



upds
Union des professionnels
de la dépollution des sites



Pollution concentrée

Définition, outils de caractérisation et intégration dans la
méthodologie nationale de gestion des sites et sols pollués

Version mise à jour - avril 2016

PARTICIPANTS

Le Groupe de Travail Pollution Concentrée était composé de :

Mme BLUSSEAU - ARCADIS,
Mme BOURSIEZ - EACM,
M. CIMOLINO - SOCOTEC,
Mme CROZE - ICF ENVIRONNEMENT,
M. HIRRIEN - GRS VALTECH,
M. KASKASSIAN - BURGEAP,
Mme LAMBERT - SITA REMEDIATION,
M.LATRON - EACM,
M.VIRCONDELET - HPC ENVIROTEC.

Les travaux du GT ont eu lieu à partir de juin 2013 jusqu'à décembre 2014. Ils ont fait l'objet de quatre réunions d'échanges avec l'ADEME, le BRGM, l'INERIS, le MEDDE, et le MEDEF.

Le présent guide a été testé conjointement par le BRGM et le GT sur un ensemble de données de cas réels mis à disposition par l'ADEME.

La présente version d'avril 2016 constitue une première mise à jour de ce guide, sur la base des commentaires et propositions d'amélioration formulés par les personnes suivantes, que nous remercions vivement pour leur travail :

M.CÔME – BURGEAP,
Mme DEMOUGEOT-RENARD – EODE,
M.JEANNÉE – GEOVARIANCES.

L'UPDS remercie toutes les personnes dont le travail a permis à ce guide de voir le jour.

SOMMAIRE

1. Introduction.....	7
2. Définition de la pollution concentrée et intégration dans la méthodologie SSP.....	8
2.1. Méthodologie de gestion des SSP de 2007	8
2.2. Construction de la définition.....	8
2.3. Définitions proposées par l'UPDS	9
2.4. Intégration de la définition de la pollution concentrée dans la démarche de gestion des SSP	9
3. La « Boîte à outils ».....	13
3.1. Méthode N°1 - Interprétation des constats de terrain	15
3.1.1. OBJECTIF	15
3.1.2. PRESENTATION DE LA METHODE	15
3.1.3. LIMITES ET INCERTITUDES ASSOCIEES A LA METHODE	16
3.1.4. EXEMPLES DE MISE EN APPLICATION	18
3.2. Méthode N°2 - Analyse statistique	25
3.2.1. OBJECTIF	25
3.2.2. PRESENTATION DE LA METHODE	25
3.2.3. LIMITES ET INCERTITUDES ASSOCIEES A LA METHODE	25
3.2.4. EXEMPLES DE MISE EN APPLICATION	26
3.3. Méthode N°3 - Détermination de la présence d'une phase organique dans les sols	36
3.3.1. OBJECTIF	36
3.3.2. PRESENTATION DE LA METHODE	37
3.3.3. LIMITES ET INCERTITUDES ASSOCIEES A LA METHODE	38
3.3.4. EXEMPLES DE MISE EN APPLICATION	39
3.3.5. APPROCHES SIMPLIFIEES DE LA METHODE	45
3.4. Méthode N°4 - Cartographie fondée sur des méthodes déterministes.....	46
3.4.1. OBJECTIF	46
3.4.2. PRESENTATION DE LA METHODE	46
3.4.3. LIMITES ET INCERTITUDES ASSOCIEES A LA METHODE	48
3.4.4. EXEMPLES DE MISE EN APPLICATION	49
3.5. Méthode N°5 - Bilan massique fondé sur des méthodes déterministes.....	55
3.5.1. OBJECTIF	55
3.5.2. PRESENTATION DE LA METHODE	55
3.5.3. LIMITES ET INCERTITUDES ASSOCIEES A LA METHODE	55
3.5.4. EXEMPLES DE MISE EN APPLICATION	56
3.6. Méthode N°6 - Approche intégrée géostatistique	64
3.6.1. OBJECTIF	64
3.6.2. PRESENTATION DE LA METHODE	64
3.6.3. LIMITES ET INCERTITUDES ASSOCIEES A LA METHODE	69
3.6.4. EXEMPLE DE MISE EN APPLICATION.....	70

LISTE DES FIGURES

Figure 1 - Logigramme d'intégration de la définition de la pollution concentrée dans la démarche de gestion des sites et sols pollués.....	11
Figure 2 – Exemple de schéma conceptuel quantifié.....	12
Figure 3 - Carottes de sol : présence visuelle de pollution entre 0 et 2,5 m de profondeur	18
Figure 4 - Teinte caractéristique du gant au contact d'une pollution concentrée en HAP	18
Figure 5 - Constat de présence de phase organique flottante lors d'une fouille ayant atteint la nappe.....	19
Figure 6 - Présence de phase organique coulante lors d'un prélèvement d'eau souterraine dans un piézomètre profond (préalablement identifiée avec une sonde multiphases).....	19
Figure 7 - Terrains imprégnés d'hydrocarbures lors de la réalisation d'une fouille.....	20
Figure 8 - Visualisation de l'épaisseur de terrain superficiel impacté.....	20
Figure 9 - Fûts découverts dans une fouille	21
Figure 10 - Prélèvement d'eau avec présence de phase organique flottante	21
Figure 11 - Pollutions par des ferro-cyanures (couleur caractéristique bleu à bleu-gris)	22
Figure 12 - Pollution par du chrome VI	22
Figure 13 - Pollution concentrée en dioxines et furanes dans les sols de surface, non détectable par constats de terrain	22
Figure 14 - Extrait d'une fiche de sondage avec indication des mesures in situ au PID, relevé lithologique et observations visuelles.....	23
Figure 15 - Exemple de résultats de mesures de composés volatils au PID lors des sondages sols (plusieurs diagnostics), reportés sur plan de masse, avec une échelle de couleur choisie par le Bureau d'Etudes pour ce dossier (vert 0 ppmV, orange <20 ppmV, rouge > 20 ppmV).	24
Figure 16 – Fréquences relatives des concentrations en HC C10-C40 (mg/kg) – intervalle de 100 mg/kg.....	28
Figure 17 – Fréquences cumulées des concentrations en HC C10-C40 (mg/kg) – intervalle de 100 mg/kg	28
Figure 18 – Fréquences relatives des concentrations en HC C10-C40 – intervalle de 500 mg/kg	30
Figure 19 – Fréquences cumulées des concentrations en HC C10-C40 – intervalle de 500 mg/kg	30
Figure 20 – Répartition des concentrations en HC C10-C40	31
Figure 21 – Fréquences relatives des concentrations en HC C6-C12 - gamme de concentration 0-10 000 mg/kg	32
Figure 22 – Fréquences relatives des concentrations en HC C6-C12 - gamme de concentration 0-1000 mg/kg	33
Figure 23 – Fréquences cumulées des concentrations en HC C6-C12 - gamme de concentration 0-10 000 mg/kg.....	33
Figure 24 – Fréquences cumulées des concentrations en HC C6-C12- gamme de concentration 0-1000 mg/kg.....	34
Figure 25 – Répartition des concentrations en HC C6-C12- gamme de concentration 0-10 000 mg/kg	34
Figure 26 - Répartition des concentrations en HC C6-C12 - gamme de concentrations 0-1000 mg/kg.....	35
Figure 27 - Distribution à l'échelle du pore d'un polluant organique (figures types pour une phase organique immobile constituée de composés organochlorés, guide ADEME / MACAOH « zone source »)	36
Figure 28 – Saturation de phase organique (NAPL, en %) en fonction de la concentration totale en solvants chlorés (mg/kg MS) pour les différents échantillons classés par lithologie	40
Figure 29 – Répartition moyenne de la pollution dans les compartiments de la matrice sol pour les échantillons sans NAPL situés dans l'horizon limoneux en ZNS (à gauche) et dans l'horizon sableux en ZS (au centre) ainsi que ceux présentant du NAPL (à droite)	41
Figure 30 – A gauche : composition moyenne de la phase organique (fractions molaires par composé). A droite : concentrations d'équilibre dans l'eau de nappe au droit de la pollution concentrée pour chaque composé (mg/L).....	41
Figure 31 – Comparaison entre les concentrations d'équilibre dans l'eau de nappe calculées à partir des concentrations mesurées dans les sols et la moyenne des concentrations mesurées dans les piézomètres au droit de la zone source.....	42
Figure 32 - Saturation en phase organique (NAPL, en %) en fonction de la concentration totale en hydrocarbures (mg/kg MS) pour une coupe de type Essence (composition dans l'encart) située en zone de battement de nappe d'un aquifère sableux.	43
Figure 33 - Répartition moyenne de la pollution dans les 4 compartiments de la matrice sol pour les échantillons sans NAPL (à gauche), ceux avec NAPL immobile (au centre) et ceux avec NAPL mobile (à droite).....	44

Figure 34 – Concentrations d'équilibre calculées dans l'eau de nappe et dans les gaz du sol (mg/l) en contact avec les sols contaminés (échantillons de la zone de battement de nappe - aquifère sableux) en fonction de la concentration totale en hydrocarbures (mg/kg MS, coupe Essence).....	45
Figure 35 – principe de la méthode d'interpolation par voisins naturels	47
Figure 36 – Cartes de la pollution établies avec une méthode d'interpolation déterministe (Voisins Naturels) AVEC ajustement après interprétation (Lissage des courbes)	49
Figure 37 – Carte de la pollution établie avec une méthode d'interpolation déterministe (Voisins Naturels) SANS ajustement après interprétation.....	50
Figure 38 – Carte de la pollution entre 0 et 3 m de profondeur, établie avec une méthode d'interpolation probabiliste (Krigage) - avec deux iso-contours : 500 et 5000 ppm	51
Figure 39 – Report des concentrations en plomb dans les remblais (mg/kg)	53
Figure 40 - Implantation des sondages	57
Figure 41 – Répartition du volume de terres par zone et par faciès.....	59
Figure 42 - Répartition de la masse d'hydrocarbures totaux par zone et par faciès	59
Figure 43 – Présentation du découpage des pollutions concentrées	61
Figure 44 - Répartition du volume de terres par zone	62
Figure 45 - Répartition de la masse d'arsenic par zone	62
Figure 46 – Histogramme des données de mercure (à gauche) et évolution des teneurs en mercure avec la profondeur (à droite)	65
Figure 47 – Nuage de corrélation entre les log des concentrations en Plomb et mercure (à gauche) - Coefficients de corrélation linéaire entre les différents paramètres analysés dans les sols (à droite)	66
Figure 48 – Corrélation des concentrations de mercure dans les sols entre mesures au laboratoire et sur site (XRF, à gauche) et recherche de biais entre les différentes campagnes de prélèvement sur la principale zone d'impact (à droite)	66
Figure 49 – Variogrammes expérimentaux (points) et modèles calés (courbes) selon le plan vertical (à gauche) et horizontal (à droite) pour le PCE	67
Figure 50 – Cartes des concentrations dans les sols en solvants chlorés (échelle log[C], C en mg/kg MS) : à gauche, concentrations interpolées (krigeage selon un voisinage de 25m autour des points de mesure représentés par des croix noires dont la taille est proportionnelle à log[C]) et à droite, incertitudes liées au modèle de krigage.	68
Figure 51 – Carte de probabilité de dépassement du seuil de concentrations dans les sols en solvants chlorés (seuil retenu à 100 mg/kg MS, à gauche) et distribution statistique du volume de sol correspondant au dépassement (fréquences cumulées, à droite)	68
Figure 52 – Illustration de la position de la pollution concentrée pour un seuil à 400 mg/kg MS (somme PCE + TCE + cis-DCE) – Volume violet foncé : probabilité de dépassement $\geq 80\%$; volume violet clair : probabilité de dépassement $\geq 20\%$	71
Figure 53 – Volume de pollution concentrée (forte probabilité de dépassement du seuil retenu) et volume à excaver permettant d'y accéder pour différents seuils de concentration en polluants (somme PCE + TCE + cis-DCE, mg/kg MS)	72

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 - Relation entre les méthodes proposées et leurs objectifs	13
Tableau 2 – Calculs statistiques de base sur une distribution de concentrations en HC C10-C40 dans les sols (mg/kg)	26
Tableau 3 – Fréquences relatives et cumulées de la distribution des concentrations en HC C10-C40 dans les sols - Intervalle de 100 mg/kg	27
Tableau 4 – Fréquences relatives et cumulées de la distribution des concentrations en HC C10-C40 dans les sols – intervalle de 500 mg/kg	29
Tableau 5 – Calculs statistiques de base sur une distribution de concentrations en HC C6-C12 dans les sols	32
Tableau 6 – Caractéristiques des sous-unités cohérentes	58
Tableau 7 - Calcul par maille des masses d'hydrocarbures totaux	58
Tableau 8 – Caractéristiques des sous-unités cohérentes	60
Tableau 9 – Calcul par maille des masses d'arsenic total	61
Tableau 10 - Calcul par maille des masses d'arsenic potentiellement lixiviable.....	62

1. Introduction

L'annexe 2 de la méthodologie de gestion des sites et sols pollués du 8 février 2007¹ précise que « lorsque des pollutions concentrées sont identifiées [...] la priorité consiste d'abord à extraire ces pollutions concentrées, généralement circonscrites à des zones limitées, et non pas à engager des études pour justifier leur maintien en place ». Cependant, ce texte ne donne pas de définition de la « pollution concentrée » et plusieurs termes sont utilisés : tache de pollution, zone source, source de pollution concentrée, source circonscrite,...

Dans ce contexte, un groupe de travail de l'UPDS s'est réuni à partir de juin 2013, afin de proposer une définition de la **pollution concentrée** simple et pragmatique, et de fournir des outils permettant d'identifier et caractériser une pollution concentrée. L'UPDS propose donc une démarche complète qui s'intègre à la méthodologie de gestion des sites et sols pollués du 8 février 2007.

Cette définition et les outils méthodologiques qui l'accompagnent sont faits pour s'adapter à toutes les situations de la plus simple à la plus complexe. Il n'y a là aucune prétention à l'exhaustivité, il s'agit d'une « boîte à outils », à laquelle chaque société peut apporter sa contribution. Les exemples sont issus d'études et travaux réalisés par les membres de l'UPDS ou de données de l'ADEME exploitées par les membres du GT afin d'illustrer la diversité des cas d'application.

Dans les faits, **ces outils devront être adaptés à chaque situation**. En effet, l'interprétation de données reste particulière à chaque site, que ce soit en raison de sa géologie / des observations réalisées / des données disponibles / du contexte dans lequel les études sont mises en œuvre.

Aussi, l'UPDS propose une **boîte à outils** sous forme de méthodes **pour interpréter les données**. L'objectif est de permettre une meilleure valorisation des études et la définition de travaux de dépollution adaptés aux problématiques.

¹ Annexe 2 de la note aux préfets du 8 février 2007 : modalités de gestion et de réaménagement des sites et sols pollués

2. Définition de la pollution concentrée et intégration dans la méthodologie SSP

2.1. Méthodologie de gestion des SSP de 2007

L'annexe 2 de la méthodologie de gestion des sites et sols pollués du 8 février 2007 précise que « lorsque des pollutions concentrées sont identifiées [...] la priorité consiste d'abord à extraire ces pollutions concentrées, généralement circonscrites à des zones limitées, et non pas à engager des études pour justifier leur maintien en place ». Cependant, ce texte ne donne pas de définition de la « pollution concentrée » et plusieurs termes sont utilisés : tache de pollution, zone source, source de pollution concentrée, source circonscrite,...

Cette imprécision induit des difficultés d'interprétation et d'application des textes dans la gestion quotidienne des sites et sols pollués, pour l'ensemble des acteurs (bureaux d'études, sociétés de travaux, maîtres d'ouvrages, administration,...).

2.2. Construction de la définition

L'UPDS s'est basé sur plusieurs principes généraux et techniques :

- Le respect de la méthodologie et de la réglementation ;
- La valeur patrimoniale du sol ;
- La nécessité d'une détermination de l'existence ou non d'une pollution concentrée et sa délimitation au plus tôt dans la réflexion à propos d'un site et lors de la réalisation des études.

En effet, au regard des textes du 8 février 2007 rappelés ci-dessus, la pollution concentrée ne peut être définie ni par les transferts, ni par les enjeux sanitaires et/ou environnementaux. Le constat de l'existence d'une pollution concentrée doit conduire prioritairement à son traitement sans calcul préalable de risques sanitaires et/ou de notion de transferts. Cette priorité induit également la nécessité de définir les pollutions concentrées et d'établir leur existence, le plus en amont possible des autres phases de gestion.

Par conséquent, la notion de transfert du polluant vers les différents milieux à partir d'une pollution concentrée est exclue de la définition de la pollution concentrée. De même, les notions de mobilité et de dangerosité potentielle du produit n'interviennent pas dans la définition d'une pollution concentrée. En revanche, elles sont bien prises en compte dans la démarche de gestion de l'ensemble du site.

Par exemple, les pollutions métalliques doivent être prises en compte, malgré un transfert généralement faible vers les différents compartiments du milieu souterrain . De même, les produits non dangereux, de type alimentaire par exemple, s'ils sont introduits dans le milieu souterrain, peuvent induire des produits de dégradation dangereux (exemple de l'huile végétale engendrant une poche de H₂S en milieu sulfaté).

2.3. Définitions proposées par l'UPDS

Les définitions proposées par l'UPDS sont les suivantes :

- **Pollution concentrée**

Volume de milieu souterrain à traiter, délimité dans l'espace, au sein duquel les concentrations en une ou plusieurs substances sont significativement supérieures aux concentrations de ces mêmes substances à proximité immédiate de ce volume.

Le milieu souterrain comprend les sols, les eaux souterraines, les gaz du sol. Les substances peuvent y être présentes en phase organique (ou phase huile ou NAPL (Non Aqueous Phase Liquid)), dissoute, adsorbée, gazeuse.

- **Pollution diffuse**

Zone difficile à circonscrire au sein de laquelle les concentrations en une ou plusieurs substances sont supérieures au bruit de fond local.

- **Pollution résiduelle**

Substances restant dans le milieu souterrain après un traitement.

Ces définitions induisent qu'une même gamme de concentrations peut être considérée comme une pollution concentrée sur un site alors qu'elle serait considérée comme une pollution diffuse sur un autre site. Par exemple, une tache d'hydrocarbures à 1000 ppm pourra être considérée comme une **pollution concentrée**, si elle est située au milieu d'une parcelle non impactée (par exemple un parking, une parcelle agricole, ...). Tandis que sur un dépôt d'hydrocarbures, cette valeur pourrait être celle caractérisant la pollution diffuse. Il s'agit là d'une notion de spot de pollution facilitant une hiérarchisation des actions de gestion.

La définition d'une source, avec notion d'émission, n'est pas incluse dans le périmètre du présent guide.

2.4. Intégration de la définition de la pollution concentrée dans la démarche de gestion des SSP

L'UPDS propose que la caractérisation de la pollution concentrée soit réalisée au niveau du diagnostic, à l'aide de méthodes présentées ci-après.

La pollution concentrée, si elle est facilement accessible et non associée à une pollution diffuse, peut être traitée directement sans passer par le plan de gestion.

L'enchaînement des actions possibles de gestion d'un site pollué, de la visite du site aux travaux de dépollution, est synthétisé par le logigramme présenté en Figure 1 page 12. Il permet d'intégrer la définition de la pollution concentrée dans la démarche de gestion des SSP.

Il met en évidence le fait qu'à l'issue de chaque diagnostic, les données doivent être interprétées en termes de présence/absence d'une **pollution concentrée** et en termes de caractérisation (surface, volume, type de polluant, gamme de concentration,...) dans la mesure des données disponibles.

La **caractérisation de la pollution concentrée** fait donc partie des **conclusions du diagnostic**.

Plusieurs phases de diagnostics successifs peuvent être nécessaires pour caractériser la pollution concentrée à un niveau de détail suffisant pour permettre de définir les actions à mener.

L'étape de définition de la pollution concentrée utilise les méthodes de la « boîte à outils » (cf. chapitre 3) décrivant les méthodes d'interprétation du diagnostic.

La définition de la pollution concentrée, sa délimitation, et donc son existence, **résultent de la convergence des résultats d'au moins deux méthodes proposées dans ce guide**. L'expérience a montré **qu'il est souvent nécessaire d'utiliser au moins trois méthodes** pour en avoir deux qui convergent. Les méthodes proposées dans ce guide sont des suggestions pour le dépouillement des données. Dans le cas des sites complexes, il est généralement souhaitable de traiter les données sous plusieurs angles afin d'avoir la vision la plus complète possible.

Par ailleurs, le schéma conceptuel complète le diagnostic afin d'avoir une vision globale des enjeux permettant de replacer la pollution et le site dans leur contexte. L'UPDS considère qu'il est important d'avoir un schéma conceptuel quantifié faisant apparaître de manière explicite la ou les pollution(s) concentrée(s) identifiée(s). Un exemple des éléments de caractérisation des pollutions concentrées à intégrer dans le schéma conceptuel, est présenté en Figure 2 .

Intégration de la définition de la pollution concentrée dans la méthodologie de gestion des SSP

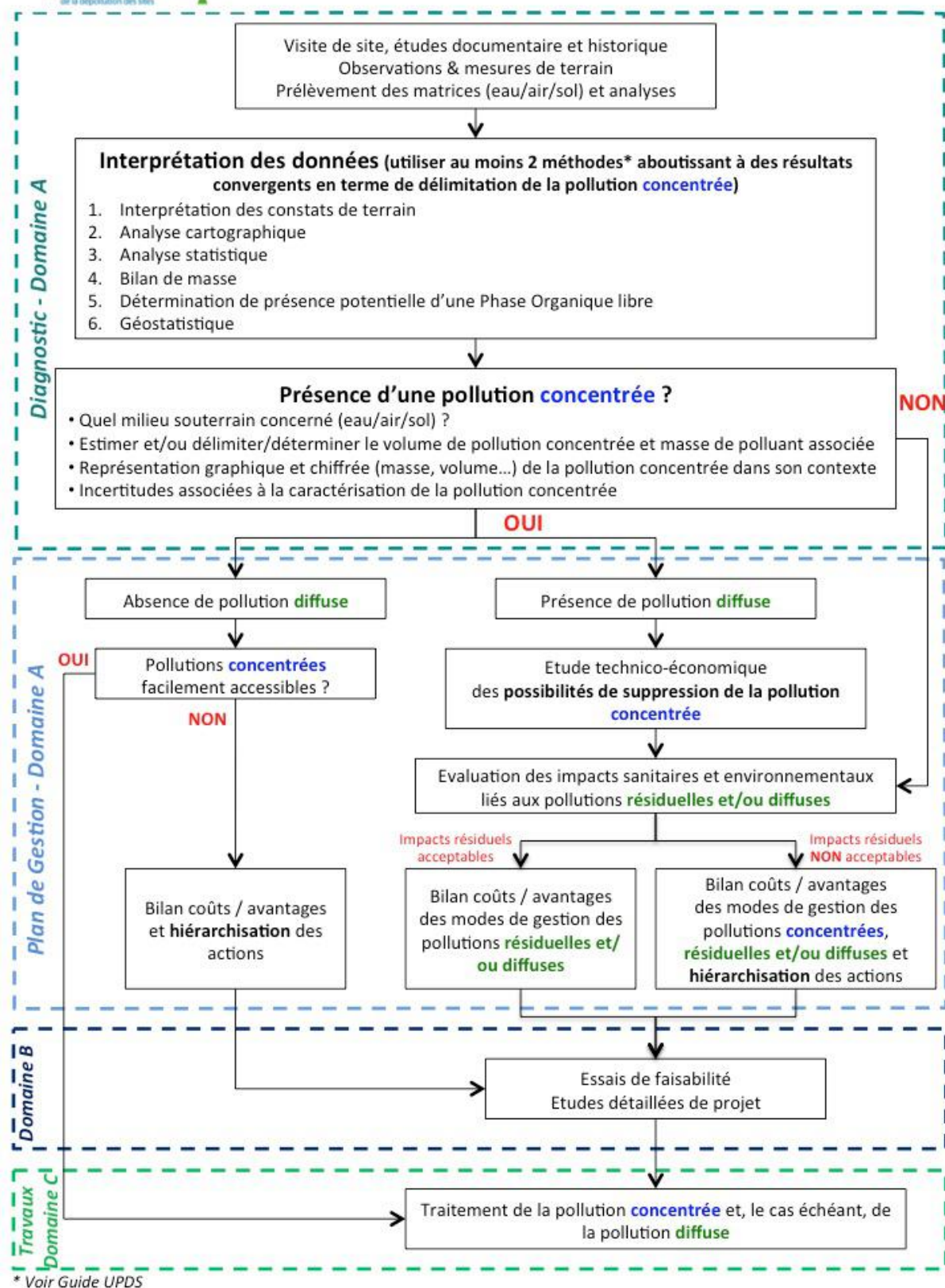


Figure 1 - Logigramme d'intégration de la définition de la pollution concentrée dans la démarche de gestion des sites et sols pollués

Pollutions concentrées sol :

Pollution concentrée A

- substances en phases adsorbée et gazeuse
volume de sol : (3560 m3)
C5-C40 ~ 27 T [HCT] min/max = 2340/27460 mg/kg
TCE ~ 3 T [TCE] min/max = 36/760 mg/kg

- substances en phase libre organique LNAPL
volume de sol : (188 m3) C5-C21 ~ 37 T

- substances en phase libre organique DNAPL
volume de sol : (27 m3) TCE ~ 8 T

D/puits ~140 m ; d/hab ~165 m

Pollution concentrée B (déchets : 50 m3)

Cr III ~ 2 T [Cr III] min/max = 172/1840 mg/kg
Cr VI ~ 1 T [Cr VI] min/max = 124/987 mg/kg

D/puits ~230 m ; d/hab ~260 m

Eléments de schéma conceptuel pollutions concentrées : site XXX (14.7 ha)

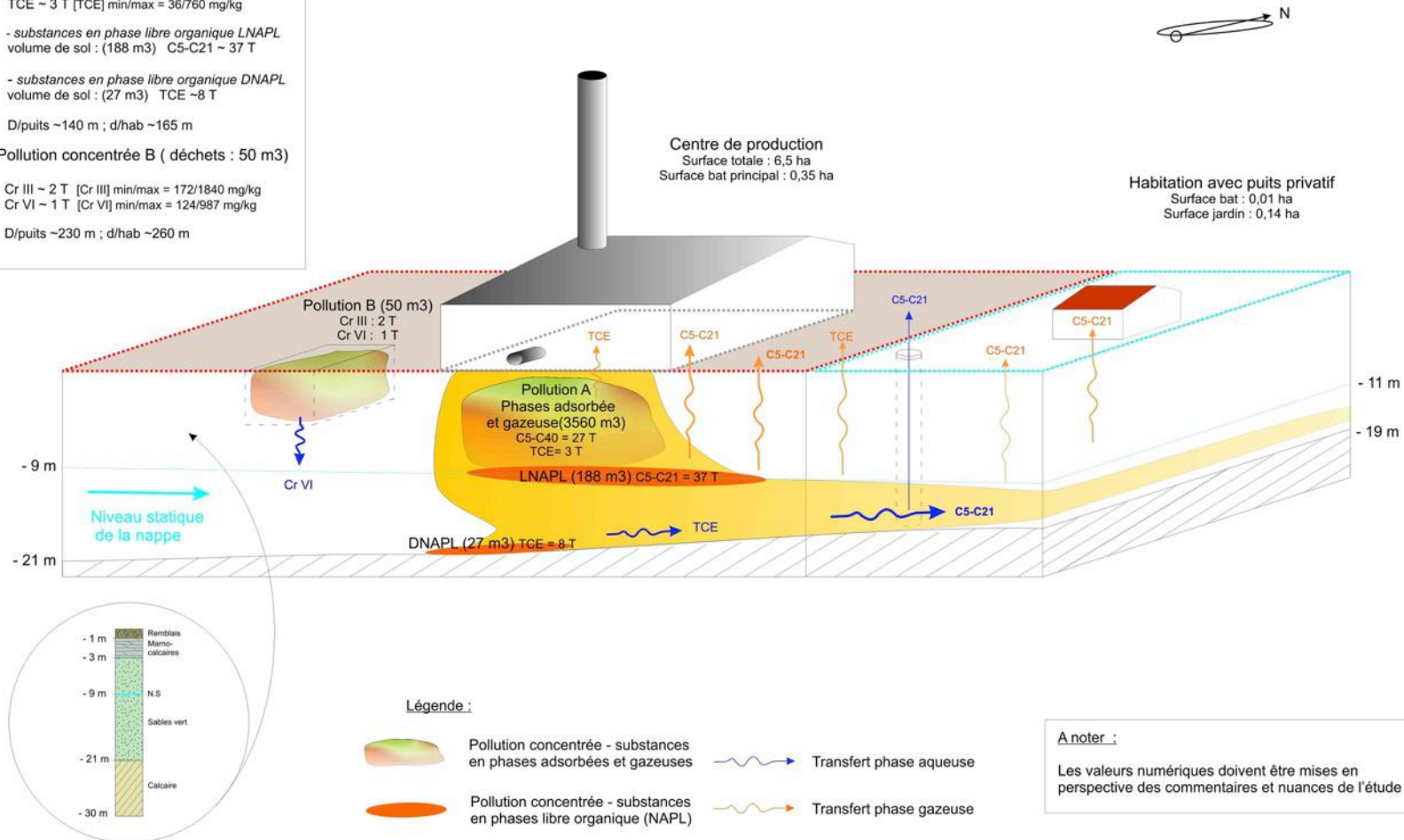


Figure 2 – Exemple de schéma conceptuel quantifié

3. La « Boîte à outils »

La « boîte à outils » proposée par l'UPDS est constituée des six méthodes d'interprétation des données de terrain et de laboratoire les plus couramment utilisées par la profession. Ces méthodes permettent de caractériser et d'identifier une pollution concentrée dans la zone non saturée ou dans la zone saturée .

Chaque méthode présente les objectifs, la méthodologie, les limites et incertitudes de l'outil et illustre les résultats par des exemples. Ces derniers sont issus d'études et travaux menés par les membres de l'UPDS, ou de données fournies par l'ADEME et interprétées par les membres du GT. Ils n'ont pas vocation à être extrapolés à d'autres contextes et n'ont pas de prétention d'exhaustivité des multiples situations pouvant se présenter sur un site pollué.

Les outils méthodologiques sont les suivants :

- Méthode N°1 - Interprétation des constats de terrain
- Méthode N°2 - Analyse statistique
- Méthode N°3 - Détermination de la présence d'une phase organique
- Méthode N°4 - Cartographie fondée sur des méthodes déterministes
- Méthode N°5 - Bilan massique fondé sur des méthodes déterministes
- Méthode N°6 - Approche intégrée géostatistique

Objectifs	Indice qualitatif de présence d'une PC*	Définition d'un seuil de coupure	Visualisation 2D ou 3D de la PC*	Estimation du volume de sols d'une PC*	Estimation du volume de polluant
Méthode N°1 -Interprétation des constats de terrain					
Méthode N°2 - Analyse statistique					
Méthode N°3 - Détermination de la présence d'une phase organique					
Méthode N°4 - Cartographie fondée sur des méthodes déterministes					
Méthode N°5 - Bilan massique fondé sur des méthodes déterministes					
Méthode N°6 - Approche intégrée géostatistique					

PC* Pollution Concentrée
Capacité de la méthode

Tableau 1 - Relation entre les méthodes proposées et leurs objectifs

La **pollution concentrée** doit être identifiée au niveau des **conclusions de l'interprétation du diagnostic**. La condition sinéquanone étant la **convergence des résultats d'au moins deux méthodes** parmi celles mises en œuvre.

Note : Les méthodes sont présentées pour un seul polluant. Toutefois, lorsque plusieurs types de polluants sont présents sur un même site, le dépouillement des données doit être spécifique à chaque polluant ou famille de polluants. Les corrélations potentielles entre les polluants doivent également être recherchées (les pollutions peuvent être distinctes ou associées).

Les conclusions du diagnostic doivent notamment indiquer s'il existe ou non une pollution concentrée sur le site étudié et si oui les conclusions doivent présenter les éléments suivants:

- Le(s) type(s) de polluant ;
- Les niveaux de concentration ;
- La localisation (surface, profondeur et épaisseur) sous forme cartographique notamment,
- Les volumes de sols et de polluants concernés, accompagnés d'un bilan de masse si possible ;
- L'origine (spatiale et historique) possible de la pollution.

3.1. Méthode N°1 - Interprétation des constats de terrain

3.1.1. *OBJECTIF*

Cette méthode présente comment les constats de terrain peuvent apporter des éléments, généralement plutôt qualitatifs, pour définir une pollution concentrée.

Les constats de terrain représentent une pièce maîtresse dans la définition d'une pollution : ce sont les premiers éléments recueillis lors d'une phase d'investigations de terrain. Ils permettent d'approcher la réalité du terrain, dans tout ce qu'elle peut avoir de différent des informations documentaires collectées auparavant (étude historique, profil géologique...). Aussi, les constats de terrain doivent être collectés soigneusement et faire partie intégrante de l'interprétation des données.

Il est clair que cette première étape doit être complétée par d'autres méthodes afin de recueillir l'ensemble des éléments de caractérisation de pollution concentrée (données quantitatives notamment en terme de substances concernées, concentrations, bilan de masse, ...).

On parlera ici des constats menés lors d'opérations de forage de sols (à des fins de prélèvements de sols, de gaz du sol, d'eau souterraine), lors de la réalisation de tranchées d'observations, et lors de prélèvements d'eau souterraine dans des piézomètres ou des puits déjà installés sur le site.

3.1.2. *PRESENTATION DE LA METHODE*

Les constats présentés sont ceux effectués de manière standard en contexte de diagnostic de site pollué. Ils ne concernent pas les résultats d'appareils ou méthodes d'analyse quantitative « sur site » tels que les kits d'analyse enzymatique pour les hydrocarbures ou les appareils de mesure directe de métaux dans les sols.

Les constats effectués lors d'investigations de sols et d'eau souterraine, donnant des éléments de définition d'une pollution concentrée dans les sols ou la nappe, sont les suivants :

- Observations visuelles des sols, de l'eau : couleur, texture, sol imbibé de phase organique, présence de déchets,... ;
- Mesures semi-quantitatives de composés volatils, par utilisation d'appareils à lecture directe lors de la foration ou dans un piézomètre existant. Les outils les plus classiquement utilisés sont le détecteur à photo-ionisation, ou PID, permettant une mesure de composés volatils, mais sans distinction des composés, et les appareils à tubes colorimétriques, de type Dräger®, permettant une mesure spécifique à un composé ou à un groupe de composés ;

- Détection de la présence d'une phase organique flottante (LNAPL) ou coulante (DNAPL) dans un piézomètre et définition de son épaisseur, à l'aide d'une sonde multi-phases ;
- Profondeur des observations et mesures citées ci-dessus ;
- Pour les eaux souterraines, les mesures classiquement réalisées sur site : pH, conductivité, potentiel redox, O₂ dissous, température

Les anomalies constatées sont précisées sur les fiches de sondage de sol ou de prélèvement d'eau. Le profil lithologique des terrains rencontrés, noté sur les fiches de sondages, est un élément à corréliser avec les constats de terrain, car il permet parfois d'approcher l'étendue possible des pollutions (présence de couche peu perméable pouvant limiter la migration des pollutions, identification des zones de remblais,...).

Ces informations permettent d'appréhender :

- Les couches de terrain présentant visuellement des anomalies fortes ;
- Les couches de terrain présentant des composés volatils et le degré des teneurs en volatils ;
- La présence de phase organique constatée lors de la réalisation de sondages de sol (terrains imbibés de phase organique dans la zone de battement de nappe ou dans les sols de la zone saturée, visuel de phase organique flottante en fond de fouille ayant atteint la nappe) ;
- La présence et l'épaisseur de phase organique flottante ou coulante dans un piézomètre.

La mise en perspective sur plans des mesures et constats effectués dans chaque ouvrage permettra, par la suite, d'appréhender l'étendue spatiale des anomalies (cf. illustrations au chapitre 3.1.4 et le §3.4 - Interprétation cartographique).

3.1.3. *LIMITES ET INCERTITUDES ASSOCIEES A LA METHODE*

L'absence de constats de terrain n'implique pas forcément l'absence de pollution concentrée :

- Les pollutions concentrées en métaux et composés inorganiques ne sont pas détectables par ces constats, à de rares exceptions près (par exemple couleur jaune à rouge de certaines pollutions au chrome VI, terres impactées aux ferrocyanures donnant une couleur bleue caractéristique) ;
- Les pollutions en composés organiques peu ou non volatils ne sont pas détectables sauf si ils engendrent une couleur particulière (cas des hydrocarbures lourds par exemple) ;
- La présence d'une phase organique coulante n'est détectable par constat de terrain que si le piézomètre atteint le fond de l'aquifère. Dans le cadre d'un premier diagnostic sur un site avec aquifère profond, les piézomètres ne vont généralement pas jusqu'au fond de l'aquifère, pour des raisons de coûts. La présence potentielle de

phase organique coulante ne sera supposée qu'au regard des analyses en laboratoire, puis devra être vérifiée dans un second diagnostic avec des piézomètres suffisamment profonds.

A l'inverse, une couleur grise à noire laissant suspecter une pollution concentrée peut être trompeuse. C'est le cas de sols ayant été impactés il y a plusieurs années ou dizaines d'années par des hydrocarbures pétroliers, conservant un visuel gris à noir après dégradation des composés. C'est le cas également de sols en conditions anaérobies avec décomposition de matière organique naturelle, présentant un aspect noirâtre.

Les mesures de gaz des sols in situ présentent également des limites, en termes de détection ou de qualité du résultat :

- Les appareils sont sensibles aux conditions météorologiques (humidité ambiante pour le PID notamment) ;
- Le protocole de prélèvement / de mesure et la nature des terrains (perméables ou peu perméables à l'air) influencent la représentativité du résultat ;
- Les mesures au PID ne sont pas spécifiques à un composé, le résultat en ppmV (partie par million volumique) est en relation avec le gaz de calibration et des facteurs de correction sont à prendre en compte pour convertir le résultat en ppmV de la substance, en cas de gaz mono-substance. A défaut, la mesure reste indicative et est à considérer en relatif ;
- Certains composés volatils ne seront pas détectés par PID si la puissance de la lampe à ionisation utilisée n'est pas adaptée au potentiel d'ionisation de la substance présente ;
- Il n'existe pas de tubes colorimétriques pour toutes les substances volatiles ;
- La présence de certains composés volatils, autres que ceux mesurés par tube colorimétrique, peut induire des interférences de mesures ;
- L'interprétation de la réponse sur tube colorimétrique peut être sujette à erreur (interprétation visuelle).

3.1.4. *EXEMPLES DE MISE EN APPLICATION*



Figure 3 - Carottes de sol : présence visuelle de pollution entre 0 et 2,5 m de profondeur



Figure 4 - Teinte caractéristique du gant au contact d'une pollution concentrée en HAP



Figure 5 - Constat de présence de phase organique flottante lors d'une fouille ayant atteint la nappe



Figure 6 - Présence de phase organique coulante lors d'un prélèvement d'eau souterraine dans un piézomètre profond (préalablement identifiée avec une sonde multiphases)



Figure 7 - Terrains imprégnés d'hydrocarbures lors de la réalisation d'une fouille



Figure 8 - Visualisation de l'épaisseur de terrain superficiel impacté



Figure 9 - Fûts découverts dans une fouille



Figure 10 - Prélèvement d'eau avec présence de phase organique flottante



Figure 11 - Pollutions par des ferro-cyanures (couleur caractéristique bleu à bleu-gris)



Figure 12 - Pollution par du chrome VI



Figure 13 - Pollution concentrée en dioxines et furanes dans les sols de surface, non détectable par constats de terrain

Profondeur (m)	Niveau d'eau	Description lithologique	Echantillons prélevés		Mesure gaz (ppmV)	Observations visuelles	Profon (m)
			Eau	Sol			
0		Sables et graviers noirs huileux		▶	>1000	huileux	0
1		Sables gris		▶	55	RAS	
2		Limons argileux		▶	5	RAS	
3		Sables					

Figure 14 - Extrait d'une fiche de sondage avec indication des mesures in situ au PID, relevé lithologique et observations visuelles

Dans ce cas, les analyses en laboratoire ont confirmé une pollution concentrée en hydrocarbures (10 000 mg/kg en HCT C10-C40) et en hydrocarbures aromatiques volatils (100 mg/kg en BTEX) dans la tranche 0-0,5m.

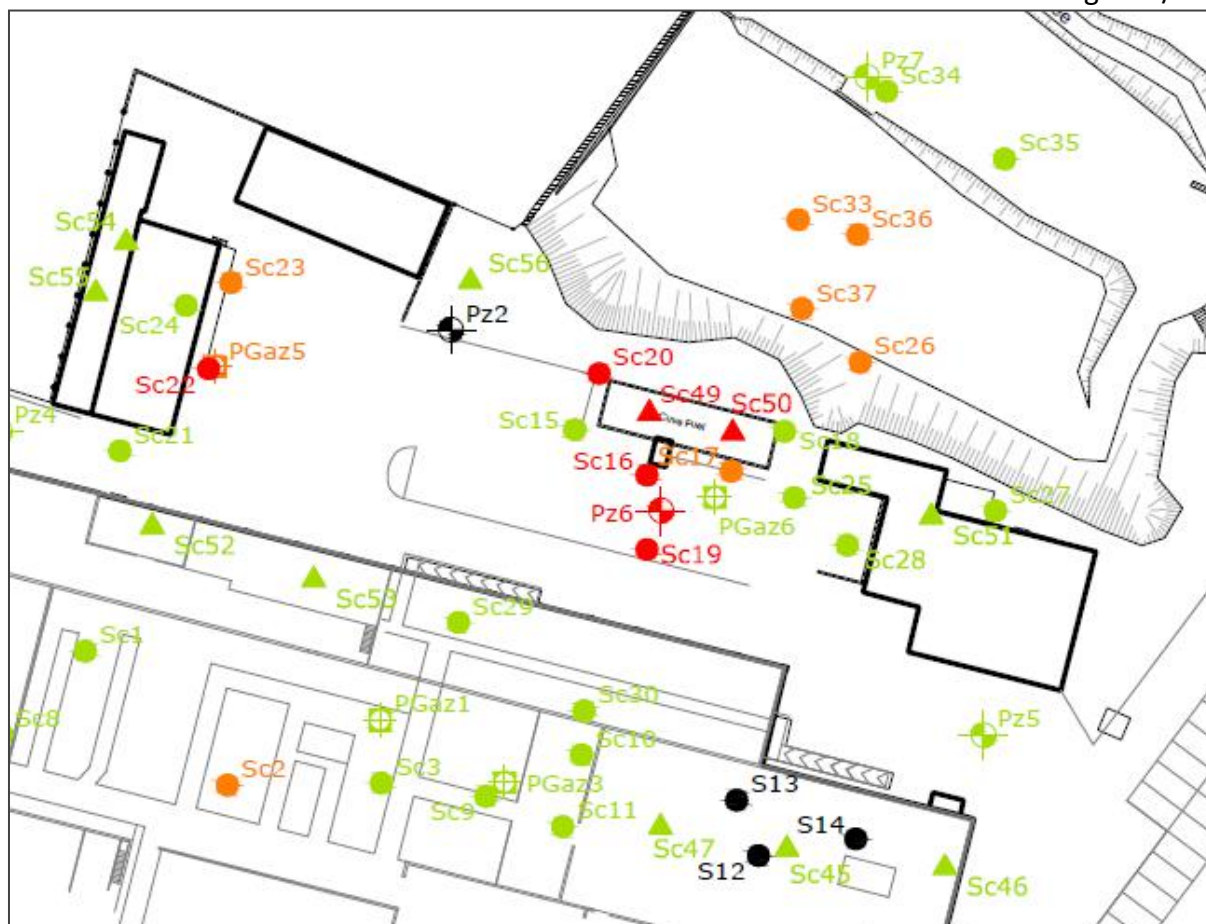


Figure 15 - Exemple de résultats de mesures de composés volatils au PID lors des sondages sols (plusieurs diagnostics), reportés sur plan de masse, avec une échelle de couleur choisie par le Bureau d'Etudes pour ce dossier (vert 0 ppmV, orange <20 ppmV, rouge > 20 ppmV).

Dans ce cas, les résultats d'analyses en laboratoire ont confirmé les indices de terrain : pollution concentrée en solvants chlorés au droit de SC22 (25 mg/kg), pollution concentrée en hydrocarbures légers au droit de la zone SC20-SC50 (3500 mg/kg). Les mesures au PID ne permettent pas de distinguer les types de composés (solvants chlorés, hydrocarbures) mais ont permis de détecter la présence de substances volatiles dans les sols.

3.2. Méthode N°2 - Analyse statistique

3.2.1. *OBJECTIF*

L'objectif de l'analyse statistique proposée est de caractériser la présence d'un éventuel bruit de fond et/ou de valeurs anormales significativement différentes dans la distribution des concentrations. Elle doit donc permettre de rechercher et distinguer les différentes populations de valeurs présentes et, *in fine*, de proposer un seuil de coupure pour la pollution concentrée, basé sur les différentes populations de valeurs qui auront pu être identifiées.

3.2.2. *PRESENTATION DE LA METHODE*

L'analyse statistique proposée s'appuie sur plusieurs approches :

- Déterminer Cmin, Cmax, la moyenne, la médiane et quelques percentiles (25, 75 voire au-delà) – cf. Tableau 2 ;
- Analyse des fréquences d'occurrence des concentrations via l'outil statistique fréquence d'Excel (ou un logiciel équivalent) : fréquences relative et cumulée, et établissement de graphiques fréquence = f(concentration). Ces graphiques peuvent permettre de distinguer les concentrations « anormales » par rapport à un bruit de fond local - cf. Tableau 3, Figure 16 Et Figure 17 ;
- Graphique sous forme de nuage de points des concentrations (concentration en fonction de l'échantillon) : ce type de graphique permet de comparer les concentrations entre elles et peut permettre de visualiser très rapidement les concentrations anormales, liées à des pollutions concentrées – cf. Figure 20 ;

De nombreux autres traitements/présentations de données peuvent être utilisés (boîtes à moustaches/ outliers/ ACP / régressions linéaire etc.), c'est fonction de l'expérience et du savoir faire du spécialiste et de sa compréhension a priori des phénomènes en jeu. Nous présentons ici les méthodes de traitement les plus couramment utilisées lorsqu'on dispose d'un faible nombre de données et de paramètres.

3.2.3. *LIMITES ET INCERTITUDES ASSOCIEES A LA METHODE*

A noter que la nature même de cette approche statistique **demande une quantité suffisante de données d'entrée**. Une vingtaine d'échantillons semble être un minimum pour mettre en œuvre cette méthode.

Par ailleurs, l'analyse statistique peut être biaisée par la répartition spatiale, le maillage des sondages ou la réalisation du prélèvement. Ainsi, à titre d'exemple, une analyse statistique basée sur des sondages très majoritairement localisés au droit de la pollution concentrée ne

permettra pas forcément d'identifier différentes populations de valeurs, notamment le bruit de fond local du site.

Une analyse de la répartition spatiale des concentrations (cf. §3.4 – Interprétation cartographique) paraît également nécessaire afin de vérifier la réalité de la présence de pollution concentrée circonscrite, au-delà des seuils de coupure basés sur la seule existence de différentes populations de valeurs. En effet, par exemple, si les concentrations au-delà de ce seuil de coupure sont réparties et disséminées de façon aléatoire sur l'ensemble du site, la définition de pollution concentrée devra passer par les autres méthodes disponibles.

=> **Une population de valeurs analysées doit être homogène, notamment pour limiter les biais liés au prélèvement** : échantillons ponctuels VS échantillons composites, pelle mécanique VS carottier sous gaine,... Eventuellement, plusieurs populations peuvent être traitées ensemble, après en avoir vérifié la pertinence.

3.2.4. EXEMPLES DE MISE EN APPLICATION

Exemple 1 : Pollution des sols par des hydrocarbures, en lien avec d'anciennes cuves de fioul

La première étape consiste en la réalisation de calculs statistiques à partir des concentrations en hydrocarbures C10-C40 dans les sols, exprimées en mg/kg, et mesurées sur les 62 échantillons de sols, prélevés sur 36 sondages :

Concentration maximale	11400
Concentration moyenne	911
médiane	18
écart type	2313
percentile 25	10
percentile 75	412
percentile 80	693
percentile 85	1304
percentile 90	1690
percentile 95	6791

Tableau 2 – Calculs statistiques de base sur une distribution de concentrations en HC C10-C40 dans les sols (mg/kg)

D'après le Tableau 2, il apparaît notamment que :

- 75% des concentrations en hydrocarbures sont inférieures ou égales à 412 mg/kg ;
- 90% des concentrations en hydrocarbures sont inférieures ou égales à 1690 mg/kg.

L'outil cartographique est nécessaire à ce stade pour situer les populations les plus concentrées. La deuxième étape a pour objet de travailler sur les fréquences, avec réalisation d'une représentation graphique. Un premier travail est effectué avec un intervalle de 100 mg/kg :

Gamme de concentrations (mg/kg)	Fréquence	Fréquence cumulée	Gamme de concentrations (mg/kg)	Fréquence	Fréquence cumulée	Gamme de concentrations (mg/kg)	Fréquence	Fréquence cumulée
0	0	0	4600	0	57	9200	0	61
100	41	41	4700	0	57	9300	0	61
200	3	44	4800	0	57	9400	0	61
300	1	45	4900	0	57	9500	0	61
400	1	46	5000	0	57	9600	0	61
500	2	48	5100	0	57	9700	0	61
600	1	49	5200	0	57	9800	0	61
700	0	49	5300	0	57	9900	0	61
800	1	50	5400	0	57	10000	0	61
900	0	50	5500	1	58	10100	0	61
1000	0	50	5600	0	58	10200	0	61
1100	2	52	5700	0	58	10300	0	61
1200	0	52	5800	0	58	10400	0	61
1300	0	52	5900	0	58	10500	0	61
1400	2	54	6000	0	58	10600	0	61
1500	0	54	6100	0	58	10700	0	61
1600	1	55	6200	0	58	10800	0	61
1700	0	55	6300	0	58	10900	0	61
1800	1	56	6400	0	58	11000	0	61
1900	0	56	6500	0	58	11100	0	61
2000	0	56	6600	0	58	11200	0	61
2100	0	56	6700	0	58	11300	0	61
2200	0	56	6800	0	58	11400	1	62
2300	0	56	6900	1	59	11500	0	62
2400	0	56	7000	0	59	11600	0	62
2500	0	56	7100	0	59	11700	0	62
2600	0	56	7200	0	59	11800	0	62
2700	0	56	7300	0	59	11900	0	62
2800	0	56	7400	0	59	12000	0	62
2900	0	56	7500	0	59			
3000	0	56	7600	0	59			
3100	0	56	7700	0	59			
3200	0	56	7800	0	59			
3300	0	56	7900	0	59			
3400	0	56	8000	0	59			
3500	0	56	8100	0	59			
3600	0	56	8200	0	59			
3700	0	56	8300	0	59			
3800	0	56	8400	1	60			
3900	1	57	8500	0	60			
4000	0	57	8600	1	61			
4100	0	57	8700	0	61			
4200	0	57	8800	0	61			
4300	0	57	8900	0	61			
4400	0	57	9000	0	61			
4500	0	57	9100	0	61			

Tableau 3 – Fréquences relatives et cumulées de la distribution des concentrations en HC C10-C40 dans les sols - Intervalle de 100 mg/kg

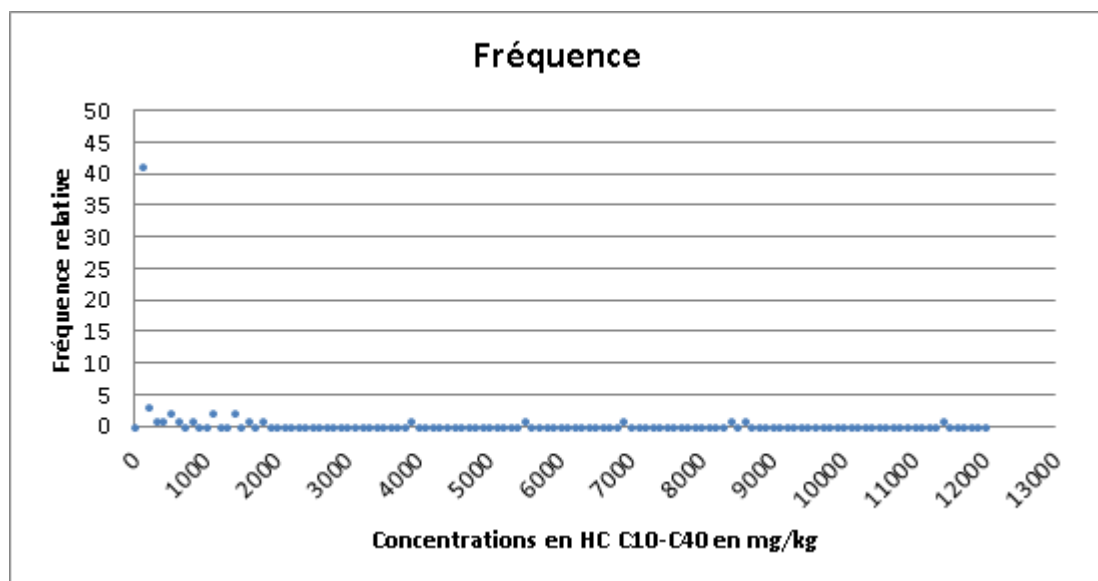


Figure 16 – Fréquences relatives des concentrations en HC C10-C40 (mg/kg) – intervalle de 100 mg/kg

Le Tableau 3 et la Figure 16 ci-avant font apparaître un premier pic de fréquence des concentrations centré sur la valeur de 100 mg/kg, en lien avec la limite de quantification.

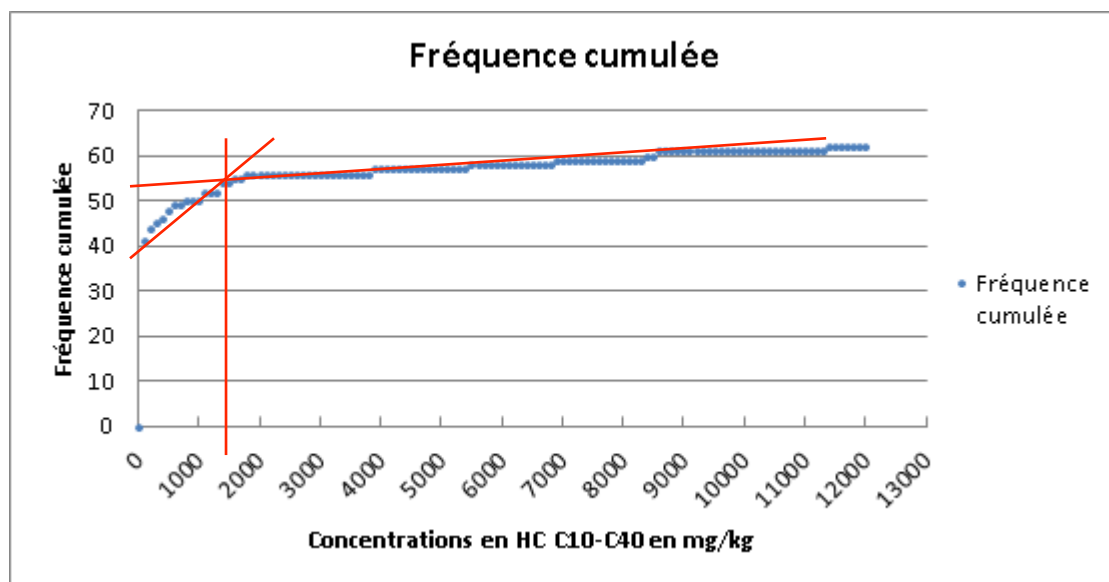


Figure 17 – Fréquences cumulées des concentrations en HC C10-C40 (mg/kg) – intervalle de 100 mg/kg

La Figure 17 fait quant à elle apparaître une rupture de pente vers 1500 mg/kg, cohérent avec le percentile 90 de 1690 mg/kg.

Un deuxième travail d'interprétation reprend les concentrations, mais avec un intervalle de 500 mg/kg, qui semble plus adapté dans le cas présent :

Gamme de concentrations	Fréquence	%	Fréquence cumulée	% Cumulés
0	0	0.0	0	0
500	48	77.4	48	77.4
1000	2	3.2	50	80.6
1500	4	6.5	54	87.1
2000	2	3.2	56	90.3
2500	0	0.0	56	90.3
3000	0	0.0	56	90.3
3500	0	0.0	56	90.3
4000	1	1.6	57	91.9
4500	0	0.0	57	91.9
5000	0	0.0	57	91.9
5500	1	1.6	58	93.5
6000	0	0.0	58	93.5
6500	0	0.0	58	93.5
7000	1	1.6	59	95.2
7500	0	0.0	59	95.2
8000	0	0.0	59	95.2
8500	1	1.6	60	96.8
9000	1	1.6	61	98.4
9500	0	0.0	61	98.4
10000	0	0.0	61	98.4
10500	0	0.0	61	98.4
11000	0	0.0	61	98.4
11500	1	1.6	62	100.0
12000	0	0.0	62	100.0

Tableau 4 – Fréquences relatives et cumulées de la distribution des concentrations en HC C10-C40 dans les sols – intervalle de 500 mg/kg

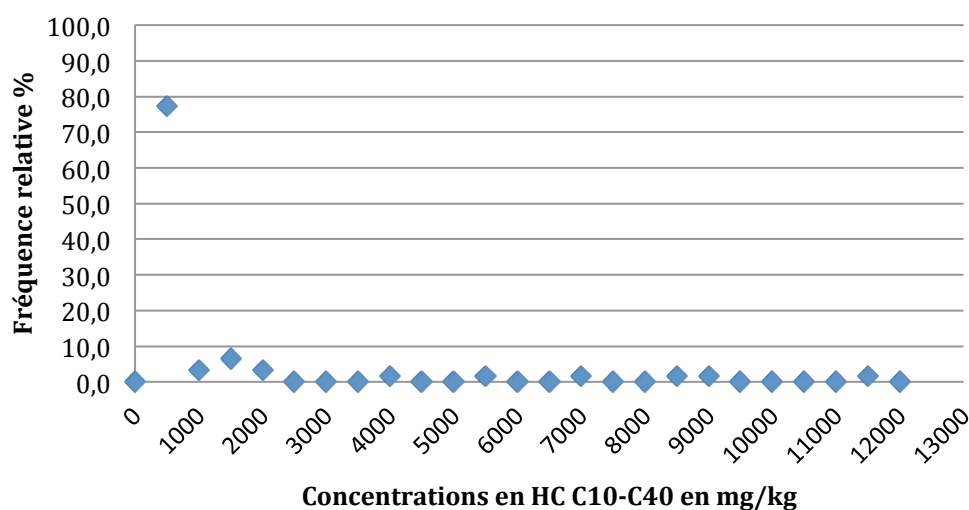


Figure 18 – Fréquences relatives des concentrations en HC C10-C40 – intervalle de 500 mg/kg

Le Tableau 4 et la Figure 18 ci-avant font apparaître un premier pic de fréquence des concentrations centré sur la valeur de 500 mg/kg, ce qui est cohérent avec le percentile 75 de 412 mg/kg.

Dans une moindre mesure, un deuxième pic de fréquence des concentrations est visible sur la Figure 18, centré autour de 1500 mg/kg, également cohérent avec le percentile 90 de 1690 mg/kg.

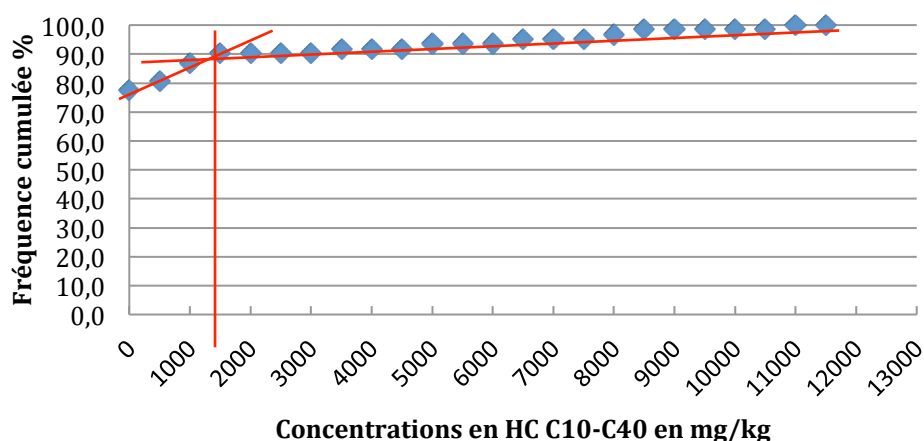


Figure 19 – Fréquences cumulées des concentrations en HC C10-C40 – intervalle de 500 mg/kg

La Figure 19 fait quant à elle apparaître une rupture de pente vers 1500 mg/kg.

Un graphique de répartition des concentrations (Figure 20) a également été réalisé :

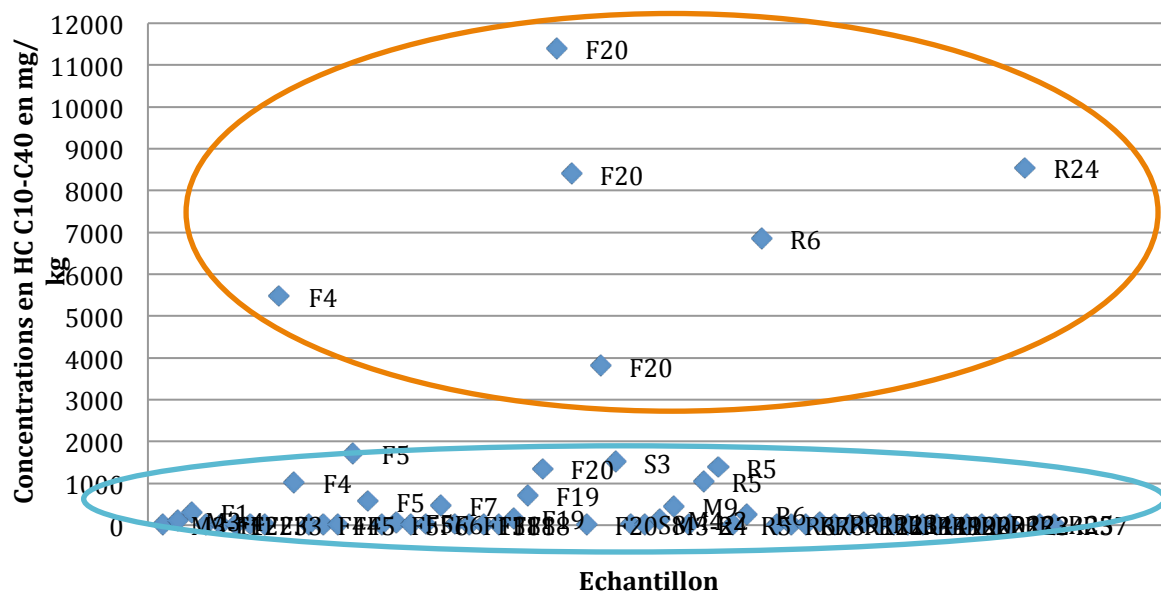


Figure 20 – Répartition des concentrations en HC C10-C40

La Figure 20 fait apparaître un pool d'échantillons entre 0 et 2000 mg/kg, qui serait assimilable au bruit de fond du site, et à quelques points isolés au-delà de 3000 mg/kg. Ce graphique est cohérent avec l'analyse statistique des données (Tableau 2, Tableau 3 et Tableau 4), qui montre que plus de 90% des échantillons présentent des concentrations inférieures à 2 000 mg/kg.

=> **Sur la base de cette analyse statistique, une valeur limite de définition de la pollution concentrée en hydrocarbures sur le site concerné pourrait être proposée à 2000 mg/kg en hydrocarbures C10-C40 dans les sols.** On pourrait aussi proposer une interprétation sur trois populations : 0-500 ppm représentant le bruit de fond du site, 500-2000 ppm représentant la pollution diffuse et > 2000 ppm, la pollution concentrée. Ces analyses ne sont valables que si l'échantillonnage du site est homogène.

Cette valeur de 2000 mg/kg resterait toutefois à confirmer en la croisant avec les résultats d'une autre méthode de détermination de la pollution concentrée. Une analyse cartographique permettrait de localiser les échantillons très concentrés, et préciser s'il s'agit d'une ou de plusieurs pollutions concentrées (par exemple, les autres échantillons dont les concentrations sont supérieures à 3000 mg/kg se trouvent-ils autour du sondage F20 ?). Dans cet exemple, plusieurs pollutions concentrées sont en fait circonscrites par les échantillons cerclés en bleu sur la Figure 20.

Exemple 2 : pollution des sols par des hydrocarbures, en lien avec l'utilisation d'hydrocarbures C6-C12 pour la pétrochimie

La première étape consiste en des calculs statistiques de base sur des concentrations en hydrocarbures HC C6-C12 mesurées sur 165 échantillons de sols, exprimées en mg/kg :

Concentration moyenne	415.40
Concentration maximale	8400
médiane	4.90
percentile 25	2.00
percentile 60	19.00
percentile 70	108.00
percentile 75	210.00
percentile 80	318.00
percentile 85	530.00
percentile 90	934.00
percentile 95	2340.00

Tableau 5 – Calculs statistiques de base sur une distribution de concentrations en HC C6-C12 dans les sols

D'après ces premiers calculs statistiques présentés dans le Tableau 5, il apparaît un seuil entre les percentiles 60 et 70, puisque 60% des concentrations sont inférieures ou égales à 19 mg/kg, et 70% des concentrations sont inférieures ou égales à 108 mg/kg.

Deuxième étape de travail sur les fréquences, avec représentation graphique :

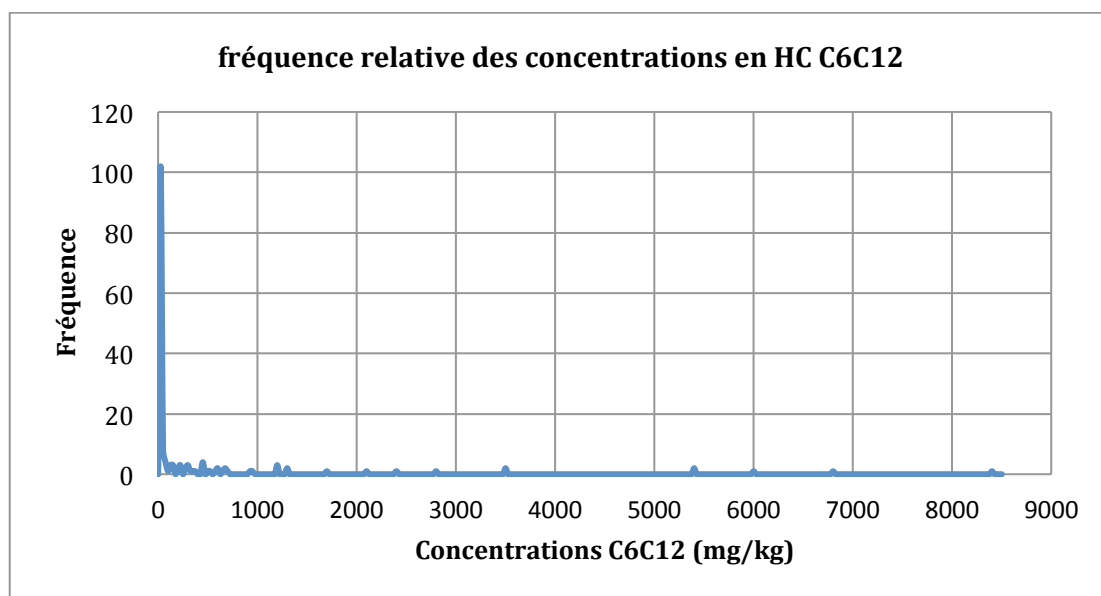


Figure 21 – Fréquences relatives des concentrations en HC C6-C12 - gamme de concentration 0-10 000 mg/kg

Compte tenu de la gamme importante des concentrations, un zoom est effectué sur la gamme de concentration 0 – 1000 mg/kg sur la Figure 22. Nota => **un graphique en échelle semi-log pourrait également être réalisé.**

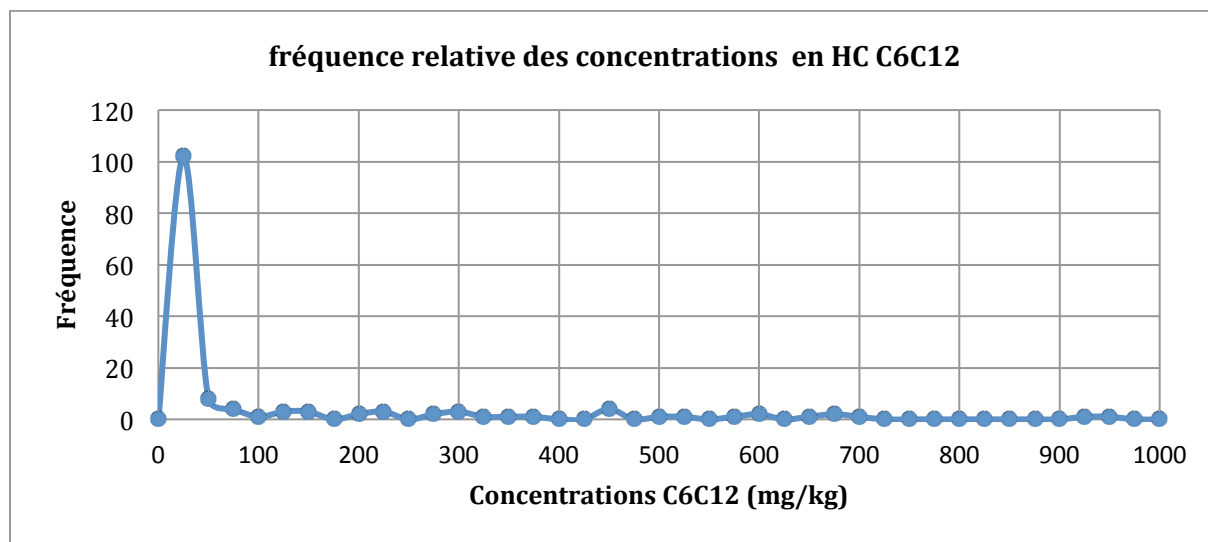


Figure 22 – Fréquences relatives des concentrations en HC C6-C12 - gamme de concentration 0-1000 mg/kg

La Figure 22 fait apparaître un seuil à 100 mg/kg en HC C6-C12, qui serait cohérent avec l'analyse statistique réalisée, mais montre également le nombre important de valeurs au-delà de ce seuil de 100 mg/kg, **ce qui pose la question du caractère concentré et localisé de la pollution concentrée en hydrocarbures.**

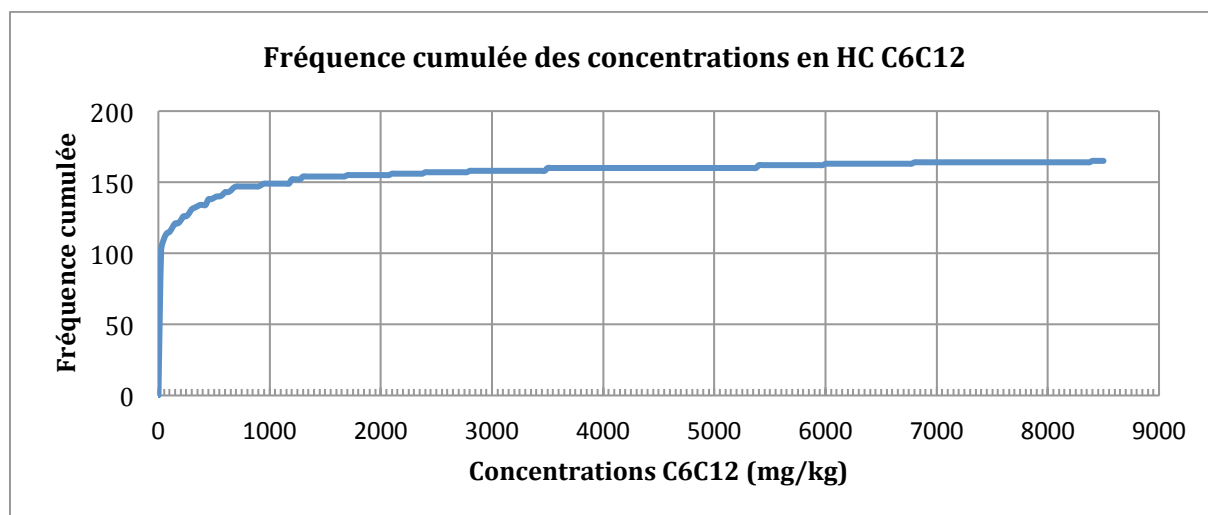


Figure 23 – Fréquences cumulées des concentrations en HC C6-C12 - gamme de concentration 0-10 000 mg/kg

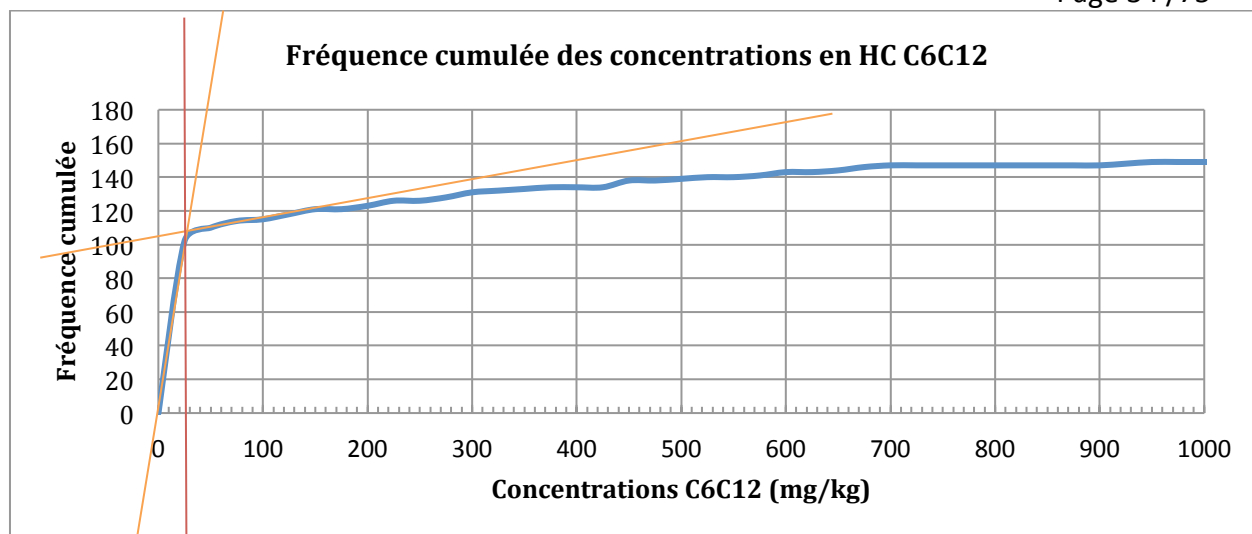


Figure 24 – Fréquences cumulées des concentrations en HC C6-C12- gamme de concentration 0-1000 mg/kg

Le graphique des fréquences cumulées (Figure 24) fait quant à lui apparaître une rupture de pente vers 30 mg/kg.

Afin d'affiner l'interprétation, un graphique de répartition des concentrations en C6-C12 sur la gamme 0-10 000 mg/kg a également été réalisé (Figure 25) :

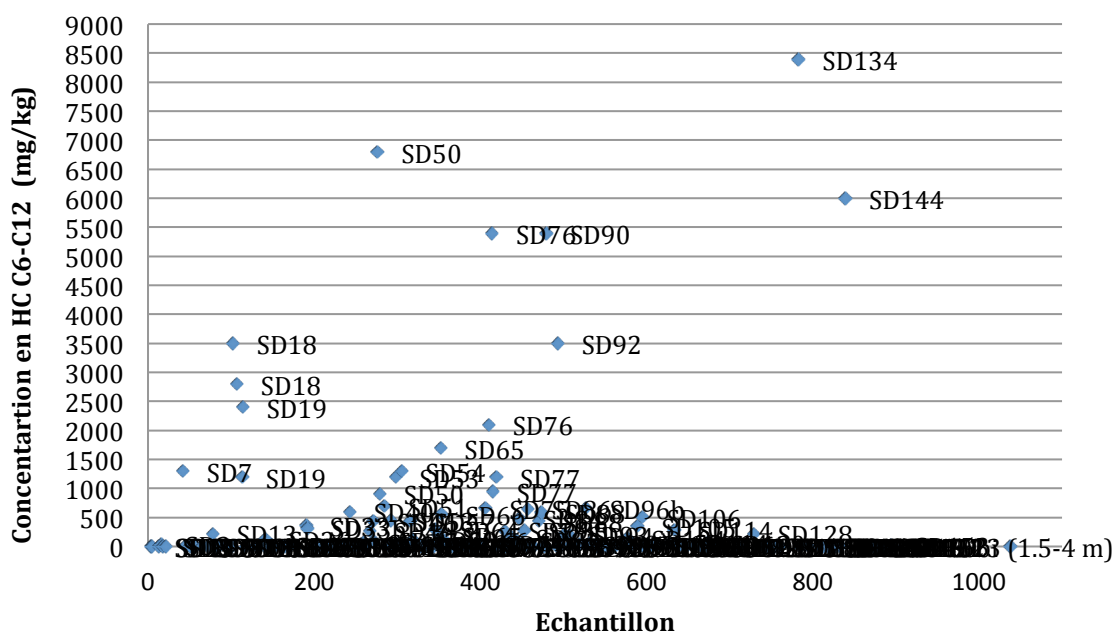


Figure 25 – Répartition des concentrations en HC C6-C12- gamme de concentration 0-10 000 mg/kg

Compte tenu de la gamme importante des concentrations, un zoom est effectué sur la gamme de concentrations 0 – 1000 mg/kg en HC C6-C12 (Figure 26).

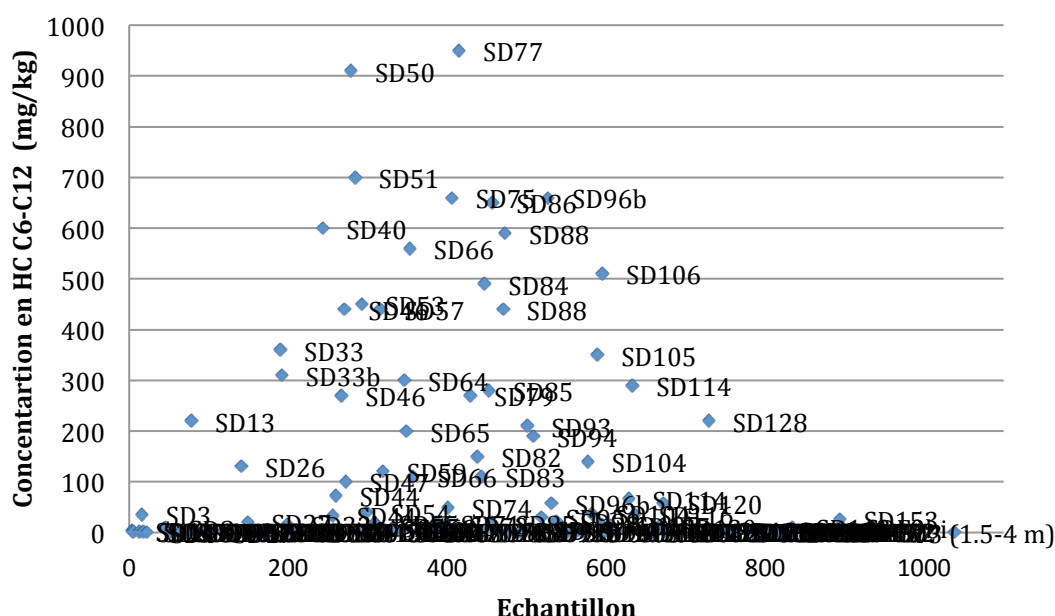


Figure 26 - Répartition des concentrations en HC C6-C12 - gamme de concentrations 0-1000 mg/kg

Sur cet exemple, la Figure 25 met bien en évidence quelques points pépites isolés, mais la **démarcation bruit de fond local / points à problème reste difficile à déterminer sur la Figure 26**. Ces résultats corroborent globalement les autres approches statistiques réalisées, qui n'avaient pas permis de dégager de tendance nette dans la répartition des concentrations. Si on cherche à appliquer les valeurs seuils de 100 ou de 30 mg/kg, qui ressortaient sur certaines représentations graphiques, il apparaît que ces seuils ne permettent finalement pas de différencier deux populations de valeurs.

=> Compte tenu des concentrations mises en évidence, il y a bien une **pollution concentrée en hydrocarbures C6-C12 mais elle semble étendue à l'ensemble du site** (hypothèse à vérifier sur la base d'une analyse cartographique de la répartition de la pollution) et le continuum de valeurs observé sur la base de l'analyse statistique **ne permet pas de définir un seuil de coupure à partir de cette méthode**.

On pourrait également voir sur la Figure 26 deux gammes de valeurs (inférieures et supérieures à 700 mg/kg) mais, compte tenu de la nature fortement volatile et toxique du polluant, ce seuil ne paraît pas pertinent pour définir la pollution concentrée en hydrocarbures C6-C12.

Ainsi, sur le premier exemple, l'analyse statistique s'est révélée être un outil adapté pour l'aide à la définition de la pollution concentrée. Dans le deuxième exemple, d'autres outils doivent être mis en œuvre pour définir la pollution concentrée.

3.3. Méthode N°3 - Détermination de la présence d'une phase organique dans les sols

3.3.1. OBJECTIF

Lors d'un épisode de pollution du milieu souterrain par des polluants peu miscibles à l'eau (hydrocarbures pétroliers, solvants chlorés, PCB, ...), la phase organique s'infiltre d'abord dans la zone non saturée puis, selon les propriétés des polluants et le stock disponible, dans la zone saturée. Ainsi, le polluant peut être distribué à l'échelle du pore en 4 phases (cf. Figure 27) :

- Une phase organique, mobile ou non, dans les zones non saturée et saturée ;
- Une phase dissoute, principalement dans la zone saturée, mais également dans la zone non saturée sous forme d'eau immobile ;
- Une phase gazeuse, principalement dans la zone non saturée, mais également dans la frange capillaire. Lors des battements de nappe, il est possible d'observer de façon transitoire cette phase gazeuse dans la partie supérieure de la zone saturée ;
- Une phase sorbée à la surface des grains solides. Le mécanisme modélisé est généralement l'adsorption, mais à l'échelle microscopique, il est possible d'observer de la phase absorbée dans le grain par des mécanismes de diffusion et/ou de capillarité.

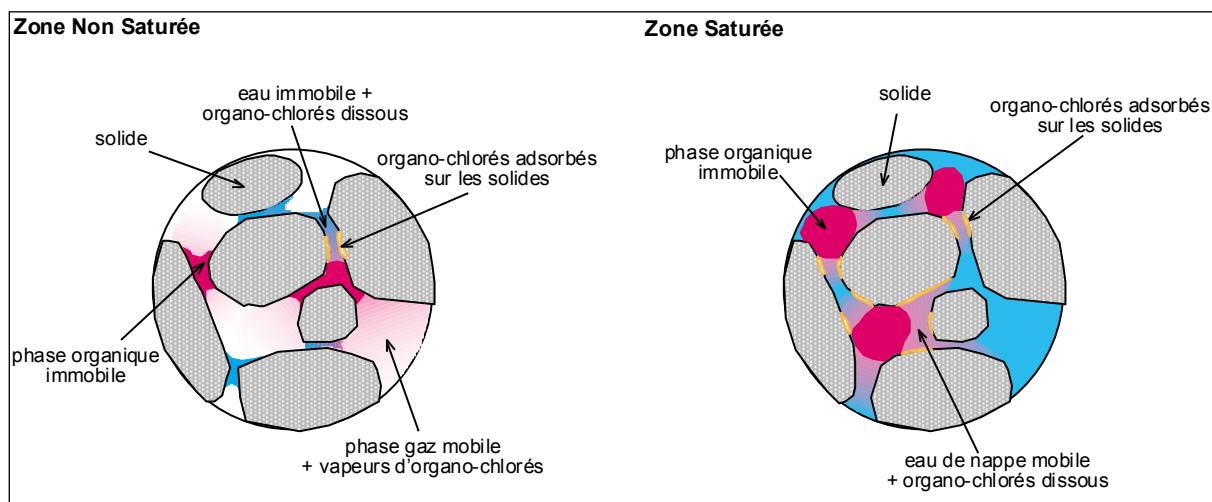


Figure 27 - Distribution à l'échelle du pore d'un polluant organique (figures types pour une phase organique immobile constituée de composés organochlorés, guide ADEME / MACAOH « zone source »)

L'objectif de cette méthode est de **calculer une concentration totale** en polluants organiques dans les sols **représentative du seuil à partir duquel une phase organique** (Phase Liquide Non Aqueuse, PLNA en français, ou Non Aqueous Phase Liquid, NAPL en

anglais) **est potentiellement présente dans la matrice sol**. On assimile ici la présence de NAPL à une pollution concentrée dans les sols (zone non saturée ou zone saturée).

On notera qu'**une phase organique peut exister dans les sols sans pour autant qu'une phase organique mobile soit présente** (phase flottante ou coulante identifiée dans des piézomètres du site par ex., cf. §3.1). En effet, une phase organique mobile est présente dès lors que sa quantité dans la matrice sol excède un seuil (appelé « saturation résiduelle en phase organique », S_{or}) à partir duquel cette phase devient continue et peut donc se déplacer sous l'action des forces gravitaires. Sur de nombreux sites pollués, une telle phase organique mobile n'existe pas (ou plus), celle-ci étant alors uniquement présente sous forme de gouttelettes de différentes tailles réparties de manière discrète et piégées par capillarité dans les sols (en zone non saturée comme en zone saturée, cf. Figure 27).

3.3.2. PRESENTATION DE LA METHODE

Cette méthode consiste à calculer, sur la base des concentrations totales en polluants analysées sur des échantillons de sol, **les concentrations** (de chaque polluant et/ou du mélange) **à partir desquelles une phase organique est susceptible d'être présente dans l'échantillon**, compte tenu des paramètres constitutifs des sols.

En outre, cette méthode permet de calculer les concentrations en polluants présents sous différents états (dissous, gazeux, sorbé) et le degré de saturation du milieu par la phase organique (défini comme le volume de phase organique / volume des pores) lorsque celle-ci existe. La méthode et les équations associées sont présentées dans le guide MACAOH / Caractérisation dans les aquifères d'une zone source constituée d'organo-chlorés aliphatiques (2006).

Mariner et al. (1997) ont développé un système d'équations permettant de décrire le partage des polluants (seul ou en mélange) entre les 4 phases potentiellement présentes dans la matrice sol (cf. Figure 27). Cette approche consiste à calculer à l'aide de relations d'équilibre thermodynamique la répartition du polluant dans les différentes phases du milieu poreux **à partir des données d'entrée** suivantes :

- **La concentration mesurée dans l'échantillon de sol** pour chaque composé identifié (ou de façon agrégée pour un indicateur dont on peut qualifier les propriétés physico-chimiques, par exemple une classe TPH) ;
- **Les caractéristiques du milieu poreux** : porosité, fraction d'eau (pour un échantillon dans la zone non saturée) et fraction de carbone organique ;
- **Les propriétés physico-chimiques des composés** identifiés dans les sols (solubilité, constante de Henry, coefficient de partage eau/carbone organique).

Plusieurs logiciels permettent de réaliser ces calculs, avec des contenus fonctionnels présentant pour certains d'entre eux des options. OREOS[®], par exemple, permet de tenir compte des effets cinétiques des transferts de polluant entre les différentes phases du sol et des effets de température sur les échanges entre phases (www.oreos-software.com).

Les résultats obtenus à l'aide de ces logiciels permettent de répondre aux questions suivantes :

- Pour chaque lithologie présente et pour chaque mélange de polluant, quel est le seuil de concentration révélateur d'une phase organique (scénarios de base et sensibilité) ?
- Considérant les concentrations en polluant analysées et les lithologies associées, la phase organique identifiée est-elle mobile ou immobile ? Pour répondre à cette question, il convient de comparer les saturations en phase organique calculées à des valeurs de saturation résiduelle (Sor) référencées dans la littérature. Des données compilées de Sor sont présentées notamment dans Mercer et Cohen (1990), Wilson et al. (1990), Wiedemeier et al. (1998), API Interactive LNAPL Guide (2004), guide MACAOH « zone source » (2006), Kaskassian et al. (2010).
- A quelles concentrations les polluants sont-ils présents dans les phases eau, sorbés et air du sol dans les échantillons de sol analysés ?

3.3.3. *LIMITES ET INCERTITUDES ASSOCIEES A LA METHODE*

La méthode est basée sur les concentrations en polluants (seul ou en mélange) dans la matrice sol (échantillons de sol prélevés en zone non saturée ou en zone saturée). Il convient de noter que le seuil d'apparition d'une phase organique dépend des propriétés du milieu sol et de la présence de co-polluants (ainsi que de leurs propriétés intrinsèques). Ainsi, de faibles concentrations dans l'eau de nappe² d'un ou de plusieurs composé(s) n'impliquent pas nécessairement l'absence de phase organique. Le même commentaire peut être fait pour la comparaison des concentrations mesurées dans les gaz des sols en zone non saturée vis-à-vis de la pression de vapeur saturante. Outre les effets de la matrice et du mélange de polluants, les mécanismes de dilution (présence de phase organique dans le dernier mètre d'un aquifère de 20 m de puissance par exemple) ou de biodégradation tendent à éloigner les concentrations mesurées de celles calculées en supposant l'équilibre thermodynamique entre phases.

En première approche, afin d'identifier les principaux polluants présents en phase organique dans la matrice sol, il est possible de comparer les concentrations dans la nappe aux solubilités (et conjointement les concentrations dans les gaz du sol aux pressions de vapeur

² Faibles concentrations vis-à-vis de la concentration d'équilibre. On fait ici référence à une règle empirique grossière consistant à dire qu'il existe une phase organique si les concentrations en nappe sont supérieures à 1% voire 10% de la concentration d'équilibre.

saturante) dans les ouvrages les plus impactés. En effet, en considérant l'équilibre thermodynamique (loi de Raoult), le ratio Cnappe / Solubilité pour chaque polluant au droit de la pollution concentrée (là où une phase organique existe) permet d'évaluer la fraction molaire de chaque composé dans le mélange de phase organique (en considérant comme faibles les effets de dilution et de biodégradation

Pour tenir compte de la variabilité des paramètres constitutifs des sols, de l'hétérogénéité de la composition des mélanges et des concentrations dans les sols sur les résultats des calculs, il est recommandé de réaliser des tests de sensibilité sur les paramètres dont la gamme de variation est la plus étendue.

De même, pour étudier la probabilité d'échanges entre phases, « éloignés » de l'équilibre thermodynamique, il est recommandé de tester différents scénarii (hétérogénéité des concentrations et des mélanges, paramètres de sol, effet de la température, ...) et de comparer les concentrations calculées dans les matrices de transfert (eau de nappe, gaz du sol) à celles mesurées sur site.

Concernant les pratiques de diagnostics, il est recommandé :

- de mesurer les paramètres constitutifs des sols (porosité, teneur en eau, teneur en carbone organique) sur des échantillons de sol peu pollués du site, plutôt que d'utiliser des valeurs génériques de la littérature ;
- de mettre en œuvre des méthodes de forage et de prélèvement/conditionnement/analyses des sols garantissant la représentativité des échantillons notamment vis-à-vis des polluants analysés, en particulier pour les polluants volatils. En effet, les méthodes d'échantillonnage doivent limiter au maximum la perte des polluants contenus dans la matrice sol soumise à l'analyse;
- d'analyser (échantillons analysés au laboratoire ou mesures in situ) les polluants sur d'autres matrices (eau de nappe, gaz du sol, éventuellement phase organique mobile dans un piézomètre) à proximité des échantillons de sol afin de disposer de données de « calibration » des calculs basés sur les analyses des échantillons de sol.

Mentionnons que ces données complémentaires aux analyses de sols sont généralement nécessaires au diagnostic de pollution, à l'évaluation des transferts, et/ou au choix/dimensionnement des techniques de dépollution.

3.3.4. *EXEMPLES DE MISE EN APPLICATION*

Exemple 1 : Détermination des concentrations totales révélatrices d'une phase organique de type SOLVANTS CHLORES

Dans le but de quantifier la pollution concentrée d'un site pollué, 360 échantillons de sols ont été prélevés au droit d'anciennes cuves de stockage de solvants. 19 organochlorés aliphatiques et 6 chlorobenzènes ont été analysés dans les sols.

Les concentrations mesurées varient de 0,01 mg/kg MS (hypothèse retenue pour les échantillons dont tous les résultats sont <LQ) à 130 000 mg/kg MS. Ces résultats d'analyses ont été importés dans le logiciel OREOS®. Pour chaque échantillon, les paramètres de sol ont été renseignés selon les deux lithologies rencontrées : limons, principalement dans la zone non saturée (de 0 à 4 m, foc = 1,2%, porosité = 37%) et sables fins, principalement en zone saturée (de 4 à 16 m, foc = 0,5%, porosité = 12%).

La Figure 28 illustre le calcul des saturations en NAPL pour chaque échantillon du site. Ces calculs permettent également de déterminer, pour chaque horizon, la **concentration révélatrice de la présence d'une phase organique** : soit environ 100 mg/kg MS dans les sables et environ 750 mg/kg MS dans les limons. Ces seuils permettent de rendre compte des échantillons situés au sein de la pollution concentrée (considérée pour cette méthode comme le volume d'aquifère contenant de la phase organique), soit 30 échantillons sur 266 dans les limons et 18 échantillons sur 97 dans les sables.

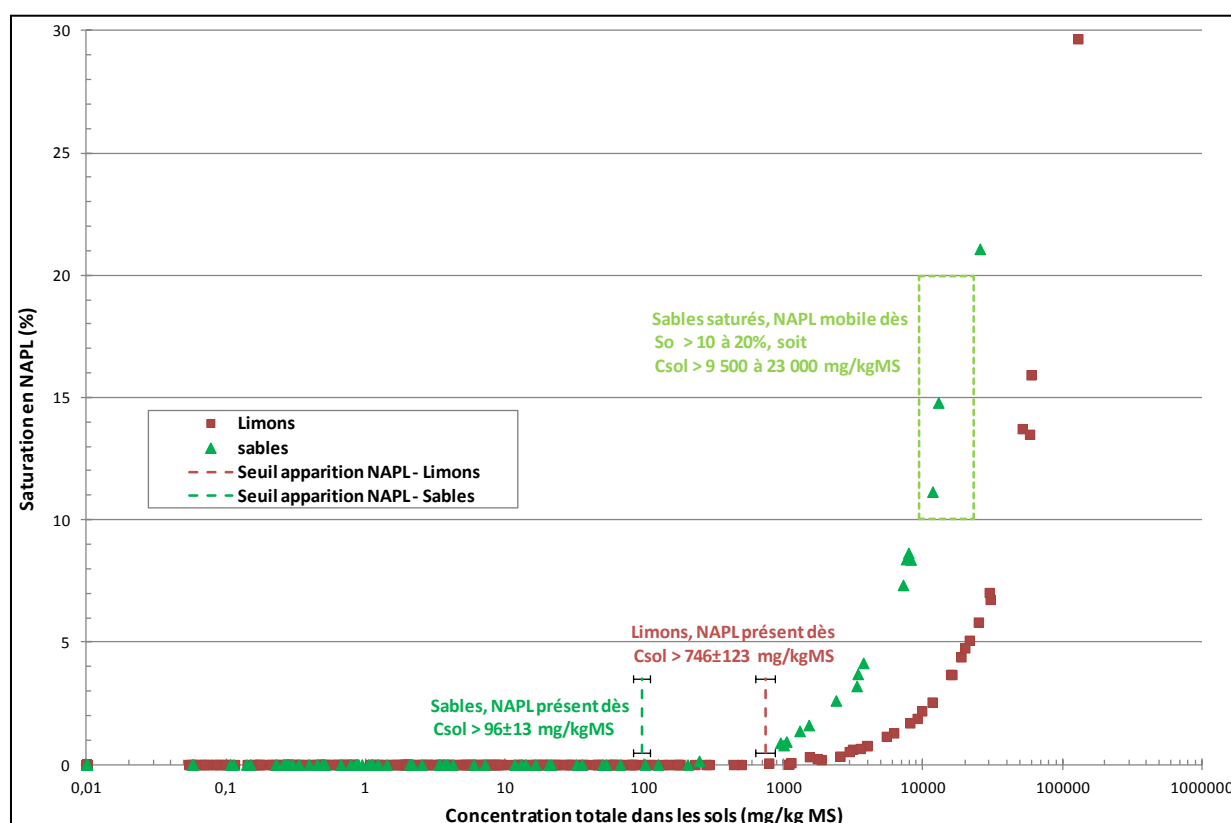


Figure 28 – Saturation de phase organique (NAPL, en %) en fonction de la concentration totale en solvants chlorés (mg/kg MS) pour les différents échantillons classés par lithologie

Les références bibliographiques consultées (Mercer et Cohen (1990), Guide MACAOH « zone source » (2006), Kaskassian et al., (2010)) indiquent que la saturation résiduelle d'une phase organique de type solvants chlorés dans des sables en zone saturée est de l'ordre de 10 à 20%. D'après la Figure 28, la gamme de **concentrations révélatrices d'une phase organique mobile** dans les sables situés en zone saturée varie entre 9 500 et 23 000 mg/kg MS dans les

sols. Ainsi, à proximité de ces quelques échantillons de sols sableux, une phase organique est susceptible de migrer gravitairement.

Les calculs permettent par ailleurs de déterminer la **répartition de la masse de polluants selon les gammes de concentration dans les sols**. En l'absence de phase organique (cf. Figure 29), les polluants sont principalement sorbés sur la matrice solide (en moyenne 86% de la masse de polluants) en zone saturée (sols sableux, Figure 29 au centre) comme en zone non saturée (sols limoneux, Figure 29, à gauche). En revanche, quand la phase organique est présente, les polluants sont principalement sous forme de NAPL (Figure 29, à droite, en moyenne 83% de la masse totale de polluants).

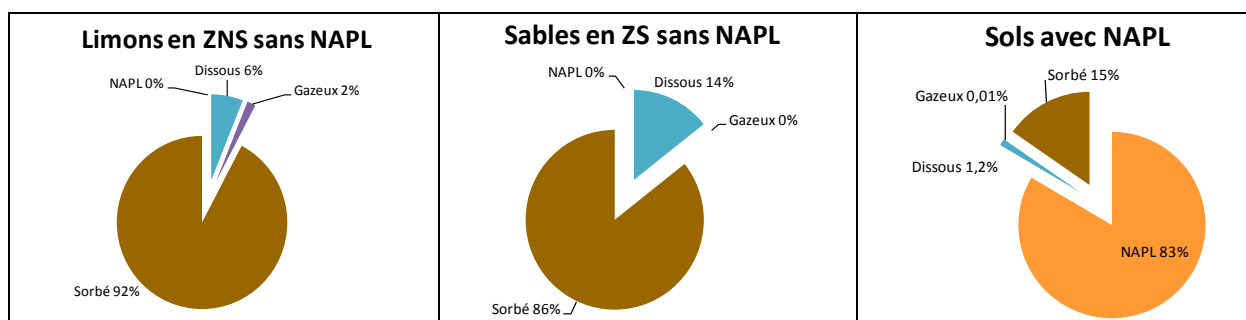


Figure 29 – Répartition moyenne de la pollution dans les compartiments de la matrice sol pour les échantillons sans NAPL situés dans l'horizon limoneux en ZNS (à gauche) et dans l'horizon sableux en ZS (au centre) ainsi que ceux présentant du NAPL (à droite)

Les calculs indiquent que la phase organique est en moyenne composée de 90% de PCE, de 4,6% de TCE, de 2,7% de 1,2,4-TCB et de 1,1% de HCA, les autres molécules présentes dans le NAPL étant inférieures ou égales à 0,5% en fraction molaire (cf. Figure 30, à gauche). Cette composition permet notamment de calculer les concentrations à l'équilibre dans les phases en contact avec le NAPL : **les concentrations calculées dans l'eau de nappe au droit de la pollution concentrée** (calculs à l'aide de la loi de Raoult, cf. Figure 30 à droite) sont de l'ordre de 135 mg/L en PCE, 50 mg/L en TCE, 12 mg/L en Cis-DCE et 1 mg/L en 1,2,4-TCB.

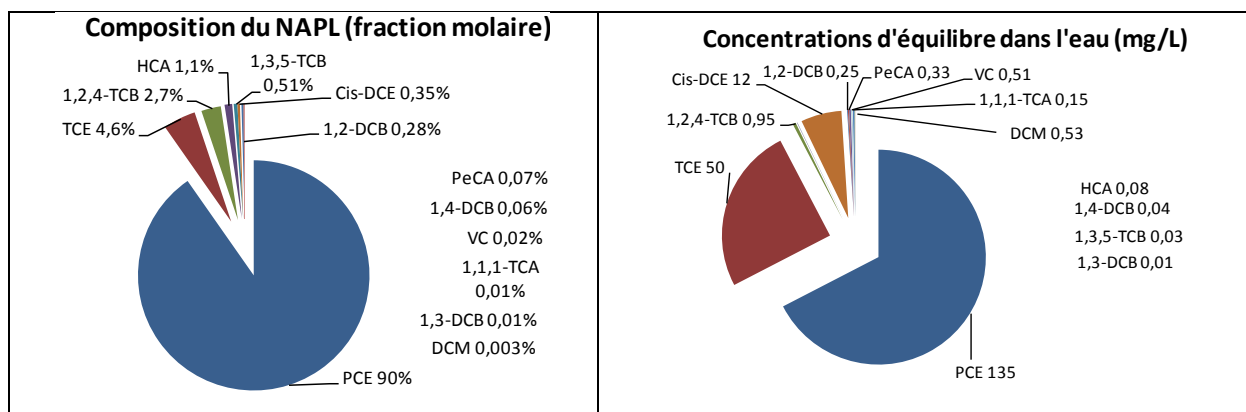


Figure 30 – A gauche : composition moyenne de la phase organique (fractions molaires par composé). A droite : concentrations d'équilibre dans l'eau de nappe au droit de la pollution concentrée pour chaque composé (mg/L)

Afin de confronter les résultats issus du logiciel avec les données de terrain, les concentrations d'équilibre dans l'eau calculées à partir des concentrations dans les sols (échantillons de sols contenant du NAPL) sont comparées aux moyennes des concentrations mesurées dans les piézomètres au droit de la zone source (cf. Figure 31). On observe que dans cet exemple, les calculs reproduisent de façon acceptable les analyses de terrain. Cette comparaison peut alors permettre d'ajuster le calage, par exemple par l'introduction d'un facteur cinétique de transfert NAPL/eau ou NAPL/gaz selon la position des échantillons par rapport au niveau de la nappe.

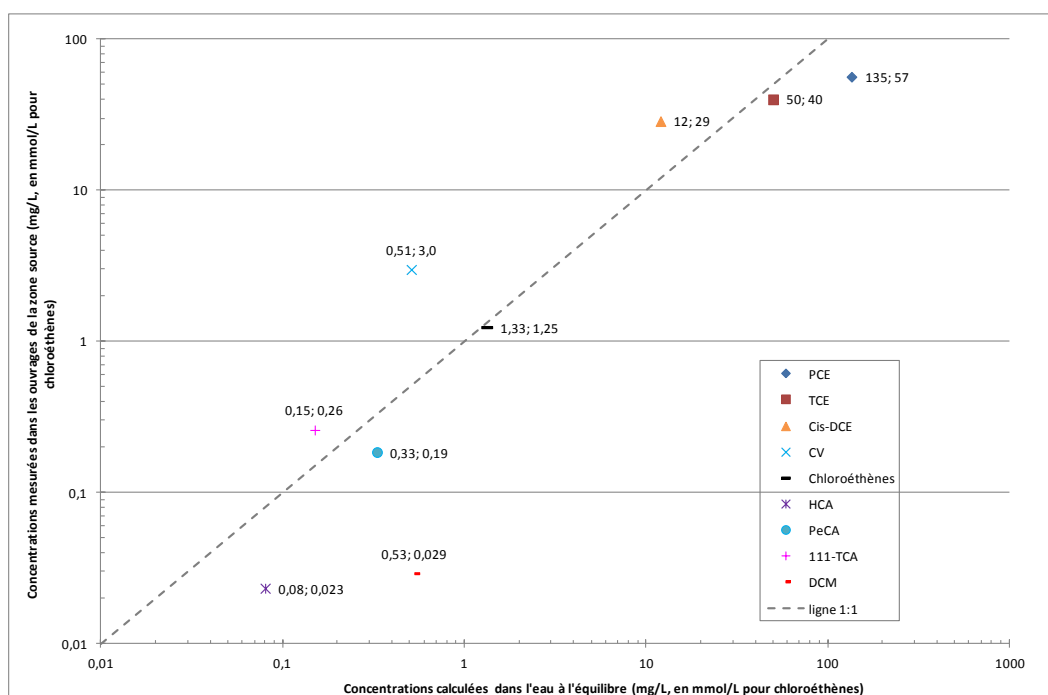


Figure 31 – Comparaison entre les concentrations d'équilibre dans l'eau de nappe calculées à partir des concentrations mesurées dans les sols et la moyenne des concentrations mesurées dans les piézomètres au droit de la zone source

Exemple 2 : étude de sensibilité pour évaluer la présence d'une phase organique de type ESSENCE, son potentiel de mobilité et la répartition de la masse de polluants dans les différents compartiments de la matrice sol

Dans un aquifère sableux ($foc = 0,25\%$, porosité = 30%, teneur volumique en eau = 12,5%) dont la zone de battement de la nappe (situation de basses eaux) a été récemment polluée par de l'essence (coupe type du TPH Working Group, Gustafson et al. (1997), cf. Figure 32 – encart), le logiciel OREOS® a été utilisé pour mener une étude de sensibilité sur les concentrations dans les sols afin de déterminer :

- La **concentration révélatrice de la présence d'une phase organique** (cf. Figure 32) : environ 130 mg/kg MS ;

La concentration révélatrice d'une phase organique mobile : les références bibliographiques consultées (Mercer et Cohen (1990), API Interactive LNAPL Guide (2004)) indiquent que la saturation résiduelle (S_{or}) d'une essence dans des sables en zone non saturée est de l'ordre de 3 à 5%. D'après la

- Figure 32, une concentration totale comprise entre 3 800 et 6 200 mg/kg MS dans les sols est susceptible de générer du NAPL mobile (ie une phase flottante) si un puits est créé à proximité ;
- La **répartition de la masse de polluants selon les gammes de concentration** (cf. Figure 33) : en l'absence de phase organique (Figure 33, à gauche), les polluants sont principalement sorbés sur la matrice solide. En revanche, quand la phase organique est présente, les polluants sont principalement sous forme de NAPL, que cette phase soit immobile (Figure 33, au centre, $0 < S_{or} < 3\%$, NAPL # 76% de la masse totale de polluants) ou mobile (Figure 33, à droite, $S_{or} > 5\%$, NAPL # 98% de la masse totale de polluants).

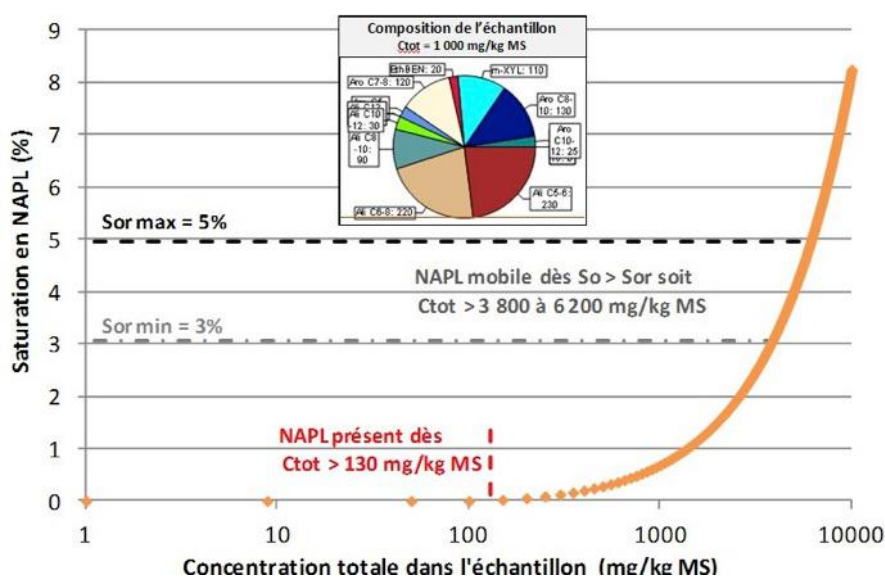


Figure 32 - Saturation en phase organique (NAPL, en %) en fonction de la concentration totale en hydrocarbures (mg/kg MS) pour une coupe de type Essence (composition dans l'encart) située en zone de battement de nappe d'un aquifère sableux.

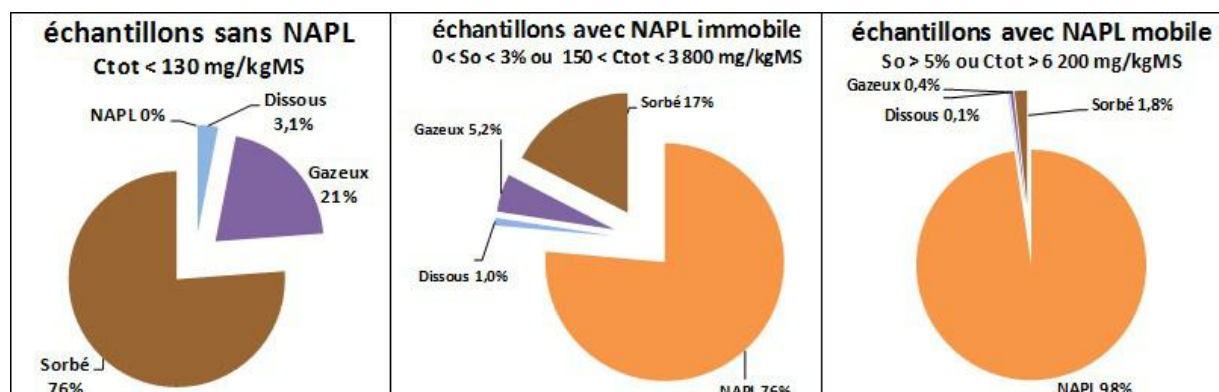


Figure 33 - Répartition moyenne de la pollution dans les 4 compartiments de la matrice sol pour les échantillons sans NAPL (à gauche), ceux avec NAPL immobile (au centre) et ceux avec NAPL mobile (à droite)

La Figure 34 illustre les concentrations d'équilibre dans l'eau de nappe et dans les gaz des sols en contact avec des sols contenant de la phase organique dans la zone de battement de nappe. Ces concentrations d'équilibre correspondent théoriquement à celles observables dans des ouvrages situés à proximité immédiate des sols contenant de la phase organique et crépinés de telle sorte qu'ils ne capteraient que des horizons de sols contenant de la phase organique : en effet, les effets de dilution (convection/diffusion d'eau ou de gaz entre des zones impactées et non impactées) peuvent générer de très fortes atténuations des concentrations mesurées. Du fait du mélange de différentes classes d'hydrocarbures, les concentrations théoriques dans l'eau de nappe et dans les gaz du sol continuent d'augmenter au-delà du seuil d'apparition de la phase organique ($C_{sol} > 130 \text{ mg/kg MS}$).

Dans les compartiments eau et gaz des sols, on note la prépondérance des fractions suivantes :

- La masse dissoute correspond aux fractions aromatiques C5-C8 à plus de 80%, alors que ces fractions composent moins de 30% des concentrations dans les sols ;
- La masse gazeuse correspond aux fractions aliphatiques C5-C8 à plus de 90%, alors que ces fractions composent moins de 45% des concentrations dans les sols).

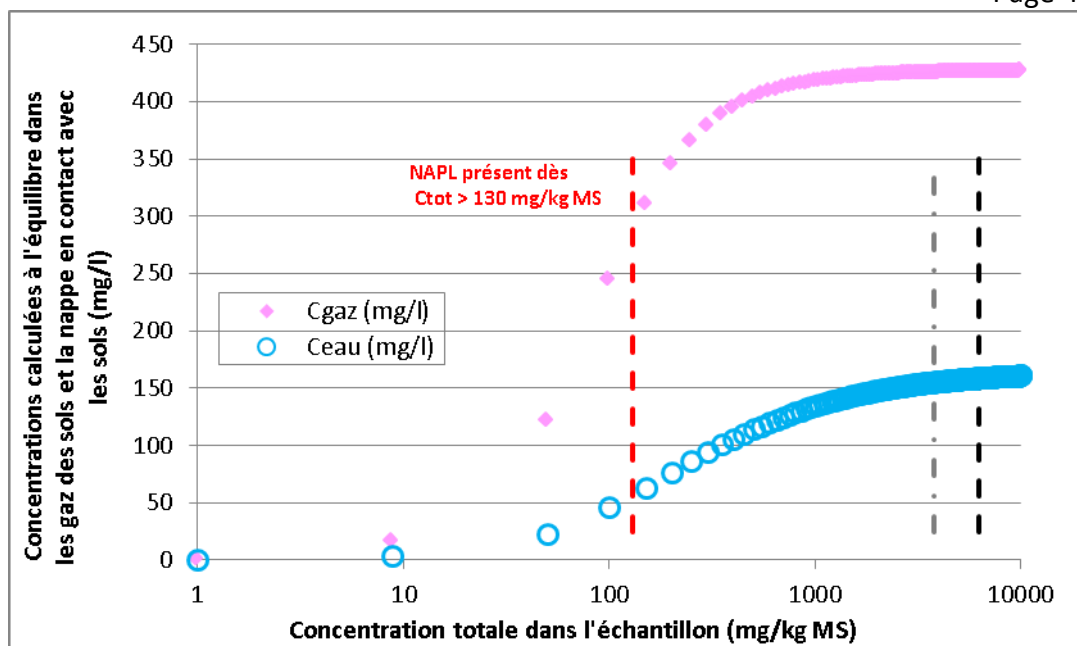


Figure 34 – Concentrations d'équilibre calculées dans l'eau de nappe et dans les gaz du sol (mg/l) en contact avec les sols contaminés (échantillons de la zone de battement de nappe - aquifère sableux) en fonction de la concentration totale en hydrocarbures (mg/kg MS, coupe Essence)

Les références mentionnées dans ce paragraphe sont détaillées en Annexe du présent guide.

3.3.5. APPROCHES SIMPLIFIEES DE LA METHODE

En complément de la méthode de référence qui a fait l'objet des § 3.3.1 à 3.3.4, des approches simplifiées sont disponibles, et peuvent être utilisées dans des contextes spécifiques.

Il existe en particulier des méthodes simplifiées dans le cas de faibles concentrations en polluants dans les sols. Pour ce cas de figure, de nombreux auteurs ont proposé des relations simples permettant d'**attester la présence d'une phase organique, mais non pour valider l'hypothèse d'une absence de phase organique** (hypothèses conservatrices). Certaines de ces méthodes sont présentées dans le guide MACAOH / zone source (2006).

3.4. Méthode N°4 - Cartographie fondée sur des méthodes déterministes

3.4.1. *OBJECTIF*

L'objectif de cette méthode est de visualiser la répartition spatiale des mesures de pollution (concentrations analytiques, épaisseurs de phase organique flottante, mesures PID,...) en utilisant une technique d'interpolation afin de permettre une interprétation de cette répartition. L'interprétation doit conduire à la détermination de l'existence ou non d'une pollution concentrée. Les cartes interpolées conjuguées à l'interprétation de l'expert SSP peuvent de plus être utilisées pour estimer les surfaces et les volumes du milieu pollué.

La cartographie rapide à l'aide de méthodes d'interpolation déterministes, combinée à un avis d'expert, constitue un outil très bien adapté pour mettre en évidence les zones de pollution circonscrites, et les zones de pollution diffuse. Il peut ainsi permettre de proposer des seuils de coupure liés aux volumes ou aux masses (cf. §3.5 - Bilan massique fondé sur des méthodes déterministes). Toutefois, de manière générale, nous estimons que l'analyse statistique est plus pertinente pour définir le seuil de pollution concentrée (cf. §3.2 – Analyse statistique).

3.4.2. *PRESENTATION DE LA METHODE*

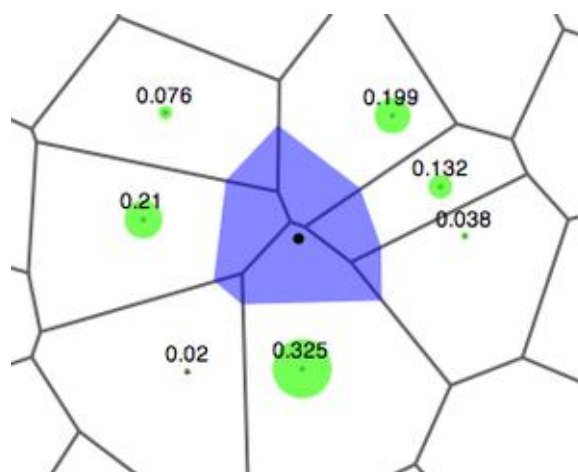
La méthode conjugue la réalisation de cartes à l'aide de méthodes d'interpolation déterministes, à l'avis du spécialiste des sites et sols pollués capable de porter un regard critique sur le résultat produit par ces méthodes. Les cartes interpolées sont ajustées le cas échéant, en fonction de la connaissance du terrain et des mécanismes de dissémination de la pollution dans le milieu souterrain.

L'interpolation des données permet la création d'une image spatiale de la pollution à partir de données ponctuelles. Le choix de la technique d'interpolation dépend de la nature des données à interpoler. Quelques exemples d'interpolations couramment utilisées pour les sites et sols pollués sont indiqués ci-dessous :

- Carte des iso-épaisseurs de phase organique flottante par interpolation par la méthode de l'inverse des distances ;
- Carte des iso-concentrations d'hydrocarbures à partir d'un point de fuite par interpolation de type krigeage ;
- Carte des variables obtenues par interpolation du type « plus proches voisins » ou « voisins naturels » (méthodes dérivées des polygones de Thiessen) ;
- Carte piézométrique par triangulation.

Plusieurs méthodes d'interpolation déterministes sont donc couramment employées par la profession. Avec la plupart de ces méthodes, la variable d'intérêt est estimée en chaque point de la carte, comme une somme pondérée des données les plus proches du point à estimer. Les pondérations attribuées aux données dépendent de la méthode d'interpolation : poids inversement proportionnels à la distance de séparation entre les données et le point à estimer avec la méthode d'inverse des distances, poids proportionnels à la surface attribuée à chaque donnée avec les méthodes du type plus proche voisin, par voisins naturels ou par triangulation, s'apparentant toutes aux méthodes des polygones de Thiessen.

A titre d'exemple, le schéma ci-dessous illustre le principe de la méthode d'interpolation par voisins naturels. Les polygones d'influence de chaque donnée étant calculés (noir), l'interpolation au point cible situé au centre se fait par une somme pondérée de ces données ; le poids attribué à chacune est égal à la part de son polygone d'influence qui est « volée » par le point cible (polygone d'influence en violet). Les valeurs indiquent les poids ainsi attribués à chacune des données lors de l'interpolation au point central.



(© Wikipedia)

Figure 35 – principe de la méthode d'interpolation par voisins naturels

Le krigeage fait partie des méthodes géostatistiques présentées au §3.6. Comme pour les autres méthodes, un estimateur est construit par le krigeage comme une somme pondérée des données les plus proches du point à estimer. Mais les poids de krigeage sont calculés à partir du variogramme, outil spécifique de la géostatistique qui décrit la variabilité spatiale du phénomène. Dans la version simplifiée du krigeage, le variogramme est choisi par défaut, sans faire appel à l'expertise de l'utilisateur. Dans la version complète, le variogramme est modélisé par l'utilisateur en cohérence avec la nature de la pollution. La version simplifiée du krigeage, qui fait l'impasse sur l'analyse variographique des données et sur le choix de paramètres de modélisation par l'utilisateur, est souvent mise en œuvre pour établir une cartographie selon la méthode présentée au §3.4.

Cette version est proposée dans certains SIG (systèmes d'information géographique, p.ex. ArcGis®) et logiciels de cartographie (p.ex. Surfer® GoldenSoftware (2D) ou EVS (3D)).

Les méthodes d'interpolation décrites ci-dessus fournissent rapidement une cartographie de la répartition spatiale de la pollution. Mais ce résultat ne tient pas compte de la connaissance détaillée que peut avoir du site l'expert SSP, car il se base uniquement sur les données, et un modèle imposé de la répartition spatiale. L'ajustement par l'expert de la délimitation des zones de pollution concentrée, constitue de ce fait un complément essentiel à ces cartes.

Ainsi, dans un certain nombre de cas, la réalisation de cartes manuelles permet de prendre en compte certaines caractéristiques de la pollution, d'intégrer des données de terrain ou de lisser les contours d'une interpolation préalable pour une meilleure compréhension.

Par la suite, en prenant en compte l'épaisseur de terrain pollué représentative de chaque zone cartographiée, il est possible d'approcher les volumes de sols puis, en appliquant la concentration moyenne de la zone considérée, la masse de polluants présents.

L'expérience montre que des cartographies par type de polluant et par horizon sont les modes de représentation les plus utiles à l'expertise des sites pollués. Le choix des horizons à cartographier est fait en utilisant les constats de terrain croisés avec résultats analytiques. La superposition des différentes cartographies par horizon de sols permet, par ailleurs, d'observer l'évolution et la répartition de la pollution en 3D.

3.4.3. *LIMITES ET INCERTITUDES ASSOCIEES A LA METHODE*

La précision d'une carte et donc les estimations associées (surface, volume, masse de polluant) dépendent du nombre de sondages et de la compréhension de l'origine de la pollution et de son comportement. Un nombre insuffisant de sondages peut conduire à de trop fortes incertitudes qui aboutissent à une interprétation aberrante. Il est d'usage de considérer qu'il faut a minima 20 données pour un espace 2D ou 30 pour un espace 3D. En dessous de ces quantités, il est recommandé de réaliser une cartographie manuelle tout en gardant à l'esprit l'incertitude potentiellement élevée qui lui est associée.

Il est utile, pour réaliser une carte pertinente, de connaître la lithologie ou les différences lithologiques du site, les infrastructures, l'origine possible des polluants en terme de lieu d'infiltration dans le milieu souterrain.

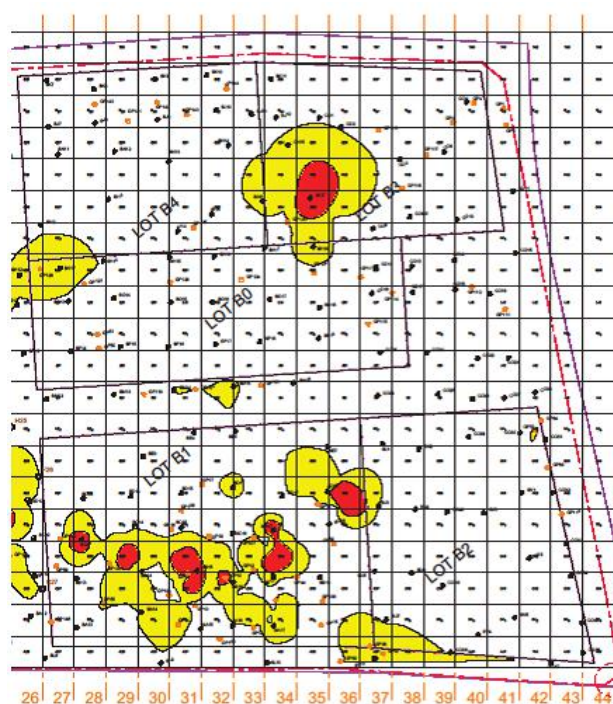
Sur la base d'un même jeu de données, la cartographie qui pourra être obtenue sera très différente selon la méthode d'interpolation choisie. La méthode la plus appropriée est celle qui produit l'image a priori la plus proche de la réalité (inconnue). Avec les méthodes déterministes, il n'existe pas de moyen rigoureux et quantitatif de sélectionner la carte la plus proche de la réalité. La technique d'interpolation sera donc choisie de manière qualitative, sur la base des connaissances de terrain acquises sur le site et du retour d'expérience du bureau d'études.

Les techniques géostatistiques, telles que décrites au §3.6, permettent en revanche d'apprécier quantitativement l'écart entre la carte produite et la réalité, suivant les modèles de variogrammes ajustés aux données, mais au prix d'une analyse plus détaillée des données et d'une compétence spécifique en géostatistique.

3.4.4. EXEMPLES DE MISE EN APPLICATION

Exemple 1 : pollution aux hydrocarbures

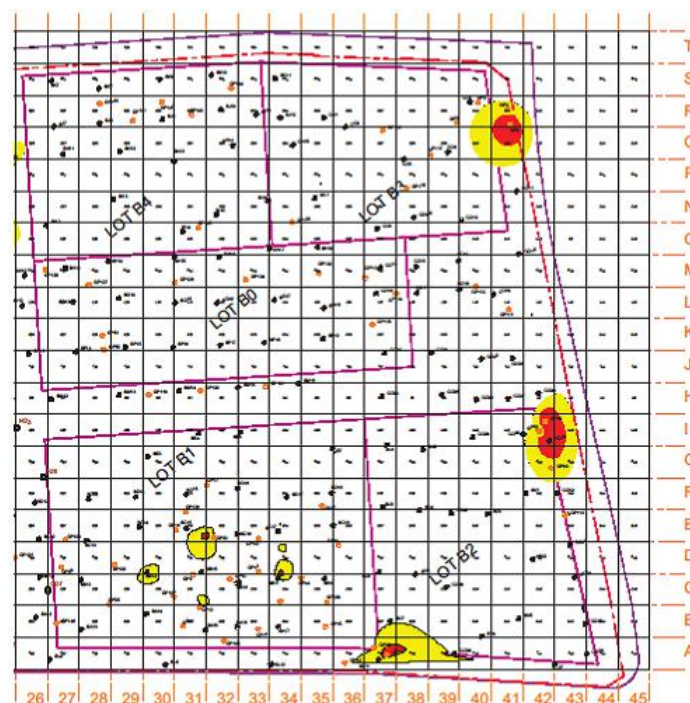
De 0 à 3 m de profondeur



Méthode d'interpolation :
Voisin Naturel

HCT 0-3 m	
Concentration mg/kg MS	
0-500	
500-5000	
> 5000	

De 3 à 6 m de profondeur

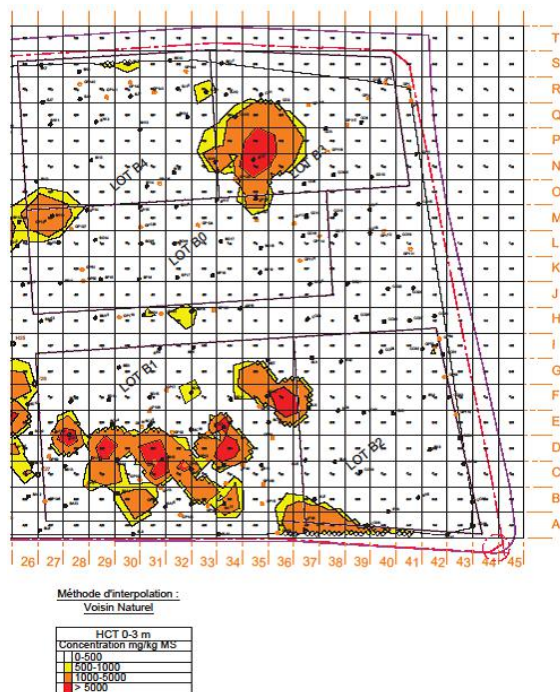


Méthode d'interpolation :
Voisin Naturel

HCT 3-6 m	
Concentration mg/kg MS	
0-500	
500-5000	
> 5000	

Figure 36 – Cartes de la pollution établies avec une méthode d'interpolation déterministe (Voisins Naturels) AVEC ajustement après interprétation (Lissage des courbes)

De 0 à 3 m de profondeur



De 3 à 6 m de profondeur

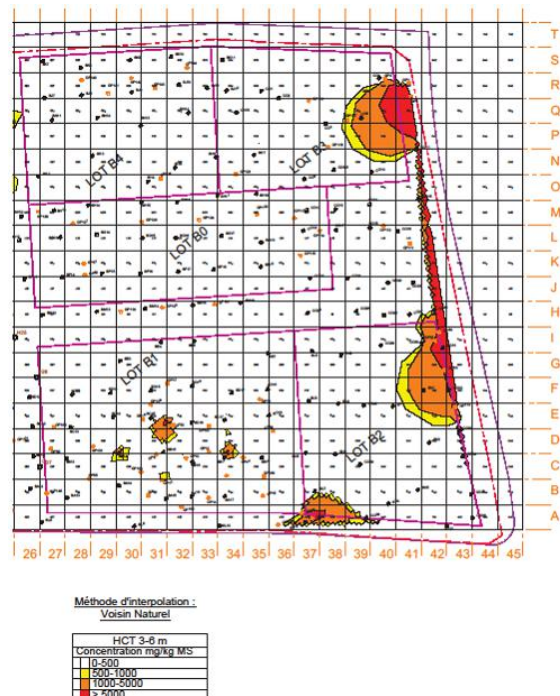


Figure 37 – Carte de la pollution établie avec une méthode d'interpolation déterministe (Voisins Naturels) SANS ajustement après interprétation.

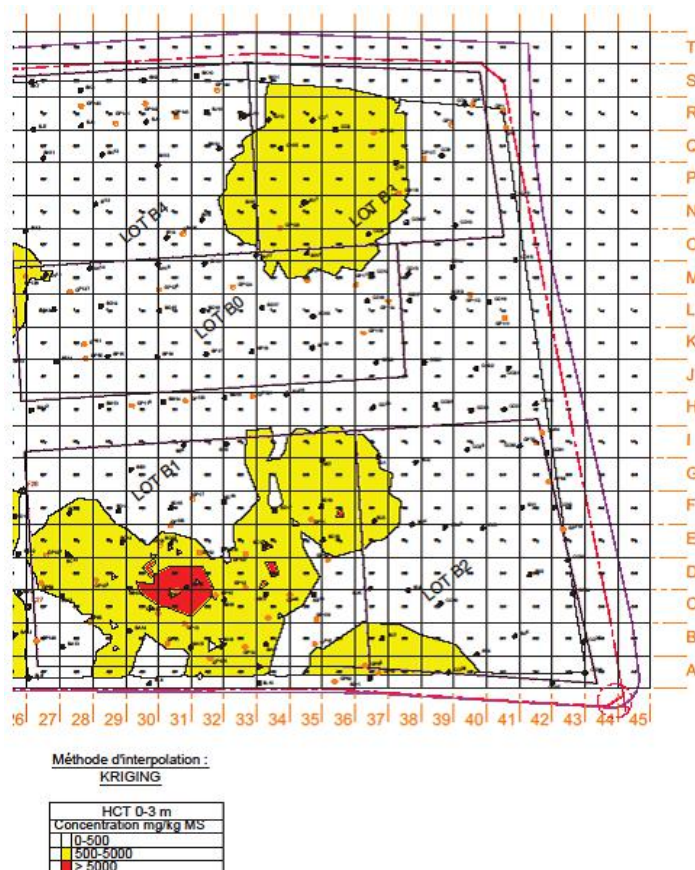


Figure 38 – Carte de la pollution entre 0 et 3 m de profondeur, établie avec une méthode d'interpolation probabiliste (Krigage) - avec deux iso-contours : 500 et 5000 ppm

Sur ce site présentant une pollution aux hydrocarbures, le choix des deux intervalles d'épaisseur à cartographier est guidé par la lithologie : les remblais sont en surface et ont environ trois mètres d'épaisseur, au-delà il s'agit du terrain naturel.

L'application de différentes méthodes d'interpolation au même jeu de données sur la pollution, avec ou sans ajustement « manuel » des contours après interprétation des résultats cartographiques, fournit des résultats significativement différents.

Les cartes de la Figure 36 ont été obtenues en appliquant la méthode déterministe par voisins naturels, avec réajustement des contours a posteriori. Les cartes de la Figure 37 sont obtenues avec la même méthode déterministe, mais sans réajustement. La carte de la Figure 38 a été obtenue par application d'une méthode de krigage simplifiée, avec calcul automatique d'un variogramme sans intervention de l'utilisateur.

Si l'on compare la Figure 36, la Figure 37 et la Figure 38, on constate que la Figure 38 présente des zones rouges, beaucoup moins étendues que les deux autres figures, qui ne semblent pas prendre en compte les sondages ayant de très fortes concentrations.

Les cartes obtenues par voisins naturels après lissage des contours nous semblent être les plus proches de la réalité, compte-tenu de notre connaissance du site et du comportement de ce type de polluants dans cet environnement géologique. Les cartes obtenues par le krigeage simplifié nous semblent en revanche présenter un certain nombre d'inconvénients, liés à un usage « à l'aveugle » de cette méthode.

En effet, le résultat fourni par le krigeage dépend des paramètres par défaut imposés par le logiciel, ou bien définis par l'utilisateur. Le krigeage ne passe pas par les points observés si le modèle de variogramme choisi comporte un « effet de pépité », qui traduit les erreurs de mesure et d'analyse. Le résultat du krigeage dépend aussi fortement de la « portée » qui aura été choisie pour le modèle de variogramme. Ici, une portée probablement trop courte a été définie par défaut par le logiciel, pour reproduire l'extension des zones polluées. Le krigeage ne peut reproduire correctement la réalité que si les paramètres de modélisation choisis reflètent la répartition spatiale de la pollution. Ici, cela signifie que l'interpolation géostatistique réalisée de manière automatique considère que de nombreux points supérieurs à 5000 ppm ne sont pas représentatifs de la contamination de la zone. Est-ce vrai ? Dans cet exemple, l'interpolation des voisins naturels est plus proche de la réalité observée lors des excavations.

=> Le type d'interpolation est à choisir en fonction du comportement du polluant dans les sols, de la nature des sols et de la densité de points.

La comparaison entre la Figure 36 et la Figure 37 met en évidence un autre phénomène : on constate que les zones colorées des lots B2 et B3 sont reliées entre elles sur la Figure 37. Sur la base de notre expérience de ce type de pollution, la Figure 36 reflète la réalité, la liaison proposée par la Figure 37 est liée à un effet de bord, par défaut de données sur la partie droite de la liaison.

=> Lorsqu'on utilise un outil d'interpolation graphique, il est important d'avoir un regard critique sur le résultat.

Sur chacune des figures 34 et 35, si l'on compare respectivement les cartographies des pollutions entre 0 et 3 m et celles entre 3 et 6 m de profondeur, on voit apparaître des zones polluées en profondeur, sans qu'elles soient présentes en surface (partie droite des cartes). Il ne s'agit pas là d'un défaut de données en surface, mais de la visualisation d'une pollution en profondeur liée à la présence de cuves enterrées qui ont fui par le fond.

Exemple 2 : Pollution au plomb dans des remblais

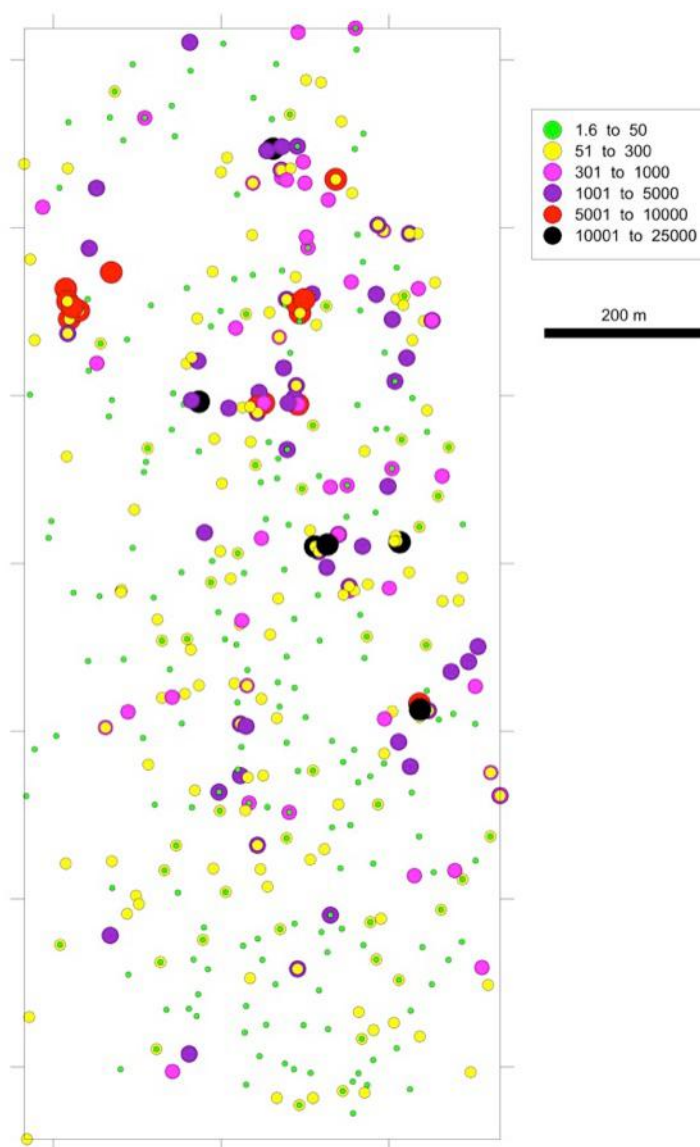


Figure 39 – Report des concentrations en plomb dans les remblais (mg/kg)

La Figure 39 présente le report des concentrations en plomb dans les remblais présents sur un site jusqu'à 2 m de profondeur. A noter que, compte-tenu de l'épaisseur parfois importante des remblais, plusieurs échantillons de remblais ont pu être analysés au droit d'un même sondage, ce qui explique la superposition des données sur certains points.

En dehors de toute extrapolation, cette carte fait apparaître des concentrations élevées en plomb disséminées sur l'ensemble du site, de façon le plus souvent aléatoire, dont l'extension parfois conséquente est mal délimitée malgré la densité de sondages.

Si cette carte met bien en évidence des concentration élevées en plomb, elle montre aussi que les zones concernées ne sont pas circonscrites mais réparties de façon aléatoire sur l'ensemble du site, à la faveur de la qualité variable des remblais. On peut donc en déduire qu'il n'y a vraisemblablement pas ici de zone de pollution concentrée mais plutôt des effets dits « pépites ».

=> L'application d'une méthode d'interpolation dans ce cas conduirait à des erreurs d'interprétation et n'est donc pas adaptée.

3.5. Méthode N°5 - Bilan massique fondé sur des méthodes déterministes

3.5.1. *OBJECTIF*

L'objectif du bilan massique est d'appréhender la masse d'un polluant ou d'un mélange de polluants présente au sein du milieu souterrain et d'un volume de sols associé. Il permet, au-delà de la concentration caractérisée, de définir la quantité de polluant présent au sein de media tels que les sols (zone non saturée), les gaz du sol ou les eaux souterraines (zone saturée).

Ce bilan permet de :

- Mettre en relation la masse de polluant et la masse de sol associée et donc de proposer une hiérarchisation des zones à traiter ;
- Suggérer des seuils de concentration pour le traitement ;
- Relativiser la pollution d'un site ou d'une zone.

Ce bilan matière croisé à une cartographie, est un outil d'aide à la décision dans le choix du seuil. Cette démarche est explicitée par les exemples ci-après.

3.5.2. *PRESENTATION DE LA METHODE*

Le bilan massique nécessite une densité d'investigations suffisante. En effet, il est possible de déterminer une masse de polluant dans un milieu donné à partir des données d'entrées suivantes :

- Concentration en polluant (exprimée en mg/kg de MS) au sein de ce milieu ;
- Volume de matériau donné (surface et épaisseur concernées d'un horizon donné) ;
- Densité du milieu concerné (masse volumique mesurée ou estimée) ;
- Teneur en eau du milieu ;
- Carte topographique précise et repérage des sondages en coordonnées.

Le calcul de la masse se fait par interpolation entre les différents points de mesure. Le paragraphe 3.4 - Interprétation cartographique présente différentes méthodes d'interpolation. Les méthodes géostatistiques peuvent également servir à réaliser un bilan massique (cf. §3.6 - Approche géostatistique).

3.5.3. *LIMITES ET INCERTITUDES ASSOCIEES A LA METHODE*

Ce bilan massique nécessite une quantité suffisante de données d'entrée en termes de caractérisation des milieux (concentration en polluant, densité des milieux,...) issues de mesures *in situ* ou en laboratoire ou de données bibliographiques.

La réalisation du bilan massique nécessite des données qualifiées, c'est-à-dire homogènes en type de prélèvement.

Un bilan massique peut être surestimé ou sous-estimé. Cette incertitude peut dépasser 100%. Néanmoins, il peut constituer un bon outil pour donner a minima des ordres de grandeur. La réduction des incertitudes ne passe pas toujours par l'augmentation du nombre d'échantillons mais est également liée à la méthode d'interpolation ainsi qu'à l'interprétation que l'on fait des données sur la base de la compréhension des phénomènes qui ont présidé à la pollution (historique, propriétés physico-chimiques des polluants, géologie, comportement des polluants, ...).

L'analyse coûts-bénéfices entre le montant d'une étude géostatistique et le montant des investigations et des analyses est un sujet important, qui a fait l'objet de réflexions dans les groupes de travail GeoSiPol (www.geosipol.org). La stratégie d'échantillonnage se pose généralement dans les termes suivants : « comment atteindre un niveau de connaissance suffisant, par rapport à des objectifs d'étude, avec un minimum de données, positionnées au mieux ? ».

3.5.4. *EXEMPLES DE MISE EN APPLICATION*

Exemple 1 : Pollution d'un site par des hydrocarbures (données ADEME exploitées par le GT)

L'exemple présenté ci-après concerne un site pollué, notamment par hydrocarbures totaux issus d'une activité industrielle. La caractérisation de la pollution concentrée est réalisée par le biais d'un bilan massique au droit d'une zone de 3000 m² environ.

Cette approche s'appuie sur la distribution des teneurs relevées en hydrocarbures totaux, au droit des 30 sondages réalisés, au sein de la zone non saturée du sol différenciant les remblais R des terrains naturels TN (26 échantillons prélevés dans les TN et 36 échantillons prélevés dans les remblais).

Ainsi, comme indiqué sur la Figure 40 ci-après, la pollution concentrée a été subdivisée en sous-unités cohérentes (zones Z1 à Z5) en vue de l'estimation des volumes et masses de polluants associés.

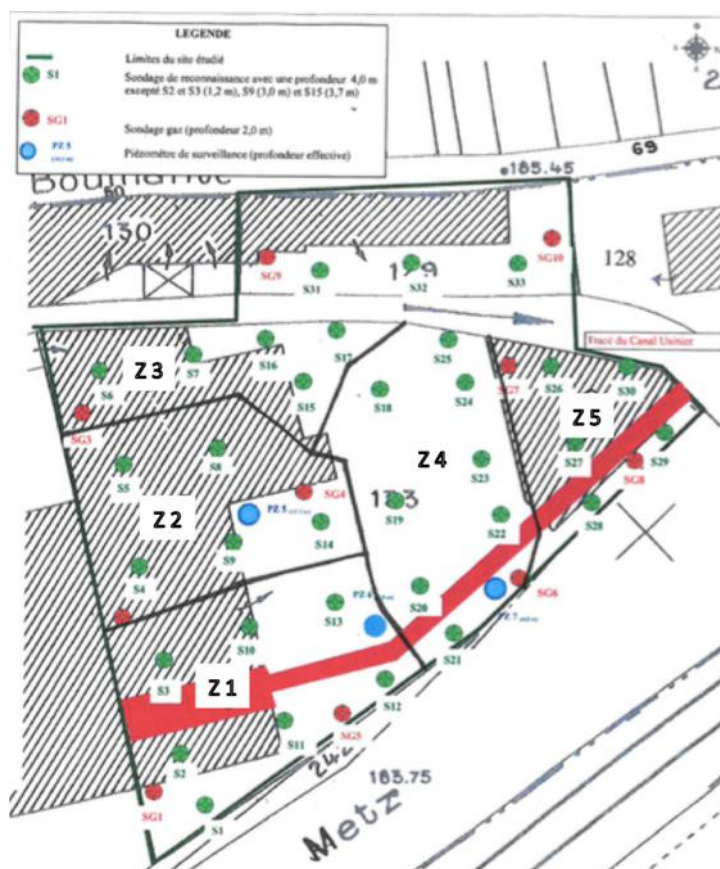


Figure 40 - Implantation des sondages

La superficie des sous-unités a été déterminée par l'addition des zones d'influences théoriques associées aux sondages présents dans chaque sous-unité. La zone d'influence théorique des sondages a été déterminée en calculant, pour chaque sondage, la distance médiane avec les points qui l'entourent pour définir la superficie associée à chaque sondage (méthode dite des polygones de Thiessen).

Ainsi, sur la base des volumes de terres calculés et des concentrations moyennes arithmétiques estimées par couches, il est possible de calculer la masse d'hydrocarbures dans les sols d'abord par maille, puis totale.

Les tableaux suivants récapitulent ces données :

	Surface (m ²)	% surface	Volume (m ³)	% volume
Z1 R	799,8	14%	1095,1	15%
Z1 TN	670,4	12%	781,8	11%
Z2 R	726,2	12%	874,9	12%
Z2 TN	739,2	13%	896,2	12%
Z3 R	525,5	9%	1012,9	14%
Z3 TN	189,6	3%	379,2	5%
Z4 R	726,2	12%	867,7	12%
Z4 TN	901,9	16%	911,3	12%
Z5 R	233,4	4%	345,6	5%
Z5 TN	303,2	5%	192,7	2%
TOTAL	5815,4	100%	7357,4	100%
R=remblais TN=terrain naturel				

Tableau 6 – Caractéristiques des sous-unités cohérentes

Zones	1 R	1 TN	2 R	2 TN	3 R	3 TN	4 R	4 TN	5 R	5 TN	TOTAL
Masse (kg)	29930	2947	4898	21925	8660	731	8066	7202	383	50	84792
%	35,3%	3,48%	5,78%	25,86%	10,21%	0,86%	9,51%	8,49%	0,45%	0,06%	100%

Tableau 7 - Calcul par maille des masses d'hydrocarbures totaux

La masse totale d'hydrocarbures présente au droit de la zone d'étude est donc estimée à environ 85 tonnes (cf. Tableau 7) pour un volume de sols d'environ 7400 m³ (cf. Tableau 6).

La représentation graphique de la répartition des volumes de sols par zone et par faciès (cf. Figure 41) ainsi que celle de la masse d'hydrocarbures par zone et par faciès (cf. Figure 42) sont présentées ci-après.

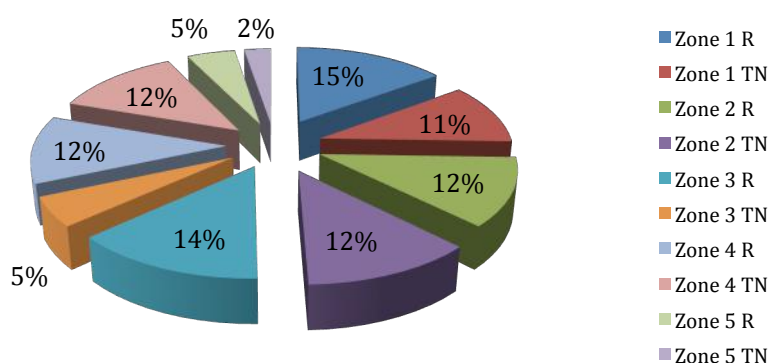


Figure 41 – Répartition du volume de terres par zone et par faciès

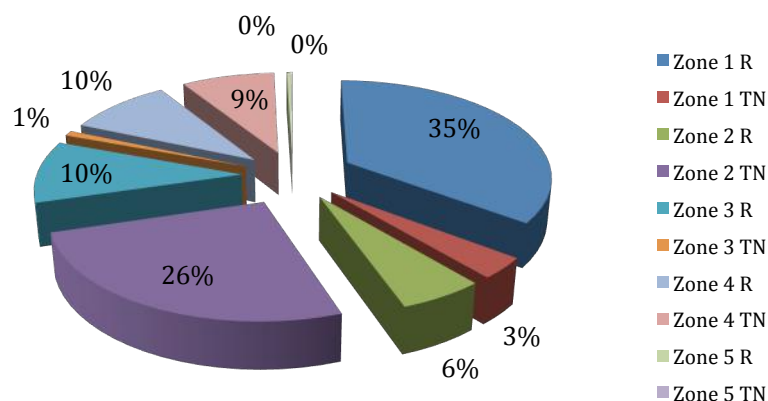


Figure 42 - Répartition de la masse d'hydrocarbures totaux par zone et par faciès

Sur la base du maillage proposé, on obtient les résultats suivants :

- Maille Zone 1 R représente environ 35% de la masse d'HCT identifiée pour un volume de sols d'environ 15% ;
- Maille Zone 2 TN représente environ 26% de la masse d'HCT identifiée pour un volume de sols d'environ 12%.

Ces deux mailles représentent environ 61% en masse de la pollution pour un volume de sols égal à environ 27%. Pour optimiser le ratio entre volume à traiter et masse de polluants, le maillage pourrait être affiné de manière itérative de manière à avoir le meilleur ratio volume de sols/ quantité de polluants.

L'approche déterministe employée dans cet exemple ne permet pas de préciser les incertitudes, ni sur le volume de sols, ni sur la masse de polluant.

Exemple 2 : Pollution d'un site par de l'arsenic

L'exemple présenté ci-après concerne une zone impactée par de l'arsenic issu d'une activité industrielle. L'objectif du traitement a été fixé par le biais d'un bilan massique qui caractérise la pollution concentrée au droit d'une zone de 1200 m² environ.

Cette approche s'est appuyée sur la distribution des concentrations relevées en arsenic au sein de la zone non saturée du sol (66 analyses d'arsenic sur échantillons bruts). Un certain nombre de données concernant l'arsenic lixiviable ne sont pas exploitées dans le cadre du bilan massique présenté ici mais pourraient l'être pour un bilan de flux. Ce bilan de flux pourrait alors servir aussi à hiérarchiser les zones à traiter mais, cette fois, vis-à-vis du risque pour les eaux souterraines.

Ainsi, la pollution concentrée a été subdivisée en sous-unités cohérentes (zones Z1 à Z7), identifiées sur le terrain, en vue de l'estimation des volumes et masses de polluants associés. Les caractéristiques de ces sous-unités sont présentées dans le Tableau 8 et la Figure 43. La zone 2 correspond à une zone décaissée sous l'atelier de production d'où la pollution est issue. Cette zone 2 est aujourd'hui une mare, qui était inaccessible lors des investigations.

Nom	Localisation / zone	Surface (m ²)	% surface	Profondeur (m)	Volume (m ³)	% volume	Teneurs relevées (min/max en mg/kg)
Z1	Partie Nord (Nord-Ouest à Nord-Est)	220 m ²	19.8 %	9,0 m	1 980 m ³	30.3 %	Bruts : 1 126,3 à 2 530 Lixiviats : 15,2 à 279,8
Z2	Zone centrale à Est	482 m ²	43.3 %	6,0 m	2 892 m ³	44.3 %	Bruts : 315 à 856,7 Lixiviats : 2,23 à 22,6
Z3	Zone Sud-Est	42 m ²	3.8 %	5,0 m	210 m ³	3.2 %	Bruts : 130 à 710 Lixiviats : 0,36 à 8,3
Z4	Zone Sud	189 m ²	17.0 %	2,0 m	378 m ³	5.8 %	Bruts : 150 à 500 Lixiviats : 0,57 à 15
Z5	Zone Sud-Ouest	72 m ²	6.5 %	5,0 m	360 m ³	5.5 %	Bruts : 144 à 1510 Lixiviats : 0,7 à 18,1
Z6	Zone Ouest (partie Sud)	58 m ²	5.2 %	8,0 m	464 m ³	7.1 %	Bruts : 6,53 à 1165 Lixiviats : 1,66 à 79
Z7	Zone Ouest (partie Nord)	49 m ²	4.4 %	5,0 m	245 m ³	3.8 %	Bruts : 150 à 1048 Lixiviats : 0,46 à 16
TOTAL	-	1 112 m ²	100 %	Moyenne : 5,87 m	6 529 m ³	100 %	-

Tableau 8 – Caractéristiques des sous-unités cohérentes

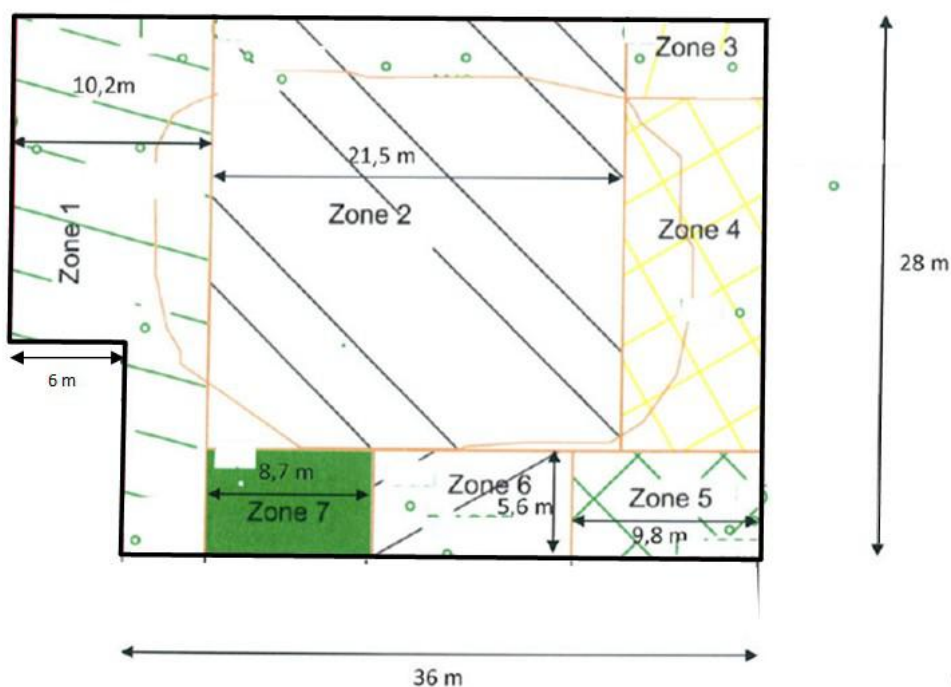


Figure 43 – Présentation du découpage des pollutions concentrées

Sur la base des volumes de sols calculés (et masses déterminées selon les caractéristiques du milieu) et des concentrations moyennes arithmétiques en arsenic identifiées par couches, il est possible de calculer par maille, puis d'une manière globale, les masses d'arsenic total dans les sols du site.

Le Tableau 9 récapitule ces données :

Zone	Z1	Z2	Z3	Z4	Z5	Z6	Z7	TOTAL
Total As (kg)	6 181	4 580	260	1 082	801	657	479	~ 14 040
% total	44 %	33 %	2 %	8 %	6 %	5 %	3 %	100 %

Tableau 9 – Calcul par maille des masses d'arsenic total

Ces données mettent en évidence la présence d'environ 14 tonnes d'arsenic au total dans le sous-sol du secteur concerné. Toutefois, ce bilan de masse ne permet pas de discriminer les répartitions entre les masses d'arsenic par zones et les volumes de matériaux concernés par ces zones (voir Figure 44 et Figure 45).

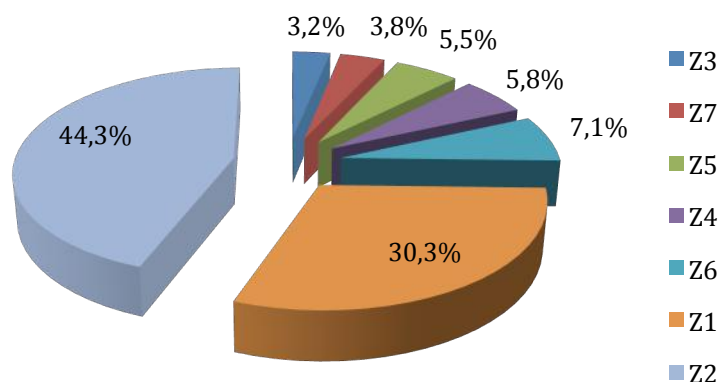


Figure 44 - Répartition du volume de terres par zone

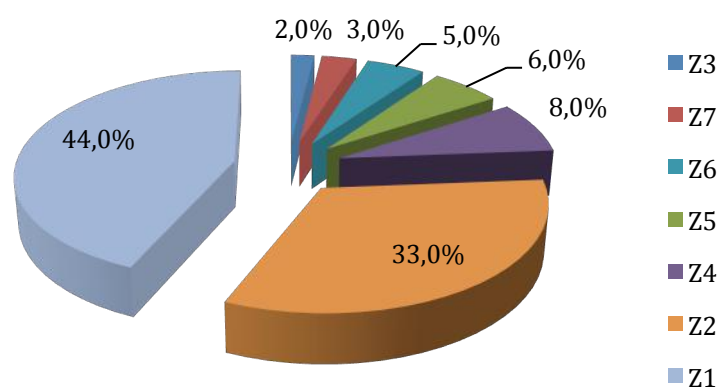


Figure 45 - Répartition de la masse d'arsenic par zone

Suite à ce constat, une analyse par zone du caractère lixiviable a été réalisée à partir du même zonage que le bilan de masse. Les résultats obtenus en % d'Arsenic lixiviable par zone sont présentés dans le Tableau 10 suivant :

Zone	Z1	Z2	Z3	Z4	Z5	Z6	Z7	TOTAL
Total As lixiviable (kg)	555	77	2	9	8	29	3	~ 684
% total	81 %	11 %	0 %	1 %	1 %	4 %	0,4 %	100 %

Tableau 10 - Calcul par maille des masses d'arsenic potentiellement lixiviable

Ces données mettent en évidence :

- La présence d'environ 14 tonnes d'arsenic au total dans le sous-sol du secteur concerné ;
- Une proportion lixiviable représentant potentiellement à long terme plus de 680 kg d'arsenic susceptibles d'entraînement vers les eaux souterraines sous-jacentes ;
- Une pollution concentrée en arsenic total principalement localisée sur les zones Z1 et Z2 (77 % de la pollution en masse brute et 92 % du potentiel de transfert vers les eaux souterraines) ;
- 81% du potentiel de relargage vers la zone saturée issu respectivement de 20 % de la surface et 44,3% du volume des matériaux impactés.

Le bilan massique ainsi réalisé permet de préciser quelles zones sont les plus pertinentes à traiter en termes d'efficacité de récupération (ici Z1). Compte tenu de l'hétérogénéité de la répartition des concentrations (il existe des points très peu concentrés parmi des points très concentrés), la détermination d'un seuil de traitement ne permet pas ici de hiérarchiser les actions.

Comme dans l'exemple précédent, l'approche déterministe employée dans cet exemple ne permet pas de préciser les incertitudes, ni sur le volume de sols, ni sur la masse de polluant.

3.6. Méthode N°6 - Approche intégrée géostatistique

3.6.1. *OBJECTIF*

L'approche géostatistique permet de répondre à différents objectifs :

- **Cartographier la distribution des polluants dans l'espace** ainsi que les incertitudes associées (liées à la variabilité spatiale des concentrations) ;
- Calculer et positionner dans l'espace les volumes de sols dont la concentration estimée en polluants se situe au-dessus d'un seuil (ce seuil devant être déterminé par ailleurs). Dans ce volume, il est donc possible d'estimer la masse de polluants correspondante ainsi que les incertitudes associées ;
- **Optimiser l'acquisition de données complémentaires** afin de réduire les incertitudes associées aux objectifs fixés.

L'objectif 1 est généralement obtenu en réalisant une interpolation (krigeage le plus souvent) des données mesurées. Cette approche permet notamment d'identifier les zones de plus fortes concentrations (pollution concentrée), en lien ou non avec des zones d'activités connues. Associée à cette carte, la carte d'incertitude calculée permet d'identifier les zones où l'interpolation (ou extrapolation) est incertaine. Cette approche a déjà été présentée au §3.4 (cartographie fondée sur des méthodes déterministes).

L'objectif 2 peut être obtenu en réalisant des simulations géostatistiques sur les données mesurées et vis-à-vis d'un seuil défini indépendamment de l'approche géostatistique. D'autres méthodes géostatistiques pourraient être utilisées pour atteindre ces objectifs. Les simulations sont souvent utilisées car faciles à expliquer, faciles à mettre en œuvre, et permettant un post-traitement adapté à la question posée par le donneur d'ordre. Cette approche flexible permet aussi de localiser les zones incertaines (gamme moyenne de probabilité de dépasser le seuil retenu) et ainsi de guider les diagnostics complémentaires, d'alimenter la réflexion sur le bilan coûts/avantages entre différentes techniques de dépollution ou encore d'optimiser les tailles de mailles d'excavation (lorsque l'excavation est la méthode de dépollution retenue).

De manière générale, l'utilisation de méthodes géostatistiques permet de quantifier le degré d'incertitude du résultat obtenu, ce que ne permettent pas les méthodes présentées aux §3.4 (cartographie fondée sur des méthodes déterministes) et 3.2 (analyse statistique) de ce guide.

3.6.2. *PRESENTATION DE LA METHODE*

Comme toutes les méthodes d'interpolation présentées au §3.4, l'analyse géostatistique peut être menée sur des données de concentrations en polluants dans différentes matrices (sol, eau, gaz des sols, ...). Les données d'entrée sont en priorité les concentrations des divers polluants référencées dans l'espace (2D ou 3D).

D'autres informations peuvent être utiles pour contraindre le modèle géostatistique, tels que la lithologie (issue des coupes de sondages), des données géophysiques ou des mesures de terrain (PID, XRF, ...cf. § 3.1 - Interprétation des constats de terrain).

La première étape consiste en une **analyse exploratoire** des données incluant une exploitation statistique (cf. Figure 46 - gauche, cf. § 3.2 – Analyse statistique), une analyse cartographique fondée sur des méthodes déterministes ainsi qu'une analyse des corrélations existantes entre les concentrations des différents polluants (co-contamination, Figure 47) ou entre les polluants et d'autres paramètres tels que la profondeur (Figure 46 – droite), la lithologie ou les mesures de terrain (PID, XRF,... comme en Figure 48 – gauche, cf. § 3.1 – Interprétation des constats de terrain). Ces autres données peuvent fournir des informations complémentaires, en particulier dans les zones où des échantillons n'ont pas été prélevés et analysés.

L'analyse exploratoire doit permettre de mettre en évidence des tendances spatiales ou corrélatives et d'éventuels biais (données issues de différentes campagnes de prélèvement ou de différents prestataires, méthodes d'échantillonnage ou d'analyse différentes au cours du temps, ... comme en Figure 48 – droite). Cette étape d'analyse exploratoire n'est pas propre à la géostatistique. Elle est utile également à la mise en œuvre de techniques d'interpolation déterministes, telles que présentées au § 3.4, pour exploiter correctement les données dans un modèle.

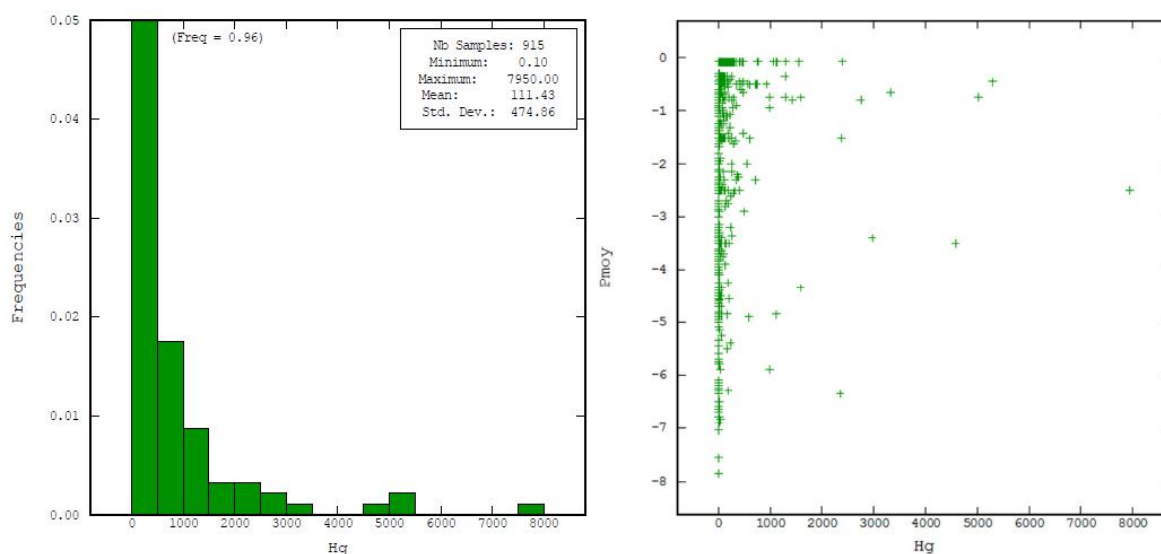


Figure 46 – Histogramme des données de mercure (à gauche) et évolution des teneurs en mercure avec la profondeur (à droite)

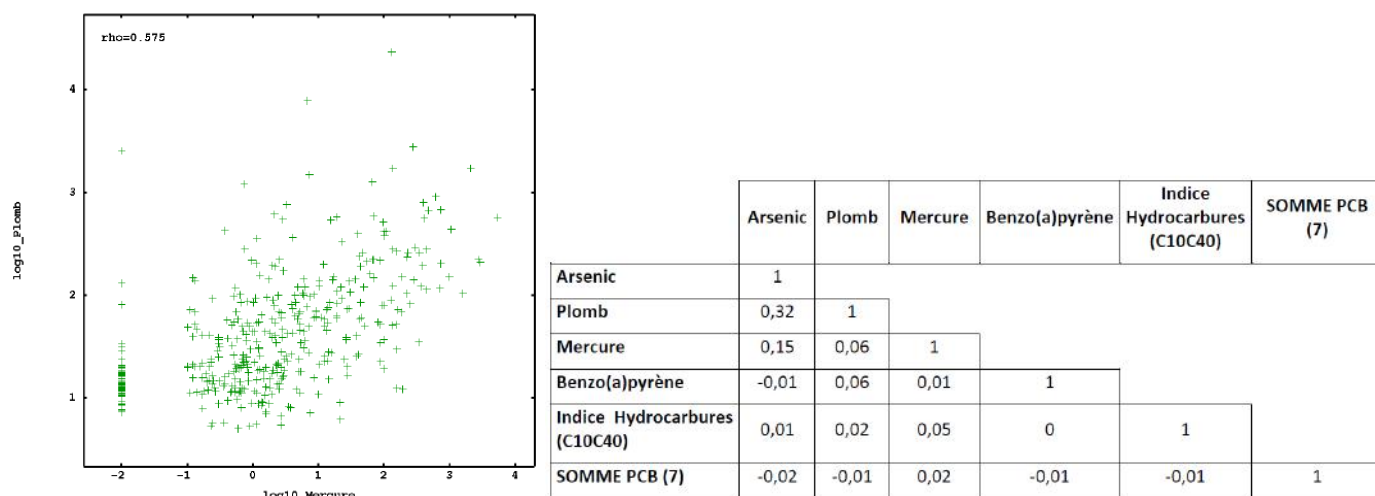


Figure 47 – Nuage de corrélation entre les log des concentrations en Plomb et mercure (à gauche) - Coefficients de corrélation linéaire entre les différents paramètres analysés dans les sols (à droite)

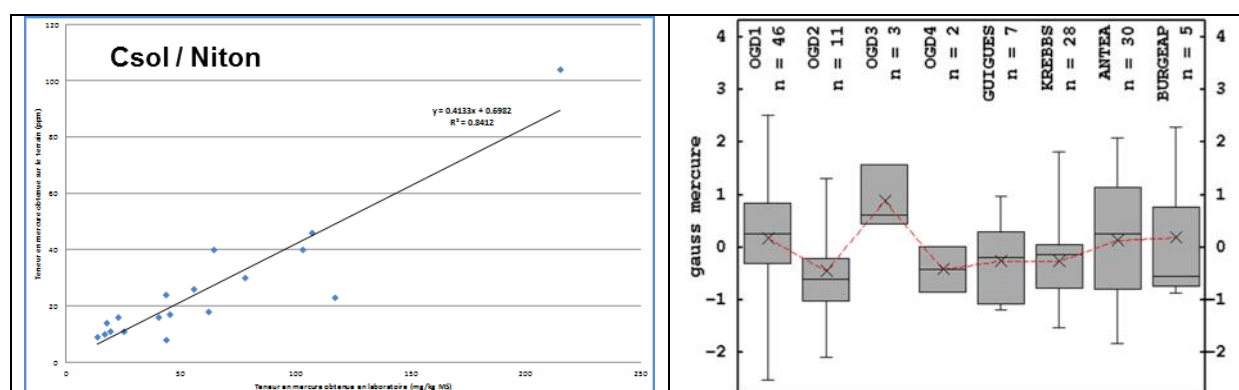


Figure 48 – Corrélation des concentrations de mercure dans les sols entre mesures au laboratoire et sur site (XRF, à gauche) et recherche de biais entre les différentes campagnes de prélèvement sur la principale zone d'impact (à droite)

La seconde étape consiste à construire le (semi-)variogramme expérimental (basé sur les données). Ce variogramme permet de décrire la variabilité des données en fonction de la distance les séparant : lorsque les données présentent une cohérence spatiale, les points proches dans l'espace montrent des concentrations proches (donc une variance faible) et, inversement, les données éloignées montrent une variance élevée. Le variogramme est un outil spécifique de la géostatistique, qui permet de « capter » la répartition spatiale du phénomène de pollution, en se basant sur les données disponibles, mais sans prise en compte des mécanismes physiques déterminant le devenir de la pollution dans le milieu souterrain.

Ensuite, un modèle de variogramme (ou une combinaison de modèles) doit être calé sur les données (voir Figure 49 ci-après). Lorsqu'aucune organisation spatiale des données n'est identifiée (hétérogénéité maximale), un modèle « à effet de pépite pur » peut être calé pour représenter cette situation de grande variabilité, et être en mesure de quantifier l'extrême incertitude que cela génère au niveau de la cartographie de la pollution. Selon la distribution des données dans l'espace, plusieurs variogrammes peuvent être générés puis calés, selon chaque axe principal de distribution des concentrations (cf. Figure 49). Les variogrammes permettent ainsi de « capter » une anisotropie dans la répartition spatiale d'une pollution (par exemple dissémination préférentielle dans le sens de canalisations d'eaux industrielles ou dans la direction principale des vents).

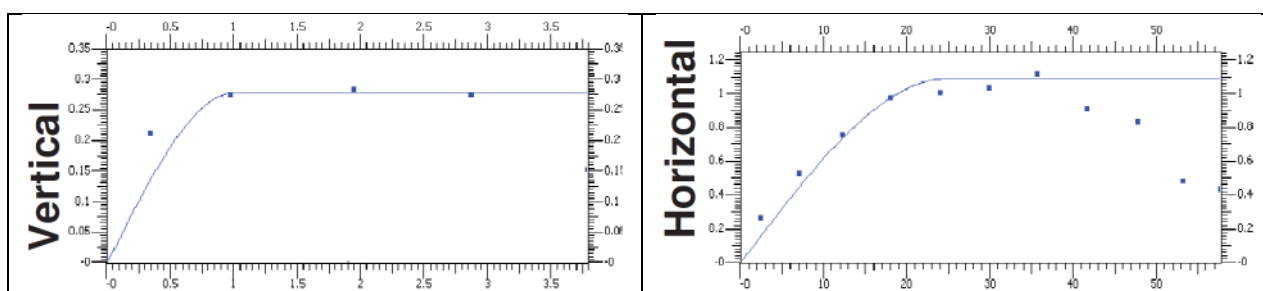


Figure 49 – Variogrammes expérimentaux (points) et modèles calés (courbes) selon le plan vertical (à gauche) et horizontal (à droite) pour le PCE

La dernière étape consiste à utiliser le modèle de variogramme lors de la prédiction spatiale des données. Au préalable, l'espace 2D ou 3D doit être représenté à l'aide d'un maillage englobant les données de base (et les éventuelles données de corrélation). La dimension de la maille unitaire (longueur, largeur, hauteur) est à adapter en fonction de la répartition des données mesurées et des objectifs de l'étude. Aussi, les limites (horizontales et verticales) du domaine à modéliser doivent être adaptées aux données d'entrée, aux limites physiques connues (bâtiments, réseau, talus ...) et en fonction de l'objectif de l'étude et du type de polluant (selon le mode de dispersion par exemple).

Deux types de modélisations peuvent être réalisés à l'aide du modèle de variogramme et du maillage :

- **Interpolation** des données par krigage : en chaque maille du domaine, une concentration est calculée. Au droit des points de données, la valeur calculée est exacte (c.à.d. égale à la valeur mesurée) si le modèle de variogramme choisi ne comporte pas un effet de pépite. Associée à la carte des concentrations estimées (cf. Figure 50, à gauche), on génère également la carte des incertitudes liées à la méthode d'interpolation (modèle de variogramme, maillage et autres paramètres d'interpolation, cf. Figure 50, à droite). On note sur cette figure l'augmentation de l'incertitude en extrapolation, associée à des artefacts d'interpolation dus au manque de données dans ces zones situées à la bordure du domaine investigué.

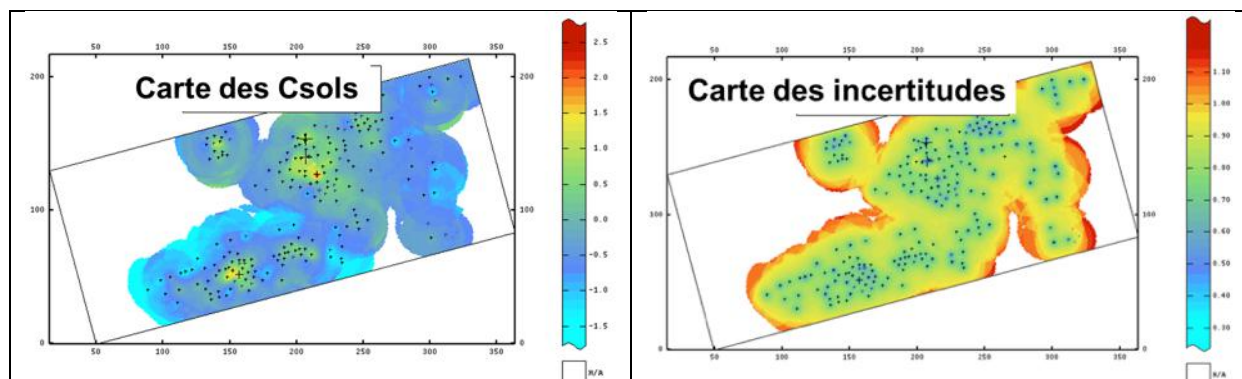


Figure 50 – Cartes des concentrations dans les sols en solvants chlorés (échelle $\log[C]$, C en mg/kg MS) : à gauche, concentrations interpolées (krigeage selon un voisinage de 25m autour des points de mesure représentés par des croix noires dont la taille est proportionnelle à $\log[C]$) et à droite, incertitudes liées au modèle de krigeage.

- **Simulation géostatistique** : un grand nombre de simulations est généré (plusieurs centaines). Pour chaque simulation et dans chaque maille, une concentration est calculée en utilisant le modèle de variogramme. La même maille calculée dans les différentes simulations n'affichera pas la même concentration (distribution statistique de la concentration calculée selon le modèle de variogramme); il est donc possible de calculer, pour chaque maille, un histogramme de concentrations équiprobables. L'application d'un seuil à l'histogramme permet de calculer, en chaque maille, la probabilité (le risque) de dépasser ce seuil (cf. Figure 51, à gauche). Le seuil peut être également appliqué sur toutes les mailles d'une simulation, pour en déduire un volume de sol à dépolluer. La répétition de ce calcul à toutes les simulations génère un histogramme des volumes à dépolluer, soit une estimation la plus probable du volume (moyenne ou médiane) et un intervalle de confiance qui peut être déduit des percentiles (p.ex. intervalle de confiance à 95% avec les P5% et P95%) (cf. Figure 51, à droite).

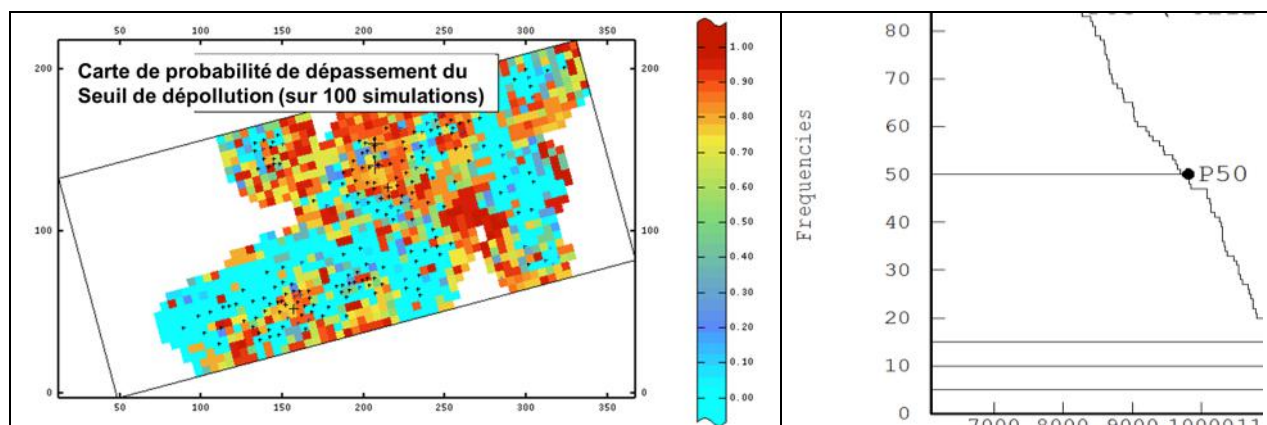


Figure 51 – Carte de probabilité de dépassement du seuil de concentrations dans les sols en solvants chlorés (seuil retenu à 100 mg/kg MS, à gauche) et distribution statistique du volume de sol correspondant au dépassement (fréquences cumulées, à droite)

3.6.3. *LIMITES ET INCERTITUDES ASSOCIEES A LA METHODE*

La mise en œuvre de méthodes géostatistiques, et plus généralement de méthodes d'interpolation spatiales, telles que présentées au § 3.4, nécessite généralement l'utilisation de logiciels adaptés pour réaliser les calculs et afficher les résultats (à titre d'exemple : nous pouvons citer les logiciels Kartotrak® de Geovariances ou Soil Remediation® de Kidova). Les méthodes géostatistiques nécessitent de plus une expertise spécifique pour être en mesure de construire et contrôler les modèles (Record, 2013, Demougeot-Renard et al., 2014).

D'une manière générale, un certain nombre de prérequis sont nécessaires avant de lancer une interpolation géostatistique des données mesurées.

En particulier, les données doivent être en nombre suffisant (on retient a minima 20 données pour un espace 2D ou 30 pour un espace 3D). Ces chiffres sont donnés à titre indicatif et il conviendra de vérifier pour chaque étude (étape de l'analyse exploratoire) l'intérêt de mener une approche géostatistique en fonction des données à disposition (nature, répartition spatiale, nombre de valeurs < LQ, ...) et de l'objectif recherché. Ce pré-requis est particulièrement important pour les méthodes géostatistiques car celles-ci, à la différence des autres méthodes d'interpolation, n'imposent pas de modèle de répartition spatiale, mais le déduisent des données.

De même, les données doivent être réparties sur le domaine d'étude de manière suffisamment homogène (éviter par exemple les points groupés en une seule zone et un quasi-vide ailleurs). Pour plus d'informations, se reporter aux fiches éditées par GéoSiPol (Geosipol, 2005).

Il convient de noter que toutes les méthodes géostatistiques de modélisation sont généralement assez limitées pour extrapoler les concentrations en dehors de la zone investiguée. Il convient parfois d'appliquer un voisinage à l'intérieur duquel le modèle peut s'appliquer, limitant ainsi la portée de l'extrapolation autour de chaque point de mesure.

Lors de l'analyse exploratoire des données, il est recommandé de confronter les mesures et analyses aux informations issues de l'étude documentaire, notamment à l'historique des activités, déversements/accidents et mouvements de terres. Dès lors que les données représentent des concentrations dans l'eau de nappe ou dans les gaz du sol, il convient de confronter les informations hydrogéologiques (niveau de nappe, sens d'écoulement,...) et d'occupation des sols (présence de bâtiments, de vide-sanitaires,...) qui peuvent impacter la répartition des polluants dans ces matrices.

Il convient également d'intégrer les spécificités du mode d'échantillonnage et l'origine des données. Il est courant d'intégrer des données issues de plusieurs diagnostics de pollution mais dont les protocoles de prélèvement sont différents : prise d'échantillons ponctuels (échantillon = 5 à 10 cm de profondeur) ou moyens (échantillon = 0,5 à 1 m de profondeur par ex.) ou encore issus de fouilles d'excavation, maillage régulier des sondages ou réseau aléatoire ou encore collecte orientée c'est-à-dire une collecte

d'échantillons préférentiellement dans les zones les plus contaminées (du fait des observations de terrain par ex.). Ces différentes caractéristiques du support d'échantillonnage doivent être connues pour que les étapes calculatoires ne soient pas biaisées.

Egalement, on note que les résultats des modélisations sont dépendantes du maillage choisi. Il convient, en particulier, d'adapter les maillages à l'objectif de l'étude pour le calcul des superficies et volumes dépassant un seuil donné estimés à l'aide des simulations géostatistiques. Le plus souvent, un maillage fin est utilisé pour interpréter les données du diagnostic et évaluer les volumes puis un maillage adapté à la méthode de dépollution (taille des mailles d'excavation par exemple) est retenu pour classer les volumes à gérer. Les volumes ainsi calculés peuvent être significativement différents du fait du choix du maillage.

D'une manière générale, de plus amples informations sont disponibles sur le site de l'association GéoSiPol : www.geosipol.org.

3.6.4. EXEMPLE DE MISE EN APPLICATION

Le cas d'application présenté ci-dessous est focalisé sur les simulations géostatistiques, en vue de préciser la position, les volumes de sols, les masses de polluants ainsi que les incertitudes associées à ces trois grandeurs. Rappelons que les méthodes présentées aux § 3.4 – Cartographie fondée sur des méthodes déterministes et 3.5 - Bilan massique fondé sur des méthodes déterministes, illustrent déjà les méthodes d'interpolation par krigeage.

Exemple 1 : évaluation du volume de pollution concentrée en fonction du seuil retenu – Pollution par des solvants chlorés - même exemple qu'au §3.3.4.

Dans le but de quantifier la pollution concentrée d'un site pollué par des solvants chlorés, 360 échantillons de sols ont été prélevés au droit d'anciennes cuves de stockage de solvants. Les analyses (19 organochlorés aliphatiques et 6 chlorobenzènes) des échantillons de sol ont permis d'identifier la présence de pollution dans les 6 premiers mètres du sous-sol (limons de 0 à 4 m de profondeur, sables au-delà). Différentes approches ont permis de déterminer les seuils de concentration représentative de la pollution concentrée entre 20 et 400 mg/kg MS en somme des solvants chlorés (PCE, TCE, Cis-DCE constituants plus de 99% du mélange de polluants dans la majorité des échantillons). Cet exemple est issu de l'étude de démonstration menée pour GéoSiPol sur les données du site 1 du projet ATTENA (Géosipol, 2012, Mathieu et al., 2014).

L'analyse exploratoire des données n'a pas permis de déterminer de corrélations suffisamment marquées entre les polluants ou entre les polluants et la lithologie. Ainsi, pour chaque composé d'intérêt (PCE, TCE, Cis-DCE), un variogramme expérimental a été calculé dans chaque direction et les modèles ont été calés (exemple en Figure 49 pour le PCE). Pour le PCE, on note sur la Figure 49 que les portées (distance au-delà

de laquelle les données sont considérées comme faiblement corrélées) horizontales et verticales sont respectivement 25 m et 1 m.

100 simulations géostatistiques ont été réalisées pour estimer le volume de sol dont la concentration totale (PCE + TCE + cis-DCE) dépasse les différents seuils ainsi que sa position dans l'espace. Compte tenu du grand nombre de simulations, le volume de sol dont la concentration dépasse le seuil est estimé de manière statistique : on retient le volume médian et l'amplitude entre le 1^{er} et le dernier quartile (courbe rouge et barre d'erreur de la Figure 53).

La Figure 52 ci-dessous illustre la position des mailles (dimensions : 2 x 2 x 0.1 m) dont la concentration présente une probabilité de dépasser le seuil de 400 mg/kg MS : au moins 80% de probabilité pour le volume violet foncé et au moins 20% de probabilité pour le volume violet clair transparent. Pour estimer les volumes d'excavation permettant d'accéder aux mailles dépassant la valeur seuil, on retient l'enveloppe du volume ayant une probabilité de dépassement de 20% (option sécuritaire dans le cas présent) selon un maillage plus pertinent pour l'excavation (mailles 5 x 5 x 0.5 m).

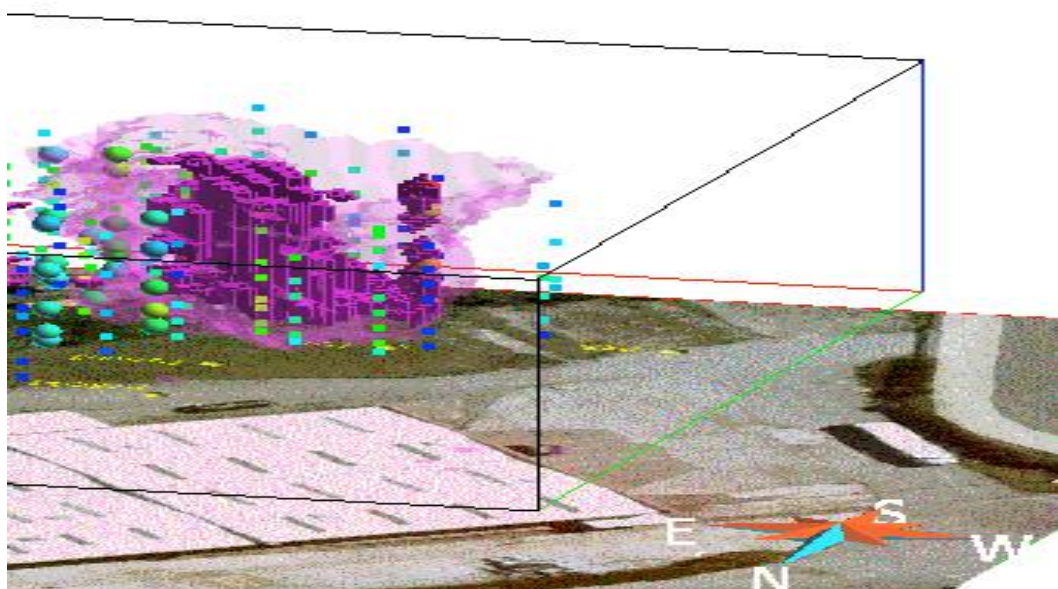


Figure 52 – Illustration de la position de la pollution concentrée pour un seuil à 400 mg/kg MS (somme PCE + TCE + cis-DCE) – Volume violet foncé : probabilité de dépassement $\geq 80\%$; volume violet clair : probabilité de dépassement $\geq 20\%$

La Figure 53 illustre, pour les différents seuils retenus :

- Les volumes de pollution concentrée (médiane et amplitude, courbe rouge) ;
- Les volumes à excaver pour accéder à la pollution concentrée (courbe verte) ;
- Le ratio de ces deux volumes (courbe bleue). Ce ratio permet d'évaluer la sensibilité du seuil retenu vis-à-vis de l'efficacité de l'excavation (si cette méthode de dépollution était retenue).

On note que, plus le seuil retenu est bas, plus les volumes de pollution concentrée (dont la concentration est très probablement supérieure au seuil) et à excaver (dont la position est dans 80% des cas au sein de l'enveloppe retenue) augmentent, le volume à excaver augmentant plus rapidement. Ainsi, sur cet exemple, il semble que le seuil d'excavation le plus « efficace » en terme de volumes soit proche de 60 mg/kg MS (pic de la courbe « volume pollution concentrée / volume à excaver pour y accéder »), où près de 70% du volume excavé présente des concentrations dépassant le seuil (ou plutôt ayant une probabilité de dépasser le seuil d'au moins 80%). Le même type de calcul peut être réalisé sur la masse de polluants contenue dans les sols de la pollution concentrée et les sols à excaver pour les différents seuils. On aura ainsi accès à deux indices d'efficacité : celui basé sur les volumes (Cf. Figure 53) et celui basé sur les masses de polluants (illustration non fournie).

Ces éléments sont des aides à la décision quant au seuil à retenir pour définir la pollution concentrée et quant aux modes de gestion de la pollution (objectif de dépollution, profondeur, bilan coûts/avantages entre différentes techniques de dépollution, maillage d'excavation,...).

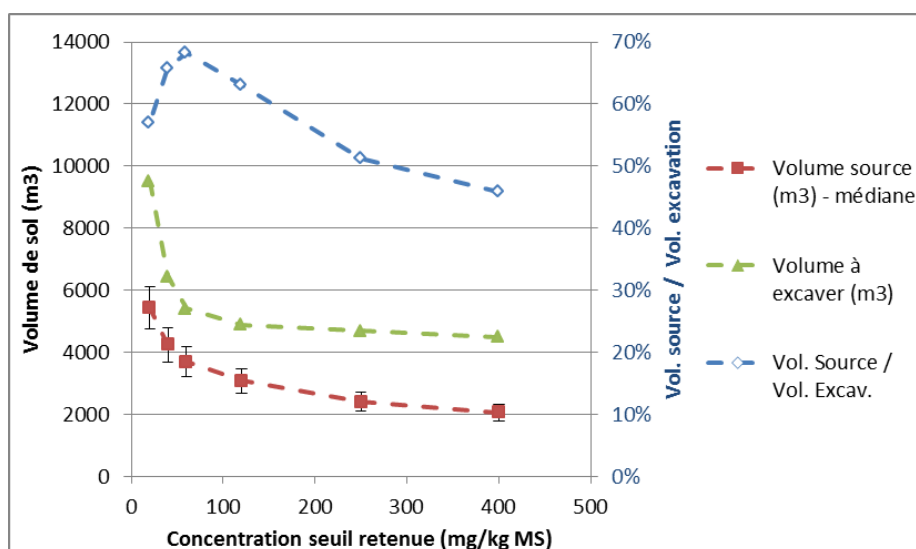


Figure 53 – Volume de pollution concentrée (forte probabilité de dépassement du seuil retenu) et volume à excaver permettant d'y accéder pour différents seuils de concentration en polluants (somme PCE + TCE + cis-DCE, mg/kg MS)

Les références mentionnées dans ce paragraphe sont détaillées en Annexe du présent guide.

ANNEXES

REFERENCES MENTIONNEES AU §3.3

API Interactive LNAPL Guide, Version 2.0, 2004. American Petroleum Institute's Soil and Groundwater Technical Task Force, Environmental Systems & Technologies & Aqui-Ver Inc..
<http://www.api.org/environment-health-and-safety/clean-water/ground-water/lnapl/api-interactive-lnapl-guide>.

ATTENA, projet R&D co-financé par l'ADEME, voir www.attena.org.

Feenstra S., Mackay D.M., Cherry J.A., 1991. A method for assessing residual NAPL based on organic chemical concentrations in soil samples. *Groundwater Monitoring Review*, 11(2), 128-136.

Gustafson, J. B., Tell, J. G., and Orem D. 1997. Selection of Representative TPH Fractions based on Fate and Transport Considerations. TPH National Criteria Working Group. Volume 3, *Amherst Scientific Publisher*.

Kaskassian S., Bertin H., Côme J.M., Quintard M., 2010. Elaboration d'une base de données de saturations résiduelles et de relations perméabilité relative / saturation et pression capillaire / saturation. Rapport final ADEME, 254 p.

MACAOH, 2006. Caractérisation dans les aquifères d'une zone source constituée d'organochlorés aliphatiques, Guide méthodologique ADEME, Programme R&D MACAOH (Modélisation, Atténuation, Caractérisation dans les Aquifères des Organo-Halogénés), Côme J.M., Kaskassian, S., Ropars M., Razakarisoa O., Quintard M., Schäfer G., Haeseler F., 2006, 137 p.
http://www.ademe.fr/sites/default/files/assets/documents/51385_macao_h_caracterisation.pdf

Mariner P.E., Jin M., 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.

Mercer, J.W. and Cohen, R.M., 1990. A review of immiscible fluids in the subsurface: Properties, models, characterization and remediation. *J. Contain. Hydrol.*, 6: 107-163.

OREOS® software, voir www.oreos-software.com.

Wiedemeier TH, Swanson MA, Moutoux DE, Wilson JT, Wilson BH, Kampbell DH, Haas PE, Miller RN, Hansen JE, Chapelle FH, 1998. Technical protocol for evaluating natural attenuation of chlorinated solvents in groundwater. EPA/600/R-98/128. <http://www.epa.gov/tio/download/remed/protocol.pdf>.

Wilson, J.L., S. H. Conrad, W.R. Mason, W. Peplinski, and E. Hafgan, 1990. Laboratory Investigations of Residual Liquid Organics from Spills, Leaks, and the Disposal of Hazardous Wastes in Groundwater. EPA/600/6-90/004.

REFERENCES MENTIONNEES AU §3.6

GeoSiPol : association et groupe de travail co-fondée par FSS International R&D (renommé KIDOVA), Géovariances et l'Ecole des Mines de Paris, et soutenue par l'ADEME, www.geosipol.org :

GeoSiPol (2012), *Etudes de démonstration de l'intérêt de la géostatistique dans le domaine des sites et sols pollués*.

GeoSiPol (2005), *Géostatistique appliquée aux sites et sols pollués – Manuel méthodologique et exemples d'applications*

RECORD, Retour d'expérience critique sur l'utilisation de méthodes géostatistiques pour la caractérisation des sites et sols pollués, 2013, 135 pages, n°11-0514/1A. <http://www.record-net.org>.

ATTENA, projet R&D co-financé par l'ADEME, voir www.attena.org.

Mathieu J.-B., Kaskassian S., Garcia M., 2014. *Bilan coût/avantage de la géostatistique : prolongement d'un cas d'étude de démonstration GeoSiPol*. 3^{ème} Rencontres nationales de la recherche sur les sites et sols pollués, ADEME.

Demougeot-Renard H., Jeannée N., Germain P., 2014. *Pour une intégration raisonnée de la géostatistique lors de la caractérisation des sites et sols pollués*, Environnement & Technique, n°336, mai 2014, pp. 58-63.