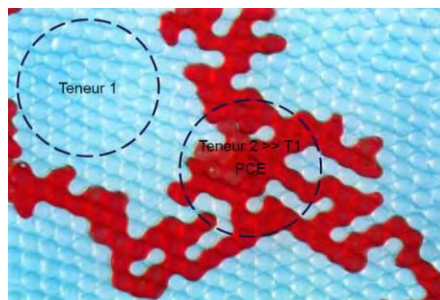


Figure 11 : Distribution du PCE (coloré en rouge) dans un milieu granulaire homogène (0,8 - 1,3 mm) et saturé en eau (d'après Schwille, 1988)

⁸ Au sens de la source présente dans les sols au moment de l'étude et/ou de la dépollution (y compris dégradation naturelle) et non pas uniquement au sens du produit initial qui s'est infiltré dans les sols.

b) Valeur de concentration résiduelle

Les résultats obtenus mettent en évidence :

- Le faible nombre de références bibliographiques, en particulier pour les produits non pétroliers ;
- Une gamme de valeurs très large entre les bornes basse et haute.

Comme pour la saturation limite, les écarts entre bornes basse et haute s'expliquent par la forte influence des paramètres du sol (porosité, teneur en eau, fraction de carbone organique, mouillabilité du solide) et des caractéristiques du produit (ratios de viscosité et de densité des fluides présents, tensions interfaciales, rayons de courbure) sur la concentration résiduelle. Mercer et Cohen (1990) ont en particulier mis en évidence expérimentalement l'influence de la granulométrie du sol sur la concentration résiduelle de différents produits (Figure 12). On constate que la concentration résiduelle décroît globalement avec l'augmentation de la granulométrie.

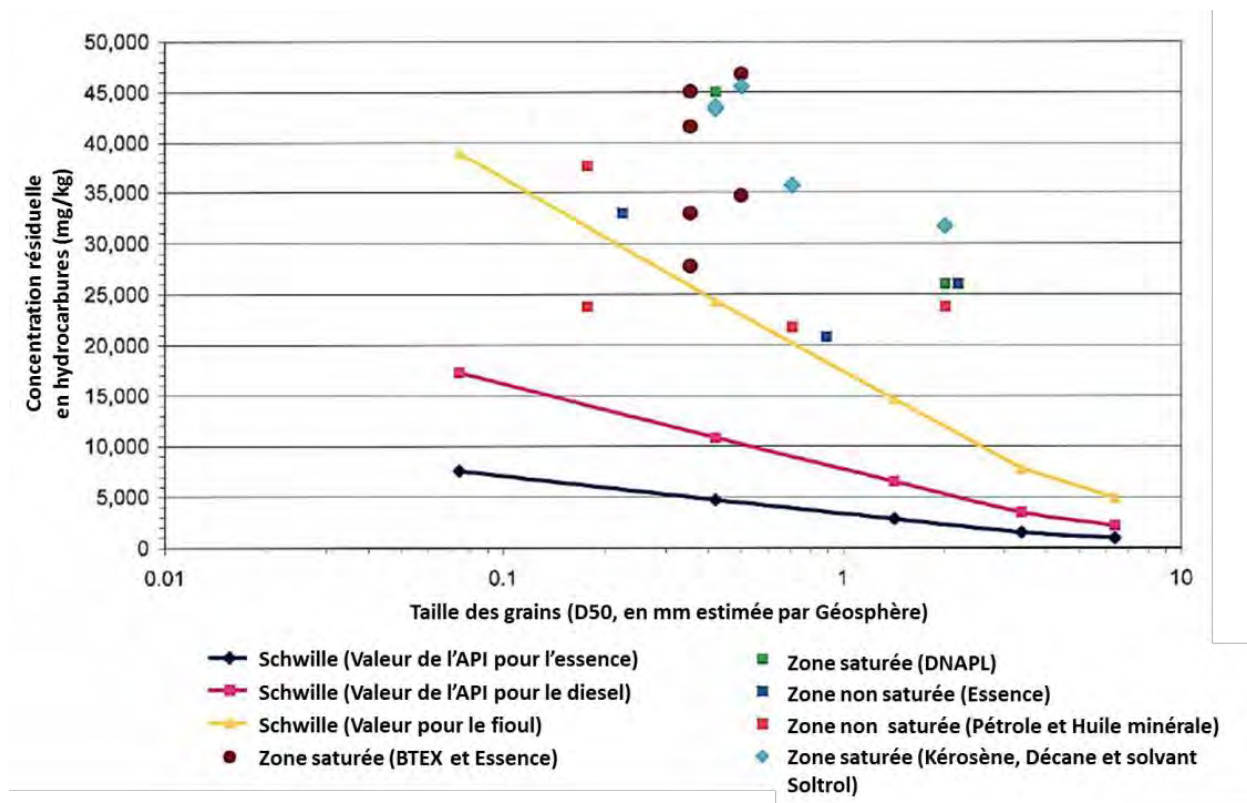


Figure 12 : Variation de la concentration résiduelle en fonction de la taille des grains du sol (d'après Mercer et Cohen, 1990)

Par ailleurs, il est à noter que si l'utilisation de C_{res} permet d'attester de la mobilité du produit (si la concentration totale mesurée dans les sols est supérieure à C_{res}), elle ne représente pas la concentration à partir de laquelle le produit est récupérable. Sur la Figure 13, k_r désigne la perméabilité relative du fluide (k_{ro} pour le polluant et k_{rw} pour l'eau), s la saturation (s_w la saturation en eau, s_{wi} la saturation irréductible en eau, s_{or} la saturation résiduelle en phase organique). Cette figure montre que plus la saturation en produit est proche de la saturation résiduelle (c'est-à-dire plus s_w est grand), plus la récupération du produit est difficile (c'est-à-dire plus k_{ro} est faible).

Définir une stratégie de dépollution : approche basée sur la masse de polluant et la capacité de relargage d'une pollution

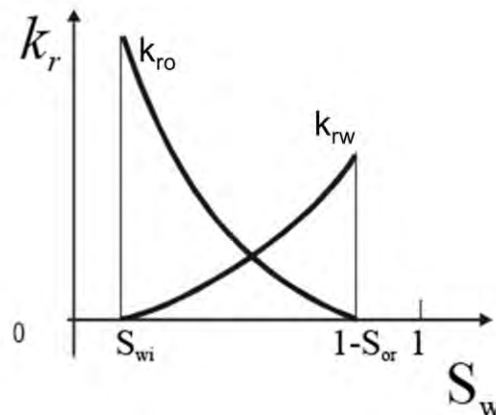


Figure 13 : Exemples de courbes perméabilité relative/saturation résiduelle en eau

c) Valeur de concentration maximale

La différence entre les bornes haute et basse des valeurs de concentrations maximales est liée au fait que ce paramètre est étroitement lié aux paramètres du sol (porosité) et aux caractéristiques du produit (densité).

d) Conclusion

Les paramètres qui caractérisent la présence (C_{sat}), la mobilité (C_{res}) et la teneur maximale (C_{max}) d'une phase pure dans le milieu poreux présentent une grande variabilité puisqu'ils dépendent étroitement :

- Du type de sol (sables, limons, ...) et du type de produit (dont la composition des mélanges n'est pas toujours mesurable) et donc du contexte du site étudié ;
- De la distribution de la phase pure dans le milieu. Étant donné l'hétérogénéité du milieu poreux, la distribution de la phase pure peut elle-même être hétérogène (effet d'échelle). L'échantillonnage ponctuel de la matrice solide n'est donc pas forcément représentatif des conditions à plus grande échelle.

Ainsi, en fonction des contextes géologiques rencontrés, du produit considéré ou de la composition du mélange de produits, une même concentration peut se traduire par l'existence d'une phase pure ou non. Cela implique qu'une seule valeur ne peut être définie et appliquée dans toutes les conditions et son utilisation générique peut amener à des conclusions erronées, non représentatives de la réalité. Cette conclusion est cohérente avec la méthodologie des textes de 2007, qui privilégie l'amélioration de la qualité de l'environnement en maîtrisant les sources de pollution et l'étude au cas par cas, plutôt qu'une approche généraliste des problématiques SSP.

L'annexe 7 propose une démonstration à l'aide d'un raisonnement par l'absurde des limites associées à l'utilisation de telles valeurs seuils génériques.

La mise en évidence d'une phase pure par échantillonnage des matrices solides doit être confortée par la caractérisation de milieux plus intégrateurs comme les eaux souterraines et/ou les gaz du sol qui sont moins sensibles aux effets d'échelle.

3.3. RETIRER LES PRODUITS PURS – QUEL INTÉRÊT ?

L'intérêt de retirer les sources de pollution est rappelé dans les paragraphes qui suivent, en illustrant la philosophie des textes de 2007, à l'aide de publications scientifiques récentes, d'exemples concrets rencontrés par le BRGM dans le cadre de ses activités d'appui aux administrations.

3.3.1. Rappels

Dans les cas où du produit pur⁹ est présent, sous la forme d'une phase libre mobile¹⁰, selon qu'il sera plus léger ou plus lourd que l'eau, il peut soit s'accumuler dans la partie supérieure de la nappe sous la forme d'une lentille de surnageant, soit couler et s'accumuler en profondeur dans l'aquifère sur une couche peu perméable sous la forme de « pool » (piscine), comme illustré précédemment dans les Figures 8 et 10 (cf. partie 3.1).

Le produit pur est en capacité de migrer tant que sa concentration dépasse la concentration résiduelle (c'est-à-dire, tant qu'il existe un *continuum* de phase pure). Ce cas est illustré dans la Figure 14.

La méthode la plus couramment utilisée pour y remédier est le pompage, également appelé Pump & Treat (P&T), jusqu'à atteindre la limite technique de la méthode¹¹. Dans certains cas, les opérations de pompage peuvent durer des années voire davantage et engendrer des coûts d'exploitation et de maintenance importants (McGuire *et al.*, 2006). À titre informatif, le Département de Défense des Etats-Unis estime à 2 milliards de dollars le coût total pour les 3 000 sites impactés par des solvants chlorés qu'il contrôle, soit environ 670 000 \$ par site. Ce département estime également à 100 millions de dollars par an le coût du confinement hydraulique pour ces sites (Stroo *et al.*, 2003).

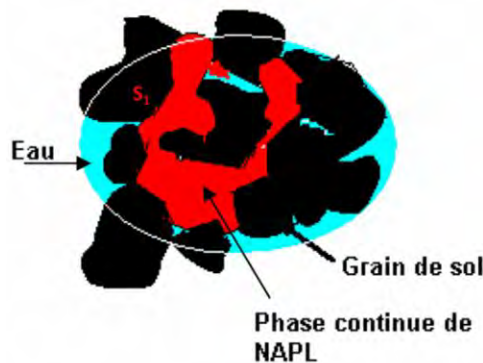


Figure 14 : Illustration d'un continuum de NAPL sous forme de continuum (Yra, 2006)

Lorsque le produit pur est présent sous forme d'un volume continu (*continuum*), la surface extérieure S_1 de contact entre l'eau et le produit pur est relativement faible. L'eau souterraine

⁹ C'est-à-dire que la concentration en polluant dans les sols est supérieure à la concentration de saturation C_{sat} (cf. partie 3.1)

¹⁰ C'est-à-dire que la concentration en polluant dans les sols est supérieure à la concentration résiduelle C_{res} (cf. partie 3.1)

¹¹ Un traitement par pompage ne sera pas toujours suffisant pour retirer l'intégralité d'une source. Cela est généralement lié à une mobilité très limitée du polluant dans le sol, en raison d'une viscosité importante et d'une perméabilité relative faible. Ainsi, il est rare de retirer plus de 50 % de la masse de NAPL par des pompages et des traitements classiques.

Définir une stratégie de dépollution : approche basée sur la masse de polluant et la capacité de relargage d'une pollution

peut également avoir tendance à contourner le produit pur (Lemière *et al.*, 2008). Cela engendre une dissolution lente du produit pur, avec des impacts sur la nappe pendant des années voire des dizaines d'années. En l'absence d'un traitement adapté de la nappe, Lowe *et al.* (1999) évoque la possibilité que des pollutions, soient présentes sous forme résiduelle ou de « pool » durant des siècles pour certains DNAPL. **Pour réduire ce relargage (dissolution) et donc la durée de dépollution, il faut retirer la source.**

Lorsque la phase pure mobile a été supprimée ou extraite, le produit pur est encore présent dans le milieu sous forme de gouttelettes ou de ganglions non mobilisables par simple pompage, comme schématisé dans la Figure 15.

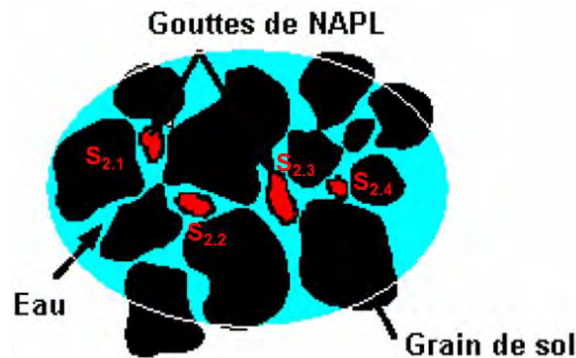


Figure 15 : Illustration de l'état insulaire (NAPL sous forme de ganglions) (Yra, 2006)

Lorsque le produit est présent à l'état de ganglions, la surface de contact totale entre l'eau et le produit pur, S_2 somme de l'ensemble des surfaces de contact des ganglions ($S_2 = S_{2.1} + S_{2.2} + S_{2.3} + S_{2.4} + \dots$), est plus élevée que celle obtenue lorsque le produit pur est à l'état de *pool* (Stroo *et al.*, 2003). **L'interface NAPL/eau plus importante génère une dissolution plus conséquente, ce qui entraîne, de facto, une augmentation temporaire du relargage (et donc une remontée des concentrations en phase dissoute), qu'il convient de gérer avec un pompage temporaire de la nappe en aval. Dans un tel contexte, l'épuisement de la source est généralement plus rapide, les coûts de dépollution globaux associés plus faibles puisque le traitement sera moins long** (Kavanaugh *et al.*, 2003).

Remarque :

Dans certains cas, la diffusion de polluants adsorbés sur la matrice sol peut participer majoritairement au flux de relargage, ce qui rend très délicat le retrait du NAPL (Stroo et al., 2003).

3.3.2. Illustrations à l'aide d'exemples

À la fin des années 1990, de nombreux rapports ont mis en évidence la faible efficacité des systèmes par P&T sur les sites impactés par des DNAPL (National Research Council, 1999 ; Pankow and Cherry, 1996). Des études plus poussées ont montré que des sources de DNAPL supplémentaires étaient en réalité encore présentes sur ces sites, bien qu'elles n'aient pas été mises en évidence (USEPA, 1993). De plus, les forces de capillarité existantes réduisaient la mobilité des polluants, et donc l'efficacité du P&T.

De nouvelles techniques de dépollution *in-situ*, plus performantes que le P&T classique, ont été développées, qu'il s'agisse de l'oxydation chimique, de la bioremédiation stimulée, du lavage par surfactant/cosolvation, ou de la désorption thermique. Ces méthodes visent à traiter

directement, et plus efficacement, la masse de produit pur présente dans la zone source (McDade *et al.*, 2005). Les performances de ces 4 méthodes ont notamment été étudiées par McGuire *et al.* (2006), McDade *et al.* (2005) et Falta *et al.* (2005a et b). Contrairement aux travaux de Huntley et Beckett (2002) (*cf.* ci-dessous), ces 4 études n'ont pas évalué l'influence de la géologie sur les résultats obtenus. Dans le cas de McGuire, près de 75 % des sites cités reposent sur des matériaux fins de type limons, argiles ou sables argilo-limoneux.

L'intérêt du traitement d'une zone source de LNAPL a également été abordé dans une étude de Huntley et Beckett (2002), dont les principaux résultats sont développés dans les parties suivantes.

Remarque et avertissement :

Comme indiqué dans l'avertissement au début de ce guide, les informations, tirées des publications citées dans les paragraphes qui suivent, sont liées aux sites étudiés, et ne peuvent en aucun cas être extrapolées à d'autres situations. Le lecteur est invité à se reporter aux études citées pour obtenir de plus amples détails concernant les conditions géologiques au droit des sites étudiés, les hypothèses retenues et le détail des calculs réalisés. Ces publications illustrent néanmoins l'intérêt de s'attaquer à la source pour réduire le relargage, le temps de dépollution et les coûts totaux.

a) Diminution du relargage dans la nappe en traitant la source

• **Cas des DNAPL**

Bien que l'influence positive du retrait de la source sur la concentration en polluant dans la nappe soit intuitivement évidente, peu d'études d'ampleur se sont attachées à la quantifier. L'US-EPA concluait en 2003 que « *le degré d'incertitude, en termes de coûts et de bénéfices, associé à l'usage de techniques actives de diminution de la source est tel qu'il décourage l'usage généralisé des technologies disponibles sur les sites impactés par des DNAPL* » (Kavanaugh *et al.*, 2003).

Une étude indépendante a comparé la performance de 4 techniques de dépollution *in-situ* (oxydation chimique, bioremédiation stimulée, traitement thermique et lavage par cosolvation/surfactants) appliquées à 59 sites impactés par des DNAPL aux Etats-Unis (McGuire *et al.*, 2006). L'occurrence des effets rebonds a également été étudiée lorsque les données étaient suffisantes pour que cela soit pertinent. Ces résultats sont présentés sous la forme d'un graphique, proposé en Figure 16. Les 11 points visibles sur cette figure correspondent aux 11 sites étudiés par Falta *et al.* (2005) dans une étude antérieure et qui ont été pris en considération par McGuire *et al.* (2006) dans leur travail,

Définir une stratégie de dépollution : approche basée sur la masse de polluant et la capacité de relargage d'une pollution

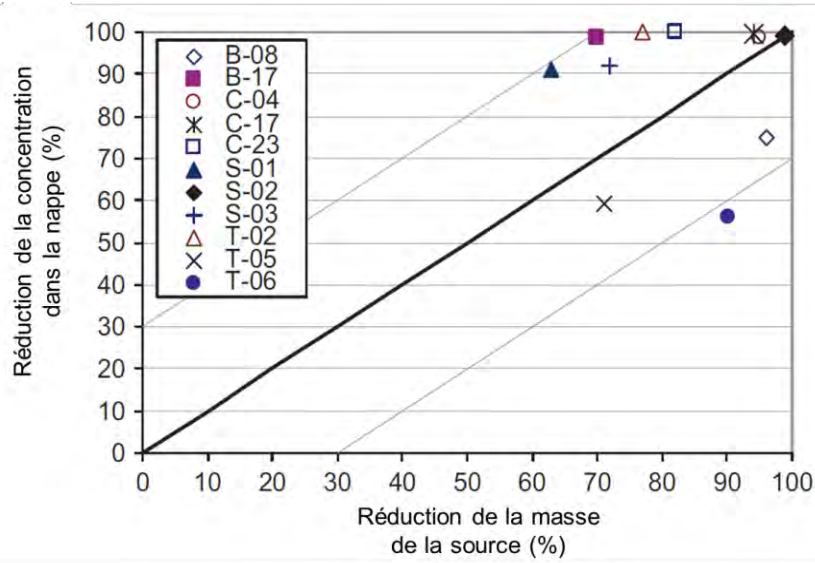
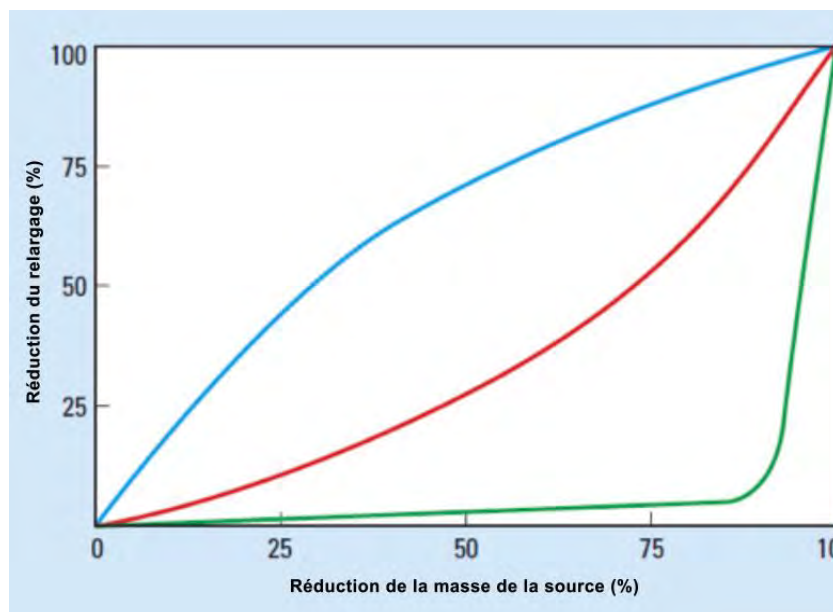


Figure 16 : Relation de proportionnalité entre le pourcentage de réduction de la masse de la source de DNAPL et celui de la concentration dans la nappe (McGuire et al., 2006)

Ce graphe met clairement en évidence l'influence d'une diminution de la masse de la source sur la diminution des concentrations dans la nappe, puisque les points obtenus sont situés dans un intervalle de plus ou moins 30 % de part et d'autre de la droite de proportionnalité. Cette étude a néanmoins rappelé que cette influence est très fortement liée à l'architecture de la source (notamment, la distribution et la géométrie de la source de DNAPL), comme l'indique la Figure 17.



courbe bleue : aquifère hétérogène (résultat issu d'une modélisation)

courbe verte : aquifère homogène (résultat issu d'une modélisation)

courbe rouge : extrapolation à partir des données d'un site expérimental présentant un aquifère homogène

Figure 17 : Évolution de la réduction du flux de relargage en fonction de la réduction de la masse de la source de DNAPL selon le type d'aquifère (Stroo et al., 2003)

Les résultats de ces modélisations et des données de sites, disponibles en quantités limitées, suggèrent que :

- **Pour les sites homogènes, avec un DNAPL sous forme de « pools », de larges réductions de la masse de la source (> 90 %) seraient nécessaires pour atteindre des améliorations significatives de la qualité de la nappe souterraine** (McGuire *et al.*, 2006 ; Sale et Mc Whorter, 2001 ; Falta *et al.*, 2005a et Stroo *et al.*, 2003). Cette conclusion, basée sur des modélisations théoriques, est symbolisée par la courbe verte sur la Figure 17. On constate néanmoins que dans la pratique, des réductions plus faibles de la masse de la source peuvent réduire significativement le relargage de la source (courbe rouge sur la Figure 17).
- **À l'inverse, pour les sites hétérogènes, avec des sources de DNAPL principalement localisées dans des zones fortement perméables, des améliorations significatives de la qualité des nappes souterraines peuvent être atteintes pour des réductions plus modestes de la masse de la source (entre 50 et 70 %)** (McGuire *et al.*, 2006 ; Rao et Jawitz, 2003 et Falta *et al.*, 2005a). Cette constatation est visible sur la Figure 17 (courbe bleue).

En guise de conclusion, l'étude de McGuire *et al.* (2006) indique que, même lorsque la connaissance détaillée de l'architecture de la source est absente, **la réduction de concentration dans la nappe sera, à moyen terme, proportionnelle à la réduction de la masse de la source.**

• Cas des LNAPL

Le cas du relargage de LNAPL de la zone source a été étudié par Huntley et Beckett (2002) en modélisant la concentration dans la nappe au droit de la zone source en fonction du temps, pour différentes épaisseurs de flottant mesurées dans des forages, et suivant la réalisation ou non d'une remédiation. Les résultats sont visibles dans la Figure 18 et sont détaillés ci-dessous :

- En termes de relargage (*i.e.* concentration dans la nappe au droit de la zone source), l'influence de la dépollution est peu significative au démarrage (premiers mois, voire première(s) année(s), en fonction de l'épaisseur initiale de flottant), sauf dans le cas d'une épaisseur de 0,1 m pour laquelle le gain est visible dès le début. Dans les autres cas, cette influence devient plus visible par la suite. Par exemple, pour une épaisseur initiale d'un mètre dans du sable grossier, la concentration dans la nappe au droit de la zone source est proche de la concentration initiale au bout de 4 ans, alors qu'elle a été divisée par 4 après dépollution. Pour une épaisseur initiale de 0,5 m, elle est divisée par 25.

Cela s'explique principalement par les faits suivants :

- La masse de LNAPL augmente non-linéairement avec l'épaisseur de LNAPL dans le forage ;
- La diminution de la perméabilité relative de la phase aqueuse avec l'augmentation de la saturation en LNAPL (et donc de l'épaisseur de flottant dans le forage, comme illustré dans la Figure 19). Plus l'épaisseur initiale de flottant est importante, moins le flux traversant la zone source et entraînant la dissolution des composés est modifié par la dépollution. En conséquence, la concentration dans la nappe au niveau de la zone source n'est pas influencée tant qu'une quantité suffisante de polluant n'a pas été retirée.

Définir une stratégie de dépollution : approche basée sur la masse de polluant et la capacité de relargage d'une pollution

Remarque :

Ces données sont à pondérer avec les phénomènes d'adsorption/désorption sur la matrice sol.

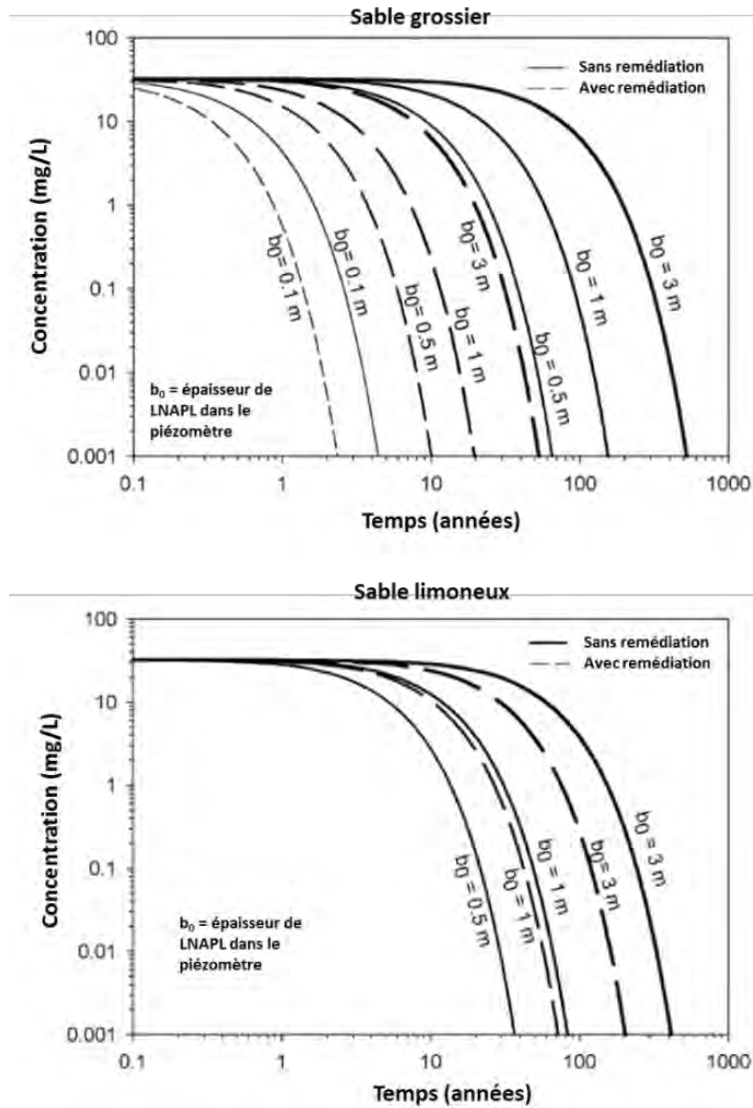


Figure 18 : Relation entre l'épaisseur de flottant dans un forage et la réalisation d'une dépollution sur l'évolution des concentrations en benzène dans la zone source en fonction du temps (d'après Huntley et Beckett, 2002)

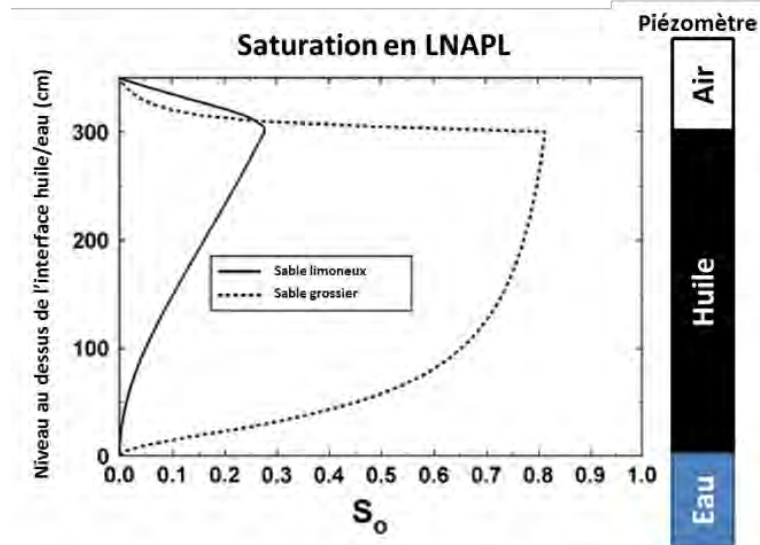


Figure 19 : Relation entre l'épaisseur de flottant dans un forage et la saturation en LNAPL dans les sols (d'après Huntley et Beckett, 2002).

- La remédiation est plus efficace dans des sables grossiers que dans des sables fins. Ainsi, pour une même durée (par exemple 30 ans) et pour une épaisseur initiale de 1 m de flottant, la remédiation permet de supprimer la pollution en moins de 30 ans dans le cas d'une géologie grossière, alors que pour une géologie fine, la concentration dans l'eau est encore de 0,9 mg/L au bout de ces 30 ans (alors que la concentration sans remédiation au bout de 30 ans était plus importante pour une géologie grossière que pour une géologie fine). Cela s'explique principalement par le fait que la remédiation permet de récupérer davantage de LNAPL (90 % avec une épaisseur initiale de flottant de 3 m) dans le cas de sols grossiers que les sols fins (50 %). Ces données doivent bien entendu être reliées aux phénomènes de saturations résiduelles.

b) Diminution du temps total de dépollution en traitant la source

• **Cas des DNAPL**

En parallèle des travaux de McGuire *et al.* (2006) et de McDade *et al.* (2005), Newell et Adamson (2005) ont modélisé l'impact de la réduction de la source sur la durée de dépollution, en définissant 4 modèles présentés en Annexe 8. Chaque courbe, adaptée de celle proposée dans la publication de Newell et Adamson, présente la décroissance du débit de relargage en fonction du temps pour une source identique présentant la même masse de polluant (80 kg). Un débit massique de relargage initial de 2 kg/an est également posé comme hypothèse. Les courbes rouges présentent l'évolution du débit massique de relargage dans le cas où la source est « traitée » par atténuation naturelle contrôlée, les courbes bleues celle dans le cas où 70 % de la masse de la source est retirée.

- Quel modèle pour quel cas de figure ?

Le fait que le débit massique de relargage soit indépendant de la masse de la source (modèle par palier) ne semble pas être facilement corrélable avec les observations typiques réalisées sur des sites impactés par des DNAPL. En effet, cela nécessiterait que la surface de contact entre le NAPL et l'eau reste constante, même si la masse diminuait. Cela pourrait se rapprocher des cas où l'ensemble du NAPL est présent sous la forme de pools très importants, présentant une interface NAPL/eau minimale (Parker and Park, 2004). Néanmoins, rappelons que la contamination par des DNAPL provoque, la plupart du temps,

un arrangement complexe de petites zones à l'état insulaire (cf. partie 3.3.1) (Gerhard & Kueper, 2003 ; McWhorter & Kueper, 1996 ; Zhu & Sykes, 2004).

D'après Newell et Adamson (2005), **les modèles exponentiels et composés sont les plus adaptés** dans les cas étudiés, car ils reflètent mieux la réalité des observations de terrain.

Il ne faut cependant pas oublier qu'un certain nombre d'autres paramètres entre en compte :

- Une source de faible extension dans le sens de l'écoulement de la nappe s'atténuera plus vite qu'une source présentant une longueur importante dans le sens d'écoulement de la nappe ;
- Une faible vitesse d'écoulement entrainera une persistance plus importante d'une source de DNAPL.

- Estimation de la diminution du temps de dépollution en fonction du pourcentage de masse de la source retirée

Newell et Adamson (2005) ont tout d'abord étudié l'influence du traitement de la source sur la diminution du temps de dépollution en fonction du modèle considéré. Les résultats, obtenus en utilisant comme objectif de dépollution l'atteinte d'un débit de relargage après traitement inférieur à 0,1 % du flux de relargage avant traitement¹², sont présentés dans la Figure 20.

On peut constater que le retrait d'environ 90 % de la masse de la source permet de diminuer d'environ 33 % le temps de dépollution de la zone source (en utilisant le modèle exponentiel ou le modèle composé qui sont les modèles les plus proches de la réalité parmi ceux proposés).

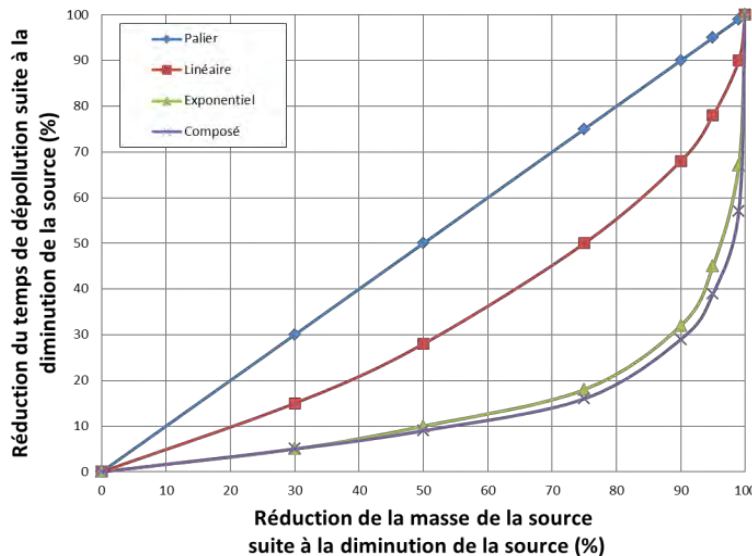


Figure 20 : Relation entre la diminution de la masse de la source de DNAPL et la réduction du temps de dépollution par rapport celui obtenu par atténuation naturelle contrôlée (adapté de Newell et Adamson, 2005)

Bien que dans certains cas, le gain puisse sembler relativement mineur (cf. exemple du Modèle 4 présenté en Annexe 8 : 136 ans au lieu de 184 ans, soit 26 % de réduction), d'autres éléments positifs doivent être mis en avant :

¹² Ceci est équivalent à diminuer la concentration quittant la zone source de 5 mg/L à 0,005 mg/L.

- Limiter les risques de contact et d'exposition pour l'homme grâce à une réduction sur le long terme du volume, de la toxicité et de la mobilité du DNAPL ;
 - Limiter les risques d'impact écologique inacceptables ;
 - Limiter les risques d'échec du système de confinement qui pourrait être proposé ;
 - Augmenter l'image d'éco-responsabilité du maître d'ouvrage ;
 - Limiter les risques financiers en cas de vente du site.
- Influence du moment de l'intervention sur le temps de dépollution

Falta *et al.* (2005a) ont étudié l'influence du moment choisi pour la dépollution sur la longévité d'une source. Pour cela, 3 cas de figure ont été étudiés : aucune dépollution, suppression de 90 % de la source juste après la pollution, ou 20 ans après.

Dans le cas d'un milieu homogène (Figure 21), une suppression de 90 % de la source au moment du déversement permet de diviser par 3 le temps de dissolution totale de la source dans la nappe. En supprimant 90 % de la masse après 20 ans, on divise ce temps seulement par un facteur légèrement inférieur à deux et le panache en aval est bien plus conséquent et problématique (plus de la moitié de la masse de polluant s'est déjà dissoute dans la nappe).

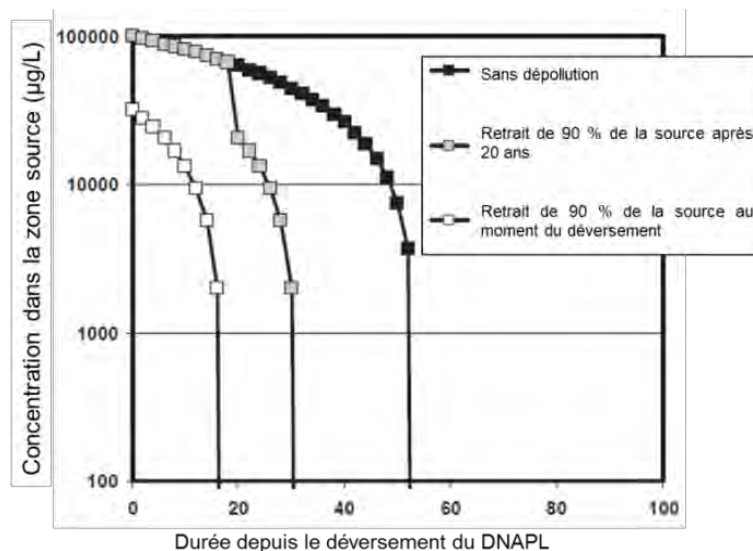


Figure 21 : Influence du moment choisi pour la dépollution sur l'évolution du temps total de dissolution de la source de DNAPL (milieu homogène) (d'après Falta *et al.*, 2005a)

Dans le cas d'un milieu hétérogène (Figure 22), la source a un tout autre comportement puisqu'elle est considérée comme ayant un temps de vie infini (on n'atteindra théoriquement jamais une concentration nulle dans la nappe). Le retrait de 90 % de la source au moment du déversement permet de réduire significativement les concentrations relarguées dans la nappe (division par un facteur 100). Si l'on retire 90 % de la masse au bout de 20 ans, la concentration relarguée dans la nappe est plus faible que celle obtenue en dépolluant au moment du déversement (puisque le facteur d'atténuation de 100 s'applique sur la concentration existante au moment de la dépollution, plus faible que les 100 mg/L initiaux). En revanche, 669 kg de polluant se sont dissouts dans la nappe lors de ces 20 années, générant la création d'un important panache.

Définir une stratégie de dépollution : approche basée sur la masse de polluant et la capacité de relargage d'une pollution

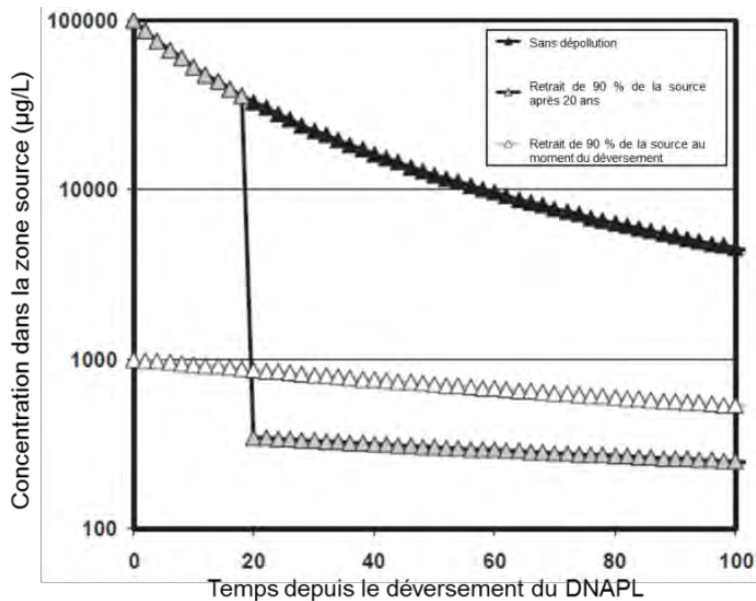


Figure 22 : Influence du moment choisi pour la dépollution sur l'évolution du temps total de dissolution de la source de DNAPL (milieu hétérogène) (d'après Falta et al., 2005a)

Dans les deux cas, **la dépollution est d'autant plus efficace qu'elle est entreprise tôt, avant qu'une masse importante de polluant ne se soit dissoute dans la nappe (Falta et al., 2005b) et que sa disponibilité ne soit réduite par une adsorption importante sur la matrice sol.** Cette disponibilité diminue avec le temps de contact polluant/matrice sol (cf. notion de vieillissement des pollutions).

• Cas des LNAPL

Dans le cas des LNAPL, Huntley et Beckett (2002) ont modélisé l'influence du traitement de la source de LNAPL (benzène dans le cas de la Figure 18 présentée dans la partie 3.3.2.a), page 46) sur le temps total de dissolution.

Les conclusions principales de cette figure sont les suivantes :

- Plus l'épaisseur de flottant est importante, plus la longévité de la zone source est importante. Cela est principalement lié à deux facteurs :
 - La masse de LNAPL augmente non-linéairement avec l'épaisseur de LNAPL dans le forage ;
 - Malgré l'augmentation du volume de sol associée à une épaisseur de flottant plus importante, le flux de la nappe traversant le LNAPL n'augmente pas de façon importante, puisque la perméabilité relative de la phase aqueuse diminue avec l'augmentation de la saturation en LNAPL. Par conséquent, la dissolution du LNAPL n'augmente pas de façon importante, et la longévité de la source est donc plus grande ;
- l'impact de la remédiation sur le temps total de dissolution de la zone source est clairement visible, et est d'autant plus important que l'épaisseur initiale de flottant est importante. Cela s'explique par le fait que :
 - L'efficacité de la remédiation par pompage du produit pur est limitée, dans le meilleur des cas, par la saturation résiduelle en LNAPL ;

- La différence entre la saturation initiale et la saturation résiduelle en hydrocarbures détermine vraiment l'efficacité d'une remédiation en ce qui concerne la longévité d'un composé ;
- La saturation initiale est d'autant plus importante que l'épaisseur de flottant est importante, comme le montre la Figure 19, présentée dans la partie 3.3.2.a) (page 55).
- La longévité d'une zone source dans une géologie grossière est plus grande que celle dans une géologie fine. La Figure 18 (page 46) illustre le fait qu'en l'absence d'une action de remédiation, les durées, au bout desquelles la concentration dans la zone source atteint 0,001 mg/L, sont plus importantes dans le cas d'un sable grossier que dans celui d'un sable fin.

Remarque :

Ce constat n'est plus valable si l'on compare la longévité de la zone source après remédiation dans une géologie grossière et dans une géologie fine, pour les raisons détaillées dans la page suivante.

L'impact de la géologie sur la longévité de la zone source est assez complexe à expliquer en raison de processus ayant des conséquences opposées. Ainsi :

- En raison des caractéristiques de capillarité des sols grossiers, qui permettent des saturations en LNAPL plus importantes que dans des sols fins, la masse de LNAPL dans les sols grossiers augmente, et la perméabilité relative de la phase aqueuse diminue, ce qui diminue donc le débit de dissolution dans les sols grossiers ;
- Néanmoins, dans le même temps, et dans le cas où ces deux types de sols présenteraient des gradients hydrauliques identiques (par exemple, dans le cas de sédiments stratifiés horizontalement), le débit de la nappe est plus important dans la partie grossière que dans la partie fine, en raison de sa perméabilité intrinsèque plus élevée. Cela augmente la dissolution du LNAPL dans la partie grossière diminuant ainsi la masse de LNAPL dans les sols grossiers ;
- L'impact de la remédiation sur le temps total de dissolution est plus important pour une géologie grossière que pour une géologie fine. Cela s'explique principalement par le fait que :
 - Les sols grossiers permettent de récupérer davantage de LNAPL (90 % avec 3 m d'épaisseur de flottant dans le forage, contre 50 % dans le cas des sols fins). Dans le cas où l'épaisseur de flottant est de 1 m dans les forages, la remédiation ne permet de retirer que 13 % du LNAPL si les sols sont fins ; l'effet de la remédiation est donc mineur et la longévité du benzène n'est que faiblement réduite ;
 - La différence entre la saturation résiduelle et la saturation initiale est plus petite dans les sols fins que dans les sols grossiers. L'efficacité de la remédiation dans les sols fins est donc plus faible ;
 - En revanche, si la durée totale de dissolution sans remédiation est plus importante pour des sols grossiers (cf. page précédente), le temps nécessaire à la dissolution totale du benzène après remédiation reste plus élevée dans le cas des sols fins puisque l'efficacité de la remédiation est réduite.

c) Diminution de l'extension d'un panache en traitant la source

• **Cas des DNAPL**

Falta *et al.* (2005a) ont étudié l'influence du retrait de la source sur l'extension maximale d'un panache de DNAPL. Une modélisation a été réalisée en considérant le cas où la décroissance de la concentration dans la nappe est proportionnelle au retrait de la masse de la source. Le retrait de la source est considéré comme ayant lieu immédiatement après le déversement. La Figure 23 présente l'évolution de la concentration dans la nappe en fonction de la distance à la source (tranché longitudinal) et de l'importance de la dépollution réalisée. Cette courbe a été modélisée par comparaison à un instant t de référence correspondant au temps nécessaire pour que le panache atteigne son extension maximale, dans le cas où aucune dépollution n'est réalisée.

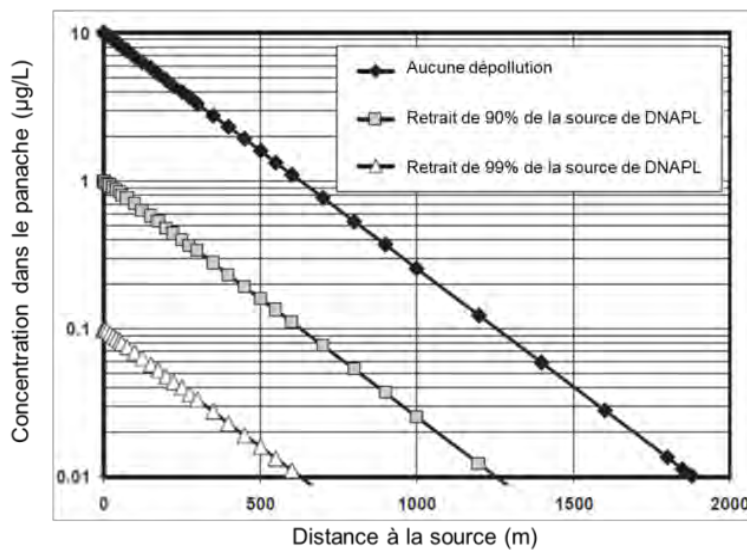


Figure 23 : Influence du pourcentage de polluant retiré sur l'extension maximale du panache (d'après Falta *et al.*, 2005a)

Ce calcul théorique montre que **plus la fraction de la source traitée ou extraite est importante, moins le panache est étendu.**

• **Cas des LNAPL**

Dans le cas des LNAPL, Huntley et Beckett (2002) se sont intéressés à modéliser l'extension maximale d'un panache d'essence dans du sable grossier en fonction du temps et de l'épaisseur de flottant. On constate aisément sur la Figure 24, que le traitement de la zone source (et donc, *in fine*, la diminution de l'épaisseur du flottant) permet de diminuer l'extension du panache en aval (notamment lorsqu'il ne reste que 0,1 m d'épaisseur ; c'est moins évident pour les 3 autres épaisseurs), mais aussi sa longévité totale et le temps nécessaire pour que le panache commence à régresser.

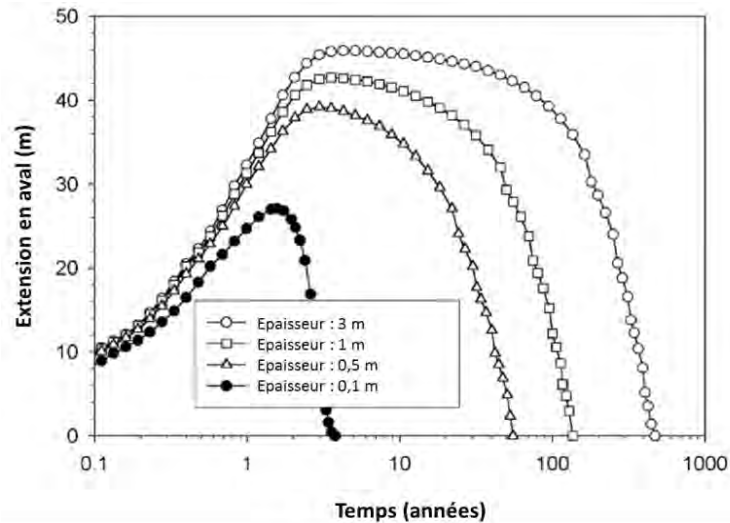


Figure 24 : Influence de l'épaisseur de flottant dans du sable grossier sur l'extension du panache en aval en fonction du temps (d'après Huntley et Beckett, 2002)

Ces conclusions sont cohérentes avec ce que montre la Figure 25.

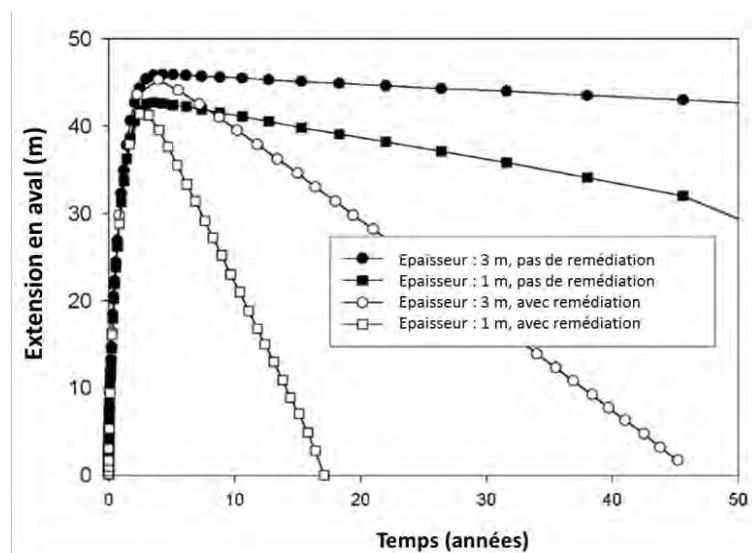


Figure 25 : Influence de l'épaisseur de flottant et de la remédiation sur l'extension du panache dans du sable grossier en fonction du temps (d'après Huntley et Beckett, 2002)

d) Diminution des concentrations dans le panache et de sa longévité en traitant la source

• **Cas des DNAPL**

Falta *et al.* (2005b) ont étudié l'influence du retrait partiel de la masse de la source sur les concentrations dans le panache ainsi que sur sa longévité.

L'intérêt et les bénéfices associés au retrait d'une partie du DNAPL sont variables en fonction des sites.

Définir une stratégie de dépollution : approche basée sur la masse de polluant et la capacité de relargage d'une pollution

En général, dans le cas de milieux hétérogènes, le retrait d'une partie de la source permet des réductions significatives à court terme en ce qui concerne les concentrations et les masses de polluant dans le panache (masse de polluant plus faible pour chacun des 5 cas présentés en Figure 26). En revanche, la longévité du panache n'est que peu influencée (temps de retour à l'origine plus long que dans le cas d'un milieu homogène en Figure 26).

A l'inverse dans le cas de milieux homogènes avec des pools, les réductions de concentrations et de masses sont plus faibles, mais la longévité peut être grandement diminuée. Dans tous les cas, les résultats d'une dépollution sont plus importants si elle est entreprise tôt (cas e en Figure 26), c'est à dire avant qu'une masse importante de polluant ne se soit dissoute dans la nappe.

Dans la Figure 26, le cas a correspond à l'absence de dépollution ; le cas b au retrait de 90 % de la masse 20 ans après le déversement du polluant ; le cas c à une stimulation de la biodégradation naturelle dans le panache ; le cas d à l'association des cas b et c ; le cas e au retrait de 90 % de la source juste après le déversement du DNAPL.

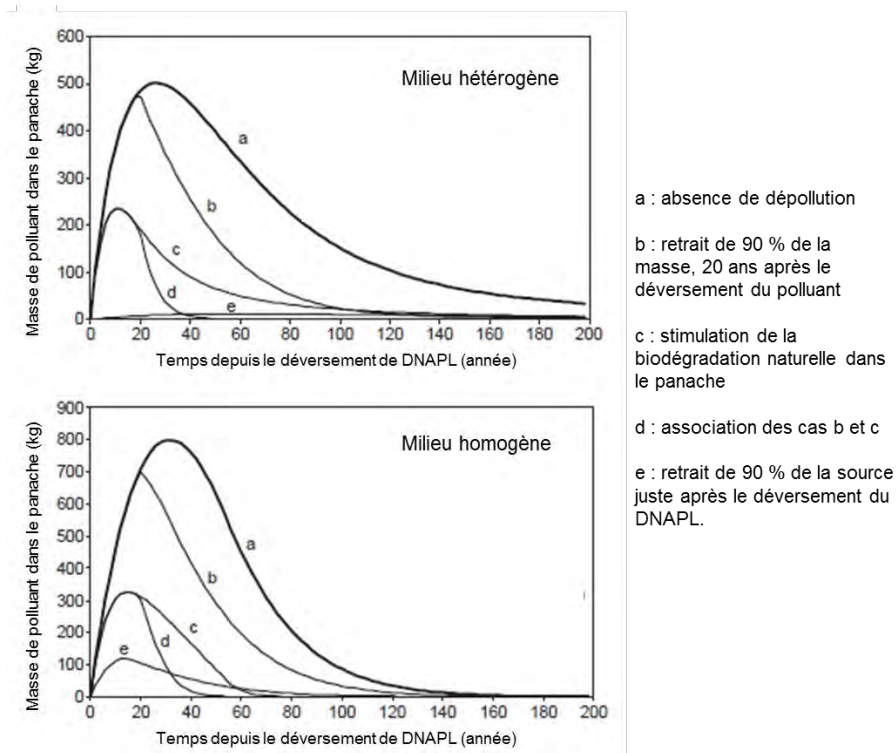


Figure 26 : Évolution de la masse de DNAPL dans le panache en fonction du temps (d'après Falta et al., 2005b)

• Cas des LNAPL

Dans le cas des LNAPL, Huntley et Beckett (2002) ont étudié l'évolution des concentrations dans une nappe composée de sable grossier, à 15 m en aval de la zone source, en fonction de l'épaisseur de flottant et de la réalisation ou non d'une dépollution. La Figure 27 montre que dans tous les cas, la concentration maximale dans le panache est globalement la même (entre 1 et 2 mg/L). En revanche, l'influence de l'épaisseur de flottant et de la réalisation d'une dépollution est notable en ce qui concerne la longévité du panache (division de la longévité d'un facteur 10 environ).

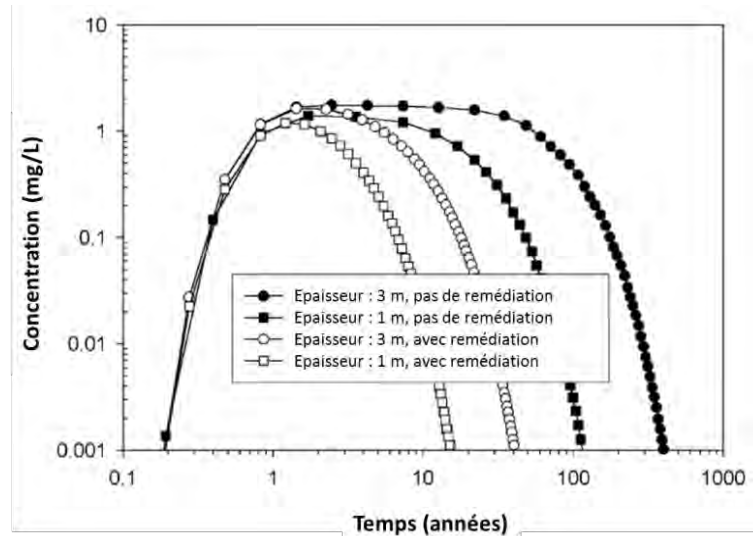


Figure 27 : Influence de l'épaisseur de flottant dans du sable grossier et de la remédiation sur la concentration dans la nappe en aval en fonction du temps (d'après Huntley et Beckett, 2002)

Huntley et Beckett (2002) rappellent également que bien que les panaches de LNAPL dissous, notamment dans le cas du benzène, soient classiquement plus mobiles que la source de LNAPL elle-même, le phénomène de biodégradation naturelle peut limiter les potentiels impacts sur la santé humaine ou la ressource en eau.

Enfin, outre les bénéfices environnementaux associés à la diminution des concentrations dans la nappe, un traitement de la source **est également bénéfique d'un point de vue technique et économique lorsque l'on couple cette réduction de la masse de la source à une technique de dépollution complémentaire.**

e) Diminution des coûts en traitant la source

- Exemples issus de la littérature

En parallèle de l'étude conduite par McGuire *et al.* (2006) évoquée dans la partie précédente, McDade *et al.* (2005) ont réalisé une étude visant à étudier l'impact des 4 technologies actives de dépollution, présentées en début de partie 3.3.2, du point de vue économique et du point de vue du temps de réhabilitation (*cf.* partie 3.3.2.b)) sur 36 des 59 sites évoqués précédemment.

Pour deux de ces 36 sites, les informations disponibles permettaient de comparer les coûts engendrés par un P&T classique à ceux engendrés par une technique active de réduction de la source :

- Pour le premier site, traité thermiquement, le coût de traitement par désorption thermique était d'environ 60 \$/yd³ alors que le coût par P&T « classique » était estimé à environ 110 \$/yd³ (US DOE, 2000). Il est cependant indiqué que le P&T « classique » aurait eu un coût de cycle de vie moins élevé si le volume de sol à traiter avait été plus grand que 0,5 à 1 millions de yd³ ;
- Pour le deuxième site, traité par surfactant, l'extrapolation des résultats d'un essai pilote à l'ensemble du site prévoyait un coût global de dépollution compris entre 382 000 et

Définir une stratégie de dépollution : approche basée sur la masse de polluant et la capacité de relargage d'une pollution

443 000 dollars contre 1,2 millions de dollars pour un traitement par P&T « classique » (Ramsburgh and Pennell, 2001).

Même si les coûts présentés pour ces deux sites n'incluent pas ceux associés au suivi du panache après la réduction de la source, ces deux exemples confirment **l'intérêt d'utiliser des techniques alternatives efficaces pour traiter les zones sources.**

L'intérêt de diminuer le temps de dépollution (notamment par un traitement des zones sources) pour diminuer les coûts globaux de dépollution (par masse de polluant) a été illustré par Berek *et al.* (2007). Les résultats de leur étude sont présentés dans la Figure 28.

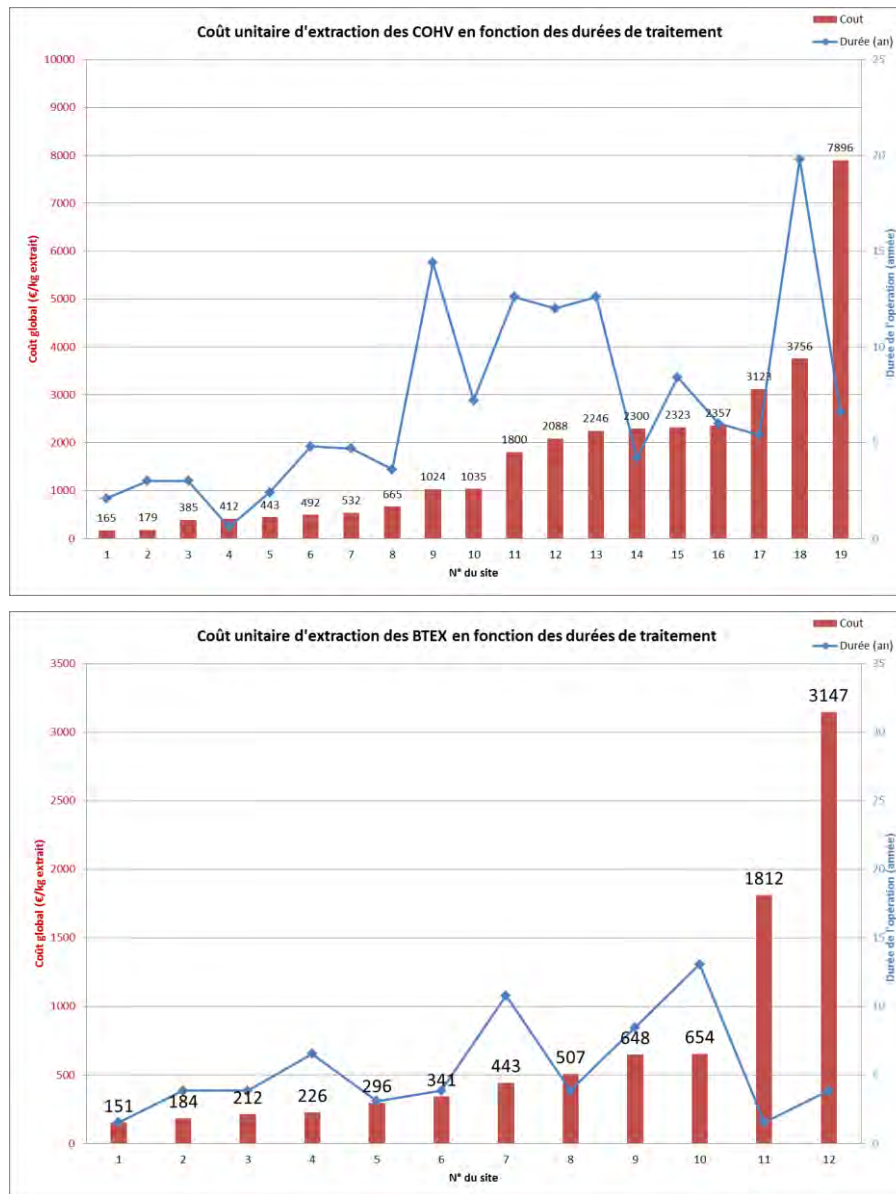


Figure 28 : Évolution du coût unitaire d'extraction des BTEX et des COHV en fonction des durées de traitement (d'après Berek *et al.*, 2007, cité dans Colombano *et al.*, 2012)

On peut constater sur ces deux graphes une tendance globale à la hausse du coût unitaire de traitement, avec l'augmentation de la durée de dépollution (en ne tenant pas compte des cas particuliers n°19 dans le cas des COHV et n°11 et n°12 dans le cas des BTEX qui sont liés à des contraintes techniques spécifiques).

- Exemple concret rencontré en France

L'intérêt de retirer la source de pollution est également valable pour de plus petits sites, comme des stations-service.

Dans l'exemple qui suit, la station-service reposait sur environ 2 mètres de remblais, une dizaine de mètres de marnes et calcaires plus ou moins sableux, puis sur des calcaires plus ou moins marneux. Le toit de la nappe se situait à environ 10 m de profondeur, avec la présence de phase flottante (environ 1 m d'épaisseur). Un impact important en BTEX et HCT en phase dissoute s'étendait en aval du site.

Une première phase de récupération de flottant par pompage/écrémage fut lancée en maintenant la station-service en activité. Environ 1 m³ d'hydrocarbures fut récupéré en 2 ans. Malgré ce pompage/écrémage, certains piézomètres de contrôle présentaient une réalimentation en continu avec des augmentations importantes de l'épaisseur de flottant dans certains piézomètres, même après 1 an de traitement (cf. Figure 29).

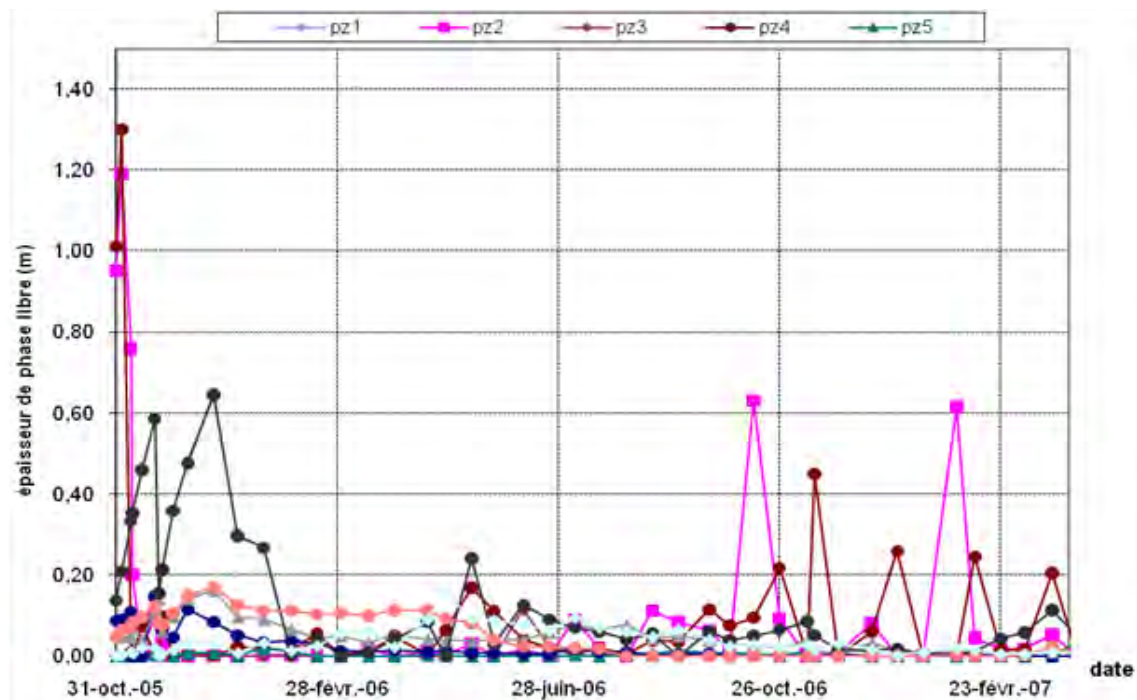


Figure 29 : Évolution de l'épaisseur de phase libre en fonction du temps (Dumestre et Dubocage, 2012)

La station fut ensuite fermée et il fut décidé d'agir directement sur la source de la pollution par excavation et traitement des terres en filière agréée, dans la limite de ce qui était techniquement et économiquement acceptable (excavation jusqu'à 7 m de profondeur). Après remblaiement, le traitement fut poursuivi par pompage, écrémage, traitement et réinjection des eaux traitées au droit de la source résiduelle (dans le but de la lessiver et de la traiter par oxydation avec du peroxyde d'hydrogène).

La Figure 30 présente l'évolution comparée, en fonction du temps, des coûts de dépollution (courbe bleue) et de l'épaisseur de flottant mesurée dans les piézomètres de contrôle (courbe rouge) pour le scénario de dépollution réalisé (à gauche) et dans le cas où la source n'aurait pas été retirée et où seul un pompage/écrémage aurait été réalisé (à droite). On peut aisément constater que **le retrait de la source a permis à la fois de diviser par plus de 3 le temps de dépollution et d'économiser environ 1/3 du budget.**

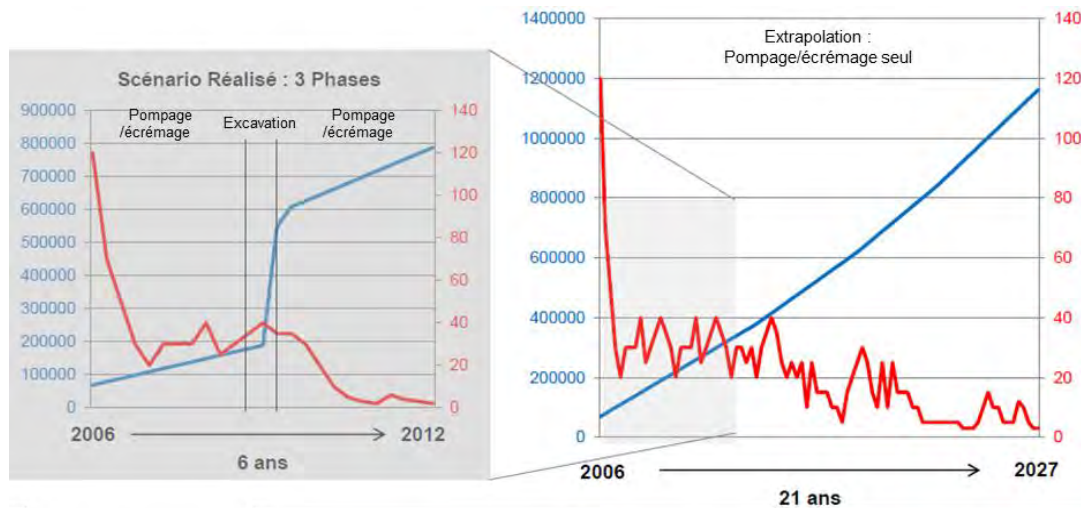


Figure 30 : Évolution des coûts de dépollution (en bleu) et de l'épaisseur de flottant en fonction du temps, pour le scénario réalisé (à gauche) et dans le cas où le pompage/écrémage se serait poursuivi sans retrait de la source (à droite) (Dumestre et Dubocage, 2012)

3.3.3. Conclusions

L'intérêt de retirer les produits purs et, plus généralement, de traiter la zone source a été démontré à l'aide d'exemples tirés de la littérature, de projets de réhabilitation réalisés en France. Qu'ils s'agissent de pollutions par des DNAPL ou des LNAPL, le retrait partiel de la masse de polluant présente dans la zone source permet, dans une grande majorité des cas, de réduire les concentrations dans la nappe et donc les risques pour l'homme et l'environnement, de réduire la longévité ou l'extension d'un panache, la durée d'une dépollution et donc les coûts de dépollution ou de surveillance associés. **Dans tous les cas, la décision de mettre en place des techniques de réduction de la source est une décision qui dépend principalement de considérations liées à la spécificité de chacun des sites.**

Enfin, avant la mise en œuvre d'une technique de réduction de la source, il est ainsi recommandé de ne pas oublier les éventuels effets indésirables sur le long terme de la technique choisie. Citons par exemple : la modification des conditions microbiennes en cas d'oxydation, méthode limitant ainsi la biodégradation naturelle par la suite, les changements des conditions physiques (précipitation d'un réactif ou formation d'un biofilm) limitant l'efficacité du traitement, le changement de la géométrie de la source de pollution (le retrait de certaines masses peut augmenter la perméabilité relative d'un polluant et donc le flux de relargage, au moins temporairement).

4. Géostatistique et bilans massiques

La plupart du temps, la réalisation de bilans massiques dans le domaine des sites et sols pollués nécessite le recours à la géostatistique pour mettre en forme et interpréter l'ensemble des informations. Un diagnostic environnemental doit généralement permettre, à partir d'informations ponctuelles plus ou moins nombreuses, d'établir une représentation spatiale de la contamination, voire de définir des zones à dépolluer. Cette représentation nécessite d'interpréter les informations existantes en tenant compte d'une densité variable d'informations.

Sans être exhaustifs, les paragraphes suivants rappellent les principes généraux de la géostatistique, les principales méthodes existantes, et parmi celles-ci les plus adaptées à l'élaboration de bilans massiques dans le domaine des SSP. Pour obtenir de plus amples détails concernant l'utilisation de la géostatistique, le lecteur est invité à se reporter aux documents spécialisés existants, notamment ceux indiqués dans la bibliographie et cités dans cette partie du guide (Record (2013) et Géosipol (2005)).¹³

4.1. RAPPELS

La géostatistique désigne l'ensemble des méthodes permettant de décrire quantitativement des phénomènes caractérisés par une variabilité spatiale et/ou temporelle. Elle se distingue de la statistique classique par la prise en compte, non seulement de la donnée en elle-même, mais aussi de sa localisation dans l'espace. **La géostatistique permet d'attribuer une valeur à la donnée considérée en tout point du domaine d'étude, y compris aux endroits où l'on ne dispose d'aucune information.** Elle permet en outre d'évaluer l'incertitude associée à la valeur estimée en chaque point, cette incertitude diminuant avec l'augmentation du nombre de données disponibles.

Dans le domaine des sites et sols pollués, et plus particulièrement lorsqu'il s'agit de réaliser des bilans massiques, la donnée (aussi appelée variable d'intérêt) la plus souvent utilisée est la concentration d'un polluant dans la matrice étudiée.

Remarque :

En SSP, la géostatistique est principalement utilisée pour étudier la distribution spatiale de la concentration et/ou de la masse d'un polluant dans le sol voire dans la nappe. L'application de la géostatistique à l'étude des flux massiques est moins répandue, bien que quelques références bibliographiques sur le sujet existent (Record, 2013). Cet aspect sera évoqué dans le paragraphe 4.5.

Bien que l'utilisation de la géostatistique soit souvent limitée à la cartographie des zones de pollution et à l'estimation des volumes de sol impactés (généralement à la fin d'un diagnostic en prévision des travaux de dépollution), elle peut également être utilisée de manière judicieuse entre les différentes phases d'investigations pour optimiser la densité et la localisation des investigations en fonction des informations déjà obtenues et des lacunes éventuellement mises en évidence. Cela permet notamment d'optimiser et de rationaliser les budgets alloués à la phase d'étude. (Mathieu *et al.*, 2014).

¹³ Un projet de norme ISO (ISO/CD 18400-104), relative aux stratégies envisageables lors de l'étude de la qualité des sols, est également en cours de préparation. Au moment de la rédaction de ce guide, certaines parties de ce projet de norme traitent de la question de la statistique et de la géostatistique appliquées au domaine des SSP.

Définir une stratégie de dépollution : approche basée sur la masse de polluant et la capacité de relargage d'une pollution

4.2. CARTOGRAPHIER LES DONNÉES OBTENUES

4.2.1. Les principales méthodes de cartographies utilisables en SSP

Une fois que l'analyse exploratoire a été réalisée, deux méthodes principales existent pour cartographier la variable d'intérêt : la cartographie par interpolation et la cartographie par simulations.

a) Les méthodes d'interpolation

Bien que différentes méthodes d'interpolation existent, cette partie ne traitera que du krigeage, méthode par interpolation classiquement rencontrée en SSP.

L'interpolation par krigeage d'une valeur en un point est obtenue par combinaison linéaire pondérée de n autres valeurs, mesurées en n autres points. La pondération dépend principalement des distances entre les données et le point où est interpolée la valeur, des distances séparant les n données entre elles, ainsi que de la structure spatiale du phénomène. L'estimation par krigeage permet de garantir l'absence de biais en calculant la valeur la plus probable en un point, tout en minimisant le risque d'erreur lors de l'interpolation. **En ce sens, le krigeage est le meilleur estimateur linéaire sans biais** (Record, 2013) : il permet la meilleure utilisation possible des données existantes mais ne crée pas de nouvelle information.

Bien que l'objectif du krigeage ne soit pas de dresser une carte lisse de la situation, mais plutôt d'estimer au mieux toutes les valeurs en tout point de la zone d'étude à partir d'une quantité limitée d'informations disponibles, il ne proposera pas (la plupart du temps) une valeur significativement plus forte ou plus faible que celles du voisinage. Ceci conduit, *de facto*, à lisser les fluctuations locales à l'intérieur de ce voisinage (notamment dans les zones présentant une densité d'information faible), comme l'illustre la Figure 31.

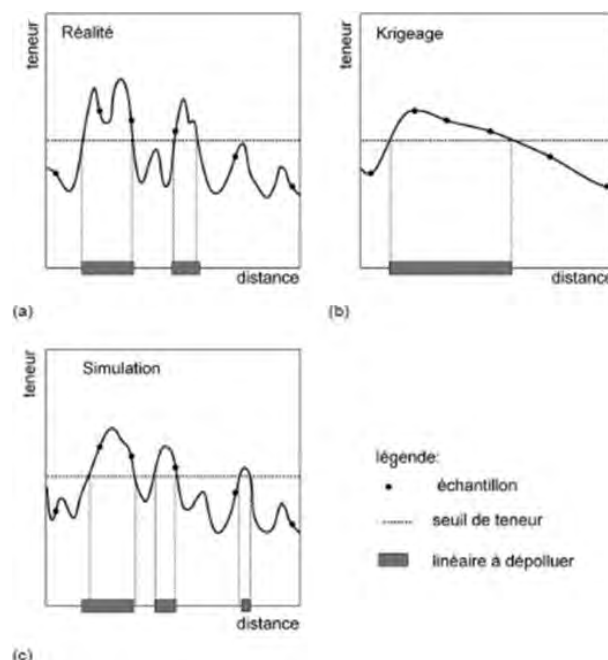


Figure 31 : Illustration de la différence de résultats obtenus par interpolation ou simulation (Géosipol, 2005)

Ainsi, le lissage entraîné par le krigeage a pour conséquence une tendance à ne pas reproduire les extrêmes locaux pouvant exister entre deux points de la réalité (inconnue et schématisée dans la Figure 31a). Il conduit à l'établissement d'une courbe moyenne, comme l'illustre la Figure 31b, dans laquelle les pics extrêmes ne sont pas reproduits.

À l'inverse, la simulation de la Figure 31c propose des valeurs comparables aux variations locales de la réalité, en reproduisant statistiquement les maximums (ou les minimums) locaux possibles entre deux données réelles. Toutefois, pour une simulation particulière, la variance de l'erreur en un point est deux fois celle du krigeage (démonstration disponible dans Chilès et Delfiner (1999), p 388). Pour simplifier, la simulation « prend le risque » de se tromper deux fois plus que le krigeage, afin de reproduire les variations locales. Ce risque est compensé par la réalisation d'une multitude de simulations, qui ont chacune la même probabilité d'être exacte ou fautive (cf. partie suivante).

On peut montrer que la moyenne de toutes les simulations correspond, *in fine*, au krigeage, ce qui montre bien que **celui-ci donne la valeur la plus probable en un point, mais au prix d'un lissage de la variabilité possible entre deux points de données. Ainsi, les cartes réalisées par krigeage donnent donc une bonne visualisation des zones présentant des teneurs problématiques, sans nécessairement représenter fidèlement toute la variabilité possible d'un site. Elles ne sont donc pas les plus adaptées pour calculer des volumes de sols à dépolluer** (Géosipol, 2005) car l'application de seuils à des images « lissées » conduit nécessairement à sur- ou sous-estimer l'ampleur des secteurs contaminés, et par conséquent les volumes de terres à dépolluer (Record, 2013). Cette étape d'interpolation est néanmoins très souvent un préalable indispensable à tout diagnostic complémentaire en vue d'une éventuelle dépollution (Géosipol, 2005).

Certaines variantes de krigeage ont été conçues spécifiquement pour contourner ce problème d'estimation des quantités au-dessus d'un seuil. Citons par exemple :

- Le krigeage des indicatrices. Il consiste à remplacer la concentration en polluant par 1 si cette concentration est supérieure au seuil et par 0 dans le cas inverse. Interpoler cette variable en 1 ou 0 permet d'obtenir une carte de probabilité que la concentration soit supérieure au seuil, sans que l'on s'attache à connaître précisément la valeur de la concentration elle-même. En itérant le calcul pour différents seuils de coupure, on peut obtenir en tout point les probabilités de dépasser différents seuils. Cette méthode a été largement utilisée dans le domaine minier pour l'estimation des quantités supérieures à un seuil (avec des traitements complémentaires pour estimer la teneur moyenne de la partie supérieure au seuil), puisqu'elle est plus simple à mettre en œuvre que les autres techniques présentées ci-après (krigeage disjonctif et simulations). Toutefois, les approximations liées au krigeage des indicatrices peuvent conduire à des résultats incohérents (Chilès et Delfiner, 1999, p. 384). Bien que des moyens de contournement existent, cette technique nécessite une bonne pratique pour être utilisée à bon escient ; c'est pourquoi les simulations, bien que plus lourdes à mettre en œuvre mais ne présentant pas cet inconvénient, lui sont généralement préférées.
- Le krigeage disjonctif permet quant à lui, d'obtenir une estimation de la probabilité de dépasser n'importe quelle concentration en polluant en tout point (Chilès et Delfiner, 1999, p 388). Toutefois la mise en œuvre de ce krigeage est particulièrement délicate et nécessite la vérification d'un certain nombre d'hypothèses. Peu de logiciels la proposent, c'est pourquoi les techniques de simulation lui sont en général préférées.

L'Annexe 9 présente les résultats obtenus à l'aide d'un logiciel d'interpolation en fonction du modèle choisi. On constate très clairement les différences majeures entre chacune des figures,

avec les conséquences évidentes en termes de calculs des volumes de sols correspondants et des masses de polluants associées.

b) Les simulations

Lorsque des volumes de sols à dépolluer doivent être estimés, les méthodes par simulation sont les plus adaptées à cet objectif. Il s'agit en effet du seul outil opérationnel permettant de fournir un intervalle de confiance et de quantifier les incertitudes (Record, 2013).

Remarque :

Le retour d'expérience en sites et sols pollués tend à montrer que les méthodes d'interpolation, notamment le krigeage, sont actuellement très fréquemment utilisées pour cartographier les extensions des zones impactées, et que les cartes obtenues sont utilisées pour estimer les volumes de sols à dépolluer malgré les limites évoquées plus haut. C'est notamment le cas des figures présentées dans ce guide, qui ont été fournies dans leur grande majorité par différents acteurs du domaine des SSP. Cette restriction sur leurs conditions de réalisation n'enlève rien à leur caractère illustratif et pédagogique.

Une simulation est une répartition possible des teneurs en polluant sur le domaine d'étude, qui reproduit la distribution statistique de la variable, mise en évidence par l'histogramme, et les caractéristiques de la variabilité spatiale, mises en évidence au travers du variogramme. **Une simulation donne ainsi une image possible du phénomène, ce qui permet de reproduire toute la variabilité réelle d'un site, là où le krigeage ne s'intéresse qu'à fournir l'image la plus probable** (Record, 2013). Une simulation ne représente donc pas la réalité (sauf par chance), mais plutôt un analogue ou un substitut à cette réalité.

L'étude d'une multitude de scénarios (de simulations) permet d'obtenir plusieurs valeurs différentes en un même point, pour la variable étudiée, et ce en tout point de la zone d'étude. Ceci permet de générer un grand nombre de cartes qui se ressemblent, mais pour lesquelles les valeurs varient plus ou moins d'une carte à l'autre en fonction des zones, comme l'illustre la Figure 32.

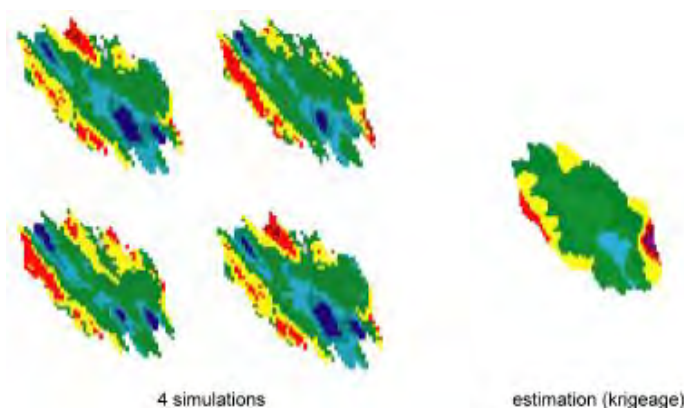


Figure 32 : Comparaison de 4 simulations avec une estimation obtenue par krigeage (Géosipol, 2005)

Ces cartes permettent, **pour chacune des simulations étudiées, de définir des volumes de sols qui dépassent chacun un certain seuil de concentration, ce qui permet de raisonner in fine en termes de probabilités.** En calculant point par point la proportion de simulations

dépassant l'objectif de qualité retenu (seuil de concentration), on obtient une carte d'estimation de la probabilité de dépassement de ce seuil comme l'illustre la Figure 33.

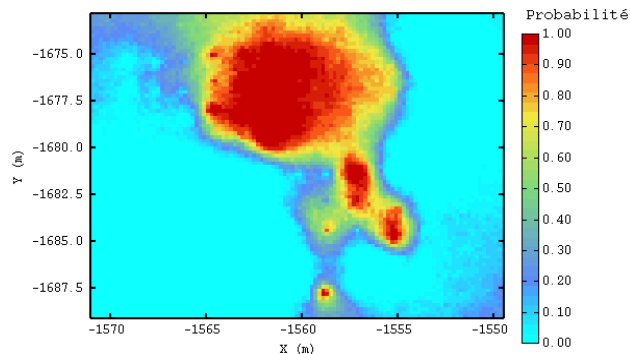


Figure 33 : Exemple d'une carte de probabilité de dépassement de seuil (Record, 2013).

L'utilisation des simulations permet donc de définir des zones ou des volumes à traiter en fonction des seuils retenus et des niveaux de confiance souhaités.

4.2.2. Choisir la méthode de simulation

Sans rentrer dans les détails techniques, deux méthodes sont couramment utilisées pour simuler des teneurs en polluants (Chilès et Delfiner, 1999) :

- Les simulations séquentielles. Elles consistent à calculer itérativement chacune des valeurs sur l'ensemble du domaine d'étude, en utilisant l'ensemble des valeurs voisines connues ou préalablement simulées pour générer la valeur suivante. Plusieurs méthodes existent : **la simulation séquentielle gaussienne, simple, convient généralement bien aux teneurs de polluants dans les sols**, tandis que la simulation séquentielle par indicatrices, permet d'intégrer des informations incomplètes sur l'état de contamination des sols (Géosipol, 2005).
- Les simulations par bandes tournantes. Elles consistent à simplifier une simulation 2D ou 3D en la découpant en plusieurs simulations 1D le long de lignes générées aléatoirement, puis à reconstruire la simulation 2D ou 3D en moyennant les valeurs projetées des simulations 1D (Géosipol, 2005).

Remarque : Comme ces simulations ne fonctionnent que pour une distribution gaussienne, que les concentrations en polluant ne suivent pas, il est nécessaire, en règle générale, d'appliquer une transformation des données pour les transcrire dans un espace gaussien, avant d'effectuer les simulations dans cet espace gaussien, puis de revenir à la distribution réelle en appliquant la transformation inverse. Cette étape n'est pas anodine, car elle nécessite de définir les valeurs maximales et minimales possibles de la distribution réelle des concentrations. Ce maximum étant rarement connu, il est donc possible de générer des biais dans l'estimation du nombre de valeurs au-dessus d'un seuil, lorsque ce seuil se rapproche des valeurs extrêmes observées sur le site.

Définir une stratégie de dépollution : approche basée sur la masse de polluant et la capacité de relargage d'une pollution

4.2.3. Grilles et nombre de simulations

En parallèle du choix de l'algorithme de simulation, il convient de définir la grille de simulation et le nombre de simulations à réaliser.

a) Grille de simulation

La grille de simulation recouvre l'ensemble du site d'étude. Elle définit l'ensemble des points (appelés également « nœuds ») où les teneurs vont être simulées. Cela nécessite donc que la grille soit suffisamment fine, c'est-à-dire que les nœuds soient suffisamment proches pour que la simulation soit précise. **Il est conseillé de limiter le nombre de nœuds à quelques centaines de milliers** pour limiter les temps de simulation (Géosipol, 2005).

Remarque :

Un nœud de simulation ne correspond évidemment pas à un point de prélèvement. Entre deux points de prélèvement réels, on trouve un très grand nombre de nœuds de simulation. À partir des valeurs obtenues au droit des quelques points de prélèvement réalisés sur site, l'ensemble des valeurs aux nœuds est simulé. Le nombre total de nœuds de simulation devra évidemment être adapté à la taille du site.

A titre d'information, **des espaces entre nœuds de simulation de l'ordre de 2,5 à 5 m dans le plan horizontal et de 0,25 à 0,5 m dans le plan vertical sont couramment rencontrés** (Géosipol, 2005).

b) Nombre de simulations

Le nombre de simulations doit être suffisant pour refléter la variabilité des teneurs à l'échelle du site. **Un nombre de quelques centaines de simulations est souvent considéré comme satisfaisant** (Géosipol, 2005).

4.3. PRÉALABLES À LA CARTOGRAPHIE

4.3.1. Informations concernant le site et l'échantillonnage

Afin de comprendre et de représenter le plus fidèlement possible la distribution spatiale de la pollution au droit d'un site étudié, il est indispensable de disposer a minima :

- Du contexte géologique et hydrogéologique, afin d'expliquer la répartition spatiale des polluants ;
- D'une description des transformations opérées et des produits utilisés sur site au cours de son histoire, afin de pouvoir éventuellement cibler certaines zones susceptibles de présenter de plus fortes teneurs, de mettre en évidence l'existence de voies préférentielles, voire de se rendre compte en amont de l'inutilité d'adopter une démarche de type géostatistique, lorsque les sols étudiés ont été tellement remaniés qu'il est quasiment impossible de mettre en évidence une quelconque structure spatiale cohérente.

Il est aussi nécessaire d'établir un schéma d'échantillonnage et de s'assurer qu'il permettra une interprétation géostatistique correcte. Ainsi, lorsqu'un échantillonnage systématique (selon un maillage régulier) permet un traitement statistique des données, un échantillonnage préférentiel

(par exemple à proximité d'une zone suspecte) nécessite des corrections statistiques et peut, dans certains cas être inutilisable dans un traitement statistique. Dans le cas d'un échantillonnage préférentiel, on attribue généralement un poids plus faible aux échantillons d'une zone densément étudiée (Geosipol, 2005).

Remarque :

Un échantillonnage irrégulier mais non préférentiel ne pose en général pas de problème particulier. En revanche, il ne faut pas confondre échantillonnage irrégulier et resserrement local de la maille étudiée. Dans ce dernier cas, l'analyse géostatistique est facilitée, mais les statistiques globales et les histogrammes sont calculés à partir de la maille régulière (Géosipol, 2005).

Enfin, la connaissance des caractéristiques des prélèvements et des analyses est indispensable pour s'assurer, soit que l'ensemble des données peut être utilisé de la même manière, soit au contraire, que les modifications apportées au cours du projet (par exemple, un changement de méthode de prélèvement, de pré-traitement, d'analyses, de quantité de matrice échantillonnée,...) nécessitent une prise en compte différente de ces données lors de l'estimation.

4.3.2. Contrôler les données avant de les cartographier

Avant de chercher à cartographier les résultats, un contrôle-qualité des données récoltées est nécessaire. Cette étape est également appelée analyse exploratoire (Record, 2013). Les paragraphes suivants en rappellent les principales étapes, sans être exhaustifs.

- Plan de position :

La première étape de ce contrôle-qualité consistera à reporter l'ensemble des points et des résultats associés sur un plan pour détecter la présence de coordonnées aberrantes. Couplé à une échelle de couleur, ce plan de position fournit une première appréciation des zones présentant des valeurs élevées. Un exemple de plan de position est fourni en Figure 34.

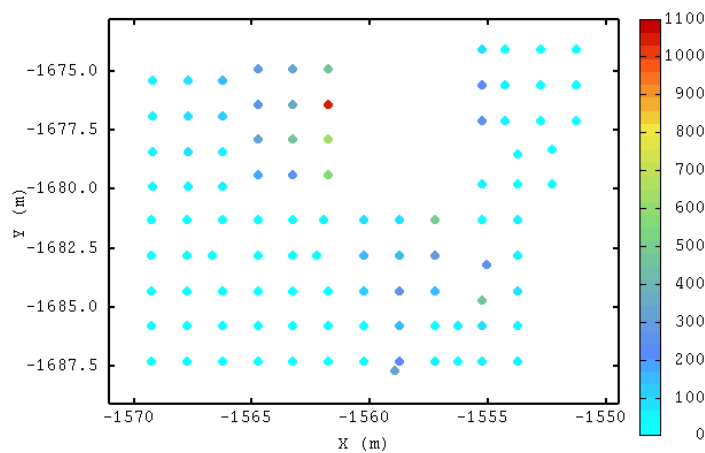


Figure 34 : Exemple de plan de position (Record, 2013)

- Histogramme et statistiques classiques :

Associés à des valeurs classiques, telles que le maximum et le minimum, des histogrammes permettent d'apprécier la distribution des données : présence de valeurs extrêmes, dissymétrie des valeurs (beaucoup de valeurs faibles, peu de valeurs fortes,...). Un exemple d'histogramme est fourni en Figure 35.

Définir une stratégie de dépollution : approche basée sur la masse de polluant et la capacité de relargage d'une pollution

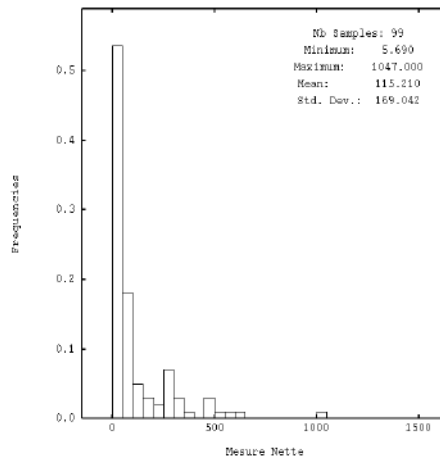


Figure 35 : Exemple d'histogramme (Record, 2013)

- Analyse variographique :

L'analyse variographique permet de vérifier la continuité spatiale de la variable étudiée. Par exemple, l'émission de poussières par une industrie engendre généralement une pollution continue des sols qui diminue avec la distance, alors que l'apport de remblais déposés sans logique sur un site induit un risque fort de pollution discontinue. L'analyse variographique est réalisée à l'aide d'une nuée variographique, puis d'un variogramme calculé d'abord expérimentalement avant d'être modélisé.

La nuée variographique représente le demi-écart au carré de la différence des valeurs mesurées (« z ») en fonction de la distance (« h ») entre les points de mesure, pour chaque couple de mesures. Elle est illustrée en Figure 36.

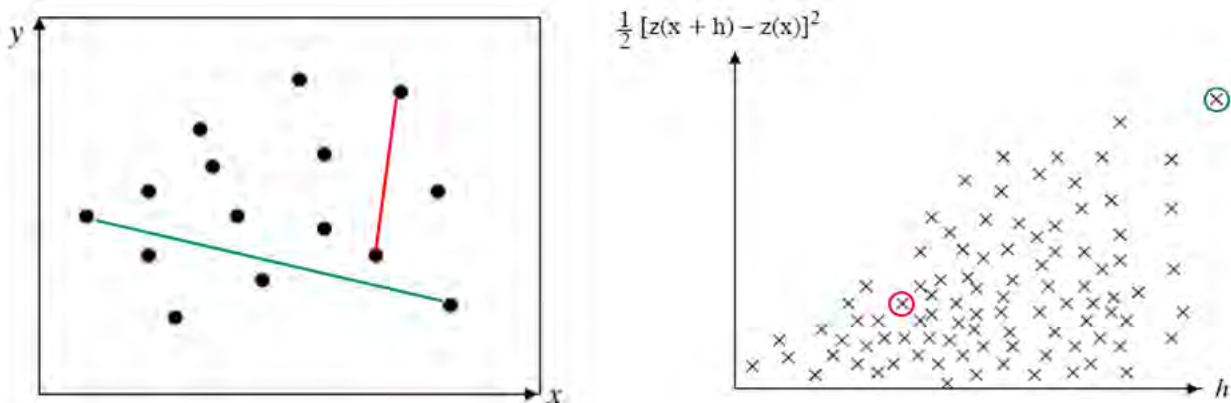


Figure 36 : Exemple de plan de position et de nuée variographique (Record, 2013).

Ainsi, sur la Figure 36, deux couples de données sont mis en évidence. Pour les deux données reliées par un trait rouge sur le graphe de gauche, la valeur du demi-écart au carré de la différence des valeurs mesurées est associée à la distance entre ces deux données, sur le graphe de droite (point entouré en rouge). Il en est de même pour les données reliées par un trait bleu. La distance les séparant étant plus grande, le point correspondant dans le graphe de droite (entouré en bleu) est donc localisé vers la droite du graphe. Ces calculs sont réalisés pour l'ensemble des données existantes.

Le variogramme expérimental est ensuite obtenu en moyennant par classes de distance sur la nuée variographique, la contribution (γ) apportée en termes de variabilité par l'ensemble des couples de mesure.

$$\gamma^*(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{x_j - x_i \sim h} [z_j(x+h) - z_i(x)]^2$$

où : h représente la distance de calcul du variogramme,
 z_i et z_j les valeurs de la variable et
 $N(h)$ le nombre de couples distincts de points tels que $x_j - x_i \sim h$

La courbe variographique expérimentale obtenue est présentée sur la Figure 37.

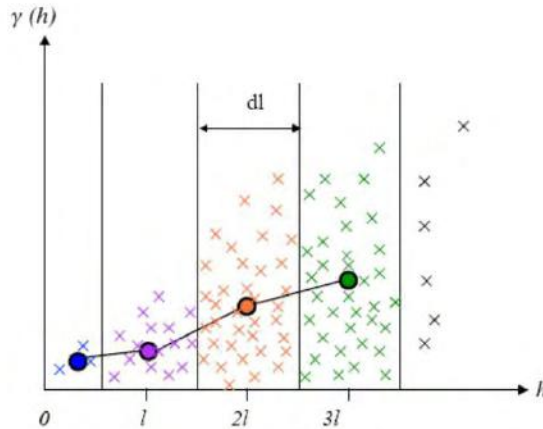


Figure 37 : Exemple de variogramme expérimental, à partir de la nuée variographique (Record, 2013)

Afin de connaître la variabilité quelle que soit la distance et la direction (en cas d'anisotropie) considérées, il est nécessaire de trouver un modèle théorique de variogramme qui, tout en respectant certaines conditions mathématiques, ajuste de manière satisfaisante le variogramme expérimental (Record, 2013). Selon les cas, plusieurs modèles sont acceptables, comme présenté en Figure 38. Il est donc recommandé d'adopter un principe d'économie, en recherchant le modèle le plus simple possible, tout en respectant l'interprétation de la structure spatiale et les informations disponibles.

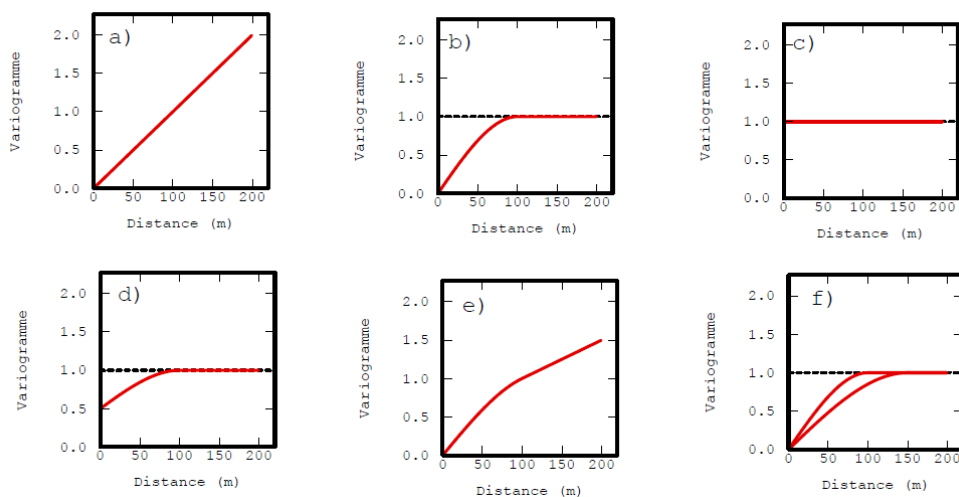


Figure 38 : Exemple de variogrammes modélisés à partir de variogrammes expérimentaux (Geosipol, 2005)

4.4. RETOUR D'EXPÉRIENCE SUR L'UTILISATION DES GÉOSTATISTIQUES DANS LE DOMAINE DES SSP

Sans chercher à être aussi exhaustifs que peut l'être le rapport Record relatif au « Retour d'expérience critique sur l'utilisation de méthodes géostatistiques pour la caractérisation des sites et sols pollués » (2013), les paragraphes qui suivent s'attachent à rappeler certains des points les plus importants pour utiliser des méthodes géostatistiques dans le domaine des sites et sols pollués.

- Choix du support de mesure. Le support correspond au volume étudié, aussi bien au moment de l'échantillonnage, qu'aux stades de la cartographie ou du traitement des terres. **Au moment de l'échantillonnage, le volume prélevé doit être le plus homogène possible pour l'ensemble des échantillons.** Par ailleurs, la taille des échantillons collectés pendant les investigations est bien plus faible que celle des volumes considérés lors de l'interprétation des résultats ou lors de la dépollution. Il est donc nécessaire de réaliser un changement de support, qui peut être réalisé, par exemple, en générant des simulations de la variable d'intérêt sur un petit support cohérent avec celui des données d'investigation, et en en déduisant des simulations pour un volume plus grand en moyennant l'ensemble des données simulées dans ce volume (H. Demougeot-Renard et de Fouquet, 2004).
- Nombre de mesures minimum. Avant toute interpolation ou cartographie, il convient de s'assurer que le nombre de mesures est « suffisant ». **Au minimum une vingtaine de données est nécessaire**, ce nombre pouvant être bien plus important selon la taille du site étudié et la variabilité des concentrations. Dans le cas de petits sites, le nombre d'échantillons étant généralement peu important, l'interpolation des mesures ne sera probablement pas pertinente (incertitudes associées très élevées et surtout impossibilité de caractériser la structure spatiale et donc le variogramme). On privilégiera dans ce cas une représentation simple des résultats obtenus.

Le Tableau 3 présente le nombre minimal de mesures nécessaires selon l'approche géostatistique utilisée.

Objectif	Nombre minimum de données sur la variable d'intérêt	Approche géostatistique
Contrôle qualité et synthèse des données	~ 20	Outils de base : Statistiques élémentaires, histogrammes, corrélations, cartes de points renseignés.
Cartographie de la pollution	> 40 – 50	Interpolation par krigeage. Se méfier de l'interprétation de certaines cartographies et communiquer sur les incertitudes sous-jacentes quand peu de données sont disponibles.
Estimation des volumes contaminés	> 40 – 50 voire plus idéalement (plus de 3 à 4 prélèvements par sondage)	Estimation des volumes contaminés et des incertitudes associées, classification des terres, optimisation des investigations complémentaires pour réduire les incertitudes

Tableau 3 : Relation entre l'objectif de l'étude, le nombre de données nécessaires et l'approche géostatistique utilisée (d'après Record, 2013, modifié)

Remarque :

Pour le krigeage, Webster et Oliver (1992) proposent un minimum de 50 données pour que le variogramme soit pertinent. Record (2013) proposait un nombre supérieur à 20 pour du krigeage (cartographie de la pollution) et supérieur à 25 à 30 pour des simulations (estimation des volumes contaminés). Les valeurs proposées par Record (2013) nous semblant trop faibles pour couvrir la plupart des cas de figures, nous recommandons de limiter le recours au krigeage à des nombre de données supérieurs à 40. En ce qui concerne les simulations, un nombre de données au moins égal à celui proposé pour le krigeage est nécessaire. Dans l'idéal, un nombre plus élevé de données est préférable, puisqu'il permet de reproduire plus fidèlement les fluctuations locales (à courte distance) grâce à une meilleure confiance dans le variogramme aux petites distances. Plus la quantité de données est importante, plus la précision des interpolations ou des simulations sera importante et plus les incertitudes seront faibles.

En ce qui concerne la question du nombre d'échantillons minimum à réaliser sur un site, le Tableau 4, proposé par l'ITRC (2004), présente (à titre d'illustration) le nombre d'échantillons **aléatoires** nécessaire pour mettre en évidence une zone source de DNAPL en fonction de la surface de la zone source (A_T), de la superficie du site (A_S) et de la probabilité de détection.

Probabilité de détection	Nombre d'échantillons aléatoires nécessaires dans le cas où :		
	$A_S/A_T = 10$	$A_S/A_T = 100$	$A_S/A_T = 1000$
98 %	38	390	3 950
90 %	22	230	2 400
75 %	14	138	1 390
50 %	7	70	700
30 %	4	36	360

Tableau 4 : Nombre d'échantillons aléatoires nécessaire pour mettre en évidence une zone source de DNAPL (d'après ITRC (2004), citant Daniel (1992))

Plus la différence entre la superficie du site et celle de la zone source sont importantes, plus le nombre d'échantillons nécessaires pour détecter cette zone source par des prélèvements **aléatoires** sera important.

A titre d'information, Demougeot *et al.* (2004) ont simulé l'influence du nombre de données sur l'évolution des estimations de volumes de sol à dépolluer, des coûts et des incertitudes associés, dans le cas d'un site pollué par du plomb.

La Figure 39 illustre les résultats de cette étude. Sur cette figure, N_7 correspond au nombre de données disponibles, V_e aux volumes dépollués, V_u aux volumes incertains, C_i aux coûts d'investigations, C_c aux coûts de dépollution, et C_u aux coûts incertains.

Définir une stratégie de dépollution : approche basée sur la masse de polluant et la capacité de relargage d'une pollution

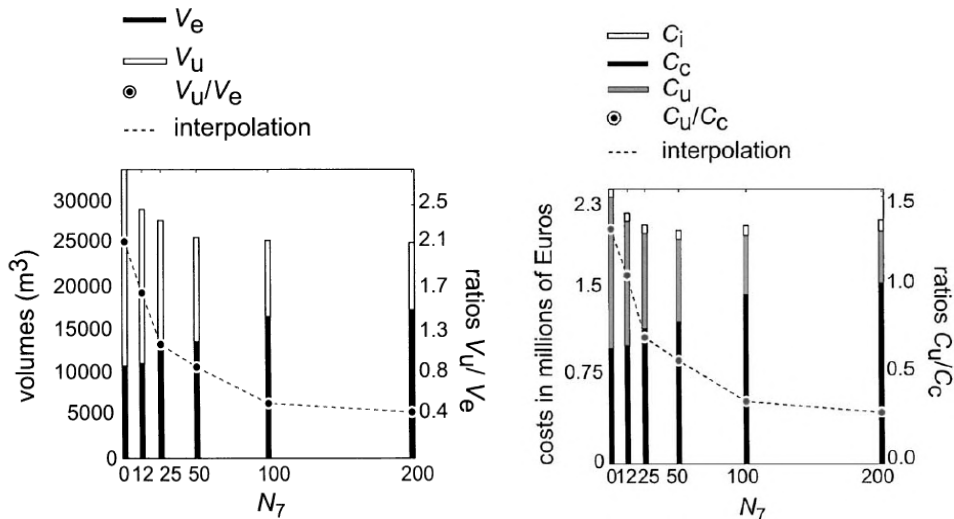


Figure 39 : Simulations de l'influence du nombre de données disponibles sur l'évolution des estimations de volumes de sol à dépolluer, des coûts et des incertitudes associés Demougeot et al. (2004)

Cette figure montre que **les coûts d'investigations (C_i) représentent généralement une faible partie du montant global des projets de dépollution mais qu'ils permettent d'affiner la connaissance de la problématique, et donc de réduire les incertitudes**, aussi bien en termes de volumes à dépolluer que de coûts associés. Le fait que le volume V_e augmente avec le nombre de données disponibles (et donc le coût des investigations) ne signifie pas que les volumes à dépolluer sont plus importants, mais que les volumes incertains diminuent, et donc que le « risque chantier » est mieux maîtrisé. Il convient cependant de rappeler que les incertitudes ne pourront jamais être totalement supprimées : elles sont inhérentes à tout projet de dépollution, puisqu'il est impossible, sur la base d'informations ponctuelles (sondages de sols, forages, prélèvements de gaz de sol,...), d'avoir une connaissance totale et exhaustive de l'ensemble des paramètres, notamment ceux influençant la distribution et le comportement des polluants dans le sol. Ainsi, sur la Figure 39, le passage de 100 à 200 données disponibles n'apporte que peu d'informations supplémentaires : les incertitudes diminuent très faiblement entre ces deux valeurs. Il faut donc souligner que si la densification des investigations permet de mieux maîtriser les volumes et les coûts, ce n'est plus vrai au-delà d'un optimum qui reste à déterminer dans chaque cas.

Rester à un faible niveau de connaissance ne permet pas de limiter les coûts réels d'un chantier de dépollution et les incertitudes associées en termes de responsabilité, puisqu'en phase de travaux, la pollution réelle présente au droit du site ne pourra pas être ignorée et engendrera généralement des coûts de dépollution plus importants que ceux envisagés et provisionnés par le donneur d'ordre car non anticipés. **Augmenter la connaissance d'une problématique permet de mieux préparer un chantier de dépollution, de réduire la probabilité de découvrir une pollution inattendue (sans pour autant qu'elle tombe à zéro) et de gagner en flexibilité et en marge de manœuvre pendant la phase travaux**, comme illustré en Figure 40.

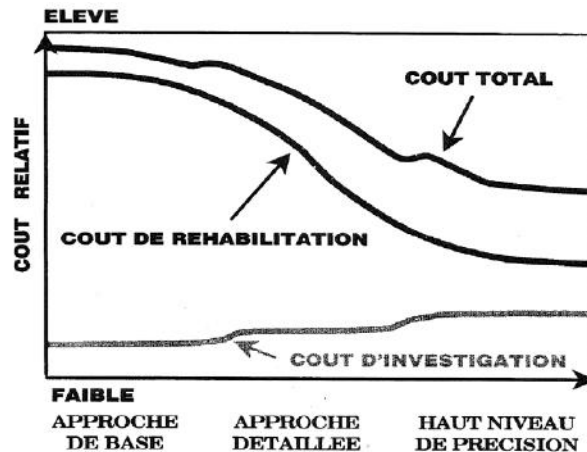


Figure 40 : Influence du niveau de détail des investigations sur les coûts associés (d'après Lecomte, 1998)

- Qualité et répartition des mesures. Avoir un grand nombre de mesures ne suffit pas. Il faut également qu'elles soient de bonne qualité et correctement réparties sur le site, en fonction des informations disponibles. **La qualité des mesures requiert (par exemple) une homogénéité des protocoles d'échantillonnage et d'analyse.**
- Lorsque l'utilisation de la géostatistique est prévue dans le cadre du projet, il **est recommandé d'impliquer, dès la définition du plan d'échantillonnage, la personne en charge de l'étude géostatistique**, afin qu'elle puisse comprendre les attentes du donneur d'ordre, fournir des recommandations visant à améliorer la précision des estimations futures, et construire un modèle pouvant être facilement mis à jour selon l'évolution du dossier. Cette personne pourra avantageusement être impliquée dans le rendu des résultats à l'ensemble des acteurs d'un dossier, afin d'expliquer les limites des résultats produits et de détailler les incertitudes observées.

4.5. LA GÉOSTATISTIQUE APPLIQUÉE AUX FLUX MASSIQUES DE RELARGAGE

Bien que la géostatistique soit classiquement utilisée pour estimer des concentrations ou des masses de polluants, quelques publications scientifiques récentes (Cai *et al.*, 2011 ; Hosseini *et al.*, 2010 ; Li *et al.*, 2007) s'intéressent à l'application de la géostatistique pour estimer des flux massiques de polluants dans les nappes souterraines, au travers d'un transect. L'utilisation croissante de systèmes de prélèvements multi-niveaux multiplie le nombre de données disponibles et fournit une meilleure estimation de la variabilité spatiale des concentrations dans la nappe (Record, 2013). La partie 7 de ce guide abordera plus en détail les transects et le calcul de ces flux massiques de relargage.

5. Le principe de Pareto

5.1. SON ORIGINE ET SON ADAPTATION AU DOMAINE DES SSP

À l'origine, le principe de Pareto était utilisé dans le domaine de l'économie. C'est l'économiste italien Vilfredo Pareto qui l'a énoncé le premier. Il s'agissait de définir un état de la société dans lequel le bien-être d'un individu ne pouvait pas être amélioré sans détériorer celui d'un autre. Il ne s'agissait pas d'un critère d'équité, puisqu'une situation, dans laquelle un individu mobilise toutes les ressources au détriment de tous les autres peut constituer un optimum de Pareto (Dumas, 2005). Par la suite, cette notion de Pareto a été utilisée dans de nombreux domaines de l'ingénierie.

Appliqué au domaine des SSP, le principe de Pareto a pour objectif de répondre aux questions suivantes :

- « Jusqu'où dépolluer ? » ;
- « Puis-je éliminer 80 % d'une problématique (relargage ou masse de polluant) en traitant 20 % du volume d'une source ? ».

Le principe de Pareto (également appelé loi du 80/20) aboutit à la détermination des paramètres (par exemple, le volume de sol à terrasser, le nombre de puits de venting, la quantité de réactifs à injecter, le débit de pompage, etc.) permettant d'obtenir les meilleurs résultats (minimalisation de la masse résiduelle de polluant après traitement, de la durée de traitement, des coûts engendrés, etc.). Il définit *in fine* le volume à traiter pour supprimer une quantité significative de polluant (et donc de ses impacts) dans des conditions économiquement acceptables. Cette notion de Pareto permet de prendre pleinement en compte la notion de MTD (Meilleure Technique Disponible), également nommée BATNEEC (Best Available Technology Not Entailing Excessive Cost), abordée dans l'annexe 2 de la note ministérielle du 8 février 2007.

La Figure 41 schématise 4 options possibles.

- Les points A et B ne seront pas retenus. Dans le premier cas (A), bien que la pollution résiduelle soit faible, les coûts associés sont trop élevés. Dans le second cas (B), bien que les coûts associés soient faibles, la pollution résiduelle est trop élevée pour que cette solution de dépollution soit retenue.
- Entre les points C et D, c'est le point C qui sera retenu puisqu'il permet d'obtenir une pollution résiduelle et un coût plus faible.

Définir une stratégie de dépollution : approche basée sur la masse de polluant et la capacité de relargage d'une pollution

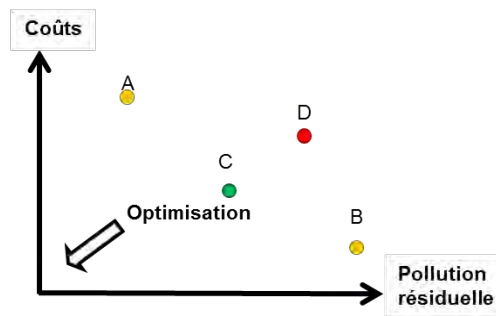


Figure 41 : Illustration du principe de Pareto (adapté de Rabotyagov et al. et Erickson et al., 2002)

Comme indiqué par Erickson *et al.* (2002), l'optimisation d'un procédé passe donc par le choix d'un point se rapprochant le plus possible de l'origine des axes du graphe. Sur la Figure 41, le point C est appelé « point non dominé », car il n'existe pas de point permettant à la fois de réduire les coûts et la pollution résiduelle. Les autres points sont « dominés » par le point C.

5.2. ILLUSTRATION DU PRINCIPE DE PARETO À L'AIDE D'UN CAS ISSU DE LA LITTÉRATURE

En matière de dépollution des nappes, les décisions sont généralement prises en considérant plusieurs objectifs qui entrent en compétition les uns avec les autres, qu'il s'agisse de réduire le temps de dépollution, de maîtriser les risques sanitaires, les coûts ou encore les masses de polluants résiduelles. Il n'existe donc pas une solution optimale, mais plutôt une multitude de scénarios basés sur des compromis et / ou des choix visant à privilégier l'un ou l'autre des critères en les hiérarchisant. Ces différentes solutions sont connues sous le terme de solutions de Pareto optimales ou Optimum de Pareto (Yang *et al.*, 2013).

De nombreux algorithmes évolutionnaires multicritères ont été créés depuis les années 1990, afin d'apporter des optimisations aux problèmes de dépollution des sols et des nappes souterraines (Bekele and Nicklow, 2007 ; Cieniawski *et al.*, 1995 ; Erickson *et al.*, 2002 ; Kollat and Reed, 2005 ; Ritzel *et al.*, 1994 ; Singh and Minsker, 2008). Ces algorithmes sont de plus en plus couplés à une approche de type Pareto, afin de tâcher d'optimiser l'ensemble des paramètres en même temps.

Yang *et al.* (2013) ont proposé un nouvel algorithme, qu'ils ont appliqué à un cas concret (dépollution d'un panache de TCE par Pump and Treat (P&T) aux USA), avant de comparer les résultats à ceux obtenus dans le cadre d'une publication précédente (Zheng et Wang, 2002) basée sur l'utilisation de deux algorithmes non combinés à une approche de type Pareto.

5.2.1. Présentation du site et des objectifs de l'étude de Yang *et al.* (2013)

Le cas étudié par Yang *et al.* (2013) est celui d'une ancienne base militaire (Massachusetts Military Reservation : MMR) basée aux Etats-Unis. Son sous-sol est impacté par un panache de TCE, long d'environ 5 km, large d'environ 2 km et puissant d'environ 45 m (Zheng et Wang, 2002). Une dépollution de la nappe par P&T a été retenue comme l'approche la plus adaptée au droit de ce site (Kavanaugh *et al.*, 1999). L'état initial du site est présenté en Figure 42. Le système de P&T proposé par Zheng et Wang (2002), composé de 6 puits de pompage, est présenté en Figure 43.

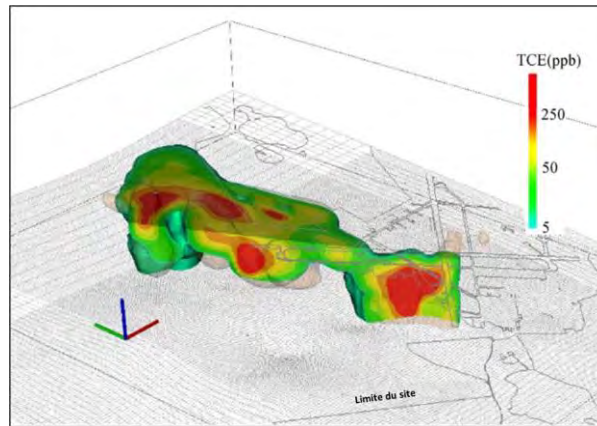


Figure 42 : État initial du panache de TCE au droit de la base MMR (Yang et al., 2013)

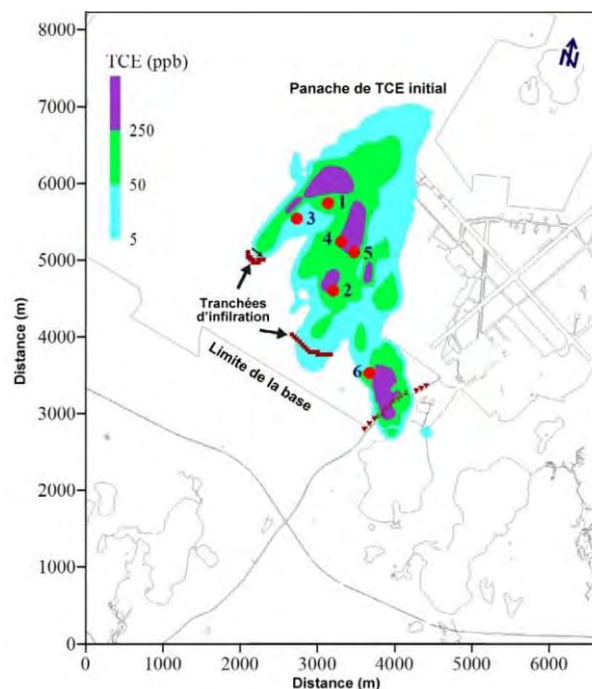


Figure 43 : Solution de P&T proposée par Zheng et Wang (d'après Yang et al.,2013)

Remarque :

Les couleurs présentées dans la Figure 43 correspondent à la valeur maximale de toutes les couches verticales au droit de chacun des points investigués. Les 6 puits de pompage sont représentés par les points rouges pleins. Une fois pompée et traitée, l'eau était réinjectée dans les deux tranchées d'infiltration.

Yang et al. (2013) ont proposé un nouvel algorithme, couplé au principe de Pareto, afin d'optimiser le système proposé par Zheng et Wang (2002), tout en parvenant à atteindre simultanément 3 objectifs :

- Minimiser le débit de pompage ;
- Minimiser la masse de polluant résiduelle ;
- Ne pas dépasser la concentration maximale autorisée (5 ppb) en limite de site.

Définir une stratégie de dépollution : approche basée sur la masse de polluant et la capacité de relargage d'une pollution

5.2.2. Enseignements à tirer des résultats de l'étude de Yang *et al.* (2013)

Remarque :

Cette partie n'a pas pour objectif de détailler l'ensemble des résultats développés dans cette publication (Si le lecteur veut davantage d'informations, notamment en ce qui concerne l'algorithme utilisé, il est invité à se reporter à la publication correspondante, dont les références sont indiquées en partie 10).

Le résultat de la simulation est présenté en Figure 44.

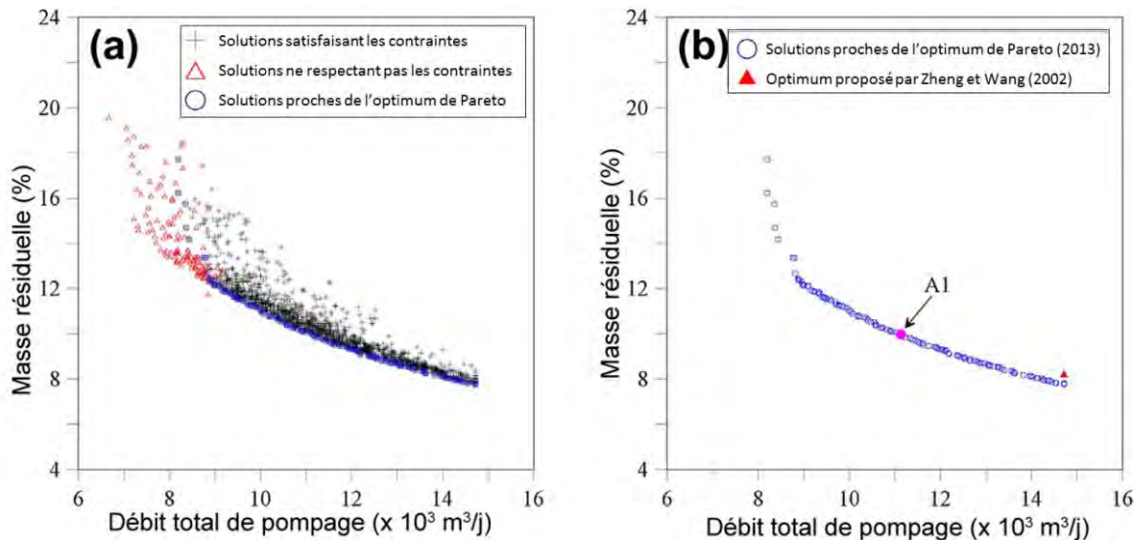


Figure 44 : Résultats de la simulation (Yang *et al.*, 2013)

La Figure 44a présente l'ensemble des solutions applicables dans le cadre du site, qui permettent d'atteindre soit les 3 objectifs (croix noire), soit au moins un d'entre eux (triangle vide rouge), ainsi que l'ensemble des solutions proches de l'Optimum de Pareto (également présentées sur la Figure 44b).

Sans rentrer dans l'ensemble des conclusions tirées dans cette étude, la Figure 44a montre les points essentiels suivants :

- Tous les points présentant un débit total de pompage inférieur à $8\,200 \text{ m}^3/\text{j}$ ne satisfont pas aux 3 objectifs (concentration en limite de site) ;
- Tous les points présentant un débit total de pompage supérieur à $11\,450 \text{ m}^3/\text{j}$ satisfont à l'ensemble des 3 objectifs ;
- Pour les points présentant un débit total de pompage inférieur à environ $9\,000 \text{ m}^3/\text{j}$, l'inflexion de la courbe confirme la plus grande difficulté à trouver un optimum de Pareto en réduisant le pompage total. On constate également que les masses résiduelles augmentent de façon plus importante à mesure que le débit de pompage total diminue.

La Figure 44b présente uniquement l'ensemble des solutions optimales de Pareto, obtenues par Yang *et al.* (2013). En fonction notamment des spécificités du site, des moyens financiers disponibles et des objectifs du projet, l'une de ces solutions pourra, *in fine*, être retenue.

Afin de montrer l'apport de leur étude par rapport à ce que Zheng et Wang avaient proposé, Yang *et al.* ont comparé leur résultat à celui obtenu en 2002 par Zheng et Wang, symbolisé par un triangle plein rouge. Ce résultat correspond à un débit total de pompage égal à $14\,720 \text{ m}^3/\text{j}$.

Cet optimum était basé sur un objectif unique : minimiser la masse de TCE résiduelle, ce qui n'est pas le cas de la publication de Yang *et al.* (2013) qui prend en compte 3 objectifs. On peut constater que la solution de type Pareto définies par Yang *et al.* (2013) pour ce même débit total de pompage est meilleure (7,8 % de masse résiduelle contre 8,2 % pour celle proposée en 2002).

La Figure 45 présente l'optimisation du pompage proposée par Yang *et al.* (2013) en utilisant le débit total de pompage proposé par Zheng et Wang (2002). On peut constater qu'une optimisation est également possible en supprimant le pompage au niveau du puits n° 6.

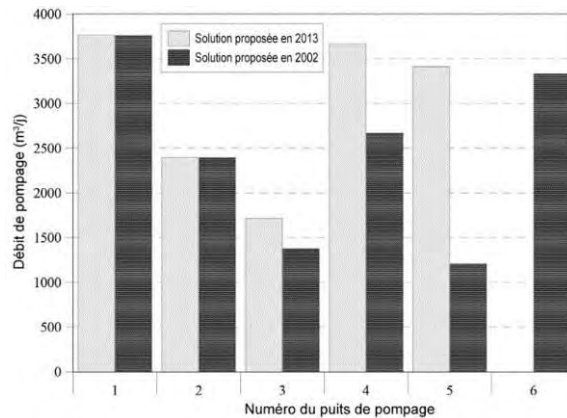


Figure 45 : Optimisation possible à l'aide du principe de Pareto pour un même débit total de pompage (Yang *et al.*, 2013)

En choisissant aléatoirement un des optimums de Pareto calculés (dans le cas présent, 11 130 m³/j), une simulation, présentée en Figure 46, montre que l'objectif de concentration maximale (5 ppb) en limite de site peut être respecté.

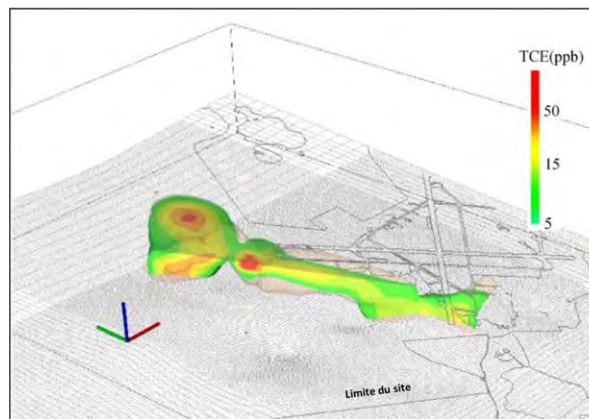


Figure 46 : Simulation du panache obtenu après traitement à 11 130 m³/j (Yang *et al.*, 2013)

La publication de Yang *et al.* (2013) illustre le fait qu'il n'existe généralement pas une seule, mais une multitude, de solutions optimales de Pareto. **D'une manière générale, il ne faut donc pas attendre de l'application du principe de Pareto, la fourniture d'une solution unique**, mais plutôt une aide pour trier et hiérarchiser les solutions possibles. **Le retour d'expérience et la réflexion du prestataire SSP resteront nécessaires et primordiaux pour choisir et justifier la solution optimale finalement retenue.**

6. Définir les volumes à dépolluer : Travailler sur la masse brute de polluant

La partie 6 va s'attacher à exposer différentes méthodes qui peuvent être utilisées pour définir les volumes de sols à dépolluer en travaillant sur *la masse brute* de polluant présente. Cette approche sera également appelée « Pareto-sol » dans la suite de ce guide.

Remarque :

En préambule, il convient de rappeler que cette approche, basée sur la réalisation des bilans massiques, n'est pas applicable ou pertinente dans tous les cas de figures. Néanmoins, l'attention du lecteur est attirée sur son intérêt dans le cadre de l'optimisation des techniques de dépollution retenues et des coûts associés. Il est recommandé d'évaluer la pertinence de ces bilans massiques (et de justifier de sa pertinence ou non) dans le cadre du Plan de Gestion.

Remarque 2 :

Ce guide décrit de manière détaillée la méthode n° 4, proposée dans le rapport rédigé par l'UPDS datant de décembre 2014, suite au GT Pollution Concentrée.

(<http://www.upds.org/ressources/bibliotheque/travaux-gt-pollution-concentree>)

6.1. APPROCHE GLOBALE : LE « PARETO-SOL »

6.1.1. Principe général

Cette approche repose sur les étapes principales suivantes :

- Disposer de suffisamment de données (concentrations des polluants dans les sols, aussi bien horizontalement que verticalement) pour une exploitation géostatistique, si possible et si nécessaire. ;
- Étude de la distribution des concentrations, afin de définir plusieurs gammes de concentration différentes au droit d'un site. Cette méthode repose sur la construction d'un graphique présentant :
 - En ordonnée, le pourcentage de la population d'analyses ;
 - Et en abscisses, les concentrations correspondants, à chaque pourcentage.

Son exploitation nécessite l'existence de ruptures de pente¹⁴, comme présenté dans la Figure 47¹⁵.

¹⁴ Les pollutions homogènes aboutissent, quant à elles, au tracé de droites, ne mettant pas en évidence de seuils de coupure.

¹⁵ Ce graphique est issu d'un diagnostic réalisé au droit d'une ancienne usine de régénération d'huile. Il ne fait pas partie des exemples présentés en Annexe 1.

Définir une stratégie de dépollution : approche basée sur la masse de polluant et la capacité de relargage d'une pollution

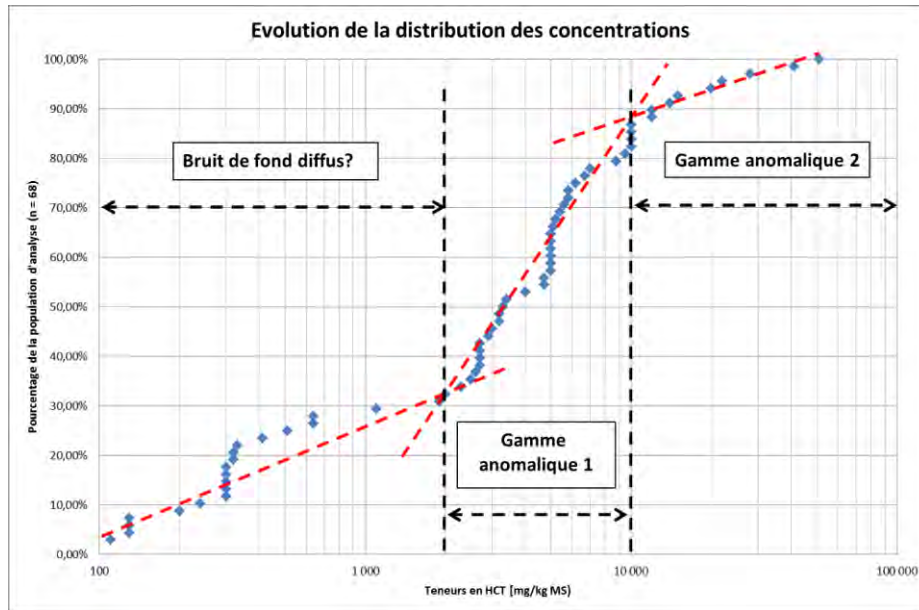


Figure 47 : Évolution de la distribution de concentrations dans les sols au droit d'une ancienne usine de régénération d'huiles.

Cette représentation constitue une première étape, mais elle ne suffit pour identifier un seuil de coupure fiable et la mesure de gestion associée. Cette représentation est réalisable dès l'obtention des résultats d'analyses et sans nécessiter de moyens informatiques sophistiqués. Elle fournit une première estimation du degré de contamination et de la répartition d'une pollution au droit d'un site. Elle doit être complétée par la mise en œuvre d'un bilan massique, tel que présenté dans les points suivants ainsi que dans la partie 6.1.2, pour définir un seuil de coupure robuste, basé sur la masse de polluant traitée.

Remarque :

La réalisation de la Figure 47 ne nécessite pas d'outils d'interpolation numériques. Il s'agit uniquement d'étudier la répartition de l'ensemble des concentrations obtenues, les unes par rapport aux autres. Un outil de type tableur est donc suffisant. En revanche, lorsqu'il faudra calculer des volumes de sol et des masses de polluant, il faudra tenir compte de la localisation des concentrations, et donc généralement recourir à un outil plus sophistiqué de type logiciel de géostatistique.

- Utilisation des résultats afin de modéliser la répartition spatiale de la pollution sur site, aussi bien horizontalement que verticalement. Cette modélisation conduit la plupart du temps à l'établissement de **courbes d'isoconcentrations**, qui sont considérées valables pour un horizon de sol d'épaisseur donnée. Chaque couple de courbes d'isoconcentrations définit ce que l'on peut appeler une « plage de concentrations » à l'intérieur de laquelle se trouve l'ensemble des concentrations définie entre ces deux courbes et les limites inférieure et supérieure de l'horizon de sol. L'approximation généralement admise consiste à considérer que le volume de sol défini est comparable à un « cylindre de base quelconque » dont les bases sont les surfaces délimitées par les courbes d'isoconcentration (cf. Figure 48).

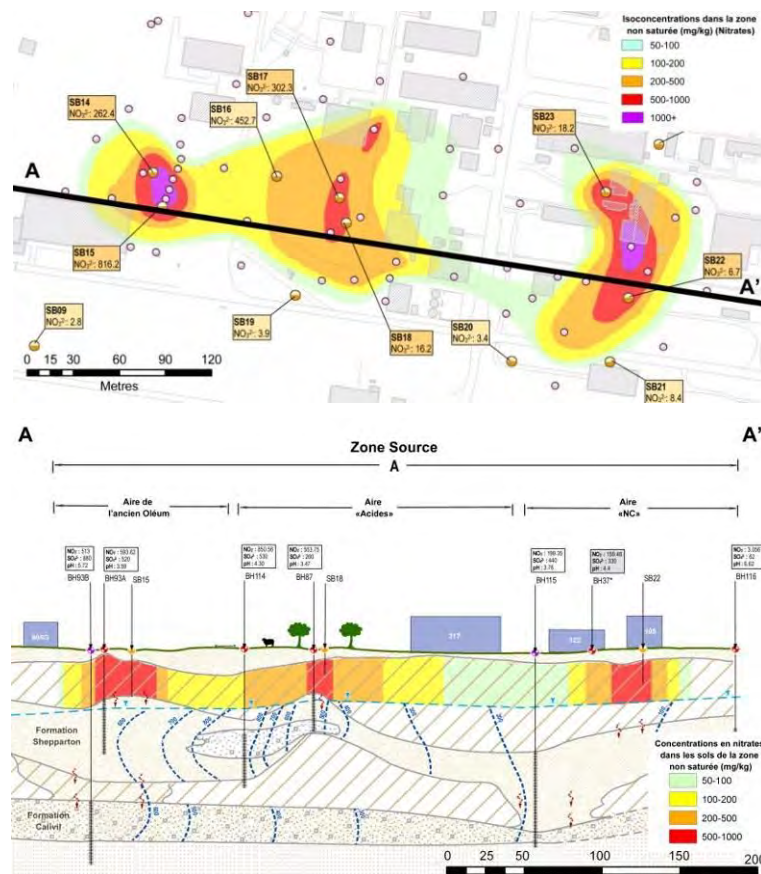


Figure 48 : Courbes d'isoconcentration et représentation « cylindrique » de la pollution (Site C, GHD, 2007)

Si les investigations le permettent, une « modélisation » moins simplifiée de la répartition spatiale de la pollution pourra être obtenue afin d'optimiser les volumes de sols (cf. Figure 42, § 5.2.1, page 75)

Bien que l'épaisseur communément rencontrée soit de 50 cm à 1 m, elle devra être adaptée au cas par cas, notamment sur la base de considérations géologiques (par exemple des horizons présentant des caractéristiques différentes avec des épaisseurs plus faibles), des concentrations mises en évidence (impacts limités verticalement rendant non pertinent le choix d'une épaisseur trop importante) et de leur homogénéité (par exemple si des concentrations sont similaires sur 2 m de profondeur, il ne sera pas nécessairement pertinent de réaliser deux « modélisations » différentes pour chacun des 2 mètres d'épaisseur).

- Calcul des volumes de sols inclus entre deux courbes d'isoconcentrations. Ils sont obtenus par le produit de l'aire comprise entre deux courbes et de l'épaisseur de l'horizon considéré. L'utilisation d'outils géostatistiques, présentés en partie 4, facilitera l'obtention de ces aires et de ces volumes ;
- Calcul de la masse de polluant présente dans chacun des volumes de sol calculés. Cette masse sera obtenue par produit du volume de sol, de sa densité et de la concentration médiane (ou moyenne) en polluant dans le volume de sol considéré. La densité du sol pourra être approximée ou calculée à l'aide de prélèvements de sol. La concentration médiane (ou moyenne) pourra être obtenue en prenant la médiane des concentrations basse et haute de la plage de concentrations, ou réalisant la moyenne de l'ensemble des concentrations mesurées dans la plage de concentrations considérée.

Remarque :

Dans certains cas, la plage de concentrations la plus élevée semblera ne pas posséder de borne supérieure (par exemple, la plage de concentration sera « > 10 000 mg/kg »). Il s'agit, dans ce cas, d'un « hot spot », sujet à une dépollution prioritaire.

- Étude de l'évolution du volume de sol et de la masse de polluant en fonction des plages de concentration pour définir un seuil de coupure « théorique ».

C'est l'étape essentielle du Pareto-sol. À ce stade, il s'agit de déterminer un seuil de coupure (ou objectif de dépollution) « théorique », au-dessus duquel il serait intrinsèquement intéressant de traiter ces sols afin de retirer le maximum de la masse de polluant, tout en ne traitant qu'un volume de sol limité.

Ce seuil de coupure théorique ne tient donc pas compte, à ce stade, des autres dimensions essentielles d'un projet de dépollution, que sont (notamment) :

- **Le volet sanitaire ;**
- **La mobilité des polluants ;**
- **Les techniques de dépollution disponibles ;**
- **Les usages du site et les aménagements actuels ou futurs ;**
- **Les objectifs de qualité des milieux, et ;**
- **Les aspects financiers.**

La prise en compte de ces aspects complémentaires doit être réalisée dans un deuxième temps, dans le cadre du Plan de Gestion, afin de définir l'objectif de dépollution le plus acceptable du point de vue technico-économique. La prise en compte de ces différents aspects est illustrée dans les parties 6 et 7 du présent guide.

Pour définir ce seuil de coupure « théorique », une première méthode consiste à tracer l'évolution des pourcentages du volume de sol et des pourcentages de masse de polluant en fonction des plages de concentrations choisies. Dans la majorité des cas, une hystérésis sera obtenue, comme illustré en Figure 49.

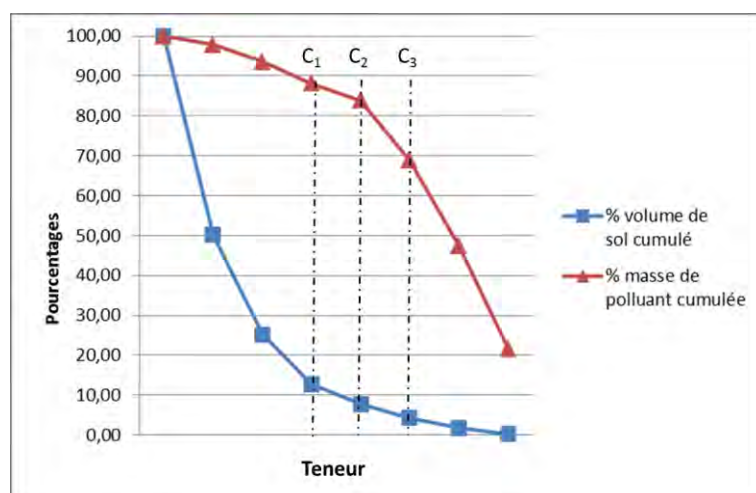


Figure 49 : Évolution des pourcentages de volume de sol cumulé et de masse de polluant cumulé en fonction de la teneur en polluant : obtention d'une hystérésis

Ce seuil de coupure « théorique » correspondra à la concentration pour laquelle les deux courbes sont les plus éloignées l'une de l'autre. Lorsque ces deux droites sont parallèles entre deux concentrations C_1 et C_2 (avec $C_1 < C_2$), choisir le seuil de coupure présentant la concentration la plus élevée (i.e. C_2) (cf. Figure 54, § 6.1.2.d), page 88) sera généralement plus intéressant puisque le rapport entre le pourcentage de la masse de polluant traitée et le pourcentage de volume de sol qu'elle représente, sera moins important en choisissant C_1 qu'en choisissant C_2 . En d'autres termes, l'effort nécessaire pour passer de C_2 à C_1 (ie le % de volume de sol supplémentaire à traiter) augmentera plus vite que le gain associé (ie le % de masse de polluant supplémentaire retiré) Le ratio [%masse de polluant dans une plage de concentration / %volume de sol de cette plage de concentration], proche de 1 entre C_1 et C_2 , sera plus élevé entre C_2 et C_3 .

Remarque :

Dans le cas où les deux courbes présentent plusieurs segments parallèles, il sera généralement plus intéressant de choisir, dans un premier temps, un seuil de coupure dans la zone où les courbes seront les plus espacées. Il conviendra néanmoins de s'assurer que les autres dimensions essentielles d'un projet de dépollution, rappelées dans la page précédente sont compatibles avec ce seuil de coupure.

Une deuxième méthode consiste à étudier l'évolution du pourcentage du volume de sol (histogramme bleu sur la Figure 50) et de la masse de polluant (histogramme rouge sur la Figure 50) en fonction des plages de concentrations, sous forme d'histogramme. Cette représentation graphique met plus facilement en évidence le seuil de coupure à partir duquel il y a une inversion entre le pourcentage de masse de polluant et le pourcentage de volume de sol associé à une plage de concentrations. Cette inversion correspond au seuil de coupure théorique en dessous duquel l'effort à réaliser pour dépolluer jusqu'à ce seuil s'accroît très rapidement par rapport au gain obtenu en termes de réduction de masse de polluant laissée sur site. Cette inversion correspond au seuil de coupure en dessous duquel le ratio % masse de polluant / % volume de sol devient proche de 1 voire inférieur à 1.

Un exemple de cette représentation est fourni en Figure 50. Elle met en évidence qu'un seuil de coupure théorique à 5 000 mg/kg permet de traiter la majorité de la pollution, tout en ne mobilisant qu'un volume de sol limité.

En effet, en dessous de 5 000 mg/kg, le ratio est proche de 1, alors qu'au dessus de 5 000 mg/kg, le pourcentage de la masse de polluant traité est bien supérieur au pourcentage de volume de sol associé à la plage de concentrations (ratio de l'ordre de 2). Une dépollution jusqu'à 5 000 mg/kg permettra de traiter 70 % de la masse de polluant en ne traitant que 20 % du volume de sol. Ces deux pourcentages sont obtenus en sommant les pourcentages de volume de sol et de masse pour toutes les plages de concentrations supérieures à 5 000 mg/kg.

Remarque :

À la fin d'un diagnostic environnemental, la réalisation de calculs de bilans massiques permet d'obtenir des estimations des volumes de sols et des masses de polluants plus ou moins proches de la réalité. Lors de la dépollution, il arrive régulièrement que les volumes de sols et les masses de polluant finalement mis en évidence soient supérieurs ou inférieurs à l'estimation initiale. Cette différence est principalement liée à la difficulté à bien comprendre la distribution de la pollution au droit d'un site, sur la base d'informations partielles, ponctuelles et en nombre limité. Ce constat ne doit cependant pas limiter la réalisation de bilans massiques, qui

Définir une stratégie de dépollution : approche basée sur la masse de polluant et la capacité de relargage d'une pollution

fournissent en effet des éléments capitaux lors du choix de la méthode de gestion et de l'objectif de dépollution.

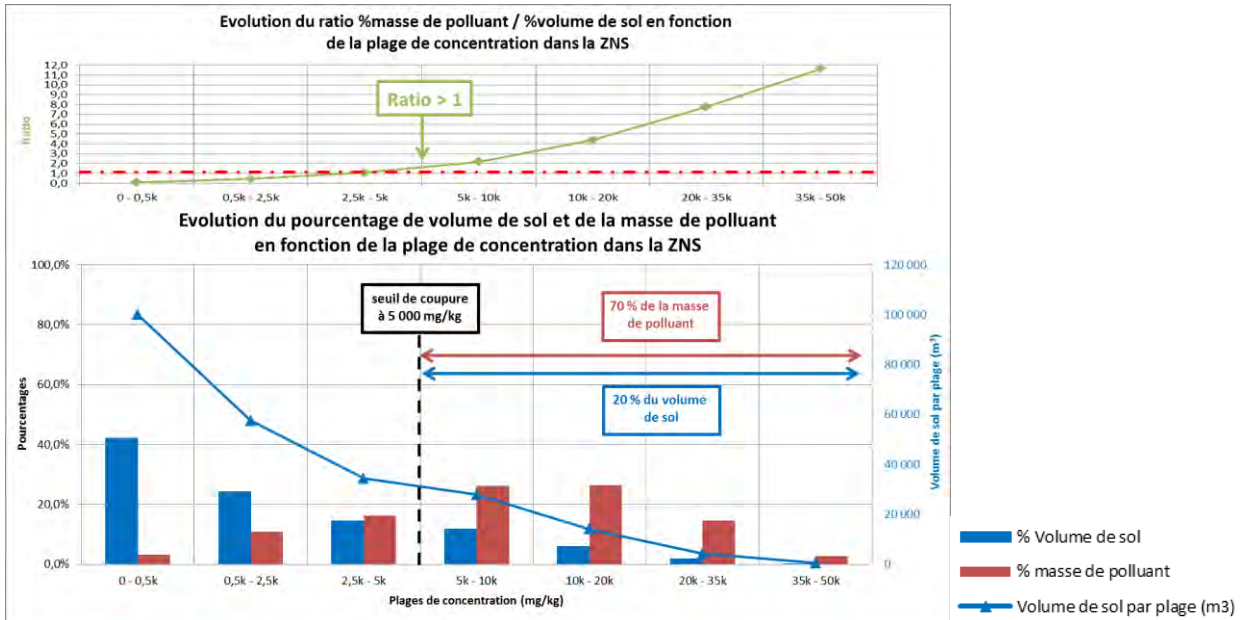


Figure 50 : Évolution du pourcentage du volume de sol et de la masse de polluant en fonction de la plage de concentration dans la ZNS (Site B)

6.1.2. Exemple illustratif (Site B)

Le site B est une ancienne industrie pétrochimique, au droit de laquelle un important impact en hydrocarbures a été mis en évidence en zone non saturée (ZNS) et en zone saturée (ZS). Dans la partie 6.1.2, nous allons nous intéresser uniquement à la Zone Non Saturée.

La Zone Saturée sera abordée séparément dans la partie 6.2 en raison de d'une extension horizontale plus importante des zones impactées en Zone Saturée (cette profondeur correspond à la zone de battement de la nappe où le LNAPL va avoir tendance à s'accumuler et à s'étaler sur le toit de la nappe). Compte tenu de cet étalement, d'importants volumes de terres non impactées dans la ZNS devraient être excavés pour atteindre ces zones impactées en ZS (pour ce site, la MTD était l'excavation et le traitement par biopile sur-site).

La géologie rencontrée au droit du site est la suivante :

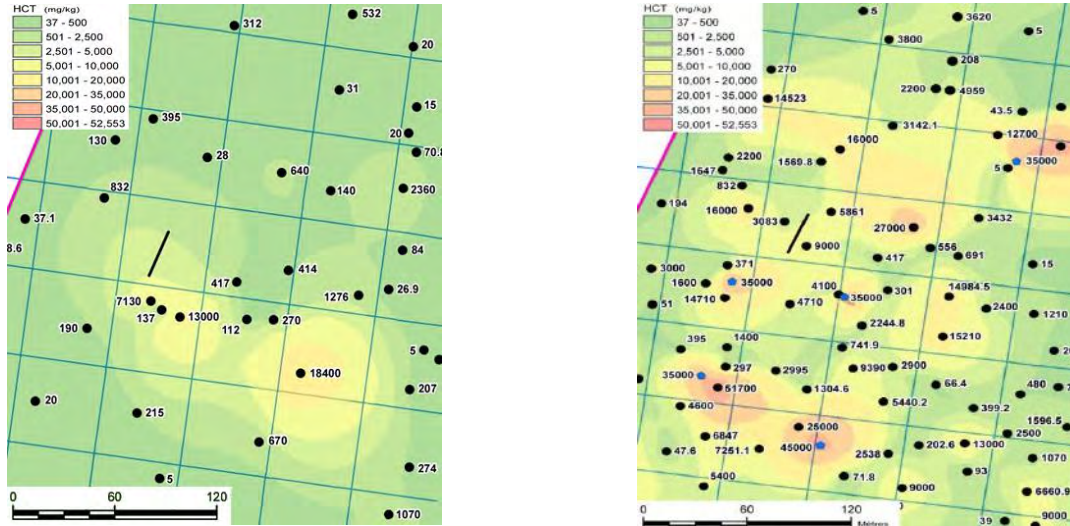
- Remblais sur 1 à 2 m de profondeur ;
- Alluvions sablo-limoneux sur 1 à 2 m de profondeur ;
- Marnes et calcaires au-delà.

Le toit de la nappe se situe à environ 2 m de profondeur.

Une présentation plus détaillée du site est proposée en Annexe 1.

a) Modélisation de la distribution des concentrations dans la zone non saturée

La zone non saturée a été divisée en deux horizons d'une épaisseur de un mètre chacun (0 – 1 m) et (1 – 2 m). Compte tenu des concentrations mesurées, 8 plages de concentrations ont été définies entre 0 et 53 000 mg/kg. La Figure 51 présente les modélisations réalisées en ZNS pour ces deux horizons.



Entre 0 et 1 m d'épaisseur

Entre 1 et 2 m d'épaisseur

Figure 51 : Cartes de modélisation des courbes d'isoconcentration dans la ZNS (Site B)

Ces deux cartes mettent en évidence un impact plus important entre 1 et 2 m plutôt qu'entre 0 et 1 m de profondeur.

b) Calculs des volumes associés à chaque plage de concentration dans la zone non saturée

À l'aide de la modélisation numérique, les volumes associés à chaque plage de concentration sont aisément obtenus. Le Tableau 5 présente les volumes calculés pour la zone non saturée.

Plage de concentration (mg/kg)	Seuil de coupure (mg/kg)	Volume de sol par plage (m ³)	% Volume de sol	Volume de sol cumulé (m ³)	% Volume cumulé de sol
0 - 0,5k	0	100 000	42,0%	238 300	100,0%
0,5k - 2,5 k	500	57 500	24,1%	138 300	58,0%
2,5k - 5k	2 500	34 300	14,4%	80 800	33,9%
5k - 10k	5 000	27 800	11,7%	46 500	19,5%
10k - 20 k	10 000	14 000	5,9%	18 700	7,8%
20k - 35k	20 000	4 200	1,8%	4 700	2,0%
35k - 50k	35 000	500	0,2%	500	0,2%

Tableau 5 : Volumes de sol correspondant à chaque plage de concentration (Site B)

Les volumes calculés ne présentent que le volume compris entre deux courbes d'isoconcentrations. Par exemple, le volume de la plage [20k – 35k] (4 200 m³) a été obtenu en calculant le volume total compris à l'intérieur de la courbe d'isoconcentration [20k] (4 700 m³) auquel on a retiré le volume compris à l'intérieur de la courbe d'isoconcentration [35k] (500 m³).

Définir une stratégie de dépollution : approche basée sur la masse de polluant et la capacité de relargage d'une pollution

c) Calculs de la masse de polluant associée à chaque plage de concentration dans la zone non saturée

Connaissant la densité moyenne du sol dans la zone non saturée (1,5, sur la base de mesures réalisées sur site) et les volumes associés à chaque plage de concentrations, la masse de polluant peut être déterminée pour chaque plage de concentrations, comme présenté dans le Tableau 6.

Plage de concentration (mg/kg)	Seuil de coupure (mg/kg)	Masse HCT par plage (t)	% Masse de polluant	Masse cumulée (t)	% Masse de polluant cumulée
0 - 0,5k	0	38	3,1%	1 193	100,0%
0,5k - 2,5k	500	129	10,8%	1 155	96,9%
2,5k - 5k	2 500	193	16,2%	1 026	86,0%
5k - 10k	5 000	313	26,2%	833	69,8%
10k - 20k	10 000	315	26,4%	520	43,6%
20k - 35k	20 000	173	14,5%	205	17,2%
35k - 50k	35 000	32	2,7%	32	2,7%

Tableau 6 : Masse de polluant correspondant à chaque plage de concentration (Site B).

d) Étude de l'évolution de la masse de polluant et du volume de terre en fonction des plages de concentration : Choix du seuil de coupure

En traçant l'évolution du volume de terre par plage de concentrations en fonction des différentes plages de concentration (ou des seuils de coupure équivalents) (cf. Figure 52), on peut constater une inflexion de la courbe d'évolution des volumes vers 2 500 mg/kg. Cela correspond au seuil à partir duquel il n'est clairement pas pertinent de traiter les volumes de sols présentant une concentration inférieure à 2 500 mg/kg. En effet, les volumes de sol correspondants à chaque plage de concentration inférieure à 2 500 mg/kg augmentent de façon très importante. Néanmoins, le tracé de cette courbe d'évolution des volumes ne présente pas toujours une inflexion aussi marquée (cf. site C, § 6.2.3.b), p 96 et en Annexe 1). On peut limiter cette problématique en traçant l'évolution du volume de sol cumulé (ou de son pourcentage) en fonction des plages de concentrations (cf. Figure 54), ce qui permet de lisser la courbe et de l'interpréter plus facilement. Dans tous les cas, il n'est pas recommandé de se baser uniquement sur le tracé de cette courbe d'évolution des volumes de sol par plage de concentrations (Figure 52), pour vérifier la pertinence d'un bilan massique ou pour définir un seuil de coupure.

À l'aide des Tableaux 5 et 6, et en couplant la courbe de la Figure 52 à l'évolution des pourcentages de masses de polluant et de volume de sol par plage de concentrations, on peut tracer la courbe et les histogrammes présentés dans la Figure 53. Ceci permet de confirmer que le pourcentage de la masse de polluant devient très clairement inférieur au pourcentage de volume de terre correspondant pour les concentrations inférieures à 2 500 mg/kg. On constate également que pour les sols présentant une concentration supérieure à 5 000 mg/kg, le ratio pourcentage de la masse de polluant/pourcentage du volume de sol est très intéressant (supérieur à 2).

Fixer un seuil de coupure théorique à 5 000 mg/kg, permet de traiter environ 70 % de la masse totale de polluant (833 t sur les 1 193 t totaux) en ne traitant que 20 % du volume total de sol (46 500 m³ sur les 238 000 m³ totaux).

Définir une stratégie de dépollution : approche basée sur la masse de polluant et la capacité de relargage d'une pollution

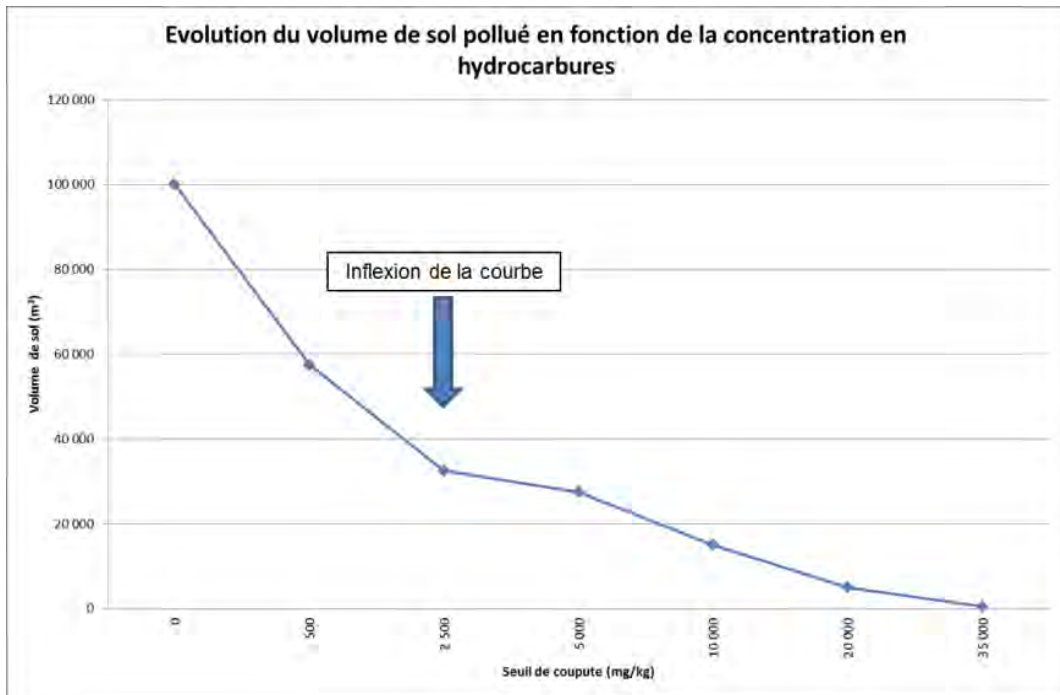


Figure 52 : Évolution du volume de sol pollué en fonction du seuil de coupure (Site B)

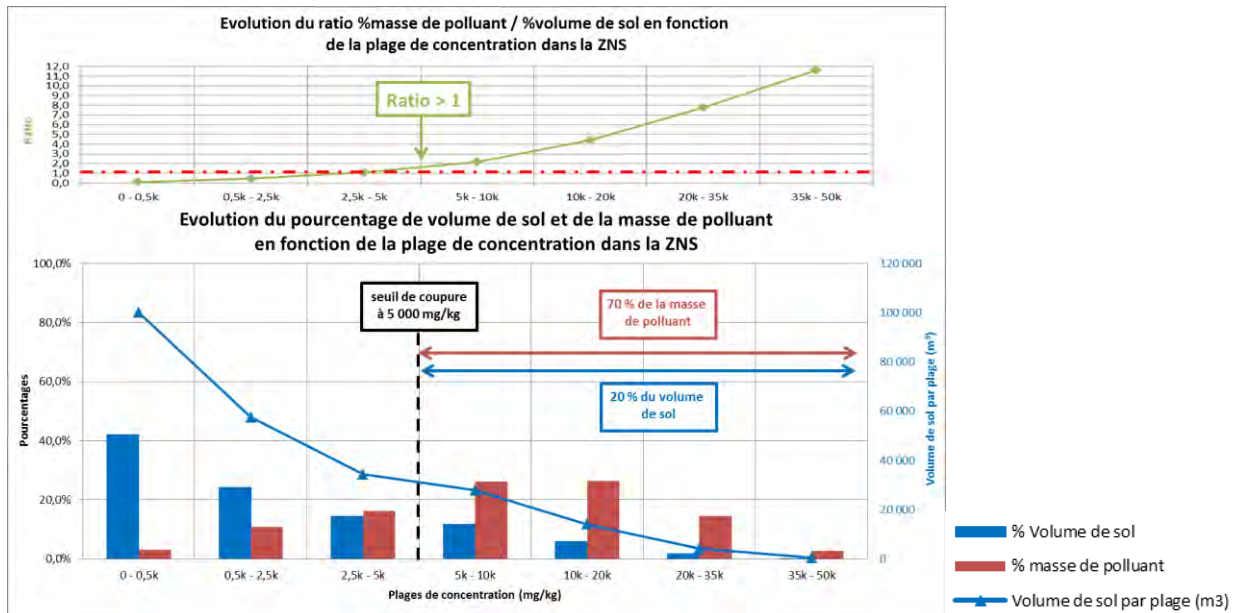


Figure 53 : Évolution du pourcentage du volume de sol et de la masse de polluant en fonction de la plage de concentration dans la ZNS (Site B)

En traçant une figure équivalente à la Figure 54, le seuil de coupure théorique peut généralement être déterminé comme la concentration pour laquelle les deux courbes sont les plus espacées. Cela correspond généralement à la concentration à partir de laquelle le ratio

Définir une stratégie de dépollution : approche basée sur la masse de polluant et la capacité de relargage d'une pollution

[% masse de polluant / % volume de sol] devient significativement supérieur à 1 (2,2 dans le cas présent).

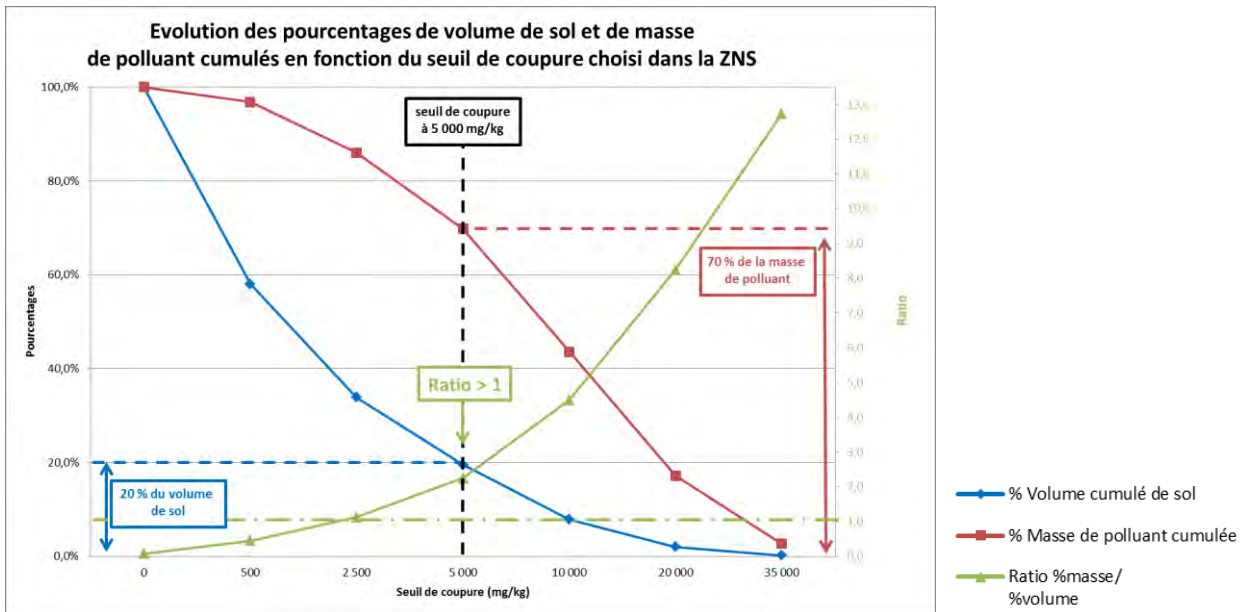


Figure 54 : Évolution des pourcentages du volume de sol et de la masse de polluant cumulés en fonction du seuil de coupure choisi dans la ZNS (Site B)

Si l'on s'intéresse à la plage [2500 – 5000 mg/kg], le ratio [% masse de polluant / %volume de sol] est très légèrement supérieur à 1 (segments de droite parallèles sur la Figure 54). L'intérêt de traiter ces sols semble moins évident, puisque le pourcentage de masse retiré est comparable à celui du volume de sol correspondant.

6.2. ÉTUDES DE CAS

Après avoir présenté la méthodologie générale d'un bilan massique à l'aide d'un exemple dans la partie 6.1, les paragraphes suivants vont mettre en évidence quelques particularités ou recommandations utiles lorsque des bilans massiques de type « Pareto-sol » sont réalisés.

6.2.1. Sites présentant plusieurs type de polluants

Pour le Site B, les hydrocarbures C₁₀-C₄₀ étaient la seule problématique. Dans le cas du site D, étudié dans cette partie, plusieurs types de polluant étaient présents dans la zone non saturée (entre 1 et 3 m de profondeur environ, la zone saturée n'étant pas impactée). Outre une pollution majoritaire en hydrocarbures C₁₀-C₄₀, des impacts significatifs en BTEX et COHV ont également été mis en évidence en superposition de la pollution en HCT.

Un bilan massique a tout d'abord été réalisé sur les HCT. Un seuil de coupure a été défini en fonction des résultats obtenus sur la pollution majoritaire. Il a ensuite été nécessaire de s'assurer que ce seuil de coupure permettait de traiter les impacts en BTEX et COHV. Les paragraphes suivants présentent l'essentiel des conclusions. Un descriptif plus complet du site D est présenté en Annexe 1.

Le Tableau 7 présente le bilan massique réalisé :

Plage de concentration (mg/kg)	Seuil de coupure (mg/kg)	Volume de sol par plage (m ³)	% Volume de sol	% Volume cumulé de sol	Masse HCT par plage (t)	% Masse de polluant	% Masse de polluant cumulée
0 - 0,5k	0	1 500	42,9%	100,0%	0,7	4,1%	100,0%
0,5k - 1k	500	500	14,3%	57,1%	0,7	4,1%	95,9%
1k - 2,5k	1 000	550	15,7%	42,9%	1,8	10,5%	91,8%
2,5k - 5k	2 500	375	10,7%	27,1%	2,7	15,4%	81,3%
5k - 7,5k	5 000	200	5,7%	16,4%	2,4	13,7%	65,9%
7,5k - 10k	7 500	150	4,3%	10,7%	2,5	14,3%	52,3%
10k - 12,5k	10 000	100	2,9%	6,4%	2,1	12,3%	37,9%
12,5k-25k	12 500	125	3,6%	3,6%	4,5	25,6%	25,6%

Tableau 7 : Bilan massique sur les HCT (Site D)

Si l'on compare ce tableau aux Tableaux 5 et 6, on constate que les volumes en question sont bien plus faibles. Cependant, la réalisation d'un tel bilan massique reste pertinente même pour de petits sites. Les courbes suivantes sont déduites et présentées dans la Figure 55.

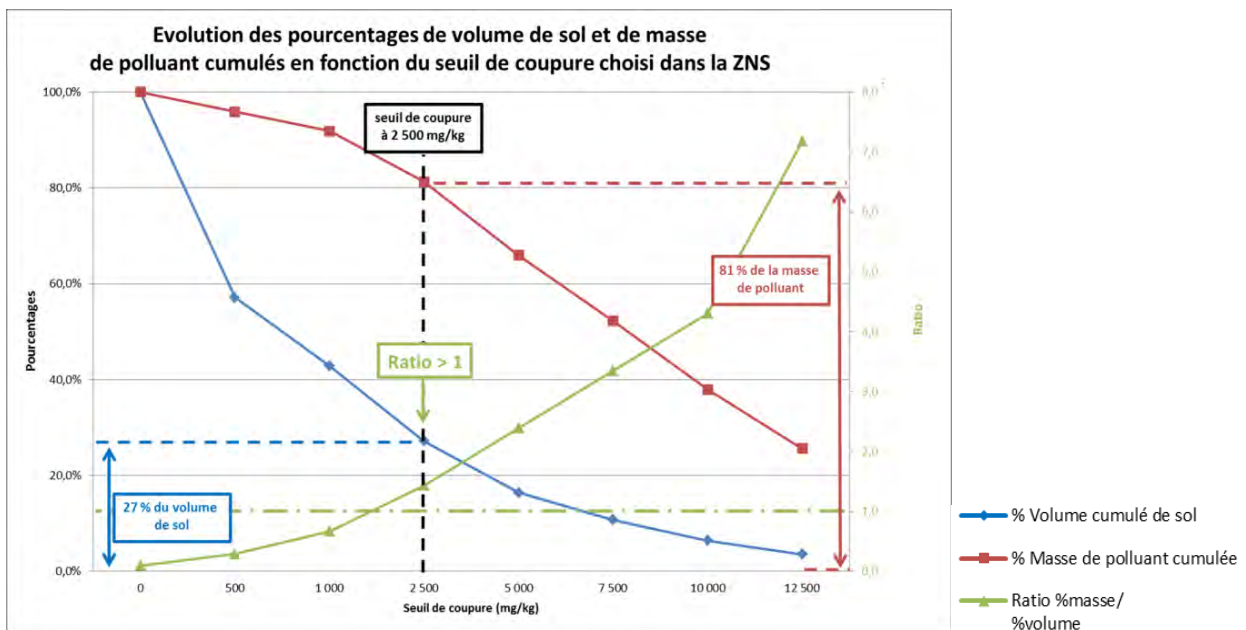


Figure 55 : Évolution des pourcentages du volume de sol et de la masse de polluant cumulés en fonction du seuil de coupure choisi (Site D)

La Figure 55 montre que le choix d'un seuil de coupure théorique de 2 500 mg/kg permet de retirer plus de 80 % de la pollution pour environ 27 % du volume de sol. En ne s'intéressant qu'à la masse brute de polluant et au volume de sol associé, il n'est pas pertinent de choisir un seuil de coupure plus faible (1 000 mg/kg) car le ratio entre le pourcentage de la masse polluant et le pourcentage de volume de sol devient moins favorable (les courbes sont plus proches et le ratio devient inférieur à 1).¹⁶

¹⁶ Le graphique sous forme d'histogrammes est également présenté dans l'Annexe 1.

Définir une stratégie de dépollution : approche basée sur la masse de polluant et la capacité de relargage d'une pollution

Le seuil de coupure théorique défini ci-dessus est valable pour les hydrocarbures. Il convient de s'assurer qu'il est suffisant pour traiter également les problématiques de BTEX et de COHV. En superposant les zones comprises dans le seuil de coupure défini pour les HCT aux zones présentant des impacts en COHV et BTEX, on vérifie que le traitement des zones impactées par des HCT permet de gérer les 3 problématiques, comme illustré sur la Figure 56.

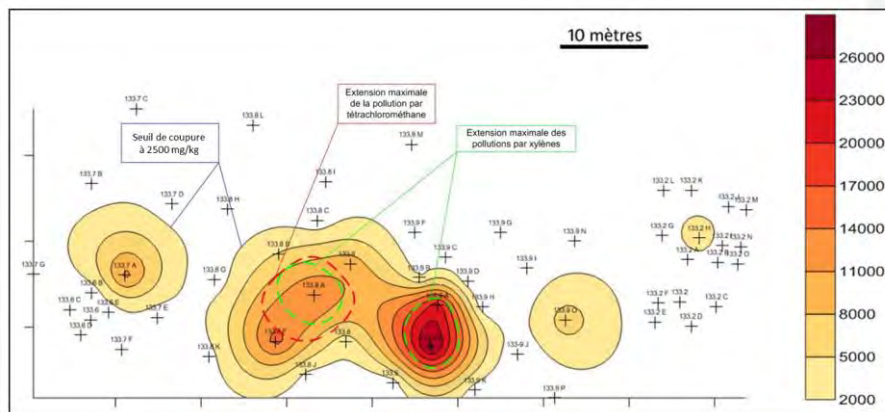


Figure 56 : Superposition des zones impactées par des HCT, des BTEX et des COHV (Site D)

6.2.2. Bilans massiques et bilans technico-économiques

Dans le cas du site E, un impact important en PolyChloroBiphényles (PCB) et chlorobenzènes (CBZ) a été mis en évidence en zone non saturée (entre 0 et 3 m de profondeur environ) et en zone saturée (entre 3 et 6 m de profondeur). Un impact plus limité, en chlorobenzènes uniquement, a été mis en évidence entre 6 et 7 m de profondeur. L'objectif de dépollution est fixé par Arrêté Préfectoral (AP). La Figure 57 illustre l'impact en PCB mis en évidence entre 2 et 3 m de profondeur.



Figure 57 : Cartographie de l'impact en PCB entre 2 et 3 m de profondeur (Site E)

Les volumes de sols impactés et les masses de polluants correspondantes ont été calculés sur la base de l'aire de la zone source (définie dans ce plan de gestion comme étant la zone présentant de l'huile sous forme de phase pure, afin de prendre en compte à la fois les PCB et les chlorobenzènes), de l'épaisseur de l'horizon et des concentrations mesurées en PCB et en chlorobenzènes.

Le bilan coûts-avantages réalisé a abouti au choix de l'excavation et l'évacuation hors-site comme technique de dépollution la plus adaptée. Trois scénarios de dépollution possibles ont été étudiés. Ils sont présentés dans le Tableau 8 et illustrés dans la Figure 58.

L'économiquement acceptable suggère de choisir la solution 3, puisque les gains apportés par la solution 2 ou la solution 1 sont minimales en termes de masse de polluant retirée (moins de 0,5 %) pour un coût multiplié par 2 ou 3.

Il conviendrait néanmoins de démontrer que la pollution laissée dans la zone saturée ne présente pas de risque majeur pour la ressource en eau, afin de valider le choix final de la solution.

Solution	Technique retenue	Volume de sols correspondant (m ³)	Masse de polluant (t)	% masse	Coût estimé (k€)
1	Excavation de l'ensemble de la zone source en profondeur (7 m) et en latéral, avec blindage	2 400 m ³ (incluant les sols de la zone source, les sols peu ou pas impactés devant être terrassés pour accéder à la zone source)	301,6 kg (PCB + CBZ)	100 % ¹⁷	1 100 à 1 300
2	Excavation partielle en profondeur, et totale en latéral, sans blindage, jusqu'à environ 1 m sous le niveau de plus basse eau	2 100 m ³ (incluant l'ensemble des sols présentant des concentrations en PCB supérieures au seuil défini par l'AP et de l'huile jusqu'à 5 m de profondeur et les sols peu ou pas impactés devant être terrassés pour accéder à la zone source)	300,2 kg (PCB + CBZ)	99,54 %	400 à 525
3	Excavation partielle en profondeur et en latéral, sans blindage, jusqu'à environ 1 m sous le niveau de plus basse eau	1 500 m ³ (les sols de la solution 2 desquels ont été retirés les sols présents entre 4 et 5 m de profondeur autour des points SC18, SC19, SC21 et SC22.1, car ils ne présentent pas de concentration en PCB supérieure à 1 mg/kg)	300,1 kg	99,51%	375 à 450

Tableau 8 : Solutions proposées (Site E)

¹⁷ 100 % de la masse de la zone source, soit un peu moins si l'on considère l'ensemble de la pollution présente en dehors de la zone source (à l'état de traces).

Définir une stratégie de dépollution : approche basée sur la masse de polluant et la capacité de relargage d'une pollution

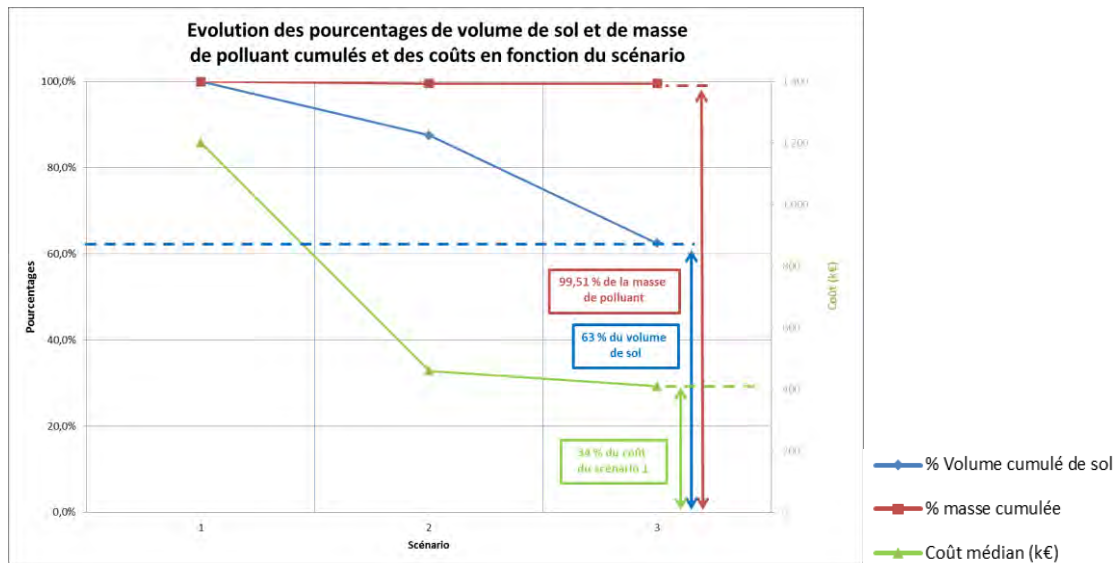


Figure 58 : Évolution des pourcentages de volume de sol et de masse de polluant cumulés, et des coûts de dépollution en fonction du scénario envisagé (Site E)

6.2.3. Quelques limites/contre-exemples de la méthode Pareto-Sol

a) Travailler en zone saturée

Dans le cas de site B, un impact important a été mis en évidence dans la zone saturée (entre 2 et 3,5 m de profondeur) lors des investigations. Cette zone correspondant au battement de la nappe, les hydrocarbures ont eu tendance à « s'étaler » à la surface de la nappe. En comparant la Figure 59 à la Figure 51 présentée en page 85, certaines zones particulièrement impactées (notamment en haut et en bas de la carte) en Zone Saturée sont situées au droit de zones bien plus faiblement impactées en Zone Non Saturée.

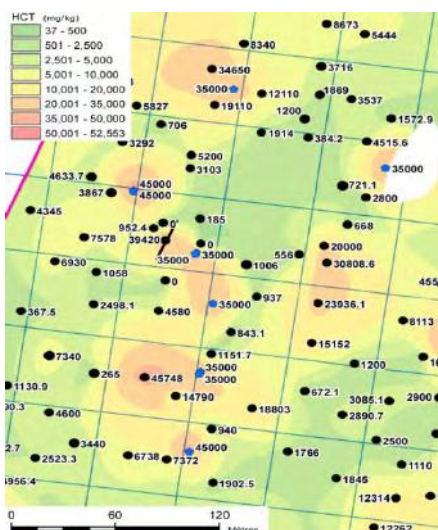


Figure 59 : Courbes d'isoconcentrations en zone saturée (Site B)

Le bilan massique correspondant est présenté dans le Tableau 9.

Plage de concentration (mg/kg)	Seuil de coupure (mg/kg)	Volume de sol par plage (m ³)	% Volume de sol	% Volume cumulé de sol	Masse HCT par plage (t)	% masse de polluant	% Masse de polluant cumulée
0,5k - 2,5k	500	39 000	18,8%	100,0%	90	3,1%	100,0%
2,5k - 5k	2 500	56 000	26,9%	81,3%	320	11,0%	96,9%
5k - 10k	5 000	51 000	24,5%	54,3%	580	19,9%	86,0%
10k - 20k	10 000	38 000	18,3%	29,8%	860	29,5%	66,1%
20k - 35k	20 000	21 000	10,1%	11,5%	870	29,8%	36,6%
35k - 50k	35 000	3 000	1,4%	1,4%	200	6,8%	6,8%

Tableau 9 : Bilan massique en zone saturée (Site B)

Compte tenu des volumes de terres en jeu, retenir un seuil de coupure à 5 000 mg/kg en zone saturée (comme en zone non saturée), ne semble pas pertinent en première approche. On constate ainsi que, pour des seuils de coupure inférieurs à 10 000 mg/kg, le pourcentage du volume de sol est supérieur à celui de la masse de polluant correspondante (les courbes se rapprochent entre 5 000 et 10 000 mg/kg sur la Figure 60 et le ratio est encore supérieur à 1 à 10 000 mg/kg). En suivant les recommandations faites dans la partie 6.1, un seuil à 10 000 mg/kg semblerait le plus approprié, comme proposé dans la Figure 60.

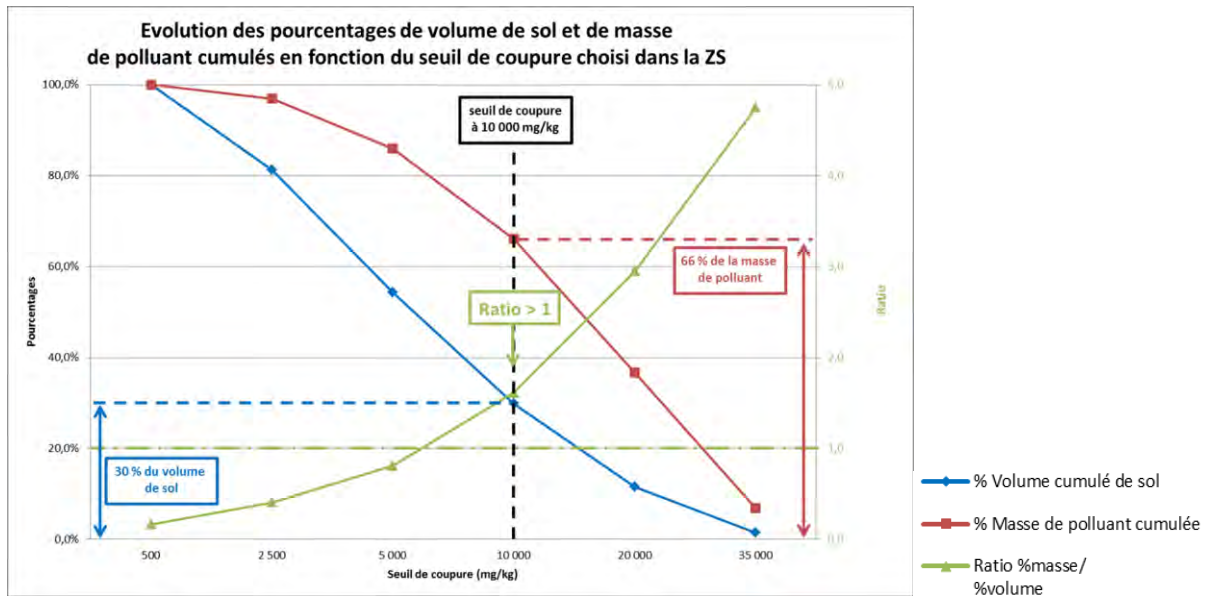


Figure 60 : Évolution des pourcentages de volume de sol et de la masse de polluant cumulés en fonction du seuil de coupure choisi dans la ZS (Site B).

Néanmoins, il convient de ne pas oublier que la pollution a eu tendance à s'étaler dans la zone de battement de la nappe, comme cela a été rappelé au début de cette partie. La meilleure technique disponible pour ce site étant l'excavation et le traitement par biopile sur site, plus le seuil de coupure est abaissé, plus les volumes de sol à excaver (aussi bien les sols pollués en ZNS ou en ZS que les sols non impactés en ZNS mais situés au-dessus d'une zone impactée en ZS) seront importants, avec des conséquences financières évidentes. À titre illustratif, la Figure 61 présente l'évolution des volumes de sols à terrasser en fonction du seuil de coupure choisi.

Définir une stratégie de dépollution : approche basée sur la masse de polluant et la capacité de relargage d'une pollution

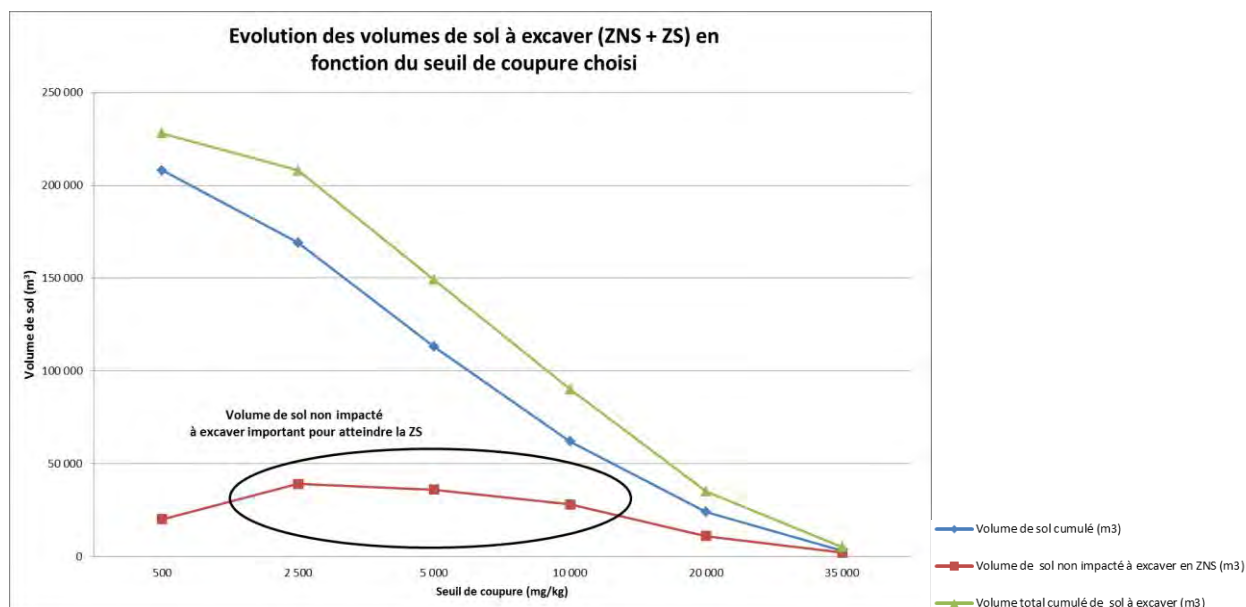


Figure 61 : Évolution des volumes de sol à excaver (ZNS + ZS) en fonction du seuil de coupure choisi (site B)

Dans le cas du Site B, l'application de recommandations de la partie 6.1.2 ne suffit pas, compte tenu : *i.* des conséquences financières liées au terrassement des terres non impactées situées en ZNS ; *ii.* de la diminution des surfaces disponibles pour traiter les terres sur site par biopile ; *iii.* du fait qu'une grande partie du produit pur a été traitée par pompage/écrémage. Dans ce cas, afin de définir un seuil de coupure dans la ZS, il faut tenir compte du relargage¹⁸, susceptible de se produire dans la nappe en fonction du seuil de coupure choisi, ce relargage étant lié à la saturation résiduelle (phase pure) et à la dissolution (phase dissoute).

b) Choix des plages de concentration

Le Site C est le dernier exemple présenté dans le corps du rapport. Il est tiré de deux rapports rédigés à la suite d'investigations réalisées en Australie (HLA Envirosiences, 2005 et GHD, 2007). Au total, 5 zones sources principales ont été mises en évidence au droit de ce site. Les polluants principaux sont des nitrates et des sulfates. La Figure 62 présente la localisation des 5 zones. L'Annexe 1 présente plus exhaustivement ce site. Dans le cadre de ce guide, seules deux zones (A et D1/D3) ont été étudiées.

¹⁸ Pour rappel, pour ce site, il n'y avait pas de problématique sanitaire compte tenu des usages envisagés.

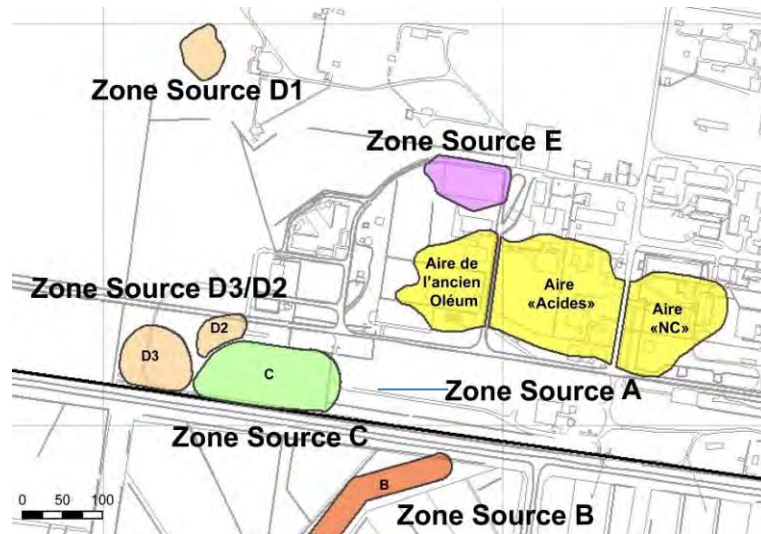


Figure 62 : Localisation des 5 zones sources (d'après GDH, 2007)

Un bilan massique réalisé sur la zone A a porté sur les nitrates. Les résultats obtenus étant semblables à ceux obtenus pour le Site B (§ 6.1.2), ils ne sont pas présentés dans ce guide. L'application des recommandations de la partie 6.1.2 permet de définir aisément un seuil de coupure théorique.

En revanche, lorsque l'on s'intéresse aux sulfates dans la zone D1/D3, le résultat est mitigé, puisque le choix du seuil de coupure théorique n'est pas évident, comme le montrent les Figures 63 et Figure 64. En effet, en choisissant un seuil de coupure à 1 000 mg/kg, on traiterai la grande majorité de la pollution (mais au prix d'un volume de sol important et donc de coûts associés importants), alors que le choix d'un seuil de coupure à 5 000 mg/kg permettrait quant à lui de traiter environ 50 % de polluant (ce qui est relativement peu) pour un peu moins de 20 % du volume de sol. Une solution pour définir un seuil de coupure théorique, aurait pu être d'augmenter le nombre de plages de concentrations. Malheureusement, le nombre limité de rapports disponibles et la quantité d'informations présentes dans ces documents publics n'étaient pas suffisants pour vérifier la pertinence cette hypothèse.

En complément d'un travail sur la masse de polluant présente dans les sols, il conviendrait dans le cas du site C d'étudier le relargage dans la nappe des sulfates et des nitrates pour confirmer le choix du seuil de coupure théorique.

Définir une stratégie de dépollution : approche basée sur la masse de polluant et la capacité de relargage d'une pollution

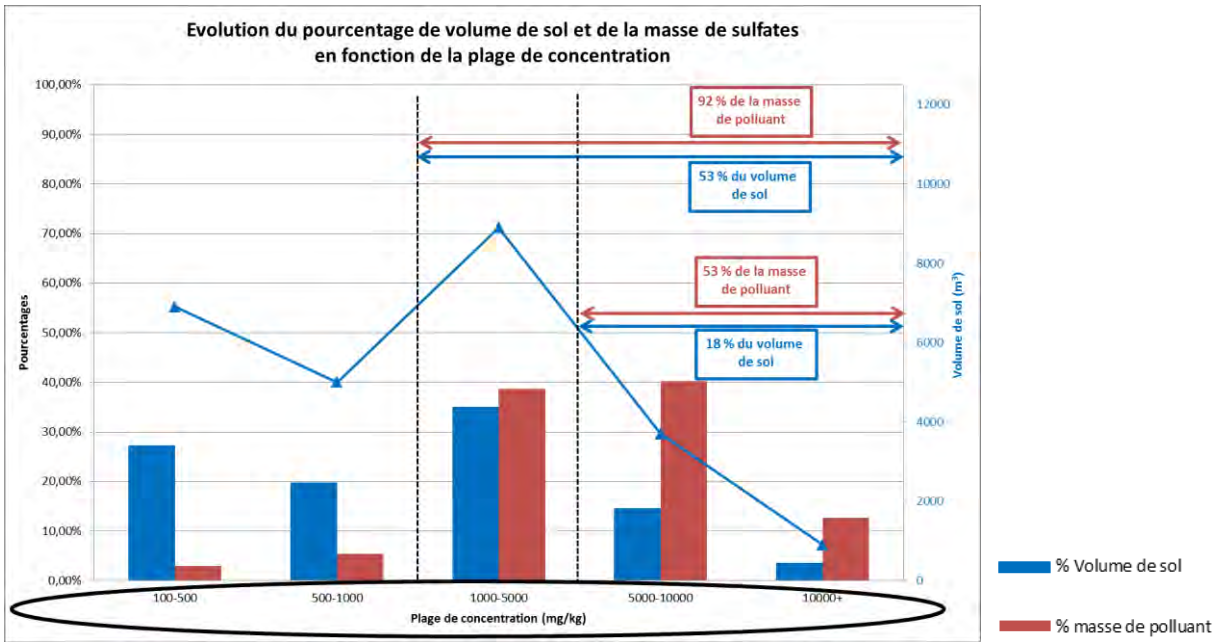


Figure 63 : Évolution des pourcentages de volume de sol et de masse de polluant en fonction de la plage de concentrations (Site C)

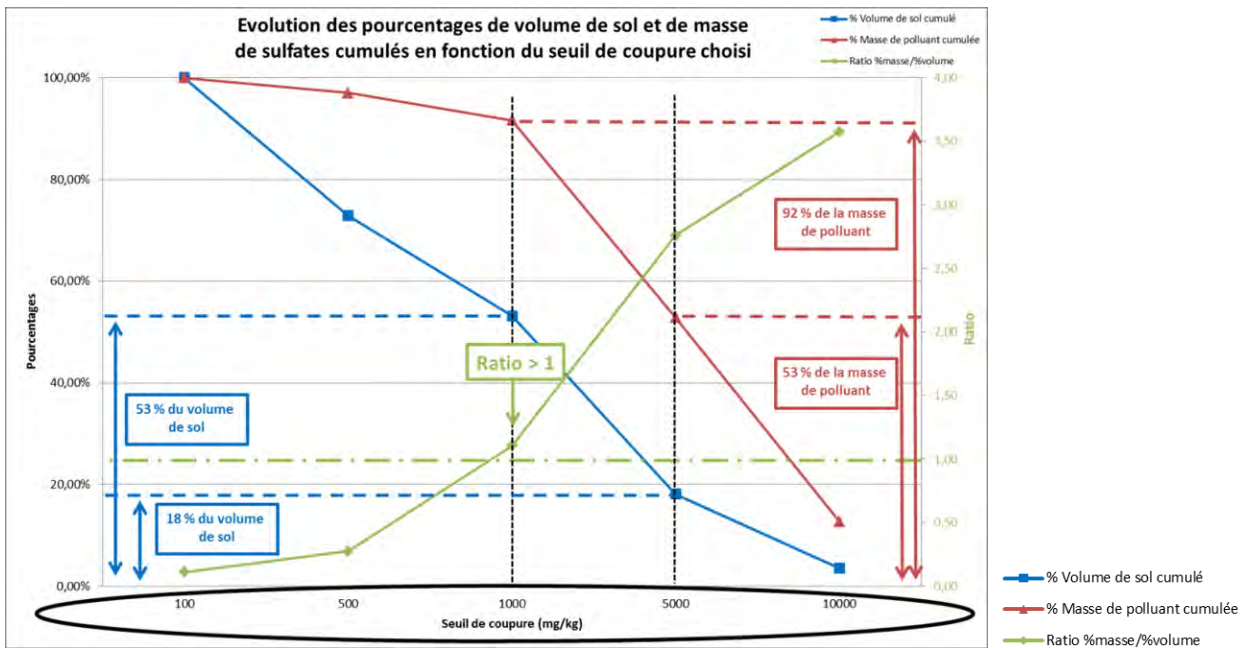


Figure 64 : Évolution des pourcentages du volume de sol et de la masse de polluant cumulés en fonction du seuil de coupure choisi (Site C)

c) Limites de l'étude de la distribution de l'ensemble des concentrations

Dans la partie 6.1.1, une méthode a été proposée pour étudier la distribution de l'ensemble des concentrations (Figure 47) afin de définir plusieurs gammes différentes au droit d'un site et fournir une première estimation du degré de contamination et de la répartition d'une pollution au droit d'un site. Cette méthode ne donne pas toujours des résultats utilisables, comme cela est présenté dans la Figure 65, à l'aide de l'exemple du site B. Alors que la Figure 47 tend à définir 3 zones distinctes, la Figure 65 ne met pas en évidence de zones aussi claires : il est possible de tracer une droite unique (à gauche) ou 3 droites « définissant » 3 zones distinctes (à droite).

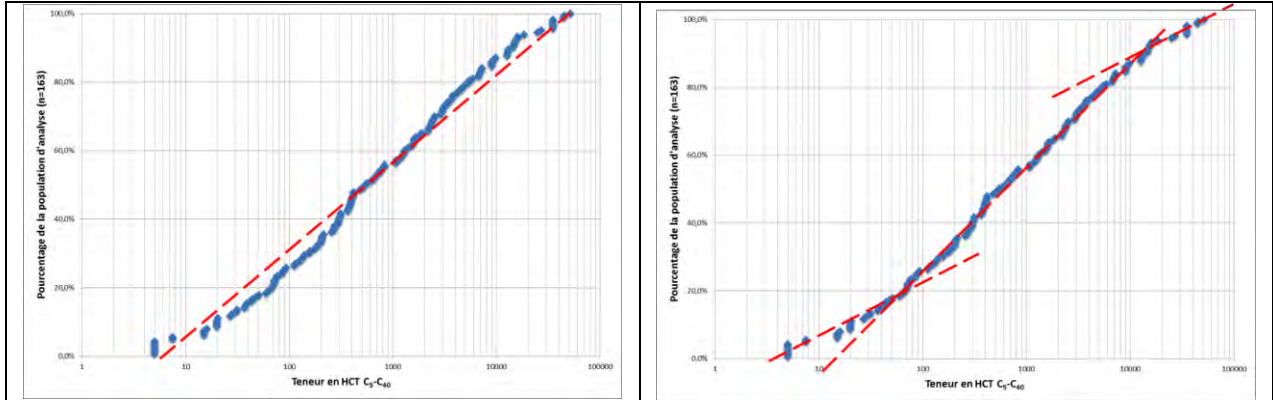


Figure 65 : Limite de la représentation par la distribution des concentrations (Site B entre 0 et 2 m de profondeur)

d) Percentiles et définition de seuils de coupure

Les percentiles sont parfois utilisés pour apprécier l'état de contamination d'un site et définir des seuils de coupure. À l'image de ce qui a été indiqué dans le paragraphe 7.1.1. pour l'étude de la distribution de l'ensemble des concentrations, l'utilisation des percentiles n'est pas suffisamment robuste pour définir un seuil de coupure théorique, puisque le raisonnement dépend fortement de la distribution des concentrations en polluant sur site, de la densité des investigations, et ne tient pas compte des volumes de sol et des masses de polluant correspondantes.

À titre illustratif, ce raisonnement a été appliqué au site B et est présenté en Figure 66. Six percentiles différents (50, 75, 85, 90, 95 et 99) ont été choisis. Les seuils de coupure associés à ces percentiles ont été obtenus à l'aide de la courbe présentant l'évolution de la distribution des concentrations sur le site B, déjà présentée en Figure 65.

Définir une stratégie de dépollution : approche basée sur la masse de polluant et la capacité de relargage d'une pollution

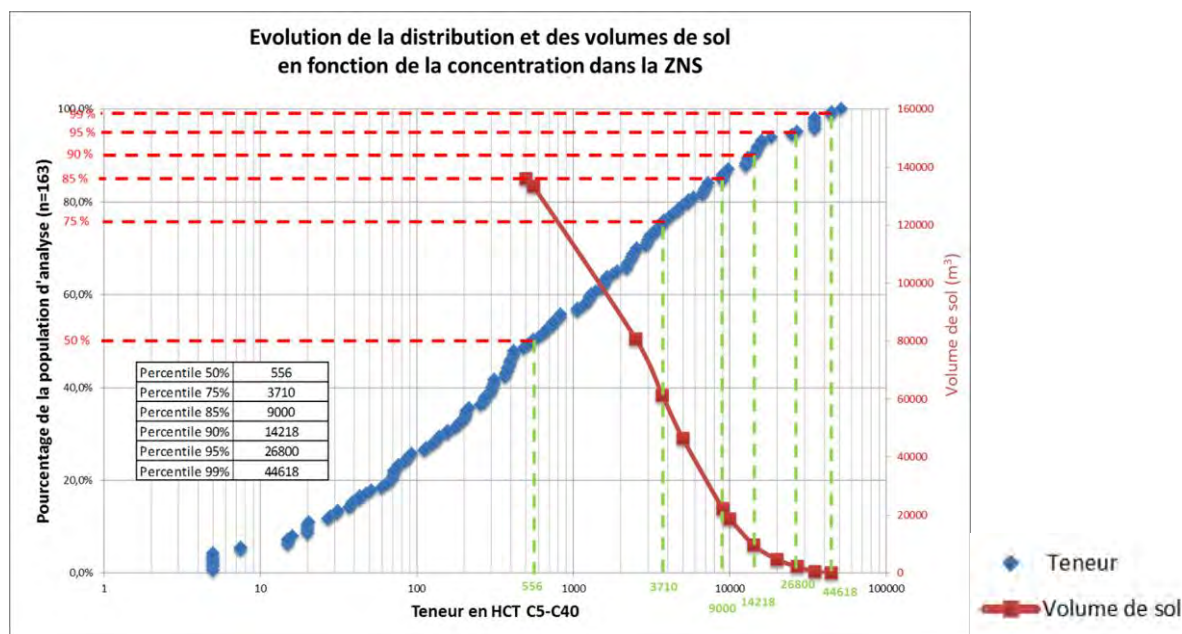


Figure 66 : Estimation des seuils de coupure¹⁹ et des volumes correspondants en utilisant la distribution des concentrations et les percentiles (Site B entre 0 et 2 m de profondeur)

En l'absence d'une courbe présentant des inflexions nettes, il est impossible de choisir un seuil de coupure pertinent en se basant uniquement sur une valeur de percentile. En réalisant différents bilans massiques (cf. Tableau 10 et Figure 67), aucun des 6 percentiles n'est réellement optimal. En effet, par rapport au seuil de coupure théorique défini dans le paragraphe 6.1.2 (5 000 mg/kg), le choix d'un seuil de coupure à 9 000 mg/kg (Percentile 85) aurait laissé en place un pourcentage significatif de la masse de polluant (22,6 %), représentant seulement 12,4 % du volume de sol. À l'inverse, le choix d'un seuil de coupure à 3 710 mg/kg (Percentile 75) n'aurait pas été pertinent puisque le volume de sol et le pourcentage de masse qu'il représente sont similaires (masse de polluant : 7,5 % contre 7,5 % de volume de sol).

Percentile	Seuil de coupure	Volume de sol par plage (m³)	%volume par plage	Volume de sol cumulé (m³)	% volume cumulé	Masse de sol (t) par plage	Masse de polluant par plage (t)	%masse par plage	Masse depolluant cumulée (t)	%masse cumulée
-	0	100000	50,8%	238300	100%	150000	38	3,3%	1136	100%
	500	2600	1,3%	138300	58%	3900	2	0,2%	1098	97%
Percentile 50	556	54900	27,9%	135700	57%	82350	126	11,1%	1096	97%
	2500	19600	9,9%	80800	34%	29400	91	8,0%	971	85%
Percentile 75	3710	14700	7,5%	61200	26%	22050	85	7,5%	879	77%
	5000	24400	12,4%	46500	20%	36600	256	22,6%	794	70%
Percentile 85	9000	3400	1,7%	22100	9%	5100	48	4,3%	538	47%
	10000	9040	4,6%	18700	8%	13560	164	14,5%	490	43%
Percentile 90	14218	4960	2,5%	9660	4%	7440	127	11,2%	325	29%
	20000	2400	1,2%	4700	2%	3600	84	7,4%	198	17%
Percentile 95	26800	1800	0,9%	2300	1%	2700	83	7,3%	114	10%
	35000	450	0,2%	500	0,21%	675	27	2,4%	30	3%
Percentile 99	44618	50	0,0%	50	0,02%	75	4	0,3%	4	0,31%

Tableau 10 : Bilans massiques réalisés dans le cas du site B en utilisant les différents percentiles

¹⁹ Les concentrations correspondantes indiquées sont les valeurs définies analytiquement à l'aide d'une solution de traitement informatique des données. Si ces seuils devaient réellement être utilisés dans le cadre d'une dépollution, des valeurs « arrondies » seraient utilisées.

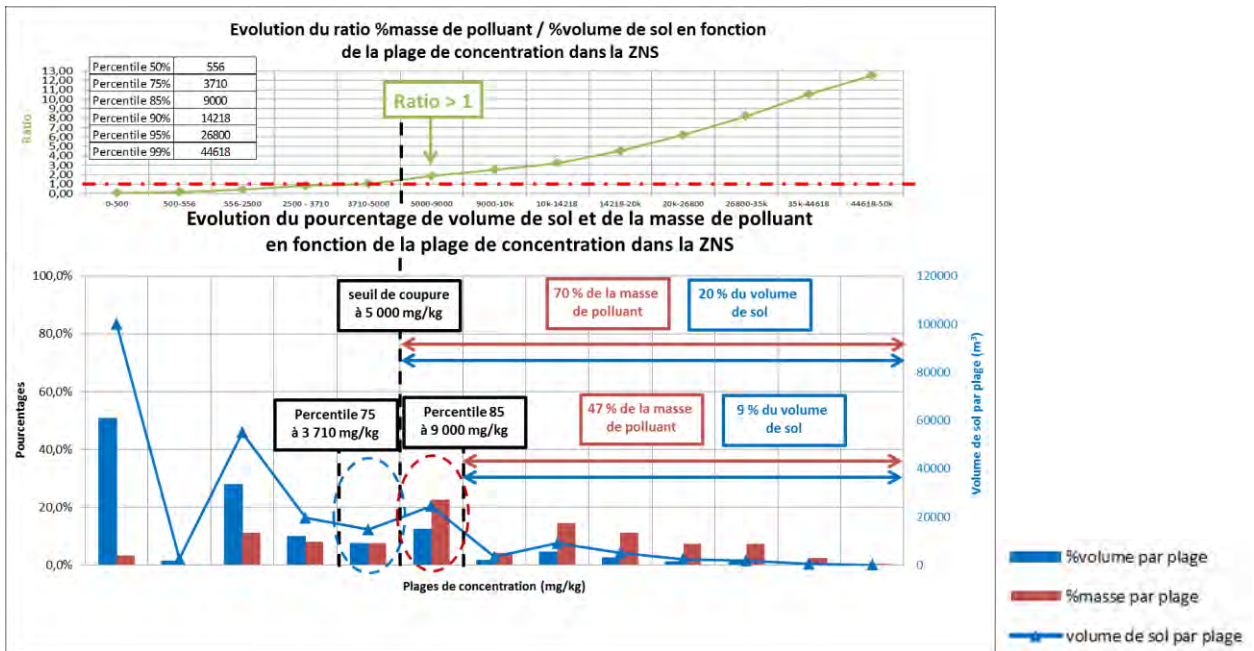


Figure 67 : Évolution du pourcentage du volume de sol et de la masse de polluant dans le cas du site B en utilisant les différents percentiles

À titre illustratif, l'influence du choix du percentile comme seuil de coupure est présentée en Annexe 10 (pour l'horizon entre 1 et 2 m de profondeur), et comparée à ce que le krigeage a mis en évidence en utilisant les plages de concentrations définies dans la partie 6.1.2.

Remarque :

En comparant les masses cumulées du Tableau 6 et du Tableau 10, on peut constater qu'elles ne sont pas tout à fait identiques (les ordres de grandeurs restent néanmoins les mêmes). Cela s'explique par le fait que dans le Tableau 6, le volume de sol inclus dans une plage de concentrations a été multiplié dans son intégralité par la densité du sol et la concentration médiane de cette plage de concentrations. Dans le Tableau 10, chaque plage de concentrations a été divisée en deux par les différents percentiles retenus. Le volume de chaque « sous-plage de concentrations » a ensuite été multiplié par la densité du sol et la concentration médiane de cette « sous-plage de concentrations ». Certaines masses du Tableau 10 sont donc légèrement plus faibles que celles du Tableau 6.

7. Définir les volumes à dépolluer : Travailler sur les potentiels et les flux de relargage

Les bilans massiques sur les sols, présentés dans la Partie 6 du présent guide, doivent être mis en relation avec les milieux « gaz des sols » et « eaux souterraines », notamment dans le cas de polluants mobilisables.

Ainsi, à l'instar de ce qui est fait pour les sols, des courbes d'isoconcentrations doivent être dessinées afin de servir de base à la localisation et à la quantification de masse de polluant dans ces milieux. Notons, qu'à l'inverse des bilans massiques dans le milieu sol, ceux réalisés dans les milieux « gaz de sol » et « eaux souterraines » doivent, bien entendu, tenir compte de la porosité du sol.

Ces courbes d'isoconcentrations permettront de localiser les zones de concentrations les plus élevées dans ces milieux à un instant t . Pour autant, cette image figée dans le temps est généralement insuffisante. Aussi, il faudra intégrer la mobilité des polluants afin d'appréhender les deux aspects suivants :

- La durée de relargage de la source ;
- Les concentrations engendrées par ce relargage.

Dans ce guide, seul le milieu « eau souterraine » sera étudié. Il conviendra pour ce milieu de déterminer :

- Les *potentiels de relargage* des sources de pollutions (« Pareto-relargage»), à l'aide d'essais de lixiviation, de percolation, de lysimètres ;
- Les flux massiques de relargage à l'aide d'un ou plusieurs transects de piézomètres (« Pareto-eau »).

En introduction à cette partie, rappelons que, lorsque des données historiques ou des piézomètres existent au droit d'un site pollué et sont localisés de façon pertinente pour caractériser une zone susceptible de relarguer, ils peuvent d'ores et déjà être utilisés pour caractériser ce relargage. S'ils n'étaient pas suffisants à eux seuls, les paragraphes qui suivent permettront d'améliorer la connaissance et la compréhension de ce relargage.

Remarque :

En préambule à cette partie, il convient de rappeler que l'approche basée sur la réalisation de bilans des potentiels de relargage, n'est pas applicable ou pertinente dans tous les cas de figures. C'est par exemple le cas des zones présentant un potentiel de relargage intrinsèque significatif, mais ne pouvant s'exprimer en raison de la configuration du site (par exemple, la présence d'une dalle en béton empêchant la percolation des eaux météoriques à travers cette zone impactée). Néanmoins, l'attention du lecteur est attirée sur son intérêt dans le cadre de l'optimisation des techniques de dépollution retenues et des coûts associés, notamment dans le cas où la configuration du site serait amenée à changer (suppression de la dalle béton en référence à l'exemple cité). En conséquence, il est recommandé d'évaluer la pertinence de ces bilans de potentiels de relargage et de flux de relargage au cas par cas, et de la justifier dans le cadre du Plan de Gestion.

7.1. INTÉRÊT DE CONNAÎTRE LES POTENTIELS ET LES FLUX DE RELARGAGE

L'estimation des flux et des débits massiques relargués permet généralement une meilleure compréhension du site tout au long du processus de remédiation, comme illustré en Figure 68. Cette estimation répond en effet à un certain nombre de questions :

- Le panache de pollution est-il stable, en phase d'expansion, ou en régression ?
- Comment une proposition de traitement pourra-t-elle affecter la distribution future du panache, le transport et/ou le devenir des polluants ?
- Quels seront les risques et l'exposition en différents points du site à l'avenir ?
- A quel point la suppression de la source (dont l'intérêt a été rappelé en partie 3) sera efficace ? L'utilisation d'autres technologies alternatives, comme la bioremédiation *in situ*, en complément de la suppression de la source sera-t-elle nécessaire ou pertinente ? Sera-t-il possible de laisser l'atténuation naturelle faire son œuvre à l'issue du retrait de la source pour finaliser le traitement du site ?

Par ailleurs, la comparaison de deux débits massiques de relargage estimés en deux plans de contrôle positionnés dans un panache (appelés transects, cf. la partie 7.3.1) peut permettre d'estimer le taux d'atténuation massique dans la portion du panache entre les transects. En comparant le débit massique de relargage d'une source donnée au taux d'atténuation naturelle du panache, on peut déterminer si une source résiduelle est encore présente (notamment si le taux d'atténuation est comparable au débit massique de relargage de la source et que le panache s'accroît toujours).

Remarque :

L'estimation du taux d'atténuation massique entre deux transects doit cependant prendre en compte le temps de trajet du polluant entre ces deux transects. Par exemple, si le débit massique de relargage change au niveau du transect amont en réponse au traitement de la zone source, alors le calcul du taux d'atténuation devra tenir compte du temps nécessaire à ce que l'effet atteigne le transect aval. Autrement, le taux massique d'atténuation estimé sera anormalement faible, voire négatif.

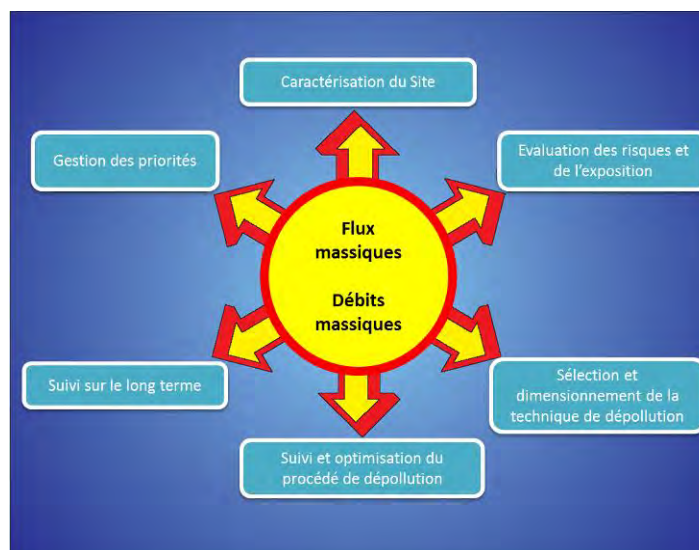


Figure 68 : Utilisation des flux massiques et des débits massiques en SSP (d'après ITRC, 2010)

Enfin, la connaissance des concentrations seules ne permet pas, dans la majorité des cas, de donner un aperçu complet des processus qui régissent le panache de pollution. La vitesse d'écoulement de la masse d'eau (qui peut varier au sein même d'un site tant latéralement que verticalement) est en effet une composante essentielle du comportement du panache de pollution.

De même, les seules données de concentration ne fournissent pas d'informations suffisantes pour calculer les impacts en aval. Par exemple, deux panaches caractérisés par les mêmes concentrations en polluant peuvent affecter de manières différentes les récepteurs situés en aval dans des contextes (hydro) géologiques différents, puisqu'un panache se déplaçant plus rapidement que l'autre (débit volumique - et donc massique - plus élevé) dans un milieu plus perméable va libérer plus de polluant au cours d'une période de temps donnée qu'un autre panache présentant un débit plus faible. De même, deux panaches présentant des concentrations identiques à un instant t mais des débits très différents peuvent s'atténuer naturellement de manières très différentes. Ainsi, un panache présent dans une nappe à fort débit pourra s'atténuer rapidement (dissolution importante et plus rapide), tandis que l'autre pourra continuer de relarguer pendant de nombreuses années, avec des potentialités d'exposition radicalement différentes pour les récepteurs (ITRC, 2010).

7.2. ESTIMATION DU POTENTIEL DE RELARGAGE DES SOLS : LE « PARETO-RELARGAGE »

7.2.1. Estimation du potentiel de relargage des sols par essais de lixiviation / percolation

a) Principe du « Pareto-Relargage »

Les polluants présents dans la zone non saturée peuvent avoir un impact sur les eaux souterraines. Ils seront ainsi plus ou moins mobilisables selon le type de polluant concerné, la nature des sols, les mécanismes de transfert et les conditions physico-chimiques. Ainsi, les potentiels d'émission vers les eaux souterraines sont différents d'un site à l'autre, voire au sein d'un même site pour un même polluant. Les concentrations les plus élevées en polluant lixiviable ne seront donc pas nécessairement liées aux concentrations totales les plus importantes, car la nature et les propriétés des sols influencent de manière importante les mécanismes qui contrôlent la mobilité des polluants. Les zones « sources relargage » peuvent donc n'être qu'une partie des « sources sol ».

L'approche définie dans cette partie consiste à évaluer le potentiel de relargage de constituants organiques et inorganiques du sol vers les eaux souterraines, sur la base de l'analyse des concentrations des polluants mobilisables dans les eaux (analyses de la fraction « mobile » des sols par lixiviation ou par percolation). Les concentrations des composés relargables (ou lixiviables) obtenues permettront ensuite la réalisation d'un bilan massique et son interprétation selon le principe de « Pareto », afin de déterminer les zones avec les plus forts potentiels de relargage.

Afin d'estimer la capacité de relargage des sols, plusieurs approches existent :

- Les essais de **lixiviation** par bûchée : les sols sont lixiviés dans des conditions hydrauliques statiques (agitation pendant 24h sans renouvellement de l'eau qui est mise en contact instantanément avec le matériau contaminé). Il s'agit dans ce cas d'étudier la capacité maximale de relargage d'un sol.

Définir une stratégie de dépollution : approche basée sur la masse de polluant et la capacité de relargage d'une pollution

- Les essais de **percolation** en colonne saturée : les sols sont placés dans une colonne et sont lixiviés dans des conditions hydrauliques dynamiques (percolation ascendante). Il s'agit dans ce cas d'étudier le relargage d'un sol au cours du temps.

De plus amples détails concernant ces deux essais peuvent être obtenus dans les normes NF EN 12457-1 à 4 développées pour permettre une gestion adaptée des déchets ou dans les spécifications techniques ISO/TS 21268-1, 2 ou 3, développées spécifiquement pour les sols et les matériaux du sol.

- Les lysimètres sont couramment utilisés dans le domaine de l'agronomie pour évaluer l'évapotranspiration des sols, mais restent peu rencontrés dans le domaine des sites et sols pollués. Ce type d'ouvrage, implanté en extérieur, se présente sous la forme d'une cuve étanche, le plus souvent enterrée, d'une profondeur généralement comprise entre 1 et 2 m, ouverte en surface et remplie par le sol à tester. Le lysimètre est pourvu à sa base d'un dispositif recueillant l'eau de drainage (cf. Figure 69).

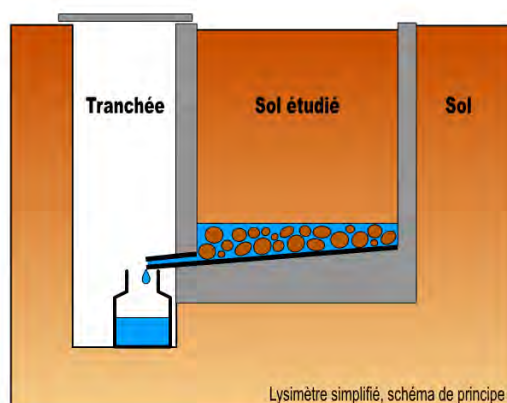


Figure 69 : Schéma de principe d'un lysimètre simplifié (<http://www.encycleau.org>)

Ces eaux de drainage seront composées de l'infiltration des eaux météoriques qui auront transité dans les sols du lysimètre et se seront enrichies en composés lixiviables présents dans les sols au cours d'une période donnée. Les eaux de drainage pourront être collectées et analysées en laboratoire, afin d'évaluer le potentiel de relargage des sols. Cette méthode, non normée, permet d'obtenir des informations sur la lixiviation dans des conditions naturelles, avec un volume important de sols. Elle demande cependant des moyens importants (la création du lysimètre avec la cuve, l'excavation des sols, la réalisation de tranchées,...), et nécessite une durée d'exposition aux intempéries suffisamment longue pour permettre une bonne lixiviation et obtenir des eaux de drainage de qualité chimique représentative de différentes conditions climatiques (périodes pluvieuses, suites d'un orage,...). Grathwohl et Susset (2009) ont démontré la bonne corrélation des lysimètres avec les tests de percolation en colonne, afin d'évaluer le relargage en métaux et en composés inorganiques.

Il convient de noter que ces trois tests sont peu adaptés aux composés volatils, en raison des nombreuses pertes par volatilisation lors de leur préparation ou leur réalisation.

Remarque :

Dans le cas des éléments traces métalliques (ETM), les mécanismes qui contrôlent leur mobilité sont variables dans le temps et dans l'espace. Ils sont fortement liés aux conditions physico-

chimiques du milieu et donc à ses changements. Selon les conditions, le transfert des polluants vers les couches plus profondes et les nappes souterraines peut être facilité ou inhibé. De même, une éventuelle immobilisation des polluants dans les couches superficielles peut être réversible. Si ces mécanismes sont mal compris, le potentiel de relargage d'un site peut être mésestimé (Bataillard et al., 2012). Rappelons également que des modifications des conditions du milieu (entre ce qui existe sur site et celles mises en œuvre pendant la réalisation de ces tests) peut biaiser les résultats. En effet, dans le cas des métaux/métalloïdes, une précipitation ou une dissolution peut se produire, notamment en cas de changement de pH et d'Eh.

Pour les composés volatiles, on privilégiera les méthodes in-situ (proposées en partie 7.3), ou alors des essais laboratoire adaptés.

b) Choix de la méthode d'évaluation du potentiel de relargage

La méthode par lysimètre, bien que représentative des flux de relargage d'un volume de sols donné (principalement superficiel), n'est pas adaptée à la réalisation d'un bilan des potentiels de relargage des sols en profondeur, en raison de difficultés importantes de mise en œuvre.

Les essais de **percolation en colonne** constituent un mode de contact qui est en général plus représentatif des conditions naturelles régnant dans l'environnement que les essais de lixiviation. En effet, les tests de percolation en colonne présentent l'avantage de mieux prendre en compte les aspects cinétiques et l'hétérogénéité de structure des matériaux analysés, lorsqu'ils n'ont pas été remaniés. Cependant, même si les tests de percolation en colonne paraissent plus réalistes que les expérimentations de lixiviation, ils sont réalisés en conditions saturées, alors que sur un site industriel, la pollution entre dans le sol par la zone non saturée, soumise aux conditions climatiques d'une part (cycles d'infiltration d'eau de pluie et de séchage) et à d'éventuelles remontées de nappe d'autre part. Le régime hydrodynamique est donc très différent de celui imposé lors de ces tests. De plus, au vu de la méthode de remplissage de la colonne détaillée dans la norme, ces expériences ne permettent pas de reconstituer le sol tel qu'il est sur le site en termes de compaction, ce qui peut avoir des effets sur le temps de séjour de la solution dans la colonne et donc dans certains cas sur le relargage des polluants. Enfin, la méthode de percolation en colonne est plus longue, plus coûteuse et plus complexe à mettre en œuvre que les essais de lixiviation.

Les essais de **lixiviation** réalisés sur des échantillons de sols sont simples à mettre en œuvre, répétables, reproductibles et robustes. Bien que ces essais soient réalisés dans des conditions très éloignées de celles que subit le matériau dans la nature, ils restent un moyen facile d'obtenir une eau à l'équilibre avec l'échantillon solide. Cette méthode reste valable uniquement dans des conditions déterminées, à savoir à un pH, une force ionique et un potentiel redox donnés. Ainsi, les résultats obtenus pour des conditions données ne seront pas nécessairement valables pour d'autres conditions physico-chimiques ou si les paramètres physico-chimiques du milieu évoluent. Dans ces tests, le pH est imposé par le sol lui-même. Le potentiel redox peut ne pas être le même que sur le terrain, ce qui peut modifier le comportement de certains métaux ou métalloïdes très sensibles au changement de conditions redox comme l'Arsenic par exemple. Enfin, il a été montré que les tests de lixiviation par bâchée (Grathwohl et Susset, 2009) ont tendance à surestimer les concentrations lixiviables pour des métaux et des composés inorganiques par rapport aux tests de percolation en colonne.

Au vu de ces éléments et des objectifs de dimensionnement des zones sources de relargage, il ne semble pas nécessaire, dans la majorité des cas, de mettre en œuvre, en premier lieu, une expérience complexe en colonne pour déterminer les potentiels de relargage. Les essais par lixiviation apportent des résultats suffisamment satisfaisants au vu des objectifs. **Ainsi, dans le cadre de bilans des potentiels de relargage, les analyses de sols par lixiviation selon les**

Définir une stratégie de dépollution : approche basée sur la masse de polluant et la capacité de relargage d'une pollution

spécifications techniques ISO/TS 21268-1 ou 2 sont recommandées en première approche.

7.2.2. Interprétation des résultats : définir les zones dont le potentiel de relargage est le plus important

À l'aide des résultats d'analyses obtenus suite à l'utilisation d'un ou plusieurs des essais présentés précédemment, le principe est ensuite semblable à ce qui a été présenté dans la partie 6.1.1. Il s'agit principalement :

- De tracer les courbes d'isoconcentrations,
- De calculer la surface entre chaque couple de courbes d'isoconcentrations,
- D'en déduire le volume de sol associé à chacune des zones définies,
- De multiplier ce volume par la concentration médiane (ou moyenne) entre deux courbes d'isoconcentrations et par la densité du sol, afin d'obtenir la masse de polluant relargable dans ce volume,
- D'étudier la distribution de la masse de polluant relargable sur le site afin de déterminer les zones participant le plus au relargage,
- De relier le relargage estimé avec les concentrations mises en évidence dans les piézomètres.

Cette méthodologie est illustrée dans la partie 7.4.1.

7.3. ESTIMATION DES FLUX MASSIQUES DE RELARGAGE : LE « PARETO-EAU »

7.3.1. Par la méthode des transects

a) Principe

Les flux massiques correspondent à l'émission d'une masse de produit passant à travers une section déterminée sur une période de temps. Ces flux peuvent être évalués d'une manière totale (flux massique lié à un panache de pollution) ou d'une manière partielle (flux massique traversant une section définie : « transect »).

La détermination des flux massiques, bien qu'actuellement peu utilisée dans le domaine des sites et sols pollués, notamment en France, permet de mieux caractériser un panache de pollution, qu'il s'agisse de sa géométrie ou de son état (expansion, stabilisation ou régression). Le SERDP (Strategic Environmental Research and Development Program) et le ESTCP (Environmental Security Technology Certification Program), qui constituent les deux programmes de recherches en Environnement du Département de Défense des Etats-Unis, indiquent néanmoins que les études des flux massiques tendent à être de plus en plus utilisées, notamment aux USA mais également en Europe (5 études de ce type en 1995, 15 en 2000, 40 en 2005).

La Figure 70 illustre le principe de détermination des flux massiques par la méthode du transect.

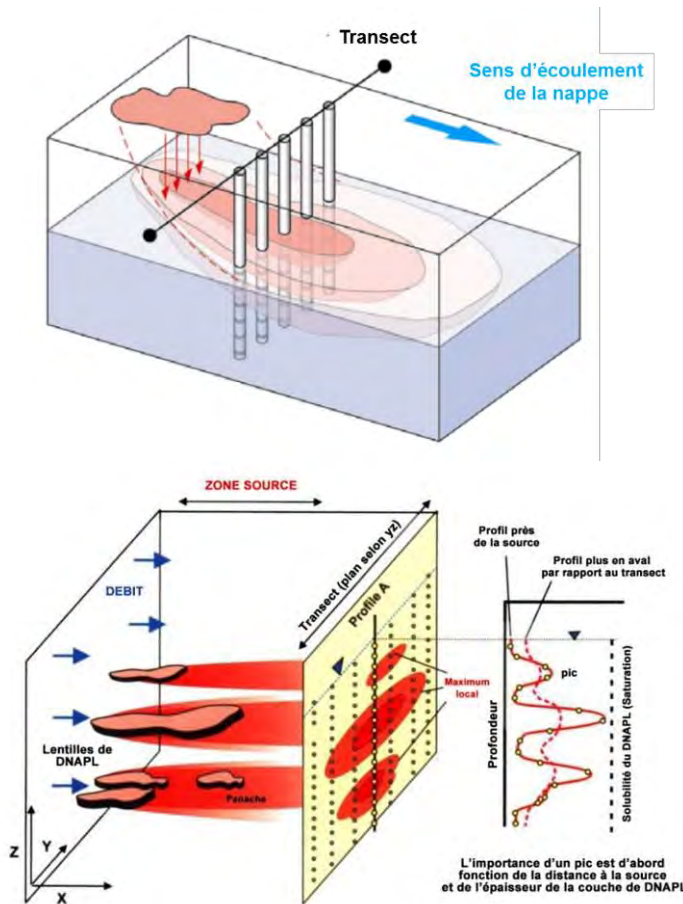


Figure 70 : Illustrations de la méthode d'évaluation des flux massiques par la méthode du transect (d'après SERDP, ESTCP)

L'approche développée dans cette partie consiste à appliquer le principe de Pareto aux flux massiques, et ainsi à déterminer les zones et les horizons géologiques contribuant le plus au flux massique total. Cette approche permet d'adapter les mesures de gestion proposées afin de réduire au maximum le relargage de polluants à un coût économiquement acceptable. En complément de la caractérisation de la (ou des) zone(s) participant le plus à la contamination de la nappe, cette approche permet également de suivre l'évolution du traitement d'un panache après mise en place de la technique de dépollution retenue (que celle-ci soit mise en œuvre sur le sol, sur les eaux ou sur les 2).

• Définitions

Flux massique : masse de produit chimique passant à travers une section déterminée pendant une période de temps. Les flux massiques peuvent être exprimés par exemple en $g/m^2/j$. La Figure 71 schématise cette notion.

$$F_m = q \cdot C = -K \cdot i \cdot C$$

où :

- F_m : Flux massique ($g/m^2/j$)
- q = flux des eaux souterraines ($m/j = m^3/(m^2 \cdot j)$)
- K = conductivité hydraulique (m/j)
- i = gradient hydraulique (m/m)
- C = concentration en polluant (g/m^3)

Définir une stratégie de dépollution : approche basée sur la masse de polluant et la capacité de relargage d'une pollution

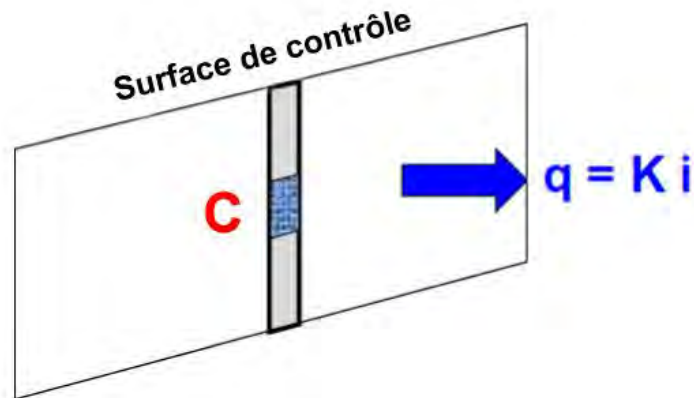


Figure 71 : Schématisation du flux massique (d'après SERDP, ESTCP)

Débit massique : masse de produit émise par une source pendant une période de temps. Les débits massiques peuvent s'exprimer en g/j. La Figure 72 schématise cette notion.

$$Q_m = \sum_{i=1}^n Q_{mi} = \sum_{i=1}^n A_i \cdot F_{mi}$$

où :

- Q_m = Débit massique total (g/j)
- Q_{mi} = Débit massique associée à la surface i (g/j)
- F_{mi} = Flux massique à travers la surface i (g/m²/j)
- A_i = Aire de la surface i (m²)

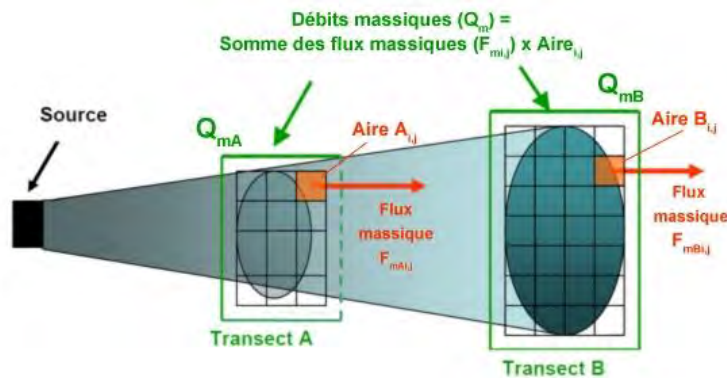


Figure 72 : Débits massiques et flux massiques (d'après ITRC, 2010)

Lorsque le flux massique varie spatialement et temporellement le long du transect (cf. Figure 73), le débit massique de relargage au niveau d'un transect ne peut varier qu'en fonction du temps, étant donné qu'il n'y a qu'une seule valeur de débit massique pour un transect.

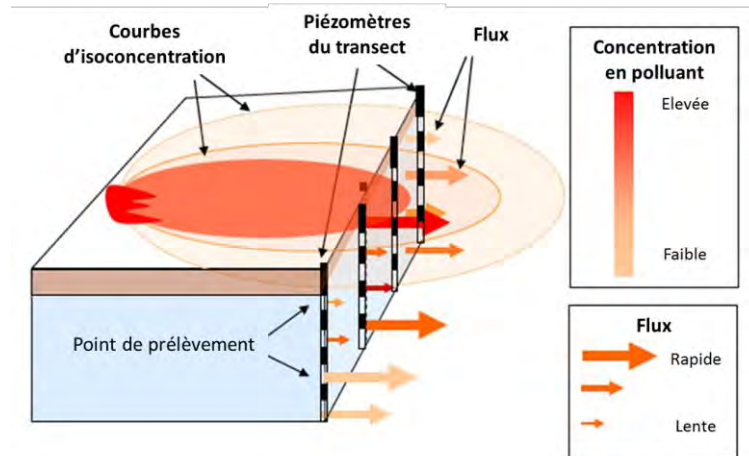


Figure 73 : Illustration de la variation spatiale des flux massiques (d'après ITRC, 2010)

• Facteurs d'influence des flux massiques

De nombreux facteurs influencent les flux massiques de polluant dans les nappes d'eaux souterraines. Les facteurs ayant le plus d'impact sont :

- Le type de nappe : aquifère alluvial, fracturé, karstique, nappe libre / captive...
- Le type de recharge de l'aquifère : pluie, rivière,...
- Le gradient hydraulique de la nappe,
- Les variations des sens d'écoulement,
- Les variations du niveau du toit de la nappe,
- La conductivité hydraulique et la perméabilité des sols (cf. Figure 74),

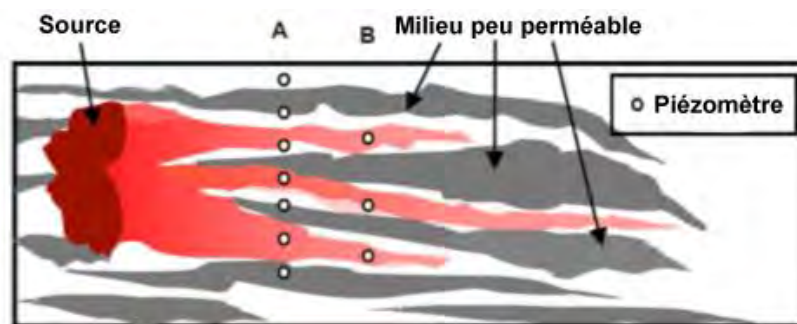


Figure 74 : Illustration de l'influence d'une perméabilité hétérogène sur la géométrie d'un panache de pollution (ITRC, 2010)

- L'hétérogénéité du milieu (cf. Figure 75).

Plus l'hétérogénéité est importante, plus un effort important au niveau de l'échantillonnage doit être fourni pour obtenir des données utilisables.

Définir une stratégie de dépollution : approche basée sur la masse de polluant et la capacité de relargage d'une pollution

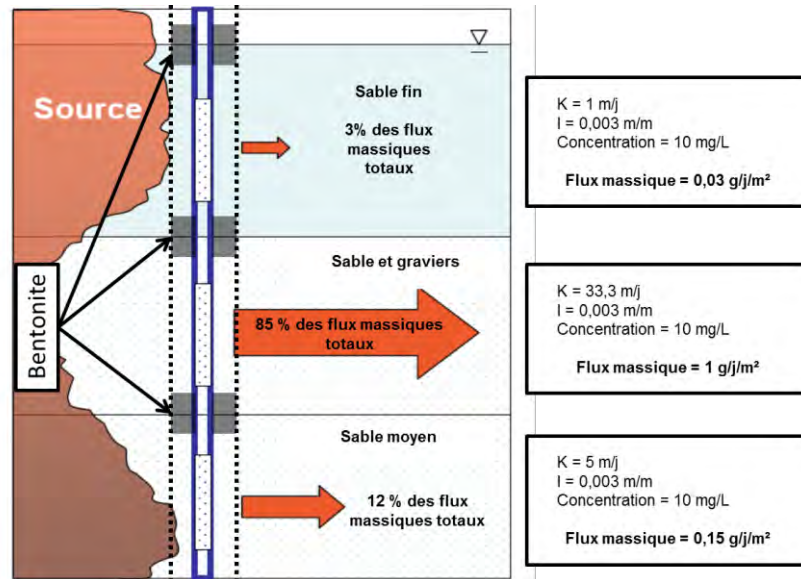


Figure 75 : Illustration de l'influence de l'hétérogénéité des sols sur la variation des flux massiques (d'après ITRC, 2010)

- Les phénomènes liés à la dégradation des polluants (sorption / désorption, précipitation / dissolution, biodégradation, oxydation,...) ;
- L'état du panache de pollution (expansion, stabilisation ou régression), comme illustré en Figure 76.

Lorsqu'un panache de pollution est en phase d'expansion, les zones de plus forte conductivité hydraulique sont celles participant le plus à la propagation du panache et donc aux flux massiques.

Par contre, en phase de régression du panache de pollution, les polluants ont été évacués rapidement des zones de plus fortes conductivités hydrauliques qui sont plus fortement renouvelées par une eau souterraine non impactée. Ce sont alors les zones de plus faibles conductivités hydrauliques qui constituent le flux massique principal par back-diffusion (cas des lentilles argileuses et tourbeuses dans les nappes alluviales par exemple).

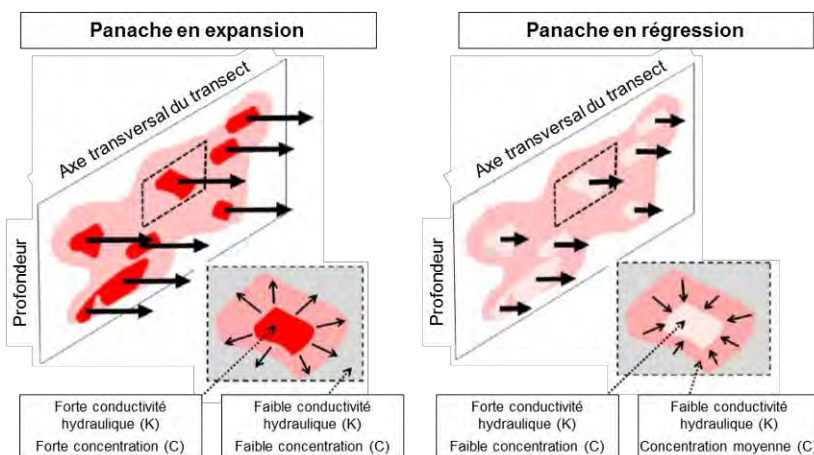


Figure 76 : Évolution des flux massiques entre les phases d'expansion et de régression d'un panache de polluant (d'après ITRC, 2010)

À mesure que la zone source est traitée, les flux massiques principaux peuvent évoluer. Ainsi, si on reprend le cas présenté en Figure 75, lorsque la zone source n'est plus présente qu'à l'état résiduel, les flux résiduels pourraient être comparables à ceux présentés en Figure 77.

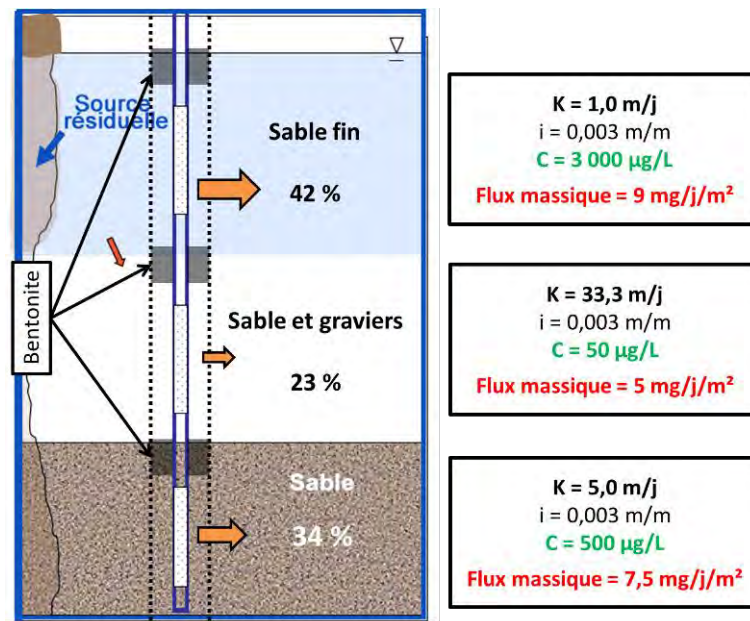


Figure 77 : Influence de la concentration de la zone source sur la variation des flux massiques (d'après SERDP et ESTCP)

• Protocole de réalisation

Les étapes suivantes sont nécessaires à la réalisation d'un bilan des flux massiques :

1. Caractérisation et détermination de l'extension verticale et horizontale (longitudinalement et latéralement) du panache dans les eaux souterraines ;
2. Caractérisation des eaux souterraines (gradients, sens d'écoulement et conductivité hydraulique) ;
3. Mise en place d'un ou plusieurs transects permettant de capter l'ensemble du panache de pollution²⁰ ;
4. Détermination de la résolution de la maille d'échantillonnage des eaux souterraines ;
5. Choix de la méthode de prélèvement (actif / passif) et réalisation des prélèvements ;
6. Interprétation des données et interpolations des flux massiques sur l'ensemble du panache ;
7. Application du principe de Pareto afin de déterminer et localiser les horizons les plus contributeurs à la propagation du panache de pollution.

²⁰ Dans le cas d'une nappe présentant plusieurs sens d'écoulement (cas d'un dôme piézométrique ou fluctuations de la nappe avec la marée, par exemple), il conviendra de réaliser autant de transects que nécessaire pour suivre ces évolutions de manière efficace et pertinente.

b) La méthode des transects : quelques recommandations

L'application du bilan des flux massiques par la méthode des transects ne peut être envisagée que lorsque les données disponibles sont suffisantes. Il est en effet nécessaire de connaître :

- La nature de la pollution :
 - Polluants ou familles de polluants concernés (avec prise en compte des métabolites, lorsque cela est pertinent),
 - Comportement de ces polluants (volatilité, solubilité, densité,...),
 - Gammes de concentrations et présence ou non de produit pur (LNAPL / DNAPL).
- L'emprise verticale et horizontale du panache de pollution dans les eaux souterraines, déterminée au cours des précédentes phases d'investigation.
- Les caractéristiques des eaux souterraines, avec *a minima* :
 - Le type de nappe : aquifère alluvial, fracturé, karstique, nappe libre / captive...
 - Le type de recharge de l'aquifère : pluie, rivière,...
 - Le gradient hydraulique de la nappe et son (ses) sens d'écoulement,
 - Les variations du toit de la nappe.

Afin d'implanter le(s) transect(s) de façon adaptée, il est nécessaire de prendre en compte l'ensemble des points cités précédemment. Il est également recommandé de baser le(s) transect(s) sur l'isocontour du panache de pollution tel qu'il a été déterminé lors des précédentes investigations.

• **Dimensionnement horizontal et vertical du transect**

Les critères suivants doivent être respectés lors de l'implantation des forages qui constitueront le transect :

- **Recouper l'intégralité du panache de pollution :**

Les points en limites du transect doivent présenter une eau de qualité équivalente à celle située en dehors de la zone de pollution (validation de l'extension horizontale). Cette référence de l'environnement local témoin est généralement déterminée à partir de prélèvements réalisés en amont hydraulique de la source de pollution.

La profondeur des forages (ie. le bas de la partie crépinée) devra permettre d'obtenir une eau de qualité équivalente à celle située en dehors du panache, afin de valider que l'ensemble du panache est bien capté par le forage (validation de l'extension verticale).

D'une manière générale, il est recommandé d'implanter un transect perpendiculairement au sens d'écoulement des eaux souterraines. Si le sens d'écoulement n'est pas rectiligne, un transect curviligne pourra être adapté. Dans le cas où plusieurs sens d'écoulement existent, les transects devront être adaptés dans la mesure du possible afin de suivre ces deux recommandations.

- **Nombre et espacement des forages** : Il n'existe pas de maillage type applicable à n'importe quel site. Le nombre et l'espacement des forages dépendent des paramètres propres à chaque site.

- **Echantillonnage des eaux souterraines**

L'échantillonnage des eaux souterraines devra être réalisé selon les normes en vigueur.

La méthode des transects étant basée sur leur découpage en zones de contrôle et la caractérisation des concentrations en polluants et des flux massiques dans chacune des zones de contrôle, une attention particulière devra être portée sur la représentativité des échantillons prélevés (absence de flux verticaux, nécessité de réaliser des prélèvements multi-niveaux, ...)

- c) Caractérisation hydrodynamiques des eaux souterraines

La seule mesure de la concentration dans la nappe n'est pas suffisante pour calculer des flux massiques. Il est capital d'avoir une connaissance fine des conditions hydrodynamiques des eaux souterraines afin d'obtenir le débit de la nappe dans les différents horizons d'intérêt et de s'assurer que les concentrations obtenues sont bien représentatives de chacun des horizons étudiés et non pas le résultat du mélange d'eau provenant de plusieurs horizons.

- **Gradients et sens d'écoulement des eaux souterraines**

Les gradients et les sens écoulements des eaux souterraines sont généralement déterminés à partir des contours des isopièzes issus des cartes piézométriques réalisées grâce aux mesures du niveau de la nappe en condition statique.

- **Conductivité hydraulique**

Les variations de flux massiques sont intrinsèquement liées aux variations spatiales des concentrations, de la conductivité hydraulique et du régime hydrique de la nappe (hautes et basses eaux). Ainsi, la connaissance de la conductivité hydraulique au niveau du transect est indispensable à une interprétation correcte des flux massiques. La conductivité hydraulique peut être obtenue à partir de plusieurs méthodes (essai de pompage, essai d'injection, traçage,...).

- d) Interpolations et calcul des flux massiques

Le calcul des débits massiques est basé sur des mesures de concentrations, de conductivités hydrauliques et du gradient hydraulique des eaux souterraines.

Les données concernant la conductivité hydraulique peuvent être obtenues à partir d'essais réalisés en 1 ou plusieurs points du transect. Une interpolation de ces valeurs ponctuelles est donc nécessaire. Pour la conductivité hydraulique, l'interpolation doit être réalisée en prenant en compte la géologie.

Les données concernant les concentrations sont obtenues en plusieurs points du transect. Une interpolation de ces valeurs ponctuelles est donc nécessaire afin d'estimer les concentrations sur l'ensemble du transect.

Plusieurs méthodes d'interpolation peuvent être utilisées dont notamment le krigeage, la recherche des plus proches voisins et les polygones de Thiessen.

Définir une stratégie de dépollution : approche basée sur la masse de polluant et la capacité de relargage d'une pollution

L'interpolation des résultats peut être réalisée manuellement ou en utilisant des logiciels spécialisés présentés ci-dessous :

- **Krigeage**

La méthode du krigeage est une méthode d'estimation linéaire prenant en compte la distance entre les données et le point d'estimation, mais également des distances entre les données deux-à-deux. La méthode du krigeage implique l'utilisation de programmes informatiques pour interpoler les données entre chaque point. Dans ce cas, il est nécessaire de vérifier les résultats de l'interpolation *a minima* pour les conditions en limite et au cœur de panache.

Cette interpolation des concentrations est alors à croiser avec les données concernant les débits des eaux souterraines, afin d'en déduire les débits massiques de polluant.

- **Plus proches voisins**

La méthode des plus proches voisins est une interpolation simple, où l'on considère en un endroit la valeur mesurée sur le point le plus proche, sans prendre en compte les autres valeurs voisines.

Cette interpolation des concentrations est alors à croiser avec les données concernant les débits des eaux souterraines, afin d'en déduire les débits massiques de polluant.

- **Polygones de Thiessen**

La méthode des polygones de Thiessen est une technique d'interpolation couramment utilisée. Elle repose sur la division du transect en sous-secteurs délimités par les lignes médianes entre les points de prélèvement. Ces sous-secteurs peuvent être sous la forme de :

- Rectangles si les points de prélèvement sont répartis uniformément dans l'espace,
- Polygones si les points de prélèvement ne sont pas répartis uniformément dans l'espace.

La concentration mesurée en chaque point d'un polygone est ensuite considérée comme étant la concentration présente de façon homogène dans chaque polygone.

Les flux massiques de chaque polygone sont alors calculés à l'aide des formules présentées dans la partie 7.3.1.a). Le flux massique total correspond à la somme des flux massiques de chaque polygone du transect.

- **Logiciel Mass Flux Toolkit**

Il existe aussi des logiciels spécialisés, comme Mass Flux Toolkit (Farhat *et al.*, 2006). Ce logiciel gratuit a été développé par l'ESTCP (Environmental Security Technology Certification Program) du département de la Défense aux Etats-Unis, spécifiquement pour le calcul de flux via la méthode des transects.

Ce logiciel permet de saisir (Farhat *et al.*, 2006) :

- Les coordonnées spatiales des prélèvements :
 - Localisation du forage (x,y),
 - Profondeur et épaisseur de la crépine (z),

- Les concentrations mesurées,
- Les données obtenues concernant la conductivité hydraulique,
- Le gradient hydraulique.

Les capacités principales de cet outil sont :

- Le calcul de flux massiques et de dilution et des incertitudes associées,
- Le stockage et l'interprétation des données de flux massiques obtenues (à la manière d'une base de données),
- L'identification des informations nécessaires pour réduire les incertitudes liées aux estimations de flux massiques effectuées,
- L'apprentissage et la comparaison des diverses méthodes de calculs de flux massiques.

Le logiciel propose alors le choix entre une interpolation linéaire ou logarithmique ou la méthode des plus proches voisins. Les flux massiques sont alors calculés et restitués sous la forme d'une matrice. Ainsi, à l'aide de cette représentation, il est possible de visualiser les variations des flux massiques en différents points du transect.

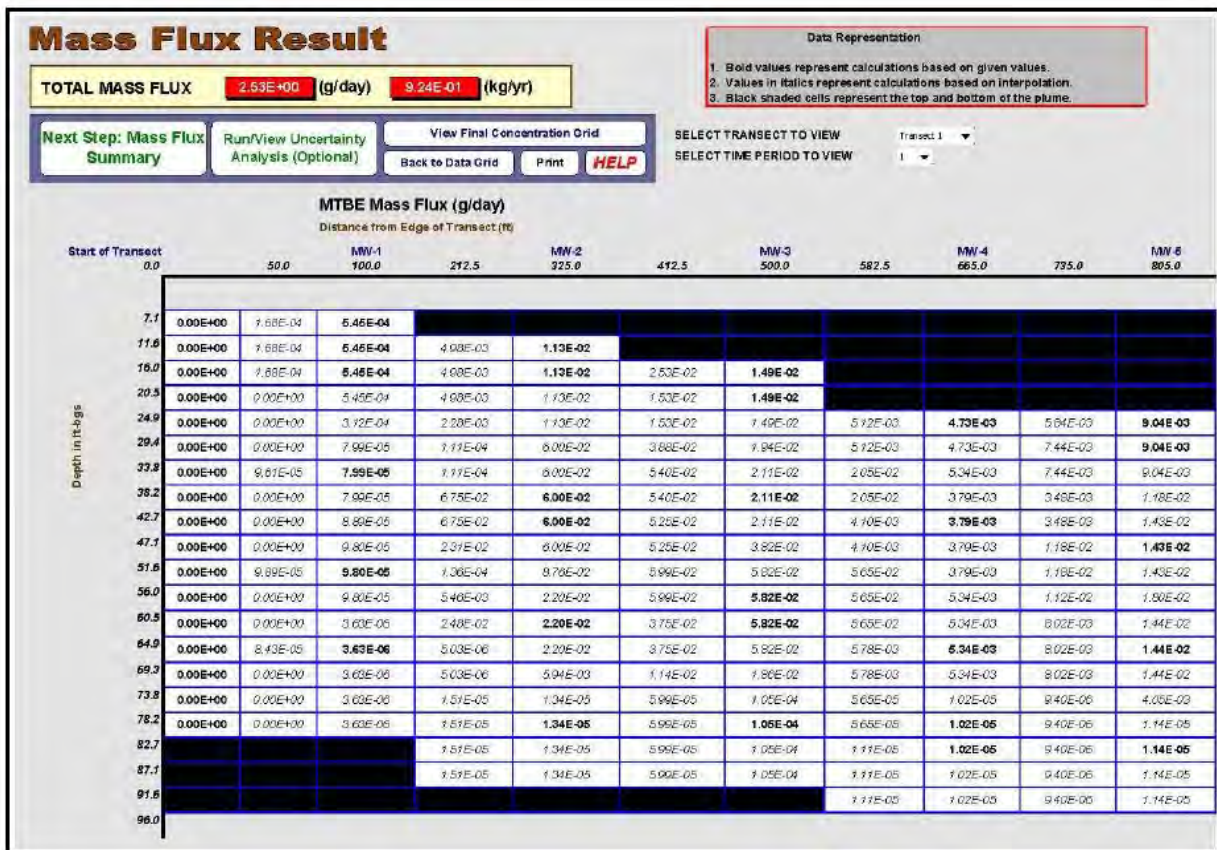


Figure 78 : Exemple de restitution des calculs des flux massiques avec Mass Flux Toolkit (Farhat et al., 2006)

La Figure 78 présente un exemple de résultats de flux massiques calculés pour chaque polygone et des débits massiques totaux obtenus avec le logiciel Mass Flux Toolkit. Les distances le long du transect par rapport à une extrémité de ce transect sont indiquées en abscisse, la profondeur en ordonnée. Au centre de la matrice, les débits massiques pour

- **Représentativité des prélèvements**

Les ouvrages constituant le transect ne permettent de réaliser des mesures que sur une faible partie des eaux souterraines le traversant. La densité des prélèvements représente en général moins de 1 % du flux total traversant le transect (ITRC 2010).

- **Hétérogénéité des conductivités hydrauliques**

Une mauvaise estimation des conductivités hydrauliques et de leurs variabilités peut entraîner des incertitudes majeures sur les calculs des flux massiques, avec le risque de ne pas détecter une zone de flux élevée.

- **Hétérogénéité des concentrations**

Guilbeault *et al.* (2005) ont montré que les concentrations pouvaient varier jusqu'à plus de 3 ordres de grandeur sur un intervalle vertical de 30 cm dans un aquifère contaminé par une pollution ancienne et fractionnée en DNAPL. En fonction de la nature et de l'ancienneté des pollutions, ces incertitudes devront être prises en compte dans l'établissement du maillage de prélèvements.

- **Résolution du maillage de prélèvement**

Mackay *et al.* (2012) ont démontré que, sur 3 sites différents équipés de transects haute résolution (0,2 à 0,7 prélèvement/m²), 60 % des flux massiques transitaient via seulement 5 % de la section du panache et 80 % des flux massiques transitaient via 10 % de la section du panache. Une résolution trop faible du maillage pourrait ne pas permettre d'identifier ces zones les plus contributrices aux flux massiques. Le maillage et la résolution d'échantillonnage doivent être suffisamment renseignés et argumentés pour minimiser ces incertitudes.

- **Méthodes et protocoles de prélèvement et d'analyses**

Les incertitudes inhérentes aux prélèvements passifs et actifs des eaux souterraines sont à prendre en compte. Pour les prélèvements actifs, les volumes prélevés et les débits de prélèvement doivent être suffisamment faibles afin de ne pas perturber l'aquifère. Pour les prélèvements multi-niveaux, en cas de volume ou débit de prélèvement trop importants, des flux verticaux non naturels peuvent être engendrés dans l'ouvrage. La présence non détectée de flux verticaux dans les ouvrages de prélèvements peut perturber l'interprétation des prélèvements multi-niveaux.

De même, des incertitudes (allant jusqu'à 30 % pour certains composés) peuvent être associées aux analyses réalisées en laboratoire.

Pour limiter au maximum ces incertitudes, il est recommandé d'utiliser les mêmes protocoles d'échantillonnage et d'analyses, lors d'une même campagne de prélèvement, mais également d'une campagne à l'autre, afin de pouvoir comparer les résultats les uns avec les autres. L'utilisation d'un même laboratoire ou, à minima, de méthodes d'analyses identiques limite également les incertitudes liées à l'analyse.

- **Variabilité temporelle**

En fonction du fonctionnement hydrogéologique de l'aquifère, des variations des gradients et des sens d'écoulement peuvent se produire au cours du temps. Une bonne connaissance de l'hydrogéologie locale est nécessaire afin de déterminer les conditions dans lesquelles ont été réalisés les prélèvements (flux dans l'axe ou non du transect au moment du prélèvement).

- **Méthodes d'interpolation**

Les risques d'erreurs et d'approximation intrinsèques aux différentes méthodes d'interpolation doivent être pris en compte dans l'évaluation des incertitudes. Une analyse des incertitudes doit être réalisée pour les concentrations et les conductivités hydrauliques ayant fait l'objet d'interpolation.

- **Aspects économiques**

L'échantillonnage en haute résolution permet de limiter les incertitudes liées aux hétérogénéités des milieux, mais peut engendrer des coûts d'investigations importants. Un équilibre est donc à trouver pour adapter la résolution de l'échantillonnage dans un budget économiquement acceptable.

En ce qui concerne l'outil Mass Flux Toolkit, les limites suivantes sont à prendre en compte (Farhat *et al.*, 2006) :

- L'utilisation d'hypothèses de transfert au sein des masses d'eaux souterraines et de concepts de bilans de masse simplifiés,
- L'utilisation de flux et de concentrations uniformes à travers chaque cellule,
- L'outil suppose une connaissance de l'étendue du panache (bords parfaitement délimités),
- L'outil suppose que l'échantillonnage soit suffisamment dense pour caractériser le panache, et ne tient pas compte des hétérogénéités du panache,
- L'analyse de Monte Carlo²¹ utilisée par le logiciel nécessite l'utilisation de la distribution statistique décrivant le mieux la distribution du panache. Néanmoins, dans certains cas, les données manquent pour effectuer ces estimations.

7.3.2. Autres méthodes pour estimer les débits massiques de relargage

Bien que la méthode d'estimation par les transects présentée dans la partie 7.3.1 permette d'obtenir de bons résultats lorsqu'elle est correctement réalisée, elle peut engendrer des coûts économiques importants, en raison, notamment, de la quantité de prélèvements et d'analyses à réaliser ou du nombre de forages à installer. Deux autres méthodes plus simples peuvent également être envisagées et sont présentées dans les parties suivantes.

²¹ L'analyse de Monte Carlo est un modèle permettant d'analyser et de quantifier les incertitudes du modèle en sortie dues aux incertitudes liées aux paramètres d'entrée.

a) La méthode par pompage

• **Principe**

Au lieu de laisser couler naturellement un panache en aval d'une zone source et de l'étudier par l'intermédiaire d'un ou plusieurs transects, cette méthode consiste à capturer la totalité d'un panache en pompant l'eau de la nappe. La Figure 79 illustre cette méthode.

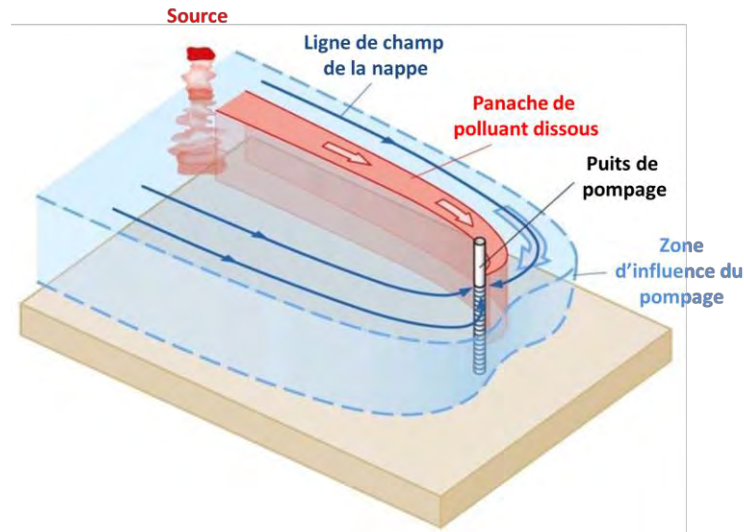


Figure 79 : Méthode par pompage et capture d'un panache (d'après la présentation du SERDP et du ESTCP)

En mesurant le débit de pompage et la concentration en polluant dans les eaux pompées, le débit massique (g/j) peut être déduit.

• **Avantages et inconvénients**

Les avantages majeurs de cette méthode sont les suivants :

- Le nombre de puits nécessaire est limité et bien plus faible qu'avec les transects ;
- On peut utiliser certains systèmes de Pump & Treat déjà en place sur certains sites ;
- Le prélèvement d'importantes quantités d'eau de la nappe permet d'obtenir des données qualitatives et intégratrices d'une masse d'eau importante (intégralité de la zone d'appel du pompage).

Plusieurs limites existent néanmoins :

- Le pompage ne doit pas induire de dissolution de la source, qui fausserait la représentativité de la mesure par rapport ce que la source libérerait « naturellement » sans le pompage. Pour cela, le forage de pompage devra être situé suffisamment en aval de la source, afin de ne pas augmenter le débit à travers la zone source ;
- Le pompage doit atteindre un régime stationnaire, afin que le débit et la concentration soient globalement constants au cours du temps ;
- Il faut être sûr que l'ensemble du panache est capturé, ce qui est parfois délicat à confirmer. L'installation de plusieurs pompes dans un ouvrage présentant une seule crépine longue pourrait être nécessaire pour capter l'ensemble du panache sur toute la hauteur ;

Définir une stratégie de dépollution : approche basée sur la masse de polluant et la capacité de relargage d'une pollution

- Ce pompage peut entraîner une modification des caractéristiques du panache ;
- D'importants volumes d'eau doivent être traités et éliminés, pouvant entraîner d'importants coûts ;
- Cette méthode ne fournit pas d'informations sur la position des forages ou autres structures à mettre en place pour le traitement de la nappe.

b) La méthode utilisant les données existantes

• **Principe**

Cette méthode consiste à utiliser les données existantes et les courbes d'isoconcentrations déduites pour « créer » des transects « virtuels » au niveau des courbes d'isoconcentrations, comme illustré en Figure 80 et Figure 81.

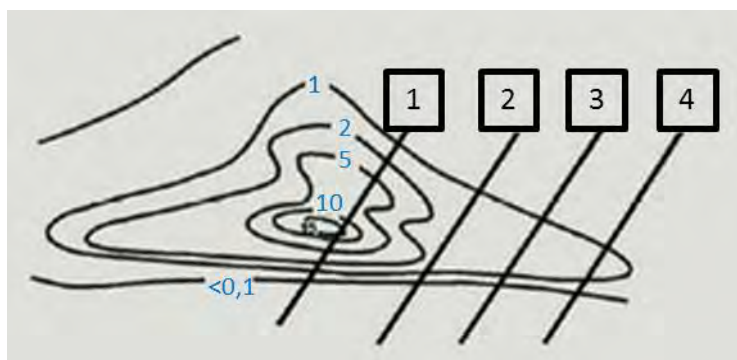


Figure 80 : Transects « virtuels »
(d'après la présentation du SERDP et du ESTCP)

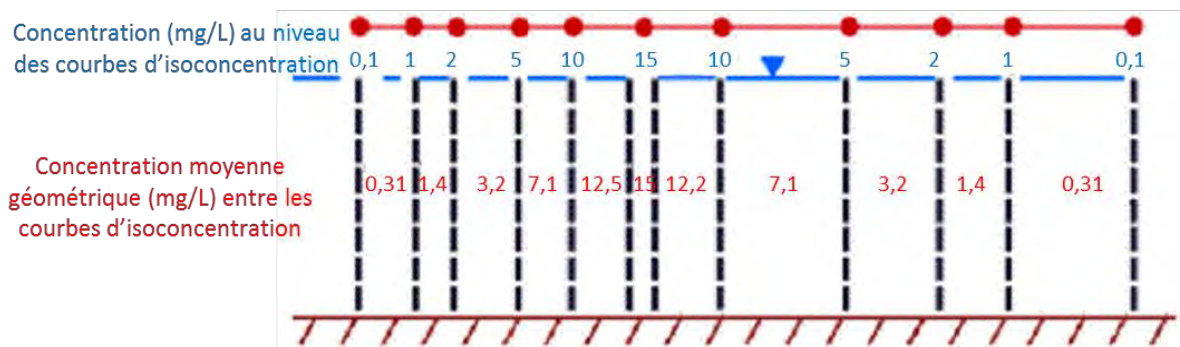


Figure 81 : Vue en coupe du transect « virtuel » 1
(d'après la présentation du SERDP et du ESTCP)

Combinées à la connaissance du débit de la nappe et de l'aire de chaque section (distance entre 2 courbes d'isoconcentrations le long du transect multipliée par la profondeur de l'aquifère), ces données permettent d'estimer les flux massiques et les débits massiques en utilisant la méthode de calculs des transects (cf. partie 7.3.1).

• **Avantages et inconvénients**

Les avantages majeurs de cette méthode sont les suivants :

- Elle ne nécessite pas forcément d'investigations complémentaires. On peut utiliser des données existantes, historiques ;

- Les coûts associés à cette méthode sont donc généralement modérés (hors coûts d'installation des forages requis dans le cadre des investigations déjà réalisées).

Plusieurs limites existent néanmoins :

- L'utilisation de données historiques donne une idée du relargage à la date correspondante, mais ne permet pas de caractériser le relargage « actuel » ;
- Les retours d'expérience sur cette méthode sont limités. La pertinence et l'efficacité de cette méthode sont parfois remises en question ;
- Selon l'importance du réseau piézométrique et la précision de la cartographie du panache, la méthode peut être inappropriée, comme illustré sur la Figure 82.

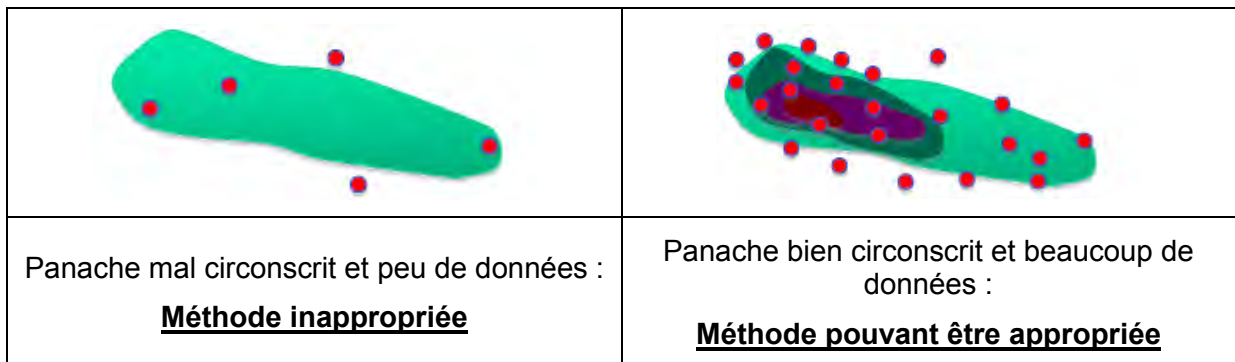


Figure 82 : Pertinence de la méthode utilisant les données existantes (d'après la présentation du SERDP et du ESTCP)

7.3.3. Synthèse des différentes méthodes

L'Annexe 11 présente les avantages et les inconvénients de chacune des méthodes présentées dans la partie 7.3.

7.4. ILLUSTRATIONS À L'AIDE D'ÉTUDES DE CAS

7.4.1. Étude du potentiel de relargage des sols par essais de lixiviation (Site F) : le Pareto-Relargage

Au droit d'un ancien site de fabrication d'engrais (site F, cf. Figure 83), une évaluation du passif environnemental a mis en évidence un impact en arsenic dans les sols (teneurs en arsenic total jusqu'à plus de 2 500 mg/kg) et dans les eaux (concentration en arsenic total jusqu'à 310 mg/L). La partie centrale du site a fait l'objet d'une excavation sur 2 à 3 m de profondeur et des eaux sont accumulées dans cette fosse.



Figure 83 : Vue aérienne du site (Colombano et al., 2012)

Définir une stratégie de dépollution : approche basée sur la masse de polluant et la capacité de relargage d'une pollution

La géologie au droit du site est la suivante :

- Alluvions récentes : sables limoneux (≈ 3 m d'épaisseur) et limons argileux (≈ 5 m d'épaisseur) ;
- Alluvions anciennes de sables et graviers (≈ 3 m d'épaisseur) ;
- Craie.

4 entités hydrogéologiques interconnectées sont présentes au droit du site :

- 3 nappes alluviales ;
- Une nappe de la craie.

Ces nappes sont en relation avec un fleuve situé à 300 m environ.

Une présentation plus détaillée du site est proposée en Annexe 1.

Une interprétation des courbes d'isoconcentrations, présentées en totalité en Annexe 1, a été réalisée pour calculer les masses d'arsenic total et lixiviable présentes dans les sols. Les calculs ont été réalisés pour chaque couche d'un m d'épaisseur en :

- Appliquant un maillage de 3 x 3 m sur l'ensemble du site ;
- Identifiant les zones plus concentrées en arsenic total ou lixiviable ;
- Calculant la surface entre chaque couple de courbes d'isoconcentration dans les zones précédemment déterminées ;
- Déterminant la concentration médiane en arsenic entre chaque couple de courbes d'isoconcentration ;
- Calculant le volume de sol associé dans les zones précédemment déterminées (= surface x épaisseur) et la quantité d'arsenic entre chaque couple de courbes d'isoconcentration (= volume de sol x concentration médiane x densité du sol).

La Figure 84 présente les courbes d'isoconcentrations et les zones les plus impactées par l'arsenic total (Zone Nord 2) et par l'arsenic lixiviable (Zone Nord 1).

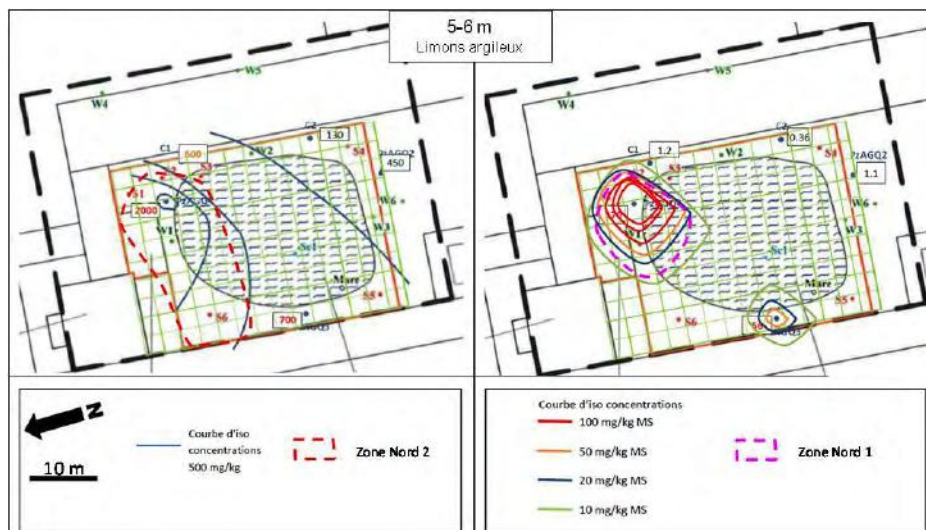


Figure 84 : Exemple des courbes d'isoconcentrations en arsenic total et en arsenic lixiviable dans les sols

Le Tableau 12 présente les bilans massiques réalisés pour l'arsenic total et lixiviable.

prof.	Arsenic total - Bilan de matière					Arsenic lixiviable - Bilan du potentiel de relargage				
	zone concernée	masse As totale (kg)	Volume de sols concerné (m ³)	As / As total	Vol / Vol total	zone concernée	masse As lixiviable (kg)	Volume de sols concerné (m ³)	As / As total	Vol / Vol total
0-1 m	zone nord 2	265	164	2,3 %	1,8 %	Totalité du site	11,45	1143	4,8 %	12,5 %
	reste du site	543	979	4,7 %	10,7 %					
1-2 m	zone nord 2	231	128	2,0 %	1,4 %	Totalité du site	11,45	1143	4,8 %	12,5 %
	reste du site	752	1015	6,5 %	11,1 %					
2-3 m	zone nord 2	875	405	7,5 %	4,4 %	Totalité du site	9,36	1143	3,9 %	12,5 %
	reste du site	598	738	5,1 %	8,1 %					
3-4 m	zone nord 2	1013	506	8,7 %	5,5 %	zone nord 1	2	54	0,8 %	0,6 %
	reste du site	658	637	5,7 %	7,0 %	reste du site	9	1089	3,7 %	11,9 %
4-5 m	zone nord 2	1444	477	12,4 %	5,2 %	zone nord 1	41	135	17,1 %	1,5 %
	reste du site	778	666	6,7 %	7,3 %	reste du site	9	1008	3,7 %	11,0 %
5-6 m	zone nord 2	898	374	7,7 %	4,1 %	zone nord 1	34	117	14,2 %	1,3 %
	reste du site	754	770	6,5 %	8,4 %	reste du site	9	1026	3,7 %	11,2 %
6-7 m	zone nord 2	1030	378	8,9 %	4,1 %	zone nord 1	35	90	14,6 %	1,0 %
	reste du site	378	765	3,3 %	8,4 %	reste du site	12	1053	5,0 %	11,5 %
7-8 m	zone nord 2	1066	396	9,2 %	4,3 %	zone nord 1	54	144	22,5 %	1,6 %
	reste du site	342	747	2,9 %	8,2 %	reste du site	3	999	1,2 %	10,9 %
	Total Zone Nord 2 (4-8 m)	4438	1625	38,2 %	17,8 %	Total Zone Nord 1 (4-8 m)	164	486	68,3 %	5,3 %

Tableau 12 : Masses d'arsenic total / lixiviable dans les différentes zones identifiées

Un bilan massique a été réalisé à partir des concentrations en arsenic total dans les sols afin de réaliser un « Pareto-Sol » (cf. en partie 6 du présent rapport). Cependant, il s'avère que la pollution en arsenic total est très diffuse, et le meilleur ratio a été identifié dans la Zone Nord 2 entre 4 et 8 m de profondeur, où 28 % de la pollution totale du site (en As total) était présente dans 15 % du volume des sols.

Ce principe a ensuite été appliqué aux concentrations lixiviables mesurées représentatives de la capacité de relargage des sols en arsenic. Il a été mis en évidence que 68 % de l'arsenic lixiviable était localisé dans les sols de la Zone Nord 1, entre 4 et 8 m de profondeur, ce qui représentait seulement 5 % du volume total de sols.

7.4.2. Étude de cas du flux de relargage par transect (Site G) : le Pareto-Eau

Le site G correspond au site n° 1 du guide ESTCP (2013). Il s'agit d'un ancien atelier de nettoyage à sec à Jacksonville (États-Unis), à l'origine d'une pollution des eaux souterraines en solvants chlorés, notamment en PCE.

La géologie au droit du site est la suivante :

- Sables et sables limoneux : de 0 à environ 5,5 m de profondeur ;
- Argile : sur environ 2 m d'épaisseur (d'environ -5,5 à -7,5 m) ;
- Sables et sables limoneux : sur environ 20 m d'épaisseur (d'environ -7,5 à -28 m) ;

Définir une stratégie de dépollution : approche basée sur la masse de polluant et la capacité de relargage d'une pollution

- Calcaire.

Une nappe est présente dans le premier horizon de sables et sables limoneux, à environ 3 m de profondeur.

Une présentation plus détaillée est proposée en Annexe 1.

Un transect de 10 forages a été établi à partir des données existantes sur le panache de pollution (voir Figure 85). Des prélèvements multi-niveaux et des mesures de conductivité hydraulique ont été réalisés dans les différentes couches géologiques constituant l'aquifère. À partir des localisations des prélèvements, le transect a été divisé en sous-secteurs selon la méthode des polygones de Thiessen (sous-secteurs délimités par les lignes médianes entre les points de prélèvement).

La surface et le flux massique en PCE ont été calculés pour chaque polygone, puis comparés respectivement avec la surface totale du transect et les flux massiques totaux.

Une zone a été identifiée (en rouge sur le Tableau 13) comme contribuant à 90% des flux massiques totaux en PCE pour une surface représentant seulement 18% de la surface totale du transect. Cette zone présente donc un ratio très avantageux dans le cadre de mesures de gestion des eaux souterraines.

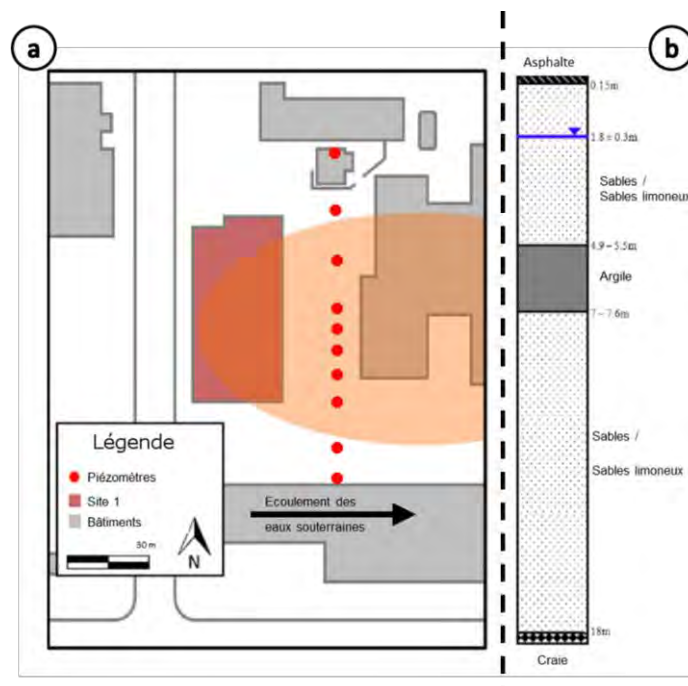


Figure 85 : Présentation du site et localisation du transect (a) et coupe géologique (b) (d'après ESTCP, 2013)

		Surface des polygones / surface totale du transect (%)							
		Distance par rapport au début du transect (m)							
18%		0	21,9	34,7	47,9	60,4	71,9	86	104,9
Profondeur (m)	3,05	1%	1%	1%	1%	1%	1%	1%	1%
	5,18	2%	3%	2%	2%	2%	2%	3%	2%
	7,62	2%	2%	2%	2%	2%	2%	2%	1%
	9,14	1%	2%	1%	1%	1%	1%	2%	1%
	10,7	2%	3%	2%	2%	2%	2%	3%	2%
	13,7	3%	5%	3%	3%	3%	3%	4%	3%
	18,3		3%	2%	2%	2%	2%	3%	
90%		Flux massique par polygone / flux massique total (%)							
		Distance par rapport au début du transect (m)							
90%		0	21,9	34,7	47,9	60,4	71,9	86	104,9
Profondeur (m)	3,05	0%	0%	0%	1%	13%	3%	0%	0%
	5,18	0%	0%	0%	1%	1%	0%	0%	0%
	7,62	0%	0%	0%	1%	5%	39%	0%	2%
	9,14	0%	0%	0%	17%	3%	7%	1%	0%
	10,7	0%	0%	0%	1%	1%	0%	1%	0%
	13,7	0%	0%	1%	1%	1%	0%	0%	0%
	18,3		0%	0%	0%	0%	0%	0%	

Tableau 13 : Comparaison des flux massiques et des surfaces des polygones

7.4.3. Principe de Pareto et définition d'un seuil de coupure tenant compte de la masse de polluant dans les sols et du relargage dans la nappe

Après avoir défini un seuil de coupure théorique basé uniquement sur la masse de polluant présente dans les sols (partie 6 du présent rapport), il convient de tenir compte de plusieurs autres dimensions essentielles, dont celle relative aux objectifs de qualité des milieux, notamment dans les eaux souterraines. Les paragraphes qui suivent s'attachent à illustrer le processus aboutissant à la définition d'un seuil de coupure tenant compte à la fois de la masse de polluant dans les sols et à la fois du relargage associé aux concentrations résiduelles²².

Pour ce faire, reprenons l'exemple du Tableau 11, fourni dans la partie 7.3.1.e), page 116 et imaginons que le relargage associé aux zones rouges et oranges ne soit pas acceptable du point de vue de la ressource en eau.

Imaginons également que le Pareto-Sol ait permis de définir un seuil de coupure théorique, délimitant un volume de sol entre 9,5 et 15,5 m de profondeur, qui une fois projeté sur le transect, correspond à la surface encadrée en violet sur la Figure 86.

Dans pareil cas, il faudrait revoir le seuil de coupure défini par le Pareto-Sol pour permettre de traiter l'ensemble des surfaces rouges et orange (tracé pointillé noir).

²² Dans le cadre d'un Plan de Gestion, il conviendra de compléter ces considérations avec celles présentées en partie 6.1.1.

Définir une stratégie de dépollution : approche basée sur la masse de polluant et la capacité de relargage d'une pollution

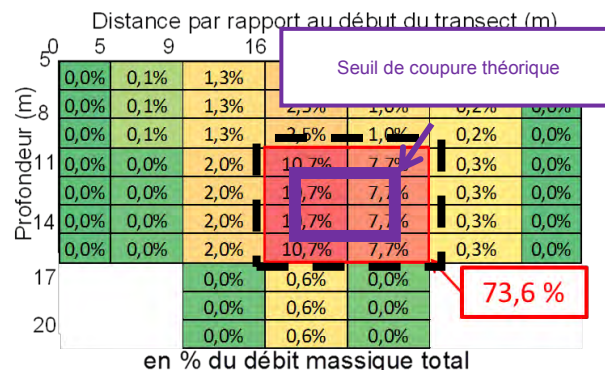


Figure 86 : Combinaison du « Pareto-Sol » et du « Pareto-Eau »

De même, si les teneurs résiduelles conduisent à des ARR inacceptables (par exemple, risque d'intrusion de vapeurs dans un bâtiment si l'on considère un polluant volatil), il conviendrait, soit de revoir à la baisse le seuil de coupure, soit de compléter les mesures de gestion avec des mesures constructives pour limiter voire supprimer le risque d'inhalation.

En tout état de cause, la définition des seuils de coupure doit également permettre de se placer dans une démarche sécuritaire, notamment vis-à-vis du risque chantier (découverte de pollution inattendue, pouvant faire déraiser le budget d'un chantier) ou de l'évolution, généralement à la baisse, des seuils sanitaires, tout en prenant en compte les aspects technico-économiques.

8. Les bilans massiques, la méthodologie de gestion des sites et sols pollués et l'économiquement acceptable

8.1. LES BILANS MASSIQUES DANS LA MÉTHODOLOGIE DE GESTION DES SITES ET SOLS POLLUÉS

Comme cela fut rappelé dans la partie 1 du présent guide, la note ministérielle du 8 février 2007 et ses annexes précisent la méthodologie de gestion des sites et sols pollués applicable en France. Cela repose sur deux outils méthodologiques : l'Interprétation de l'Etat des Milieux (IEM) et le Plan de Gestion (PG). C'est dans ce dernier outil que les bilans massiques ont pleinement leur place, comme l'illustre la Figure 87.

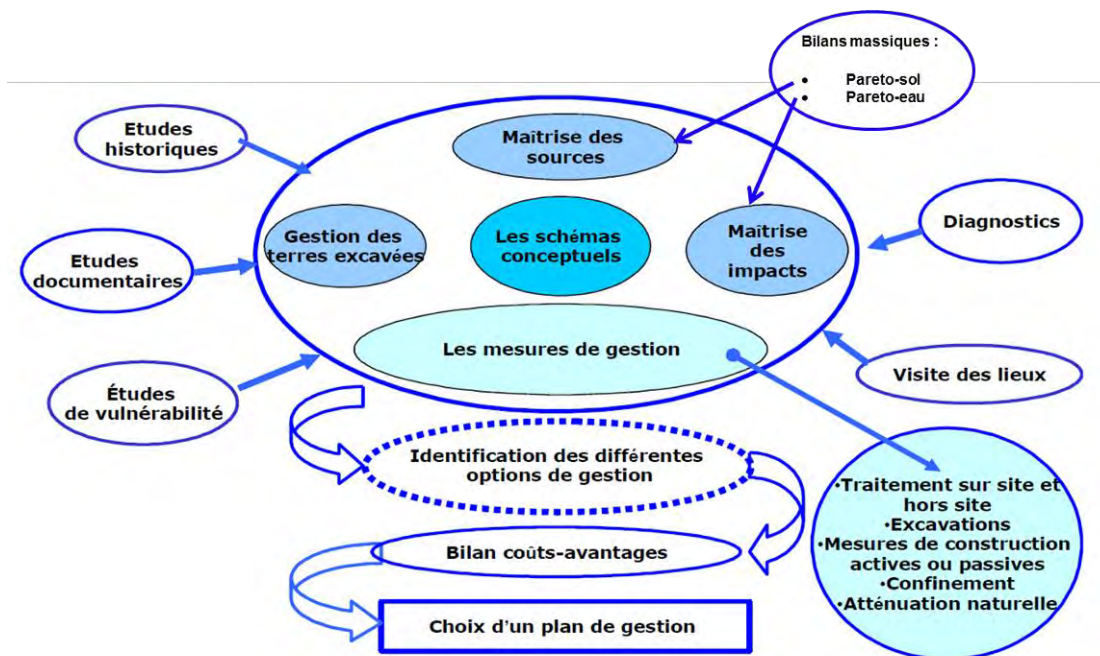


Figure 87 : Place des bilans massiques dans le Plan de Gestion (d'après Ministère de l'Écologie, du Développement Durable, 2007)

La recherche et la maîtrise des sources sont les premières options à étudier lors de la réhabilitation d'un site pollué, **dans la limite de ce qui est techniquement et économiquement acceptable**, en tenant compte du bilan environnemental global et en justifiant les choix techniques retenues.

Remarque :

Selon les cas de figures (par exemple, site en activité ou non), rappelons que les techniques de dépollution utilisables seront plus ou moins nombreuses. Cependant, cette réalité ne doit pas dispenser les acteurs SSP de réaliser des bilans massiques dès lors que c'est possible, que le site soit en activité ou non. Ils constitueront une donnée supplémentaire lors du choix de la méthode de gestion finalement retenue.

En quantifiant les volumes de terres les plus impactés à traiter et la masse de polluant présente dans ces volumes, les bilans massiques « Pareto-Sol », tels que présentés dans la Partie 6 de ce guide, définissent les zones présentant les masses de polluant les plus importantes, et donc les sources²³. Lorsque la maîtrise complète des sources n'est pas possible pour des raisons techniques et/ou économiques, il convient *ensuite* de maîtriser les impacts (notamment ceux sur la ressource en eau). En travaillant sur les flux de relargage associés à des volumes de sols impactés (Pareto-Relargage et Pareto-Eau), tels que présentés dans la Partie 7 du présent guide, les zones présentant l'impact (relargage) le plus important sur la ressource en eau peuvent être définies. En quantifiant ces volumes et en estimant les coûts de dépollution associés, il devient possible de justifier du « techniquement et économiquement acceptable ». Les bilans massiques font donc partie intégrale du processus décisionnel permettant de choisir la Meilleure Technique Disponible, comme illustrée dans la Figure 88.

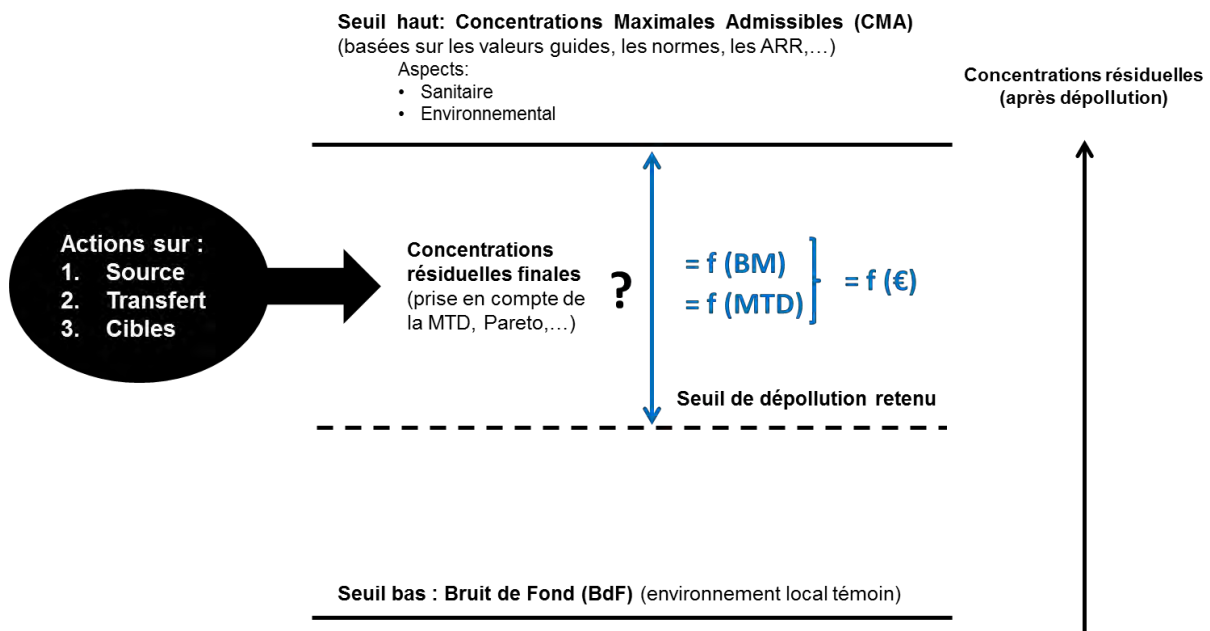


Figure 88 : Bilan massique (BM) et Meilleure Technique Disponible (MTD) (CMA dans le milieu d'exposition ; cf. ARR, valeurs guides, normes)

Remarque :

Pour rappel, les CMA dans les milieux d'exposition déterminent les CMA au droit des sources.

Les bilans massiques ne constituent bien évidemment pas la solution à tous les problèmes rencontrés dans le domaine des sites et sols pollués. Dans certains cas, leur réalisation ne sera pas pertinente. Ainsi, dans le cas d'un site présentant une pollution uniforme sur l'ensemble d'un site, la réalisation d'un Pareto-Sol ne délimitera pas une zone très impactée permettant de traiter la majorité du problème. De même, dans le cas d'une pollution très concentrée sur un volume de sol très important, la réalisation d'un Pareto définira une zone fortement impactée qu'il faudrait traiter pour gérer la majorité de la source. Dans de tels cas, les coûts économiques associés pourront ne pas être acceptables. Il conviendra dans ce cas de combiner le traitement d'une partie de la zone (la plus concentrée) avec d'autres techniques de dépollution alternatives visant à gérer les impacts ou des mesures constructives (ou des restrictions d'usage) visant à

²³ au sens de « zones concentrées » et non pas forcément « zones libérant ou susceptible d'émettre de la pollution ». Ce dernier s'étudiera notamment à l'aide du Pareto-eau.

protéger les cibles, afin d'atteindre un niveau de risque acceptable. Cela est rappelé dans la Figure 89.

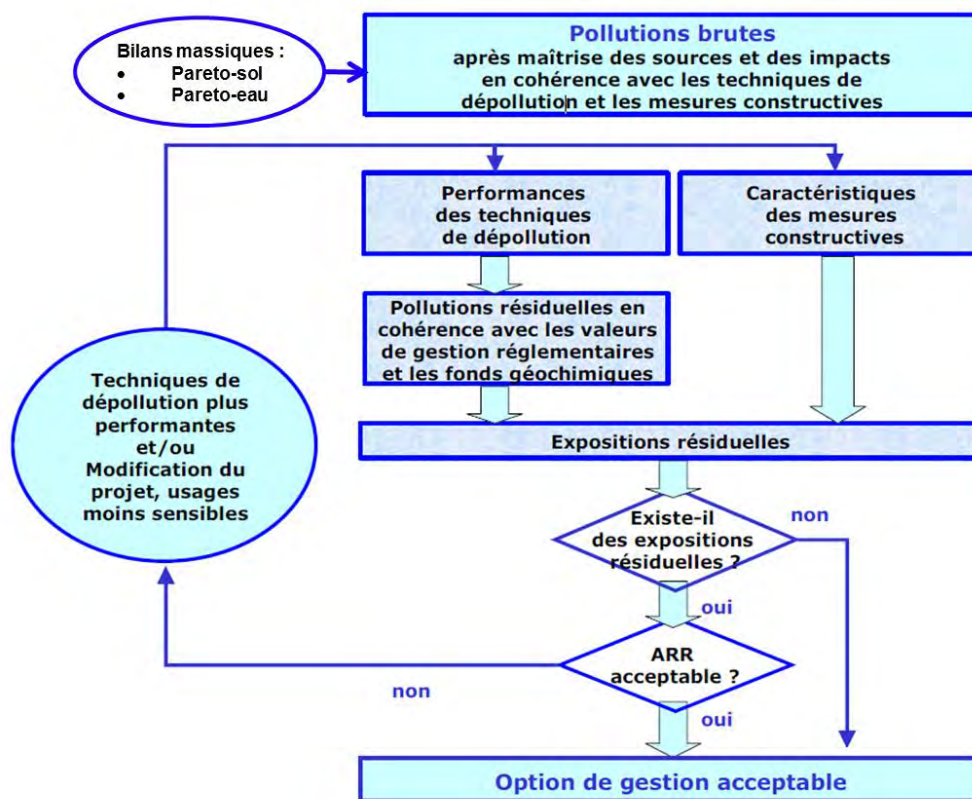


Figure 89 : Principe d'élaboration et de validation des seuils de dépollution (d'après Ministère de l'Écologie, du Développement Durable, 2007)

Les bilans massiques de type Pareto doivent être utilisés avant dépollution pour choisir les zones à traiter en priorité, et donc définir des CMA dans la zone source, avec la prise en compte de la MTD et du technico-économiquement acceptable. En revanche, ces bilans massiques, tels que présentés dans ce guide, n'ont pas vocation à être recalculés après dépollution pour vérifier le pourcentage de polluant réellement retiré.

En effet, si l'on prend l'exemple d'un site pollué par des hydrocarbures, dont la dépollution est réalisée par biopile, et lors de laquelle les terres une fois dépolluées jusqu'au l'objectif de dépollution défini, sont réutilisées sur site en remblaiement :

- L'objectif de dépollution aura été choisi car il permet à la fois de traiter une grande partie de la pollution, tout en respectant d'autres aspects, tels que la ressource en eau, le risque sanitaire et l'économiquement acceptable.
- L'application du principe de Pareto-Sol définit un volume de sol à dépolluer, représentant un pourcentage donné de la masse totale de pollution présente sur site (par exemple, 80%).
- En revanche, compte tenu du remblaiement avec des terres dépolluées jusqu'au seuil défini (et contenant donc encore une partie de la pollution), le pourcentage de pollution effectivement traitée sera plus faible que les 80 % définis précédemment.

Il sera donc très important de clarifier ce point lors de la préparation des arrêtés encadrant la dépollution de sites industriels et d'être vigilant en cas de définition des objectifs de dépollution à l'aide de pourcentage d'abattement et de seuils de coupure.

8.2. LA DÉFINITION DES OBJECTIFS DE DEPOLLUTION : LES BILANS MASSIQUE ET L'ÉCONOMIQUEMENT ACCEPTABLE

Les seuils de coupures, définis dans la partie 6 de ce guide, constituent des seuils de dépollution théoriques, qu'il convient de confronter à la mobilité des polluants, aussi bien dans le milieu « gaz de sol » que dans le milieu « eau souterraine » (voir partie 7) ainsi qu'aux autres dimensions d'un plan de gestion, à savoir :

- Le volet sanitaire ;
- Les techniques de dépollution disponibles ;
- Les usages du site ;
- Les aménagements actuels ou futurs ;
- Les objectifs de qualité des milieux ;
- Les aspects financiers, cet aspect occupant une part importante, pour ne pas dire essentielle, d'un projet de réhabilitation d'un site.

Ainsi, si les sols, susceptibles d'être laissés en place sans traitement, présentant des concentrations inférieures au seuil de coupure théorique (par exemple, 5 000 mg/kg dans la ZNS du site B) :

- Ne présentent pas une capacité de relargage (elles ne constituent donc pas une source de pollution pour les eaux souterraines) ;
- Que les concentrations conduisent, compte tenu des usages actuels ou futurs, à des ARR acceptables ;
- Et que financièrement le traitement des volumes limités de sol présentant la masse de polluant la plus importante (c'est-à-dire les sols dont les concentrations sont supérieures au seuil de coupure théorique) est acceptable ;

alors l'objectif de dépollution théorique devient un objectif réel de dépollution. Si ce n'est pas le cas, il convient de poursuivre la réflexion pour affiner cet objectif de dépollution et mettre en œuvre des mesures de gestion complémentaires afin de prendre en compte les paramètres qui ne sont pas acceptables.

La justification de l'économiquement acceptable, lorsqu'elle existe, est généralement évoquée de manière succincte. Elle est pourtant capitale pour que les responsables des pollutions, les donneurs d'ordre ou l'administration, quand elle est amenée à devoir valider les études, puissent rendre compte ou prendre une décision en toute connaissance de cause.

L'exemple suivant, issu du site B, présente un site pollué par des hydrocarbures pétroliers légers à moyens, pouvant être traités, en première approche, par excavation puis biopile (pour les pollutions les moins concentrées) ou désorption thermique (pour les pollutions les plus concentrées) (ce qui correspond aux Meilleures Techniques Disponibles - MTD). La Figure 90 illustre l'évolution des volumes de sol et des coûts cumulés de dépollution associés en fonction des différentes gammes de concentrations. La Figure 91 illustre l'évolution des pourcentages

des coûts de dépollution, des masses de polluant et des ratios %masse/%coût associés, en fonction des différentes gammes de concentration.

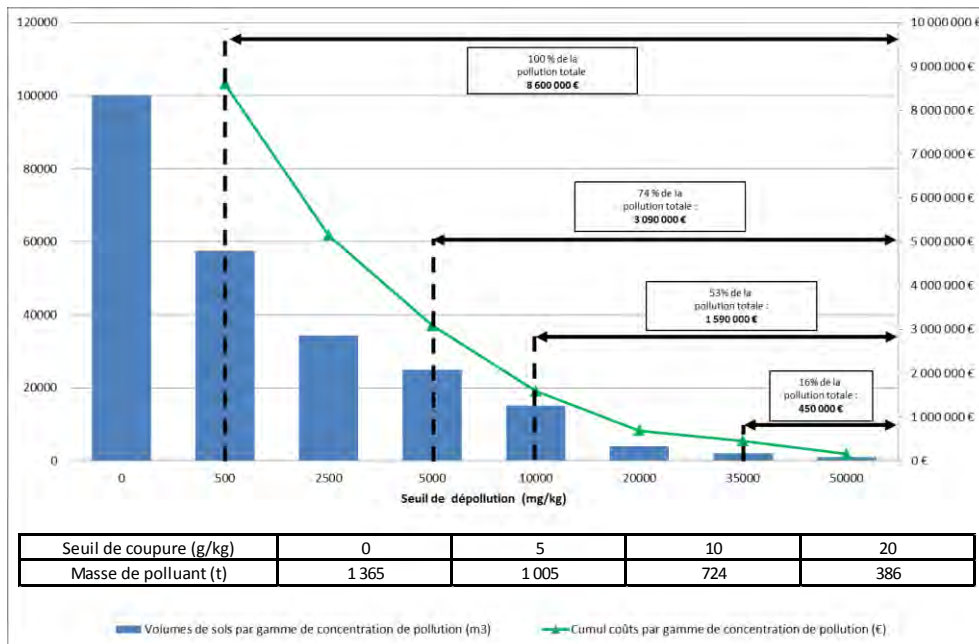


Figure 90 : Volumes de sol et coûts de dépollution associés en fonction des différentes plages de concentration (site B)

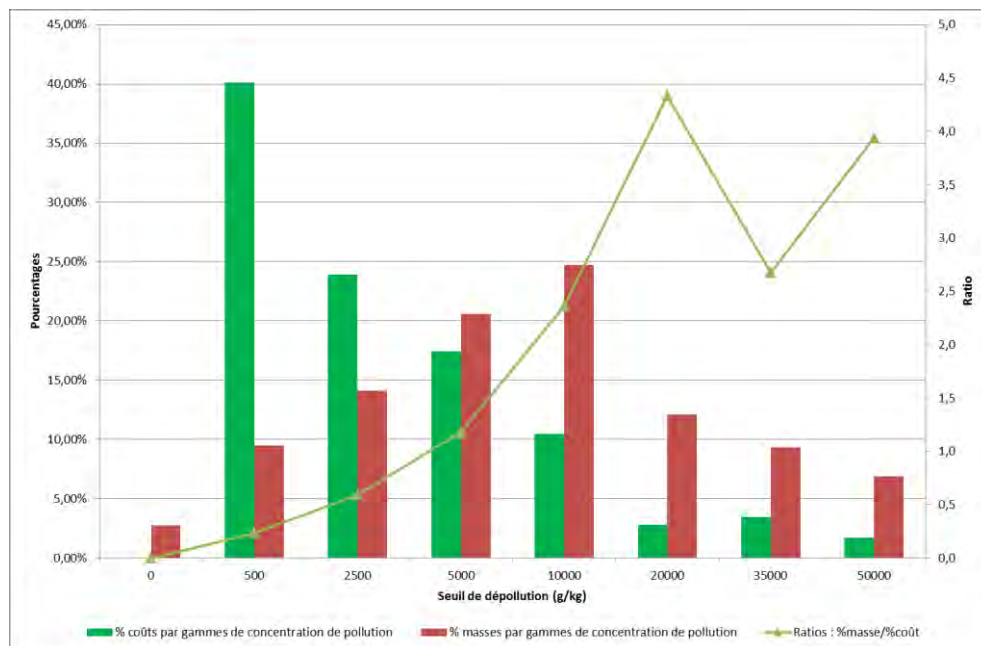


Figure 91 : Pourcentages des coûts de dépollution et des masses de polluant (et ratios associés) en fonction des différentes plages de concentration (site B)

L'interprétation de ces graphiques aboutit aux conclusions suivantes :

- Le fait d'envisager une dépollution à 100% (soit un seuil de coupure à 500 mg/kg) conduirait à traiter 1 327 t de polluants contenus dans 138 800 m³ de sol

(correspondant à 58 % du volume de sols total du site) pour un montant total de 8,6 millions d'euros ;

- Le fait d'envisager une dépollution à un seuil de 5 g/kg correspondrait à un traitement de 1 005 t de polluants (soit 74 % de la masse totale, soit 21 % de plus que pour le scénario suivant). Ceci correspond à un doublement de volume de sol traité (20 % du volume de sols total soit 47 000 m³) et des coûts de dépollution (3 090 000 €).
- Le traitement des zones présentant des concentrations supérieures à 10 000 mg/kg représente 9,2 % du volume de sol (22 000 m³) et 18,5 % du montant total de la dépollution (1 590 000 €). Cet objectif de dépollution correspond à 53 % de la masse de polluants (724 t).
- Le fait de dépolluer à 20 000 mg/kg correspond à éliminer 28 % de la masse de polluants (386 t) soit un volume de sols de 7 000 m³ (3 %) pour un montant de 690 000 € (8 % du montant total).

Ces éléments permettent ainsi aux responsables des pollutions, aux donneurs d'ordre, compte tenu de leurs capacités financières, et à leurs conseils de justifier les objectifs de dépollution proposés pour le site, en tenant compte de l'ensemble des dimensions du projet (ressources environnementales, enjeux sanitaires, mesures constructives...).

La connaissance de ces différentes estimations financières permettra une discussion entre l'exploitant et l'administration et le choix de l'objectif de dépollution final.

Rappelons que les estimations financières et les seuils définis ci-dessus, données à titre d'exemple, ne sont valables que pour le site B et ne sauraient, en aucun cas, devenir des références à imposer.

9. Conclusions et perspectives

La méthodologie nationale de gestion des sites et sols pollués, entrée en vigueur en 2007 impose de rechercher et de traiter les sources de pollution en tenant compte des techniques disponibles, de leurs coûts économiques et du bilan environnemental global de l'opération ainsi qu'en justifiant les choix techniques retenus. Il est cependant généralement reconnu que les difficultés principales de cette méthodologie résident à la fois :

- Dans la définition et la délimitation de ces sources de pollution, puisqu'il n'est pas possible de définir de valeurs seuils génériques, à partir desquelles on pourrait conclure à la présence d'une zone source de pollution ;
- Et, par conséquent, dans la réponse à la question : « Jusqu'où dépolluer ? ».

Lorsque l'on s'intéresse à la masse brute de polluant présente dans les sols (« Pareto-Sol »), après la réalisation d'investigations les plus complètes possibles, les principales étapes de ces bilans massiques sont les suivantes :

1. Modéliser la répartition spatiale de la pollution, aussi bien horizontalement que verticalement, afin de définir des courbes d'isoconcentrations pour chaque horizon jugé pertinent. Chaque couple de courbes définit une plage de concentrations au sein de laquelle la concentration est considérée en tout point comme étant égale à la médiane (ou à la moyenne) des concentrations de la plage de concentrations ;
2. Calculer les volumes de sol inclus entre chaque plage de concentrations ;
3. Calculer la masse de polluant présente dans chaque volume, en multipliant les volumes de sol par la densité du sol et la concentration médiane (ou moyenne) de la plage de concentrations ;
4. Étudier l'évolution des pourcentages de volume de sol et de masse de polluant en fonction des plages de concentrations. **C'est l'étape-clé du bilan massique puisqu'elle définit un seuil de coupure théorique permettant de retirer le maximum de la masse du polluant** (amélioration de la qualité de l'environnement) **avec un volume de sol limité à traiter** (techniquement et économiquement acceptable).

Cette méthodologie a été illustrée dans le présent guide à l'aide de plusieurs exemples concrets.

Une fois que ce seuil de coupure théorique a été défini, il convient de vérifier qu'il soit compatible avec les autres dimensions d'un projet de dépollution, que sont le volet sanitaire, la mobilité des polluants, les techniques de dépollution disponibles, les usages du site et les aménagements actuels ou futurs, les objectifs de qualité des milieux, et les aspects financiers.

Lorsque l'on s'intéresse au relargage de polluant, dans les eaux souterraines, qu'il soit potentiel (« Pareto-Relargage ») ou avéré (« Pareto-Eau »), ce qui permet généralement une meilleure compréhension du site tout au long du processus de remédiation, deux cas peuvent se présenter :

- Soit, estimer un potentiel de relargage à l'aide d'essais de lixiviation, de percolation ou à l'aide de lysimètres (méthode adaptée aux composés non volatils) ;
- Soit, estimer un flux de relargage à l'aide de transects. Cette méthode consiste principalement à créer des surfaces de contrôle virtuelles, à l'aide de forages recoupant intégralement le panache de polluants (aussi bien horizontalement que verticalement),

Définir une stratégie de dépollution : approche basée sur la masse de polluant et la capacité de relargage d'une pollution

et à calculer les flux massiques les traversant, à l'aide des débits d'écoulement de la nappe et des concentrations en polluants. La prise en compte de ce relargage lors du choix d'un seuil de coupure a été illustrée à l'aide d'un exemple fictif.

La réalisation de bilans massiques, qu'ils s'agissent de « Pareto-Sol », « Pareto-Relargage » ou « Pareto-Eau », apportera des arguments chiffrés, utiles pour tous les acteurs du domaine des SSP, qu'ils s'agissent des bureaux d'études, des entreprises de travaux, des administrations ou des donneurs d'ordres. Le choix de l'objectif final de dépollution en tenant compte de l'aspect financier a également été illustré à l'aide d'un exemple.

Ces bilans massiques, même s'ils ne seront pas forcément adaptés à tous les cas, permettront très souvent de mieux caractériser, comprendre et gérer les pollutions mises en évidence tout en optimisant au mieux les budgets associés à ces projets de réhabilitation.

10. Bibliographie

Textes réglementaires

CEE (1976) – Directive 76/464/CEE du conseil du 4 mai 1976 concernant la pollution causée par certaines substances dangereuses déversées dans le milieu aquatique de la Communauté

<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/ALL/?uri=CELEX:31976L0464>

DECRET n°77-1133 du 21 septembre 1977 pris pour l'application de la loi n° 76-663 du 19 juillet 1976 relative aux installations classées pour la protection de l'environnement

http://www.legifrance.gouv.fr/jo_pdf.do?cidTexte=JORFTEXT000000518520

LOI n° 2003-699 du 30 juillet 2003 (consolidée le 30 avril 2010) relative à la prévention des risques technologiques et naturels et à la réparation des dommages

http://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do;jsessionid=E029FFFD7B45D3CBDF3C159FFC91497C.tpdjo16v_3?cidTexte=JORFTEXT000000604335

Ministère de l'Aménagement du territoire et de l'Environnement - Circulaire du 10/12/99 relative aux sites et sols pollués et aux principes de fixation des objectifs de réhabilitation

http://www.ineris.fr/aida/consultation_document/7913

Ministère de l'Écologie, du Développement Durable (2007) - Circulaire du 8 février 2007, relative aux Installations Classées, à la Prévention de la pollution des sols et à la Gestion des sols pollués.

<http://www.developpement-durable.gouv.fr/Circulaire-du-8-fevrier-2007,19383.html>

Ministère de l'Écologie, du Développement Durable (2007) - Circulaire du 8 février 2007 relative à l'implantation sur des sols pollués d'établissements accueillant des populations sensibles

<http://www.developpement-durable.gouv.fr/Circulaire-du-8-fevrier-2007.html>

Ministère de l'Écologie du Développement Durable (2007) - Note ministérielle du 8 février 2007 « Sites et sols pollués - Modalités de gestion et de réaménagement des sites pollués » et ses annexes, disponibles sur le site du ministère

<http://www.developpement-durable.gouv.fr/Note-du-8-fevrier-2007-Sites-et.html>

UE (2000) - Directive 2000/60/CE du Parlement européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau

<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/ALL/?uri=CELEX:32000L0060>

UE (2006) - Directive 2006/11/CE du Parlement Européen et du Conseil du 15 février 2006 concernant la pollution causée par certaines substances dangereuses déversées dans le milieu aquatique de la Communauté (version codifiée).

<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/ALL/?uri=CELEX:32006L0011>

Livres, guides et rapports

Bataillard, P., Michel, J., Beaucaire C. (2012) - CAPHEINE : Guide « Caractérisation de la mobilité des éléments traces minéraux dans la zone non saturée du sol : diagnostic du site », 137 p.

Définir une stratégie de dépollution : approche basée sur la masse de polluant et la capacité de relargage d'une pollution

Berek. S., Dittrich. J., Fahl, J., (2007) - Effizienz von Grundwassersanierungen mithilfe des Pump & Treat-Verfahrens. Entscheidungshilfen zur Bewertung und Optimierung. Sanierungspraxis, TerraTech TT17 3-4/2007

Chilès J.P. and Delfiner, P., (1999) - Geostatistics: modeling spatial uncertainty. Wiley.

Dumas P. (2005) - Economie de l'environnement : Cours donné à la Plateforme Environnement de l'ENS Paris.

http://pertusus.free.fr/www_eco_env/eco_env.pdf

ESTCP (Environmental Security Technology Certification Program) (2013) - Assessment of the Natural Attenuation of NAPL Source Zones and Post-Treatment NAPL Source Zone Residuals. Project ER-200705, 416p.

Farhat SK., Newell PhD. and CJ., PE, DEE, Groundwater services Inc. Texas, Nichols EM., LFR Levine-Fricke New Hampshire, (2006) - Mass flux toolkit, to evaluate groundwater impacts, attenuation, and remediation alternatives, version 1.0, 1-10.

GeoSiPol (2005) - Géostatistique appliquée aux sites et sols pollués - Manuel méthodologique et exemples d'applications, 139 p.

ITRC (Interstate Technology & Regulatory Council) (2004) - Strategies for Monitoring the Performance of DNAPL Source Zone Remedies. 89p., 5 ann

ITRC (Interstate Technology & Regulatory Council) (2010) - Use and Measurement of Mass Flux and Mass Discharge. 205p., 6 ann

Lemière B., Seguin J.J., Le Guern C., Guyonnet D., Baranger Ph., Saada, A., avec la collaboration de Darmendrail D., Conil P., Bodéan F., Fauconnier D., Hubé D., Colombano S. (2008) - Guide sur le comportement des polluants dans les sols et les nappes – Document du BRGM 300 – Nouvelle édition 2008.

Léprond H., Lion F., Colombano S. avec la collaboration de Windholtz J. (2014) - Guide sur les mesures constructives. Rapport final BRGM/RP-63675-FR, 130 p., 26 fig., 19 tabl., 5 ann.

http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/RP-63675-FR_Guide_mesures_constructives_en_SSP.pdf

Newell, C.J., Conner, J.A., Rowen, D.L. (2013) – API – Groundwater Remediation Strategies Tool, 83p.

RECORD (2013) - Retour d'expérience critique sur l'utilisation de méthodes géostatistiques pour la caractérisation des sites et sols pollués, 135 pages, n°11-0514/1A

UPDS (2014) – Travaux du GT Pollution Concentrée

<http://www.upds.org/ressources/bibliotheque/travaux-gt-pollution-concentree>

Publications

- Bekele, E.G., Nicklow, J.W.** (2007) - Multi-objective automatic calibration of SWAT using NSGA-II. *J.Hydrol.*341 (3–4), 165–176.
- Cai, Z. S., Wilson, R. D., Cardiff, M. A., & Kitanidis, P. K.** (2011) - Increasing Confidence in Mass Discharge Estimates Using Geostatistical Methods. *Ground Water*, 49(2), 197-208.
- Cieniawski, S.E., Eheart, J.W., Ranjithan, S.** (1995) - Using genetic algorithms to solve a multi-objective groundwater monitoring problem. *Water Resour.Res.*31 (2), 399–409.
- Daniel, D.E** (1992) - Overview of Geoenvironmental Principles Applied to Remediation of Contaminated Waste Disposal Sites. In M.A. Usman and Y.B. Acar (eds.), *Environmental Geotechnology*, Balkema AA, Rotterdam, The Netherlands, pp. 311–20.
- Demougeot-Renard, H., de Fouquet, C.** (2004).- Geostatistical approach for assessing soil volumes requiring remediation: Validation using lead-polluted soils underlying a former smelting works. *Environmental Science & Technology*, 38(19), 5120-5126.
- Demougeot-Renard, H., de Fouquet, C., Renard, P.** (2004) - Forecasting the number of soil samples required to reduce remediation cost uncertainty. *Journal of Environmental Quality*, 33(5), 1694-1702.
- Erickson, M., Mayer, A., Horn, J.** (2002) - Multi-objective optimal design of groundwater remediation systems: application of the niched Pareto genetic algorithm (NPGA). *Adv. Water Resour.* 25 (1), 51–65.
- Falta, R.W., P.S. Rao, and N. Basu.** (2005a) - Assessing the impacts of partial mass depletion in DNAPL source zones: I. Analytical modeling of source strength functions and plume response. *Journal of Contaminant Hydrology* 78, no. 4: 259–280.
- Falta, R.W., N. Basu, and P.S. Rao.** (2005b) - Assessing the impacts of partial mass depletion in DNAPL source zones: II. Coupling source strength functions to plume evolution. *Journal of Contaminant Hydrology* 79, no. 1: 45–66.
- Gerhard, J. I., & Kueper, B. H.** (2003) - Influence of constitutive model parameters on the predicted migration of DNAPL in heterogeneous porous media. *Water Resources Research*, 39, 1–13.
- Grathwohl, H., Susset, B.** (2009) - Comparison of percolation to batch and sequential leaching tests: Theory and data. *Waste Management* 29,2681– 2688.
- Guilbeault, M.A., Parker, B.L, Cherry, J.A.** (2005) - Mass and flux distributions from DNAPL zones in sandy aquifers. *Ground Water* 43, no. 1: 70–86.
- Horvath A.L.** (1982) - *Halogenated Hydrocarbons: Solubility-Miscibility with Water*. Marcel Dekker, New York, NY, USA. 889 p.
- Hosseini, A. H., Deutsch, C. V., Biggar, K. W., & Mendoza, C. A.** (2010) - Probabilistic data integration for characterization of spatial distribution of residual LNAPL. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, 24(5), 735-749.

- Huntley, D., Beckett, G.D.**, (2002) - Persistence of LNAPL sources: relationship between risk reduction and LNAPL recovery. *J. Contam. Hydrol.* 59, 3– 26.
- Kavanaugh, M.C., Mercer, J., Leeson, A.** (1999) – A technical review of groundwater remedial actions at the Massachusetts Military Reservation. Report to the Air Force Center for Environmental Excellence, MMR Installation Restoration Program, Otis Air National Guard Base, Massachusetts. <http://www.mmr.org/irp/reports/tprt>.
- Kavanaugh, M.C., Rao, S.C., Abriola, L., Cherry, J., Destouni, G., Falta, R., Major, D., Mercer, J., Newell, C., Sale, T., Shoemaker, S., Siegrist, R., Teutsch, G., Udell, K.** (2003) - The DNAPL Remediation Challenge: Is There a Case for Source Depletion? U.S. EPA/600/R-03/143. Ada, OK: National Risk Management Research Laboratory, U.S. EPA.
- Kollat, J.B., Reed, P.M.** (2005) - Comparing state-of-the-art evolutionary multi-objective algorithms for long-term groundwater monitoring design. *Adv. Water Resour.* 29, 792–807.
- Li, K. B., Goovaerts, P., Abriola, L. M.** (2007) - A geostatistical approach for quantification of contaminant mass discharge uncertainty using multilevel sampler measurements. *Water Resources Research*, 43(6).
- Lowe, D. F., Oubre, C. L., Ward, C. H.** (1999) - Surfactants and cosolvents for NAPL remediation: A technology practices manual. Washington, DC: Lewis Publishers.
- Mackay, D.M., Einarson, M.D., Kaiser P.M, Nozawa-Inoue, M., Goyal, S., Chakraborty, I., Rasa, E., Scow, K.M.** (2012) - Mass Discharge in a Tracer Plume: Evaluation of the Theissen Polygon Method. *Ground Water* 50, no. 6 : 895-907.
- Mariner, P.E., Jin, M. and Jackson, R.E.** (1997) - An algorithm for the Estimation of NAPL Saturation and Composition from Typical Soil Chemical Analyses. *Ground Water Monitoring and Remediation*, 3:122-129.
- Mathieu, J.B., Kaskassian, S., Garcia, M.** (2014) – Bilan coût/avantage de la géostatistique : prolongement d'un cas d'étude de démonstration GéoSiPol, ADEME, 3^e rencontres nationales de la recherche sur les sites & sols pollués, Paris, 18 et 19 novembre 2014
- McDade, J.M., McGuire, T.M., and Newell, C.J.** (2005) - Analysis of DNAPL source-depletion costs at 36 field sites. *Remediation Journal* 15, no. 2: 9–18.
- McGuire, T., McDade, J., Newell, C.** (2006) - Performance of DNAPL Source Depletion Technologies at 59 Chlorinated Solvent-Impacted Sites. *Ground Water Monitoring and Remediation* 26, n°1, p 73–84.
- McWhorter, D. B., & Kueper, B. H.** (1996) - Chapter 3. Mechanics and mathematics of the movement of DNAPLs in porous media. In J. F. Pankow & J. A. Cherry (Eds.), *Dense chlorinated solvents and other DNAPLs in groundwater* (pp. 89–128). Portland, OR: Waterloo Press.
- Mercer, J.W., and Cohen, R.M.** (1990) - A review of immiscible fluids in the subsurface: Properties, models, characterization, and remediation, *J. Contam. Hydrol.*, 6: 07-163.
- Newell, C.J., and Adamson, D.T.**, (2005) - Planning-level source decay models to evaluate impact of source depletion on remediation timeframe. *Remediation* 15, no. 4: 27–47.

- Newell, C.J., I. Cowie, T.M. McGuire, and W. McNab.** (2006) - Multi-year temporal changes in chlorinated solvent concentrations at 23 MNA sites. *Journal of Environmental Engineering*, Vol. 132, No. 6, 653–663
- Park H.** (1999) - A Method For Assessing Soil Vapor Intrusion From Petroleum Release Sites: Multi-Phase/Multi-Fraction Partitioning (PDF). *Global Nest* 1:195-204.
- Parker, J. C., and Park, E.** (2004) - Modeling field-scale dense non-aqueous phase liquid dissolution kinetics in heterogeneous aquifers. *Water Resources Research*, 40, W05109.
- Ramsburg, C. A., & Pennell, K. A.** (2001) - Experimental and economic assessment of two surfactant formulations for source zone remediation at a former dry cleaning facility. *Groundwater Monitoring and Remediation*, 21(4), 68–82.
- Ritzel, B.J., Eheart, J.W., Ranjithan, S.** (1994) - Using genetic algorithms to solve a multiple objective groundwater pollution containment problem. *Water Resour. Res.* 30 (5), 1589–1604.
- Schwille, F.,** (1988) – *Dense Chlorinated Solvents in Porous and Fractured Media*. Lewis, Chelsea, MI, 146 pp. (translated by J.F. Pankow)
- Singh, A., Minsker, B.** (2008) - Uncertainty-based multi-objective optimization of groundwater remediation design. *Water Resour. Res.* 44, W02404.
- Stroo, H.F., Unger, M., Ward, C.H., Kavanaugh, M.C., Vogel, C., Leeson, A., Marqusee, J.A., and Smith, B.P.** (2003) - Remediating chlorinated solvent source zones. *Environmental Science and Technology* 37, no. 11, 224A–230A.
- United States Department of Energy (US DOE).** (2000). Innovative technology summary report: Hydrous pyrolysis oxidation/dynamic underground stripping. DOE/EM-0504. Washington, DC: US DOE, Office of Environmental Management.
- Webster, R. Oliver, M.A.** (1992) - Sample adequately to estimate variograms of soil properties. *J. Soil Sci.* 43, 177–192.
- Yang, Y., Wu, Jia., Sun, X., Wu, Jic., Zheng, C.,** (2013) – A niched Pareto tabu search for multi-objective optimal design of groundwater remediation systems – *Journal of Hydrology* 490, 56-73.
- Yra, A.** (2006) – Thèse : « *Dispersion active en milieux poreux hétérogènes contaminés par des produits hydrocarbonés* »
- Zheng, C., Wang, P.P.** (2002) – A field demonstration of the simulation optimization approach for remediation system design. *Ground Water* 40 (3), 258–265.
- Zhu, J., & Sykes, J. F.** (2004) - Simple screening models of NAPL dissolution in the subsurface. *Journal of Contaminant Hydrology*, 72, 245–258.

Présentations

- Boynton, S. S., P.E., LSP, Subsurface Environmental Solutions, LLC** - LNAPL conceptual site model

Définir une stratégie de dépollution : approche basée sur la masse de polluant et la capacité de relargage d'une pollution

Colombano, S., Léprond, H., Hubé, D., (2012) – Journée technique n°7 du 8 octobre 2012 : Du plan de gestion à l'achèvement des travaux de dépollution. « *Le Plan de Gestion : des textes de 2007 à leur mise en œuvre* »

Dumestre, A., Dubocage, T. (2012) – Journée technique n°7 du 8 octobre 2012 : Du plan de gestion à l'achèvement des travaux de dépollution. « Ancienne station-service TOTAL – Exemple de travaux de réhabilitation.

Lecomte, P. (1998) – Les sites pollués : traitement des sols et des eaux souterraines, Lavoisier, 2^{ème} édition, Paris, 198 p.

Rabotyagov, S., Campbell, T., Gassman, P., Jha, M. and Kling, C. - Searching for Solutions: Cost-Efficient Pollution Control on a Watershed Scale.

http://www.swcs.org/documents/resources/u_rabotyagov_using_genetic_algorithms.pdf

SERDP, ESTCP - Mass flux and mass discharge : uses and measurement, power point presentation

[https://www.serdp-estcp.org/content/download/10431/129568/file/Mass_Flux_Short_Course_\(Complete\)-awn%20edits.pdf](https://www.serdp-estcp.org/content/download/10431/129568/file/Mass_Flux_Short_Course_(Complete)-awn%20edits.pdf)

Rapports dont sont issus les exemples illustrant le guide (lorsqu'ils ne sont pas français)

GHD (2007) - Thales Australia. Thales Mulwala, Bayly Street, MULWALA, NSW Summary Site Audit Report (003/PRN)

HLA-Envirosiences Pty Limited (2005) - Mulwala Capping Investigation Report Bayly St, Mulwala, NSW. D10113_RPT03_8Mar05.doc

United States Department of Energy (US DOE) (2008) - Remedial Design Report, Certified for Construction Design Drawings and Technical Specifications Package, for the Groundwater Operable Unit for the Volatile Organic Compound Contamination at the C-400 Cleaning Building at the Paducah Gaseous Diffusion Plant, Paducah, Kentucky. DOE/LX/07-0005&D2/R1

Définir une stratégie de dépollution : approche basée sur la masse de polluant et la capacité de relargage d'une pollution

Annexes

Définir une stratégie de dépollution : approche basée sur la masse de polluant et la capacité de relargage d'une pollution

Annexe 1

Études de cas

a) Site A

Présentation du site

Dans le cadre de la cession d'un site, ayant accueilli des activités de lavage, de station-service et d'atelier, **sans changement d'usage**, une évaluation du passif environnemental a été réalisée.

Le contexte géologique et hydrogéologique est le suivant :

- Des sols composés d'argiles et marnes ainsi que de calcaires à silex ;
- La présence d'une nappe discontinue très peu productive dans les remblais ;
- Un lien suspecté avec une rivière située en aval très éloigné (peu vulnérable).

Impacts identifiés et enjeux à préserver

Les diagnostics réalisés ont principalement mis en évidence plusieurs impacts en HCT et en HAP (teneurs en HCT allant jusqu'à plus de 40 000 mg/kg MS et teneurs en HAP allant jusqu'à 20 000 mg/kg MS), associés à plusieurs sources de pollution isolées les unes des autres. L'ensemble des résultats obtenus tend à montrer la présence d'un « bruit de fond » sur site de l'ordre de 1 000 mg/kg MS en HCT et 500 mg/kg MS en HAP, la majorité des teneurs étant inférieures à ces deux valeurs. En prenant en considération ces deux valeurs comme seuils de coupure, le volume de terres correspondant était de l'ordre de 2 000 m³.

Compte tenu du contexte géologique et hydrogéologique et des usages envisagés, les conclusions principales des diagnostics environnementaux sont les suivantes :

- L'usage non sensible de la zone, avec la présence ponctuelle de travailleurs en extérieur, est compatible avec la pollution présente (sols pollués recouverts par des matériaux sains ou des revêtements de surface) ;
- La pollution mise en évidence n'entraîne pas de risques sanitaires pour le personnel travaillant dans les bâtiments ;
- L'absence de nappe continue dans les remblais permet d'écarter le risque d'impact sur les eaux souterraines et la rivière en aval très éloigné.

Le schéma conceptuel est le suivant :

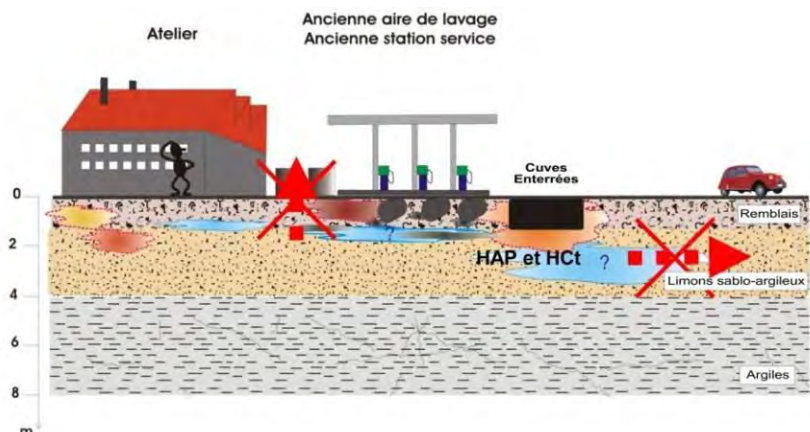


Figure A.1 : Schéma conceptuel (adapté de Colombano et al., 2012)

Définir une stratégie de dépollution : approche basée sur la masse de polluant et la capacité de relargage d'une pollution

Les zones sources mises en évidence lors des diagnostics environnementaux sont les suivantes :

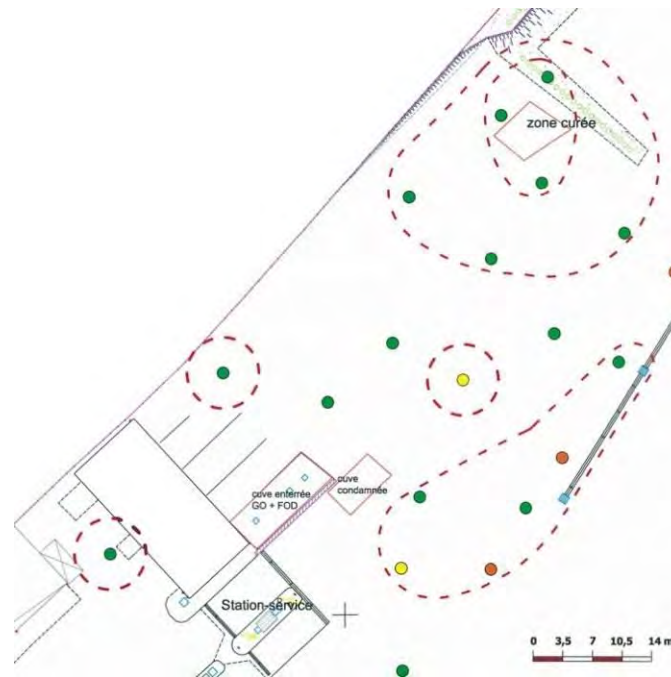


Figure A.2 : Localisation des zones sources identifiées (adapté de Colombano et al., 2012)

Actions et bilans massiques réalisés

Dans l'esprit des textes de 2007, la maîtrise des sources de pollution a été privilégiée dans la limite de ce qui était techniquement et économiquement acceptable. Le Plan de Gestion préparé s'est donc attaché à circonscrire de la manière la plus précise possible les sources de pollution et les volumes de sols associés, en raisonnant en bilans de matières. L'objectif principal de ce PG était de parvenir à supprimer environ 80 % de la pollution présente sur site en ne traitant qu'environ 20% du volume de la pollution. Un bilan coûts/avantages a également été réalisé. Compte tenu du contexte géologique, de la surface disponible sur site ainsi que du planning, la technique de dépollution retenue a été l'excavation, l'évacuation et le traitement hors site en filière agréée des matériaux pollués.

Sur la base des résultats d'analyses de sol, les bilans massiques réalisés ont tout d'abord nécessité la réalisation de courbes d'isoconcentrations présentées en Figures A.3 et A.4.

A l'aide de ces courbes, des volumes de sols « fortement impactés », adaptés aux concentrations mises en évidence, aux usages futurs (industriels) et dans la limite d'une dépollution à un coût économiquement acceptable, ont été définis. Compte tenu des teneurs en polluants présentes dans chacun de ces volumes, les masses de polluants associées ont été estimées. Des seuils de coupure ont finalement été définis (4 000 mg/kg MS en HCT et 1 000 mg/kg MS en HAP, soit 2 à 4 fois plus que le « bruit de fond » défini à l'aide des concentrations mises en évidence).

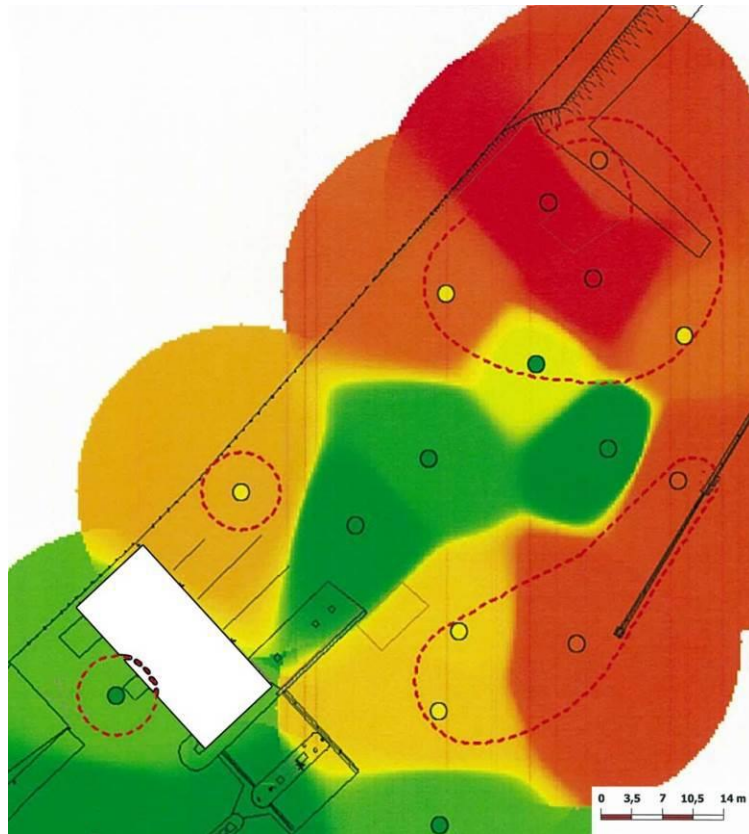


Figure A.3 : Courbes d'isoconcentrations en HCT (adapté de Colombano et al., 2012)

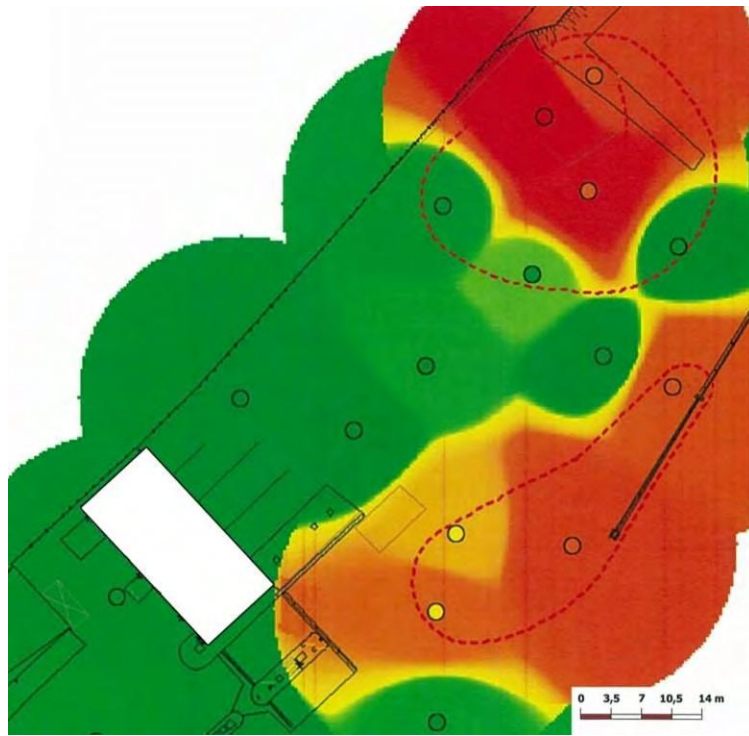


Figure A.4 : Courbes d'isoconcentrations en HAP (adapté de Colombano et al., 2012)

Définir une stratégie de dépollution : approche basée sur la masse de polluant et la capacité de relargage d'une pollution

Au final, un peu plus de 800 à 900 tonnes de terres fortement impactées ont été éliminées au lieu des 4 000 tonnes initialement estimées, si le « bruit de fond » avait été retenu comme seuil de coupure. Ces terres fortement impactées représentent néanmoins environ **75 à 80 % de la pollution totale**, initialement présente sur site.

b) Site B

Présentation du site

Le site B est une ancienne industrie pétrochimique faisant l'objet d'un AP imposant la réalisation d'un Plan de Gestion (traiter la phase libre d'hydrocarbures présente au droit du site ainsi que les sols contaminés) pour un usage industriel.

La géologie rencontrée au droit du site est la suivante :

- Remblais sur 1 à 2 m de profondeur ;
- Alluvions sablo-limoneux sur 1 à 2 m de profondeur ;
- Marnes et calcaires au-delà.

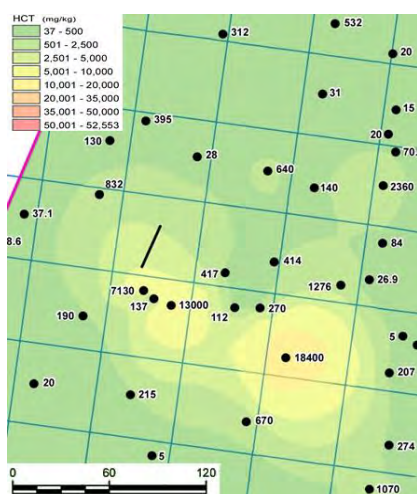
Le toit de la nappe, non compatible avec un usage d'eau potable, se situe à environ 2 m de profondeur.

Impacts identifiés

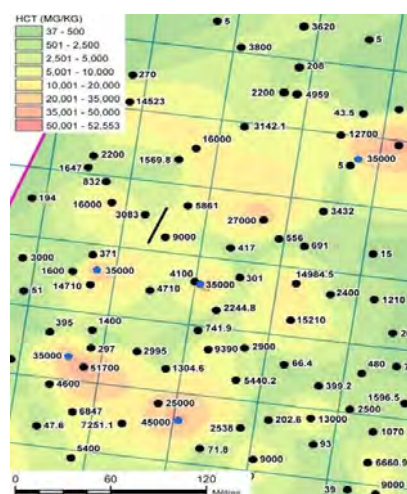
Un important impact en hydrocarbures a été mis en évidence en zone non saturée (ZNS) (concentration maximale de l'ordre de 50 000 mg/kg) et en zone saturée (ZS) (présence de plusieurs centimètres à dizaines de centimètres de flottant dans certains piézomètres et des concentrations dans les sols saturés pouvant dépasser les 50 000 mg/kg). La ZNS est abordée dans la partie 6.1.2 du présent guide et la ZS dans la partie 6.2.

Zone non saturée

Les investigations réalisées ont permis d'obtenir les cartes suivantes :



Entre 0 et 1 m d'épaisseur



Entre 1 et 2 m d'épaisseur

Figure B.1 : Cartes de modélisation des courbes d'isoconcentrations dans la ZNS

Ces deux cartes mettent en évidence un impact plus important entre 1 et 2 m plutôt qu'entre 0 et 1 m de profondeur.

Le bilan massique réalisé est présenté ci-dessous :

Plage de concentration (mg/kg)	Seuil de coupure (mg/kg)	Volume de sol par plage (m ³)	% Volume de sol	Volume de sol cumulé (m ³)	% Volume cumulé de sol	Masse HCT par plage (t)	% masse de polluant	Masse cumulée (t)	% Masse de polluant cumulée
0 - 0,5k	0	100 000	42,0%	238 300	100,0%	38	3,1%	1 193	100,0%
0,5k - 2,5k	500	57 500	24,1%	138 300	58,0%	129	10,8%	1 155	96,9%
2,5k - 5k	2 500	34 300	14,4%	80 800	33,9%	193	16,2%	1 026	86,0%
5k - 10k	5 000	27 800	11,7%	46 500	19,5%	313	26,2%	833	69,8%
10k - 20k	10 000	14 000	5,9%	18 700	7,8%	315	26,4%	520	43,6%
20k - 35k	20 000	4 200	1,8%	4 700	2,0%	173	14,5%	205	17,2%
35k - 50k	35 000	500	0,2%	500	0,2%	32	2,7%	32	2,7%

Tableau B.1 : Bilan massique dans la ZNS

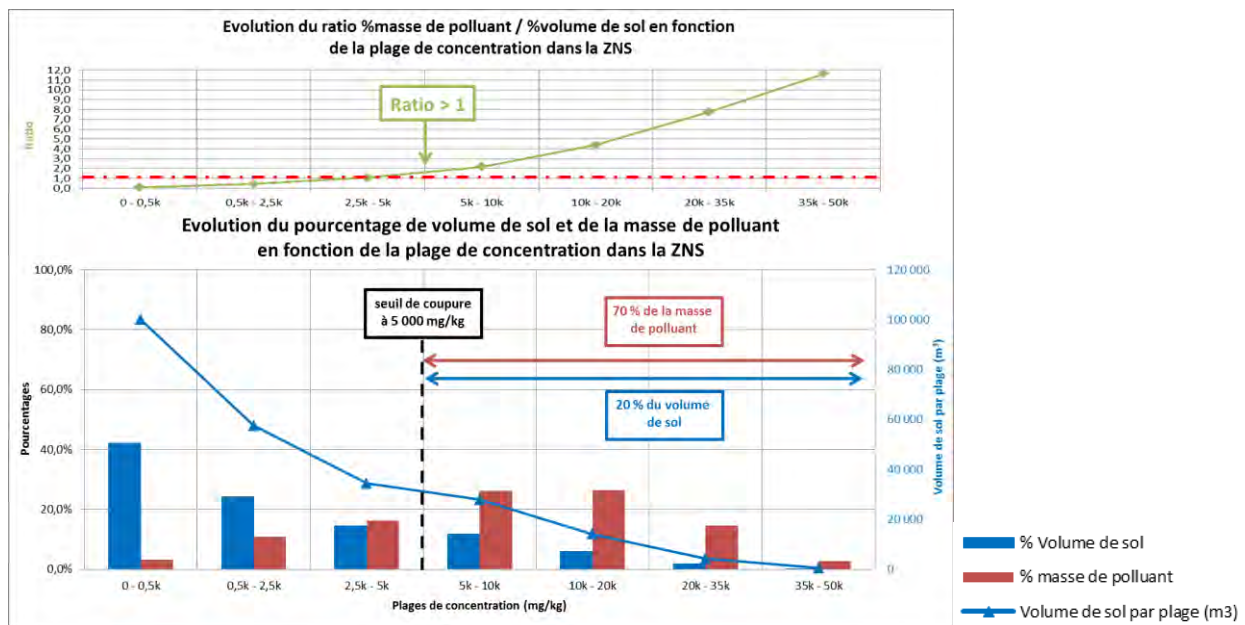


Figure B.2 : Évolution du pourcentage du volume de sol et de la masse de polluant en fonction de la plage de concentration dans la ZNS

Le pourcentage de la masse de polluant devient très clairement inférieur au pourcentage de volume de terre correspondant pour les concentrations inférieures à 2 500 mg/kg. On constate également que les sols présentant une concentration supérieure à 5 000 mg/kg ont un ratio pourcentage de la masse de polluant/pourcentage du volume de sol très intéressant (supérieur à 2).

En fixant un seuil de coupure théorique à 5 000 mg/kg, on traite environ 70 % de la masse totale de polluant (833 t sur les 1 193 t totaux) en ne traitant que 20 % du volume total de sol (46 500 m³ sur les 238 000 m³ totaux).

Définir une stratégie de dépollution : approche basée sur la masse de polluant et la capacité de relargage d'une pollution

En traçant une figure équivalente à la Figure B.3, le seuil de coupure théorique peut généralement être déterminé comme la concentration pour laquelle les deux courbes sont les plus espacées. Cela correspond généralement à la concentration à partir de laquelle le ratio [% masse de polluant / % volume de sol] devient significativement supérieur à 1 (2,2 dans le cas présent).

Si on s'intéresse à la plage [2 500 – 5 000 mg/kg], le ratio %masse de polluant/%volume de sol est très légèrement supérieur à 1 (segments de droite parallèles sur la Figure B.3). L'intérêt de traiter les sols correspondant semble moins évident puisque l'on retire un pourcentage de masse comparable à celui du volume de sol correspondant.

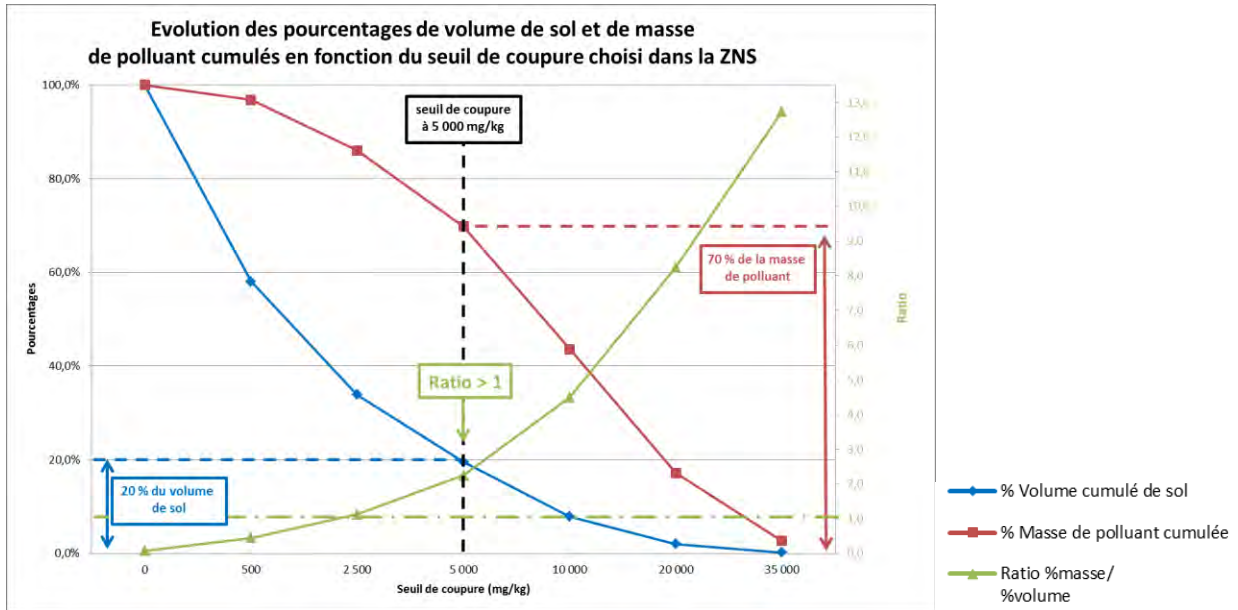


Figure B.3 : Évolution des pourcentages du volume de sol et de la masse de polluant cumulés en fonction du seuil de coupure choisi dans la ZNS

Compte tenu des éléments précédents, un seuil de coupure fixé à 5 000 mg/kg semble le plus pertinent si on prend en considération uniquement la masse de polluant et le volume de sol associé.

Remarque :

On ne s'intéresse pas dans le cas de cet exemple à l'aspect sanitaire (qui ne posait pas de problème dans l'exemple en question) et à la question du risque pour la ressource en eau qui pourrait exister si on laissait une concentration en polluant trop importante dans les sols. Il faudrait bien entendu tenir compte de ces deux aspects lors de l'application de ce guide méthodologique.

Zone saturée

Le même exercice peut être fait en zone saturée.

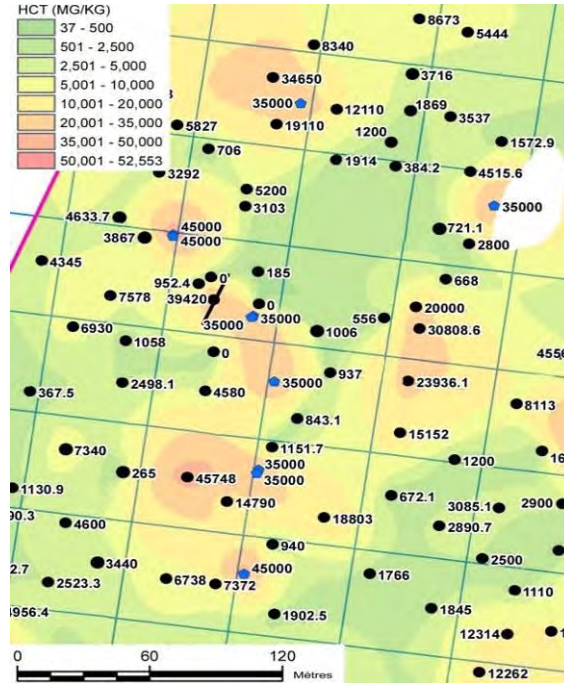


Figure B.4 : Cartes de modélisation des courbes d'isoconcentrations dans la ZS

Plage de concentration (mg/kg)	Seuil de coupure (mg/kg)	Volume de sol par plage (m ³)	% Volume de sol	Volume de sol cumulé (m ³)	% Volume cumulé de sol	Masse HCT par plage (t)	% masse de polluant	Masse cumulée (t)	% Masse de polluant cumulée
0,5k - 2,5k	500	39 000	18,8%	208 000	100,0%	90	3,1%	2 889	100,0%
2,5k - 5k	2 500	56 000	26,9%	169 000	81,3%	320	11,0%	2 801	96,9%
5k - 10k	5 000	51 000	24,5%	113 000	54,3%	580	19,9%	2 486	86,0%
10k - 20k	10 000	38 000	18,3%	62 000	29,8%	860	29,5%	1 913	66,1%
20k - 35k	20 000	21 000	10,1%	24 000	11,5%	870	29,8%	1 058	36,6%
35k - 50k	35 000	3 000	1,4%	3 000	1,4%	200	6,8%	191	6,8%

Tableau B.2 : Bilan massique dans la ZS

Compte tenu des volumes de terres en jeu, un seuil de coupure à 5 000 mg/kg en zone saturée, comme cela était le cas en zone non saturée, ne semble pas pertinent. On constate ainsi que, pour des seuils de coupure inférieurs à 10 000 mg/kg, le pourcentage du volume de sol est supérieur à celui de la masse de polluant correspondante (les courbes se rapprochent entre 5 000 et 10 000 mg/kg sur la Figure B.6 et le ratio est encore supérieur à 1 à 10 000 mg/kg). En suivant les recommandations faites dans la partie 6.1, un seuil à 10 000 mg/kg semblerait le plus intéressant, comme proposé dans les Figures B.5 et B.6.

Définir une stratégie de dépollution : approche basée sur la masse de polluant et la capacité de relargage d'une pollution

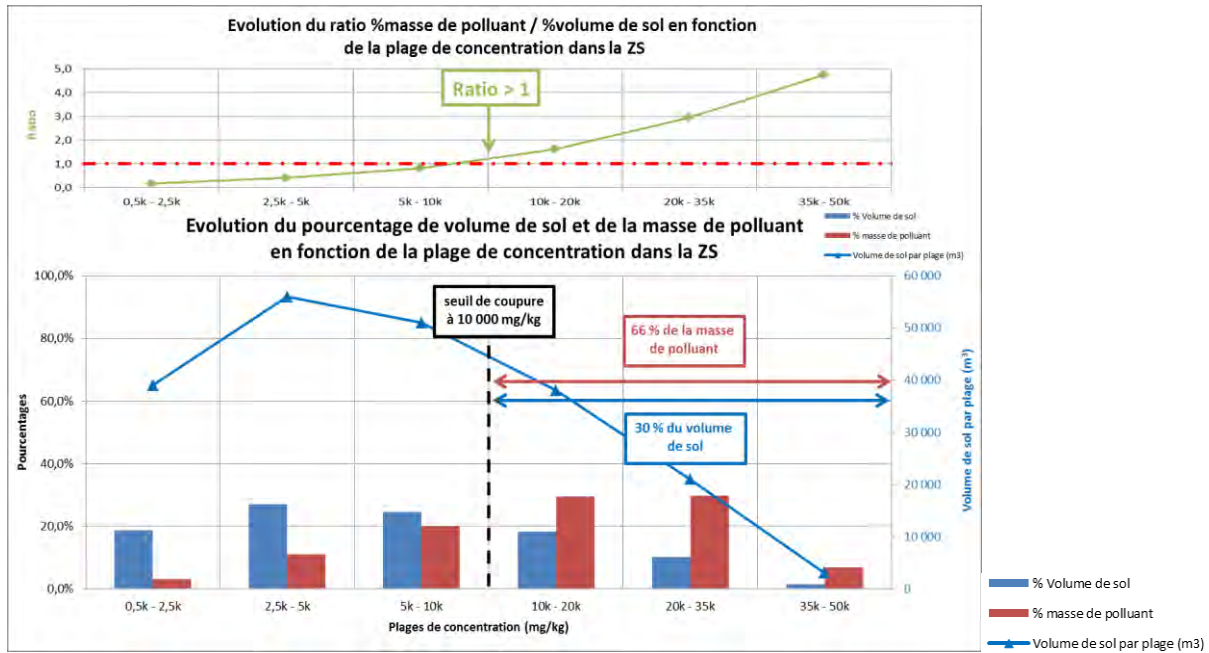


Figure B.5 : Évolution du pourcentage du volume de sol et de la masse de polluant en fonction de la plage de concentration dans la ZS

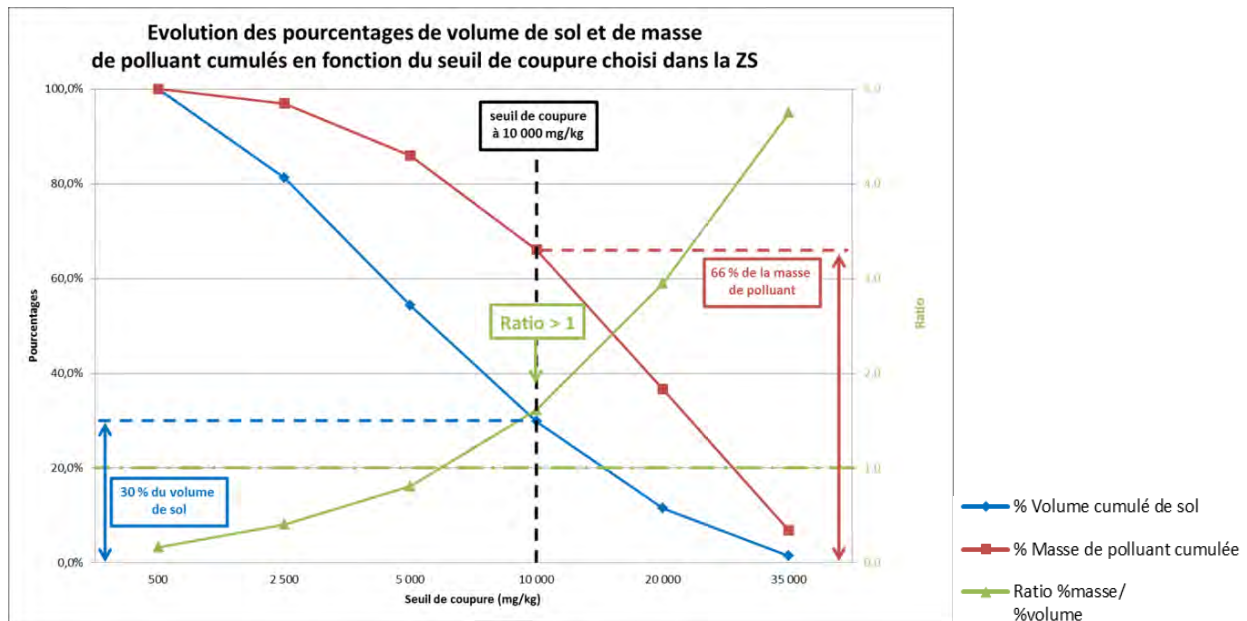


Figure B.6 : Évolution des pourcentages du volume de sol et de la masse de polluant cumulés en fonction du seuil de coupure choisi dans la ZS

Néanmoins, il convient de ne pas oublier que la pollution a eu tendance à s'étaler dans la zone de battement de la nappe, comme cela a été rappelé au début de cette partie. La meilleure technique disponible pour ce site étant l'excavation et le traitement par biopile sur site, plus le seuil de coupure est abaissé, plus les volumes de sol à excaver (aussi bien les sols pollués en ZNS ou en ZS que les sols non impactés en ZNS mais situés au-dessus d'une zone impactée en ZS) seront importants, avec des conséquences financières évidentes. À titre illustratif, la Figure B.7 présente l'évolution des volumes de sols à terrasser en fonction du seuil de coupure choisi.

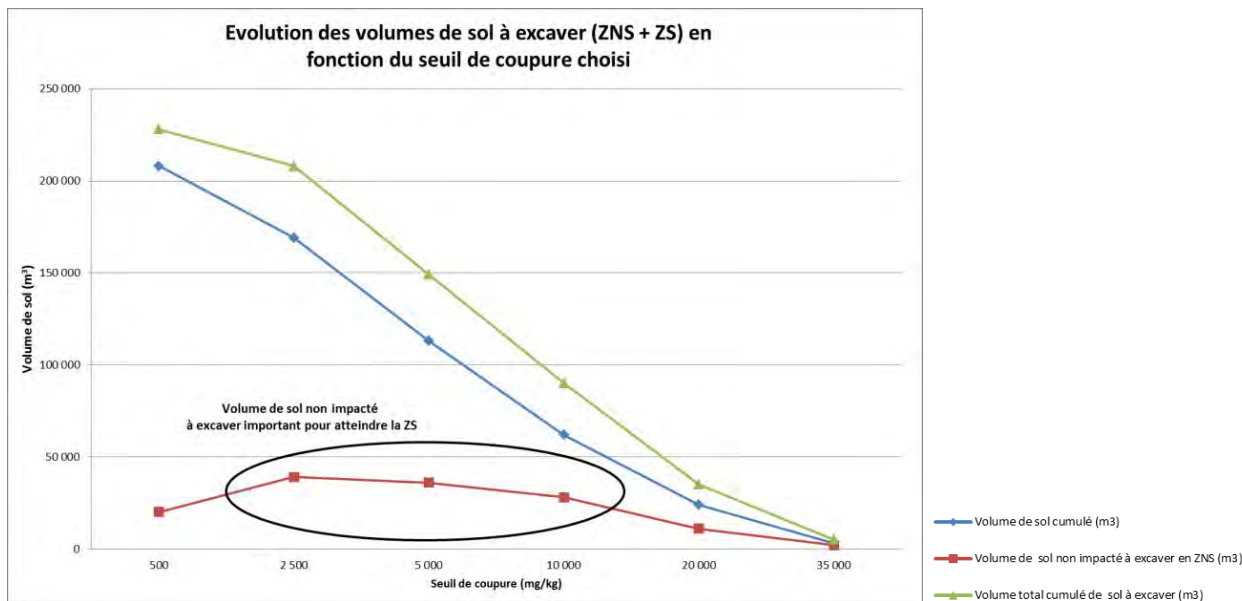


Figure B.7 : Évolution des volumes de sol à excaver (ZNS + ZS) en fonction du seuil de coupure choisi (site B)

Dans le cas du Site B, l'application de recommandations de la partie 6.1.2 n'est pas suffisante, compte tenu : *i.* des conséquences financières liées au terrassement des terres non impactées situées en ZNS ; *ii.* de la diminution des surfaces disponibles pour traiter les terres sur site par biopile ; *iii.* du fait qu'une grande partie du produit pur ait été traité par pompage/écrémage.

Dans ce cas, afin de définir un seuil de coupure dans la ZS, il faut tenir compte du relargage²⁴, susceptible de se produire dans la nappe en fonction du seuil de coupure choisi, ce relargage étant lié à la saturation résiduelle (phase pure) et à la dissolution (phase dissoute).

²⁴ Pour rappel, pour ce site, il n'y avait pas de problématique sanitaire compte tenu des usages envisagés.

Le Schéma conceptuel est présenté en Figure C.3.

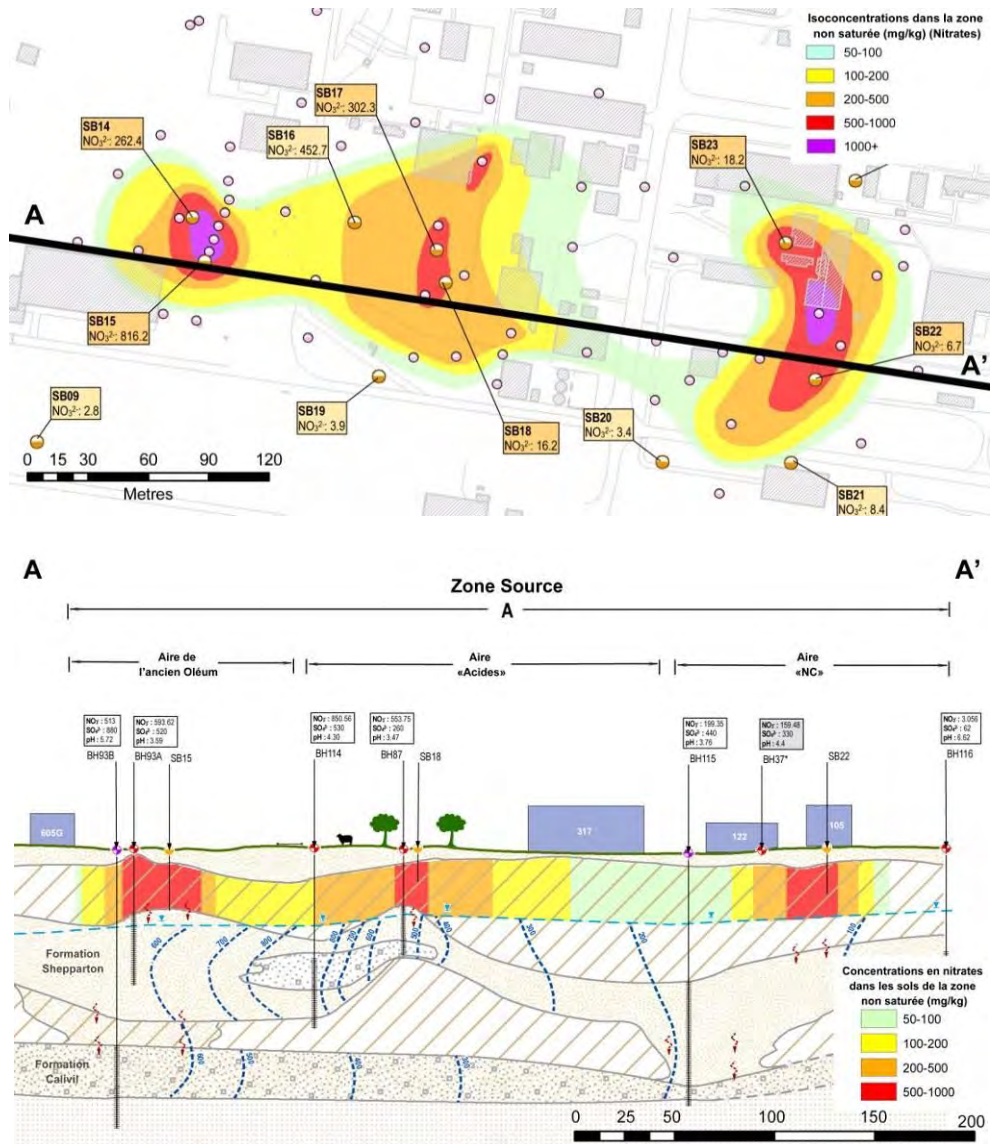


Figure C.3 : Schéma conceptuel de la zone A (vue en coupe - d'après GDH, 2007)

Dans le cadre du présent guide, seules les sources A et D1/D3 ont été étudiées, respectivement pour les nitrates et les sulfates. Un bilan massique réalisé sur la zone A a porté sur les nitrates. Les résultats obtenus étant semblables à ceux obtenus pour le Site B (§ 6.1.2), ils ne sont pas présentés ci-dessous. Seule la source D1/D3 est présentée en Figure C.3.

Définir une stratégie de dépollution : approche basée sur la masse de polluant et la capacité de relargage d'une pollution

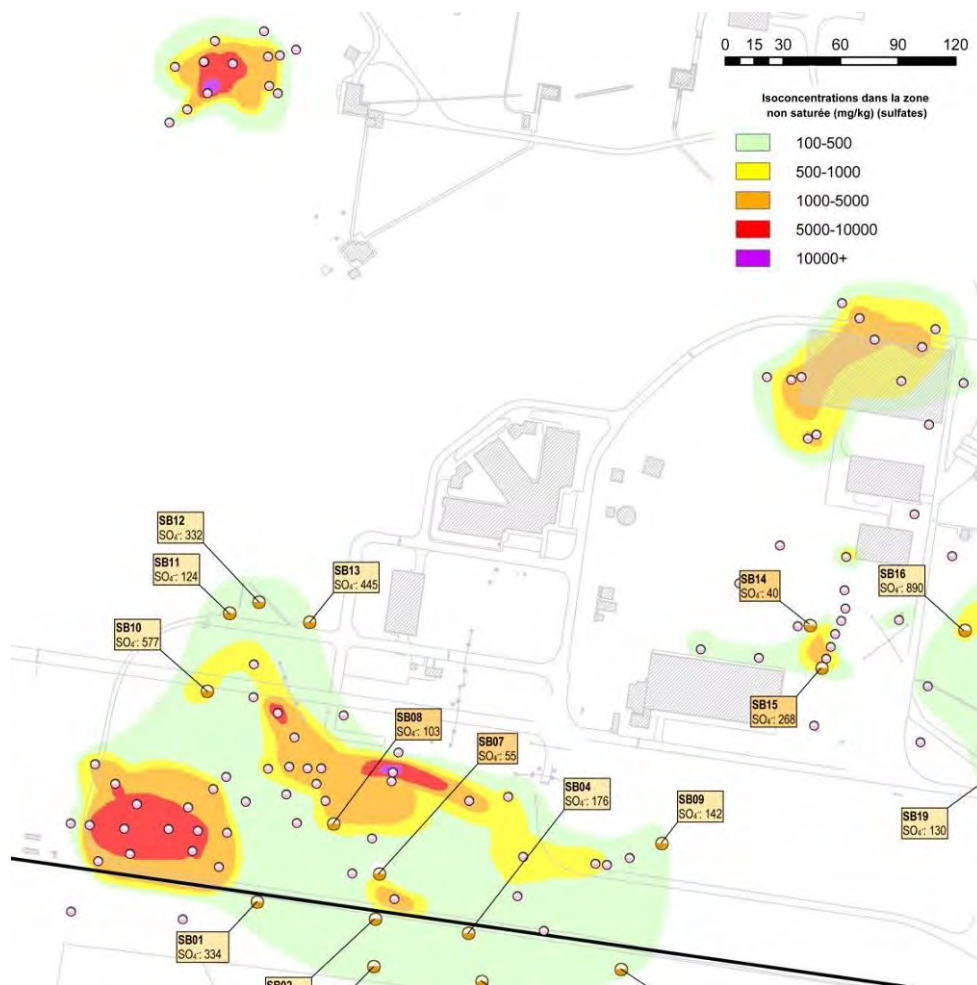


Figure C.3 : Courbes d'isoconcentrations en zone D1/D3 (sulfates) (d'après GDH, 2007)

Les bilans massiques réalisés sont présentés dans le Tableau C.1.

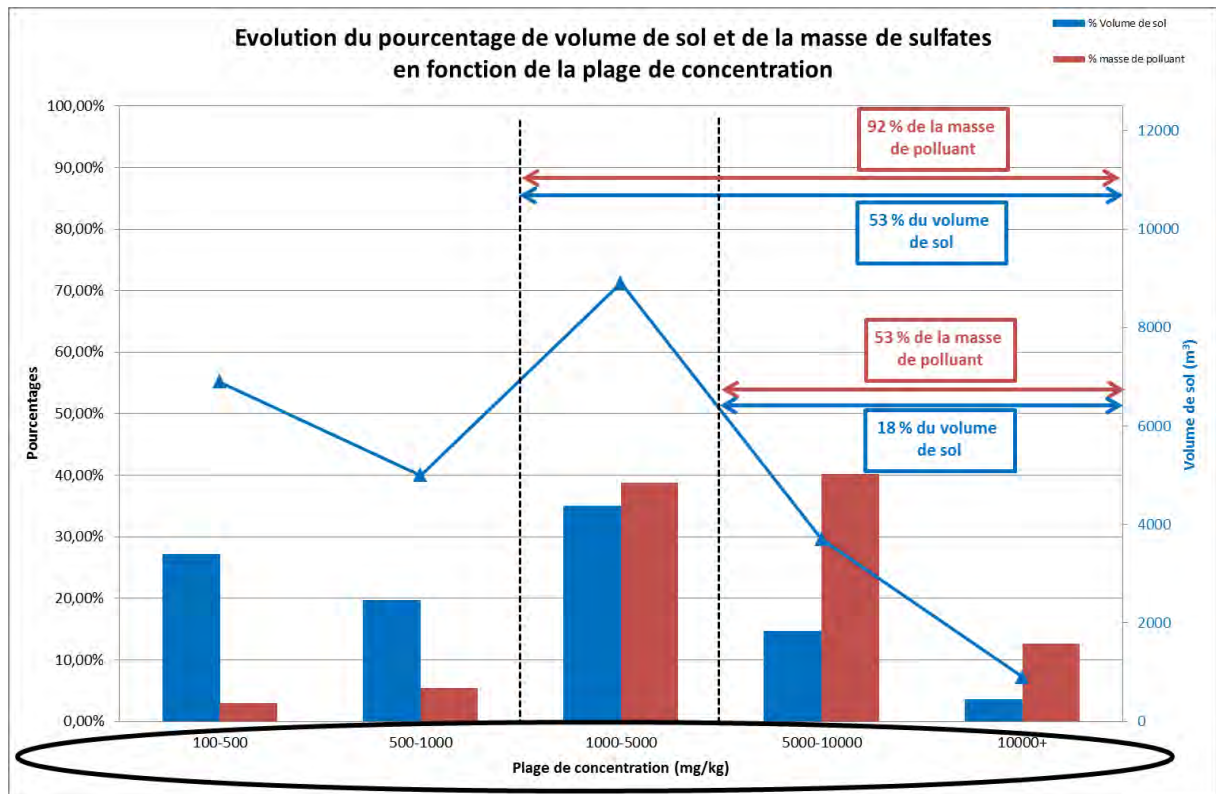
Sulfates (Zones D1/D3)								
Plage de concentration (mg/kg)	Seuil de coupure (mg/kg)	Volume de sol par plage (m ³)	% Volume de sol	% Volume de sol cumulé	Masse de polluant par plage (kg)	% masse de polluant	Masse cumulée (t)	% Masse de polluant cumulée
100-500	100	6900	27,17%	100,00%	3 700,00	2,99%	123 900,00	100,00%
500-1000	500	5000	19,69%	72,83%	6 700,00	5,41%	120 200,00	97,01%
1000-5000	1000	8900	35,04%	53,15%	48 000,00	38,74%	113 500,00	91,61%
5000-10000	5000	3700	14,57%	18,11%	49 800,00	40,19%	65 500,00	52,87%
10000+	10000	900	3,54%	3,54%	15 700,00	12,67%	15 700,00	12,67%

Tableau C.1 : Bilans massiques en zone D1/D3 (d'après GDH, 2007)

Deux graphiques ont été réalisés et sont présentés en Figures C.4.

Dans le cas de la source D1/D3, l'interprétation du bilan massique n'est pas aisée. On constate tout d'abord que la courbe d'évolution des volumes en fonction des plages de concentration n'a pas la même forme que celle obtenue dans le cas du Site B (Figure B.2). En effet, les volumes de sols que représentent les plages de concentrations [100 - 500 mg/kg] et [500 - 1 000 mg/kg] sont moins importants que ceux pour la plage de concentrations [1 000 - 5 000 mg/kg]. L'utilisation de cette seule courbe pour définir un seuil de coupure n'aurait pas été possible (cf. § 6.1.2.d)). Par ailleurs, le choix du seuil de coupure n'est pas évident, comme le montre la Figure C.4. En effet, en choisissant un seuil de coupure théorique à 1 000 mg/kg, on traiterait la grande majorité de la pollution (mais au prix d'un volume de sol important), alors que le choix d'un seuil de coupure à 5 000 mg/kg permet quant à lui de traiter environ 50 % de polluant (ce qui est relativement peu) pour un peu moins de 20 % du volume de sol. Une solution, pour affiner la connaissance de l'évolution du pourcentage de volume de sol et de masse de polluant en fonction de la concentration et donc la définition du seuil de coupure théorique, aurait pu être d'augmenter le nombre de plages de concentrations. Malheureusement, le nombre limité de rapports disponibles et la quantité d'informations présentes dans ces documents publics n'étaient pas suffisantes pour vérifier la pertinence cette hypothèse.

En complément d'un travail sur la masse de polluant présente dans les sols, il conviendrait dans le cas du site C d'étudier le relargage des sulfates dans la nappe pour confirmer le choix du seuil de coupure théorique.



Définir une stratégie de dépollution : approche basée sur la masse de polluant et la capacité de relargage d'une pollution

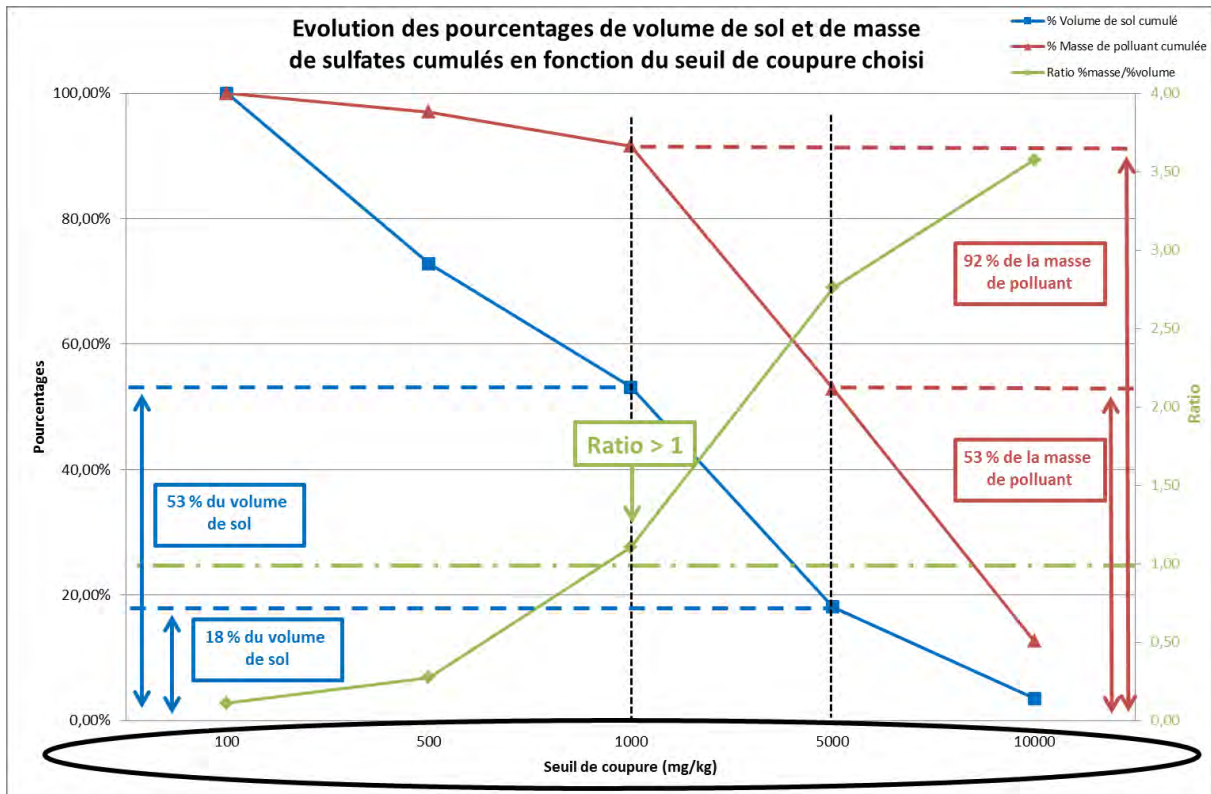


Figure C.4 : Évolution des pourcentages de volumes de sol et de masse de sulfates en fonction des plages de concentrations (Zones source D1/D3)

d) Site D

Présentation du site

Dans le cadre d'une cessation d'activité, une étude du passif environnemental a été réalisée et un plan de gestion préparé. Les investigations ont mis en évidence le contexte géologique suivant :

- Remblais sableux avec quelques passées limoneuses sur environ 3 m ;
- Limons parfois argileux sur environ 1 m ;
- Sable et argiles sur environ 25 m ;
- Argiles sur environ 20 m.

Une première nappe, non exploitable, est présente vers 4 m de profondeur, une deuxième nappe étant située vers 50 m de profondeur.

Impacts identifiés

La pollution majoritaire sur le site est constituée par des hydrocarbures C₁₀-C₄₀ mais des impacts significatifs en BTEX et COHV ont également été mis en évidence en superposition de la pollution en HCT. Ils sont présentés sur la Figure D.1.

Définir une stratégie de dépollution : approche basée sur la masse de polluant et la capacité de relargage d'une pollution

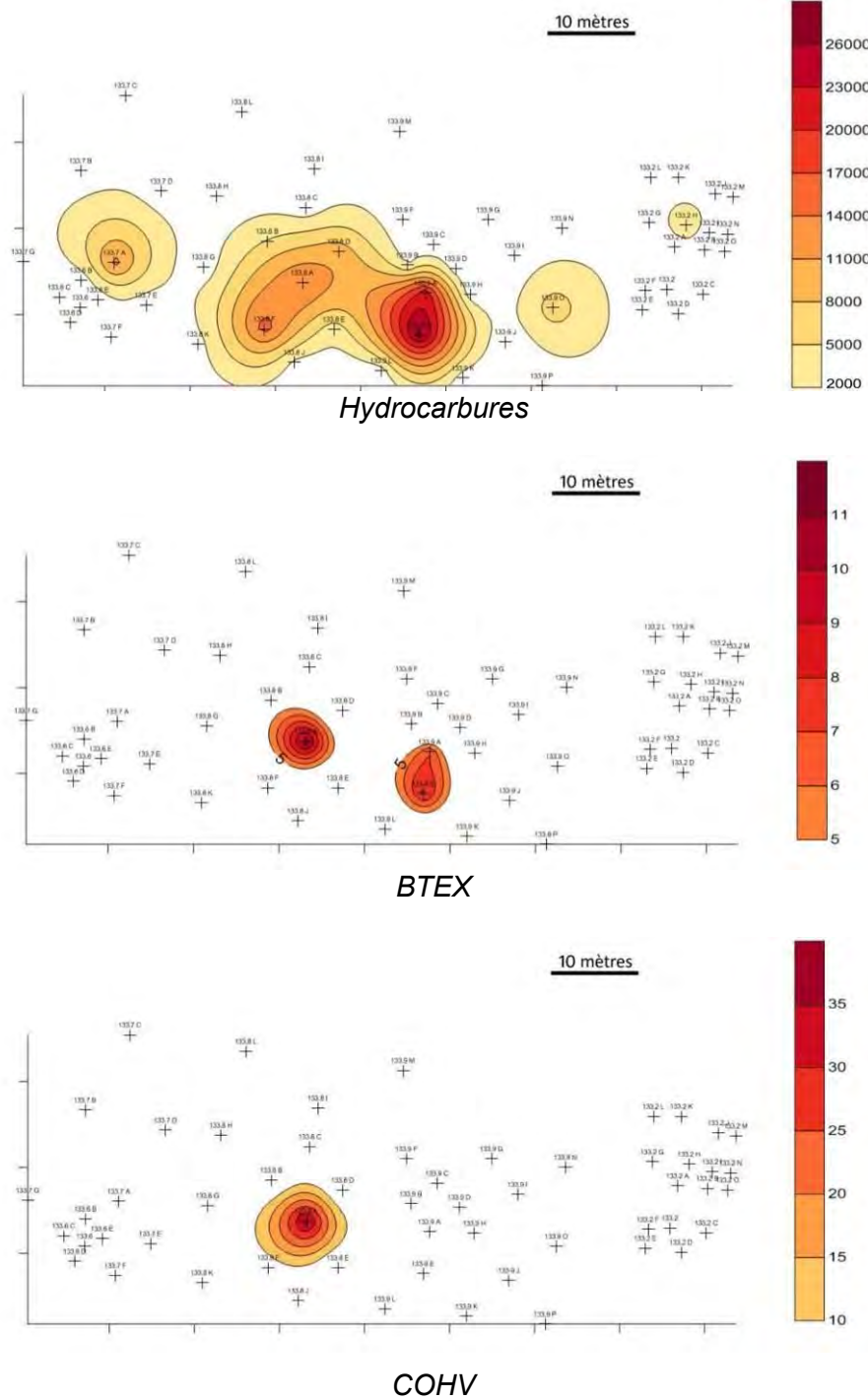


Figure D.1 : Cartes de modélisation des courbes d'isoconcentrations dans la ZNS

Un bilan massique a tout d'abord été réalisé sur les HCT (pollution principale sur ce site).

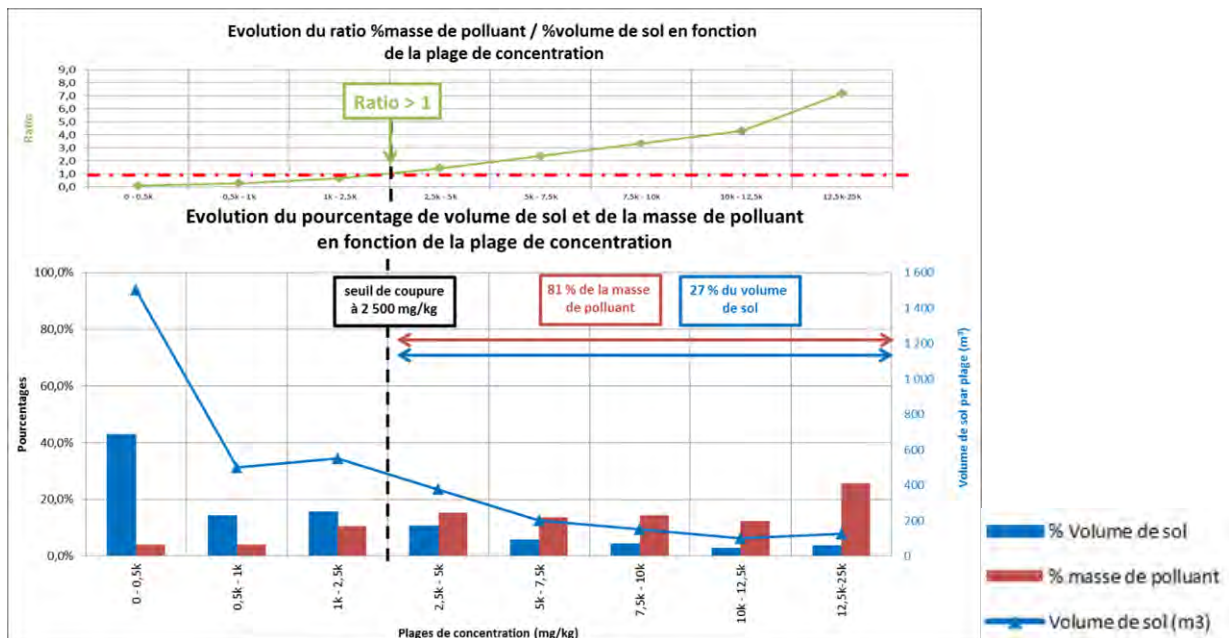
Définir une stratégie de dépollution : approche basée sur la masse de polluant et la capacité de relargage d'une pollution

Plage de concentration (mg/kg)	Seuil de coupure (mg/kg)	Volume de sol par plage (m ³)	% Volume de sol	% Volume cumulé de sol	Masse HCT par plage (t)	% Masse de polluant	% Masse de polluant cumulée
0 - 0,5k	0	1 500	42,9%	100,0%	0,7	4,1%	100,0%
0,5k - 1k	500	500	14,3%	57,1%	0,7	4,1%	95,9%
1k - 2,5k	1 000	550	15,7%	42,9%	1,8	10,5%	91,8%
2,5k - 5k	2 500	375	10,7%	27,1%	2,7	15,4%	81,3%
5k - 7,5k	5 000	200	5,7%	16,4%	2,4	13,7%	65,9%
7,5k - 10k	7 500	150	4,3%	10,7%	2,5	14,3%	52,3%
10k - 12,5k	10 000	100	2,9%	6,4%	2,1	12,3%	37,9%
12,5k-25k	12 500	125	3,6%	3,6%	4,5	25,6%	25,6%

Tableau D.1 : Bilan massique sur les HCT

Un seuil de coupure théorique (2 500 mg/kg) a été défini en fonction des résultats obtenus sur la pollution majoritaire. Les graphiques illustrant le choix de ce seuil sont présentés en Figure D.2. Ce seuil de coupure permet de retirer plus de 81 % de la pollution pour environ 27 % du volume de sol.

En ne s'intéressant qu'à la masse brute de polluant et au volume de sol associé, il n'est pas pertinent de choisir un seuil de coupure plus faible (1 000 mg/kg), car le ratio entre le pourcentage de la masse polluant et le pourcentage de volume de sol devient moins favorable (les courbes sont plus proches et le ratio devient inférieur à 1).



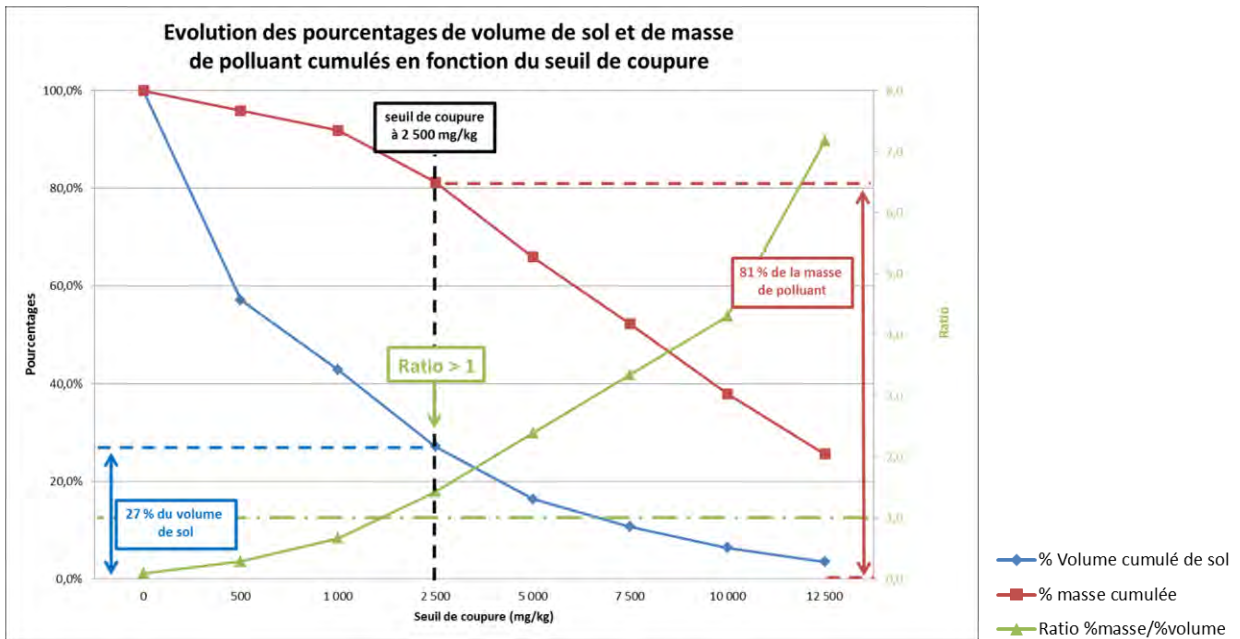


Figure D.2 : Évolution des pourcentages de volumes de sol et de masse de HCT cumulés en fonction du seuil de coupure

Le seuil de coupure théorique défini ci-dessus étant valable pour les hydrocarbures, il a ensuite fallu s'assurer qu'il permettait de traiter les impacts en BTEX et COHV, ce que confirme la superposition des impacts mis en évidence et du seuil de coupure choisi, présentée en Figure D.3.

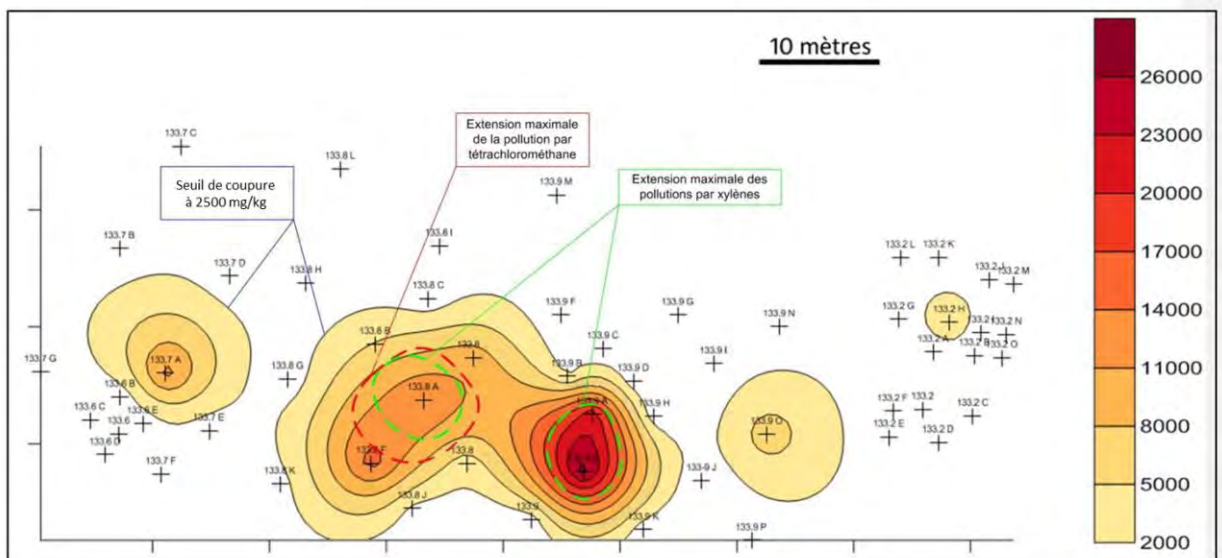


Figure D.3 : Superposition des zones impactées par des HCT, des BTEX et des COHV

Définir une stratégie de dépollution : approche basée sur la masse de polluant et la capacité de relargage d'une pollution

e) Site F

Présentation du site

Dans le cadre de la **cession partielle d'activité** d'un site de fabrication d'engrais, une évaluation du passif environnemental a été réalisée au niveau d'un ancien atelier de fabrication d'ammoniac. Cet atelier, situé sur une parcelle d'environ 1 200 m², utilisait de l'arsenic comme anticorrosif et a été démantelé en 2001 (avec retrait des dalles et des canalisations). La partie centrale du site a fait l'objet d'une excavation sur 2 à 3 m de profondeur et des eaux sont accumulées dans cette fouille.



Figure F.1 : vue aérienne du site

Le contexte géologique et hydrogéologique est le suivant :

- Des sols composés de :
 - Alluvions récentes : sables limoneux (≈ 3 m d'épaisseur) et limons argileux (≈ 5 m d'épaisseur) ;
 - Alluvions anciennes de sables et graviers (≈ 3 m d'épaisseur) ;
 - Craie.
- La présence de 4 entités hydrogéologiques interconnectées :
 - nappe alluviale des sables limoneux (à dominante verticale) ;
 - nappe alluviale des limons argileux (à dominante verticale) ;
 - nappe alluviale des sables et graviers (à dominante horizontale vers le fleuve) ;
 - nappe de la craie (à dominante horizontale vers le fleuve).
- Un lien avéré de ces nappes avec un fleuve situé à 300 m.

Impacts identifiés et enjeux à préserver

Les diagnostics réalisés ont principalement mis en évidence :

- Un impact généralisé des sols en arsenic (teneurs en arsenic total allant jusqu'à plus de 2 500 mg/kg MS),
- Un impact des eaux souterraines en arsenic (teneurs en arsenic total allant jusqu'à 310 mg/L).

Les données issues du contexte géologique et hydrogéologique, des usages envisagés, et des résultats des diagnostics environnementaux ont été synthétisées dans le schéma conceptuel et ont abouti aux voies de transfert suivantes :

- Sur site : l'envol des poussières ;
- Hors site : l'envol des poussières, émission de composés dans les eaux souterraines et lien des eaux souterraines avec les eaux superficielles.

Les voies d'expositions retenues sont :

- L'utilisation des eaux du fleuve pour le transport fluvial et un usage halieutique,
- L'existence de cibles potentielles dans l'environnement immédiat du site, à savoir les employés de la société du site et des sociétés voisines, ainsi que les usagers du fleuve.

Le schéma conceptuel est le suivant :

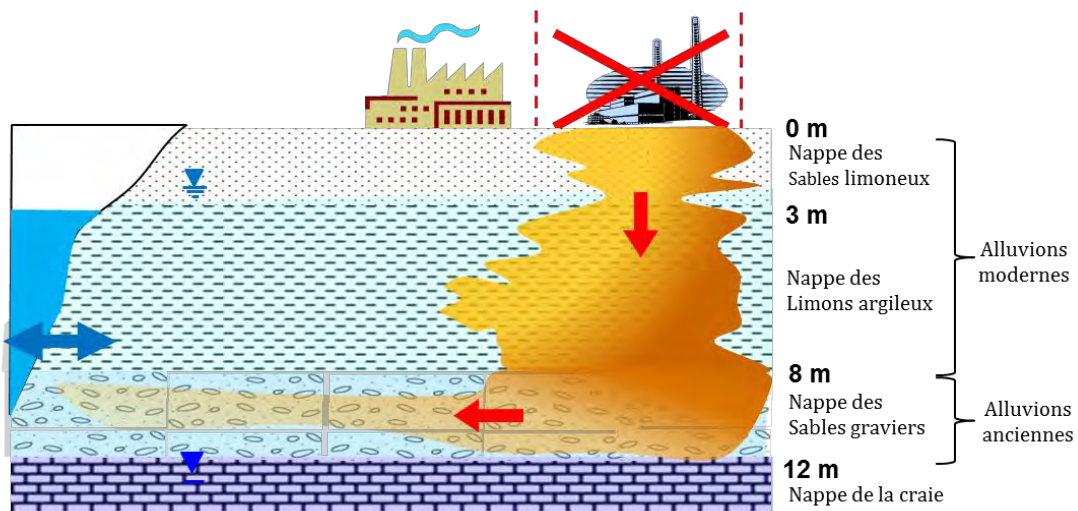


Figure F.2 : Schéma conceptuel

Actions, bilans massiques et bilan des potentiels de relargage réalisés

Dans l'esprit des textes de 2007, la maîtrise des sources de pollution a été privilégiée dans la limite de ce qui était techniquement et économiquement acceptable. Le Plan de Gestion préparé s'est donc attaché à circonscrire, de la manière la plus précise possible, les sources de pollution et les volumes de sols associés, en raisonnant en bilans de matière.

Une interprétation de ces courbes d'isoconcentrations a été réalisée pour calculer les masses d'arsenic total et lixiviable présentes dans les sols. Les calculs ont été réalisés pour chaque couche d'un m d'épaisseur en :

- Application d'un maillage de 3 x 3 m sur l'ensemble du site ;
- Identification des zones plus concentrées :
 - Pour l'arsenic lixiviable, il est apparu que la zone fortement impactée était assez limitée et a été nommée « Zone Nord 1 » ;
 - Pour l'arsenic total, la zone impactée est plus étendue. Cette zone (qui inclut la zone nord 1) a été nommée « Zone Nord 2 » ;

Remarque :

Définir une stratégie de dépollution : approche basée sur la masse de polluant et la capacité de relargage d'une pollution

Des zones différentes ont été considérées pour l'arsenic total et pour l'arsenic lixiviable en raison des différences importantes des gradients de concentrations.

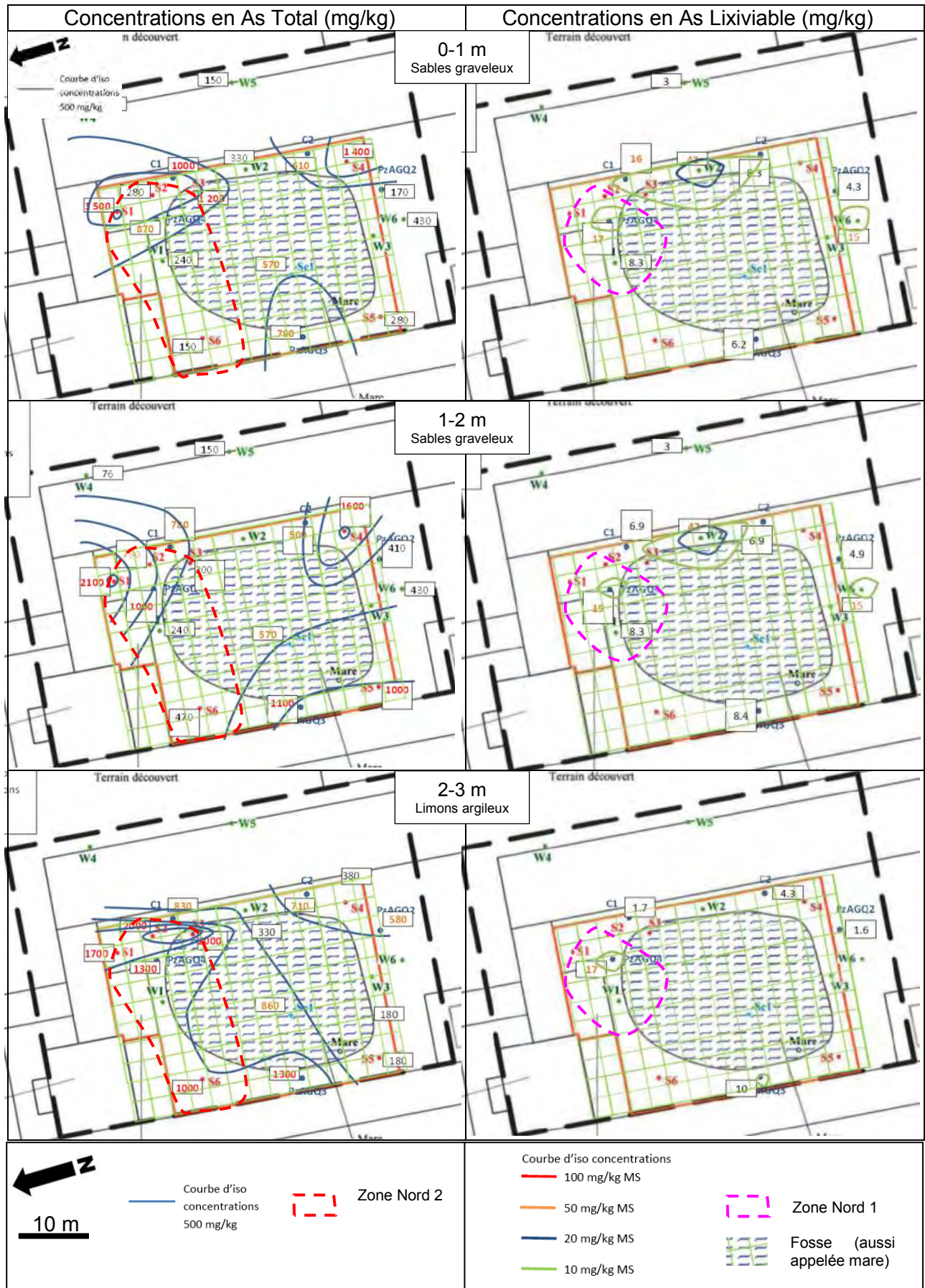
- Calcul de la surface entre chaque couple de courbes d'isoconcentrations dans les zones précédemment déterminées ;
- Détermination de la concentration médiane en arsenic (lixiviable et total) entre deux courbes d'isoconcentrations ;
- Calcul de la quantité d'arsenic entre deux courbes d'isoconcentrations (= surfaces x concentrations médianes x 1 m x densité) et du volume de sol associé aux zones précédemment déterminées.

Remarque :

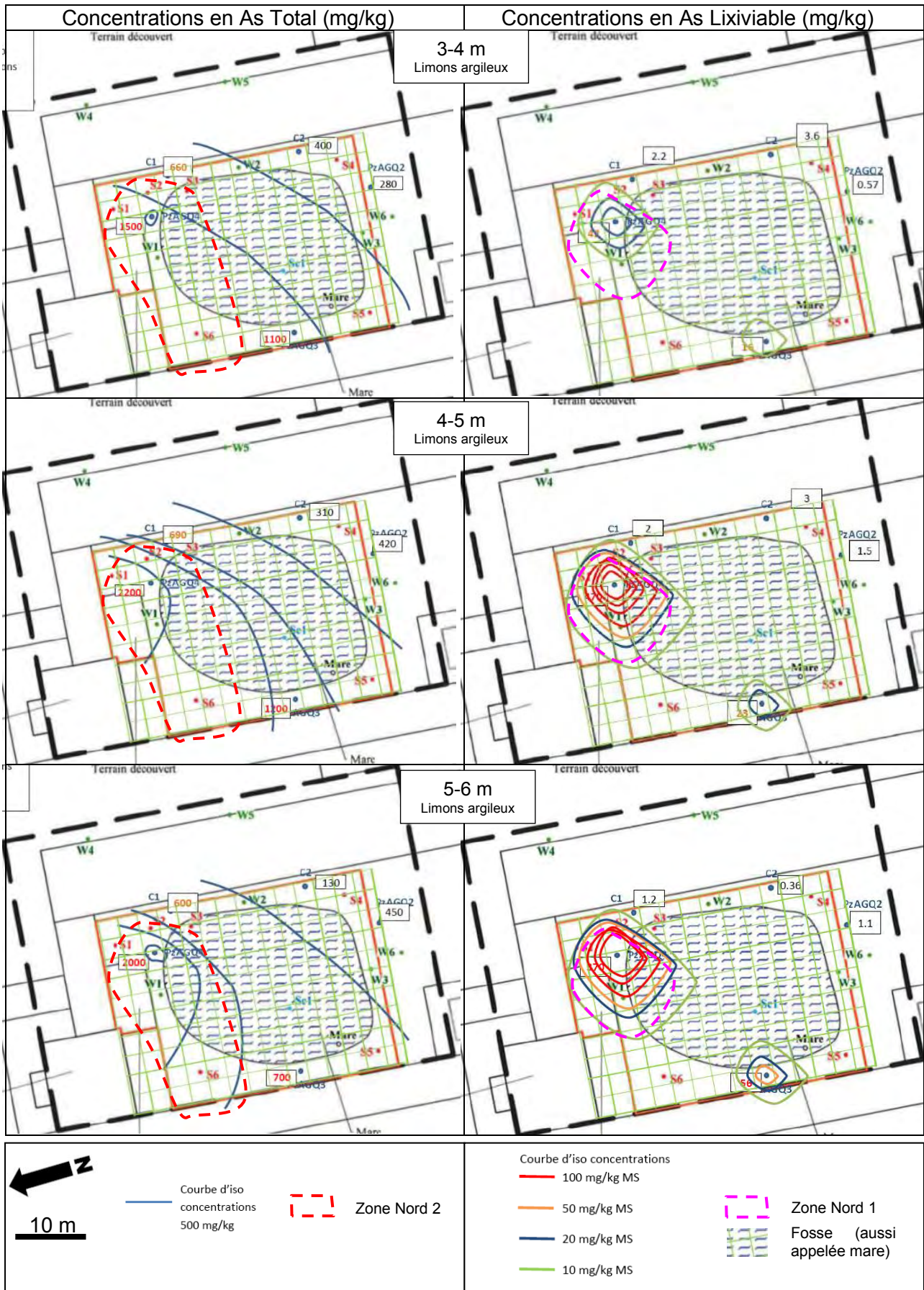
La géométrie et la surface des zones Nord 1 et Nord 2, utilisées pour le calcul des volumes, peuvent varier légèrement entre les différentes couches d'1 m de sols en raison des variations des courbes d'isoconcentrations. Cependant, les surfaces concernées restent toujours comprises dans les zones Nord 1 et Nord 2, telles qu'indiquées sur la Figure F.3.

La Figure F.3 présente les courbes d'isoconcentrations en arsenic total et en arsenic lixiviable au droit du site en fonction de la profondeur.

Le Tableau F.1 présente les masses d'arsenic total pour la Zone Nord 2 et d'arsenic lixiviable pour la Zone Nord 1, pour chaque horizon d'un mètre de sol. Ces masses sont mises en parallèles avec le volume de sol correspondant.



Définir une stratégie de dépollution : approche basée sur la masse de polluant et la capacité de relargage d'une pollution



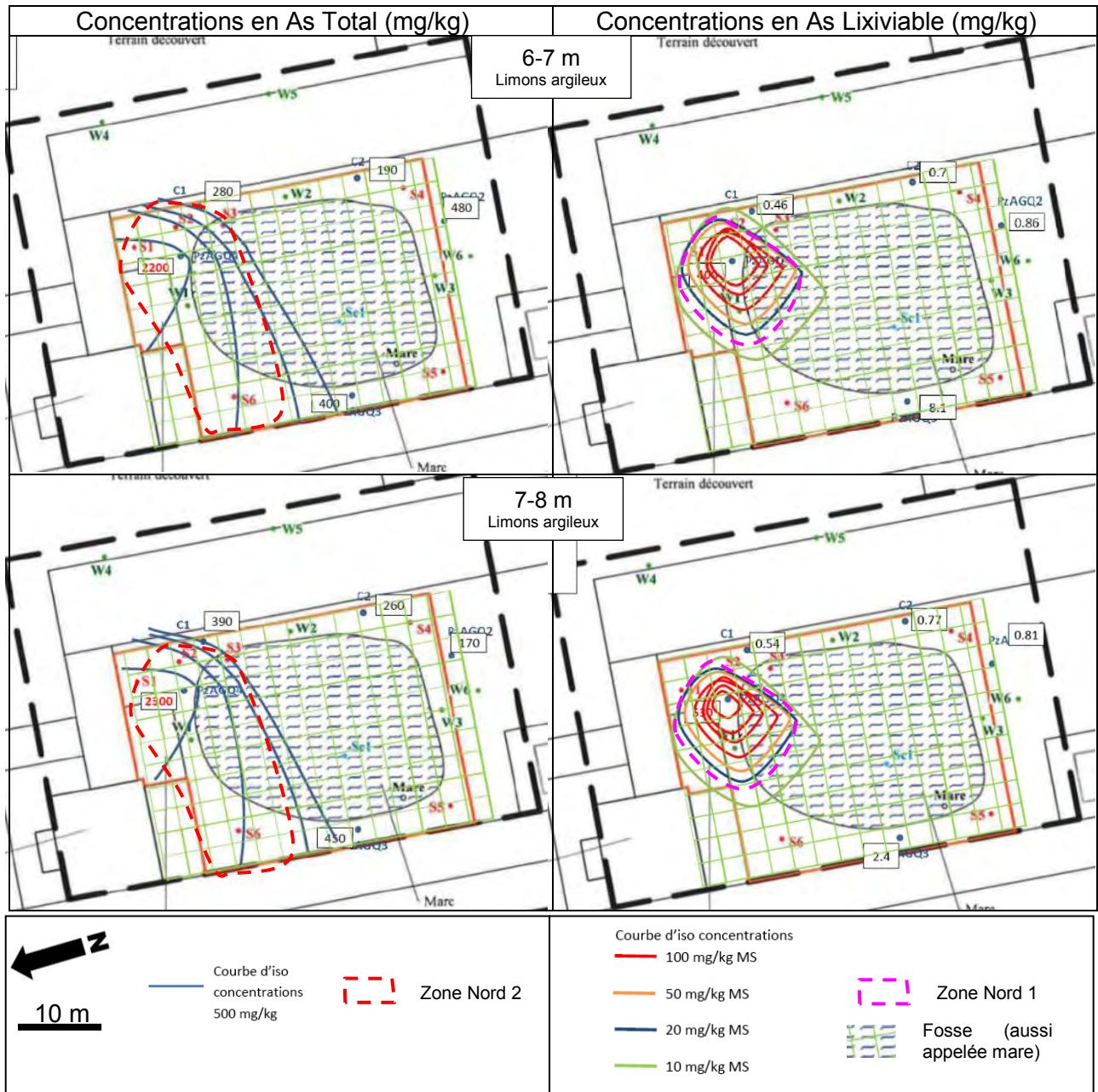


Figure F.3 : courbes d'isoconcentrations en arsenic total et en arsenic lixiviable dans les sols

Définir une stratégie de dépollution : approche basée sur la masse de polluant et la capacité de relargage d'une pollution

profondeur	Arsenic total - Bilan de matière					Arsenic Lixiviable - Bilan du potentiel de relargage				
	zone concernée	masse As total (kg)	Volume de sols concerné (m ³)	As / As total	Vol / Vol total	zone concernée	masse As lixiviable (kg)	Volume de sols concerné (m ³)	As / As total	Vol / Vol total
0-1 m	zone nord 2	265	164	2%	2%	Totalité du site	11,45	1143	5%	13%
	reste du site	543	979	5%	11%					
1-2 m	zone nord 2	231	128	2%	1%	Totalité du site	11,45	1143	5%	13%
	reste du site	752	1015	6%	11%					
2-3 m	zone nord 2	875	405	8%	4%	Totalité du site	9,36	1143	4%	13%
	reste du site	598	738	5%	8%					
3-4 m	zone nord 2	1013	506	9%	6%	zone nord 1	2	54	1%	1%
	reste du site	658	637	6%	7%	reste du site	9	1089	4%	12%
4-5 m	zone nord 2	1444	477	12%	5%	zone nord 1	41	135	17%	1%
	reste du site	778	666	7%	7%	reste du site	9	1008	4%	11%
5-6 m	zone nord 2	898	374	8%	4%	zone nord 1	34	117	14%	1%
	reste du site	754	770	6%	8%	reste du site	9	1026	4%	11%
6-7 m	zone nord 2	1030	378	9%	4%	zone nord 1	35	90	15%	1%
	reste du site	378	765	3%	8%	reste du site	12	1053	5%	12%
7-8 m	zone nord 2	1066	396	9%	4%	zone nord 1	54	144	22%	2%
	reste du site	342	747	3%	8%	reste du site	3	999	1%	11%
	Total zone nord 2 (4-8 m)	4438	1625	38%	17%	Total zone nord 1 (4-8 m)	164	486	68%	5%

Tableau F.1 : masses d'arsenic total / lixiviable dans les différentes zones identifiées (pourcentages arrondis : certains totaux ne sont donc pas égaux à 100 %)

Un bilan massique a été réalisé à partir des concentrations en arsenic total dans les sols afin de réaliser un « Pareto-Sol ». Cependant, il s'avère que la pollution en arsenic total est très diffuse, et le meilleur ratio a été identifié dans la Zone Nord 2 entre 4 et 8 m de profondeur, où 38 % de la pollution totale du site (en As total) était présente dans 17 % du volume des sols. Ce ratio n'est pas très avantageux. Le « Pareto-Sol » sur l'As total ne semble donc pas le plus pertinent dans ce cas.

Le principe de Pareto a ensuite été appliqué aux concentrations lixiviables mesurées dans les sols et représentatives de la capacité de relargage des sols en arsenic.

Il a été mis en évidence que 68% de l'arsenic lixiviable présent au droit du site était localisé dans les sols de la Zone Nord 1, entre 4 et 8 m de profondeur, ce qui représentait 5 % du volume total de sol. Ce ratio de 68-5 est bien plus avantageux que le Pareto-Sol précédent.

L'objectif principal du plan de gestion était de parvenir à supprimer environ 80 % des émissions de pollution vers les eaux souterraines en ne traitant qu'environ 20% du volume de la pollution.

Un bilan coûts/avantages a également été réalisé. Compte tenu du bilan des potentiels de relargage, du contexte géologique, de la surface disponible sur site ainsi que du planning, la technique de dépollution retenue a été l'inertage in situ de l'arsenic de la Zone Nord 1 par deep soil mixing. Cette technique permettra de réduire considérablement le flux massique arsénifié dans la nappe et améliorera la qualité de l'eau arrivant au fleuve.

f) Site G

Présentation du site :

Le site présenté est le site n°1 du guide ESTCP (2013). Il s'agit d'un ancien atelier de nettoyage à sec à Jacksonville (Etats-Unis), à l'origine d'une pollution des eaux souterraines en solvants chlorés, notamment en PCE.

Contexte géologique :

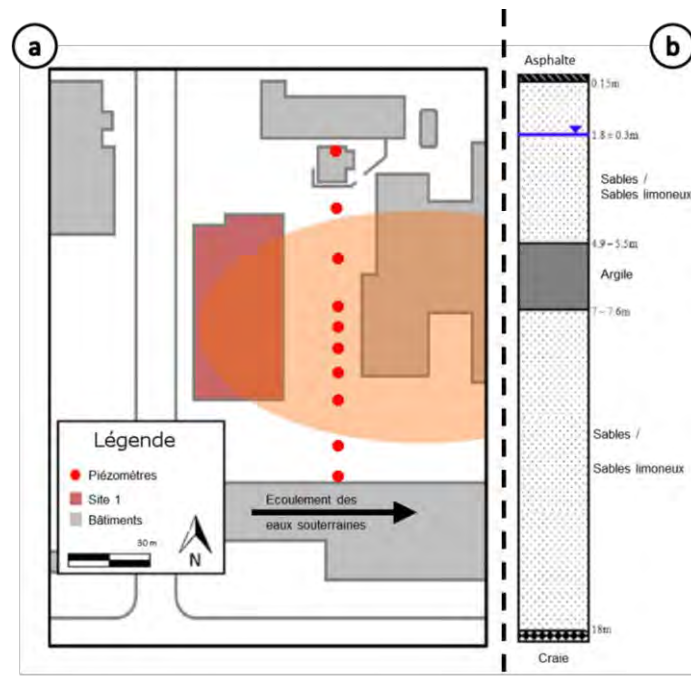
- Sables et sables limoneux : de 0 à environ 5,5 m de profondeur
- Argile : sur environ 2 m d'épaisseur (d'environ -5,5 à -7,5 m)
- Sables et sables limoneux : sur environ 20 m d'épaisseur (d'environ -7,5 à - 28 m)
- Calcaire

Contexte hydrogéologique :

Une nappe est présente dans le 1^{er} horizon de sables et sables limoneux à environ 0,3 m de profondeur. Elle présente un sens d'écoulement orienté vers l'est avec un gradient hydraulique d'environ 0,005 m/m.

Investigations réalisées :

Un transect de 10 forages a été établi sur la base des données existantes sur le panache de pollution, comme illustré en Figure G.1. Des prélèvements multi niveaux et des mesures de conductivité hydraulique ont été réalisés dans les différentes couches géologiques constituant l'aquifère, à des profondeurs de 3 ; 4,5 ; 6,7 ; 9 ; 10,7 ; 13,7 et 18,3 m de profondeur.



La figure suivante présente les résultats des concentrations en PCE et des mesures de conductivité hydraulique réalisées sur une partie du transect.

Définir une stratégie de dépollution : approche basée sur la masse de polluant et la capacité de relargage d'une pollution

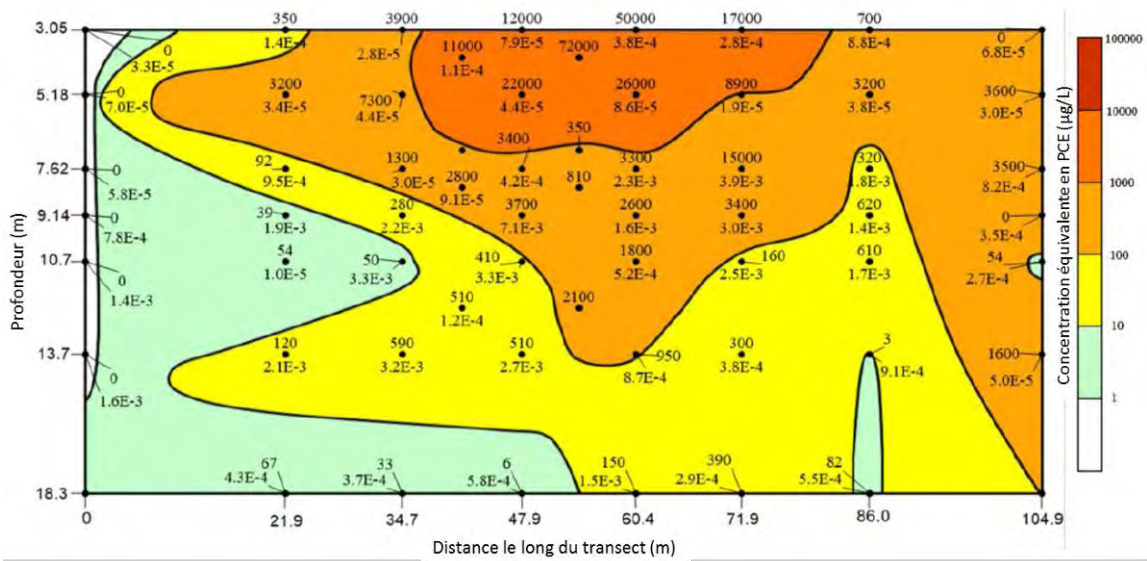


Figure G.2 : Concentrations en PCE (valeurs supérieures : µg/l) et conductivité hydraulique (valeurs inférieures : cm/sec) (ESTCP, 2013)

Interprétation des résultats:

A partir des localisations des prélèvements, le transect a été divisé en sous-secteurs selon la méthode des polygones de Thiessen (sous-secteurs délimités par les lignes médianes entre les points de prélèvement). Ces sous-secteurs sont présentés sur la figure ci-dessous.

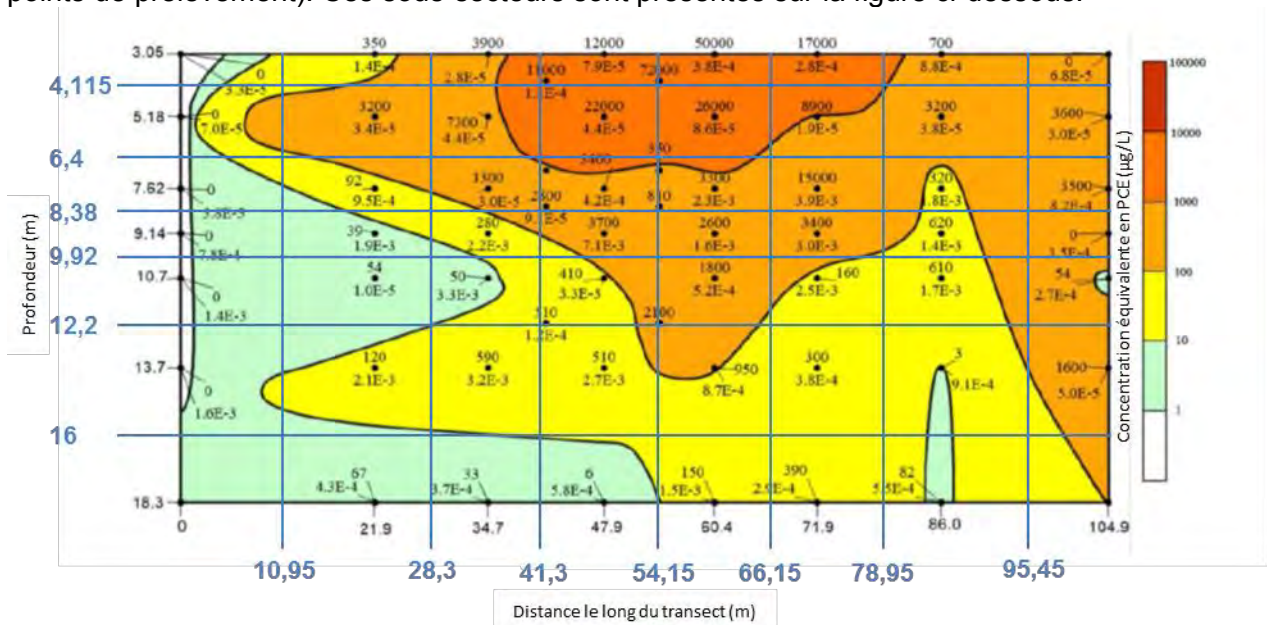


Figure G.3 : Délimitation des polygones de Thiessen (d'après ESTCP, 2013)

Les flux massiques ont été calculés à partir des concentrations et des conductivités hydrauliques mesurées au centre de chacun des polygones. Les tableaux suivants présentent le calcul des flux massiques par polygone et les surfaces des polygones.

		Concentrations en PCE (g/L)							
		Distance par rapport au début du transect (m)							
		0	21,9	34,7	47,9	60,4	71,9	86	104,9
Profondeur (m)	3,05	0,0E+00	3,5E-04	3,9E-03	1,2E-02	5,0E-02	1,7E-02	7,0E-04	0,0E+00
	5,18	0,0E+00	3,2E-03	7,3E-03	2,2E-02	2,6E-02	8,9E-03	3,2E-03	3,6E-03
	7,62	0,0E+00	9,2E-05	1,3E-03	3,4E-03	3,3E-03	1,5E-02	3,2E-04	3,5E-03
	9,14	0,0E+00	3,9E-05	2,8E-04	3,7E-03	2,6E-03	3,4E-03	6,2E-04	0,0E+00
	10,7	0,0E+00	5,4E-05	5,0E-05	4,1E-04	1,8E-03	1,6E-04	6,1E-04	5,4E-05
	13,7	0,0E+00	1,2E-04	5,9E-04	5,1E-04	9,5E-04	3,0E-04	3,0E-06	1,6E-03
	18,3		6,7E-05	3,3E-05	6,0E-06	1,5E-04	3,9E-04	8,2E-05	
		Conductivité (m/jour)							
		Distance par rapport au début du transect (m)							
		0	21,9	34,7	47,9	60,4	71,9	86	104,9
Profondeur (m)	3,05	2,85E-02	1,21E-01	2,16E-02	6,83E-02	3,28E-01	2,42E-01	7,60E-01	5,88E-02
	5,18	6,05E-02	2,94E-02	3,80E-02	3,80E-02	7,43E-02	1,64E-02	3,28E-02	2,59E-02
	7,62	5,01E-02	8,21E-01	2,59E-02	3,63E-01	1,99E+00	3,37E+00	1,56E+00	7,08E-01
	9,14	6,74E-01	1,64E+00	1,90E+00	6,13E+00	1,38E+00	2,59E+00	1,21E+00	3,02E-01
	10,7	1,21E+00	8,64E-03	2,85E+00	2,85E+00	4,49E-01	2,16E+00	1,47E+00	2,33E-01
	13,7	1,38E+00	1,81E+00	2,76E+00	2,33E+00	7,55E-01	3,28E-01	7,86E-01	4,32E-02
	18,3		3,72E-01	3,20E-01	5,01E-01	1,30E+00	2,51E-01	4,75E-01	
		Flux massique (g/jour)							
		Distance par rapport au début du transect (m)							
		0	21,9	34,7	47,9	60,4	71,9	86	104,9
Profondeur (m)	3,05	0,00E+00	2,12E-07	4,21E-07	4,10E-06	8,21E-05	2,06E-05	2,66E-06	0,00E+00
	5,18	0,00E+00	4,70E-07	1,39E-06	4,18E-06	9,66E-06	7,31E-07	5,25E-07	4,67E-07
	7,62	0,00E+00	3,78E-07	1,68E-07	6,17E-06	3,28E-05	2,53E-04	2,49E-06	1,24E-05
	9,14	0,00E+00	3,20E-07	2,66E-06	1,13E-04	1,80E-05	4,41E-05	3,75E-06	0,00E+00
	10,7	0,00E+00	2,33E-09	7,13E-07	5,84E-06	4,04E-06	1,73E-06	4,48E-06	6,30E-08
	13,7	0,00E+00	1,09E-06	8,16E-06	5,95E-06	3,59E-06	4,92E-07	1,18E-08	3,46E-07
	18,3		1,24E-07	5,27E-08	1,50E-08	9,72E-07	4,89E-07	1,95E-07	
		Flux massique par polygone / flux massique total (%)							
		Distance par rapport au début du transect (m)							
		0	21,9	34,7	47,9	60,4	71,9	86	104,9
Profondeur (m)	3,05	0%	0%	0%	1%	13%	3%	0%	0%
	5,18	0%	0%	0%	1%	1%	0%	0%	0%
	7,62	0%	0%	0%	1%	5%	39%	0%	2%
	9,14	0%	0%	0%	17%	3%	7%	1%	0%
	10,7	0%	0%	0%	1%	1%	0%	1%	0%
	13,7	0%	0%	1%	1%	1%	0%	0%	0%
	18,3		0%	0%	0%	0%	0%	0%	

Tableau G.1 : Calcul des flux massiques par polygone

Définir une stratégie de dépollution : approche basée sur la masse de polluant et la capacité de relargage d'une pollution

		Surface des polygones (m ²)							
		Distance par rapport au début du transect (m)							
		0	21,9	34,7	47,9	60,4	71,9	86	104,9
Profondeur (m)	3,05	11,7	18,5	13,8	13,7	12,8	13,6	17,6	10,1
	5,18	25,0	39,6	29,7	29,4	27,4	29,2	37,7	21,6
	7,62	21,7	34,4	25,7	25,4	23,8	25,3	32,7	18,7
	9,14	16,9	26,7	20,0	19,8	18,5	19,7	25,4	14,6
	10,7	25,0	39,6	29,6	29,3	27,4	29,2	37,6	21,5
	13,7	41,6	65,9	49,4	48,8	45,6	48,6	62,7	35,9
	18,3		39,9	29,9	29,6	27,6	29,4	38,0	
		Surface des polygones / surface totale du transect (%)							
		Distance par rapport au début du transect (m)							
		0	21,9	34,7	47,9	60,4	71,9	86	104,9
Profondeur (m)	3,05	1%	1%	1%	1%	1%	1%	1%	1%
	5,18	2%	3%	2%	2%	2%	2%	3%	2%
	7,62	2%	2%	2%	2%	2%	2%	2%	1%
	9,14	1%	2%	1%	1%	1%	1%	2%	1%
	10,7	2%	3%	2%	2%	2%	2%	3%	2%
	13,7	3%	5%	3%	3%	3%	3%	4%	3%
	18,3		3%	2%	2%	2%	2%	3%	

Tableau G.2 : calcul des surfaces des polygones

		Surface des polygones / surface totale du transect (%)							
		Distance par rapport au début du transect (m)							
		0	21,9	34,7	47,9	60,4	71,9	86	104,9
Profondeur (m)	3,05	1%	1%	1%	1%	1%	1%	1%	1%
	5,18	2%	3%	2%	2%	2%	2%	3%	2%
	7,62	2%	2%	2%	2%	2%	2%	2%	1%
	9,14	1%	2%	1%	1%	1%	1%	2%	1%
	10,7	2%	3%	2%	2%	2%	2%	3%	2%
	13,7	3%	5%	3%	3%	3%	3%	4%	3%
	18,3		3%	2%	2%	2%	2%	3%	
		Flux massique par polygone / flux massique total (%)							
		Distance par rapport au début du transect (m)							
		0	21,9	34,7	47,9	60,4	71,9	86	104,9
Profondeur (m)	3,05	0%	0%	0%	1%	13%	3%	0%	0%
	5,18	0%	0%	0%	1%	1%	0%	0%	0%
	7,62	0%	0%	0%	1%	5%	39%	0%	2%
	9,14	0%	0%	0%	17%	3%	7%	1%	0%
	10,7	0%	0%	0%	1%	1%	0%	1%	0%
	13,7	0%	0%	1%	1%	1%	0%	0%	0%
	18,3		0%	0%	0%	0%	0%	0%	

Tableau G.3 : Comparaison des flux massiques / surfaces des polygones

Bilan des flux de relargage (Pareto - Eau) :

Le Tableau G.3 met en parallèle, pour chaque polygone, les pourcentages des flux massiques / flux totaux et les surfaces des polygones / surface totale du transect.

Une zone a été identifiée (en rouge sur ce tableau) comme contribuant à 90% des flux massiques totaux en PCE pour une surface représentant seulement 18% de la surface totale du transect.

Un point en particulier a été repéré comme contribuant pour 39% des flux massiques totaux.

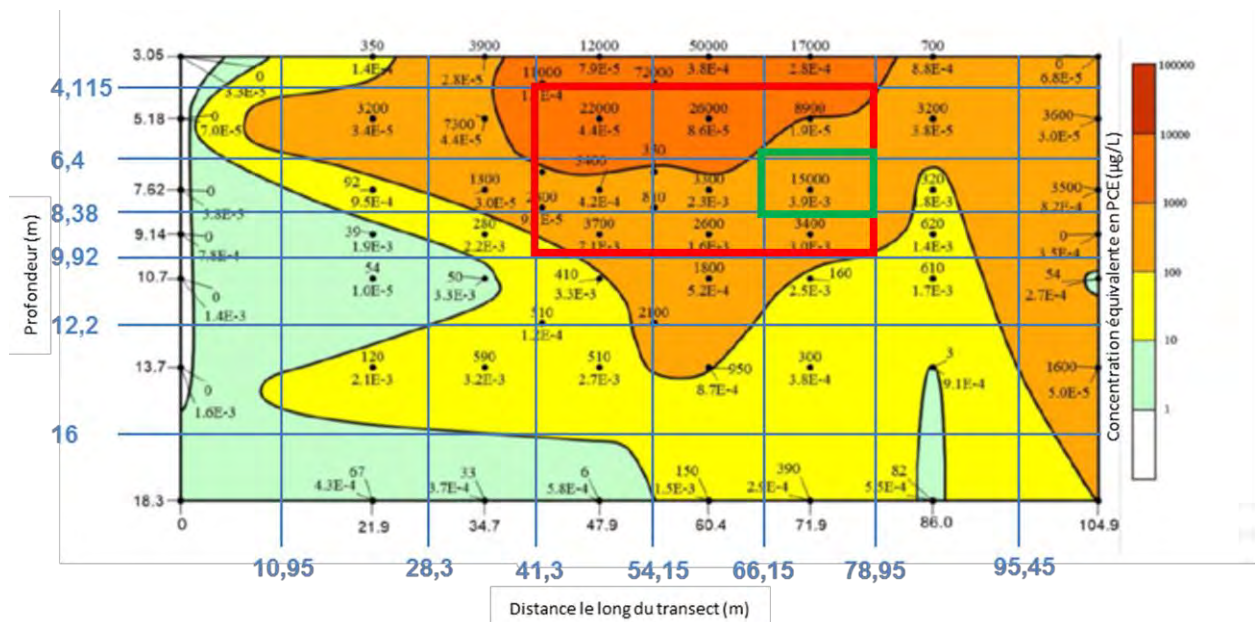


Figure G.4 : Identification des zones contribuant le plus aux flux massiques

Annexe 2

Caractéristiques des substances

Caractéristiques des fractions aliphatiques et aromatiques (d'après Park, 1999) :

	Masse molaire	Solubilité	<i>H</i>	<i>K_{oc}</i>	Densité
	mg/mol	mg/L	sans unité	L/kg	mg/L
Aliphatiques					
EC >5-6	8.10E+04	2.80E+01	3.40E+01	7.94E+02	6.79E+05
EC >6-8	1.00E+05	4.20E+00	5.10E+01	3.98E+03	7.26E+05
EC >8-10	1.30E+05	3.30E-01	8.20E+01	3.16E+04	7.33E+05
EC >10-12	1.60E+05	2.60E-02	1.30E+02	2.51E+05	7.60E+05
EC >12-16	2.00E+05	5.90E-04	5.40E+02	5.01E+06	7.66E+05
EC >16-21	2.70E+05	1.00E-06	6.40E+03	1.00E+09	7.80E+05
Aromatiques					
Benzene	7.80E+04	1.78E+03	2.30E-01	7.94E+01	8.77E+05
Toluene	9.20E+04	5.20E+02	2.70E-01	2.51E+02	8.67E+05
EC >8-10	1.20E+05	6.50E+01	4.90E-01	1.58E+03	8.71E+05
EC >10-12	1.30E+05	2.50E+01	1.40E-01	2.51E+03	9.04E+05
EC >12-16	1.50E+05	5.80E+00	5.40E-02	5.01E+03	1.02E+06
EC >16-21	1.90E+05	5.10E-01	1.30E-02	1.58E+04	1.23E+06
EC >21-35	2.40E+05	6.60E-03	6.80E-04	1.26E+05	1.28E+06

Caractéristiques des autres substances considérées (d'après la base de données de NAPLANAL (Mariner *et al.*, 1997)) :

	Masse molaire (g/mol)	Solubilité (mg/L)	H (atm.L/mol)	<i>K_{oc}</i> (L/kg)	Densité du liquide (kg/L)
PCE	165.8	236.96	17.4	364.0	1.63
TCE	131.5	1384.90	9.37	126.0	1.46
cis-1,2-DCE	97.0	6995.80	3.74	86.0	1.28
Chlorure de vinyle	62.5	1600.0	26.9	18.62	0.911
Ethylbenzène	106.17	152.0	6.43	1100.0	0.867
o-xylènes	106.17	175.0	5.10	830.0	0.880
p-xylènes	106.17	198.0000	7.05	870.0	0.861
Naphtalène	128.18	31.70	1.15	1300.0	0.9

Annexe 3

Composition des mélanges, utilisée dans le calcul des valeurs seuils

Fractions massiques de différents types de mélanges d'hydrocarbures (d'après Park, 1999) :

	Essence peu dégradée	Essence dégradée	JP4	Diesel peu dégradé	Diesel dégradé	Huile minérale
Aliphatiques						
EC >5-6	0.2600	0.0920	0.0070	0.0010	0.0001	0.0000
EC >6-8	0.1900	0.2750	0.2820	0.0030	0.0001	0.0000
EC >8-10	0.0900	0.1200	0.2560	0.0200	0.0110	0.0011
EC >10-12	0.0300	0.0130	0.1260	0.0800	0.0600	0.0028
EC >12-16	0.0000	0.0000	0.0940	0.2600	0.3000	0.1600
EC >16-21	0.0000	0.0000	0.0090	0.3400	0.3700	0.7000
Aromatiques						
Benzene	0.0250	0.0080	0.0002	0.0000	0.0000	0.0000
Toluene	0.1200	0.0980	0.0080	0.0000	0.0000	0.0000
EC >8-10	0.2600	0.3800	0.0160	0.0050	0.0006	0.0013
EC >10-12	0.0250	0.0140	0.0530	0.0230	0.0062	0.0014
EC >12-16	0.0000	0.0000	0.1010	0.0660	0.0320	0.0074
EC >16-21	0.0000	0.0000	0.0188	0.1800	0.1880	0.0800
EC >21-35	0.0000	0.0000	0.0290	0.0220	0.0320	0.0460

Annexe 4

Synthèse des concentrations résiduelles recensées dans la littérature

composé	système	milieu	Saturation résiduelle %		protocole	concentration résiduelle (mg/kg)		Référence
			Saturation résiduelle basse %	Saturation résiduelle haute %		concentration résiduelle basse (mg/kg)	concentration résiduelle haute (mg/kg)	
TCE/PCE*	Zone non saturée	Sable moyen	4	nr	Drainage	15 153	nr	Guide MACAOH (2007)
TCE/PCE*	Frangé capillaire	Sable moyen	11	nr	Drainage	41 671	nr	Guide MACAOH (2007)
TCE/PCE*	Zone saturée	Sable moyen	9	nr	Drainage	34 095	nr	Guide MACAOH (2007)
TCE	Zone non saturée	Sable moyen	3,5	nr	Drainage	12 775	nr	Guide MACAOH (2007)
TCE	Frangé capillaire	Sable moyen	5	nr	Drainage	18 250	nr	Guide MACAOH (2007)
PCE	Zone non saturée	Sable moyen	5,5	nr	Drainage	22 413	nr	Guide MACAOH (2007)
PCE	Zone saturée	Sable moyen	10	nr	Drainage	40 750	nr	Guide MACAOH (2007)
TCE/PCE*	Zone non saturée	Sable fin	10	nr	Drainage	37 883	nr	Guide MACAOH (2007)
TCE/PCE*	Zone saturée	Sable fin	13	nr	Drainage	49 248	nr	Guide MACAOH (2007)
TCE/PCE*	Zone saturée	Sable moyen site industriel	5	nr	Drainage	18 941	nr	Guide MACAOH (2007)
TCE	Zone non saturée	Sable fin	19	nr	Inconnu	69 350	nr	Lin et al. (1982)
1,1,1-TCA	Zone saturée	Sable grossier Ottawa	15	40	Inconnu	47 647	127 059	Anderson (1988)
1,1,1-TCA	Zone saturée	Sable grossier Ottawa	nr	nr	Inconnu	39 004	69 340	
PCE	Zone saturée	Sable grossier Ottawa	15	25	Inconnu	57 529	95 882	Anderson (1988)
			nr	nr	Inconnu	39 004	43 337	
Essence	zone non saturée	Gravier grossier	1	nr	Inconnu	1 000	nr	Fussell et al. (1981)
Essence	zone non saturée	Gravier grossier	nr	nr	Inconnu	946	nr	Schwile, 1970
Essence	zone non saturée	Sable grossier et gravier	1	nr	Inconnu	1 697	nr	Fussell et al. (1981)
Essence	zone non saturée	Sable grossier et gravier	nr	nr	Inconnu	1 514	nr	Schwile, 1970
Essence	zone non saturée	Moyen à grossier	2	nr	Inconnu	3 387	nr	Fussell et al. (1981)
Essence	zone non saturée	Moyen à grossier	nr	nr	Inconnu	2 838	nr	Schwile, 1970
Essence	zone non saturée	Sable fin à moyen	3	nr	Inconnu	5 833	nr	Fussell et al. (1981)
Essence	zone non saturée	Sable fin à moyen	nr	nr	Inconnu	4 730	nr	Schwile, 1970
Essence	zone non saturée	Limons à sable fin	5	nr	Inconnu	10 000	nr	Fussell et al. (1981)
Essence	zone non saturée	Limons à sable fin	nr	nr	Inconnu	7 568	nr	Schwile, 1970
Distillats moyens	zone non saturée	Gravier grossier	2	nr	Inconnu	2 286	nr	Fussell et al. (1981)
Distillats moyens	zone non saturée	Gravier grossier	nr	nr	Inconnu	2 162	nr	Schwile, 1970
Distillats moyens	zone non saturée	Sable grossier et gravier	2	nr	Inconnu	3 879	nr	Fussell et al. (1981)
Distillats moyens	zone non saturée	Sable grossier et gravier	nr	nr	Inconnu	3 459	nr	Schwile, 1970
Distillats moyens	zone non saturée	Moyen à grossier	4	nr	Inconnu	7 742	nr	Fussell et al. (1981)
Distillats moyens	zone non saturée	Moyen à grossier	nr	nr	Inconnu	6 486	nr	Schwile, 1970
Distillats moyens	zone non saturée	Sable fin à moyen	6	nr	Inconnu	13 333	nr	Fussell et al. (1981)
Distillats moyens	zone non saturée	Sable fin à moyen	nr	nr	Inconnu	10 811	nr	Schwile, 1970
Distillats moyens	zone non saturée	Limons à sable fin	10	nr	Inconnu	22 857	nr	Fussell et al. (1981)
Distillats moyens	zone non saturée	Limons à sable fin	nr	nr	Inconnu	17 297	nr	Schwile, 1970
Fioul	zone non saturée	Gravier grossier	4	nr	Inconnu	5 143	nr	Fussell et al. (1981)
Fioul	zone non saturée	Gravier grossier	nr	nr	Inconnu	4 865	nr	Schwile, 1970
Fioul	zone non saturée	Sable grossier et gravier	5	nr	Inconnu	8 727	nr	Fussell et al. (1981)
Fioul	zone non saturée	Sable grossier et gravier	nr	nr	Inconnu	7 784	nr	Schwile, 1970
Fioul	zone non saturée	Moyen à grossier	8	nr	Inconnu	17 419	nr	Fussell et al. (1981)
Fioul	zone non saturée	Moyen à grossier	nr	nr	Inconnu	14 595	nr	Schwile, 1970
Fioul	zone non saturée	Sable fin à moyen	10	nr	Inconnu	30 000	nr	Fussell et al. (1981)
Fioul	zone non saturée	Sable fin à moyen	nr	nr	Inconnu	24 324	nr	Schwile, 1970
Fioul	zone non saturée	Limons à sable fin	20	nr	Inconnu	51 429	nr	Fussell et al. (1981)
Fioul	zone non saturée	Limons à sable fin	nr	nr	Inconnu	38 919	nr	Schwile, 1970
Huile légère et essence	zone non saturée	Sol	18	nr	Inconnu	40 800	nr	API (1980)
Diesel et fioul léger	zone non saturée	Sol	15	nr	Inconnu	34 000	nr	API (1980)
Lubrifiant et fioul lourd	zone non saturée	Sol	20	nr	Inconnu	53 067	nr	API (1980)
Essence	zone non saturée	Sable grossier	15	19	Inconnu	24 954	31 609	Hoag and Marley (1986)
Essence	zone non saturée	Sable grossier	nr	nr	Inconnu	26 002	32 936	
Essence	zone non saturée	Sable moyen	12	27	Inconnu	19 767	44 476	Hoag and Marley (1986)
Essence	zone non saturée	Sable moyen	nr	nr	Inconnu	20 802	46 804	
Essence	zone non saturée	Sable fin	19	60	Inconnu	31 065	98 100	Hoag and Marley (1986)
Essence	zone non saturée	Sable fin	nr	nr	Inconnu	32 936	104 009	
Essence	zone non saturée	Mélange fin et grossier	46	59	Inconnu	80 500	103 250	Hoag and Marley (1986)
Essence	zone non saturée	Mélange fin et grossier	nr	nr	Inconnu	79 741	102 276	
Huile minérale	zone non saturée	Sable Ottawa	11	nr	Inconnu	20 116	nr	Pfannkuch (1984)
Huile minérale	zone non saturée	Sable Ottawa	14	nr	Inconnu	25 602	nr	Pfannkuch (1984)
Huile minérale	zone non saturée	Sable Ottawa	17,2	nr	Inconnu	31 454	nr	Pfannkuch (1984)
Huile minérale	zone non saturée	Sable Ottawa	23,5	nr	Inconnu	42 975	nr	Pfannkuch (1984)
Huile minérale	zone non saturée	Sédiment glaciaire (NA)	15	28	Inconnu	13 500	25 200	Pfannkuch (1984)
Huile minérale	zone non saturée	Sédiment glaciaire	12	21	Inconnu	10 800	18 900	Pfannkuch (1984)
Huile minérale	zone non saturée	Alluvion (NA)	19	nr	Inconnu	61 071	nr	Pfannkuch (1984)
Huile minérale	zone non saturée	Alluvion	19	nr	Inconnu	61 071	nr	Pfannkuch (1984)
Huile minérale	zone non saturée	Loess [NA]	49	52	Inconnu	154 000	163 800	Pfannkuch (1984)
Huile de paraffine	zone non saturée	Sable grossier	12	nr	Inconnu	27 000	nr	Converly (1979)
Huile de paraffine	zone non saturée	Sable grossier	nr	nr	Inconnu	23 774	nr	
Huile de paraffine	zone non saturée	Sédiments fins	52	nr	Inconnu	147 086	nr	Converly (1979)
Huile de paraffine	zone non saturée	Sédiments fins	nr	nr	Inconnu	103 019	nr	
Huile de paraffine	zone non saturée	Sable Ottawa	11	23	Inconnu	20 382	42 618	Converly (1979)
Huile de paraffine	zone non saturée	Sable Ottawa	nr	nr	Inconnu	21 792	39 870	
TCE	zone non saturée	Sable moyen	20	nr	Inconnu	70 448	nr	Lin et al. (1982)
TCE	zone non saturée	Sable fin	15	20	Inconnu	62 344	83 125	Lin et al. (1982)
TCE	zone non saturée	Sable marneux	8	nr	Inconnu	30 713	nr	Cary et al. (1989)
PCE	zone non saturée	Sable de plage fin à moyen	0,2	20	Inconnu	830	83 025	Poulsen and Kueper (1992)
o-xylène	zone non saturée	Sable grossier	1	nr	Inconnu	1 936	nr	Boley and Overcamp (1998)
Essence	zone non saturée	Marne sableuse	42	59	Inconnu	94 500	132 750	Zytner et al. (1993)
PCE	zone non saturée	Marne sableuse	85	nr	Inconnu	413 000	nr	Zytner et al. (1993)
TCE	zone non saturée	Marne sableuse	75	92	Inconnu	328 000	401 208	Zytner et al. (1993)
Huile minérale	Zone non saturée	Sédiment glaciaire	nr	nr	Inconnu	23 774	36 403	Pfannkuch (1986)
Huile minérale	Zone non saturée	Alluvion	nr	nr	Inconnu	37 642	nr	Pfannkuch (1986)
benzène	Zone saturée	92% sable, 5% limon, 3% argile	nr	nr	Inconnu	41 604	nr	Lenhard and Parker
benzène	Zone non saturée	Sable fin à moyen	24	nr	Inconnu	53 000	nr	Lenhard and Parker (1987)
Alcool benzylique	Zone saturée	92% sable, 5% limon, 3% argile	nr	nr	Inconnu	45 071	nr	Lenhard and Parker
p-cymène	Zone saturée	92% sable, 5% limon, 3% argile	nr	nr	Inconnu	27 736	nr	Lenhard and Parker
o-xylène	Zone saturée	92% sable, 5% limon, 3% argile	nr	nr	Inconnu	32 936	nr	Lenhard and Parker
kérosène	Zone saturée	Sable moyen	nr	nr	Inconnu	45 566	50 271	Wilson et al. (1990)
Essence	Zone saturée	Sable moyen	nr	nr	Inconnu	46 804	53 738	Wilson et al. (1990)
n-décane	Zone saturée	Sable moyen	nr	nr	Inconnu	43 337	50 271	Wilson et al. (1990)
p-xylène	Zone saturée	Sable moyen	nr	nr	Inconnu	34 670	46 804	Wilson et al. (1990)
PCE	Zone saturée	Sable moyen	nr	nr	Inconnu	67 606	50 271	Wilson et al. (1990)
C10-C13 isoalcane (soltrol)	Zone saturée	Sable moyen	nr	nr	Inconnu	43 585	64 139	Wilson et al. (1990)
C10-C13 isoalcane (soltrol)	Zone saturée	Sable fluvial grossier propre	nr	nr	Inconnu	31 698	nr	Wilson et al. (1990)
C10-C13 isoalcane (soltrol)	Zone saturée	Sable de plage moyen propre	nr	nr	Inconnu	35 660	nr	Wilson et al. (1990)

(*) : rapport massique 65/35

nr : non renseigné

: valeur calculée à partir de la saturation résiduelle mesurée

Annexe 5

Résultats des tentatives de définition de valeurs seuils génériques : Zone Non Saturée

Substance / Produit		C _{sat} (mg/kg)		C _{res} (mg/kg)			C _{max} (mg/kg)	
		valeur basse	valeur haute	valeur basse	valeur haute	nombre de mesures associées	valeur basse	valeur haute
Essence	Essence peu dégradée	32	305	946	132 750	10 ⁽¹⁾	162 500	246 000
	Essence dégradée	30 ^(a)	295					
JP4 (50% Kérosène, 50% Essence)		7 ^(b)	69	4 865	51 429	5 ⁽²⁾	195 800	296 500
Diesel	Diesel peu dégradé	2	19	2 162	22 857	5 ⁽³⁾		
	Diesel dégradé	2 ^(c)	18					
Huile minérale		2 ^(d)	12	10 800	163 800	11 ⁽⁴⁾	168 750	255 500
Al. C5-C6		53	440	ND	ND	ND	141 600	214 500
Al. C6-C8		22	210	ND	ND	ND	152 000	230 300
Al. C8-C10		10	105	ND	ND	ND	152 000	230 300
Al. C10-C12		6	65	ND	ND	ND	158 300	239 700
Al. C12-C16		3	30	ND	ND	ND	160 400	242 900
Al. C16-C35		<1	10	ND	ND	ND	162 500	246 000
Ar. C8-C10		100	975	ND	ND	ND	181 200	274 400
Ar. C10-C12		60	590	ND	ND	ND	187 500	283 900
Ar. C12-C16		30	275	ND	ND	ND	212 500	321 800
Ar. C16-C21		7	80	ND	ND	ND	256 200	388 000
Ar. C21-C35		<1	10	ND	ND	ND	266 600	403 800
PCE		115	865	830	413 000	3 ⁽⁵⁾	339 500	514 200
TCE		375 ^(e)	1 850	12 775	401 208	7 ⁽⁶⁾	304 100	460 600
Dichloroéthylène (DCE)		1 600	6 335	ND	ND	ND	266 600	403 800
Chlorure de Vinyle (CV)		320	805	ND	ND	ND	189 500	287 100
Benzène		401 ^(f)	1 535	53 000	ND	1 ⁽⁷⁾	183 300	277 600
Toluène		195	1 290	ND	ND	ND	179 500	271 900
Ethylbenzène		170	1 585	ND	ND	ND	180 600	273 500
o-xylène		155 ^(g)	1 380	1 936	ND	1 ⁽⁸⁾	183 300	277 600
p-xylène		180	1 640	ND	ND	ND	179 100	271 300
Naphtalène		40	390	ND	ND	ND	187 500	283 900

ND : non déterminé

(a): 9 valeurs comprises entre 57 et 387 mg/kg sont renseignées dans Brost et al., 2000 pour un composé de type "Essence" (Gasoline)

(b): 5 valeurs comprises entre 2 et 18 mg/kg sont renseignées dans Brost et al., 2000 pour un composé de type "Fioul" (Fuel oil)

(c): 5 valeurs comprises entre 2 et 18 mg/kg sont renseignées dans Brost et al., 2000 pour un composé de type "Distillats moyens" (Middle distillates)

(d):: 9 valeurs de 3 mg/kg sont renseignées dans Brost et al., 2000 pour un composé de type "Huile minérale" (Mineral oil)

(e): 2 valeurs comprises entre 1 045 et 1 067 mg/kg sont renseignées dans Brost et al., 2000

(f): une valeur de 444 mg/kg est renseignée dans Brost et al., 2000

(g): une valeur de 143 mg/kg est renseignée dans Brost et al., 2000

(1): Fussell et al. (1981), Zytner et al. (1993) et Hoag and Marley (1986) cités dans Brost et al., 2000; Schwile, 1970 cité dans Alaska WG pour un composé de type "Essence" (Gasoline)

(2): Fussell et al. (1981), cités dans Brost et al., 2000; Schwile, 1970 cité dans Alaska WG pour un composé de type "Fioul" (Fuel oils)

(3): Fussell et al. (1981), cités dans Brost et al., 2000; Schwile, 1970 cité dans Alaska WG pour un composé de type "Distillats moyens" (Middle distillates)

(4): Pfannkuch (1984) cités dans Brost et al., 2000; Pfannkuch (1986) cité dans Alaska WG pour un composé de type "Huile Minérale" (Mineral oil)

(5): guide caractérisation MACAOH; Poulsen and Kueper (1992) et Zytner et al. (1993) cités dans Brost et al. (2000)

(6): guide caractérisation MACAOH; Lin et al. (1982), Cary et al. (1989) et Zytner et al. (1993) cités dans Brost et al. (2000)

(7): Lenham and Parker (1987) cité dans Brost et al. (2000)

(8): Boley and Overcamp (1998) cité dans Brost et al. (2000)

Annexe 6

Résultats des tentatives de définition de valeurs seuils génériques : Zone Saturée

Substance / Produit		C _{sat} (mg/kg)		C _{res} (mg/kg)			C _{max} (mg/kg)	
		valeur basse	valeur haute	valeur basse	valeur haute	nombre de mesures associées	valeur basse	valeur haute
Essence	Essence peu dégradée	23	192	46 804	53 738	1*	162 500	246 000
	Essence dégradée	23	198					
JP4 (50% Kérosène, 50% Essence)		7	54	45 566	50 271	1**	195 800	296 500
Diesel	Diesel peu dégradé	2	16	ND	ND	ND		
	Diesel dégradé	2	14	ND	ND	ND		
Huile minérale		2	10	ND	ND	ND	168 750	255 500
Al. C5-C6		25	180	ND	ND	ND	141 600	214 500
Al. C6-C8		15	130	ND	ND	ND	152 000	230 300
Al. C8-C10		9	80	ND	ND	ND	152 000	230 300
Al. C10-C12		6	50	ND	ND	ND	158 300	239 700
Al. C12-C16		3	25	ND	ND	ND	160 400	242 900
Al. C16-C35		<1	8	ND	ND	ND	162 500	246 000
Ar. C8-C10		100	795	ND	ND	ND	181 200	274 400
Ar. C10-C12		60	485	ND	ND	ND	187 500	283 900
Ar. C12-C16		25	225	ND	ND	ND	212 500	321 800
Ar. C16-C21		7	65	ND	ND	ND	256 200	388 000
Ar. C21-C35		<1	7,0	ND	ND	ND	266 600	403 800
PCE		115	715	39 004	95 882	3***	339 500	514 200
TCE		390	1 660	ND	ND	ND	304 100	460 600
Dichloroéthylène (DCE)		1 725	6 255	ND	ND	ND	266 600	403 800
Chlorure de Vinyle (CV)		305	615	ND	ND	ND	189 500	287 100
Benzène		430	1 505	41 604	ND	1****	183 300	277 600
Toluène		200	1 115	ND	ND	ND	179 500	271 900
Ethylbenzène		165	1 305	ND	ND	ND	180 600	273 500
o-xylène		155	1 145	32 936	ND	1****	183 300	277 600
p-xylène		180	1 355	34 670	46 804	1*****	179 100	271 300
Naphtalène		40	320	ND	ND	ND	187 500	283 900

ND : non déterminé

*: Wilson et al. (1990) dans Alaska WG pour un composé de type "Essence" (Gasoline)

** : Wilson et al. (1990) dans Alaska WG pour un composé de type "Kérosène"

***: guide caractérisation MACAOH, Anderson (1988) cité dans le guide caractérisation MACAOH et Alaska WG; Wilson et al. (1990) cité dans Alaska WG

****: Lenhard and Parker dans Alaska WG

*****: Wilson et al. (1990) dans Alaska WG

Annexe 7

Illustration des limites associées à l'utilisation de valeurs seuils générique

Cette annexe s'attache à illustrer, à l'aide d'exemples, les conclusions auxquelles aboutirait la définition d'une valeur seuil générique parmi les valeurs C_{sat} définies dans la partie 3.2. Ces conclusions sont comparées à celles qui seraient obtenues à partir du calcul spécifique de ces mêmes valeurs dans le contexte du site étudié.

Les exemples suivants considèrent le cas d'une pollution des sols au droit de deux sites différents (Site 1 et Site 2). Les investigations menées sur les sols dans la zone non saturée mettent en évidence la présence de benzène et de tétrachloroéthylène (PCE). Les concentrations totales mesurées sont les suivantes (Tableau 1).

	Site 1	Site 2
Benzène	1 100	800
Tétrachloroéthylène (PCE)	700	300

Tableau 1 : Concentrations totales mesurées (mg/kg) dans les sols au droit des 2 sites

Les caractéristiques du sol des deux sites sont les suivantes (Tableau 2).

	Site 1	Site 2
Porosité	0,46	0,36
Fraction en carbone organique (%)	1	0,1
Saturation en eau (%)	10	30

Tableau 2 : Caractéristiques des sols au droit des 2 sites

a) Détermination de la présence d'une phase pure en cas de présence de benzène uniquement

Considérons le cas où une valeur générique C_{sat} de 900 mg/kg serait définie pour le benzène (valeur comprise entre les bornes basse et haute des valeurs calculées dans la partie 3.2.4). Cela signifierait que si la concentration totale dans les sols est supérieure à cette valeur, une phase pure composée de benzène est présente au niveau des points de prélèvements où les caractéristiques du sol (Tableau 2) sont remplies²⁵. Inversement, si une concentration totale mesurée dans les sols est inférieure, aucune phase pure n'est présente dans l'environnement immédiat du prélèvement.

Compte tenu de la valeur de C_{sat} définie (900 mg/kg) et des concentrations mesurées dans les sols (Tableau 1), les conclusions seraient les suivantes :

- Au droit du site 1, une phase pure est présente ;
- Au droit du site 2, aucune phase pure n'est présente.

En considérant un calcul de la valeur de C_{sat} similaire à celui mené en 3.2.1, et utilisant les données spécifiques du site, les conclusions seraient les suivantes :

- Au droit du site 1, aucune phase pure n'est présente (valeur calculée : 1 535 mg/kg) ;

²⁵ Comme indiqué dans la partie 3, les hétérogénéités naturelles du sol peuvent entraîner des variations plus ou moins importantes de ses caractéristiques au droit d'un même site. Dans l'exemple développé dans cette Annexe, il est démontré à l'aide d'un raisonnement par l'absurde que des conclusions opposées (présence ou absence de phase pure au niveau des points de prélèvement) sont obtenues pour une même valeur seuil générique, en fonction des cas étudiés et alors que les conditions sont simples (caractéristiques du sol ou compositions des polluants simples et fixes). Si des conclusions opposées sont obtenues pour des cas simplifiés, il est clair que l'usage de telles valeurs seuils génériques sur de vrais sites présentant des hétérogénéités naturelles plus ou moins importantes ne sera pas pertinent.

Définir une stratégie de dépollution : approche basée sur la masse de polluant et la capacité de relargage d'une pollution

- Au droit du site 2, une phase pure est présente (valeur calculée : 401 mg/kg).

b) Détermination de la présence d'une phase pure en cas de présence de tétrachloroéthylène uniquement

Considérons également le cas où une valeur générique de 500 mg/kg serait définie pour le tétrachloroéthylène (valeur comprise entre les bornes basse et haute des valeurs calculées dans la partie 3.2.4).

Compte tenu de la valeur de C_{sat} définie (500 mg/kg) et des concentrations mesurées dans les sols (Tableau 1), les conclusions seraient les suivantes :

- Au droit du site 1, une phase pure est présente ;
- Au droit du site 2, aucune phase pure n'est présente.

En considérant un calcul de la valeur de C_{sat} similaire à celui mené en 3.2.1, et utilisant les données spécifiques du site, les conclusions seraient les suivantes :

- Au droit du site 1, aucune phase pure n'est présente (valeur calculée : 865 mg/kg) ;
- Au droit du site 2, une phase pure est présente (valeur calculée : 115 mg/kg).

c) Détermination de la présence d'une phase pure composée d'un mélange de benzène et de tétrachloroéthylène

Les concentrations considérées sont les mêmes que dans les exemples précédents et la répartition massique du mélange entre benzène et tétrachloroéthylène est de 50% - 50%.

Si l'on considère les mêmes valeurs de C_{sat} (900 mg/kg pour le benzène et 500 mg/kg pour le tétrachloroéthylène), les conclusions seraient les suivantes :

- Au droit du site 1, une phase pure est présente pour le benzène et pour le tétrachloroéthylène ;
- Au droit du site 2, aucune phase pure n'est présente ni pour le benzène ni pour le tétrachloroéthylène.

En considérant un calcul de la valeur de C_{sat} similaire à celui mené en 3.2.1 et utilisant les données spécifiques du site, les conclusions seraient les suivantes :

- Au droit du site 1, une phase pure est présente pour le benzène (valeur calculée : 792 mg/kg) et pour le tétrachloroéthylène (valeur calculée : 445 mg/kg) ;
- Au droit du site 2, une phase pure est présente pour le benzène (valeur calculée : 130 mg/kg) et pour le tétrachloroéthylène (valeur calculée : 60 mg/kg).

Les résultats des 3 exemples précédents peuvent être résumés comme suit (Tableau 3) :

Scénario		Source d'information	
		Valeur seuil générique	Calcul spécifique
1a	Benzène seul, Site 1	PP	Pas PP
1b	Benzène seul, Site 2	Pas PP	PP
1c	PCE seul, Site 1	PP	Pas PP
1d	PCE seul, Site 2	Pas PP	PP
2a	Mélange benzène/PCE, Site 1	PP	PP
2b	Mélange benzène/PCE, Site 2	Pas PP	PP

PP : présence d'une phase pure ; Pas PP : absence de phase pure

Tableau 3 : Conclusions sur la présence de phase pure (mélange benzène/PCE) en considérant différentes sources d'information

Interprétation :

La comparaison des scénarios 1a et 1b et des scénarios 1c et 1d montre que la présence de la phase pure dépend de la nature du sol dans lequel se trouve la pollution.

La comparaison des scénarios 1a et 1c et des scénarios 1b et 1d montre que la présence de la phase pure dépend de la nature de la substance considérée.

La comparaison des scénarios 1a et 2a par calcul spécifique montre que la présence d'une phase pure dépend de la composition du mélange : à concentration égale, une substance peut être présente (scénario 2a) ou ne pas être présente (scénario 1a) sous forme d'une phase organique selon la présence d'autres substances.

Par conséquent, en fonction des contextes géologiques rencontrés, du produit considéré ou de la composition du mélange de produits, une même concentration peut se traduire par l'existence d'une phase pure ou non. La définition de valeurs seuils génériques est donc impossible.

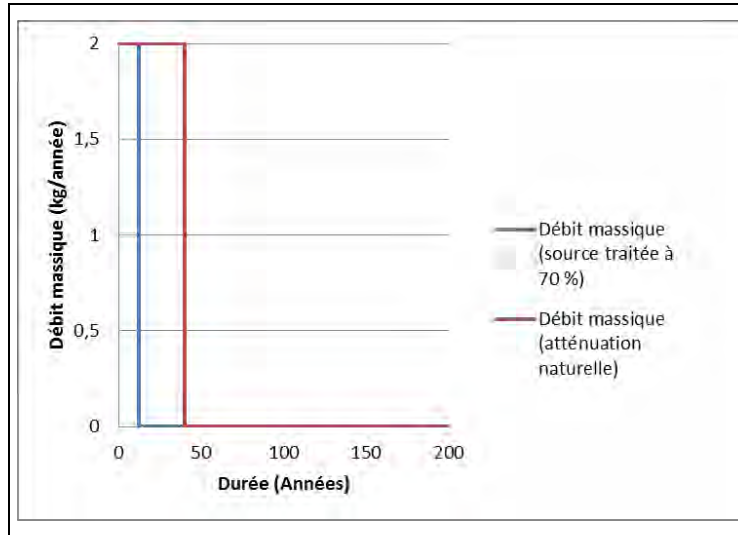
Remarques :

- *Les exemples précédents considèrent une pollution dans la zone non saturée mais les conclusions en zone saturée seraient identiques.*
- *Il est à noter qu'un des paramètres utilisés dans les calculs de C_{sat} , la solubilité, dépend de la température et de la salinité. Par exemple, la solubilité du trichloroéthylène varie entre 700 et 1 470 mg/L entre 20 et 25°C (Horvath, 1982). Il convient par ailleurs de noter que la plupart des valeurs de solubilité tirées de la littérature sont déterminées entre 20 et 25°C, alors que la température des eaux souterraines est généralement comprise entre 10 et 15°C. Les valeurs calculées de C_{sat} sont, à ce titre, à considérer avec précaution.*
- *La solubilité dépend également du facteur temps. En effet, par le jeu des solubilités différentes des composés dans le mélange, la dissolution se fait par appauvrissement sélectif et progressif du corps d'imprégnation (zone source constituée par la phase organique), ce qui se traduit par une évolution de la composition du mélange au cours du temps. Compte tenu du phénomène de partage, la concentration d'équilibre d'un composé sera donc plus faible que sa solubilité. En même temps, la disparition progressive du composé le plus soluble va provoquer une modification de la composition de la phase organique, et une modification des concentrations d'équilibre des composés restants (avec éventuellement une augmentation temporaire de la concentration dans les eaux souterraines de ces composés).*

Annexe 8

Modèles proposés par Newell et Adamson (2005)

Modèle 1 : Modèle par paliers

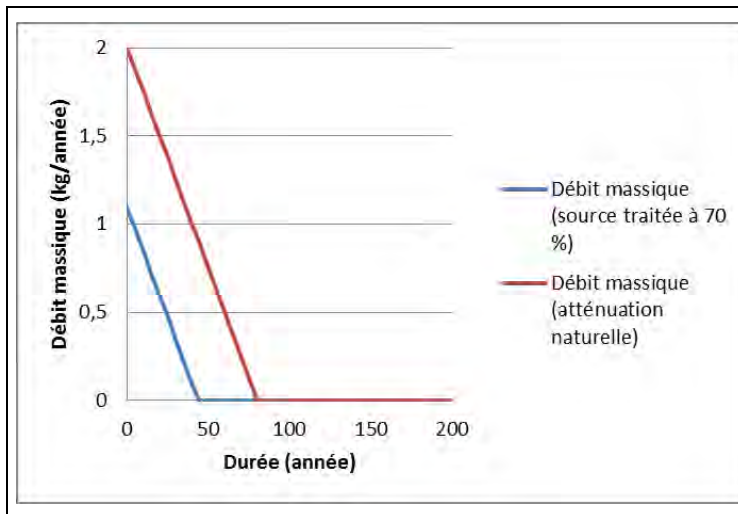


Dans ce modèle, il est considéré que le débit de relargage reste constant au cours du temps, quelle que soit la masse présente à un instant t .

Sans traitement de la source, la durée de relargage totale de la source par atténuation naturelle contrôlée est d'environ 40 ans (pour seulement 80 kg !).

En retirant 70 % de la masse de la source, la durée de relargage de la masse restante (24 kg) jusqu'à épuisement de la source est de l'ordre de 12 ans.

Modèle 2 : Modèle par décroissance linéaire



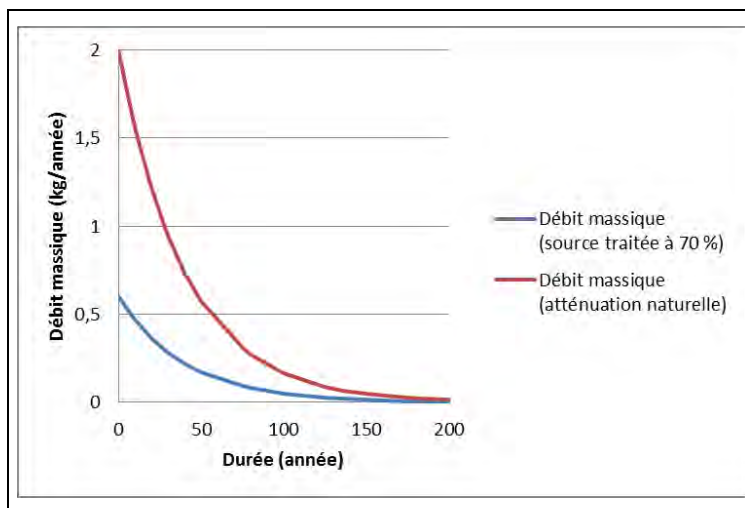
Dans ce modèle, il est considéré que le débit de relargage décroît linéairement au cours du temps, à mesure que la source s'atténue.

Sans traitement de la source, la durée de relargage totale de la source par atténuation naturelle contrôlée est d'environ 80 ans (pour seulement 80 kg !).

En retirant 70 % de la masse de la source, la durée de relargage de la masse restante (24 kg) jusqu'à épuisement de la source est de l'ordre de 44 ans.

Définir une stratégie de dépollution : approche basée sur la masse de polluant et la capacité de relargage d'une pollution

Modèle 3 : Modèle par décroissance exponentielle du premier ordre



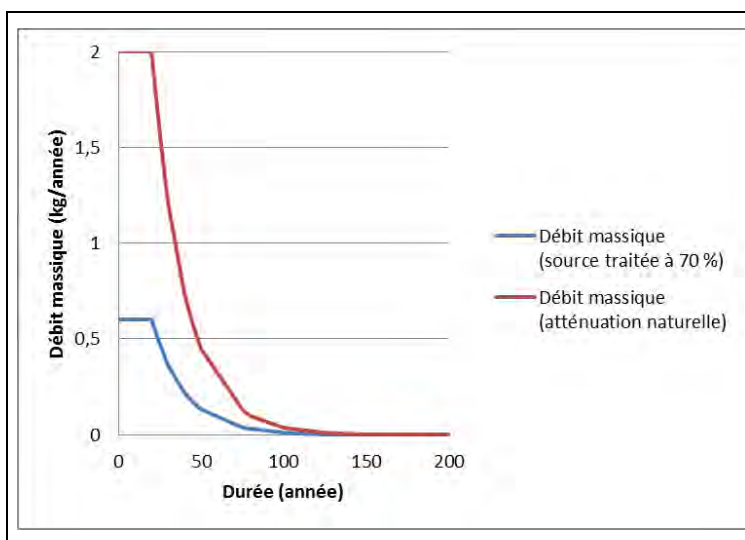
Dans ce modèle, il est considéré que le débit de relargage décroît de manière exponentielle au cours du temps en fonction de la masse présente à l'instant t .

Puisque ce type de décroissance exponentielle n'atteint jamais zéro, un objectif de débit de relargage égal à 1 % du débit de relargage initial a été défini.

Sans traitement de la source, la durée de relargage totale de la source par atténuation naturelle contrôlée est d'environ 184 ans (pour seulement 80 kg !).

En retirant 70 % de la masse de la source, la durée de relargage de la masse restante (24 kg) jusqu'à épuisement de la source est de l'ordre de 136 ans.

Modèle 4 : Modèle composé (50% par paliers puis 50% par décroissance exponentielle du premier ordre)



Dans ce modèle, il est considéré que le débit de relargage reste constant jusqu'à ce que la masse de la source ait diminué de 50% (pendant environ 20 ans) puis qu'il décroît exponentiellement ensuite.

Sans traitement de la source, la durée de relargage totale de la source par atténuation naturelle contrôlée est d'environ 112 ans (pour seulement 80 kg !).

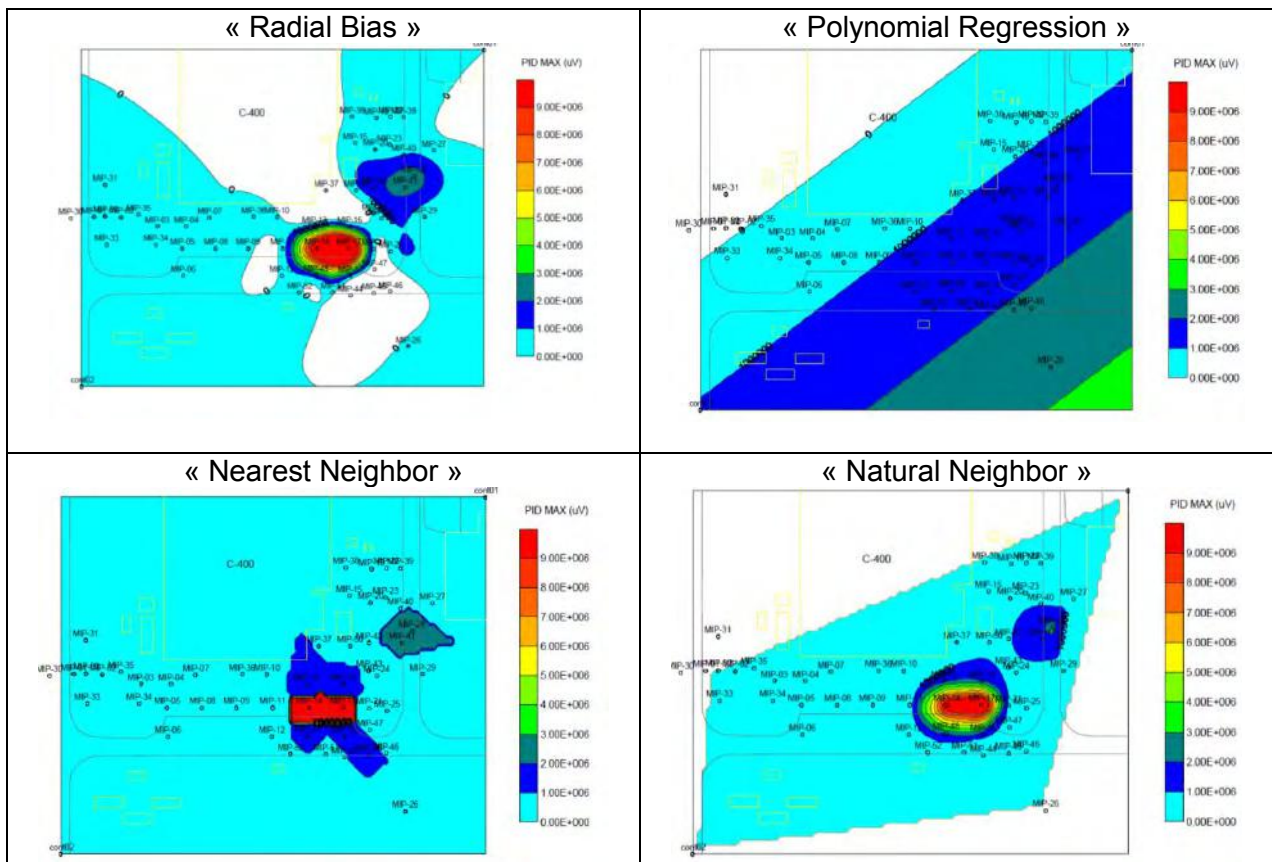
En retirant 70 % de la masse de la source, la durée de relargage de la masse restante (24 kg) jusqu'à épuisement de la source est de l'ordre de 88 ans.

Annexe 9

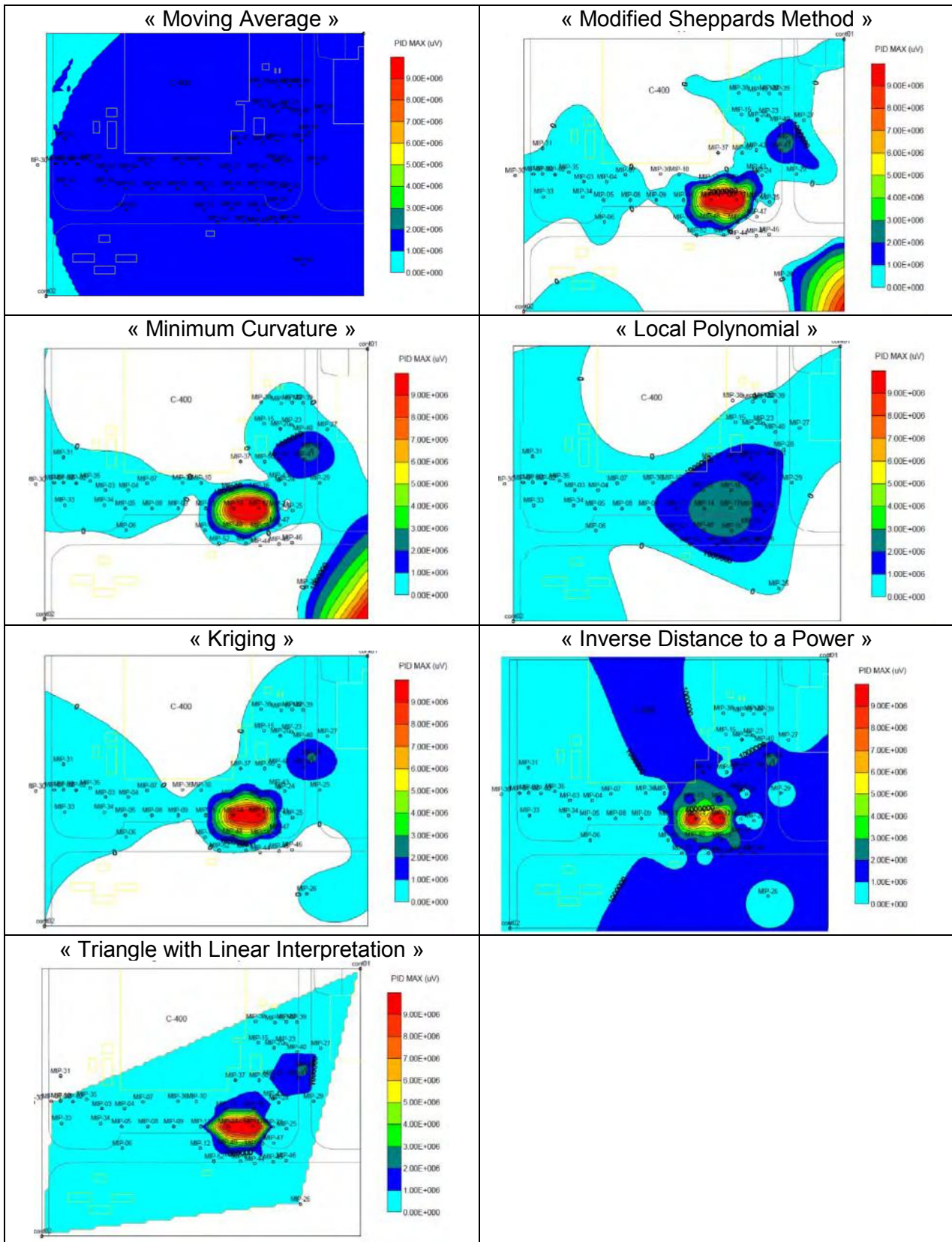
Illustration de l'influence de modèle d'interpolation choisi sur le résultat obtenu

Dans le cadre de la remédiation d'un impact en TCE identifié au droit d'un site industriel géré par le département à l'énergie des USA, des investigations au MIP ont été réalisées jusqu'à environ 30 m de profondeur afin de déterminer l'extension verticale et horizontale des zones sources. La modélisation des résultats a été réalisée sous SURFER®. Les 11 techniques d'extrapolation disponibles ont été utilisées afin de comparer leur influence sur les cartes obtenues. Pour cela, le bureau d'études réalisant les investigations a utilisé les valeurs PID mesurées entre 27,5 et 29 m de profondeur, profondeur à laquelle la présence d'un pool de DNAPL a été mise en évidence au droit de deux points voisins (MIP-14 et MIP-17). La compréhension de cette zone à cette profondeur était la meilleure d'après le bureau d'études. La comparaison des figures obtenues à l'aide de SURFER avec la connaissance de cette zone était susceptible d'être la plus simple et la plus sûre. La méthode du voisin naturel (« Natural Neighbor ») a finalement été considérée comme la meilleure puisque parmi les méthodes présentant un continuum entre MIP-14 et MIP-17, c'était celle qui corrélait le mieux les mesures PID au voisinage de ces deux sondages adjacents sans être influencée par les valeurs d'autres sondages éloignés.

Selon le modèle choisi, on constate aisément que les figures obtenues (DOE, 2008) peuvent être radicalement différentes les unes des autres, avec les conséquences évidentes en termes de volumes de sol et masses de polluant correspondants. Lors de la modélisation numérique, il est donc capital que du personnel spécialisé dans la modélisation et suffisamment impliqué dans le projet pour comprendre et interpréter les résultats soit chargé de la réalisation de cette modélisation et de son interprétation.



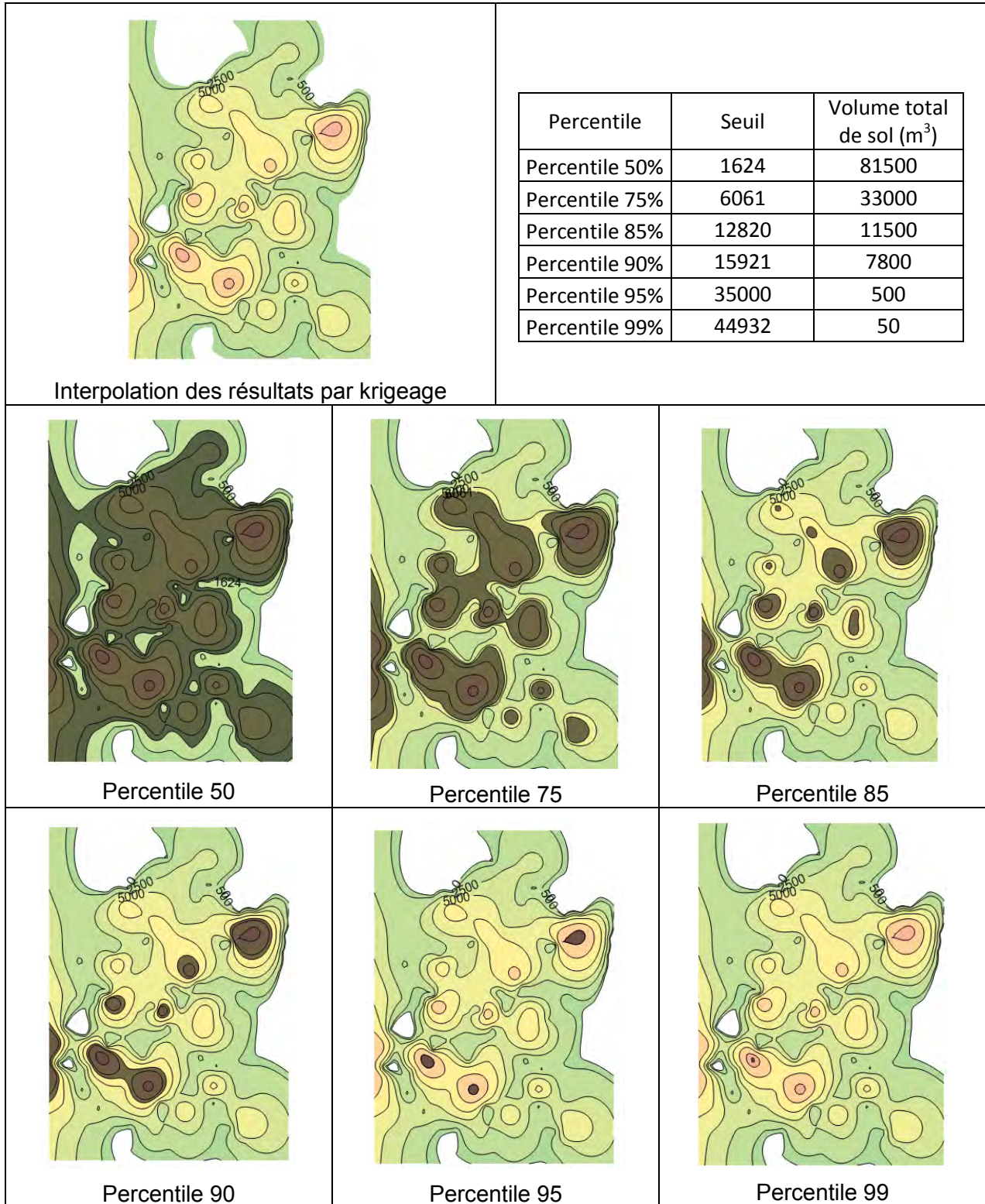
Définir une stratégie de dépollution : approche basée sur la masse de polluant et la capacité de relargage d'une pollution



Annexe 10

Illustration de l'influence du choix du percentile sur la zone à traiter (Site B)

L'influence du choix du percentile comme seuil de coupure a été étudiée pour le site B à l'aide des résultats obtenus entre 1 et 2 m de profondeur. Par souci de simplicité et de pédagogie, la représentation obtenue par krigeage a été utilisée comme base de travail. Sont représentées en gris sur différentes figures, les zones que représentent chacun des percentiles obtenus pour cet horizon (1 – 2m).



Annexe 11

Avantages et inconvénients des différentes techniques de détermination des flux et des débits massiques (d'après ITRC, 2010)

Méthode	Avantages	Inconvénients
Toutes les méthodes présentées	<ul style="list-style-type: none"> - Améliore la caractérisation de l'intensité de la source - Améliore la localisation des zones de concentrations importantes en polluants à traiter en priorité - Améliore l'évaluation de l'atténuation naturelle - Permet de mesurer directement les polluants qui vont impacter les récepteurs - Peut servir de base à la définition d'objectifs pertinents et contrôlables 	<ul style="list-style-type: none"> - Augmentation possible des coûts de caractérisation et de surveillance - Incertitudes liées à l'hétérogénéité des sous-sols - Peut nécessiter un temps important pour que les flux atteignent de nouveau un état d'équilibre après réhabilitation
Par les transects	<ul style="list-style-type: none"> - Plus grande information spatiale sur les flux et leurs variations - Moins d'eau de purge à traiter - Pas de modification des débits naturels 	<ul style="list-style-type: none"> - Augmentation des coûts d'investigation (forages), d'échantillonnage et d'analyse - Risque d'erreur plus élevé (que par pompage) en ce qui concerne l'estimation du débit massique de relargage en raison des zones de flux importants qui pourraient être manquées - Nécessite une caractérisation de haute résolution, surtout au niveau de la conductivité hydraulique. - Plus grand risque d'erreurs d'interpolation.
Par pompage	<ul style="list-style-type: none"> - Risque d'erreur d'interpolation réduit - Plus grande certitude de prélever toute la masse d'une localisation donnée - Moins de risques de manquer des zones de flux importants - Utilisation possible d'installations de pompage existantes. 	<ul style="list-style-type: none"> - Augmentation des coûts pour le traitement des eaux. - Erreurs possibles en cas de pompage insuffisant (une partie du panache n'est pas capturée) et trop important (dilution importante) - Perte d'informations spatiales (localisation de la source et extension réelle du panache) - Prélèvement potentiel d'eau qui ne migrerait pas sous un régime d'écoulement naturel
Par les données existantes	<ul style="list-style-type: none"> - Pas nécessairement besoin d'investigations complémentaires. On peut utiliser des données existantes, historiques. - Coûts associés généralement modérés 	<ul style="list-style-type: none"> - Donne une idée du relargage à la date correspondante mais pas le relargage « actuel » (utilisation de données « historiques ») ; - Retours d'expérience limités et mitigés quant à sa pertinence et son efficacité - Méthode pouvant être inappropriée selon l'importance du réseau piézométrique



Centre scientifique et technique
Direction Eau, Environnement et Écotechnologies
3, avenue Claude-Guillemin
BP 36009 – 45060 Orléans Cedex 2 – France – Tél. : 02 38 64 34 34
www.brgm.fr