



Novembre  
2018

---

# GUIDE POUR LA DÉTERMINATION DES VALEURS DE FONDS DANS LES SOLS – ECHELLE D’UN SITE

---

Pour une connaissance de la qualité  
chimique habituelle des sols

---

**Groupe de travail sur  
les valeurs de fonds**

**ADEME**



Agence de l'Environnement  
et de la Maîtrise de l'Energie



MINISTÈRE  
DE LA TRANSITION  
ÉCOLOGIQUE  
ET SOLIDAIRE



## REMERCIEMENTS

*Cette étude a été réalisée pour le compte de l'ADEME par le groupe de travail sur les valeurs de fonds (2015-2018). L'animation et la coordination de la rédaction a été réalisée par l'ADEME (Helene ROUSSEL) et le laboratoire LGCgE-ISA Lille Yncréa (Pierre-François BERRIER, Francis DOUAY). La rédaction des éléments statistiques et géostatistiques résulte du travail de eOde Sàrl (Hélène DEMOUGEOT-RENARD). La rédaction sur la base de données BDSolU a été réalisée par le BRGM (Jean-François BRUNET).*

Le groupe travail restreint était composé des personnes suivantes :

- Baize D - INRA
- Berrier PF - ISA
- Billard A - METES/DGPR/BSSS
- Branchu Ph- CEREMA
- Brunet JF - BRGM
- Collet B - ADEME
- Demougeot-Renard H. - eOde Sàrl
- Douay F - ISA Lille
- Droissart A - INERIS
- Eychène C - Soltracing
- Faucheux C - Géovariances
- Hulot C - INERIS
- Le Guern C- BRGM
- Léprond H - BRGM
- Philippe P - ADEME
- Roussel H - ADEME
- Saby N – INRA
- Sancho L - BRGM
- Sauvaget B - BRGM / Ecoles des Mines de Paris

Le groupe de travail élargi était composé des personnes suivantes :

- Charvet R - Ville de Paris
- Chardavoine S – Toulouse Métropole
- Clottes P - GrandLyon
- Coussy S - BRGM
- Croze V - Element-terre
- De Fouquet Ch. - Ecoles des Mines de Paris
- De La Hougue Ch – UPDS
- Dionisi C - EDF
- Feix I - ADEME
- Gaboriau M - SNCF
- Ilef A- Ville du Havre
- Le Marechal B - BG Ingénieur Conseils
- Maheut E - Grand Paris Aménagement
- Pohu A - EPF Nord-Pas de Calais
- Mossmann JR - BRGM
- Lafeuille Ch – Métropole Européene de Lille
- Schwartz Ch - Université de Lorraine

## CITATION DE CE RAPPORT

**ADEME. 2018.** Méthodologie de détermination des valeurs de fonds dans les sols : Echelle d'un site. Groupe de travail sur les valeurs de fonds. 107 p.  
Cet ouvrage est disponible en ligne [www.ademe.fr/mediatheque](http://www.ademe.fr/mediatheque)

Toute représentation ou reproduction intégrale ou partielle faite sans le consentement de l'auteur ou de ses ayants droit ou ayants cause est illicite selon le Code de la propriété intellectuelle (art. L 122-4) et constitue une contrefaçon réprimée par le Code pénal. Seules sont autorisées (art. 122-5) les copies ou reproductions strictement réservées à l'usage privé de copiste et non destinées à une utilisation collective, ainsi que les analyses et courtes citations justifiées par le caractère critique, pédagogique ou d'information de l'œuvre à laquelle elles sont incorporées, sous réserve, toutefois, du respect des dispositions des articles L 122-10 à L 122-12 du même Code, relatives à la reproduction par reprographie.

Ce document est diffusé par l'ADEME  
20, avenue du Grésillé  
BP 90406 | 49004 Angers Cedex 01

Numéro de contrat : 1372C0052

Coordination technique - ADEME : ROUSSEL Hélène  
Direction/Service : Direction Villes et Territoires Durables / Service  
Friche Urbaine et Sites Pollués



## Sommaire

Introduction .....	7
1 Contexte et concepts .....	9
1.1 Enjeux et besoins .....	9
1.1.1 Enjeux à l'échelle d'un site .....	9
1.1.2 Enjeux à l'échelle des territoires .....	10
1.1.3 Enjeux de la gestion des données .....	10
1.2 Terminologie .....	11
1.2.1 Vocabulaire clé du guide .....	11
1.2.2 Définitions et schémas explicatifs liés aux valeurs de fonds .....	13
1.3 Principes des démarches de détermination des valeurs de fonds à l'échelle territoriale et à l'échelle d'un site .....	16
2 Choix des substances à caractériser .....	17
3 Profondeurs et remblais .....	19
3.1 Sols non remaniés .....	19
3.1.1 Principe de profondeurs .....	19
3.1.2 Cas des ETM .....	21
3.2 Sols issus de remblais .....	21
3.2.1 Conditions à remplir .....	22
3.2.2 Exemples de typologies de remblais .....	22
3.2.3 Valeurs de fonds par extension .....	23
3.3 Cas de la valorisation des terres excavées .....	24
4 Méthodologie .....	24
4.1 Etape 1 : Définition de l'environnement local témoin .....	26
4.1.1 Principes .....	26
4.1.2 Recherche d'informations sur l'environnement local témoin .....	27
4.2 Etape 2 : Collecte et acquisition de données .....	30
4.2.1 Collecte de données existantes .....	30
4.2.2 Informations minimales requises sur les prélèvements .....	43
4.2.3 Echantillonnages complémentaires .....	43
4.3 Etape 3 : interprétation .....	46
4.3.1 Traitement des données si $n < 30$ (petit effectif) .....	46
4.3.2 Traitement des données si $n > 30$ (grand effectif de données) .....	51
4.3.3 Principe conservatif .....	51
5 Stockage et gestion des données .....	52
5.1 Utiliser BDSolU .....	52
5.1.1 Objectifs .....	52
5.1.2 Avantages et inconvénients .....	53
5.1.3 Accès aux données et aux valeurs de fonds .....	53
5.2 Utiliser une base de données locale existante .....	54



5.2.1	Avantages et points de vigilance liés à l'utilisation d'une base existante .....	54
5.2.2	Analyse critique des paramètres d'entrée .....	55
6	Aspects juridiques .....	55
6.1	Maîtres d'ouvrage publics .....	55
6.1.1	Sondage sur terrain public - Données brutes .....	55
6.1.2	Sondage sur terrain privé - Données brutes .....	55
6.1.3	Valeurs de fonds générées.....	56
6.2	Maîtres d'ouvrage privés.....	56
6.2.1	Données issues de prélèvements sur terrain privé .....	56
6.2.2	Données issues de prélèvements sur terrain public.....	56
6.2.3	Production de valeurs de fonds et propriété intellectuelle.....	56
6.3	Conditions générales d'utilisation.....	57
6.3.1	Conditions générales d'utilisation des données brutes .....	57
6.3.2	Conditions générales d'utilisation des valeurs de fonds.....	57
6.4	Diffusion des valeurs de fonds .....	57
6.4.1	Producteur de la base de données et propriété des données.....	57
6.4.2	Vers une information partagée des valeurs de fonds des sols .....	57
6.4.3	Cas des territoires présentant des valeurs de fonds élevées.....	58
	Conclusion.....	59
7	Bibliographie, Figures et Tableaux.....	61
7.1	Bibliographie.....	61
7.2	Figures .....	64
7.3	Tableaux .....	66
8	Annexes.....	67
8.1	Annexe 1 – Valeurs de fonds nationales .....	67
8.1.1	Données RMQS organiques .....	67
8.1.2	Données FGU (Fond pédo-Géochimique Urbain).....	69
8.1.3	Données BDETM .....	71
8.2	Annexe 2 - Traitement statistique.....	72
8.2.1	Objectifs .....	72
8.2.2	Position dans le processus général de traitement des données .....	72
8.2.3	Conditions nécessaires sur les données.....	73
8.2.4	Informations minimales requises sur les prélèvements.....	77
8.2.5	Principales étapes de détermination d'une distribution de valeurs de fonds pédo-géochimiques 77	
8.2.6	Définition d'une ligne de base .....	85
8.3	Annexe 3 - Traitement géostatistique.....	87
8.3.1	Objectifs .....	87
8.3.2	Position dans le processus général de traitement des données .....	87
8.3.3	Conditions sur les données .....	88
8.3.4	Informations sur les prélèvements .....	88



8.3.5	Principales étapes du traitement géostatistique des données .....	89
8.3.6	Mode de restitution des cartographies au public.....	98
8.4	Annexe 4 – Recommandations pour les Maitres d'Ouvrages pour l'achat de prestation d'échantillonnage de sols pour la détermination de valeurs de fonds .....	99
8.5	Annexe 5 - Les termes écartés par le groupe de travail .....	100
8.6	Annexe 6 – Exemple de répartition des ETM dans les profils de sols .....	102



## RÉSUMÉ

L'objectif principal de ce guide est d'uniformiser les méthodes de détermination des valeurs de fonds dans les sols à l'échelle nationale. Il est issu d'une collaboration entre chercheurs, utilisateurs et réalisateurs, mise en place entre 2015 et 2018 dans un groupe de travail sur la « méthodologie de caractérisation des valeurs de fonds dans les sols ».

Ce guide s'inscrit dans la stratégie de gestion durable des sols de l'ADEME et a pour ambition de participer à une meilleure connaissance de la qualité des sols.

Cette démarche peut être déployée à deux échelles : à celle d'un territoire ou à celle d'un Environnement Local Témoin (ELT), plus restreint et lié à un site. Pour chacune des échelles, sont proposées des méthodologies spécifiques tout en préservant une logique et des principes communs.

L'échelle d'un site s'adresse à tous les gestionnaires de sites potentiellement pollués et/ou aux bureaux d'études et sera utile dans le cadre de la détermination d'un Environnement Local Témoin (ELT). A cette échelle on fera appel aux valeurs de fonds obtenues au droit de sols qui ne sont pas influencés par les activités passées ou actuelles du site étudié.

L'échelle territoriale concerne principalement les gestionnaires de grandes zones de type métropoles, bassins versants, régions. L'objectif de la méthodologie à cette échelle est de produire de la donnée publique représentative des sols d'un territoire. En l'occurrence, les valeurs de fonds alimenteront la réflexion des décideurs dans le domaine de la valorisation des terres excavées et/ou de la planification urbaine. Elles pourront être utilisées en vue de préserver la ressource « Sol ».



## Introduction

Ce guide s'inscrit dans la stratégie de gestion durable des sols de l'ADEME et a pour ambition de participer à une meilleure connaissance de la qualité des sols.

La **qualité d'un sol** est la « capacité d'un sol à fonctionner, au sein d'un écosystème (naturel ou géré) donné et pour un usage donné, en maintenant la productivité biologique (plantes et animaux), la qualité de l'environnement (eau et air), la santé des plantes, des animaux et des hommes, et en fournissant un support d'habitat pour l'homme » (Doran et al., 1994; Karlen et al., 1997). D'un point de vue environnemental la qualité des sols intègre donc la multifonctionnalité des sols.

La qualité des sols peut être définie selon trois critères :

- ✓ qualité chimique, qui renseigne sur le degré de pollution des sols ;
- ✓ la qualité géotechnique qui caractérise la capacité des matériaux qui composent les sols à servir soit de support soit de matériaux utilisables lors de chantiers ;
- ✓ la qualité fertile renseigne leur capacité à être le support de la biomasse. En milieu agricole on parlera de qualité agronomique.

Sans omettre les deux autres critères, ce guide ne traitera que de la « qualité chimique » et plus particulièrement de la qualité chimique habituelle ou représentative des sols d'un territoire en termes de pollution. Cette dernière est caractérisée par des valeurs de fonds résultant d'un traitement statistique. Ces notions sont expliquées plus amplement au § 1.2.

Le terme « Sol » est employé dans le cadre de plusieurs disciplines. Elles y associent des définitions variables en termes de surface, de profondeur et donc de volume. Par exemple, en termes d'aménagement ou de propriété juridique, le sol est un bien foncier, envisagé comme une simple surface. De son côté, la pédologie prend en compte la genèse, l'organisation et le fonctionnement des sols selon leur profondeur et s'intéresse donc à des volumes. Si le terme sol inclut le sous-sol, des volumes plus conséquents relèvent alors de la géologie qui présente une approche différente de ces mêmes paramètres.

La démarche proposée dans ce guide a pour objectif de générer de l'information pour divers acteurs (par exemple, bureaux d'études, collectivités, aménageurs, industriels, administrations, chercheurs) et pour répondre à des enjeux principalement de valorisation des terres excavées mais aussi sanitaires, agronomiques et environnementaux.

Cette démarche peut être déployée à deux échelles : à celle d'un territoire ou à celle d'un Environnement Local Témoin (ELT), plus restreint et lié à un site. Pour chacune des échelles sont proposées des méthodologies spécifiques tout en préservant une logique et des principes communs.

L'échelle territoriale concerne principalement les gestionnaires de territoire. L'objectif de la méthodologie à cette échelle est de produire de la donnée publique représentative des sols d'un territoire. En l'occurrence, les valeurs de fonds alimenteront la réflexion des décideurs dans le domaine de la valorisation des terres excavées et/ou de la planification urbaine. Elles pourront être utilisées en vue de préserver la ressource « Sol ».

L'échelle d'un site s'adresse à tous les gestionnaires de sites potentiellement pollués et/ou aux bureaux d'études et sera utile dans le cadre de la détermination d'un Environnement Local Témoin (ELT). A cette échelle on fera appel aux valeurs de fonds obtenues au droit de sols qui ne sont pas influencés par les activités passées ou actuelles du site étudié.

L'objectif principal de ce guide est d'uniformiser les méthodes de détermination des valeurs de fonds dans les sols à l'échelle nationale. Il est issu d'une collaboration entre chercheurs, utilisateurs et réalisateurs, mise en place entre 2015 et 2018 dans un groupe de travail sur la « méthodologie de caractérisation des valeurs de fonds dans les sols ».

Ce groupe de travail s'est réuni six fois en comité restreint pour travailler sur les concepts et aspects scientifiques et trois fois en comité élargi pour les aspects opérationnels. L'animation des réunions a été assuré par Hélène Roussel de l'ADEME et le Laboratoire LGCgE d'Yncréa – ISA Lille.

A noter qu'une nouvelle version de la norme NF EN ISO 19258 « Qualité des sols - Guide pour la détermination des valeurs de fonds » est à paraître. Ce guide prend en compte la nouvelle version



de la norme mais se veut plus détaillé que cette dernière. En complément à cette norme, une approche à deux échelles (d'un site et territoriale) est développée ici.

Dans une première partie le contexte et les concepts de la démarche de mise en place de valeur de fond sont expliqués. Le choix des substances et les profondeurs d'étude sont décrits en parties 2 et 3 puis la démarche de détermination des valeurs de fonds à l'échelle d'étude d'un site est développée dans la partie 4. Les parties 5 et 6 traitent des bases de données et des aspects juridiques liés. Les annexes présentent des tableaux de valeurs de fond nationales, dans le contexte rural (RMQS) ou urbain (FGU) et détaillent également les méthodes de calcul statistiques et géostatistiques utilisables dans le cas d'un grand jeu de données et donc plus souvent appliquées à l'échelle du territoire qu'à l'échelle d'un site. Une annexe donne des recommandations aux maîtres d'ouvrages dans le cas d'achat de prestations d'échantillonnage de sols pour la détermination de valeurs de fonds.

Le logigramme, présenté ci-dessous, retrace les éléments méthodologiques développés pour chacune des échelles (territoriale et d'un site). On notera que la méthodologie proposée est **progressive et itérative** et qu'elle devra s'adapter à une grande diversité de situations.

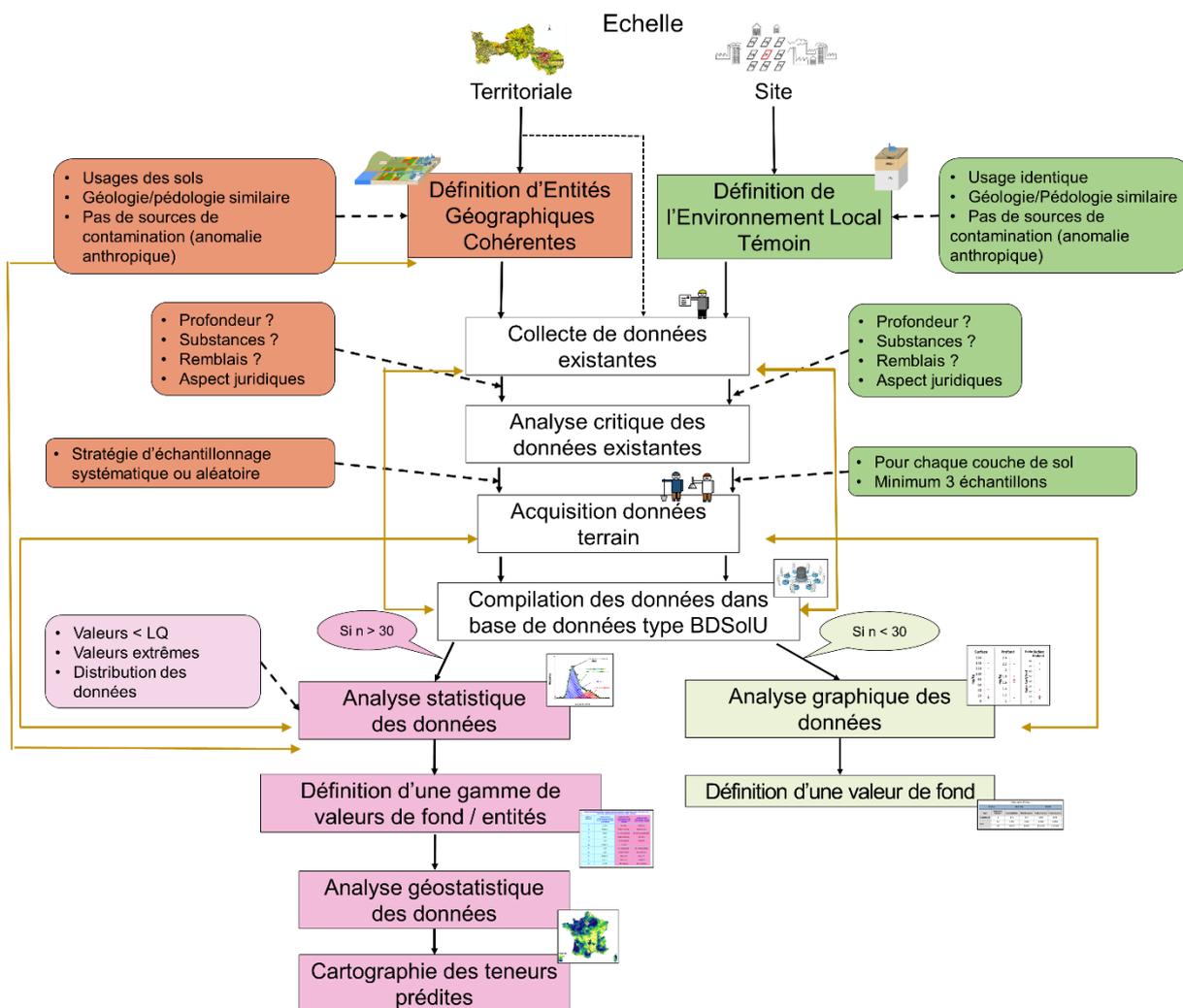


Figure 1 - Logigramme des principes généraux de la méthodologie de détermination des valeurs de fonds à l'échelle territoriale et à l'échelle d'un site.



# 1 Contexte et concepts

## 1.1 Enjeux et besoins

Plusieurs enjeux et besoins relatifs aux valeurs de fonds ont été identifiés. Ils sont déclinés en fonction de deux échelles géographiques : d'un site ou territoriale. A chacune de ces échelles, il sera recherché une référence de qualité chimique représentative d'une zone. Ce guide traite des enjeux à l'échelle d'un site qui sont présentés en § 1.1.1.

### 1.1.1 Enjeux à l'échelle d'un site

#### ✓ Détermination de l'état du compartiment sol dans la caractérisation de l'Environnement Local Témoin (ELT)

Selon la méthodologie nationale de gestion des sites et sols pollués proposée par le ministère en charge de l'environnement (MTES, 2017a), l'appréciation de l'impact environnemental d'une friche, d'une installation industrielle ou d'un accident technologique nécessite de disposer d'un état de référence des milieux environnementaux. La politique nationale de gestion des sites et sols pollués et la démarche intégrée pour la gestion des émissions de substances chimiques par les installations classées traduisent cet état de référence sous la notion d'Environnement Local Témoin (Droissart - Long, 2017). Il consiste à identifier une zone ou un ensemble de zones, comprenant les mêmes milieux d'exposition (par exemple des sols de même nature) mais dont l'étude historique a démontré l'absence d'influence du site étudié ou d'un autre contributeur (MTES, 2017a).

Dans le cadre de diagnostics, d'études sanitaires ou d'aménagement, le recours aux valeurs de fonds pourra être fait avec une analyse approfondie de la situation du site et des alentours.

La démarche proposée ici pourra également être utilisée dans le cadre **d'une étude d'impact** d'un projet d'Installation Classée pour la Protection de l'Environnement (ICPE) (analyse de **l'état initial** prévu à l'article R. 122-5 II-2° du Code de l'Environnement).

Cependant les valeurs de fonds ne constitueront pas nécessairement l'état initial du site. Par exemple, le site et/ou ses alentours pourraient avoir été contaminés par une source située hors site ou liée à un usage passé. Dans ce cas, les valeurs de fonds définies sur un périmètre plus large ne prendront pas en compte cette anomalie locale qui contribue cependant à l'état initial local. Il faudra alors mener une étude plus poussée en termes de qualité chimique des sols, de connaissances historiques de la zone et de mise en évidence des sources afin de définir l'état initial applicable au site.

A l'opposé, le site peut avoir une qualité chimique meilleure que les valeurs de fonds définies sur la zone. Ce peut être le cas d'un site remblayé par des matériaux naturels présentant des teneurs moins élevées que les matériaux en place ayant subi notamment des retombées atmosphériques urbaines depuis plusieurs siècles.

L'étude devra donc être menée au **cas par cas et être validée par les autorités compétentes**.

Cette démarche pourra également être utilisée dans le cas où **aucun état initial** de la qualité des sols n'a été établi pour une ICPE existante (en fonctionnement ou en cours de cessation d'activité). Par exemple, dans certains cas de figure des apports de matériaux sains ont été effectués sur des plateformes industrielles de grande envergure.

L'utilisation des démarches proposées ici devra être justifiée puis validée par l'autorité compétente.

Pour plus d'informations, consulter le guide du ministère pour l'élaboration du rapport de base prévu par la directive IED (MEDDE, 2014).



### ✓ **Programme de création de sols construits**

Il n'existe pas de réglementation en tant que telle pour la mise en place de sols construits (ou anthroposols). Ceux-ci sont la plupart du temps réalisés à partir de terres excavées et/ou de matériaux organiques d'origine diverse, lesquels sont considérés comme des déchets. Sur ces aspects de construction de sols on pourra se référer au projet SITERRE et au livre « Créer des sols fertiles : du déchet à la végétalisation urbaine », éditions du Moniteur.

En vue de créer des sols qui auront une qualité pédo-géochimique cohérente avec celle habituellement rencontrée dans les sols environnants ou dans des sols remplissant les mêmes fonctions, les maîtres d'ouvrage pourront se référer aux méthodologies développées dans ce guide.

## **1.1.2 Enjeux à l'échelle des territoires**

### ✓ **Gestion de terres excavées**

Le développement urbain et les projets d'aménagement associés sont fortement producteurs et potentiellement receveurs de matériaux excavés. La connaissance de la qualité des fonds pédo-géochimiques d'un site receveur potentiel permettra d'y envisager le déplacement et la valorisation de terres excavées présentant une qualité chimique similaire. Le *guide de valorisation hors site des terres excavées issues de sites et sols potentiellement pollués dans des projets d'aménagement* (MTES, 2017b), décrit trois conditions à respecter afin de permettre la valorisation de terres excavées sur un site receveur. L'une d'elle consiste à ne pas présenter des concentrations dépassant les valeurs de fonds pédo-géochimiques du site receveur. Trois échelles d'approche sont proposées : niveau 1 = approche nationale, niveau 2 = approche urbaine ou régionale, niveau 3 = approche spécifique au site. Dans ce présent guide, des recommandations sont données pour la détermination de valeurs de fonds pouvant servir au niveau 2. Une cartographie des valeurs de fonds à l'échelle urbaine ou régionale pourra notamment permettre l'optimisation des déplacements de matériaux excavés.

### ✓ **Aménagement durable des territoires**

L'affectation de l'usage des sols par les gestionnaires du territoire se fait généralement sans une prise en compte exhaustive de leurs qualités (chimique, géotechnique et fertile).

La détermination des fonds pédo-géochimiques des sols est une des composantes de la connaissance de la qualité chimique des sols qui sera une donnée d'entrée à prendre en compte dans les plans de protection des sols.

### ✓ **Gestion sanitaire d'un territoire**

La disponibilité de cartographies de fonds pédo-géochimiques permet d'éclairer des choix de gestion sanitaire pour les territoires urbains ou ruraux. Aux teneurs naturelles des sols s'ajoute en effet une contamination anthropique diffuse. Celle-ci est souvent plus importante en milieu urbain, notamment du fait de dépôts atmosphériques (chauffage, incendies, trafic routier, industries, etc.) et d'apports (remblais divers). Les anomalies anthropiques résultant de contaminations ponctuelles doivent être exclues de la procédure de détermination des valeurs de fonds. Elles pourront toutefois être mises en évidence par les analyses statistiques et géostatistiques, et pourront être indiquées sur les cartes, si nécessaire.

## **1.1.3 Enjeux de la gestion des données**

A travers les différents enjeux présentés ci-dessus, on constate que de nombreux acteurs sont concernés par les valeurs de fonds dans les sols. A des fins d'économie et de capitalisation des données, il est donc pertinent de mutualiser les données brutes acquises par ces acteurs publics ou privés ainsi que les compétences d'experts en matière d'interprétation des données. C'est



l'objectif de la Base de Données des analyses de Sols Urbains (BDSolU) qui, à terme, intégrera des modules d'interprétation statistique et géostatistique ([www.BDSolU.fr](http://www.BDSolU.fr)).

## 1.2 Terminologie

### 1.2.1 Vocabulaire clé du guide

Les termes clés, hors ceux liés aux valeurs de fonds, sont présentés ci-après.

#### 1.2.1.1 Sol et sous-sol

Le terme sol est utilisé par de nombreux acteurs et disciplines qui développent des visions tant en termes de surfaces que de volumes de matériaux, qui peuvent donc concerner des profondeurs très variables.

Dans la norme ISO 11074 le terme « sol » est défini par : « couche supérieure de la croûte terrestre transformée par des processus climatiques, physico-chimiques et biologiques et composée de particules minérales, de matière organique, d'eau, d'air et d'organismes vivants, organisée en horizons de sols génériques. Dans une acception plus large relevant du génie civil, le terme « sol » inclut l'horizon superficiel et le sous-sol; les dépôts tels que les argiles, limons, sables, graviers, gravillons, pierres, ainsi que la matière organique et les dépôts tels que la tourbe; les matériaux d'origine anthropique tels que les déchets; les gaz et l'humidité du sol; et les organismes vivants ».

Sol de surface : Il correspond à la partie supérieure du sol de 0 à 5 cm de profondeur et de 0 à 30 cm en cas de sol cultivé (INERIS, 2017). Il est le réceptacle des retombées atmosphériques.

Sol profond : Il est situé entre le sol de surface et le matériaux parents (exemple : roche mère). Il n'est pas affecté directement par les émissions atmosphériques. Il peut toutefois contenir des polluants atmosphériques en cas de remaniement du sol, de présence de remblais originaires de la surface ou de migration de polluants depuis la surface. Il peut également contenir des contaminants en raison de la présence de remblais.

Dans ce guide, le terme « sous-sol » sera réservé à l'ensemble des matériaux intacts ou quasi-intacts situés sous les sols, et dont l'étude est du domaine de la géologie. Sous-sol ne désigne donc pas les horizons pédologiques profonds (cf. Figure 2).



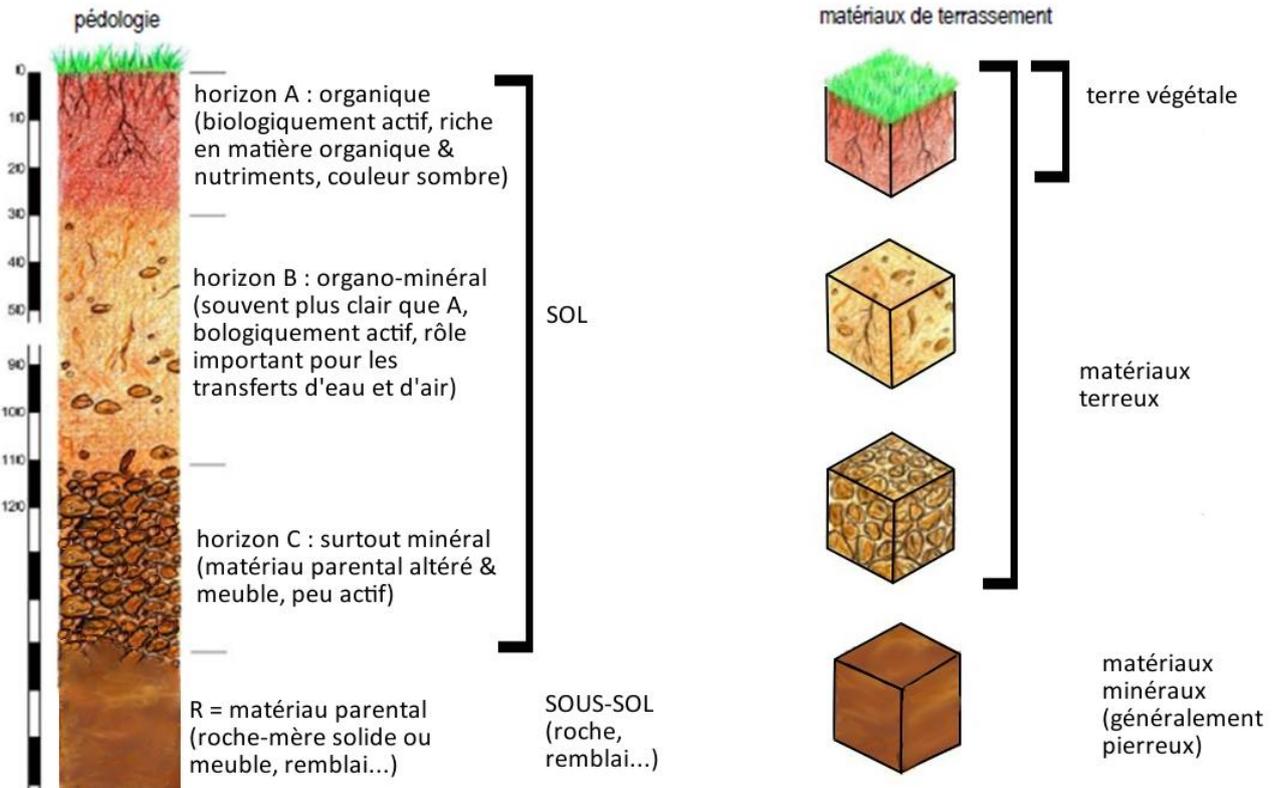


Figure 2 :schéma illustrant les définitions des différents termes utilisés dans le guide. Le profil de sol illustré ici est représentatif de profils souvent rencontrés en France métropolitaine, mais il existe une grande diversité de profils de sols, avec une grande diversité d'horizons (tant en termes de nature que de profondeur).

La pédologie décrit des horizons de sols. Dans le cadre de ce guide on parlera de couches de sol par souci de simplification. Cependant, il est conseillé, dans la mesure du possible, de se référer à la définition des horizons du sol ou des couches lithologiques pour déterminer les valeurs de fonds.

Les fonds pédo-géochimiques naturels et anthropiques s'appliqueront aux sols et le fond géochimique au sous-sol.

Dans ce guide, on considèrera le sol et le sous-sol sans distinguer les zones saturées et les zones non saturées.

### 1.2.1.2 Territoire

Il s'agit d'une « Étendue de terre, plus ou moins nettement délimitée, qui présente généralement une certaine unité, un caractère particulier. »<sup>1</sup>

Dans le guide, un territoire peut être indifféremment une région, une agglomération, un bassin versant, une entité géologique, une région naturelle agricole.

### 1.2.1.3 Remblais

Le concept de remblai englobe un volume de matériaux, d'origine anthropique ou non, mis en place par apport ou dépôt. Par extension, il s'agit de l'appellation de matériaux formant ce volume (MTES, 2017b).

Selon la définition de l'UNEP (2013) les remblais sont définis comme suit : « Volume de matériaux

<sup>1</sup> <http://atilf.atilf.fr/tlf.htm> Trésor de la Langue Française informatisé



ou granulats rapportés pour remblayer un fond de forme ou pour constituer un volume au-dessus du niveau initial du sol ou après un décapage. Le remblai est un volume de matériaux apporté pour surélever le terrain naturel ou combler une déclivité ou une excavation. »

Dans un profil de sol, les remblais se différencient par un changement brutal de couleur, de texture, de charge en éléments grossiers ou la présence de matière organique en teneur inhabituelle. Ils se distinguent souvent par leur profil qui présente une succession de couches sans cohérence naturelle. On considère deux types de remblais :

- Les **remblais d'origine naturelle** sont des matériaux d'origine pédologique ou géologique déplacés et utilisés dans le but de combler ou de rehausser une zone (ex : sables de Loire sur l'île de Nantes). Ils ne contiennent pas de débris anthropiques.
- Les **remblais anthropisés** contiennent des matériaux allochtones issus des activités humaines (boues de dragage, scories, débris de construction, charbon, verre, mâchefer, etc.) ou qui résultent d'activités historiques : chantiers de construction, aménagements, guerres, mines, fonderies, décharges, etc... Il faut noter que les remblais anthropiques, parfois situés en profondeur, peuvent présenter des concentrations plus importantes que les matériaux de surface (Pereira et al., 2013).

Si le remblai est ancien (cœur de villes par ex.), les processus pédo-génétiques peuvent s'être installés et avoir différencié différents horizons (Charzyński et al., 2013).

#### 1.2.1.4 Terres excavées

Les terres excavées désignent des matériaux terreux meubles, d'origine pédologique et/ou géologique, pouvant comporter des remblais hétérogènes, qui proviennent le plus souvent de travaux de terrassements lors de processus de construction (zones d'activité, logements, infrastructures...) (MTES, 2017b; UNEP, 2013).

## 1.2.2 Définitions et schémas explicatifs liés aux valeurs de fonds

### **Avertissements**

**Les valeurs de fonds pédo-géochimique et les lignes de base ne peuvent pas être assimilées à des valeurs seuils au sens réglementaire.**

**Fond** : par fond (au sens de fond géochimique ou pédo-géochimique) on entend une gamme (ou une population statistique) de concentration d'une substance donnée dans le sol ou le sous-sol, à une profondeur donnée et sur un territoire donné.



## Terminologie

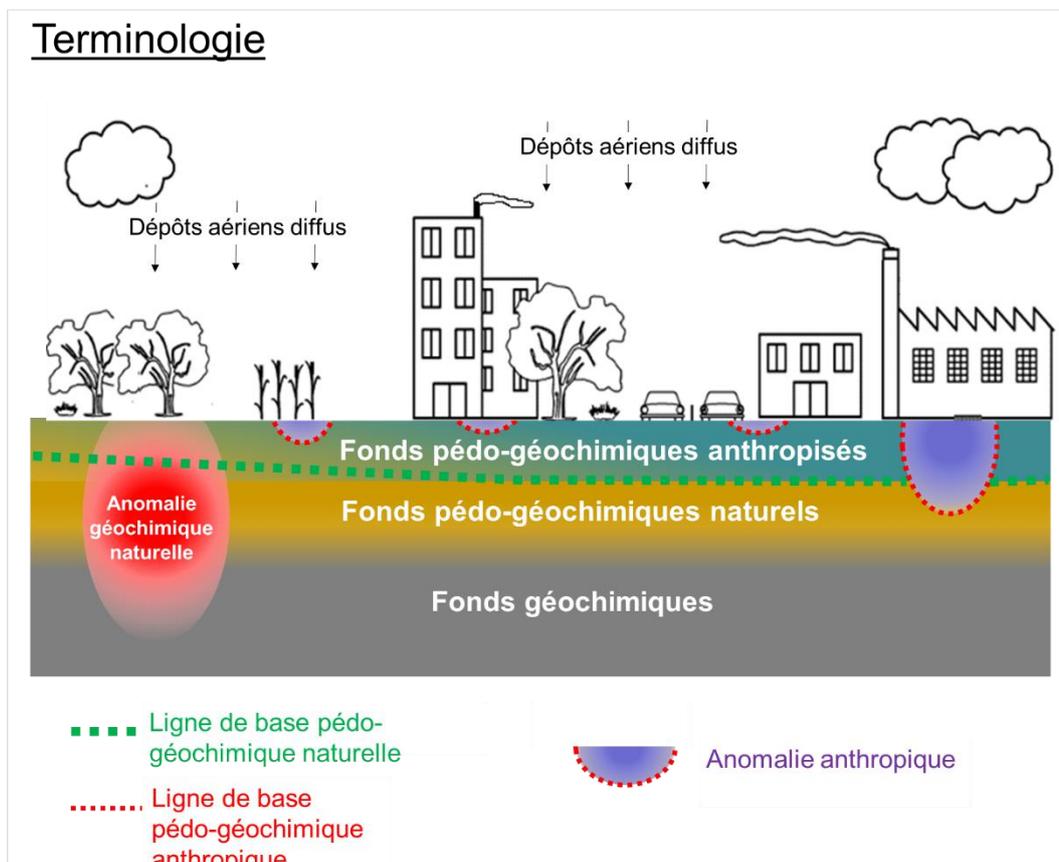


Figure 3 - Schéma explicatif des différents termes liés aux valeurs de fonds.

Le **fond géochimique** est une gamme de teneurs d'une substance dans un matériau parental.

Le **fond pédogéochimique naturel** n'a pas subi d'influence humaine. Il relève des seuls processus géologiques, pédologiques et biochimiques dans les matériaux en place, et des apports diffus naturels (dus par exemple aux feux de forêts, volcans). Du fait des activités humaines, on considère que le fond pédogéochimique naturel n'est plus mesurable en surface pour un grand nombre de substances/éléments.

Le **fond pédogéochimique anthropisé** (FPGA) est issu d'un apport diffus dû aux activités humaines présentes et passées. Il peut donc varier dans le temps. Les sources diffuses peuvent être des retombées atmosphériques proches ou éloignées (automobiles, émissions de chauffage des villes, transports de polluants d'origines diverses sur longues distances...), des substances introduites par les pratiques agricoles, des remblais d'origine naturelle. Les apports dus à une source diffuse conduisent habituellement à des sites à contamination relativement uniforme (NF EN ISO 11704, 2015). Ces apports peuvent avoir affecté tout type de milieux (milieux forestiers et massifs montagneux compris). Ainsi des variabilités modérées ou des gradients faibles de valeurs de fonds, peuvent être observés latéralement ou verticalement (en profondeur). Il s'agit généralement des sols de surface, sauf dans le cas des remblais (cf paragraphe 3).

Le terme **valeurs de fonds** regroupe les fonds pédogéochimiques naturels et anthropiques ainsi que les fonds géochimiques.

Pour séparer ces différents fonds, le concept de « ligne de base » est proposé. Les **lignes de base**, symbolisées sur le schéma ci-dessus, ne sont pas des valeurs mesurées dans ce but, mais des valeurs obtenues à partir d'un traitement statistique des gammes de valeurs représentatives des valeurs de fonds.

La **ligne de base pédogéochimique naturelle** est la valeur établie à partir de la caractérisation du fond pédogéochimique naturel, au-dessus de laquelle toute teneur mesurée dans un sol est considérée comme appartenant au fond pédogéochimique anthropisé voire à une anomalie anthropique (adapté de Sterckeman et al., 2007).



La **ligne de base pédo-géochimique anthropisée** (ou fond pédo-anthropique) est la teneur, établie à partir de la caractérisation du fond pédo-anthropique, au-dessus de laquelle toute teneur mesurée dans un sol est considérée comme une anomalie anthropique.

D'un point de vue opérationnel, la ligne de base pédo-géochimique anthropisée fournit un seuil de coupure entre les teneurs correspondant à un fond pédo-géochimique et à une anomalie. Ce seuil de coupure est calculé statistiquement et nécessite un nombre de données suffisant.

La méthode de calcul des lignes de base est détaillée au § 8.2.6.

**L'anomalie anthropique** est une concentration inhabituelle « d'une substance dans un sol en lien avec les activités humaines ». Elle correspond à une pollution ponctuelle, éventuellement concentrée et localisée à la parcelle du site et aux parcelles avoisinantes concernées par la pollution. Une anomalie anthropique est reliée à une source émettrice identifiée (cuve fuyarde de station-service, cheminée de fonderie de plomb, dépôts de déchets, fuite de canalisation, déversement accidentel, stériles miniers, etc.). Certaines anomalies anthropiques peuvent être d'envergure, c'est-à-dire avoir une extension importante tant latéralement (XY) qu'en profondeur (Z), et peuvent atteindre le matériau parental, voire la nappe.

Ainsi, dans le cas où une activité humaine (source émettrice) bien identifiée a contaminé une partie d'un territoire (industrie sidérurgique, incinérateur, mine, etc.) on parlera d'anomalie anthropique. Un travail de détermination de la qualité des sols sera à mettre en place localement et à l'échelle de cette anomalie, en particulier pour la mise en évidence de gradients ou de zones concentrées afin d'évaluer des incompatibilités d'usage en vue de proposer des modalités de gestion adaptées. Ces démarches ne sont pas l'objet de ce guide mais relèvent de la méthodologie nationale de gestion des sites et sols pollués (MTES, 2017a).

Dans le cas où des valeurs de fonds pédo-géochimiques (anthropisés et naturels) sont à définir sur une zone présentant une anomalie anthropique, on se référera par extension aux valeurs d'un territoire proche épargné et ayant des caractéristiques pédo-géochimiques similaires. Ces valeurs de référence n'étant pas réelles, mais extrapolées, elles seront appelées **valeurs de fonds par extension**. Elles seront probablement significativement éloignées des teneurs observables localement. Cette extrapolation de valeur devra pouvoir être facilement identifiée sur une carte (ex : représentation hachurée) ou dans un document, afin d'identifier le caractère abstrait de ces valeurs.

Elles seront représentées graphiquement de façon à identifier que ces valeurs de fonds ne sont pas mesurées mais extrapolées.

Dans le cas où des activités humaines ont contaminé une grande superficie d'un territoire et qu'aucune des sources n'est réellement identifiable, les valeurs mesurées peuvent constituer un fond pédo-géochimique anthropisé en tant que tel. Sur ces zones, présentant des teneurs de fond largement plus élevées que la normale nationale, il est important de se poser la question de la **compatibilité** entre l'usage et le milieu.

Une **anomalie géochimique naturelle** correspond à une zone présentant des concentrations inhabituellement fortes d'une substance chimique dans un sol en lien avec des phénomènes géologiques, à l'exclusion de toute influence humaine. En d'autres termes, c'est une gamme (ou population statistique) de concentrations élevées par rapport à ce qui peut être observé sur le reste du territoire ou d'autres territoires. Ce peut être par exemple des « lieux où les concentrations en certains métaux sont particulièrement élevées, comme dans les zones minières » (Daniau et al., 2009). Ce peut être aussi des zones de filons ou de fractures comme dans le Massif Armoricaïn (Le Guern, 2014) où les micaschistes présentent des teneurs globalement plus élevées que les autres formations géologiques avec en outre des valeurs ponctuellement très fortes. Autre exemple, les calcaires biodétritiques et récifaux de la période du Jurassique sont souvent nettement plus riches en cadmium que la plupart des autres calcaires (Baize, 1997).

En l'absence d'apports diffus d'origine anthropique, l'anomalie géochimique d'extension significative sera considérée comme le **fond pédo-géochimique naturel** de la zone, notamment dans le cas de sols profonds non remaniés.



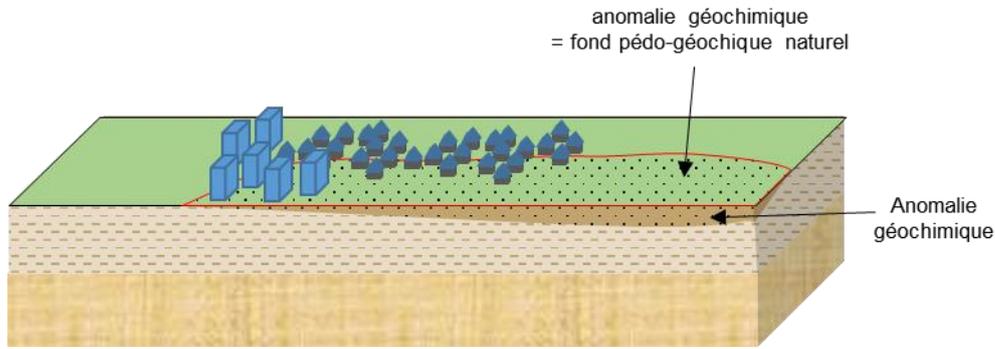


Figure 4 -Schéma d'une anomalie géochimique et de sa répercussion sur la qualité chimique des sols.

Le panorama de la terminologie présenté ci-après reprend les principaux termes employés dans le guide. De gauche à droite, les termes relatent un degré d'anthropisation (en termes de qualité chimique) croissant. Dans la réalité, le facteur d'anthropisation pourra être observé tant sur un plan vertical qu'horizontal.

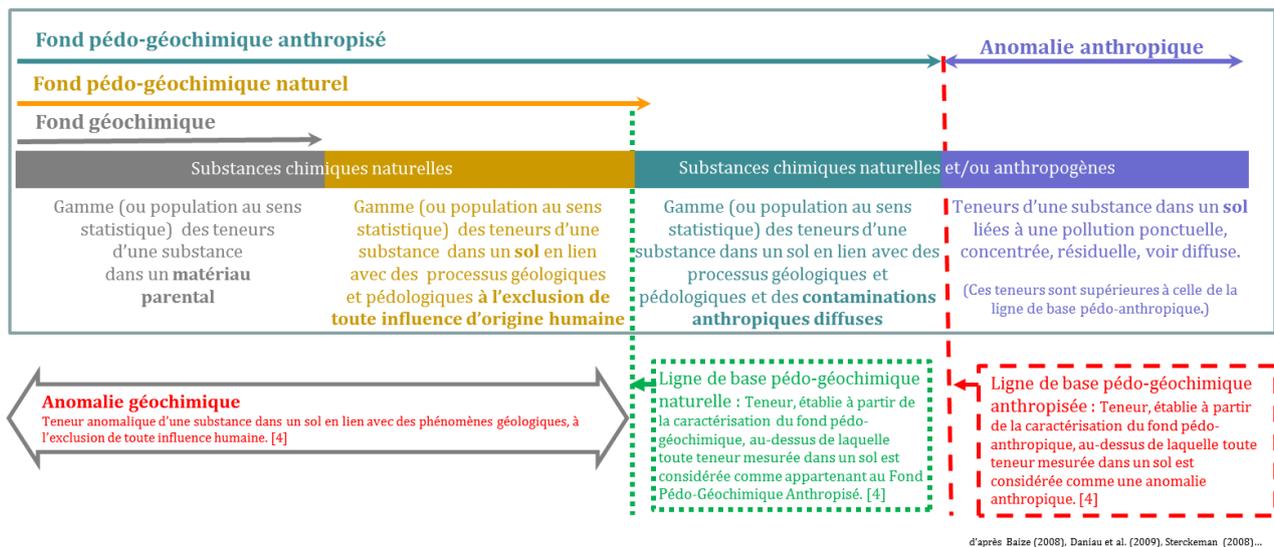


Figure 5 – Terminologie sur les valeurs de fonds.

### 1.3 Principes des démarches de détermination des valeurs de fonds à l'échelle territoriale et à l'échelle d'un site.

La méthodologie à appliquer pour déterminer les valeurs de fonds diffère selon l'échelle d'étude. Elle peut être déployée à une échelle territoriale ou à une échelle plus restreinte (étude d'un site).

La démarche s'applique aux trois dimensions spatiales (X, Y et Z) car il a été montré que la profondeur peut affecter les valeurs de fonds (Reimann and de Caritat, 2017). Cette logique tridimensionnelle est établie en tenant compte de l'organisation des sols et des sous-sols naturels, constitués d'une superposition variable de plusieurs couches ou horizons. Il est proposé de travailler en intégrant trois niveaux : le fond pédo-géochimique anthropisé en surface qui est affecté notamment par les retombées atmosphériques diffuses, le fond pédo-géochimique naturel en profondeur qui est supposé être indemne de toute contamination anthropique, et le fond géochimique qui est représentatif du matériau parental (roche-mère). **On notera que ce principe, utilisé par la suite dans le guide, est théorique pour le FPGA et le FPGN.** En effet, l'enrichissement des horizons de surface de sol par rapport aux horizons profonds de sol n'est pas systématique et dépend de nombreux facteurs (nature des matériaux parentaux et des sols, importance et localisation des sources émettrices de contaminants, ETM considéré, etc.). Il ne sera



possible de constituer un fond intégré sur toute la profondeur que s'il est démontré statistiquement qu'il y a une cohérence de concentrations entre les différentes couches.

L'application de la démarche à une échelle restreinte, par exemple pour **l'étude d'un site** potentiellement pollué, sera basée sur la définition d'un environnement local témoin (ELT) puis la collecte de données déjà existantes et un échantillonnage sur le terrain. Le mode d'interprétation des données dépendra de leur nombre. Les détails sont donnés dans le présent guide « Méthodologie de détermination des valeurs de fonds : Echelle d'un site ».

A une échelle **territoriale**, deux grandes façon de procéder se dégagent :

- l'utilisation d'Entités Géographiques Cohérentes (EGC) permettant de zoner le territoire et de diminuer le nombre de données nécessaires,
- l'interprétation géostatistique des données sans zonation préalable du territoire et nécessitant un plus grand nombre de données, réparties de façon plus homogène (figure ci-dessous).

La zonation du territoire est établie à partir des usages des sols, de la géologie, de la pédologie, de facteurs historiques, et de tout autre facteur ayant pu influencer les valeurs de fonds. Elle aboutit à une division du territoire en **entités géographiques cohérentes** (tant en termes de surface que de profondeur). Une fois que les entités géographiques présumées homogènes sont établies, il convient de rassembler les données existantes qui peuvent renseigner sur l'état chimique du sol, et de s'assurer de leur représentativité par rapport à la zone d'étude (répartition géographique, identification des anomalies éventuelles, lithologie, etc.). On réalisera ensuite une analyse statistique (cf. § 8.2) pour déduire des données brutes une gamme (population) de teneurs représentatives du fond pédo-géochimique d'intérêt. Il est possible que les données disponibles soient insuffisantes ou inadaptées pour constituer une telle population. Elles seront alors complétées par des prélèvements (réalisés selon la notice en annexe 8.4 et analyses de sol. En fonction de la quantité et de la qualité des données à disposition, des cartographies interpolées des teneurs en substances pourront être également établies, selon une procédure géostatistique telle que décrite au § 8.3. Un des grands enjeux de la cartographie des valeurs de fond est la bancarisation des données afin d'augmenter la précision des cartes.

Afin de bancariser au mieux les données brutes en conservant un maximum d'informations pertinentes pour le calcul des valeurs de fonds, une base de données à vocation nationale nommée BDSolU a été élaborée par le BRGM et l'ADEME. Elle est décrite au § 5.1. Celle-ci a pour avantages de fournir un cadre pour la phase de collecte, de garantir la pérennité des données, d'optimiser et d'homogénéiser leur utilisation sur la base d'une mutualisation et de mener de façon rigoureuse leur traitement statistique et géostatistique, pour au final définir des gammes de valeurs de fonds et des cartographies à l'échelle des territoires.

La méthodologie de détermination des valeurs de fonds à l'échelle du territoire est décrite dans un autre guide que celui-ci. Ce présent guide présente **l'échelle d'une étude de site** et s'adresse particulièrement aux gestionnaires de sites potentiellement pollués et aux bureaux d'études.

Il est rappelé que les valeurs de fonds n'ont pas vocation à être utilisées comme objectif de dépollution pour un site (MTES, 2017a).

## 2 Choix des substances à caractériser

Comme indiqué dans la norme ISO 19 258, toute substance peut potentiellement faire l'objet d'une mise en place de valeurs de fonds. Toutefois, en lien avec la nouvelle méthodologie de valorisation hors site des terres excavées issues de sites et sols potentiellement pollués, une liste de substances est par ailleurs proposée dans ce guide pour assurer une cohérence entre les différents territoires à l'échelle nationale. (**Tableau 1**). Elle correspond aux contaminants industriels classiquement étudiés dans le domaine des sites et sols pollués. A l'échelle d'un site il convient de mettre en place des valeurs de fonds pour les polluants résultants de **l'activité actuelle et historique** du site étudié. Le retrait ou l'ajout d'autres substances à cette liste dépendra des



spécificités locales, des objectifs et des moyens disponibles. En milieu industriel ils sont majoritairement des **Eléments Traces Métalliques (ETM)** et des **composés organiques persistants (PCB, hydrocarbures, dioxines/furanes, HAP)**.

**Tableau 1** –Substances proposées et présence avérée dans les différents types de fonds.

\* Sauf si remblais ou risque de lixiviation provenant de la couche de surface ou présence naturelle résultant de feux naturels de forêt et éruptions volcaniques.



Famille	Substance à analyser (analyse en contenu total)	Présence dans les différents Fonds		
		Fond Géochimique	Fond pédo- géochimique naturel	Fond pédo- géochimique anthropisé
Inorganiques	As	X	X	X
	Ba	X	X	X
	Cd	X	X	X
	Cr	X	X	X
	Cu	X	X	X
	Hg	X	X	X
	Mo	X	X	X
	Ni	X	X	X
	Pb	X	X	X
	Sb	X	X	X
	Se	X	X	X
Zn	X	X	X	
Composés organiques persistants	PCB	Non	X/Non *	X
	PCDD/PCDF (Dioxines/furanes)	Non	X/Non *	X
	HAP	Non	X/Non *	X
	HCT C10-C40	Non	X/Non *	X

La priorité doit être accordée aux substances qui représentent des risques sanitaires et/ou environnementaux avérés. Les substances pour lesquelles il y a seulement suspicion de risque, seront jugées moins importantes.

Par ailleurs, ajouter l'analyse de **Fe et Al** au pack analytique des substances étudiées n'entraîne pas d'important coûts supplémentaires et peut s'avérer utile pour l'interprétation des résultats (voir 4.3.1.2.4).

De façon habituelle dans la gestion des sites et sols pollués, on analysera principalement les ETM et les polluants organiques issus des process industriels. Cependant, d'autres substances peuvent faire l'objet d'une étude de valeurs de fonds.

Les pesticides présentent un nombre de molécules très important et il peut être compliqué de sélectionner celles à rechercher. Ils sont fortement liés aux pratiques locales (tant agricoles qu'à l'entretien des espaces verts, jardins publics ou privés...). On peut citer le cas de la chlordécone dans les Antilles pour lequel la mise en place de valeur de fond (pédo-géochimique anthropisé) est tout à fait justifiée de par sa persistance et son impact sanitaire. Le lindane – insecticide organochloré – interdit en France en 1998, peut être donné comme exemple pour le territoire



métropolitain. Bien que son interdiction pour les usages agricoles en France date de 1998, des résidus sont largement présents dans les sols métropolitains (Orton et al., 2013; Villanneau et al., 2009).

Certains HAP sont présents dans les sols sur de larges surfaces du territoire métropolitain. Ainsi, parmi les 16 HAP analysés dans la partie superficielle des sols du programme RMQS (cf § 8.1), 4 d'entre eux (benzo(b)fluoranthène, fluoranthène, pyrène, phénanthrène) présentent des teneurs supérieures au seuil de quantification pour plus de la moitié des 2200 sites RMQS analysés et 3 d'entre eux (benzo(a)pyrene, indeno(1,2,3-cd)pyrène, benzo(k)fluoranthène) pour au moins 35% des sites.

Quelques remarques complémentaires sont à considérer pour le choix des substances à analyser :

- Des composés organiques **volatils** ou rapidement dégradables (par exemple BTEX, Hydrocarbures C1-C10, solvants chlorés, pesticides à demi vie courte), de par leur nature non persistante, n'ont pas vocation à faire l'objet de valeurs de fonds. Si ces substances sont détectées, c'est qu'elles proviennent généralement d'une pollution locale (anomalie anthropique).
- La question se pose de l'établissement de valeurs de fonds pédo-géochimiques pour des substances **émergeantes** ou des produits **pharmaceutiques**. Il faut considérer la problématique du grand nombre de substances, de leur persistance dans les sols, des seuils de quantification et des probabilités de les retrouver (ex. zones d'élevage intensif ou d'épandage de boues d'épuration des eaux usées urbaines pour les produits pharmaceutiques).
- Les **pesticides** ayant une demi-vie courte ne sont pas pertinents pour l'établissement de valeurs de fonds. L'intérêt est de quantifier les pesticides persistants et ayant une large répartition dans certains territoires (chlordécone, lindane, etc.). Il est par contre important de ne pas négliger les produits de dégradation des pesticides.
- Des polluants physiques comme l'amiante ou les micro-plastiques peuvent faire l'objet de valeurs de fonds au même titre que les polluants chimiques. Il faut cependant noter la complexité d'analyse de ces matériaux dans la matrice sol.

### 3 Profondeurs et remblais

Il a été démontré que les valeurs de fonds fluctuent en fonction des couches du sol et du sous-sol.

En terme de profondeur, l'intérêt de déterminer des valeurs de fonds va aussi dépendre de l'usage des sols et du degré d'anthropisation des zones étudiées. Un milieu urbain a plus de chance de présenter une variation importante des valeurs de fonds en fonction de la profondeur qu'un milieu forestier non remanié. Dans le milieu urbain on trouvera par exemple des différences de teneurs en une substance donnée sur des profondeurs importantes, en lien notamment avec les remblais historiques des villes. En milieu forestier, la plus grande variation se fera sur les dix premiers centimètres de sol, du fait de l'accumulation de polluants atmosphériques sur l'horizon humifère via les dépôts sur les feuilles puis l'accumulation de litière. En milieu agricole, sur des terrains labourés, l'horizon 0-25 cm sera homogène du fait des brassages de sol résultant des techniques culturales.

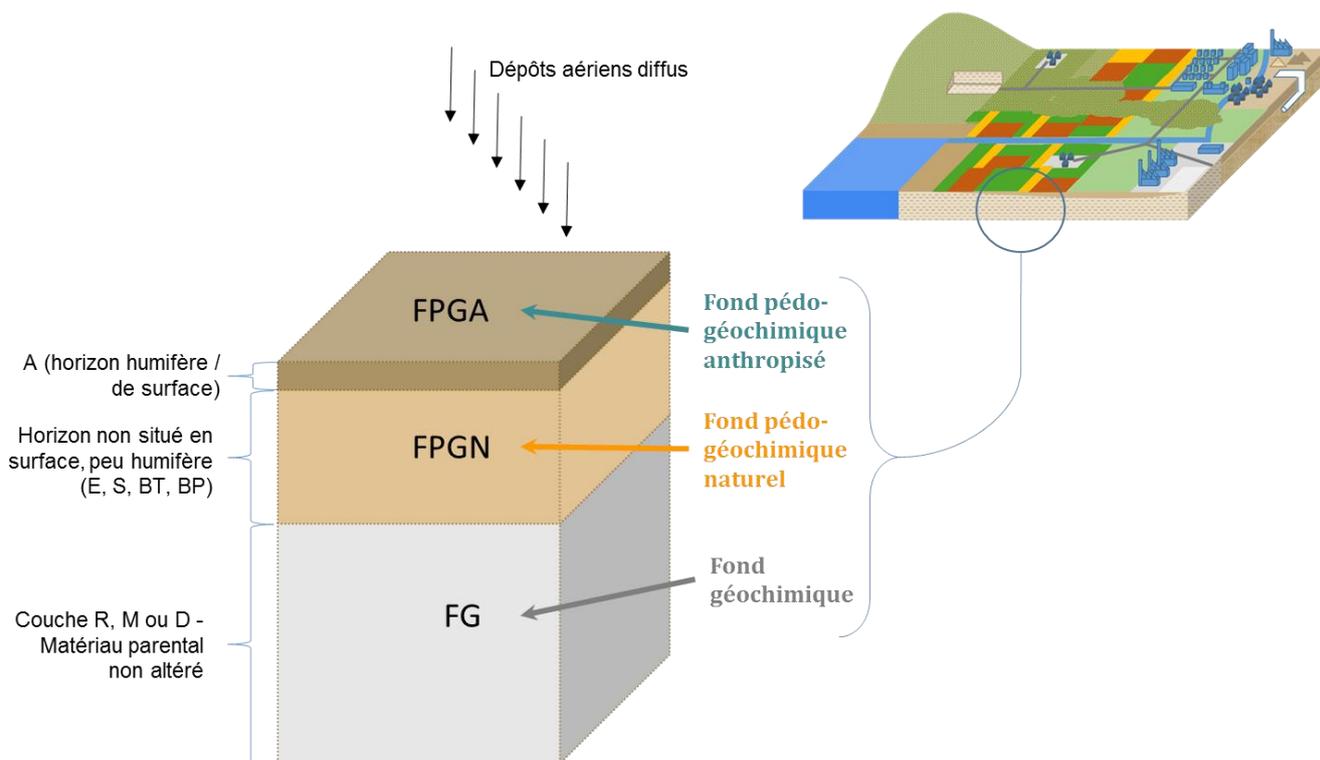
#### 3.1 Sols non remaniés

##### 3.1.1 Principe de profondeurs

Un sol est considéré comme issu d'une formation naturelle lorsque ses horizons pédologiques n'ont pas été remaniés.



La démarche de mise en place de valeurs de fonds doit être établie avec une vision a priori à trois niveaux de profondeur en vue de définir des valeurs de fonds tant en surface qu'en profondeur. Souvent, les teneurs mesurées en surface sont supérieures à celles mesurées en profondeur. Cela résulte à la fois des apports diffus atmosphériques (ubiquistes) et d'apports volontaires ou involontaires liés à l'agriculture ou au jardinage (amendements, fertilisants, boues d'épuration, cendres de combustion, produits phytosanitaires). En revanche, une anomalie géochimique naturelle a un impact sur l'ensemble des horizons du sol (quand il s'agit de sols en place), anomalie souvent atténuée en surface, parfois renforcée. Ainsi dans les sols du Nord-Pas de Calais, les facteurs d'enrichissement calculés pour les ETM, importants pour Cd (3 à 10 sur toute la région) et pour Zn et Pb (3 à 30 localement) et modérés pour Bi, Cu, Sn (1,5 à 3 sur la moitié de la région), caractérisent des contaminations anthropiques, tandis que des valeurs proches de 1 pour As, Co, Cr, Ni et V caractérisent une origine géogénique de ces ETM (Sterckeman et al., 2012).



**Figure 6** Principes de valeurs de fond par couche ou horizon sur la base de l'organisation naturelle des sols. Dans le cas de remblais, cette démarche ne s'applique pas (même en profondeur les remblais, s'ils sont naturels, sont assimilés à des FPGA).

Cette logique à trois niveaux est établie sur la base de l'organisation structurale des sols et des sous-sols naturels ; composés de plusieurs horizons pour le sol et de couches géologiques pour le sous-sol. Les apports diffus ne vont pas impacter de la même façon ces différentes couches. C'est pour cela qu'on partira systématiquement sur le postulat que la concentration de fond d'une substance donnée est différente en surface et en profondeur. Il ne sera possible de constituer un **fond pédogéochimique intégré** que s'il est démontré statistiquement qu'il y a une cohérence de concentrations entre les différentes couches considérées.

La démarche n'impose pas de mettre systématiquement en place les trois types de fonds : pédogéochimiques anthropisés, pédogéochimiques naturels et géochimiques. En fonction des enjeux locaux, du type de milieu et des moyens disponibles il peut être retenu de déterminer seulement la qualité pédogéochimique des sols de surface recevant des apports anthropiques diffus (FPGA) ou seulement la qualité pédogéochimique considérée comme plus « naturelle » (FPGN) et située plus en profondeur. Il s'agit généralement des horizons au niveau desquels les terres excavées valorisées sont replacées. Par conséquent, **le FPGN devra généralement être utilisé dans la**



**comparaison avec les caractéristiques des terres excavées apportées** (sauf dans les cas d'épaisseurs et de surfaces importantes de remblais d'origine naturelle en place sur la zone receveuse où la comparaison au FPGA pourra être plus pertinente). Notons cependant que dans ce cas, les valeurs de surface ne pourront pas être extrapolées aux couches plus profondes. En effet, la méthodologie se veut être **conservatrice** et ainsi il ne peut être affecté à des sols profonds des valeurs de fonds de surface (FPGA), généralement plus élevées. Attention, dans le cas d'anomalies géochimiques naturelles, ce sont les couches en profondeur qui auront potentiellement des valeurs de fonds plus élevées qu'en surface.

### 3.1.2 Cas des ETM

Concernant les ETM, ceux-ci sont inégalement répartis entre les horizons de sol, tout particulièrement dans le cas de sols à forte différenciation texturale<sup>2</sup>, et ce même en dehors de toute contamination anthropique. Les teneurs en un même ETM peuvent alors varier au sein d'un même profil de sol, du simple au triple ou au quadruple, selon l'horizon considéré. Ces variations sont encore plus considérables lorsqu'un horizon d'accumulation de fer et/ou de manganèse est présent (§ 8.6 - Tableau 10). En effet, la genèse des sols (aux dépend de la roche-mère, sous l'action du climat et des organismes vivants) et leur évolution créent des horizons différenciés (couleur, pH, potentiel Rédox, taux d'argiles et de matière organique, oxydes et hydroxydes de fer, aluminium ou manganèse, etc.) dans lesquels les ETM vont avoir tendance ou non à s'accumuler. Par ex. dans certains sols à horizons très différenciés( § 8.6 - Figure 43 et Figure 44), les concentrations en ETM sont élevées en surface (où il y a accumulation de matière organique sur laquelle se fixent les ETM), ainsi que dans un horizon spécifique plus profond (où il y a accumulation d'argile ou de complexes organo-minéraux d'aluminium et/ou de fer). Les horizons éluvies (E), appauvris en argiles ou en (hydr)oxydes de Fe, sont aussi appauvris en ETM (§ 8.6 - Tableau 10 et Figure 46). Dans les sols très acides, certains ETM peuvent être entraînés en profondeur ou latéralement sous forme dissoutes.

Le labour a pour effet de diluer les contaminants dans la couche labourée (§ 8.6 - Figure 43) et généralement, on peut considérer les horizons labourés comme homogènes sur toute leur épaisseur.

Le carbonate de calcium des sols calcaires se comporte comme un diluant : la plupart des ETM sont « dilués » dans une quantité variable de carbonate de calcium, la décarbonatation naturelle progressive, progressant de la surface vers la profondeur, entraînant automatiquement une augmentation relative des teneurs en ETM ( § 8.6- Tableau 9).

En présence de contamination diffuse, les teneurs mesurées en surface sont généralement supérieures à celles mesurées en profondeur ( § 8.6 -Figure 43, Figure 44 , Figure 45). En revanche, une anomalie géochimique naturelle a un impact sur l'horizon du sol, anomalie souvent atténuée en surface ( § 8.6-Figure 47).

## 3.2 Sols issus de remblais

En milieu urbanisé et/ou industriel, il est relativement commun de trouver des zones d'envergure remblayées. Or les zones remblayées ne sont pas à considérer systématiquement comme des anomalies anthropiques. En effet, certains remblais sont des matériaux « naturels » déplacés et non contaminés, tels que les sables de Loire observés sur l'île de Nantes (Le Guern et al., 2016).

Selon Schwartz (2013), les sols urbains sont caractérisés par une très grande fréquence de changements d'usage, ce qui les rend d'autant plus hétérogènes et difficiles à étudier. Le terme de sols urbains regroupe ainsi des sols modifiés de zones urbaines, industrielles ou artisanales, dans les écosystèmes de villages et de villes. Ils incluent des sols composés de mélanges de matériaux, différents de ceux présents dans les secteurs forestiers ou agricoles voisins. De plus, les sols urbains présentent des horizons de surface souvent massifs, fortement modifiés par l'homme *via* des mélanges, de l'importation et/ou de l'exportation de matériaux technogéniques potentiellement contaminés.

---

<sup>2</sup> Ex. : Luvisols, Planosols, Pélosols différenciés, Podzosols, fréquents sur le territoire national



En présence de remblais, l'organisation structurale des sols ne suit pas celle des sols naturels. Cependant il est possible, en validant un ensemble de conditions, de mettre en place des valeurs de fonds pour des zones d'envergure remblayées ou d'affecter une valeur de référence de FPGA par extension.

### 3.2.1 Conditions à remplir

Pour mettre en place un fond pédo-géochimique anthropisé dans les zones remblayées, le présent guide propose de retenir différentes hypothèses :

- A. Respecter une surface minimale homogène** et de grande envergure.
  - 1 hectare en milieu artificialisé situé en milieu urbain ou industriel,
  - 25 hectares en milieu agricole et forestier (ex : voie de communication, carrière, gravière remblayée...)
- B. Les matériaux doivent présenter une typologie similaire** (ex. sables de rivière, terre arable parsemée de morceaux de briques, etc.).
- C. Vérifier qu'il existe une empreinte chimique ou physico-chimique cohérente et relativement homogène sur le même volume de matériau.** En d'autres mots il faut mettre en évidence une population statistique de concentrations cohérentes.
- D. Respecter la proportion de moins de 20% de matériaux anthropique (transformés par l'homme) dans le sol.** Le matériau doit être majoritairement composé de sol et ne pas rentrer dans la définition d'un technosol tel que décrit par la FAO (IUSS Working Group WRB, 2015). C'est-à-dire qu'il doit contenir moins de 20% d'artéfacts (en volume).
- E. Si contamination, démontrer le caractère diffus et multi-sources.** C'est-à-dire démontrer l'absence d'une seule source de contamination du volume de remblais (ex. scories, déblais miniers, briques imprégnées d'hydrocarbures, mâchefers, etc.). Démontrer également l'absence de risques sanitaires et environnementaux.

Lorsque des concentrations très hétérogènes sont observées au sein du remblai, on ne pourra pas déterminer un FPGA. Néanmoins, il sera possible de donner à la zone concernée une « **valeur de FPGA de référence par extension** » en utilisant des corrélations extensives – voir § 3.2.3. Il sera également possible de représenter la zone par une absence de valeur de fond (ex. zone grisée sur une carte) spécifique aux remblais hétérogènes.

### 3.2.2 Exemples de typologies de remblais

Il est présenté ici la possibilité de mettre en place des valeurs de FPGA pour quelques exemples de volume de remblais.

#### 3.2.2.1 Cas pour lesquels un FPGA peut être mis en place à condition d'observer les hypothèses mentionnées ci-dessus

- ✓ Remblais historiques urbains homogènes issus de la déconstruction des villes (guerres, travaux, incendies, déconstruction / reconstruction historique de la ville sur la ville, remblaiement...). Dans ce cas, il n'y a pas de source de contamination unique, les matériaux présents ne sont pas source directe de contamination. Ces matériaux anthropiques doivent présenter, en volume, moins de 20% du sol. Un FPGA peut alors être mis en place. Il faudra cependant vérifier l'absence de risques sanitaires et environnementaux.
- ✓ Remblais industriels (mise en place de plateforme) : la détermination du FPGA est possible à la condition que les matériaux soient homogènes, non pollués et qu'ils contiennent moins



de 20 % de matériaux anthropiques. Cela signifie qu'ils ne doivent pas rentrer dans la définition de technosols de la FAO (IUSS Working Group WRB, 2015).

- ✓ Remblais à base de matériaux pédologiques et géologiques (d'origine naturelle) : La détermination du FPGA est possible.
- ✓ Remblais non pollués (naturels) de grande infrastructure ou de voie de communication (ferrée, autoroutière, fluviale...) n'étant pas issus d'un process industriel ou de matériaux de déconstruction. La détermination du FPGA est possible.

### 3.2.2.2 Cas pour lesquels un FPGA ne peut être mis en place

- ✓ Remblais miniers (haldes) : Lorsque l'activité minière ou de transformation minière a remanié des volumes de matériaux importants et a créé des zones remblayées sur plusieurs mètres d'épaisseur et sur plusieurs hectares, il n'est pas possible de mettre en place un FPGA. L'activité minière représentant dans ce cas la seule source de contamination concentrée.
- ✓ Ancien bassin de stockage de sédiments de décantation industrielle : Une seule source est identifiée ; elle est liée à un procédé industriel. Il n'y a pas de FPGA possible. Dans ce cas, on parlera d'anomalie anthropique d'envergure. Dans le cas où une étude, projet, ou chantier de dépollution aurait besoin de valeur de FPGA sur ce type de zone, il conviendra d'utiliser l'environnement local témoin du site.
- ✓ Remblais urbains contenant des matériaux potentiellement pollués tels que des briques imprégnées d'hydrocarbures, de déblais d'industrie chimique, etc. : Dans le cas d'une zone de remblais de petite taille, résultant par exemple de la démolition d'une ancienne usine, et dont les éléments constituant les remblais sont contaminés par une source unique et connue, il n'est pas possible de déterminer un FPGA. Cette zone doit être classée en anomalie anthropique.
- ✓ Mâchefers d'incinération d'ordures ménagères (MIOM) : Souvent utilisés en technique routière, ils ne sont pas d'origine naturelle et se caractérisent par une seule source d'émission. On ne peut donc pas faire de FPGA sur cette zone. On utilisera alors les valeurs de fonds par extension.

### 3.2.3 Valeurs de fonds par extension

Lorsque, sur des zones remblayées, les données et le contexte local n'ont pas pu mettre en évidence l'existence d'une population statistique caractéristique d'une valeur de fond et laissent supposer que l'on est en présence d'une anomalie anthropique, ou de remblais trop hétérogènes pour être caractérisables, une **valeur de référence** établie sur une autre zone proche peut néanmoins être attribuée par **extension**. Les conditions à remplir sont de respecter les critères suivants :

- Cohérence géologique (matériau parental sous le remblai)
- Cohérence dans l'usage du sol
- Proximité et éventuellement continuité géographique
- Maintien de l'information relative à la présence de remblais hétérogènes ou d'anomalie anthropique sur la zone concernée (ex traçabilité par une zone hachurée sur la carte).

En cas de doute ou de possibilités multiples, il sera toujours choisi la **valeur de fond par extension** la plus **conservatrice**, c'est-à-dire faisant état des concentrations en éléments les plus basses.



### 3.3 Cas de la valorisation des terres excavées

Dans le cadre de la gestion des **terres excavées** (MTES, 2017b), il convient de comparer les teneurs des terres apportées avec les valeurs de fonds des sols et sous-sols en place **correspondant aux profondeurs de réutilisation** des terres excavées.

Par exemple, pour une valorisation des terres excavées en projet d'aménagement sous un bâtiment (profondeur > 20 cm par rapport au niveau initial), il faudra utiliser les **fonds pédo-géochimiques naturels** (FPGN) ou les fonds géochimiques (FG) et non pas les fonds pédo-géochimiques anthropisés (FPGA) (Figure 7). En cas de remblais présents sur une grande profondeur (cas de l'île de Nantes avec des remblais allant jusque 5 m de profondeur), les terres à valoriser seront comparées aux valeurs de fonds pédo-géochimiques des remblais en place aux mêmes profondeurs si les remblais respectent les conditions détaillées au §3.2.1. Dans le cas de petites surfaces de remblais hétérogènes, les terres à valoriser seront comparées aux valeurs de fonds par extension.

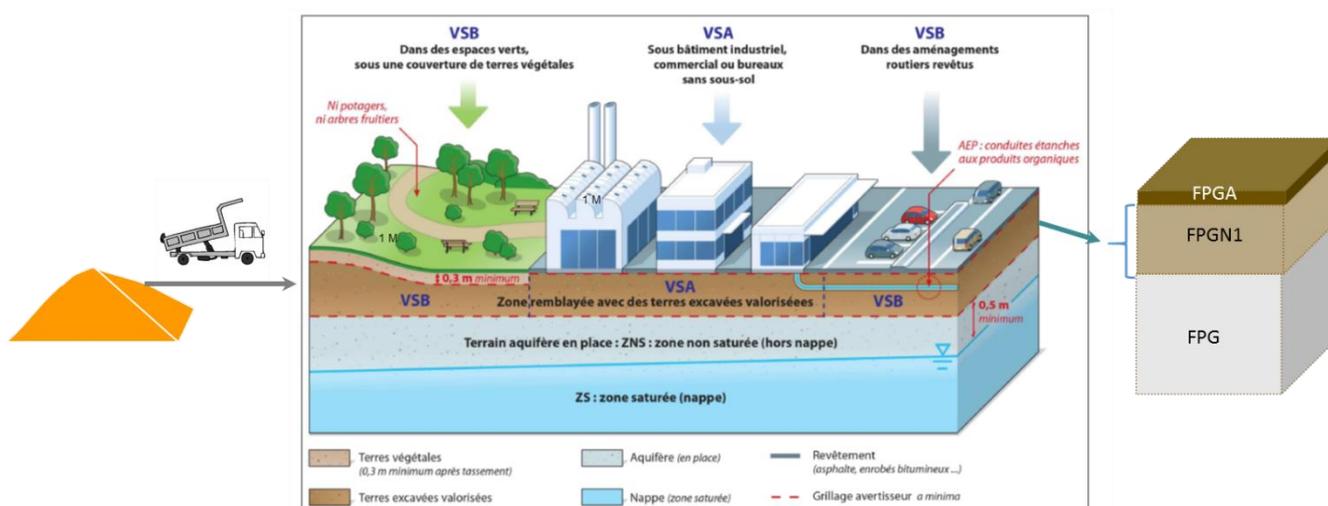


Figure 7 : Correspondance entre les domaines d'emploi des terres excavées (au niveau 2 de la méthodologie définie par le guide de 2017) et les valeurs de fond (adapté de (MTES, 2017b)).

## 4 Méthodologie

La démarche de détermination des valeurs de fonds à l'échelle d'un site s'intègre dans la méthodologie nationale de gestion des sites pollués (MTES, 2017a). Le terme de valeurs de fonds à l'échelle d'un site désigne une étude qui implique la détermination de l'Environnement Local Témoin tel que défini par l'INERIS dans le rapport « Caractérisation de l'état des milieux sols, eaux et végétaux dans l'environnement des installations industrielles - Utilisation de l'Environnement Local Témoin » (Droissart - Long, 2017). La constitution d'un Environnement Local Témoin (ELT) consiste à identifier une zone ou un ensemble de zones, comprenant les mêmes milieux d'exposition (des sols de même nature par exemple), pour lesquels l'étude historique a démontré l'absence d'influence du site pollué étudié ou d'une autre source de pollution significative.

La démarche proposée ici pourra également être utilisée dans le cadre **d'une étude d'impact** d'un projet d'Installation Classée pour la Protection de l'Environnement (ICPE) (analyse de **l'état initial** prévu à l'article R. 122-5 II-2° du Code de l'Environnement).

Cependant les valeurs de fonds ne constitueront pas nécessairement l'état initial du site. Par exemple, le site et/ou ses alentours pourraient avoir été contaminés par une source située hors



site ou liée à un usage passé. Dans ce cas, les valeurs de fonds définies sur un périmètre plus large ne prendront pas en compte cette anomalie locale qui contribue cependant à l'état initial local. Il faudra alors mener une étude plus poussée en termes de qualité chimique des sols, de connaissances historiques de la zone et de mise en évidence des sources afin de définir l'état initial applicable au site.

A l'opposé, le site peut avoir une qualité chimique meilleure que les valeurs de fonds définies sur la zone. Ce peut être le cas d'un site remblayé par des matériaux naturels présentant des teneurs moins élevées que les matériaux en place ayant subi notamment des retombées atmosphériques urbaines depuis plusieurs siècles.

L'étude devra donc être menée au **cas par cas et être validée par les autorités compétentes**.

Cette démarche pourra également être utilisée dans le cas où **aucun état initial** de la qualité des sols n'a été établi pour une ICPE existante (en fonctionnement ou en cours de cessation d'activité). Par exemple, dans certains cas de figure des apports de matériaux sains ont été effectués sur des plateformes industrielles de grande envergure.

L'utilisation des démarches proposées ici devra être justifiée puis validée par l'autorité compétente.

Pour plus d'informations, consulter le guide du ministère pour l'élaboration du rapport de base prévu par la directive IED (MEDDE, 2014).

Les grandes étapes de la méthodologie de détermination de valeurs de fonds à l'échelle d'un site sont : (1) la définition de l'environnement local témoin, (2) la collecte de données existantes et l'acquisition sur le terrain d'échantillons, puis (3) l'interprétation des résultats.



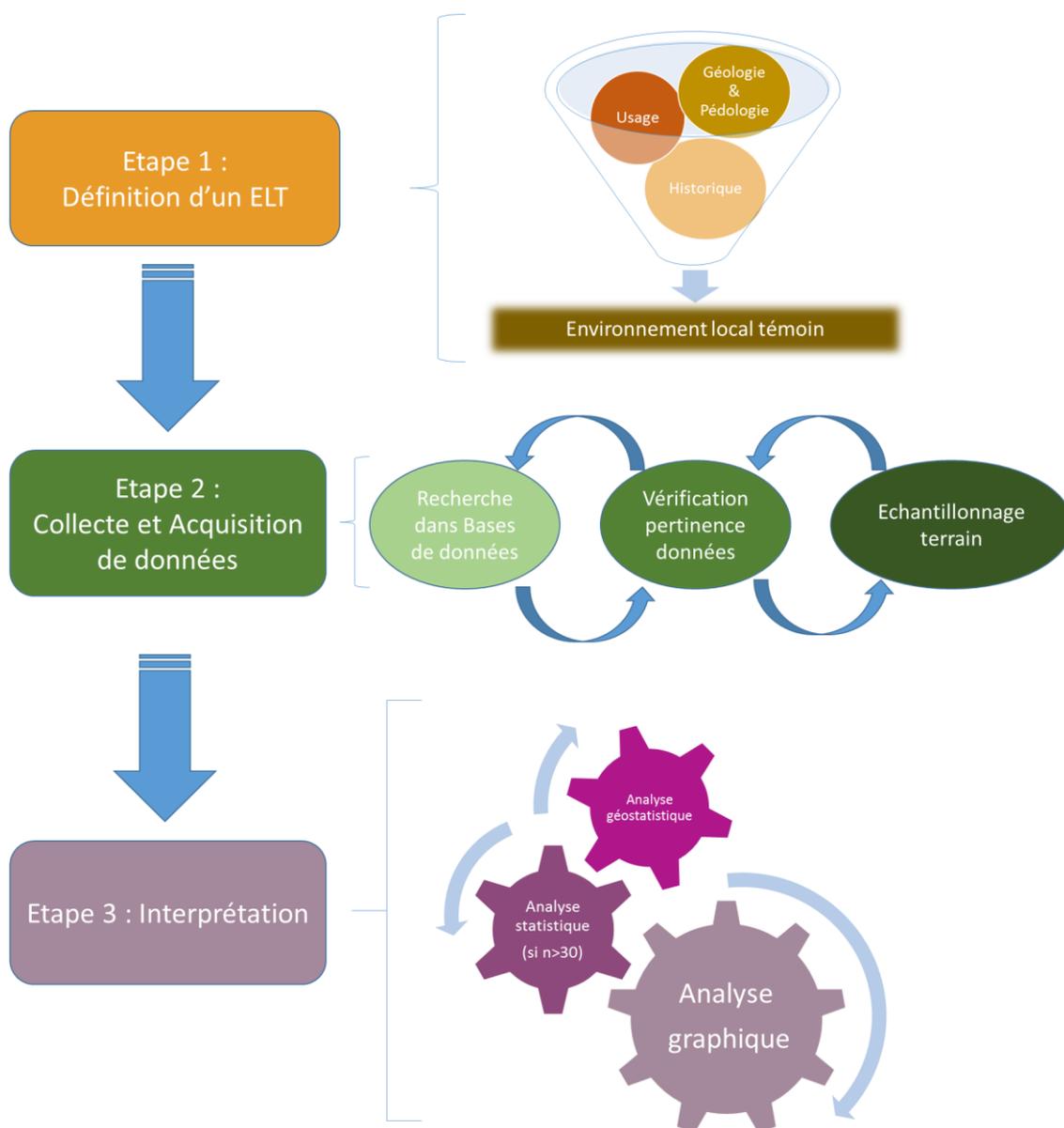


Figure 8 : Démarche générale de détermination des valeurs de fonds à l'échelle d'un site

Il est actuellement fortement recommandé d'acquérir des **données réelles** de terrain sur l'environnement local témoin d'un site d'étude. Ceci du fait du faible nombre de données de proximité disponibles pour le moment dans les bases de données. Une mutualisation des données permettra à terme des économies d'échantillonnage (cf § 5.1 sur BDSoU).

## 4.1 Etape 1 : Définition de l'environnement local témoin

### 4.1.1 Principes

Cette première étape a pour but de définir les zones présentant une **lithologie** similaire au site d'étude et un **usage** des sols équivalent ou moins impactant. On définira un usage moins impactant comme étant par exemple un usage forestier ou agricole dans le cadre d'une étude d'un site ayant un usage industriel.

Il convient donc de définir l'usage majoritaire des sols des zones avoisinantes du site d'étude. L'usage majoritaire des sols concerne l'occupation principale des sols par des activités humaines ou des systèmes naturels. Dans la méthodologie présentée dans ce guide on retient quatre types d'usages majoritaires : forestier, agricole, urbain et industriel.

En vue de déterminer l'usage majoritaire des sols, Il est possible, par exemple, d'utiliser CORINE



Land Cover pour analyser le territoire de façon large ou de réaliser une photo-interprétation de la zone environnant le site. La Figure 9 présente la possibilité d'utiliser CORINE Land Cover dans la détermination de l'usage majoritaire des sols.

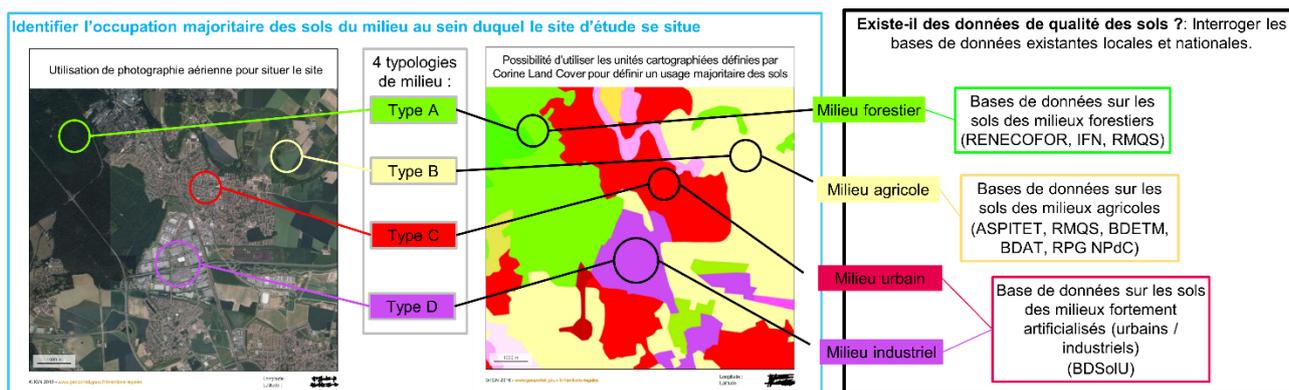


Figure 9 - Usage majoritaire des sols et Environnement Local Témoin - typologie des bases de données correspondantes

Une étude **historique** de la zone est très importante car elle peut indiquer un changement d'usage de l'environnement local témoin. On peut citer par exemple un parc urbain actuel mais qui serait historiquement une ancienne usine de produits chimiques, fermée au début du 20<sup>ème</sup> siècle. Cette zone serait à considérer comme une anomalie anthropique.

A cela, on rajoutera une notion de **profondeur** d'échantillonnage. C'est à dire que des sols profonds échantillonnés sur un site potentiellement pollué (ex 250-300 cm) ne peuvent pas être comparés avec des sols d'un environnement local témoin qui ont été échantillonnés en surface (0-5cm correspondant au FPGA). L'objectif est de comparer des données se rapportant à des horizons similaires de même type de sol en vue de mettre en évidence ou non une différence de degré de contamination (Ouellette et al., 2012). La prise en compte des profondeurs d'échantillonnage est donc primordiale (cf § 3). Dans ce cadre il est important de distinguer pour le milieu sol les couches de surface, subissant les retombées atmosphériques diffuses, des couches profondes, n'étant pas affectées par les émissions atmosphériques (sauf cas de remaniement du sol, de remblais ou de polluant migrant vers la profondeur). On tiendra compte de la topographie des lieux et de la présence d'éventuels remblais qui pourraient l'avoir modifiée. Une couche se trouvant à une profondeur P1 sur un site 1 pourrait se trouver à une profondeur P2 différente de P1 sur un site 2. On tendra donc à prélever toujours dans la même couche.

Par ailleurs, cette première étape permet de s'informer sur des **anomalies anthropiques** ou des **anomalies géochimiques naturelles** connues. Une zone d'anomalie anthropique ne pourra pas être utilisée comme environnement local témoin et aucune valeur de fond ne sera calculée sur cette zone (par exemple les accotements de vieilles routes nationales sont souvent fortement chargées en plomb et doivent donc être écartées dans cette démarche). A l'inverse, une anomalie géochimique naturelle peut être considérée comme une valeur de fond si elle présente une extension significative (plusieurs hectares). Dans ce cas, elle peut être utilisée comme environnement local témoin s'il est prouvé que le contexte du site d'étude est identique.

L'environnement local témoin d'un site sera donc défini par une **lithologie**, un **usage** (intégrant l'historique de l'occupation du sol) et une **profondeur** d'étude **similaire au site d'étude**.

Un document présentant les consignes à respecter pour le choix des zones de prélèvement, l'échantillonnage et l'analyse est fourni en annexe (§ 8.4).

#### 4.1.2 Recherche d'informations sur l'environnement local témoin

Simultanément à la mise en place de la zonation en fonction de l'usage des sols, il convient de collecter des informations sur des éléments et/ou phénomènes naturels ou artificiels qui ont pu influencer la qualité des sols. Les sources d'informations listées ci-après permettront éventuellement de redécouper les zones d'environnement local témoin. Elles permettront,



également d'exclure des zones d'anomalie anthropique (avérées ou supposées) et d'éviter un échantillonnage inutile.

Des informations et des bases de données sur l'état et les pressions exercées sur les sols existent d'ores et déjà, mais de façon disparate. Elles sont passées en revue ci-dessous et serviront à préciser l'environnement local témoin.

#### 4.1.2.1 Géologie et anomalies géochimiques naturelles

Les services offerts par le BRGM couvrent l'ensemble des informations géoscientifiques du BRGM : les cartes géologiques du 1/ 1 000 000 au 1/ 50 000 papier et harmonisées, la banque du sous-sol, la gravimétrie, les risques naturels (aléa retrait gonflement, néopal, cavités souterraines, mouvements de terrain, séismes), les risques industriels (BASIAS) et les granulats marins.

Sur InfoTerre<sup>3</sup>, la Base de Données du Sous-sol (BSS) met à la disposition du public plus de 700 000 descriptions d'ouvrages souterrains accompagnées d'un ensemble de plus de 2 000 000 documents numérisés. Près de la moitié des ouvrages possède une coupe géologique succincte, et environ 20% possèdent une coupe géologique élaborée vérifiée par un professionnel.

Les services mis en œuvre sont disponibles dans différents formats en fonction des besoins et des outils utilisés. Les données sont interopérables en respectant les standards de l'Open Geospatial Consortium (OGC) et dans l'esprit des règles de mise en œuvre de la Directive Inspire (services de visualisation OGC WMS 1.3 et service de téléchargement WFS 1.0).

#### 4.1.2.2 Pédologie

De la même façon que la carte géologique, la carte pédologique va permettre d'affiner les entités géographiques présumées cohérentes. Il est cependant noté une hétérogénéité entre les échelles des cartes pédologiques en fonction des régions et leur disponibilité numérique. Le programme Inventaire Gestion et Conservation des Sols (IGCS) est le programme d'inventaire multi-échelle des sols du territoire. Il se décline en trois volets : les Référentiels Régionaux Pédologiques (RRP) à l'échelle de 1 / 250 000, le programme Connaissance Pédologique de la France (CPF) aux échelles moyennes (1 / 100 000 et 1 / 50 000) et le programme Secteurs de Référence (SR) à une échelle détaillée (1 / 10 000). Concernant le RRP, les levés cartographiques sont achevés sur plus de 96 % du territoire (hors ROM-COM) et 92 % de la surface du territoire est informatisée fin 2017. Les autres programmes sont par contre moins avancés. Des cartes thématiques à petites échelles sont disponibles sur le site du GIS Sol. Des cartes à de plus grandes échelles (plus précises) sont référencées sur le site du GIS<sup>4</sup>.

Les cartes pédologiques ne couvrent malheureusement pas l'ensemble du territoire français. Les sols urbains restent des milieux très peu étudiés et renseignés.

#### 4.1.2.3 Sources de contamination

L'objectif est d'identifier les zones présentant, ou pouvant présenter, des pollutions locales. L'échantillonnage de ces zones ne sera pas pertinent pour constituer un fond pédo-géochimique<sup>5</sup>. Il est donc important de connaître l'emplacement de zones potentiellement polluées pour éviter des prélèvements inutiles. Une activité telle qu'une usine chimique, une fonderie, un incinérateur, une mine, une route très fréquentée, une ancienne décharge peut en effet donner lieu à une anomalie anthropique qu'il est important de discriminer du fond pédo-géochimique anthropisé.

Afin d'identifier ces zones potentiellement contaminées, il est possible de se référer à plusieurs sources de données.

<sup>3</sup> [www.infoterre.brgm.fr](http://www.infoterre.brgm.fr)

<sup>4</sup> <http://www.gissol.fr/publications/cartes-notices> pour les cartes et notices papier et sur <http://webapps.gissol.fr/georefersols/> pour les études référencées dans IGCS (dont les cartes et notices)

<sup>5</sup> Toutefois, dans certaines situations en effet, des échantillons de sols collectés sur des sites industriels ne sont pas contaminés, et pourront de ce fait être intégrés aux bases de données sur les fonds pédo-géochimiques.



#### 4.1.2.3.1 BASIAS - Inventaire historique de sites industriels et activités de service<sup>6</sup>

BASIAS est la base de données des anciens sites industriels et activités de service. Elle constitue un inventaire des anciens sites pouvant éventuellement être à l'origine de pollutions des sols. Elle recense approximativement 300 000 à 400 000 sites potentiellement pollués (soit approximativement 100 000 ha), dont certains sont à l'état de friches.

La présence d'un site dans la base de données BASIAS ne présume en rien d'une pollution au droit du site, ces derniers n'ayant pas forcément fait l'objet de diagnostic des sols. Par ailleurs, leur localisation n'étant pas toujours exacte, il est nécessaire d'être vigilant à ce sujet.

De manière générale, les sites BASIAS et leur environnement proche seront évités dans la mise en place d'un échantillonnage complémentaire pour déterminer les valeurs de fonds.

Dans les cas où des jeux de données sont disponibles et couvrent l'emprise de sites identifiés dans BASIAS, il conviendra d'étudier les sites et de définir lesquels sont susceptibles d'avoir engendré une pollution locale du sol.

#### 4.1.2.3.2 BASOL<sup>7</sup>

BASOL est la base de données sur les sites et sols pollués (ou potentiellement pollués) appelant une action des pouvoirs publics, à titre préventif ou curatif. La base de données BASOL répertorie ainsi les sites faisant l'objet de mesures de gestion des sols pour prévenir les risques sur les personnes et l'environnement (4 100 sites en 2012).

Les données acquises à l'emplacement des sites BASOL ne seront dans la mesure du possible pas utilisées pour définir des valeurs de fonds, sauf s'il est démontré que certaines données correspondent à l'environnement local témoin ou à des zones non polluées.

#### 4.1.2.3.3 SIG Mines France - Système d'Information Géographique sur les Mines en France

Le SIG Mines<sup>8</sup> fournit des données provenant de sources aussi diverses que la base des ressources minérales France (substances métalliques et énergétiques), celles des anciennes concessions, de la géochimie, et d'autres bases "externes" telles que les bases pédologiques et d'occupation du territoire, celles des cavités souterraines, etc.

L'inventaire minier national (IMN) du BRGM peut être utile pour connaître les zones où se trouvent des anomalies géochimiques naturelles (mais uniquement dans certaines formations géologiques). L'inventaire minier national (IMN) ne s'affranchit cependant pas totalement d'influences anthropiques (cf. étude METOTRASS (Le Guern, 2014)), il faut donc faire attention à l'environnement historique des données (ex. Cu en zone viticole, proximité fonderie...).

#### 4.1.2.3.4 Inventaire Historique Urbain (IHU)

Certaines agglomérations se dotent actuellement d'un inventaire des anciens sites industriels et activités de services à l'échelle du parcellaire cadastrale. Ces bases de données sont d'une grande exhaustivité et visent à sécuriser les opérations foncières et d'aménagement. De manière plus précise, l'inventaire historique urbain vise, par un travail documentaire approfondi, un repérage fin des surfaces potentiellement polluées. Par son rôle de planification, il aide à anticiper les risques lors des opérations de reconversion. Associé à l'élaboration d'un SCoT ou d'un PLU, il permet d'anticiper les pollutions des milieux dès la phase de planification urbaine.

#### 4.1.2.3.5 Accident

La base de données ARIA<sup>9</sup> (Analyse, Recherche et information sur les Accidents) du BARPI

---

<sup>6</sup> <http://www.georisques.gouv.fr/dossiers/inventaire-historique-des-sites-industriels-et-activites-de-service-basias/>

<sup>7</sup> <http://basol.developpement-durable.gouv.fr>. Les systèmes d'information sur les sols sont disponibles sur Géorisques

<sup>8</sup> <http://www.georisques.gouv.fr/dossiers/sis-secteur-dinformation-sur-les-sols>

<sup>8</sup> <http://sigminesfrance.brgm.fr>

<sup>9</sup> <https://www.aria.developpement-durable.gouv.fr>



(Bureau d'Analyse des Risques et Pollutions Industriels du Ministère en charge de l'environnement) répertorie les incidents ou accidents qui ont pu porter atteinte à la santé ou la sécurité publiques ou à l'environnement. Le but est de rassembler, d'analyser et de diffuser les informations et le retour d'expérience en matière d'accidents industriels et technologiques.

#### 4.1.2.4 Zones naturelles<sup>10</sup>

Les bases de données telles que ZNIEFF, Natura 2000, espaces protégés, inventaire national du patrimoine géologique, n'apportent pas forcément d'informations complémentaires sur les valeurs de fonds dans les zones naturelles. En effet l'appartenance à ces référentiels ne signifie pas que les valeurs de fonds y sont plus basses que dans d'autres secteurs. Ces zones peuvent avoir été contaminées par des apports atmosphériques diffus, comme les autres zones d'utilisation du sol.

Il faut par ailleurs être vigilant car les sols de ces milieux peuvent avoir été remaniés, par exemple des ZNIEFF peuvent s'être développées sur des anciennes carrières, gravières ou même friches industrielles.

## 4.2 Etape 2 : Collecte et acquisition de données

### 4.2.1 Collecte de données existantes

Cette étape consiste, dans un premier temps, à rechercher les jeux de données déjà acquis localement (et parfois disponibles dans une base de données) et vérifier qu'ils sont pertinents par rapport à la situation rencontrée. Les bases de données nationales et locales disponibles sont par exemple le RMQS, la BDETM, BDSolU, le Référentiel Pédo-Géochimique du Nord-Pas de Calais. Les différentes bases de données sont décrites au § 4.2.1.1. Certains bureaux d'étude ou maîtres d'ouvrage disposent de leur propre base de données.

L'utilisation de ces bases de données devra être faite en respectant les critères de choix comme la géologie, la pédologie, la profondeur, l'usage, et l'historique de la zone, définis ci-dessus dans l'étape 1 (§ 4.1). Les bases de données sont souvent liées aux grands types d'usages (forestier, agricole, urbain ou industriel). Ainsi le chargé d'étude devra dans la mesure du possible définir dans quel type de milieu (usage) le site se situe afin d'interroger de façon pertinente les bases de données existantes comme présenté à la Figure 9. Il est important de garder en mémoire que, à défaut de valeurs issues d'un même usage du sol, un usage moins impactant pourra être considéré (principe conservateur).

Si aucune valeur de fond pertinente n'est disponible dans les bases de données ou que ces données sont trop partielles (par exemple moins de 3 données pour chaque profondeur d'étude), il conviendra d'acquérir dans l'environnement local témoin des valeurs par la mise en place d'un échantillonnage des sols (cf. § 4.2.3).

#### 4.2.1.1 Bases de données

La consultation des bases de données existantes est fortement recommandée tant pour des études locales liées à un site que pour des études territoriales. Cela permet de collecter des données déjà acquises et souvent qualitativement validées. La mutualisation des données et leur mise à disposition s'avèrent indispensables pour réduire *in fine* les coûts et améliorer les études.

Dans cette partie, sont décrites les bases de données existantes et les sources d'information qui participeront à la caractérisation des valeurs de fonds dans les sols.

Cet inventaire complète les travaux réalisés en avril 2008 par le BRGM, qui a rédigé un rapport

<sup>10</sup> <https://inpn.mnhn.fr/telechargement/cartes-et-information-geographique/ref>



pour le Ministère en charge de l'environnement sur les « Bases de données relatives à la qualité des sols<sup>11</sup> », ainsi que ceux menés en 2011 par le réseau RECORD, qui a fourni un avis d'expert sur les « bruits de fond » en y intégrant un inventaire des bases de données sur les sols.

#### 4.2.1.1.1 Bases de données nationales

##### 4.2.1.1.1.1 Bases de données du GIS Sol (Groupement d'Intérêt Scientifique sur les Sols)

Le Groupement d'intérêt scientifique Sol<sup>12</sup> a été créé en 2001 par les ministères en charge de l'agriculture et de l'écologie, l'ADEME, l'INRA et l'IFEN<sup>13</sup>.

Les membres actuels sont les Ministères en charge de l'agriculture et de l'écologie, l'Institut National de la Recherche Agronomique (INRA), l'Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie (ADEME), l'Institut de Recherche pour le Développement (IRD) et l'Institut national de l'information géographique et forestière (IGN).

Le GIS Sol participe à la production de données sur les sols en France lesquelles sont pour la plupart accessibles sous différentes formes :

- des tableaux de données utilisables dans un tableur,
- des services web interopérables avec des outils cartographiques SIG,
- des cartes.

L'ensemble des données développées par le GIS Sol sont des sources d'information importantes dans le cadre de la détermination des fonds pédo-géochimiques anthropisés et naturels. Les données sont principalement acquises dans des milieux à usage agricole et forestier. Les bases de données développées par le GIS Sol sont détaillées ci-dessous.

Sur le site internet du GIS Sol, il est possible d'accéder à la description des bases de données et à la description de leur mode de consultation. Il est possible également d'accéder à des cartes interactives (GEOSOL et AGROENVGEO) et à des web services.

##### 4.2.1.1.1.1.1 BDAT – Paramètres agronomiques sur sols agricoles

La BDAT est une base de données d'analyses des terres agricoles. C'est une collecte de données de paramètres agronomiques construite à partir des analyses réalisées par les agriculteurs. Geosol<sup>14</sup> est l'outil de visualisation des statistiques issues des données de la BDAT. Pour garantir l'anonymat des agriculteurs, la localisation des données n'est pas disponible. Seuls des résultats agrégés à l'échelle cantonale sont disponibles. Ils portent sur l'horizon de surface (0 – 30 cm) de sols agricoles, le plus souvent labourés.

##### 4.2.1.1.1.1.2 RMQS – Métaux et organiques sur sols majoritairement agricoles

Le RMQS (Réseau de Mesure de la Qualité des Sols)<sup>15</sup> est un outil visant à améliorer la connaissance et à assurer la surveillance de la qualité des sols de divers milieux.

Le programme est basé sur 2 200 sites d'échantillonnage répartis de façon systématique selon une grille de mailles de dimension 16 x 16 km, représentatifs des sols français et de leurs usages. Il s'agit majoritairement de sols agricoles ou forestiers et dans une moindre part de sols urbains : 40% terres agricoles arables avec successions culturales, 25% prairies permanentes, 27% surfaces boisées, 8% divers (terres agricoles avec cultures pérennes type vignes, milieux naturels, parcs et jardins urbains, friches). La grille du RMQS de maille 16 km x 16 km apporte une unité d'étude (25 600 ha) assez fine pour permettre une étude comparative de la répartition des pressions au niveau national et assez grande pour autoriser l'agrégation des différents indicateurs au sein de celle-ci.

Un protocole d'échantillonnage et d'analyse très strict a été établi. Ainsi les équipes ont été formées sur le terrain par l'INRA. L'échantillonnage est homogène sur le territoire français en intégrant la haute montagne et l'Outre-Mer. Pour la première campagne l'échantillonnage RMQS a été fait à deux niveaux de profondeur : 0 - 30 cm et 30 - 50 cm. Pour la seconde campagne une profondeur

<sup>11</sup> [http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/BD\\_Sol\\_existantes\\_et\\_gestion.pdf](http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/BD_Sol_existantes_et_gestion.pdf)

<sup>12</sup> <http://www.gissol.fr/>

<sup>13</sup> L'IFEN a été dissous en 2008 et remplacé par le service statistique du ministère de l'écologie

<sup>14</sup> <http://www.gissol.fr/outils/bdat-346>

<sup>15</sup> <http://www.gissol.fr/le-gis/programmes/rmq-34>



supplémentaire a été ajoutée. L'échantillonnage et l'analyse des sols de la 1<sup>ère</sup> campagne s'est déroulé entre 2001 et 2009. La deuxième campagne, prévue pour durer 12 ans, a débuté en 2016 afin de déterminer l'aspect dynamique de certains paramètres dans les sols tels que la teneur en carbone. Elle ne concerne cependant pas les ETM et polluants organiques, compte tenu de leurs évolutions lentes, en dehors de phénomènes de contamination.

Les échantillons prélevés dans le cadre du RMQS sont conservés à l'INRA d'Orléans, au sein du Conservatoire Européen des Echantillons de Sols (CEES) afin d'une part, de tenir compte de l'évolution des techniques analytiques et de l'accélération de la précision de mesure et d'autre part à quantifier des éléments ou substances chimiques non mesurés initialement.



Figure 10 - Extrait du site internet du GIS Sol sur l'état des sols en France : présentation du RMQS.

Les éléments analysés sur les 2 200 échantillons correspondant à la première campagne sont les suivants (Jolivet et al., 2010) :

- Granulométrie sans décarbonatation (pipette de Robinson et tamisage sous l'eau, méthode validée par rapport à la norme NF X 31-107), 5 fractions (0-2 µm, 2-20 µm, 20-50 µm, 50-200 µm, 200-2000 µm),
- Teneur en eau résiduelle après séchage à 105°C d'un échantillon séché à l'air,
- pH eau (NF ISO 10390, dilution au 1/5),
- Calcaire total (méthode volumétrique NF ISO 10693),
- Carbone organique sur sol décarbonaté (combustion sèche NF ISO 10694),
- Azote total (combustion sèche NF ISO 13878),
- Phosphore assimilable exprimé en P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> (méthode Olsen NF ISO 11263),
- Capacité d'échange cationique (extraction au chlorure de cobaltihexammine NF X 31-130),
- Cations échangeables : Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na, (extraction au chlorure de cobaltihexammine NF X 31-130),
- Eléments majeurs après extraction totale : Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na (extraction HF + HClO<sub>4</sub>, NF ISO 14689-1),
- Eléments majeurs après extraction partielle : Fer libre, méthode Tamm (en obscurité) et méthode Mehra-Jackson,
- Eléments traces après extraction totale : Cr, Cu, Ni, Zn, Cd, Co, Mo, Pb, Tl (extraction HF + HClO<sub>4</sub>, NF ISO 14689-1),
- Eléments traces après extraction partielle : Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn (extraction à l'EDTA non tamponnée méthode INRA), Bore soluble à l'eau (NF X 31-122).

Le mercure, l'arsenic et les organiques persistants (HAP, PCB, dioxines et furanes, pesticides organo-chlorés persistants) ont été analysés plus récemment.

Pour éviter les biais analytiques, l'ensemble des déterminations a été confié à un seul laboratoire, le Laboratoire d'Analyse des Sols de l'INRA d'Arras.

Compte tenu des règles de protection de la propriété des données, il n'est pas possible de



divulguer les coordonnées des sites et donc de relier les données mesurées aux parcelles. Les données non géoréférencées sont néanmoins accessibles à travers des outils internet de téléchargement et de spatialisation. Ainsi, par exemple en remplacement de l'outil INDIQUASOL, les données « Vibrisse – Seuils de détection d'anomalies pour différents éléments traces<sup>16</sup> » sont disponibles sur les sites <https://data.inra.fr/> et <https://agroenvgeo.data.inra.fr/>. D'autres données seront mises en ligne sur ces sites en 2019.

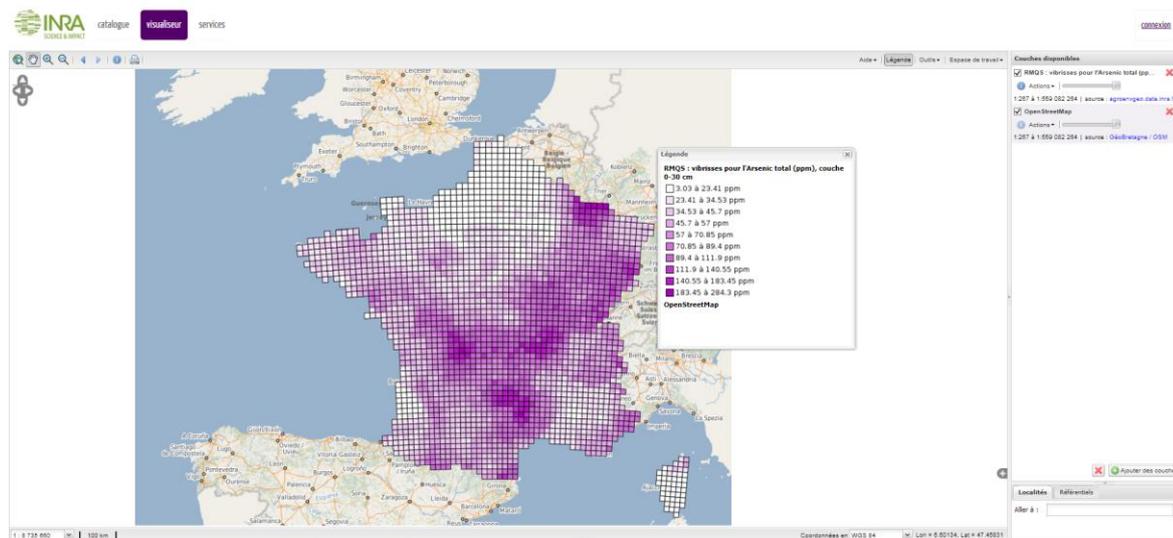


Figure 11 - Exemple d'outil cartographique du GIS Sol.

Ce jeu de données rassemble les résultats du calcul d'indicateurs pouvant servir de seuils de détection d'anomalies en éléments traces (arsenic, cadmium, cobalt, chrome, cuivre, mercure, nickel, plomb, thallium, zinc) dans les sols de surface. Ces indicateurs correspondent à des vibrisses calculées à partir d'un ensemble de mesures situées dans un rayon de 50 km autour du point considéré. Les mesures correspondent à des teneurs totales en éléments traces et proviennent des sites du RMQS pour les horizons 0-30 cm (tous les éléments) et 30-50 cm (sauf pour l'arsenic et le Mercure). On considère ici que ces calculs régionalisés des vibrisses jouent un rôle d'indicateur de tendance régionale prenant en compte à la fois les valeurs de fonds pédogéochimiques et les apports d'origine anthropique. Elles correspondent à la teneur limite au-delà de laquelle une valeur peut être considérée comme anormale. Elles permettent ainsi de détecter les anomalies ponctuelles tout en s'affranchissant de la valeur de fond locale (Saby et al., 2018).

Un exemple de détection de valeurs anormales d'ETM dans les sols à l'aide du RMQS est donné dans l'article de Villanneau et al. (2008).

#### 4.2.1.1.1.1.3 BDETM – Eléments traces métalliques dans les sols agricoles labourés

Elaborée par l'INRA à la demande de l'ADEME, la BDETM est une Base de Données des Eléments Traces Métalliques (BDETM) dans les sols agricoles labourés (horizon labouré, i.e. horizon de surface)<sup>17</sup>.

Cette base de données a été initialement constituée à partir d'analyses d'éléments traces métalliques dans les sols agricoles pour la mise en place de plans d'épandage des boues de stations d'épuration. Elle est issue de deux campagnes de collecte de données mises en œuvre en 1997-1998 et 2008-2010 et portant sur plus de 73 000 sites. Elle renseigne sur les teneurs en

<sup>16</sup> <https://agroenvgeo.data.inra.fr/geonetwork/srv/fre/catalog.search#/metadata/63e6c177-455e-5805-b70b-0894ee1c7174>

<sup>17</sup> [http://www.gissol.fr/fiches\\_pdf/fiche\\_BDETM.pdf](http://www.gissol.fr/fiches_pdf/fiche_BDETM.pdf)



éléments traces métalliques et sur les paramètres agronomiques « classiques » des sols agricoles français et sur leur répartition dans l'espace.

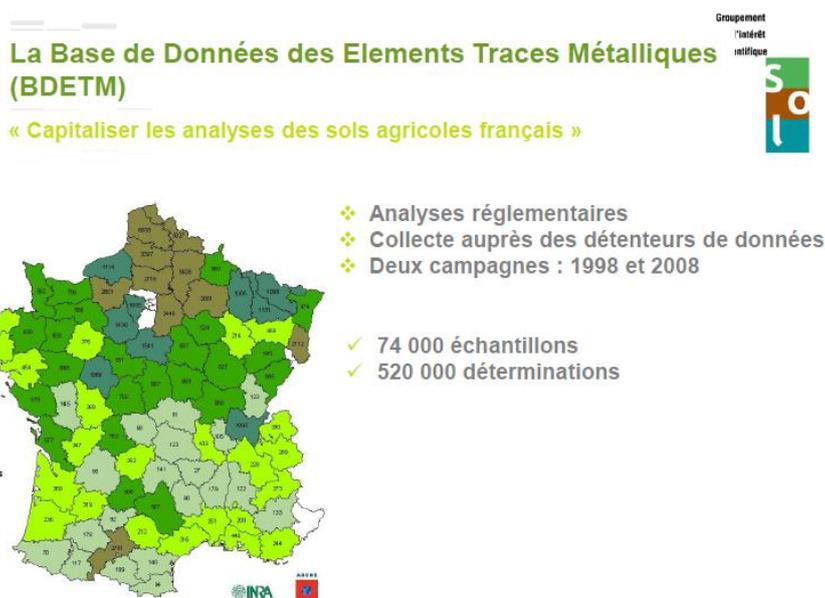


Figure 12 - Présentation de la BDETM, source : INRA

En 2011, la BDETM a été utilisée pour obtenir des valeurs de références locales en éléments traces métalliques dans la région Centre (Duigou et al., 2011) et pour la région Île-de-France (Baize et al., 2011).

Un travail d'interprétation des données a été réalisé lors de la 1<sup>ère</sup> campagne selon les « petites régions agricoles », territoires relativement petits et donc moins hétérogènes aux plans géologique et pédologique (Baize et al., 2006) et selon les régions agricoles lors de la 2<sup>ème</sup> campagne (Duigou and Baize, 2010).

Des statistiques sommaires par canton des teneurs en ETM et de propriétés pédologiques issues d'observations collectées dans le cadre du programme BDETM ont été produites et sont disponibles<sup>18</sup>.

La carte des teneurs en plomb total par petite région agricole est disponible sur le site de l'INRA<sup>19</sup>.

#### 4.2.1.1.1.2 ASPITET

ASPITET était un programme INRA intitulé Apports d'une Stratification Pédologique pour l'Interprétation des Teneurs en Eléments Traces. Les prélèvements ont été réalisés de 1994 à 2005 en surface et en profondeur sur 1 800 horizons provenant de plus de 1 000 sites en régions rurales, localisées principalement dans le Bassin parisien au sens large. Le but était de prendre en compte la stratification pédologique et d'interpréter les teneurs en éléments traces métalliques en tenant compte de la différenciation pédologique.

Le programme a porté sur :

- ✓ les usages des sols : agricoles et forestiers,
- ✓ les « types de sols » et les matériaux géologiques,
- ✓ les horizons (surface et profonds).

Il a déterminé :

- ✓ les teneurs totales en Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb et Zn puis As, Hg et Ti (mises en solution par

<sup>18</sup> <http://www.gissol.fr/donnees/donnees-de-la-bdetm-2873>

<sup>19</sup> <https://agroenvgeo.data.inra.fr/geonetwork/srv/fre/catalog.search#/metadata/9c7bd8fd-c011-4543-bcab-68978f79b282>



- acide fluorhydrique et acide perchlorique),  
 ✓ les données pédologiques classiques (granulométrie, calcaire, carbone...).

Un tableau récapitulatif des résultats a été établi en mélangeant tous les horizons, y compris les horizons profonds, sans pollution. Les anomalies observées sont des anomalies naturelles. Le détail est donné dans l'article tiré du Courrier de l'environnement de l'INRA (Baize, 2000).

Dans la méthodologie nationale de gestion des sites pollués (MTES, 2017a) il est proposé d'utiliser comme **valeurs d'analyse de la situation** (VAS) pour les inorganiques, les gammes de valeurs définies pour les sols « ordinaires » (toutes granulométries confondues) issues de l'étude ASPITET de l'INRA.

Tableau 2 – Tableau issu du Guide méthodologique de gestion des sites et sols pollués (2017). Teneurs totales en éléments traces dans les sols - Gammes de valeurs « ordinaires » et d'anomalies géochimiques « naturelles » - Tableau issu de l'étude ASPITET. Métaux et Métalloïdes (en mg/kg).

Les gammes de valeurs présentées ci-dessous mg/kg. Les numéros entre parenthèses renvoient à des types de sols effectivement analysés, succinctement décrits et localisés ci-dessous.			
Métaux et Métalloïde	Gamme de valeurs couramment observées dans les sols "ordinaires" de toutes granulométries	Gamme de valeurs observées dans le cas d'anomalies naturelles modérées	Gamme de valeurs observées dans le cas de fortes anomalies naturelles
As	1,0 à 25,0	30 à 60 (1)	60 à 284 (1)
Cd	0,05 à 0,45	0,70 à 2,0 (1)(2)(3)(4)	2,0 à 46,3 (1)(2)(4)
Cr	10 à 90	90 à 150 (1)(2)(3)(4)(5)	150 à 3180 (1)(2)(3)(4)(5)(8)(9)
Co	2 à 23	23 à 90 (1)(2)(3)(4)(8)	105 à 148 (1)
Cu	2 à 20	20 à 62 (1)(4)(5)(8)	65 à 160 (8)
Hg	0,02 à 0,10	0,15 à 2,3	
Ni	2 à 60	60 à 130 (1)(3)(4)(5)	130 à 2076 (1)(4)(5)(8)(9)
Pb	9 à 50	60 à 90 (1)(2)(3)(4)	100 à 10180 (1)(3)
Se	0,10 à 0,70	0,8 à 2,0 (6)	2,0 à 4,5 (7)
Tl	0,10 à 1,7	2,5 à 4,4 (1)	7,0 à 55,0 (1)
Zn	10 à 100	100 à 250 (1)(2)	250 à 11426 (1)(3)

(1) zones de "métallotectes" à fortes minéralisations (à plomb, zinc, barytine, fluor, pyrite, antimoine) au contact entre bassins sédimentaires et massifs cristallins. Notamment roches liasiques et sols associés de la bordure nord et nord-est du Morvan (Yonne, Côte d'Or).  
 (2) sols argileux développés sur certains calcaires durs du Jurassique moyen et supérieur (Bourgogne, Jura).  
 (3) paléosols ferrallitiques du Poitou ("terres rouges").  
 (4) sols développés dans des "argiles à chailles" (Nièvre, Yonne, Indre).  
 (5) sols limono-sableux du Pays de Gex (Ain) et du Plateau Suisse.  
 (6) "bornais" de la région de Poitiers (horizons profonds argileux).  
 (7) sols tropicaux de Guadeloupe.  
 (8) sols d'altération d'amphibolites (région de La Châtre - Indre).  
 (9) matériaux d'altération d'amphibolites (région de La Châtre - Indre).



#### 4.2.1.1.1.3 RENECOFOR

Le réseau de surveillance RENECOFOR (Réseau National de suivi à long terme des ECOSystèmes FOREstiers<sup>20</sup>) a été créé par l'ONF afin de compléter le système de surveillance sanitaire des forêts françaises. L'objectif principal de ce réseau est de détecter d'éventuels changements à long terme dans le fonctionnement d'une grande variété d'écosystèmes forestiers et de mieux comprendre les raisons de ces changements.

Le réseau est constitué de 102 sites forestiers répartis sur la France. Les sols sont échantillonnés et analysés de façon homogène sur l'ensemble des sites. Les analyses de sols ont porté sur l'ensemble des sites ou sur une partie, selon les paramètres : densité apparente, granulométrie, pH, carbone organique, capacité d'échange cationique, taux de saturation en bases, concentration en N, K, Ca, Mg, Zn, Cd, Ni, Pb, Cu, CaCO<sub>3</sub>, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, etc. Chaque site fait l'objet d'une description pédologique des profils de sol (caractérisation des types de sol en identifiant les types d'humus et les horizons : profondeur, couleur, structure, texture, hydrologie, présence de racines, etc.). Les échantillons de sol sont stockés dans une pédothèque.

La « base de données Forêt »<sup>21</sup> est consultable à l'aide du « Portail cartographique IFN<sup>22</sup> » Elle n'apporte que peu d'information pour la qualité chimique des sols mais pourra être utile en vue de la constitution d'environnement local témoin.

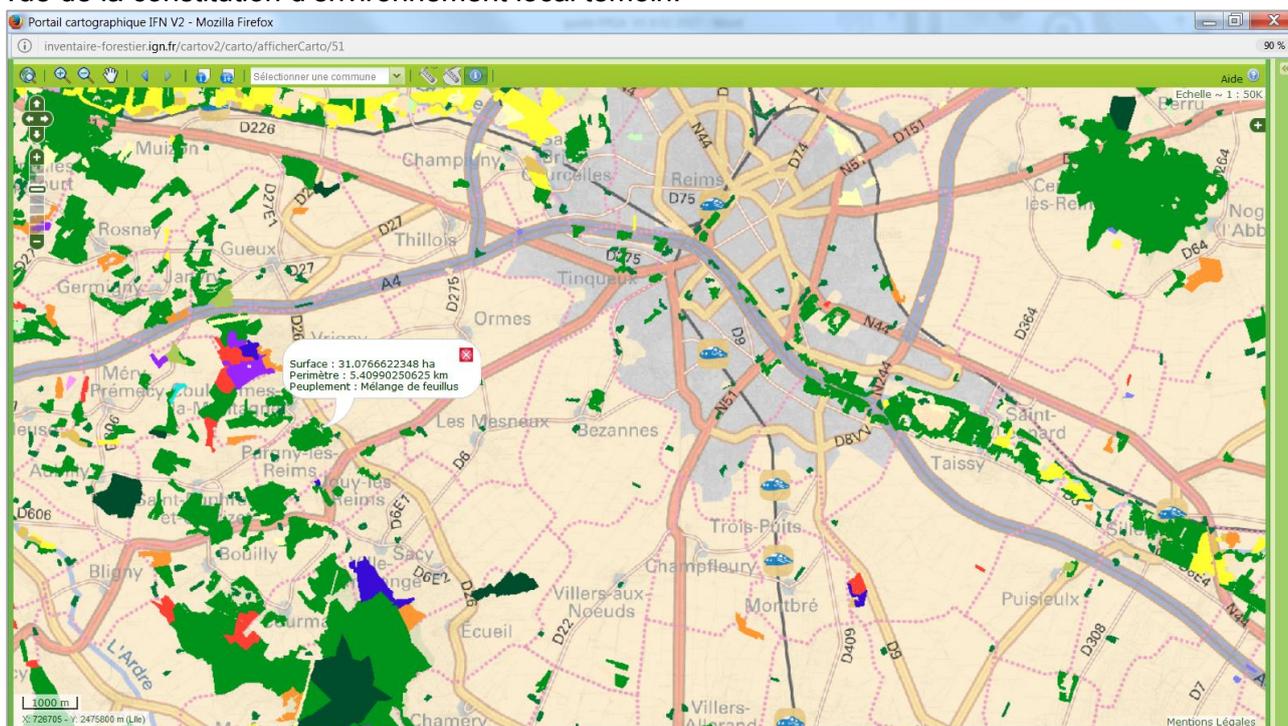


Figure 13 – Extrait du portail cartographique de l'inventaire forestier national

#### 4.2.1.1.1.4 ADES- Banque d'Accès aux Données des Eaux Souterraines

Les données « eaux souterraines » peuvent être prises en compte lors de l'étude pour la définition des valeurs de fonds. Elles constituent en effet une source d'information complémentaire renseignant indirectement sur la qualité du sol. De plus il peut être nécessaire de déterminer des valeurs de fonds en zone saturée. Dans ce cadre, et malgré le type de milieu (eaux souterraines) qui diffère du milieu sol, il est intéressant de disposer de données qualifiées d'« indirectes » qui pourront servir à l'étude géostatistique.

ADES est le portail national d'Accès aux Données sur les Eaux Souterraines en accès libre. Il rassemble sur un site internet public<sup>23</sup> des données quantitatives et qualitatives relatives aux eaux

<sup>20</sup> <http://www.onf.fr/renecofor>

<sup>21</sup> <http://inventaire-forestier.ign.fr/spip/spip.php?rubrique67>

<sup>22</sup> IFN : Inventaire Forestier National

<sup>23</sup> <http://www.ades.eaufrance.fr/>



souterraines. Plus de 75 000 stations de mesure, réparties sur l'ensemble du territoire, constituent les réseaux de surveillance des eaux souterraines. Ces stations suivent soit la qualité de l'eau (qualitomètre) soit le niveau d'eau (piézomètre).

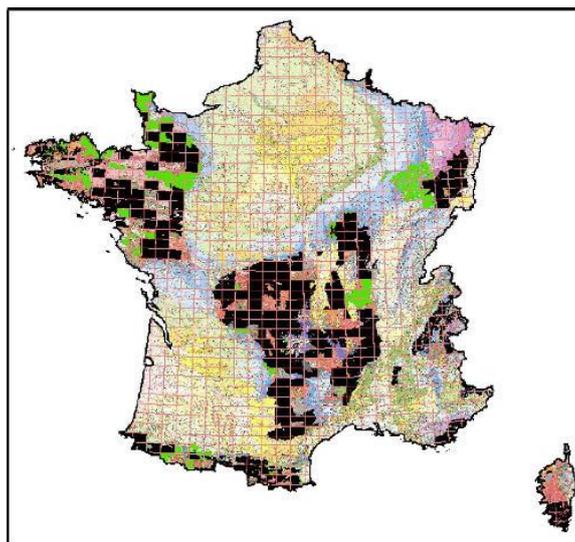
Le portail ADES consolide les données provenant des différents organismes, ce qui nécessite que les producteurs de données partagent un langage commun. Le Sandre<sup>24</sup> (Service d'administration nationale des données et référentiels sur l'eau) a pour mission, d'établir et de mettre à disposition le référentiel des données sur l'eau du Système d'Information sur l'Eau. Ce référentiel, composé de spécifications techniques et de listes de codes libres d'utilisation, décrit les modalités d'échange des données sur l'eau à l'échelle de la France. D'un point de vue informatique, le Sandre garantit l'interopérabilité des systèmes d'information relatifs à l'eau. Pour des raisons de compatibilité et d'uniformisation, ces codes sont aussi utilisés dans BDSolU.

#### 4.2.1.1.1.5 IMN- Inventaire Minier National – Géochimie du sous-sol

L'Inventaire Minier National constitue la plus grande base de données géochimiques disponibles. Il débuta en 1975 suite au premier choc pétrolier. Le gouvernement français a voulu relancer l'activité minière et améliorer la connaissance du sous-sol français en réalisant un inventaire des ressources minières qui s'acheva en 1992. L'Inventaire Minier National comprend 280 000 analyses réparties sur 20 % du territoire. Ces données sont accessibles gratuitement à partir de la plateforme SIG Mines France du BRGM<sup>25</sup>.

Pour des raisons économiques et géologiques, les campagnes de prospection n'ont couvert, à quelques exceptions près, que les vieux socles hercyniens et alpins, éventuellement leurs marges sédimentaires. Parallèlement aux travaux du BRGM, la société SNEAP a également effectué des recherches pour son propre compte et ceci, en utilisant le même outil géochimique, mais sur des zones en général différentes (partiellement chevauchantes). Après l'abandon de ces recherches, les résultats ont été mis à la disposition du comité de l'Inventaire.

La carte ci-après située, sur un fond géologique, les zones échantillonnées par le BRGM (en noir) et la SNEAP (en vert).



**Figure 14** - Carte géologique de la France avec les régions prospectées par le BRGM (noir) et la SNEAP (vert) – [http://sigminesfrance.brgm.fr/geoch\\_inventaire.asp](http://sigminesfrance.brgm.fr/geoch_inventaire.asp)

Le but essentiel de l'exploration géochimique était d'estimer et d'optimiser l'évaluation du potentiel minier du territoire métropolitain et, pour ce faire, obtenir le maximum d'informations permettant de déceler une quelconque minéralisation dans l'environnement de sites d'échantillonnage par l'analyse chimique : détection directe des métaux concernés, association d'éléments

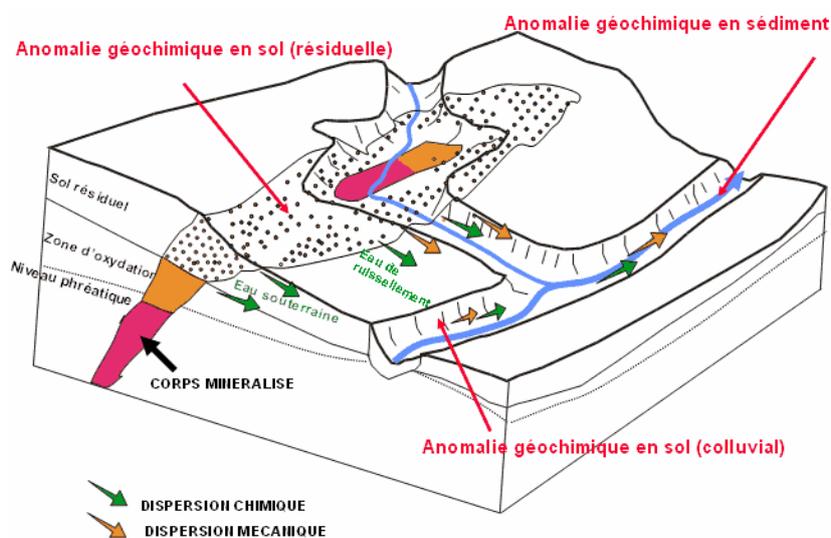
<sup>24</sup> <http://www.sandre.eaufrance.fr/>

<sup>25</sup> <http://sigminesfrance.brgm.fr/> ou Infoterre (<http://infoterre.brgm.fr/>)



caractéristiques d'un type de minéralisation, mise en évidence de phénomènes minéralisateurs, caractérisation géochimique des formations lithologiques environnantes. La mise en évidence d'anomalies nouvelles devait également stimuler l'investissement minier en métropole (Barbier, 1996).

Le principe de base de l'analyse des sédiments pour détecter une anomalie géochimique au niveau du bassin versant est détaillé dans la figure ci-dessous.



**Figure 15** - Altération superficielle d'un corps minéralisé et dispersion des éléments – source [http://sigminesfrance.brgm.fr/geoch\\_inventaire.asp](http://sigminesfrance.brgm.fr/geoch_inventaire.asp)

Les données sont actuellement toutes dans une base de données rassemblant les analyses BRGM (plus de 280 000 échantillons) et SNEAP (près de 60 000), ainsi que les résultats des études de minéraux collectés au moyen d'une batée (près de 100 000 échantillons). Une codification permet de connaître les caractéristiques des prélèvements et des échantillons, ainsi que le type d'analyse. Les coordonnées de chaque point sont dans un système unique (Lambert II étendu). L'inventaire minier a été utilisé dans l'étude METOTRASS (Le Guern, 2014).

#### 4.2.1.1.1.6 Inventaire forestier national

L'IGN<sup>26</sup> est chargé de l'inventaire forestier national<sup>27</sup>, qui s'appuie depuis 2004 sur une méthode de sondages systématiques sur l'ensemble du territoire. Lors de cet inventaire, une description du sol est réalisée. Une fosse pédologique et un sondage à la tarière sont réalisés dans la partie centrale de la placette pour relever ses principales caractéristiques du sol : forme d'humus, type de sol et nature de la roche mère. Le sol est décrit pour chaque horizon en relevant la profondeur, la texture et la charge en éléments grossiers. La présence de conditions limitantes (oxydation, hydromorphie, etc.) est aussi notée. À partir de ces données, des indicateurs stationnels peuvent être calculés. En croisant les données relatives à la charge en éléments grossiers, l'affleurement rocheux et la profondeur du sol, on obtient un indicateur sur la facilité de prospection du sol par les racines. Le relevé floristique donne des renseignements complémentaires sur les conditions de station. En effet, les espèces végétales sont représentatives des conditions qui règnent sur la placette et permettent de calculer des indices comme les niveaux hydriques ou trophiques des sols. »<sup>28</sup>

Par ailleurs, l'IGN réalise une cartographie du pH de surface des sols forestiers français<sup>29</sup>.

<sup>26</sup> Institut national de l'information géographique et forestière

<sup>27</sup> [http://inventaire-forestier.ign.fr/spip/IMG/pdf/LP\\_1.pdf](http://inventaire-forestier.ign.fr/spip/IMG/pdf/LP_1.pdf)

<sup>28</sup> [http://inventaire-forestier.ign.fr/spip/IMG/pdf/LP\\_1.pdf](http://inventaire-forestier.ign.fr/spip/IMG/pdf/LP_1.pdf)

<sup>29</sup> <http://inventaire-forestier.ign.fr/spip/spip.php?rubrique182>



#### 4.2.1.1.2 Bases de données régionales et locales

##### 4.2.1.1.2.1.1 Référentiel Pédo-Géologique de la région Nord-Pas-de-Calais

En 1998, une démarche intitulée « *Référentiel Pédo-Géochimique du Nord-Pas de Calais – RPG* » a été définie afin d'élaborer une base de données renseignant sur les teneurs normales de 18 éléments traces des principaux types de sols de la région. Ainsi ont été exclus systématiquement les sols potentiellement affectés par des contaminations massives liées par exemple à l'épandage de sédiments, à la proximité de sites industriels ou de grands axes de communication.

L'échantillonnage, basé sur une approche pédologique et non géostatistique, a concerné 267 sites répartis dans les différentes petites régions naturelles du Nord-Pas de Calais, choisis selon la nature des matériaux parentaux, les types de sols et leur usage (culture, prairie permanente, forêt). La démarche, menée par l'INRA et l'ISA, a abouti à la constitution d'un outil original en France qui renseigne sur les caractéristiques physico-chimiques et les teneurs en As, Bi, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, In, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Se, Sn, Ti, V et Zn des horizons caractéristiques des principaux types de sol.

Ont été réalisés divers traitements tels que : statistiques régionales descriptives ; examen de la localisation des valeurs anormales ; cartographies mono-élémentaires par krigeage ; vision multi-élémentaire grâce à un indice numérique additif très simple. Un fort contraste apparaît entre des secteurs fortement influencés par des contaminations voire des pollutions multimétalliques (zones riveraines de l'agglomération lilloise, environs immédiats de grands sites industriels) et les zones rurales qui ne montrent pas de contaminations nettes à l'exception du cadmium apporté par la fertilisation phosphatée. Outre une vision spatiale des teneurs pour les 8 principaux éléments traces, les traitements ont permis d'avoir une bonne connaissance statistique des « teneurs agricoles habituelles » (TAH) en stratifiant par matériaux parentaux et par petites régions naturelles. Ces TAH ainsi stratifiées ont été estimées en considérant toutes les valeurs comprises entre le 10<sup>e</sup> et le 90<sup>e</sup> centile.

Des facteurs d'enrichissements (FE) ont été calculés en chaque site pour 18 éléments en traces et 250 solums en utilisant l'aluminium comme élément géochimique de référence et un horizon profond ou le matériau parental supposé non contaminé par les activités humaines. Les programmes sont détaillés dans les articles « *Les éléments en traces dans les sols agricoles du Nord-Pas-de-Calais* » (Baize et al., 2010) et « *Les éléments en traces dans les sols agricoles du Nord - Pas de Calais- II. Cartographie des enrichissements dans les horizons de surface* » (Sterckeman et al., 2012).

##### 4.2.1.1.2.2 GEOMELY- Fond géochimique de la métropole de Lyon

Cette base de données est citée comme un exemple de collecte de données à l'échelle d'une agglomération. En 2007 la métropole de Lyon a décidé de mettre en place une démarche pour connaître les différents fonds géochimiques de son territoire pour les raisons suivantes :

- ✓ Hétérogénéité géochimique du territoire (Monts du Lyonnais à l'ouest, plaine alluviale à l'est),
- ✓ Evolution réglementaire sur les Installations de Stockage des Déchets Inertes (ISDI) et problématique sur les terres excavées,
- ✓ Opportunité via l'Association pour la Promotion des Eco-entreprises Lyonnaises (APPEL), qui est un regroupement de l'ensemble des éco-acteurs comportant un groupe de professionnels des sites et sols pollués. La mise en place du référentiel est basée sur la participation collaborative des différents acteurs susceptibles de détenir des données sur les sols urbains de la métropole.

Le travail s'est déroulé en deux temps : - de 2007 à 2010, conduite d'une réflexion sur les besoins et la faisabilité ainsi que mise en place de définitions

- en 2010 début du renseignement de la base de données

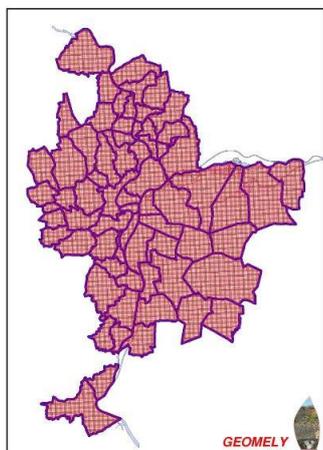
Principe de fonctionnement de GEOMELY (Réunion GT élargi 22/09/2015) :

1. C'est une banque de données (non interprétées) destinée à renseigner sur le fond



géochimique du GrandLyon. Un guide a été élaboré pour aider les utilisateurs à renseigner la base et à la rendre homogène.

2. Les données liées à des pollutions locales (sources de pollution, terrains fortement impactés dans une logique de pollution liée à une activité industrielle) ont été exclues. Ces données ont été gérées par ailleurs. Seules les données liées à l'histoire de la ville ont été prises en compte, telles que la présence de remblais anthropiques liés à la dépollution, à la reconstruction de la ville sur la ville...
3. Absence de financement : seuls ont participé les bureaux d'étude les plus intéressés.



La démarche repose sur un maillage du territoire (55 000 mailles de 100 m de côté) et l'information est géo-référencée par rapport à la maille dont elle est issue. Les grands sites industriels peuvent poser problème dans cette démarche.



Figure 16 - Extrait de la base de données GEOMELY de la métropole de Lyon.

Le maillage et les outils ont été développés par les services de la métropole. Pour le référencement des échantillons dans la base, des numéros ont été attribués à chacune des mailles afin de ne pas permettre la localisation précise des points de prélèvement.

Les informations suivantes ont été renseignées pour chacun des échantillons : les coordonnées, la date d'analyse, les niveaux de prélèvement (supérieur et inférieur), la lithologie, la texture, l'hydrologie, les couleurs, l'hétérogénéité/homogénéité, les éléments anthropiques (briques...), la réalisation d'échantillons composites ou non.

Les concentrations en métaux, HAP et PCB sont renseignées, ainsi que la granulométrie et les méthodes d'analyses utilisées pour les déterminations.

La base de données GEOMELY n'est accessible que pour les utilisateurs ayant contribué à la compilation des données.

#### 4.2.1.1.3 Bases de données européennes

##### 4.2.1.1.3.1 FOREGS- Forum of the European Geological Surveys- Atlas géochimique de l'Europe

Le FOREGS a réalisé un programme de cartographie de références géochimiques à l'échelle européenne (Geochemical Baseline Mapping Programme). Les résultats de ce programme sont actuellement disponibles depuis le site du Geological Survey of Finlande (GTK) sous le nom : Atlas géochimique de l'Europe.

Les prélèvements ont été réalisés dans différents sols (2 horizons) et sédiments selon une maille de prélèvement très large, de 160 x 160 km. Sur le territoire français, 150 prélèvements ont ainsi été constitués.

Les informations de cette base de données ne sont pas destinées à contribuer de façon majeure à la détermination des valeurs de fonds d'un territoire, mais elles permettent de fournir des éléments de comparaison entre différentes zones du territoire français et les pays limitrophes.



#### 4.2.1.1.3.2 Projets de l'EuroGeoSurveys liés à la qualité chimique des sols

L'EuroGeoSurveys<sup>30</sup> (EGS) est un organisme qui rassemble les instituts de géologie européens, qui sont au nombre de 33. En France, c'est le BRGM qui représente l'EGS. Plusieurs projets ont été menés par cet organisme.

Parmi eux, le projet GEMAS<sup>31</sup> est consacré à la géochimie des sols européens, l'objectif étant de réaliser un échantillonnage de faible densité (2 500 échantillons réguliers en Europe) afin de détecter des valeurs anormales dans les sols agricoles. Lors du déroulement du projet, en 2009, une analyse des anomalies a été réalisée par chacun des pays, pour y apporter leur propre interprétation. Ainsi, la région de Verdun apparaît en tant qu'anomalie pour le plomb, résultant de la bataille de Verdun.

Issu du projet GEMAS, le projet URGE est axé sur les grandes villes européennes, avec pour objectif de caractériser la chimie des sols urbains. Un atlas « Mapping the chemical environment of urban areas » a été réalisé.

Le projet SURGE<sup>32</sup> issu de URGE porte sur la ville de Dublin. Il n'a pas d'intérêt en termes de données mais peut être une source d'inspiration pour les donneurs d'ordre tels que les collectivités qui souhaitent définir des valeurs de fonds, notamment en intégrant l'historique de la ville.

Avec le projet URGE II, lancé en 2015, l'EGS vise à définir une méthodologie de caractérisation de la qualité chimique des sols urbains qui puisse être déployée sur les villes européennes, notamment par la mise en place d'un échantillonnage systématique. Elle est développée et testée sur la ville d'Athènes (Demetriades and Birke, 2015).

#### 4.2.1.2 LUCAS (Land Use/Land Cover Area Frame Survey) - Topsoil survey

En 2009, la Commission européenne a étendu l'enquête périodique sur l'utilisation des sols et la couverture du sol (LUCAS) à l'échantillonnage et l'analyse des principales propriétés de la terre arable dans 23 États membres de l'Union européenne (UE) (Tóth et al., 2013). Cette enquête représente la première tentative de constitution d'une base de données spatiale cohérente sur la couverture du sol dans l'ensemble du territoire de l'UE sur la base de procédures standard d'échantillonnage et d'analyse, l'analyse de tous les échantillons de sol étant réalisée dans un seul laboratoire.

Tous les échantillons ont été analysés pour déterminer la teneur en éléments grossiers, la distribution granulométrique, le pH, le carbone organique, la teneur en carbonate, la teneur en phosphore, en azote total et en potassium extractible, la teneur en métaux lourds, la capacité d'échange cationique et des propriétés multi-spectrales. La base de données finale contient 19 967 échantillons géoréférencés, dont 2 952 pour la France (Tóth et al., 2016).

Une application personnalisée a été développée pour les navigateurs Web. Elle permet aux utilisateurs de visualiser et d'interroger l'ensemble de données LUCAS de différentes manières.

#### 4.2.1.3 Point de vigilance

L'utilisation de données existantes acquises en milieu agricole ou forestier (ASPITET, RMQS, BDETM) peut engendrer une **sous-estimation** des fonds pédo-géochimiques anthropisés en milieu urbain. En effet, les milieux urbains, péri-urbains et industriels sont soumis à des retombées atmosphériques de proximité plus importantes, donnant lieu à un enrichissement des couches superficielles du sol. De plus, les remaniements des sols urbains et industriels dus aux chantiers d'aménagement et de constructions, aux destructions des guerres, et aux apports de matériaux de remblais peuvent conduire à un enrichissement des couches superficielles ou profondes. Il s'avère donc nécessaire d'utiliser des données collectées dans un milieu **d'historique d'usage** similaire

<sup>30</sup> [www.eurogeosurveys.org](http://www.eurogeosurveys.org)

<sup>31</sup> <http://gemas.geolba.ac.at/>

<sup>32</sup> <https://www.gsi.ie/Surge.htm>



(et de géologie équivalente) et de réaliser des **échantillons sur le terrain**.

En résumé, et afin d'utiliser à bon escient les données déjà acquises ou les bases de données disponibles, on se posera les questions suivantes :

- Les données collectées sont-elles bien issues d'un **contexte géologique** et pédologique similaire ?
- Les données collectées correspondent-elles à un même **historique d'usage** des sols (ex : données issues d'usages agricoles alors que le site d'étude se situe sur une zone urbaine historiquement remblayée).
- Les données collectées sont-elles échantillonnées à des **profondeurs** similaires et surtout dans le même type de matériau (horizons profonds de sols en place, matériaux géologiques en place peu altérés, couche de matériaux pédologiques déplacés ou remaniés) que les données du site potentiellement pollué ? (ex : si les données acquises sur un site dans un horizon profond révèlent une contamination par de l'arsenic, il faut disposer de valeurs de fonds dans le même horizon pour vérifier l'existence éventuelle d'une anomalie géochimique naturelle sur cette zone). NB : la profondeur de cet horizon peut différer entre les deux points de prélèvement en raison de variations topographiques ou de pendage de l'horizon.
- Les données collectées sont-elles anciennes ? Il faudra porter une attention particulière à la **date d'acquisition** des données. Des valeurs (notamment pour les organiques) datant de plus de 20 ans sont à reconsidérer du fait d'un enrichissement probable des sols de surface soumis aux retombées atmosphériques. De plus, l'évolution potentielle des méthodes analytiques pourrait biaiser la comparaison avec les données issues de quantifications récentes.
- En milieu urbain quelle est l'**ancienneté** du site de prélèvement (ex. : date de création d'un parc) ? et sur le site qu'elle est l'ancienneté du point de prélèvement (ex. : date de création de la pelouse du parc) ? Il faut porter une attention particulière à ces informations car il ne serait pas cohérent de comparer l'état d'un site soupçonné de pollution âgé de 50 ans avec celui d'un sol témoin dans un parc créé depuis 1 an. Le premier aurait accumulé les émissions atmosphériques diffuses de la ville pendant 50 ans, le second pendant seulement 1 an. La comparaison des deux sites sans tenir compte de leur âge respectif pourrait aboutir à des conclusions erronées.
- Les données ont-elles été **échantillonnées** de la même façon (échantillon composite ou unitaire) et les types d'**analyses** sont-ils similaires (laboratoire vs appareil terrain, broyage vs tamisage, extraction totale vs eau régale) ?

Il sera nécessaire d'acquérir sur le terrain des **données complémentaires** lorsque :

- Les données collectées ne correspondent pas aux critères définis ci-dessus.
- Les données collectées sont en faible nombre (< 30)
- Les données collectées présentent des valeurs de fonds inférieures aux valeurs mesurées sur le site et il paraît nécessaire de vérifier sur le terrain si localement une anomalie géochimique naturelle n'est pas présente.

En fonction de la quantité de données collectées, une **interprétation** graphique (si moins de 30 données) voire statistique (si plus de 30 données) sera nécessaire afin de définir les valeurs de fonds pour les différents horizons. Il est fortement recommandé d'**échantillonner** sur le terrain des données, en complément des données collectées.



## 4.2.2 Informations minimales requises sur les prélèvements

Les informations minimales requises pour chaque échantillon (pour les données collectées et/ou acquises sur le terrain) sont :

- Les concentrations de la substance d'intérêt,
- Les valeurs inférieures au seuil de quantification, en indiquant la valeur du seuil de quantification en chaque point de prélèvement,
- Les coordonnées XYZ - et le système de projection utilisé - du lieu de prélèvement (coordonnées du centre en cas de mise en place de placette de prélèvement),
- La description du support de l'information, soit la profondeur de début et de fin d'échantillon, ainsi que les dimensions et la forme de la surface concernée par le prélèvement. Si l'échantillon est composite, le nombre et la localisation des points de prélèvement constitutifs doivent être mentionnés,
- Le type de sol échantillonné (remblais d'origine naturelle ou anthropisé, sol naturel en place, etc.)
- Les modes de préparation de l'échantillon avant analyse,
- Le type d'analyse chimique, au laboratoire ou sur site,
- La date de prélèvement de l'échantillon.

D'autres informations seront également utiles à l'interprétation des caractéristiques statistiques observées sur les données, telles que le type de projet et l'objectif visé par le prélèvement dans le projet (échantillon local témoin prélevé en dehors de l'influence du site pollué, prélèvement destiné à la caractérisation de la pollution des sols dans une parcelle, etc.) et la description des échantillons (lithologie, % et nature de matériaux anthropiques, etc.).

## 4.2.3 Echantillonnages complémentaires

La mise en place d'un échantillonnage complémentaire est fortement recommandée, notamment lorsque le nombre de données disponibles dans les bases existantes ou collectées par d'autres moyens n'est pas suffisant ou pas pertinent. L'objectif est alors de compléter les informations collectées par l'acquisition de données sur le terrain.

Idéalement, le prélèvement des échantillons sur le terrain devrait suivre une méthode rigoureuse et reproductible, tel qu'un échantillonnage systématique. En pratique, de telles méthodes peuvent paraître difficiles à mettre en œuvre dans les milieux urbains du fait de la faible disponibilité de zones répondant aux critères du fond pédo-géochimique ou encore de la difficulté d'y accéder. On s'attachera donc à optimiser la démarche selon les situations rencontrées, en gardant à l'esprit l'intérêt de la représentativité de l'échantillon par rapport aux données du site d'étude.

### 4.2.3.1 Nombre minimum d'échantillons

Compte tenu d'une part, du nombre restreint de données disponibles dans les bases de données sur les valeurs de fonds et d'autre part de l'hétérogénéité des sols en milieux urbain et industriel, il faudra fréquemment consolider l'étude par une **campagne d'échantillonnage** des sols. Cela peut permettre notamment, de détecter une anomalie géochimique, un remblai historiquement contaminé en profondeur, un sol de parc et jardin rapporté et non endogène, etc.

Le nombre de **données terrain** à acquérir (par horizon étudié) pour déterminer les valeurs de fonds autour d'un site est *a minima* de 3 mais un nombre de 8 à 10 est souhaitable. Le nombre de données devra être proportionnel à la taille du site et aux enjeux associés. Par exemple, pour les superficies S présentant des géométries compactes  $S < 1$  ha : 3 points.  $S > 1$  ha : Nb points =  $3 * S / 2$  (ex : site de 5 ha => 8 points). Si  $S > 20$  ha : 30 points. Pour les superficies présentant des géométries découpées il faudra adapter le nombre de points pour obtenir une bonne représentation de la zone.



Une démarche **itérative** peut s'enclencher après interprétation des premiers résultats si une forte variabilité des concentrations est observée. Ainsi, de nouveaux échantillons peuvent être constitués et analysés pour lever les incertitudes. Une alternative peut être mise en place en différant l'analyse d'une partie des échantillons selon les premiers résultats obtenus. Ceci nécessite toutefois de conserver les échantillons dans des conditionnements et à des températures adaptées aux analyses à réaliser.

#### 4.2.3.2 Méthodes de prélèvement, préparation et analyse

Les méthodes d'échantillonnage et d'analyse des sols pour la détermination des valeurs de fonds seront basées sur les recommandations des Groupes de Travail « Laboratoire » et « Echantillonnage » actuellement en cours (Amalric et al., 2015).

Il est important de mener une réflexion sur les méthodes d'échantillonnage, de préparation et d'analyse mises en œuvre dans le cadre des différentes campagnes, que ce soit celles qui concernent les données déjà acquises ou les échantillonnages futurs.

Des recommandations pour l'échantillonnage des sols dans le but de déterminer des valeurs de fond est fourni en annexe (§ 8.4).

La conservation des informations correspondant aux méthodes d'analyse, de préparation et d'échantillonnage est un point primordial pour l'interprétation des résultats. Par exemple ; pour les composants inorganiques, le type d'extraction (par ex. totale avec un mélange acide perchlorique et acide fluorhydrique ou pseudo-total à l'eau régale) peut induire une différence significative de résultats. Utermann et al. (1999) ont comparé les teneurs obtenues avec l'extraction à l'eau régale à celles obtenues avec l'extraction à l'acide fluorhydrique pour les éléments Cd, Cu, Ni, Pb et Zn mesurés sur environ 500 échantillons de sols. Les échantillons ont été répartis dans 11 classes de matériaux parentaux. Leur conclusion est que la proportion des teneurs obtenues à l'eau régale par rapport aux teneurs totales varie à la fois en fonction de la concentration en chaque élément et du type de matériau parental (Baize et al., 2006). De la même façon, Colinet, (2013) a montré des droites de régression non significatives pour le chrome et des droites significatives pour le nickel et l'aluminium mais cependant avec un ratio d'extraction plus faible (indiquant que les extractions à l'HF mettaient en solution plus de Ni et Al). Le plus faible taux d'extraction de l'eau régale par rapport à l'association [HF + HClO<sub>4</sub>] semble se vérifier pour le Cr, et dans une moindre mesure, pour le Cd, le Pb et le Zn dans la base BDETM (Duigou and Baize, 2010). Les méthodes d'extraction à l'aide de solutions d'acides dilués (CH<sub>3</sub>COOH 0,1 mol.L<sup>-1</sup>, HCl 0,1 mol.L<sup>-1</sup> ou mélange de divers acides), de complexants organiques (EDTA ou DTPA), d'eau déionisée et de solutions salines non tamponnées (BaCl<sub>2</sub>, AlCl<sub>3</sub>, CaCl<sub>2</sub>, Ca(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>, NaNO<sub>3</sub>, NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>, etc.) servent quant à elles, à estimer des carences en oligo-éléments (Cu et Zn extraits par EDTA par ex.), ou à approcher la phytodisponibilité des ETM ou leur phytotoxicité (Lebourg et al., 1996). Elles peuvent aider à déterminer si les teneurs en ETM dans les sols sont naturelles ou anthropiques (Baize et al., 2006), mais ne doivent pas être utilisées pour établir les FPG. Ces exemples montrent l'importance de bien identifier le type d'analyse qui a été réalisé et de conserver cette information dans les bases de données qui stockent les données brutes. Ce qui permet ensuite d'analyser et d'interpréter correctement les données dans les étapes de traitement statistique et géostatistique.

Quelques **règles d'analyses** peuvent être mentionnées :

- Il faudra veiller à analyser *a minima* les mêmes contaminants que ceux détectés sur le site d'étude.
- Le **mode de solubilisation** des inorganiques est à prendre en compte, notamment si l'on compare les données actuelles souvent extraites à l'eau régale (HCl+HNO<sub>3</sub>) avec des données plus anciennes extraites au moyen d'un mélange d'acide fluorhydrique et d'acide perchlorique (HF+HClO<sub>4</sub>).
- La **préparation** des échantillons prélevés sur l'environnement local témoin devra se rapprocher au maximum du mode de préparation des données acquises sur le site (seuil



de tamisage, broyage du sol).

- Par ailleurs, les valeurs de fonds sont par définition des valeurs relativement basses (quelques  $\mu\text{g}$  par  $\text{kg}$  de sol<sup>33</sup> pour certaines substances). Il est donc important d'avoir des **limites de quantification** faibles. Il est important également de demander auprès du laboratoire les **incertitudes** relatives à chacun des résultats d'analyse produits.

#### 4.2.3.3 Point de vigilance

Quelques règles de prélèvement peuvent être mentionnées :

- Préférer les parcs et jardins historiques présentant moins de risques de remaniement global et les zones les moins perturbées par l'entretien et le renouvellement des plantes et massifs. Si l'on prélève des échantillons dans les prairies, les parcs ou les pelouses, il faut s'assurer qu'il s'agit de sols anciens et non d'une simple couche de « terre végétale » épandue, par exemple, sur un matériau de remblai (Pereira et al., 2013).
- Les endroits ne doivent pas être susceptibles d'avoir été impactés localement et directement par une activité humaine.
- Pour un sol agricole, il est indispensable de s'éloigner des bords de la parcelle, des endroits où des fertilisants auraient pu être entreposés, ainsi que des passages de tracteur sur la parcelle. Pour un sol forestier, il faut s'éloigner des lisières et chemins, et éviter les sols remaniés ou remblayés (chablis, terrier, etc.). Pour un sol de parc ou une pelouse, il faut se tenir à distance des murs de bâtiments, des chemins de passage et des bords de la parcelle (Pereira et al., 2013).
- Éviter tant que possible les prélèvements à moins de 50 m d'un grand axe routier.
- Préférer les zones qui sont en amont : - des vents dominant en cas de présence de cheminées proches du site étudié (moins d'1 km), - du sens d'écoulement des eaux souterraines par rapport au site potentiellement contaminé si échantillonnage dans la zone saturée ou dans la zone de battement de nappe.
- Prélever les mêmes couches ou horizons de sols que celles correspondant au site potentiellement pollué.
- Vérifier la présence de matériaux exogènes par un examen visuel ou au à la loupe binoculaire si nécessaire.
- Il est possible de prélever des échantillons pour la détermination des valeurs de fonds sur le site potentiellement contaminé après avoir vérifié le non remaniement de ses sols et l'absence de contamination anthropique (déversements, cuves fuyardes, cheminée industrielle, etc.). Ces échantillons doivent respecter les conditions géologiques et pédologiques précédemment énoncées. Cependant, il sera nécessaire de valider ces échantillons par des prélèvements sur le terrain dans un environnement local témoin. Ainsi, limiter les diagnostics au site étudié peut conduire à des modes de gestion erronés du fait de remblais ou d'anomalies géochimiques (MTES, 2017a).
- Il est également essentiel de décrire le **profil de sol** et de positionner avec précision son emplacement ainsi que les profondeurs échantillonnées. La description doit comporter pour chaque horizon : épaisseur, couleur, texture (estimation de terrain par une appréciation tactile), odeur éventuelle, nature et proportion de la charge caillouteuse ainsi que nature et proportion des matériaux d'origine anthropique (Le Guern et al., 2016).

---

<sup>33</sup> Exemple du lindane (insecticide dit « à spectre large ») dont la teneur habituelle est autour de  $0.5 \mu\text{g kg}^{-1}$  de sol en surface (0-30 cm) dans le nord de la France (source : Gis Sol, RMQS, 2008 ; Anses, programme POP-RMQS, 2009 ; IGN, Geofla®, 2008)



### 4.3 Etape 3 : interprétation

L'interprétation des données sera réalisée en combinant les concentrations issues de bases de données et les concentrations acquises directement sur le terrain. En fonction du nombre de données, l'interprétation utilisera des méthodes graphiques simples ou des méthodes statistiques voire géostatistiques plus élaborées. Il est considéré qu'il faut un nombre minimal de 30 données pour réaliser des analyses statistiques. Ce nombre minimum d'échantillons est déterminé par la faisabilité de l'estimation de l'écart-type dans le cas d'une loi normale (ISO/DIS 19258, 2005).

Le principe de « **valeurs conservatrices** » devra être appliqué en cas de doute.

Il est considéré que les activités humaines ajoutent des polluants au sol (ETM et organiques) mais n'en enlèvent pas. Donc les valeurs les plus faibles sont les plus proches de l'état naturel initial (Baize, 2006). Ainsi en cas de forte disparité entre les données (collectées ou acquises), on ne gardera que les plus faibles. C'est-à-dire celles qui induiront une gestion protectrice de la qualité des sols en place. Il est important dans ce cas de vérifier les grands principes d'acquisition des données définis ci-dessus, notamment pour le cas des anomalies géochimiques naturelles (§ 4.2).

#### 4.3.1 Traitement des données si $n < 30$ (petit effectif)

##### 4.3.1.1 Analyse graphique

Du fait du nombre limité de valeurs il faudra tout d'abord réaliser une interprétation des données en utilisant une **analyse graphique**. Cette dernière peut consister dans un premier temps en un diagramme de dispersion des données (**Figure 17** ci-dessous).

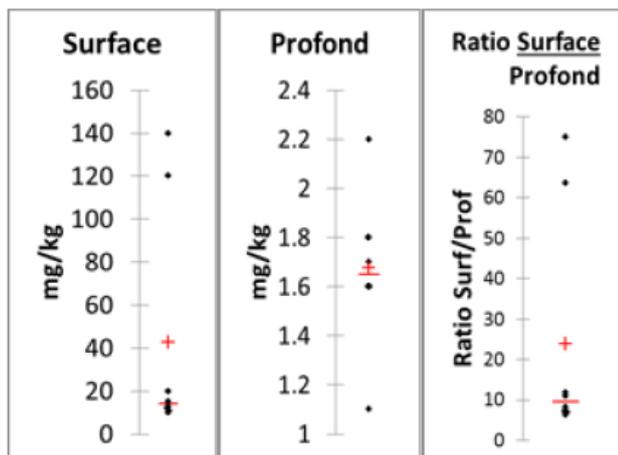
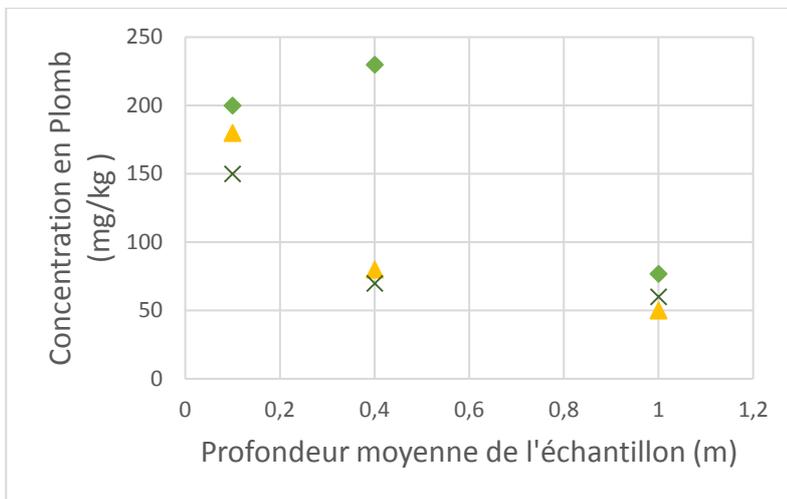


Figure 17 - Proposition de représentation graphique de la dispersion des données (Pereira et al., 2013)

Les graphiques de dispersion des données permettent d'évaluer les variabilités entre les échantillons au sein d'un même horizon ou d'une même couche de sol mais également l'évolution en fonction de la profondeur (ratio surface/profondeur) (**Figure 17**). Un ratio supérieur à 1 indiquera un enrichissement de la couche de surface. Cela pourra être affecté à une lithologie différente qui justifie des valeurs plus élevées en surface ou un enrichissement anthropique. Si ce dernier est important (>2 par exemple) il faudra vérifier l'absence de source de contamination et la pertinence de considérer ce point pour le calcul de valeurs de fonds.

Une représentation graphique pourra ainsi être faite en plaçant en ordonnée les concentrations mesurées et en abscisse les profondeurs moyennes de la couche analysée.





**Figure 18** - Exemple de dispersion graphique des données en fonction de la profondeur pour 3 sondages (triangle = sondage 1, losange = sondage 2, croix = sondage 3).

Dans le cas exposé ci-dessus on observe une forte variabilité des échantillons prélevés à une profondeur moyenne de 40 cm (30-50 cm). Cela incite à échantillonner à nouveau cet horizon afin de vérifier la pertinence de garder cette valeur.

Plusieurs facteurs sont alors à examiner avant d'éliminer la valeur :

- Contamination de l'échantillon par la couche de surface présentant des teneurs plus élevées de façon homogène (fond pédo-géochimique anthropisé).
- Mobilité de certains éléments qui peuvent migrer dans les sols en profondeur (ex : plomb dans un sol acide et pauvre en matière organique). Une contamination lors de l'échantillonnage est également possible.
- Localisation spatiale (XY) de ce point afin de vérifier si le profil pédologique indique un remaniement des couches naturelles ou la présence de matériaux exogènes, signe de remblais. Attention ; si la description du profil et des horizons de sol est trop succincte et incomplète, un remblai peut être confondu avec un sol naturel en place.
- Forte variabilité des résultats lorsqu'il y a un dépôt de scories dans le sol qui peut créer un effet de pépite. Il est intéressant de regarder la signature chimique des échantillons afin de détecter un schéma de contamination.

#### 4.3.1.2 Outils d'aide à l'interprétation des teneurs en ETM et détection des contaminations

Plusieurs grandes méthodes sont proposées par Denis Baize (2006) afin de donner des éléments de réponse à des teneurs suspectées comme anormales pour les composés **inorganiques**. Ces démarches partent du principe que le **sol en place suit une logique naturelle** et ne s'appliquent donc pas aux remblais. Certains de ces outils peuvent être extrapolés pour les polluants organiques (notamment pour les pesticides).

##### 4.3.1.2.1 Comparaison verticale

Le principe est de mesurer les teneurs en ETM de 3 ou 4 horizons superposés et de regarder le "profil" des teneurs avec la profondeur. On peut également comparer les teneurs en ETM de l'horizon de surface considéré à celles des horizons sous-jacents. L'hypothèse est qu'il n'y a pas de raison pour que les teneurs soient beaucoup plus élevées en surface.



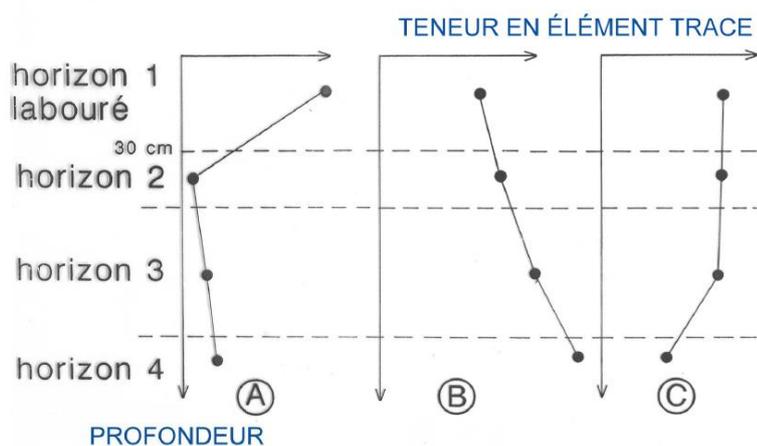


Figure 19 Comparaison verticale pour : (A) un sol probablement contaminé superficiellement, (B) une probable anomalie naturelle géochimique et (C) un sol présentant des teneurs plus faibles dans le matériau parental. (Baize, 2006)

L'avantage principal est la simplicité de la méthode. Pas besoin de connaissances pédologiques. Il faut savoir prendre en compte d'éventuels gradients de carbone, argile et fer.

L'inconvénient est que la technique repose sur l'hypothèse que le contaminant est resté en surface. Or certains éléments migrent en profondeur (ex : Cd dans un Luvisol du Vexin contaminé dans les années 1970 par des boues d'épuration très chargées en ETM).

Il est ainsi possible de comparer les teneurs d'une couche donnée à celles se rapportant à la **couche située immédiatement dessous ; si celle-ci présente une structure qui ressemble à un sol naturel en place** (pas de remblais) et s'il n'y a pas d'anomalies géochimiques naturelles sur cette zone.

Une teneur élevée en un ETM dans l'horizon de surface mais qui redescend très rapidement à des teneurs faibles ou « normales » (Figure 19A) indique une très probable contamination superficielle imputable à des activités humaines. Des teneurs constantes sur plusieurs horizons puis une baisse des teneurs dans le matériau parental (Figure 19C) peuvent être expliquées, par exemple, par la dilution des ETM par le calcaire (cas d'un sol développé dans un matériau calcaire, totalement décarbonaté dans les horizons supérieurs). Plus rarement, un accroissement des teneurs en profondeur peut être expliqué par un transfert de polluants vers la profondeur (ne serait visible que sur l'horizon sous-jacent), ou, tout aussi bien, une origine naturelle (anomalie géochimique) (Figure 19B). On peut citer l'étude de Jean-Soro et al. (2015) sur des jardins à Nantes. L'examen détaillé du profil et des spécificités du ou des polluants en termes d'aptitude à la mobilité peuvent apporter des éléments d'interprétation de ces variations. La connaissance des anomalies géochimiques locales est importante dans ce cas.

Attention, dans le cas de **soils remblayés** cette logique ne s'applique pas.

#### 4.3.1.2.2 Comparaison latérale

Le principe est de comparer les teneurs de l'échantillon avec les teneurs mesurées dans le même type d'horizon de la même « série de sols » (même type de sol formé dans le même matériau parental), situé sous forêt, à proximité.

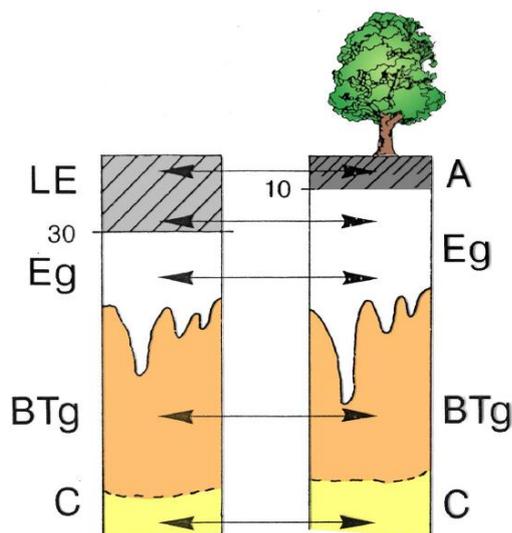


Figure 20 : Principe de comparaison latérale. (Baize, 2006)

Les avantages sont :

- raisonnement analogique, très proche de celui des expérimentations agronomiques
- méthode très simple - quelques prélèvements superposés au point étudié et sur le site forestier "témoin"
- permet d'interpréter d'autres horizons que les horizons de surface
- repose sur l'hypothèse que le sol sous forêt est demeuré intact de contaminations (sauf retombées atmosphériques). Attention : le site forestier peut avoir été contaminé (récemment ou anciennement).

Les inconvénients sont :

- on ne trouve pas toujours la zone forestière souhaitée
- nécessite la présence d'un pédologue pour reconnaître l'appartenance des 2 sols à la même "série" et l'équivalence des horizons.

#### 4.3.1.2.3 Approche typologique

On fait l'hypothèse que plusieurs sols (correspondant à un ou plusieurs territoires) appartiennent à une même « série » et ont ainsi la même « histoire » et ainsi les mêmes constituants s'ils présentent :

- Le même matériau parental (origine, nature et état)
- La même position dans le paysage
- La même morphologie (c'est à dire mêmes horizons se succédant dans le même ordre avec des épaisseurs similaires).

Ces sols (et les territoires associés) ont toutes les chances de présenter les mêmes fonctionnements et les mêmes aptitudes et contraintes à telle ou telle utilisation humaine et ainsi les mêmes fonds pédo-géochimiques naturels.

Attention cependant aux interventions humaines sur l'usage du sol :

- Forêt / culture /urbanisé
- Drainé / pas drainé
- Chaulé / pas chaulé
- Compacté / pas compacté, etc.

Cette approche est considérée comme la plus fiable pour discriminer la présence d'une contamination mais elle requiert des connaissances pédologiques préalables pour choisir la typologie de sol considérée. Il existe par exemple pour chaque « série de sol » des relations naturelles très bonnes (Zn/argile ou Cu/Fe ou Cr/Ni).



#### 4.3.1.2.4 Calcul des facteurs d'enrichissement

Afin de faciliter l'interprétation des résultats pour les polluants inorganiques il est important d'analyser également les principaux facteurs pédologiques explicatifs des concentrations (teneurs en fer, aluminium, argile et matière organique). Des facteurs d'enrichissement pourront par exemple être calculés (Baize, 2006; Ouellette et al., 2012).

L'objectif est de mesurer ponctuellement l'enrichissement en ETM entre :

- un horizon de surface affecté par les contaminations diffuses (retombées atmosphériques, pratiques agricoles,...)
- et un horizon profond ou un matériau parental supposé indemne de contamination, servant d'horizon de référence

La nécessité est de choisir un élément de référence :

- non affecté par les activités humaines
- abondant naturellement et donc peu susceptible d'être influencé par les activités humaines
- géochimiquement peu mobile et peu touché par les phénomènes red-ox

Pour cela l'aluminium total [Al] est un bon candidat.

Mode de calcul pour un élément :

$$FE = ([E]Hs / [Al]Hs) / ([E]Hp / [Al]Hp)$$

[E] = concentration totale en cet élément

Hs = horizon surface

Hp = horizon profond

FE = 1 signifie qu'il n'y a pas eu d'enrichissement

L'avantage est que l'on s'affranchit de l'effet de certains processus pédogénétiques comme l'illuviation d'argile, la dilution par le CaCO<sub>3</sub> ou par des matières organiques.

Les inconvénients sont : (1) il faut disposer des déterminations de l'élément de référence (Al total, Fe, etc.), ce qui est rarement le cas, (2) et d'un horizon profond de référence adéquat = développé dans le même matériau parental que l'horizon de surface considéré.

Il existe d'autres techniques dites des « facteurs d'enrichissement relatifs » (Saby et al., 2006), telles que la prise en compte de relations entre les ETM et d'autres métaux présents dans les sols (Sterckeman et al., 2006), ou encore les modèles linéaires à effets mixtes (Lark, 2006; Minasny et al., 2007).

#### 4.3.1.3 Calcul d'une valeur de fond pour une profondeur donnée

Dans le cas d'un faible nombre de données il n'est pas possible de calculer une **gamme de valeurs de fonds ou une ligne de base**, obtenues par traitement statistique dans les études à l'échelle d'un territoire. Par soucis de simplicité à l'échelle d'un site on calculera une **valeur de fond médiane**.

La moyenne est à proscrire car elle est fortement influencée par les valeurs extrêmes (aberrantes ou atypiques). La **médiane** est plus robuste aux valeurs extrêmes. Si deux données sont très proches et une éloignée, l'utilisation de la médiane permettra de limiter l'effet de la valeur atypique. Si les trois données sont trop dispersées, il faudra re-échantillonner ou **garder la valeur la plus basse** (principe de précaution).

Si l'on poursuit avec l'exemple ci-dessus (**Figure 18**) on obtient des valeurs de fonds médianes en plomb de 180 mg/kg pour le fond pédo-géochimique anthropisé. De 84,5 mg/kg pour le fond pédo-géochimique naturel après avoir écarté la valeur jugée aberrante de 230 mg/kg justifiée par la présence visible de scories. La valeur médiane du fond géochimique est de 60 mg/kg.



#### 4.3.1.4 Restitution

Lors de la restitution des informations, la **représentation graphique** des résultats doit permettre à l'administration de juger de la façon la plus complète possible du bien-fondé de la proposition de l'expert et/ou du bureau d'étude (Pereira et al., 2013). Le mode d'acquisition des données devra être également détaillé (données collectées ou acquises sur le terrain, localisation de l'échantillon, profil, profondeur, analyse, date, LQ, etc.).

### 4.3.2 Traitement des données si $n > 30$ (grand effectif de données)

Selon le nombre de données disponibles il sera possible de réaliser une interprétation statistique poussée (si  $n > 30$ ).

Un **traitement statistique** est proposé pour définir une gamme de valeurs de fonds pour une substance dans un environnement local témoin et une couche de sol donnée. La même démarche sera mise en œuvre pour établir un fond géochimique (FG), un fond pédo-géochimique naturel (FPGN) ou bien encore un fond pédo-géochimique anthropisé (FPGA).

Un **traitement géostatistique** est indiqué pour cartographier les concentrations en une substance sur la totalité de l'environnement local témoin, en tenant compte de l'incertitude d'estimation liée au caractère lacunaire des informations disponibles et à la variabilité spatiale de la substance dans le sol.

Un **protocole général d'analyse des données** est suggéré en annexe en se basant sur les travaux et les réflexions actuelles du groupe de travail sur la « méthodologie de caractérisation des valeurs de fonds dans les sols », complétés par les connaissances d'Hélène Demougeot-Renard (eOde) ayant rédigé le chapitre et une synthèse des connaissances récentes sur le sujet à l'international. Il s'agit en particulier de (ISO/DIS 19258, 2005; Sancho, 2016; US EPA, 2009) pour le traitement statistique, et de (Chiles and Delfiner, 2012; Chiles et al., 2005; Lark, 2012; RECORD, 2013) pour le traitement géostatistique. **Ce protocole est amené à être reprecisé et ajusté** dans les prochaines années lorsqu'il aura été testé et expérimenté sur différents jeux de données issus de territoires variés (notamment urbains denses, industriels et peri-urbains).

Pour plus d'information sur le traitement des données via les analyses **statistiques** et **géostatistiques**, se référer aux Annexes 8.2 et 8.3.

### 4.3.3 Principe conservatif

La validation des données collectées doit se faire de façon « **conservatrice** ». C'est-à-dire que si tous les critères de choix lors de la collecte de données ne sont pas remplis on gardera comme valeur de fond la teneur la plus restrictive pour les sols.

Exemple d'un site potentiellement pollué situé sur une zone industrielle présentant des sols limono-sableux issus d'un complexe granitique :

Les valeurs renseignées dans la base de données du bureau d'étude X pour la ville la plus proche sont de l'ordre de 100 mg/kg de Pb (valeur médiane) pour l'horizon de surface de sol (0-20 cm) mais la carte des vibrisses du RMQS indique pour le milieu agricole une vibrisse supérieure à 50 mg/kg de Pb sur cette zone. Bien que les données RMQS correspondent principalement à des sols à usage agricole ou forestier et non pas industriel, on considèrera les valeurs les plus conservatives, soit 50 mg/kg et ceci, jusqu'à l'obtention de valeurs plus représentatives de la zone industrielle. Dans ce cas, l'acquisition de valeurs sur le **terrain est très fortement recommandée**. Si les données obtenues par un échantillonnage dans l'environnement local témoin confirment la médiane de 100 mg/kg pour l'horizon de surface, on retiendra cette donnée comme valeur de fond (FPGA).



Sur un territoire dégradé (urbain dense, zone industrielle, etc.), il est important de rester vigilant quant aux recommandations données dans ce guide. Il est conseillé de s'attacher les services d'un bureau d'étude spécialisé qui pourra juger du caractère anormal ou non des valeurs présentées. L'acquisition itérative de données peut affiner l'incertitude des résultats. De même l'échantillonnage sur plusieurs horizons /couches de sols peut compléter judicieusement l'interprétation des résultats.

## 5 Stockage et gestion des données

L'échantillonnage de l'environnement local témoin permet de disposer de données réelles plus représentatives des valeurs de fonds et ainsi diminuer l'incertitude. Le partage de ces données dans une base de données nationale (telle que BDSolU) permettra à terme d'économiser ces échantillons et de réaliser des cartographies précises de valeurs de fonds pour le territoire concerné. Les bases de données sur les qualités des sols servent à la fois dans le cadre de travaux, d'études, de projets d'aménagement, voire de projets de recherche. Ces bases de données permettent d'amener une vision globale et mutualisée de la qualité des sols. Elles ont pour vocation de stocker l'information, de la restituer de façon simple ou agrégée voire même, de façon interprétée, de s'adapter aux nouveaux outils et de garantir la sécurité informatique des données. L'utilisation d'une base de données nationale permet d'uniformiser l'interprétation des résultats et d'utiliser un modèle validé par la communauté scientifique.

Ainsi la base de données, qui va stocker les informations dans le but de générer des valeurs de fonds, devra respecter trois grands principes :

- ✓ Evolutivité en termes de paramètres renseignés ou prise en compte d'un panel très large dès sa conception.
- ✓ Interopérabilité avec les outils standards existants et les autres bases de données (Sandre, Corine Land Cover...).
- ✓ Sécurisation des données (accessibilité aux données brutes réduite aux personnes autorisées, conservation dans le temps, géo référencement précis ajustable pour diffusion, etc.).

Dans le but de mutualiser les données sur les sols, plusieurs bases de données ont été constituées. On peut citer la base de données DONESOL version 3 qui stocke des observations sur les sols agricoles et forestiers depuis plus de 35 ans. DONESOL est développée par l'unité Infosol de l'INRA d'Orléans. On peut citer également pour le milieu urbain et péri-urbain la base de données nationale BDSolU, créée par le BRGM en collaboration avec l'ADEME. Ces bases ont pour but de mettre à disposition un outil respectant les trois grands principes cités ci-dessus et de proposer des web-services pour l'interprétation et la représentation cartographique des données ([www.gissol.fr](http://www.gissol.fr) et [www.BDSolU.fr](http://www.BDSolU.fr)).

### 5.1 Utiliser BDSolU

#### 5.1.1 Objectifs

En bancarisant un grand nombre de données et de métadonnées associées, BDSolU a pour objectif d'améliorer la connaissance de la qualité géochimique des sols (principalement urbains) sur l'ensemble du territoire national. Les connaissances bancarisées permettront de construire des fonds pédo-géochimiques anthropisés ou naturels dans les principales agglomérations de France et à leurs alentours.

Les acteurs urbains du domaine des sites et sols (potentiellement) pollués sont aussi confrontés à différentes situations nécessitant de disposer de données de références :

- ✓ étude d'impact ;



- ✓ état initial pour les sites des ICPE ;
- ✓ diagnostic de sols ;
- ✓ détermination de seuils de dépollution ;
- ✓ gestion des terres excavées ;
- ✓ situations post accident ;
- ✓ gestion sanitaires des lieux de vie.

À terme, BDSolU pourrait leur proposer ce type de références calculées sur leur territoire, adaptées aux différents scénarios d'exposition futurs ou constatés, et représentatives des lieux considérés.

### 5.1.2 Avantages et inconvénients

BDSolU est alimentée via un site internet dédié ([www.BDSolU.fr](http://www.BDSolU.fr)) qui permet une première vérification automatisée des fichiers qui y sont postés par les fournisseurs de données. Les informations bancarisées sont adossées à des références reconnues (lexiques SANDRE, Corine Land Cover, BASIAS, INSEE,...) et rendent la base cohérente avec des outils existants (GDM®, BSS, BASIAS,...).

L'ADEME et le BRGM voient dans BDSolU l'opportunité d'établir une large base de connaissance sur la qualité géochimique des sols principalement urbains sur l'ensemble du territoire national. La base de données sera à terme publique et les différents producteurs de données pourront y déposer leurs données grâce à un outil en ligne.

Dans un premier temps, BDSolU sera alimentée par les données du projet ETS (diagnostics des sols dans les lieux accueillant les enfants et les adolescent) et celles de plusieurs projets achevés ou en cours, auxquels le BRGM participe et qui concernent différentes agglomérations en France. De plus, le BRGM propose aux collectivités concernées par cette thématique un accompagnement basé sur l'échange de données collectées et de services. Afin de garantir une confidentialité et une sécurité des données, les données brutes ne seront pas localisables.

La base de données BDSolU a été développée de façon à :

- ✓ assurer une bonne cohérence avec les bases de données de référence :
  - Banque de données du Sol et du Sous-sol (BSS) gérée et hébergée par le BRGM,
  - Inventaire historique des sites industriels et activités de service (BASIAS) gérée et hébergée par le BRGM,
  - Base de données S3IC de l'inspection des Installations Classées, gérée par le ministère en charge de l'environnement ;
- ✓ permettre une exploitation des données avec la suite logicielle GDM développée par le BRGM (traitement géostatistique, représentation 3D) ;
- ✓ répondre à terme aux recommandations de la Directive INSPIRE sur la formalisation, l'interopérabilité et la diffusion des données.

De façon générale, il est important de mutualiser les données de qualité des sols afin d'économiser sur des opérations telles que la valorisation des terres, les études d'impact, les études sanitaires. La mise à disposition d'une base de données conçue par des spécialistes et permettant à terme une interprétation correcte des données est primordiale. C'est pour cela que BDSolU a été développée.

### 5.1.3 Accès aux données et aux valeurs de fonds

Aucune donnée brute ne sera directement accessible, garantissant la sécurité des données personnelles (acquises sur des parcelles privées, par exemple) et les accords de mise à disposition signés avec des contributeurs privés ou publics.

Des statistiques descriptives seront disponibles et permettront de proposer des fonds pédo-géochimiques selon le protocole établi par ce guide pour les zones couvertes par les données. A terme, il est envisagé de développer une interface cartographique interactive permettant d'interroger directement la base. Le but étant d'avoir à la fois des cartographies de valeurs de fonds obtenues par une interprétation géostatistique des données et un web-service permettant d'extraire ces informations vers un SIG.



## 5.2 Utiliser une base de données locale existante

Des projets de collecte de données brutes, souvent issues de diverses études ou diagnostics sur les sols urbains sont d'ores et déjà en cours au sein de plusieurs territoires. Les objectifs peuvent varier d'un territoire à l'autre, tels que la mise en place de référentiels de qualité des sols, la détermination de valeurs de fonds...

Les données recueillies sont rassemblées sous forme de recueil de données ou de bases de données. Ces dernières ont le gros avantage d'être relativement bien renseignées et sont la preuve d'une motivation des collectivités pour la mise en place de valeurs de fonds à l'échelle de leur territoire.

Dans ce guide, il est clairement préconisé d'utiliser la base de données BDSolU pour stocker les données brutes, lesquelles vont permettre de définir des valeurs de fonds. Dans le cas où une base de données a d'ores-et-déjà été mise en place elle peut évidemment être conservée. Il sera important de considérer sa pertinence au regard du contexte d'utilisation. Il conviendra également d'évaluer et d'anticiper les besoins au regard de l'évolution des obligations légales en matière de communication des données publiques et des besoins en termes d'échanges avec d'autres bases de données (ou interopérabilité) et des systèmes d'informations géographiques (SIG).

### **Comment favoriser la mise à disposition de jeux de données par les maîtres d'ouvrage ?**

Le droit « *sui generis* » du gestionnaire de la base de données peut être restreint par des restrictions contractuelles ou légales. Ceci peut se traduire par un accord entre l'entité ayant généré les données liées au sol et le propriétaire de la base de données, en particulier sur la présentation et le traitement de la donnée.

Le gestionnaire de la base de données générant les valeurs de fonds pourra également mettre en place une démarche d'« économie participative ». Afin de favoriser l'incrémentation d'une base de données par les contributeurs (maîtres d'ouvrage, BE ou laboratoires) un système de crédit « dépôt/consultation » pourrait être mis en place.

Par exemple, un bureau d'étude (BE) importe des données brutes liées à la qualité des sols et/ou de valeur de fond, il pourra obtenir un « crédit de consultation » pour des données agrégées et interprétées. Le BE pourra exporter de la base de données, grâce à ce crédit, des informations spatialisées sur les valeurs de fond sur un secteur de son choix. Cette démarche permettra ensuite au maître d'ouvrage de réaliser des économies sur ces prochaines études.

### 5.2.1 Avantages et points de vigilance liés à l'utilisation d'une base existante

L'avantage premier est évidemment l'existence et l'alimentation de la base. Dans la majorité des cas, ce sont des tableurs (type Excel®) qui sont utilisés et qui permettent de condenser de nombreuses études dans un même fichier. Cela résulte en une collecte de données souvent importantes en nombre mais parfois très hétérogènes (données acquises sur site pollué, dans un parc, un jardin potager, etc.).

Les points de vigilance de la mise en place d'une base locale sont :

- ✓ de ne pas restreindre son utilisation mais considérer les besoins futurs,
- ✓ de mettre en place les moyens suffisants (humain, financier) pour mener à bien la démarche et la faire perdurer. En effet au regard des moyens importants à mettre en place pour développer les tableurs de recueil de données et du paramétrage de la base de données, certains projets n'ont pu aboutir,
- ✓ de mettre en place un système de qualification des données collectées pour assurer leur interprétation ultérieure.
- ✓ de prendre en compte l'ensemble des paramètres à renseigner. Ceux-ci sont essentiels dans l'interprétation de la base (ex. profondeur et longueur d'échantillon, nature du remblai naturel ou anthropisé, méthode de préparation des échantillons, méthode d'analyse, etc.),
- ✓ de bien penser l'interopérabilité avec d'autres bases, permettant de limiter la collecte



- d'informations complémentaires. Par exemple des bases de données développées sur tableur et non dans des logiciels de gestion de bases de données évolueront et communiqueront difficilement avec d'autres bases,
- ✓ de bien anticiper les problèmes de sécurité ou de propriété liés aux données,
  - ✓ de pouvoir répondre aux obligations qui se dessinent en termes de communication sur les données publiques, telles que les valeurs de fonds. (cf. § 4.3.2)

## 5.2.2 Analyse critique des paramètres d'entrée

Il conviendra d'une part, de mener l'analyse critique des données existantes, et d'autre part, de prendre en compte les informations minimales requises pour déterminer des valeurs de fonds (§ 4.2.1.3).

Cette analyse critique devra s'assurer que la base de données locale développée en vue de définir des valeurs de fonds contienne au minimum pour chaque donnée analytique les informations suivantes :

- ✓ Qui – référence de l'étude pour pouvoir retrouver les données brutes et les méthodologies de prélèvement,
- ✓ Quoi – paramètres analysés,
- ✓ Comment – méthodologie tant de prélèvement que d'analyse en laboratoire,
- ✓ Où – les coordonnées tridimensionnelles afin de permettre un traitement géostatistique (la confidentialité des données brutes est à anticiper).

Par ailleurs, il conviendra également de définir comment intégrer les nouvelles données produites lors de futurs diagnostics de sols, en vue de renforcer la connaissance des valeurs de fonds.

## 6 Aspects juridiques

L'objectif de la démarche décrite dans cette partie est la mise en place de valeurs de fonds qui seront générées à partir d'une agrégation de données brutes (qui peuvent être la propriété d'une autorité publique ou d'une personne privée).

### **Les valeurs de fonds, données environnementales publiques ?**

Selon l'article L.124-2 du code de l'environnement, « est considérée comme information relative à l'environnement toute information disponible, quel qu'en soit le support, qui a pour objet :

1° L'état des éléments de l'environnement, notamment l'air, l'atmosphère, l'eau, le sol, les terres, [...]

3° [...] les conditions de vie des personnes [...] »

Les valeurs de fonds (valeur statistique) sont donc a priori publiques et devront être mises à disposition du public. Cependant en fonction du maître d'ouvrage, qui a commandité la production de ces valeurs de fonds, (autorité publique ou personne privée) les données ne sont pas d'emblée publiques.

### 6.1 *Maîtres d'ouvrage publics*

#### 6.1.1 Sondage sur terrain public - Données brutes

Les données environnementales brutes produites par le projet et portant sur des espaces publics sont à rendre publiques (l'article L.124-2 du code de l'environnement).

#### 6.1.2 Sondage sur terrain privé - Données brutes

Si les données brutes produites pour un maître d'ouvrage public résultent de prélèvements de sol sur des **terrains privés**, il conviendra de mettre en place une convention d'accès au terrain et d'utilisation protégée ou non des données brutes acquises selon le choix du propriétaire. Le calcul



des valeurs de fonds permet de protéger les données brutes en ne communiquant que sur les valeurs interprétées.

On rappelle que les données brutes qui permettent de définir des valeurs de fonds sont comprises dans une gamme de valeurs représentative d'une qualité chimique des sols d'une zone non impactée par un site. En d'autres termes le propriétaire de ces données a intérêt à les faire connaître. En effet cela montre qu'au droit du sondage, la qualité chimique du sol est représentative d'une qualité habituelle de la zone.

### 6.1.3 Valeurs de fonds générées

Lorsqu'un maître d'ouvrage public porte une démarche de mise en place de valeurs de fonds menée tant à une échelle territoriale que locale, **les valeurs de fonds seront d'emplées publiques.**

Ce maître d'ouvrage peut être une communauté de commune, une métropole urbaine, une société d'économie mixte (SEM) ou un établissement public. La démarche peut aussi être confiée à une personne de droit privé qui sera par conséquent chargée d'une mission de mise en place des valeurs de fonds. Celle-ci sera une mission de service public en rapport avec l'environnement, les valeurs de fonds seront également publiques.

Dans le cas d'une démarche **à l'échelle territoriale**, les valeurs de fonds produites, en plus d'être des données environnementales, sont des données géographiques selon l'article L.127-1 du code de l'environnement qui sont des « données détenues par une autorité publique ou en son nom, sous format électronique, relatives à une zone sur laquelle la France détient ou exerce sa compétence et concernant un ou plusieurs thèmes figurant aux annexes I, II et III de la directive 2007/2/CE du Parlement européen et du Conseil du 14 mars 2007 établissant une infrastructure d'information géographique dans la Communauté européenne (INSPIRE) ».

## 6.2 Maîtres d'ouvrage privés

Dans le cas où le maître d'ouvrage est une personne privée les données brutes (même prélevées dans des espaces publics) et les valeurs de fonds générées ne sont pas d'emplées publiques.

### 6.2.1 Données issues de prélèvements sur terrain privé

Il n'y a aucune obligation de rendre publiques les données brutes acquises sur une propriété privée et produites par ou pour un maître d'ouvrage privé dans le but de générer des valeurs de fonds.

Une solution pour un maître d'ouvrage privé qui souhaiterait mettre à disposition les données brutes sans divulguer les coordonnées précises du prélèvement réside dans la possibilité d'opérer à un « floutage » en affectant les données à une surface (par exemple : un hectare) ou à une zone géographique plus large qui empêche de rattacher les valeurs à un site ou à une parcelle cadastrale. Il est cependant important de renseigner la profondeur des sondages.

### 6.2.2 Données issues de prélèvements sur terrain public

Dans le cadre de la détermination de valeurs de fonds, un maître d'ouvrage privé a besoin de prélever hors d'un site et en particulier sur le domaine public (parcs, voirie...).

En échange de la mise à disposition de l'espace public pour réaliser les observations et prélèvements il est fortement recommandé que le maître d'ouvrage privé incrémente la base de données nationale sur les sols (BDSolU) des données brutes acquises au droit des terrains publics.

### 6.2.3 Production de valeurs de fonds et propriété intellectuelle

Le maître d'ouvrage privé qui produit ou fait produire des valeurs de fonds en déployant une base de données en a la propriété intellectuelle.

La propriété intellectuelle liée à une base de donnée est définie dans le code français (article L342-1) « Le producteur d'une base de données, entendu comme la personne qui prend l'initiative et le



risque des investissements correspondants, bénéficie d'une protection du contenu de la base lorsque la constitution, la vérification ou la présentation de celui-ci atteste d'un investissement financier, matériel ou humain substantiel. Cette protection est indépendante et s'exerce sans préjudice de celle résultant du droit d'auteur ou d'un autre droit sur la base de données ou un de ses éléments constitutifs ».

## 6.3 Conditions générales d'utilisation

### 6.3.1 Conditions générales d'utilisation des données brutes

Afin de faciliter l'échange ou la transmission de la donnée brute, il est possible de signer des conventions de mise à disposition des données.

L'utilisation d'une base de données nécessite d'identifier les contributeurs, de connaître la typologie de la donnée et son usage futur. Ces informations sont définies dans les conventions établies entre les fournisseurs ou contributeurs de données brutes et les utilisateurs.

### 6.3.2 Conditions générales d'utilisation des valeurs de fonds

Les valeurs de fonds ne peuvent en aucun cas être considérées, par un propriétaire et/ou un exploitant d'un site/terrain, comme les valeurs de la qualité chimique réelle de leur site. Ces valeurs de fonds sont issues d'un calcul statistique ou géostatistique induisant des incertitudes.

Il est rappelé que les valeurs de fonds n'ont pas vocation à être utilisées comme objectif de dépollution pour un site (MTES, 2017a).

## 6.4 Diffusion des valeurs de fonds

### 6.4.1 Producteur de la base de données et propriété des données

Le droit *sui generis* est spécifique au producteur de bases de données et il est établi par la directive européenne 96/9/CE. Cette directive est transposée dans le « code français de la propriété intellectuelle » par la loi du 1er juillet 1998, article L342-1<sup>34</sup>.

« Le producteur de bases de données a le droit d'interdire :

1. L'extraction, par transfert permanent ou temporaire de la totalité ou d'une partie qualitativement ou quantitativement substantielle du contenu d'une base de données sur un autre support, par tout moyen et sous toute forme que ce soit ;
2. La réutilisation, par la mise à la disposition du public de la totalité ou d'une partie qualitativement ou quantitativement substantielle du contenu de la base, quelle qu'en soit la forme.

Ces droits peuvent être transmis ou cédés ou faire l'objet d'une licence. Le prêt public n'est pas un acte d'extraction ou de réutilisation. »

Par contre, ce droit *sui generis* est indépendant des autres droits, tel que le droit d'auteur qui peut s'exercer tant sur la base de données que sur les données elles-mêmes. Les données restent la propriété de celui qui est à leur origine.

### 6.4.2 Vers une information partagée des valeurs de fonds des sols

Les valeurs de fonds ont pour objectif de caractériser une qualité chimique **représentative et habituelle** d'un territoire. Celles-ci ne seront jamais liées à une anomalie anthropique, sur laquelle une communication est plus sensible. Outre les obligations réglementaires, tout un chacun (citoyen, personne privée ou publique) a intérêt à mettre en commun les données relatives à la détermination des valeurs de fonds. Ces dernières sont forcément liées à une qualité représentative d'un territoire et qui, par là-même, démontre que la qualité des sols au droit du

<sup>34</sup> <https://www.legifrance.gouv.fr/affichCodeArticle.do?idArticle=LEGIARTI000006279247&cidTexte=LEGITEXT000006069414>



prélèvement est cohérente avec une qualité habituellement rencontrée sur le territoire.

### **6.4.3 Cas des territoires présentant des valeurs de fonds élevées**

Les sols de territoires impactés par un ensemble d'activités humaines passées, ou par une anomalie géochimique, peuvent présenter des valeurs de fonds élevées. La diffusion de ces informations est parfois délicate notamment, par peur de dévaloriser le territoire. Une attention particulière semble nécessaire dans ce cas. Une vigilance particulière portera sur les moyens mis en œuvre pour diffuser l'information. On évitera par exemple la couleur rouge pour la constitution des cartographies, laquelle pouvant être assimilée à un danger. Il est rappelé que les valeurs de fonds sont des informations environnementales (article L.124-2 du code de l'environnement) et ont vocation à être rendues publiques.

Malgré les aspects sociétaux qui peuvent être compliqués à gérer lors de la mise en évidence de teneurs habituelles plus élevées, cette information sera une donnée d'entrée essentielle dans la planification urbaine. Cela peut permettre d'anticiper et d'intégrer les contraintes associées à des valeurs de fonds élevées, par exemple, pour l'implantation d'un établissement à usage sensible (ex. école maternelle sur anomalie géochimique) ou pour éviter des imprévus de chantier (qualité des déblais).

Pour les collectivités, des enjeux financiers importants sont liés à la gestion des terres excavées. En connaissant les fonds pédo-géochimiques d'un territoire, la gestion des terres excavées pourra être anticipée en identifiant des zones potentiellement receveuses car ayant un fond pédo-géochimique compatible avec les futurs remblais. Même si une analyse doit être faite sur les terres du site producteur, la connaissance des valeurs de fonds du territoire permet d'anticiper les mouvements de terre et de chiffrer les volumes potentiellement valorisables. L'exemple de la métropole de Lyon peut être donné (Clottes, 2017). On peut citer également l'exemple nantais : 100 000 t/an pendant 15 ans attendus pour le réaménagement du sud-ouest de l'île de Nantes.



# Conclusion

De façon synthétique le processus de déploiement de la méthodologie comporte trois grandes étapes qui sont décrites dans le logigramme ci-dessous. Les étapes présentées ne sont pas indépendantes les unes des autres et la méthodologie se veut être un processus progressif et itératif. Les 3 étapes présentées sont communes aux échelles d'un site et territoriales.

- 1) définition d'une ou de zones (via l'environnement local témoin ou des entités géographiques cohérentes)
- 2) acquisition de données (collecte de données existantes et/ou prélèvements sur le terrain)
- 3) interprétation des données : => graphique si faible nombre de données (dans le cas d'une étude liée à un site), => statistique pour réaliser une analyse exploratoire et définir une gamme de valeurs de fonds ou une ligne de base, => géostatistique pour réaliser une cartographie des prédictions de valeurs de fonds sur le territoire

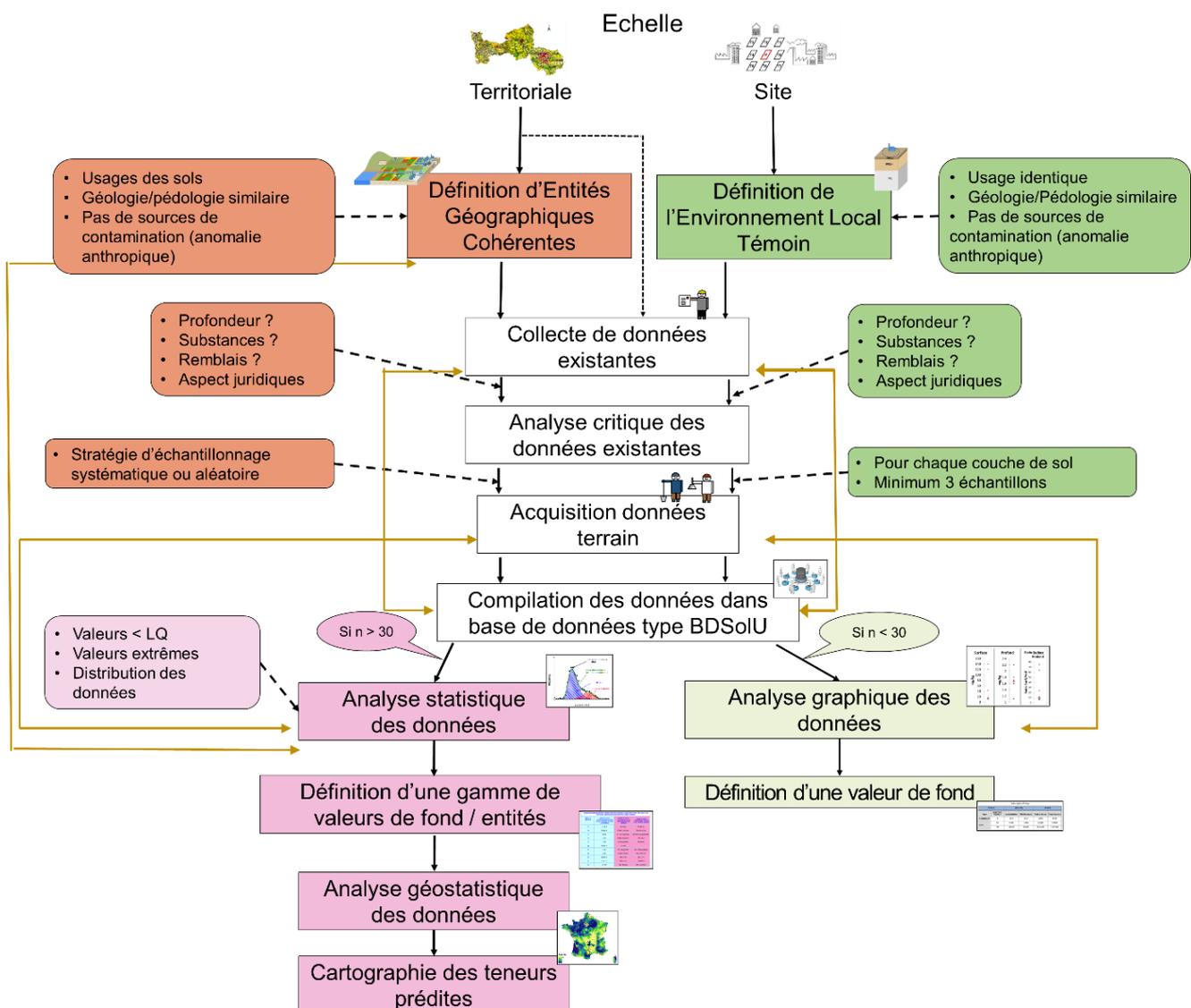


Figure 21 - Logigramme de la méthodologie générale

Dans cette démarche il faut souligner l'importance de mutualiser les données afin d'optimiser dans le futur la définition des valeurs de fonds. Cette mutualisation peut se faire via la base de données BDSolU qui devrait dans le futur fournir un service de cartographie et de webservice aux



contributeurs de données, notamment pour les territoires urbanisés.

Un point spécifique d'attention est porté sur l'adéquation entre l'enjeu et la profondeur des valeurs de fonds. Par exemple une étude portant sur un enjeu sanitaire (basé sur l'ingestion de particules de sols via le main-bouche des enfants) considérera le fond pédo-géochimique anthropisé (sols de surface). Une étude visant à déterminer une cartographie des valeurs de fonds pour la valorisation des terres excavées utilisera majoritairement les fonds pédo-géochimiques naturels (en profondeur) voire les fonds géochimiques. Ceci dépendra de la profondeur de remplacement des terres. Une étude visant à créer de nouveaux sols se basera à la fois sur les fonds pédo-géochimique naturels et anthropisés selon la profondeur et l'épaisseur de mise en place de technosols.

Le concept principal à garder en mémoire pour le déroulement de cette méthodologie est le principe de ne pas dégrader la qualité des sols en place en visant *a minima* la conservation de sa qualité, au mieux son amélioration.



## 7 Bibliographie, Figures et Tableaux

### 7.1 Bibliographie

- Amalric, L., Aubert, N., Ghestem, J., Léprond, H., 2015. Analyse des sols en contexte sites et sols pollués - Synthèse des réunions du groupe de travail Laboratoires (No. Rapport final BRGM/RP-64749-FR).
- Baize, D., 2008. Eléments traces dans les sols : ne plus parler de "bruit de fond" 281, 25–30.
- Baize, D., 2006. Eléments Traces Métalliques (ETM) - Cours sur les éléments en traces dans les sols - Université de Poitiers 2006.
- Baize, D., 2000. Teneurs totales en "métaux lourds" dans les sols français. *Courr. Environ.* INRA.
- Baize, D., 1997. Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France). Références et stratégies d'interprétation, INRA Éditions. ed. Paris.
- Baize, D., n.d. URL <http://www.denis-baize.fr/etm/webetmso.html>
- Baize, D., Chretien, J., 1994. Les couvertures pédologiques de la plate-forme sinémurienne en Bourgogne. Particularités morphologiques et pédo-géochimiques. *Etude Gest. Sols* 1, 7–27.
- Baize, D., Douay, F., Villanneau, E., Bourennane, H., Sterckeman, T., Ciesielski, H., King, D., 2010. Les éléments en traces dans les sols agricoles du Nord-Pas-de-Calais. *Étude Cartogr. Teneurs Horiz. Surf. Étude Gest. Sols* 3–4.
- Baize, D., Duigou, N., Mathieu, A., 2011. Eléments en traces dans les sols. Valeurs de référence locales en île-de-France. *Environnement et Technique* 54–56.
- Baize, D., Saby, N., Deslais, W., Bispo, A., Feix, I., 2006. Analyses totales et pseudo-totales d'éléments en traces dans les sols. Principaux Résultats Enseign. D'une Collecte Natl. *Etude Gest. Sols* 13, 181–200.
- Barbier, J., 1996. Geochemical inventory in French territory. Explanations for better use of data (No. HYDR/NT/96/078), BRGM.
- Brus, D.J., Lamé, F.P.J., Nieuwenhuis, R.H., 2009. National baseline survey of soil quality in the Netherlands. *Environ. Pollut.* 157, 2043–2052. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.02.028>
- Cave, M.R., Johnson, C.C., Ander, E.L., Palumbo-Roe, B., 2012. Methodology for the determination of normal background contaminant concentrations in English soils (No. Commissioned Report CR/12/003). British Geological Survey, Nottingham.
- Chappell, A., Renzullo, L.J., Raupach, T.H., Haylock, M., 2013. Evaluating geostatistical methods of blending satellite and gauge data to estimate near real-time daily rainfall for Australia. *J. Hydrol.* 493, 105–114. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.04.024>
- Charzyński, P., Hulisz, P., Bednarek, R., 2013. Technogenic soils of Poland, Polish Society of Soil Science. ed.
- Chiles, J., Delfiner, P., 2012. Geostatistics. Modeling Spatial Uncertainty., 2nd ed, Series in probability and statistics. Wiley.
- Chiles, J.P., Demougeot-Renard, H., de Fouquet, C., Garcia, M., Jeanne, N., G., L.L., Peraudin, J.J., 2005. Géostatistique appliquée aux sites et sols pollués. Manuel méthodologique et exemples d'application.
- Clottes, P., 2017. Optimisation de la valorisation des matériaux produits en maîtrise d'ouvrage - Communication orale - Reconversion des friches - Journées ADEME.
- Colinet, G., 2013. Eléments traces métalliques dans les sols-Contribution à la connaissance des déterminants de leur distribution spatiale en région limoneuse belge. Université de Gembloux, Belgique.
- Daniau, C., Dor, F., Denys, S., Floch-Barneaud, A., Dab, W., 2009. Problèmes posés par la définition de l'état de référence des sols en santé environnementale, in: Responsabilité et Environnement. pp. 70–77.
- Demetriades, A., Birke, M., 2015. Urban topsoil geochemical mapping manual: URGE II.
- Demougeot-Renard, H., Haouche-Belkessam, L., Deny, S., 2008. Reconnaissance assistée de sites pollués par l'utilisation conjointe de mesures rapides sur site et de traitements géostatistiques. Conception et validation d'une démarche itérative de reconnaissance (rapport final REPERAGE). ADEME.
- Doran, J.W., Coleman, D.C., Bezdicek, D.F., Stewart, B.A., Doran, John W., Parkin, T.B., 1994. Defining and Assessing Soil Quality, in: SSSA Special Publication. Soil Science Society of America and American Society of Agronomy. <https://doi.org/10.2136/sssaspeccpub35.c1>
- Droissart - Long, A., 2017. Caractérisation de l'état des milieux sols, eaux et végétaux dans l'environnement des installations industrielles - Utilisation de l'Environnement local témoin (No. INERIS-DRC-15-151883-01265 B).
- Duigou, N., Baize, D., 2010. Nouvelle collecte nationale d'analyses d'éléments en traces dans les sols (horizons de surface) – (Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Se, Zn).
- Duigou, N., Baize, D., Bispo, A., 2011. Utilisation de la base de données BDETM pour obtenir des valeurs de références locales en Eléments Traces Métalliques. Cas de la région Centre. *Etude Gest. Sols* 18, 18.
- Goovaerts, P., 1997. Geostatistics for natural resources evaluation. Oxford university press.
- Hastie, Trevor, Tibshirani, Robert, Friedman, Jerome, 2009. The Elements of Statistical Learning. Data mining, inference and prediction, in: Springer Series in Statistics. Springer, New York.



- Helsel, D., 2009. Much Ado About Next to Nothing: Incorporating Nondetects in Science. *Ann. Occup. Hyg.* <https://doi.org/10.1093/annhyg/mep092>
- Helsel, D.R., 2005. More Than Obvious: Better Methods for Interpreting Nondetect Data. *Environ. Sci. Technol.* 39, 419A-423A. <https://doi.org/10.1021/es053368a>
- ISO/DIS 19258, 2005. Qualité du sol - Guide pour la détermination des valeurs de bruit de fond.
- IUSS Working Group WRB, 2015. Base de référence mondiale pour les ressources en sols 2014, Mise à jour 2015. Système international de classification des sols pour nommer les sols et élaborer des légendes de cartes pédologiques. Rapport sur les ressources en sols du monde N° 106.
- Jean-Soro, L., Guern, C.L., Bechet, B., Lebeau, T., Ringear, M.-F., 2015. Origin of trace elements in an urban garden in Nantes, France. *J. Soils Sediments* 15, 1802–1812. <https://doi.org/10.1007/s11368-014-0952-y>
- Jolivet, C., Boulonnie, L., Ratie, C., Toisier, A., Saby, N., Toutain, N., Arrouays, D., 2010. Mise en place du Réseau de Mesures de la Qualité des Sols (Implementation of the French monitoring network for soil quality) – Rapport final (No. Convention n° 0875C0038 ADEME/INRA).
- Karlen, D.L., Mausbach, M.J., Doran, J.W., Cline, R.G., Harris, R.F., Schuman, G.E., 1997. Soil Quality: A Concept, Definition, and Framework for Evaluation (A Guest Editorial). *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61, 4–10. <https://doi.org/10.2136/sssaj1997.03615995006100010001x>
- Lark, R.M., 2012. Towards soil geostatistics. *Spat. Stat.* 1, 92–99. <https://doi.org/10.1016/j.spasta.2012.02.001>
- Lark, R.M., 2006. On spatial prediction of soil properties in the presence of a spatial trend: the empirical best linear unbiased predictor (E-BLUP) with REML. *Eur. J. Soil Sci.* 57, 787–799.
- Le Guern, C., 2014. METOTRASS – Méthodologie optimisée pour l'évaluation des teneurs en éléments traces (As, Pb, Cu, Zn) dans les sols en domaine de socle : test sur le département de la Loire -Atlantique – rapport final (No. BRGM/RP-63998-FR).
- Le Guern, C., Baudoin, V., Bridier, E., Cottineau, C., Delayre, M., Desse-Engrand, F., Grellier, M., Milano, E., Mouny, A., Pollett, S., Sauvaget, B., Ménoury, A., 2016. Qualité des sols et proches sous-sols urbains de l'île de Nantes (No. Rapport BRGM/RP-66013-FR).
- Lebourg, A., Sterckeman, T., Ciesielski, H., Proix, N., 1996. Intérêt de différents réactifs d'extraction chimique pour l'évaluation de la biodisponibilité des métaux en traces du sol. *Agronomie* 16, 201–215. <https://doi.org/10.1051/agro:19960401>
- Marchant, B.P., Saby, N.P.A., Lark, R.M., Bellamy, P.H., Jolivet, C.C., Arrouays, D., 2010. Robust analysis of soil properties at the national scale: cadmium content of French soils. *Eur. J. Soil Sci.* 61, 144–152. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2009.01212.x>
- Matheron, G., 1965. Les variables régionalisées et leur estimation: Une application de la théorie des fonctions aléatoires aux sciences de la nature., Masson. ed. Paris.
- MEDDE, 2014. Guide méthodologique pour l'élaboration du rapport de base prévu par la directive IED. Version 2.2.
- Minasny, B., Hartemink, A.E., McBratney, A., 2007. Soil science and the h index. *Scientometrics* 73, 257–264. <https://doi.org/10.1007/s11192-007-1811-z>
- MTES, 2017a. Méthodologie nationale de gestion des sites et sols pollués. Ministère de l'Environnement, de l'énergie et de la Mer.
- MTES, 2017b. Guide de valorisation hors site des terres excavées issues de sites et sols potentiellement pollués dans des projets d'aménagement. MTES - Ministère de la transition écologique et solidaire.
- NF EN IOS 11704, 2015. Qualité du sol - Vocabulaire.
- OFEV, 2003. Prélèvement et préparation d'échantillons de sols pour l'analyse de substances polluantes. Manuel de prélèvement OSol. (No. VU-4814-F). Berne (CH).
- Orton, T.G., Saby, N.P.A., Arrouays, D., Jolivet, C.C., Villanneau, E.J., Marchant, B.P., Caria, G., Barriuso, E., Bispo, A., Briand, O., 2013. Spatial distribution of Lindane concentration in topsoil across France. *Sci. Total Environ.* 443, 338–350. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.10.103>
- Ouellette, H., Morissette, S., Québec (Province), Ministère du développement durable, de l'environnement et des parcs, 2012. Lignes directrices sur l'évaluation des teneurs de fond naturelles dans les sols. Développement durable, environnement et parcs Québec, Québec.
- Pereira, B., Vandeuken, A., Sonnet, P., 2013. Aide à l'expert pour la proposition de concentrations de fond dans le cadre du décret du parlement wallon du 5 décembre 2008 relatif à la gestion des sols.
- RECORD, 2013. Retour d'expérience critique sur l'utilisation de méthodes géostatistiques pour la caractérisation des sites et sols pollués. RECORD.
- RECORD, 2010. Réalisation d'un avis d'experts : "Bruit de fond" des polluants dans l'environnement, analyse des données existantes et identification des lacunes (No. 09-0812/1A).
- Reimann, C., de Caritat, P., 2017. Establishing geochemical background variation and threshold values for 59 elements in Australian surface soil. *Sci. Total Environ.* 578, 633–648. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.010>
- Renard, P., 2007. Stochastic Hydrogeology: What Professionals Really Need? *Ground Water* 45, 531–541. <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.2007.00340.x>



- Rivoirard, J., 1994. Introduction to disjunctive kriging and non-linear geostatistics, Clarendon. ed. Oxford.
- Saby, N., Arrouays, D., Boulonne, L., Jolivet, C., Pochot, A., 2006. Geostatistical assessment of Pb in soil around Paris, France. *Sci. Total Environ.* 367.
- Saby, N., Villanneau, E., Toutain, B., Arrouays, D., 2018. Seuils de détection d'anomalies pour 8 éléments traces métalliques (RMQS). <https://doi.org/10.15454/UEZXBY>
- Saby, N.P.A., Marchant, B.P., Lark, R.M., Jolivet, C.C., Arrouays, D., 2011. Robust geostatistical prediction of trace elements across France. *Geoderma* 162, 303–311. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.03.001>
- Sancho, L., 2016. Protocole d'Analyse Statistique pour la construction d'un Fond Pédo-Géochimique Anthropisé des Sols Urbains. Rapport final (No. BRGM/RP-66501-FR). BRGM, Orléans.
- Schwartz, C., 2013. Les sols de jardins, supports d'une agriculture urbaine intensive. *Vertigo - Rev. Électronique En Sci. Environ.* <https://doi.org/10.4000/vertigo.12858>
- Semlali, R., Van Oort, F., Denaix, L., Loubet, M., 2001. Accumulation et redistribution d'éléments traces métalliques dans des sols soumis à des retombées atmosphériques diffuses. *Pollut. Atmospherique* 172, 545–556.
- Sterckeman, T., Douay, F., Baize, D., Fourrier, H., Proix, N., Schwartz, C., Carignan, J., 2006. Trace element distributions in soils developed in loess deposits from northern France. *Eur. J. Soil Sci.* 57, 392–410. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2005.00750.x>
- Sterckeman, T., Douay, F., Baize, D., Fourrier, H., Proix, N., Schwartz, C., 2007. Référentiel pédo-géochimique du Nord-Pas-de-Calais : Méthode et principaux résultats. *Etude Gest. Sols* 14, 153–168.
- Sterckeman, T., Villanneau, E., Bourennane, H., Douay, F., Ciesielski, H., King, D., Baize, D., 2012. Les éléments en traces dans les sols agricoles du Nord - Pas de Calais- II. Cartographie des enrichissements dans les horizons de surface. *Etude Gest. Sols* 19.
- Tóth, G., Hermann, T., Da Silva, M.R., Montanarella, L., 2016. Heavy metals in agricultural soils of the European Union with implications for food safety. *Environ. Int.* 88, 299–309. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2015.12.017>
- Tóth, G., Jones, A., Montanarella, L., 2013. The LUCAS topsoil database and derived information on the regional variability of cropland topsoil properties in the European Union. *Environ. Monit. Assess.* 185, 7409–7425. <https://doi.org/10.1007/s10661-013-3109-3>
- UNEP, 2013. Règles professionnelles C.C.1-R0 - Travaux de terrassements des aménagements paysagers.
- US EPA, 2009. Statistical Analysis of Groundwater Monitoring Data at RCRA Facilities: Unified Guidance (No. EPA 530-R-09-007).
- Utermann, J., Düwel, O., Gäbler, H., Hindel, R., 1999. Substrate and element specific relation of real total versus aqua regia soluble contents of heavy metals in soils.
- Van Oort, F., Jongmans, T., Lamy, I., 2008. Impacts of long-term waste-water irrigation on the development of sandy Luvisols: Consequences for metal pollutant distributions. *Eur. J. Soil Sci.* 59, 925–938.
- Villanneau, E., Perry-Giraud, C., Saby, N., Jolivet, C., Marot, F., Maton, D., Floch-Barneaud, A., Antoni, V., Arrouays, D., 2008. Détection de valeurs anormales d'éléments traces métalliques dans les sols à l'aide du Réseau de Mesure de la Qualité des Sols. *Etude Gest. Sols* 15, 183–200.
- Villanneau, E., Saby, N.P.A., Arrouays, D., Jolivet, C.C., Boulonne, L., Caria, G., Barriuso, E., Bispo, A., Briand, O., 2009. Spatial distribution of lindane in topsoil of Northern France. *Chemosphere* 77, 1249–1255. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.08.060>
- Villanneau, E.J., Perry-Giraud, C., Saby, N.P.A., Jolivet, C.C., Marot, F., Maton, D., Floch-Barneaud, A., Antoni, V., Arrouays, D., 2008. Détection de valeurs anormales d'éléments traces métalliques dans les sols à l'aide du Réseau de Mesure de la Qualité des Sols. *Etude Gest. Sols* 183–200.
- Villanneau, E.J., Saby, N.P.A., Marchant, B.P., Jolivet, C.C., Boulonne, L., Caria, G., Barriuso, E., Bispo, A., Briand, O., Arrouays, D., 2011. Which persistent organic pollutants can we map in soil using a large spacing systematic soil monitoring design? A case study in Northern France. *Sci. Total Environ.* 409, 3719–3731. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.05.048>
- Wendland, F., Hannappel, S., Kunkel, R., Schenk, R., Voigt, H.J., Wolter, R., 2005. A procedure to define natural groundwater conditions of groundwater bodies in Germany. *Water Sci. Technol.* 51, 249–257.



## 7.2 Figures

Figure 1 - Logigramme des principes généraux de la méthodologie de détermination des valeurs de fonds à l'échelle territoriale et à l'échelle d'un site. ....	8
Figure 2 :schéma illustrant les définitions des différents termes utilisés dans le guide. Le profil de sol illustré ici est représentatif de profils souvent rencontrés en France métropolitaine, mais il existe une grande diversité de profils de sols, avec une grande diversité d'horizons (tant en termes de nature que de profondeur). ....	12
Figure 3 - Schéma explicatif des différents termes liés aux valeurs de fonds. ....	14
Figure 4 -Schéma d'une anomalie géochimique et de sa répercussion sur la qualité chimique des sols. ....	16
Figure 5 – Terminologie sur les valeurs de fonds. ....	16
Figure 6 Principes de valeurs de fond par couche ou horizon sur la base de l'organisation naturelle des sols. Dans le cas de remblais, cette démarche ne s'applique pas (même en profondeur les remblais, s'ils sont naturels, sont assimilés à des FPGA). ....	20
Figure 7 :Correspondance entre les domaines d'emploi des terres excavées (au niveau 2 de la méthodologie définie par le guide de 2017) et les valeurs de fond (adapté de (MTES, 2017b)). ....	24
Figure 8 : Démarche générale de détermination des valeurs de fonds à l'échelle d'un site. ....	26
Figure 9 - Usage majoritaire des sols et Environnement Local Témoin - typologie des bases de données correspondantes. ....	27
Figure 10 - Extrait du site internet du GIS Sol sur l'état des sols en France : présentation du RMQS. ....	32
Figure 11 - Exemple d'outil cartographique du GIS Sol. ....	33
Figure 12 - Présentation de la BDETM, source : INRA. ....	34
Figure 13 – Extrait du portail cartographique de l'inventaire forestier national. ....	36
Figure 14 - Carte géologique de la France avec les régions prospectées par le BRGM (noir) et la SNEAP (vert) – <a href="http://sigminesfrance.brgm.fr/geoch_inventaire.asp">http://sigminesfrance.brgm.fr/geoch_inventaire.asp</a> . ....	37
Figure 15 - Altération superficielle d'un corps minéralisé et dispersion des éléments – source <a href="http://sigminesfrance.brgm.fr/geoch_inventaire.asp">http://sigminesfrance.brgm.fr/geoch_inventaire.asp</a> . ....	38
Figure 16 - Extrait de la base de données GEOMELY de la métropole de Lyon. ....	40
Figure 17 - Proposition de représentation graphique de la dispersion des données (Pereira et al., 2013)....	46
Figure 18 - Exemple de dispersion graphique des données en fonction de la profondeur pour 3 sondages (triangle = sondage 1, losange = sondage 2, croix = sondage 3). ....	47
Figure 19 Comparaison verticale pour : (A) un sol probablement contaminé superficiellement, (B) une probable anomalie naturelle géochimique et (C) un sol présentant des teneurs plus faibles dans le matériau parental. (Baize, 2006) ....	48
Figure 20 : Principe de comparaison latérale. (Baize, 2006) ....	49
Figure 21 - Logigramme de la méthodologie générale. ....	59
Figure 22 - <i>Position du traitement statistique et du traitement géostatistique des données dans le processus général d'élaboration des fonds pédo-géochimiques des sols et de mise à disposition du public. Figure ©eOde.</i> ....	73
Figure 23 – Répartition schématique de données dans une zone d'ELT. L'effet sur les statistiques des données regroupées en clusters peut être corrigé en appliquant des techniques de dégroupement attribuant une pondération moindre aux données des clusters. Figures ©eOde. ....	74
Figure 24 – Carte de localisation des échantillons selon un schéma aléatoire stratifié sur le territoire néerlandais (a) et courbes de fréquences cumulées des teneurs en cuivre (b) et des teneurs en plomb (c) obtenues à partir des données. Losanges marron : sols de surface 0-10 cm, carrés jaunes : sols profonds 50-100 cm. D'après (Brus et al., 2009). ....	75
Figure 25 - Le support de l'information est très différent lorsque les terrains sont prélevés (a) à la tarière à main dans des placettes (OFEV, 2003) ou (b) dans des sondages réalisés à la foreuse (photo : Hélène Demougeot-Renard). ....	76
Figure 26 - Exemple de (a) résumé statistique, (b) histogramme, (c) boîte à moustaches et (d) cartographie d'une distribution de valeurs. Figures ©eOde. ....	79
Figure 27 – Schématisation de la méthode de séparation des composants, lorsque la distribution de valeurs résulte de la superposition de 2 populations, l'une relevant par exemple d'un état habituel du milieu, l'autre d'une contamination. D'après (Wendland et al., 2005). ....	80
Figure 28 - Courbes de fréquence cumulée (a) des 97 données brutes de teneurs en plomb d'une agglomération, et (b) des mêmes données censurées par substitution à 50% de la LQ des 30 valeurs les plus faibles. D'après (Sancho, 2016). ....	81
Figure 29 - Diagrammes de dispersion des concentrations en substance en fonction de la distance (a) avec les données d'origine, et (b) avec les données d'origine dont certaines ont été remplacées par 0.5 ou 1.5 (moitié des LQ, égales à 1 et 3). Le coefficient de corrélation passe de 0.81 à 0.55 sous l'effet de la substitution. D'après (Helsel, 2009). ....	82
Figure 30 - Exemple de diagramme de probabilité permettant de comparer une distribution expérimentale (en abscisse) à une distribution théorique de loi connue (en ordonnée, ici loi normale). Image tirée de la	



documentation Matlab ©The Mathworks.....	83
Figure 31 - Courbe de survie de la méthode Kaplan-Meier. La courbe de fréquence cumulée (en rouge) et les percentiles de la distribution sont estimés en tenant compte des valeurs inférieures à des LQ distincts. D'après (Helsel, 2005). .....	84
Figure 32 - Transformation d'une distribution de valeurs par la méthode des scores normaux : (a) histogramme des données brutes, (b) histogramme des données transformées. Figures ©eOde. ....	85
Figure 33 - Le nombre et la répartition des données dans l'ELT ont une influence déterminante dans la capacité du modèle géostatistique à « capter » la continuité spatiale de la substance à cartographier. Les points d'échantillonnage des domaines ci-dessus ne permettent pas de capter – ni prédire - la variabilité aux petites distances, ni de différencier la situation de pollution (a) de la situation (b). Figures ©eOde. ....	88
Figure 34 - Exemple de nuage de corrélation entre l'altitude (cote Z en m) et la concentration d'une substance dans des échantillons d'eau souterraine, permettant d'analyser la variabilité spatiale de la pollution sur la verticale. Les concentrations augmentent avec la profondeur jusqu'à la surface de la nappe (niveau piézométrique), puis diminuent jusqu'à la profondeur maximale atteinte par les forages. Figure ©eOde.....	89
Figure 35 - Exemple de (a) matrice de corrélation entre teneurs en métaux et (b) nuage de corrélation entre les teneurs en plomb et arsenic (après logtransformation). Le plomb et l'arsenic par exemple apparaissent corrélés positivement, avec une grande dispersion des valeurs (coefficient de corrélation de Pearson : 0.61). Figures ©eOde. ....	90
Figure 36 - Exemple de (a) variogramme expérimental (ligne tiretée noire) et modèle ajusté (fonction exponentielle avec effet de pépite : ligne continue rose) ; (b) Equation du variogramme expérimental. Figure ©eOde établie dans le logiciel Isatis©Geovariances.....	91
Figure 37 - Influence du modèle de variogramme sur la cartographie (simulation) de la variable d'intérêt: (a) fonction exponentielle de portée 100 m et palier 1, (b) fonction cubique de portée 100 m et palier 1. Une plus grande continuité spatiale est obtenue avec la fonction cubique. Figures ©eOde. ....	93
Figure 38 - Exemple de résultats de validation-croisée : (a) nuage de corrélation entre valeurs expérimentales et valeurs réestimées dans le modèle de variogramme retenu, (b) carte des écarts entre valeurs expérimentales et valeurs réestimées (échelle de couleur pour les écarts), en distinguant les outliers dont les écarts dépassent un seuil donné (représentés par des cercles) des autres valeurs (représentées par des croix). Figures ©eOde établies dans le logiciel Isatis©Geovariances.....	94
Figure 39 - Exemple de cartographie par krigeage ordinaire des pluies journalières du 28 février 2010 en Australie : (a) valeurs estimées à partir de mesures de pluies sur l'ensemble du territoire, (b) incertitudes d'estimation sous forme de variances de krigeage. D'après (Chappell et al., 2013) .....	95
Figure 40- Estimation des teneurs en cuivre et en plomb (en mg/kg) dans le sol de surface sur le territoire français, en excluant les effets des phénomènes à petite distance. D'après (Saby et al., 2011). ....	96
Figure 41 - Exemple de cartographies d'un attribut produites à partir du même jeu de données : (a) krigeage de l'attribut, (b) simulation de l'attribut, (c) probabilité de dépassement du seuil (500) par l'attribut. Figures ©eOde. ....	97
Figure 42 - Exemple de cartographie du plomb mise à disposition du public par un webservice par le réseau RMQS. Les valeurs sont agrégées pour fournir des valeurs par mailles de grande dimension (16 km x 16 km). .....	98
Figure 43 : Répartition des ETM dans les différents horizons de sol - cas d'un sol agricole contaminé (Luvisol sableux irrigué par des eaux usées, plaine de Pierrelaye) L= horizon labouré (riche en matière organique) ; E= horizon minéral éluvial (appauvri en argiles) ; L/E= horizon labouré éluvié ; BT= horizon minéral d'accumulation d'argiles ; Ck= horizon d'altération (correspond à la roche mère plus ou moins altérée et contenant les débris de cette dernière) dans lequel on observe des traits d'accumulation de carbonate. Source : (Van Oort et al., 2008). ....	102
Figure 44. Répartition du Pb total, exogène et endogène dans les différents horizons de sol – cas d'un podzol développé sur sables, n'ayant subi que des retombées atmosphériques diffuses (site de Marquèze, Landes). A= horizon riche en matière organique ; E= horizon résiduel d'éluviation, essentiellement quartzeux ; BP= horizon podzolique d'accumulation où se sont immobilisés les constituants organiques (BPh : horizon podzolique d'accumulation d'humus) et les complexes organo-minéraux de fer (BPs : horizon podzolique d'accumulation de fer) ; C= roche mère altérée .....	103
Figure 45. Répartition du Pb total, exogène et endogène dans les différents horizons de sol – cas d'un Andosol développé dans des roches basaltiques, n'ayant subi que des retombées atmosphériques diffuses (flanc Est du Puy-de-la-Vache). Oi= couche supérieure de l'horizon organique en surface constituée de la litière de l'année ; Oa= horizon organique humifié de surface ; A1= horizon organo-minéral de surface ; A2= horizon organo-minéral de profondeur ; B= horizon minéral profond enrichi en divers constituants minéraux ou organiques ; C= roche mère altérée; R= roche mère.....	103
Figure 46. : Répartition du Zn dans les différents horizons de sol - cas d'un Planosol sous forêt développé dans les « sables verts » glauconieux de l'Albien (site d'Héry, Yonne, Champagne humide). A= horizon organo-minéral ; Eg= horizon appauvri en argiles présentant des caractères rédoxiques ; Sg= horizon d'argilisation par altération des minéraux primaires ; S= horizon d'altération ; SC= horizon intermédiaire S - C ; C= horizon minéral d'altération (roche mère altérée). Source : (Baize and Chretien, 1994).....	104



Figure 47. Répartition du Pb dans les différents horizons de sol - cas d'un sol forestier issu d'une formation silicifiée et minéralisée du Lias (Belle Verne, Morvan). OF= horizon organique formé de résidus végétaux, plus ou moins fragmentés, en mélange avec des matières organiques fines ; A1 à A3= horizons organo-minéraux ; E= horizon éluvial de sub-surface; S= horizon d'altération ; SC= horizon intermédiaire S – roche mère altérée. : (Baize, 1997) ..... 105

### 7.3 Tableaux

Tableau 1 –Substances proposées et présence avérée dans les différents types de fonds. ....	18
Tableau 2 – Tableau issu du Guide méthodologique de gestion des sites et sols pollués (2017). Teneurs totales en éléments traces dans les sols - Gammes de valeurs « ordinaires » et d'anomalies géochimiques « naturelles» - Tableau issu de l'étude ASPITET. Métaux et Métalloïdes (en mg/kg). ....	35
Tableau 3 - Comparaison des statistiques-résumé des teneurs en plomb dans les sols d'une agglomération calculées à partir (a) des données brutes (b) des mêmes données après remplacement des valeurs <LQ par la moitié de la LQ. D'après (Sancho, 2016).....	81
Tableau 4. Répartition du Cu, du Ni, du Pb et du Zn dans les différents horizons de sol - cas d'un Calcisol argilo-limoneux issu d'une formation crayeuse (Grand Longeron, Yonne). : (Baize, 1997).....	104
Tableau 5. Répartition du Fe, du Co, du Cr, du Cu, du Ni, du Pb, du Zn et du Mn dans les différents horizons de sol - cas d'un Planosol de la forêt d'Orléans. : (Baize, 1997) .....	104



# 8 Annexes

## 8.1 Annexe 1 – Valeurs de fonds nationales

### 8.1.1 Données RMQS organiques

Tableau 3. Tableau de données acquises en milieu principalement rural – Données RMQS sur les éléments organiques (source INRA INFOSOL). Le détail du programme RMQS est donné au § 4.2.1.1.1.2.

Famille	Nom	Unité	LQ	Min	C10	C25	Med	C75	C90	C95	C99	Max	Nbre échantillons	Nbre <LQ	%<LQ	
Dioxines et furanes	2,3,7,8-TCDF	ng/kg	1	0	0	0	0	0	0	0	3,8478	16,7	2165	2094	96,7	
	1,2,3,7,8-PeCDF	ng/kg	1,5	0	0	0	0	0	0	1,83	8,3312	14,3	2165	2028	93,7	
	2,3,4,7,8-PeCDF	ng/kg	1,5	0	0	0	0	0	0	1,85	9,0017	24,9	2165	1996	92,2	
	1,2,3,4,7,8-HxCDF	ng/kg	2	0	0	0	0	0	0	0	9,2568	72,2	2165	2075	95,8	
	1,2,3,6,7,8-HxCDF	ng/kg	2	0	0	0	0	0	0	2,219	8,3339	57,6	2165	2030	93,8	
	2,3,4,6,7,8-HxCDF	ng/kg	2	0	0	0	0	0	0	2,27	8,4878	14,3	2165	2037	94,1	
	1,2,3,7,8,9-HxCDF	ng/kg	2	0	0	0	0	0	0	2,5785	12,139	16,3	2165	2002	92,5	
	1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	ng/kg	3	0	0	0	0	0	0	5,3795	14,8	148	2165	1983	91,6	
	1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	ng/kg	3	0	0	0	0	0	0	0	11,439	40,9	2165	2075	95,8	
	OCDF	ng/kg	10	0	0	0	0	0	0	10,9	24,839	1400	2165	2047	94,5	
	2,3,7,8-TCDD	ng/kg	1	0	0	0	0	0	0	0	2,9173	6,42	2165	2098	96,9	
	1,2,3,7,8-PeCDD	ng/kg	1,5	0	0	0	0	0	0	0	7,8368	13,2	2165	2064	95,3	
	1,2,3,4,7,8-HxCDD	ng/kg	2	0	0	0	0	0	0	0	5,1139	12,8	2165	2110	97,5	
	1,2,3,6,7,8-HxCDD	ng/kg	2	0	0	0	0	0	0	0	14,6	18,3	2165	2071	95,7	
	1,2,3,7,8,9-HxCDD	ng/kg	2	0	0	0	0	0	0	2,088	28,278	36,4	2165	2052	94,8	
	1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	ng/kg	3	0	0	0	0	0	0	5,019	9,029	23,412	120	2165	1805	83,4
	OCDD	ng/kg	10	0	0	0	0	12,3	25,08	42,895	185,58	1200	2165	1533	70,8	
TEQ dioxine/furanes (total équivalent toxique OMS 2005)*	ng/kg		1,39	1,41	1,42	1,46	1,96	5,65	6,06	11,87	21,65	2165				
Somme dioxines/furanes*	ng/kg		24,75	25,02	25,26	28,17	43,95	99,9	103,42	258,24	2095,28	2165				
PCB	pcb18 (2,2',5'-Trichlorobiphenyl)	µg/kg	0,02	0	0	0	0,03897	0,06349	0,07959	0,13639	6,13	2165	1208	55,8		
	pcb28 (2,4,4'-Trichlorobiphenyl)	µg/kg	0,02	0	0	0,02605	0,05258	0,08989	0,123	0,30514	19,9	2165	923	42,6		
	pcb33 (2,3,4'-Trichlorobiphenyl)	µg/kg	0,02	0	0	0	0,0236	0,0387	0,05108	0,13678	4,1	2165	1495	69,1		
	pcb52 (2,2',5,5'-Tetrachlorobiphenyl)	µg/kg	0,02	0	0	0,0433	0,12	0,2119	0,30895	0,878	86,5	2165	829	38,3		
	pcb44 (2,2',3,5'-Tetrachlorobiphenyl)	µg/kg	0,02	0	0	0	0,0528	0,09418	0,135	0,29317	12,8	2165	1126	52,0		
	pcb70 (2,3,4',5'-Tetrachlorobiphenyl)	µg/kg	0,02	0	0	0,0214	0,06158	0,119	0,18595	0,56695	37,6	2165	1066	49,2		
	pcb101 (2,2',4,5,5'-Pentachlorobiphenyl)	µg/kg	0,02	0	0	0,0512	0,114	0,217	0,3289	2,4485	1340	2165	670	30,9		
	pcb118 (2',3',4,4',5'-Pentachlorobiphenyl)	µg/kg	0,02	0	0	0,02725	0,05345	0,1159	0,20395	1,2717	34,2	2165	886	40,9		
	pcb105 (2,3,3',4,4'-Pentachlorobiphenyl)	µg/kg	0,02	0	0	0	0,0222	0,04748	0,07857	0,3949	44,6	2165	1583	73,1		
	pcb153 (2,2',4,4',5,5'-Hexachlorobiphenyl)	µg/kg	0,02	0	0,0527	0,09885	0,193	0,391	0,8679	7,9999	2480	2165	254	11,7		
	pcb138 (2,2',3,4,4',5'-Hexachlorobiphenyl)	µg/kg	0,02	0	0,03945	0,0819	0,16	0,3519	0,7522	5,3692	3930	2165	315	14,5		
	pcb128 (2,2',3,3',4,4'-Hexachlorobiphenyl)	µg/kg	0,02	0	0	0	0,0267	0,05808	0,109	0,63665	423	2165	1440	66,5		
	pcb187 (2,2',3,4',5,5',6'-Heptachlorobiphenyl)	µg/kg	0,02	0	0	0,0263	0,05558	0,116	0,224	1,4439	4400	2165	859	39,7		
	pcb180 (2,2',3,4,4',5,5'-Heptachlorobiphenyl)	µg/kg	0,02	0	0,02212	0,0452	0,09465	0,2189	0,45485	3,45	1890	2165	488	22,5		
	pcb170 (2,2',3,3',4,4',5'-Heptachlorobiphenyl)	µg/kg	0,02	0	0	0,02485	0,0524	0,12	0,24	1,5617	1540	2165	910	42,0		
	pcb199 (2,2',3,3',4,5,5',6'-Octachlorobiphenyl)	µg/kg	0,02	0	0	0	0,02288	0,04997	0,104	0,55909	360	2165	1558	72,0		
	pcb195 (2,2',3,3',4,4',5,6'-Octachlorobiphenyl)	µg/kg	0,02	0	0	0	0	0	0,03249	0,24834	226	2165	1996	92,2		
	pcb194 (2,2',3,3',4,4',5,5'-Octachlorobiphenyl)	µg/kg	0,02	0	0	0	0	0,04079	0,08529	0,51507	249	2165	1659	76,6		
	pcb206 (2,2',3,3',4,4',5,5',6'-Nonachlorobiphenyl)	µg/kg	0,02	0	0	0	0	0	0,03578	0,19895	12,5	2165	1965	90,8		
	pcb209 (Decachlorobiphenyl)	µg/kg	0,02	0	0	0	0	0	0,03517	0,06112	0,19092	3,04	2165	1682	77,7	
TEQ PCB (total équivalent toxique OMS 2005)*	µg/kg		0,18	0,23	0,37	0,66	1,16	2,12	3,92	28,35	17017,6	2165				
Somme PCB*	µg/kg		0,2	0,2518	0,39515	0,6981	1,24474	2,3212	4,29089	29,59	17404,2	2165				
HAP	naphthalene	mg/kg	0,02	0	0	0	0	0	0	0,02069	0,04685	1,03	2203	2114	96,0	
	acenaphthylene	mg/kg	0,03	0	0	0	0	0	0	0	0,0868	0,528	2203	2171	98,5	
	acenaphthene	mg/kg	0,01	0	0	0	0	0	0	0	0,01036	0,16	2203	2206	100,1	
	fluorene	mg/kg	0,005	0	0	0	0	0,00509	0,00738	0,02007	0,25	2203	2007	91,1		
	phenanthrene	mg/kg	0,01	0	0	0,0112	0,01957	0,03659	0,05899	0,16267	3,47	2203	1004	45,6		
	anthracene	mg/kg	0,005	0	0	0	0	0	0,00708	0,02963	0,555	2203	2059	93,5		
	fluoranthene	mg/kg	0,01	0	0	0,0122	0,0267	0,06257	0,106	0,26359	6,08	2203	983	44,6		
	pyrene	mg/kg	0,01	0	0	0	0,02075	0,04849	0,08266	0,22718	4,37	2203	1187	53,9		
	benzo(a)anthracene	mg/kg	0,01	0	0	0	0,0103	0,0275	0,04928	0,12759	2,18	2203	1649	74,9		
	chrysene	mg/kg	0,05	0	0	0	0	0	0,0665	0,18054	4,14	2203	2056	93,3		
	benzo(b)fluoranthene	mg/kg	0,01	0	0	0	0,0192	0,04147	0,06577	0,17059	2,22	2203	1151	52,2		
	benzo(k)fluoranthene	mg/kg	0,05	0	0	0	0,00811	0,01919	0,0323	0,08606	1,46	2203	1363	61,9		
	benzo(a)pyrene	mg/kg	0,01	0	0	0	0,0123	0,0306	0,05227	0,14277	1,73	2203	1543	70,0		
	indeno(1,2,3-cd)pyrene	mg/kg	0,01	0	0	0	0,01237	0,0274	0,0436	0,12359	1,83	2203	1535	69,7		
dibenzo(a,h)anthracene	mg/kg	0,02	0	0	0	0	0	0,0238	0,055	1,13	2203	2089	94,8			
benzo(g,h,i)perylene	mg/kg	0,05	0	0	0	0	0	0,05379	0,13659	1,53	2203	2099	95,3			
Somme 16 HAP*	mg/kg		0,1325	0,134	0,13674	0,15792	0,22826	0,39684	0,69673	1,67067	31,667	2203				
TEQ (total équivalent toxique OMS 2005)*	mg/kg		0,01	0,01	0,01	0,01	0,02	0,04	0,07	0,18	2,47	2203				



Famille	Nom	Unité	LQ	Min	C10	C25	Med	C75	C90	C95	C99	Max	Nbre échantillons	Nbre <LQ	%<LQ		
OCP	alpha_endosulfan	µg/kg	1	0	0	0	0	0	0,0203	0,1285	1,366	2,445	711	620	87,2		
	beta_endosulfan	µg/kg	1	0	0	0	0	0	0	0,03038	1,23	711	698	98,2			
	alpha_HCH	µg/kg	0,2	0	0	0	0	0	0	0,06186	0,636	711	686	96,5			
	delta_HCH	µg/kg	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0,0412	711	706	99,3			
	p_pDDD	µg/kg	1	0	0	0	0	0	0,0303	0,1125	1,0474	3,3	711	600	84,4		
	p_pDDE	µg/kg	0,2	0	0	0	0	0,3835	1,03	2,195	14,772	200	711	432	60,8		
	p_pDDT	µg/kg	1	0	0	0	0	0,03055	1,47	2,3325	16,7	46,1	711	491	69,1		
	aldrine	µg/kg	0,2	0	0	0	0	0	0	0,02045	0,5181	4,05	711	666	93,7		
	endrine	µg/kg	0,4	0	0	0	0	0	0	0,49	1,129	1,34	711	662	93,1		
	dieldrine	µg/kg	1	0	0	0	0	0	0	0,0202	1,17	14,8	217	711	636	89,5	
	gamma_HCH(lindane)	µg/kg	0,2	0	0	0	0,222	0,539	1,24	2,01	3,92	8,52	711	304	42,8		
	heptachlore	µg/kg	1	0	0	0	0	0	0	0,02035	0,1401	1,12	711	666	93,7		
	o_pDDD	µg/kg	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0,11856	1,73	562	556	98,9		
	o_pDDE	µg/kg	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0	1,46	562	557	99,1		
	o_pDDT	µg/kg	0,2	0	0	0	0	0	0	0,24865	2,6103	9,88	562	528	94,0		
	HCB	µg/kg	0,2	0	0	0	0	0	0	0,2675	0,521	1,3168	6,77	562	481	85,6	
	beta_HCH	µg/kg	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0,2478	0,793	562	552	98,2		
SommeOCPs*	µg/kg			2,19485	4,1405	4,182	4,389	5,15838	7,7729	13,6373	59,5918	262,119	562				
PBDE	pbde100	ng/kg	10	0	0	0	0	0	0	0	0	4,08	34	89	88	98,9	
	pbde119	ng/kg	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	89	89	100,0	
	pbde126	ng/kg	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	89	89	100,0	
	pbde138	ng/kg	30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	89	89	100,0	
	pbde15	ng/kg	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	89	89	100,0	
	pbde153	ng/kg	10	0	0	0	0	0	0	0	0	3,444	28,7	89	88	98,9	
	pbde154	ng/kg	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	89	89	100,0	
	pbde156	ng/kg	70	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	89	89	100,0	
	pbde17	ng/kg	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	89	89	100,0	
	pbde183	ng/kg	10	0	0	0	0	0	0	0	0	38,16	47,4	89	85	95,5	
	pbde184	ng/kg	110	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	89	89	100,0	
	pbde191	ng/kg	170	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	89	89	100,0	
	pbde196	ng/kg	10	0	0	0	0	0	0	54,74	306,2	977,68	1540	89	75	84,3	
	pbde197	ng/kg	30	0	0	0	0	0	0	39,2	79,44	161,04	330	89	76	85,4	
	pbde206	ng/kg	650	0	0	0	0	0	0	491	8472	28356	31700	89	67	75,3	
	pbde207	ng/kg	280	0	0	0	0	0	127	1162	5364	11924	14300	89	64	71,9	
	pbde209	ng/kg	650	0	0	0	0	0	0	4052	10860	333520	1100000	89	67	75,3	
	pbde28	ng/kg	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	89	89	100,0	
	pbde3	ng/kg	110	0	0	0	0	0	0	0	13,48	1805,6	2140	89	83	93,3	
	pbde47	ng/kg	230	0	0	0	0	0	0	29,86	55,22	95,192	167	89	68	76,4	
pbde49	ng/kg	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	89	89	100,0		
pbde66	ng/kg	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	89	89	100,0		
pbde7	ng/kg	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	89	89	100,0		
pbde71	ng/kg	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	89	89	100,0		
pbde77	ng/kg	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	89	89	100,0		
pbde85	ng/kg	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	89	89	100,0		
pbde99	ng/kg	40	0	0	0	0	0	0	11,42	22,08	57,768	180	89	75	84,3		
SommePBDEs*	ng/kg			241,65	243,15	244,05	251,8	1969,8	8303,75	33266,5	356085	1148018	89				

Min=minimum, Med=médiane, Max=maximum, C10,C25,etc. =Centile, LQ=limite de quantification (valeur la plus basse pour laquelle un élément peut-être quantifié, avec une incertitude acceptable). HAP = Hydrocarbure Aromatique Polycyclique, PCB= PolyChloroBiphényles, OCP = organochlorine pesticides, PBDE = PolyBromoDiphenylEhters  
Les valeurs indiquées dans le tableau ont été calculées en remplaçant les valeurs inférieures à la LQ par 0. Les échantillons ont été analysés par le même laboratoire (INRA Arras).

\*Dans le cas du calcul des Sommes et des TEQ pour les HAP, PCB et Dioxines&Furanes, les valeurs inférieures à la LQ ont été remplacées par ½ LQ.



## 8.1.2 Données FGU (Fond pédo-Géochimique Urbain)

Les données sont extraites de la base BDSolU et fournies à titre indicatif pour les zones urbaines de la France entière. A l'inverse des données RMQS, ces données ne sont pas réparties de façon homogènes sur le territoire. Plusieurs échantillons peuvent provenir de la même agglomération, voire de la même zone de l'agglomération. Les prélèvements ont majoritairement été réalisés en milieu urbain, dans les espaces verts (parcs et jardins publics) via un échantillonnage composite en 5 points selon un carré de 3 m de côté, entre 0 et 5cm de profondeurs (sols de surface) et sur des zones hors BASIAS, BASOL ou potentiellement impactées par une pollution locale telle que route, usine, etc. Les données ont été vérifiées et les outliers soigneusement validés.

Les données ont été traitées via un script R selon le protocole mis au point par le BRGM (Sancho, 2016). Ce protocole permet de rechercher la meilleure solution statistique pour traiter les jeux de données, notamment quand ils contiennent un grand nombre de données inférieures aux limites de quantification.

Les données calculées indiquées en rouge sont qualifiées de « non fiable » quand elles présentent (entre autre) un effectif trop faible ou un taux important de données inférieures à la LQ. Les centiles et la vibrisse sont donc donnés à titre informatif.

Les PCB indicateurs ne sont pas fournis ici car un taux trop important de données sont inférieures à la LQ.

Tableau 4. Tableau de données acquises en milieu urbain – Données FGU-ETS (source BRGM)

*Min=minimum, Med=médiane, Max=maximum, C10\*,C25\*,etc. =Centile calculé selon méthode définie par (Sancho, 2016) sauf pour l'indice phénol, LQ=limite de quantification (valeur la plus basse pour laquelle un élément peut-être quantifié, avec une incertitude acceptable). Les données en rouge italique sont données à titre informatif uniquement du fait de leur manque de représentativité (taux d'analyses inférieures à la LQ important).*



Famille	Composé	Unité	Nbre	Nbre<LQ	%<LQ	LQ min	LQ max	Min	Med	Max	C25*	C75*	C90*	C95*	C98*	Vibrisse*
ETM	As	mg/kg	306	3	0,98	1	15	1,000	8,80	50,200	6,93	13,00	18,20	27,50	36,90	22,11
	Pb	mg/kg	306	1	0,33	< 5	10	5,300	57,40	650,000	36,20	100,00	181,50	267,50	389,21	195,70
	Zn	mg/kg	306	0	0,00	< 13	-	13,000	94,90	2600,000	70,00	139,73	230,00	317,50	366,84	244,31
	Ni	mg/kg	306	0	0,00	< 3	-	4,000	15,00	62,000	12,00	19,00	23,40	26,00	32,09	29,50
	Hg	mg/kg	306	34	11,11	0,025	0,1	0,050	0,20	28,000	0,10	0,40	0,80	1,20	2,30	0,85
	Cd	mg/kg	306	124	40,52	< 0,0455	1	0,046	0,43	3,630	0,15	0,43	0,63	0,83	1,10	0,85
	Cr	mg/kg	306	3	0,98	0,9	15	0,900	21,00	111,300	17,00	26,00	33,85	40,75	45,90	39,50
	Cu	mg/kg	306	0	0,00	< 4,2	-	4,200	27,00	190,000	20,00	40,00	63,00	88,75	109,00	70,00
HAP	Benzo,a,anthracene	mg/kg	308	61	19,81	< 0,012	0,15	0,012	0,11	11,000	0,04	0,28	0,78	1,10	2,50	0,63
	Benzo,a,pyrene	mg/kg	308	54	17,53	< 0,011	0,15	0,011	0,14	15,000	0,05	0,33	0,86	1,40	3,00	0,75
	Benzo,b,fluoranthene	mg/kg	308	42	13,64	0,02	0,15	0,020	0,16	13,000	0,08	0,41	1,10	1,70	3,40	0,91
	Benzo,k,fluoranthene	mg/kg	308	74	24,03	0,01	0,15	0,010	0,08	6,400	0,03	0,18	0,43	0,84	1,70	0,40
	Benzo,g,h,i,perylene	mg/kg	308	56	18,18	0,01	0,15	0,010	0,12	7,800	0,04	0,25	0,67	1,10	1,90	0,56
	Fluoranthene	mg/kg	308	33	10,71	0,02	0,15	0,020	0,21	33,000	0,08	0,54	1,40	2,80	5,50	1,22
	Indeno,1,2,3,cd-pyrene	mg/kg	308	49	15,91	< 0,011	0,15	0,011	0,12	10,000	0,05	0,26	0,63	1,20	1,90	0,58
	Acenaphtene	mg/kg	308	272	88,31	0,01	0,5	0,010	0,02	0,640	<b>0,01</b>	<b>0,05</b>	<b>0,15</b>	<b>0,15</b>	<b>0,32</b>	<b>0,11</b>
	Anthracene	mg/kg	308	169	54,87	0,01	0,5	0,010	0,05	1,900	<b>0,01</b>	<b>0,21</b>	<b>0,33</b>	<b>0,40</b>	<b>0,48</b>	<b>0,60</b>
	Chrysene	mg/kg	308	51	16,56	0,02	0,15	0,020	0,12	10,000	0,04	0,31	0,74	1,30	2,60	0,71
	Naphtalene	mg/kg	308	264	85,71	0,01	0,5	0,010	0,02	0,600	<b>0,01</b>	<b>0,05</b>	<b>0,15</b>	<b>0,15</b>	<b>0,33</b>	<b>0,11</b>
	Phenanthrene	mg/kg	308	71	23,05	0,01	0,5	0,010	0,08	16,000	0,03	0,18	0,45	0,89	2,00	0,40
	Pyrene	mg/kg	308	37	12,01	0,02	0,15	0,020	0,17	29,000	0,07	0,45	1,10	2,30	3,90	1,02
	Dibenzo,a,h,anthracene	mg/kg	308	241	78,25	0,01	1,2	0,010	0,05	1,200	<b>0,01</b>	<b>0,13</b>	<b>0,20</b>	<b>0,24</b>	<b>0,28</b>	<b>0,35</b>
	Acenaphthylene	mg/kg	308	204	66,23	0,01	0,5	0,010	0,05	0,700	<b>0,00</b>	<b>0,09</b>	<b>0,13</b>	<b>0,16</b>	<b>0,19</b>	<b>0,23</b>
	Fluorene	mg/kg	308	259	84,09	0,01	0,5	0,010	0,02	12,000	<b>0,01</b>	<b>0,05</b>	<b>0,15</b>	<b>0,15</b>	<b>0,27</b>	<b>0,11</b>
	Σ 16 HAP, nd=LQ	mg/kg	308	0	0,00	-	-	0,278	1,56	167,310	0,84	3,76	8,41	14,69	29,53	8,15
Cyanure	Cyanure	mg/kg	305	153	50,16	< 0,1	1	0,100	1,00	6,100	0,19	1,19	1,64	1,90	2,21	2,68
Phenol	Indice Phenol	mg/kg	305	209	68,52	< 0,01	0,7	0,010	0,48	86,000	0,11	0,60	0,92	1,68	2,30	0,74
Hydrocarbures	C10,C40	mg/kg	154	49	31,82	0,5	20	0,500	20,00	260,000	12,00	35,00	60,00	110,00	160,00	69,50
Dioxines et Furanes	X2,3,7,8,TCDD	ng/kg	132	126	95,45	0,18	2,5	0,180	0,50	2,800	<b>0,42</b>	<b>1,00</b>	<b>1,00</b>	<b>1,00</b>	<b>1,81</b>	<b>1,87</b>
	X1,2,3,7,8,PeCDD	ng/kg	132	100	75,76	0,2	5	0,200	1,00	9,000	<b>0,13</b>	<b>0,75</b>	<b>1,79</b>	<b>3,16</b>	<b>6,44</b>	<b>1,67</b>
	X1,2,3,4,7,8,HxCDD	ng/kg	132	100	75,76	0,2	7,5	0,200	1,50	9,100	<b>0,15</b>	<b>0,70</b>	<b>2,00</b>	<b>3,35</b>	<b>8,04</b>	<b>1,53</b>
	X1,2,3,6,7,8,HxCDD	ng/kg	132	65	49,24	0,35	7,5	0,350	1,50	18,000	0,45	2,50	3,60	7,40	16,00	5,58
	X1,2,3,7,8,9,HxCDD	ng/kg	132	81	61,36	0,25	7,5	0,250	1,50	15,000	0,25	3,32	4,82	5,72	6,73	8,32
	X1,2,3,4,6,7,8,HpCDD	ng/kg	132	12	9,09	< 3,9	38	3,900	18,00	350,000	10,00	34,00	56,00	89,00	220,00	70,00
	OCDD	ng/kg	132	6	4,55	25	50	17,000	87,00	3800,000	50,00	160,00	320,00	519,00	754,60	325,00
	2,3,7,8,Tetrachlorodibenzofurane	ng/kg	132	33	25,00	0,31	2,6	0,310	2,00	40,000	0,74	3,60	7,60	19,00	34,00	7,89
	1,2,3,7,8,Pentachlorodibenzofurane	ng/kg	132	58	43,94	< 0,23	2	0,230	1,25	23,000	0,39	2,30	4,10	9,20	16,00	5,17
	2,3,4,7,8,Pentachlorodibenzofurane	ng/kg	132	49	37,12	0,35	2	0,350	1,80	33,000	0,55	3,00	5,30	10,00	24,00	6,67
	1,2,3,4,7,8,hexachlorodibenzofurane	ng/kg	132	44	33,33	< 0,34	3	0,340	1,95	33,000	0,69	3,60	5,20	11,00	22,00	7,97
	1,2,3,6,7,8,hexachlorodibenzofurane	ng/kg	132	53	40,15	< 0,26	3	0,260	1,50	22,000	0,54	3,00	4,60	8,60	21,00	6,69
	1,2,3,7,8,9,hexachlorodibenzofurane	ng/kg	132	118	89,39	0,37	15	0,200	1,50	7,500	<b>0,62</b>	<b>1,50</b>	<b>3,00</b>	<b>3,00</b>	<b>3,71</b>	<b>2,82</b>
	2,3,4,6,7,8,hexachlorodibenzofurane	ng/kg	132	46	34,85	0,34	3	0,340	1,70	28,000	0,60	3,70	5,90	12,00	26,00	8,35
	1,2,3,4,6,7,8,Heptachlorodibenzofurane	ng/kg	132	41	31,06	1,5	15	1,500	7,50	120,000	3,90	16,00	25,00	47,00	110,00	34,15
	1,2,3,4,7,8,9,Heptachlorodibenzofurane	ng/kg	132	120	90,91	0,2	3	0,370	7,50	38,000	<b>1,00</b>	<b>7,50</b>	<b>15,00</b>	<b>15,00</b>	<b>15,00</b>	<b>17,25</b>
	Octachlorodibenzofurane	ng/kg	132	80	60,61	< 1,6	50	1,600	25,00	130,000	2,70	25,78	36,16	42,38	49,37	60,40
	TEQ Diox/Fur, OMS98, nd=0	TEQ/kg	127	-	-	-	-	0,002	1,84	49,486	0,38	4,41	8,03	17,66	33,98	10,45
	TEQ Diox/Fur, OMS05, nd=0	TEQ/kg	127	-	-	-	-	0,006	1,55	42,618	0,38	3,71	7,06	15,81	29,35	8,70
	TEQ Diox/Fur, OMS98 nd=LQ	TEQ/kg	132	-	-	-	-	1,096	4,16	49,636	2,83	6,95	9,04	18,48	34,58	13,14
TEQ Diox/Fur, OMS05 nd=LQ	TEQ/kg	132	-	-	-	-	1,016	3,80	42,768	2,55	6,46	8,28	16,51	29,87	12,33	
PCBi	pcb28 (2,4,4'-Trichlorobiphenyl)	mg/kg	307	306	99,7	0,001	0,02	0,001	0,010	0,020	<b>0,001</b>	<b>0,01</b>	<b>0,014</b>	<b>0,02</b>	<b>0,02</b>	<b>0,024</b>
	pcb52 (2,2',5,5'-Tetrachlorobiphenyl)	mg/kg	307	297	96,7	0,001	0,02	0,001	0,010	0,037	<b>0,001</b>	<b>0,01</b>	<b>0,02</b>	<b>0,02</b>	<b>0,02</b>	<b>0,024</b>
	pcb101 (2,2',4,5,5'-Pentachlorobiphenyl)	mg/kg	307	281	91,5	0,001	0,02	0,001	0,010	0,110	<b>0,002</b>	<b>0,01</b>	<b>0,02</b>	<b>0,02</b>	<b>0,02</b>	<b>0,022</b>
	pcb118 (2,3',4,4',5'-Pentachlorobiphenyl)	mg/kg	307	270	87,9	0,001	0,02	0,001	0,010	0,110	<b>0,002</b>	<b>0,01</b>	<b>0,02</b>	<b>0,02</b>	<b>0,02</b>	<b>0,022</b>
	pcb138 (2,2',3,4,4',5'-Hexachlorobiphenyl)	mg/kg	307	237	77,2	0,001	0,02	0,001	0,010	0,110	0,00	0,01	0,015	0,018	0,021	0,026
	pcb153 (2,2',4,4',5,5'-Hexachlorobiphenyl)	mg/kg	307	236	76,9	0,001	0,02	0,001	0,010	0,074	0,001	0,009	0,013	0,015	0,018	0,022
	pcb180 (2,2',3,4,4',5,5'-Heptachlorobiphenyl)	mg/kg	307	259	84,4	0,001	0,023	0,001	0,010	0,034	<b>0,002</b>	<b>0,01</b>	<b>0,02</b>	<b>0,02</b>	<b>0,02</b>	<b>0,022</b>



### 8.1.3 Données BDETM

Tableaux de données acquises sur sols cultivés – données BDETM - source : Duigou et Baize, (2010). HF = extraction totale (acide fluorhydrique), ER = extraction pseudo-totale (eau régale). Données exprimées en mg/kg MS.

Tableau 5. Statistiques descriptives – Éléments Traces Métalliques – France entière (toutes méthodes d'extraction)

France	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	France (diverses méthodes)	Hg	Se
Nombre de valeurs	71738	72989	72845	73201	72985	72785	Nombre de valeurs	57453	9096
Vibrisse inférieure	< 0	< 0	< 0	< 0	< 0	< 0	Minimum	0,0001	0,002
Nb d'outliers inférieurs	0	0	0	0	0	0	1er décile	0,02	0,11
Minimum	0,001	0,02	0,016	0,01	0,05	0,005	1er quartile	0,03	0,15
1er décile	0,12	19,4	6,9	9,1	13,2	33,3	Médiane	0,046	0,21
1er quartile	0,19	28,1	9,6	14,0	16,6	44,4	3ème quartile	0,07	0,30
Médiane	0,28	38,3	13,3	19,5	21,7	56,4	9ème décile	0,11	0,50
3ème quartile	0,40	49,9	18,4	26,5	28,5	72,2	Maximum	25,35	9,20
9ème décile	0,60	64,3	26,0	36,0	37,6	93,8	Distance interquartile	0,04	0,15
Maximum	22,10	2262,0	1442,0	1333,4	2434,0	9956,0	Vibrisse supérieure	0,13	0,52
Distance interquartile	0,21	21,8	8,8	12,5	11,9	27,8	Nb d'outliers supérieurs	4240	649
Vibrisse supérieure	0,72	82,6	31,6	45,3	46,4	113,9	%	7,3 %	7,4 %
Nb d'outliers supérieurs	4065	2578	4347	3222	3572	3496			
%	5,67%	3,47%	5,99%	4,34%	4,95%	4,84%			

Tableau 6. Statistiques descriptives – Éléments Traces Métalliques – Population [acide fluorhydrique] à gauche et Population [Eau Régale] à droite

France HF	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	France ER	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Nombre de valeurs	18503	18435	18505	18502	18505	18516	Nombre de valeurs	44646	45408	45390	45495	45359	45308
Vibrisse inférieure	< 0	3,76	< 0	< 0	2,50	10,10	Vibrisse inférieure	< 0	< 0	< 0	< 0	< 0	1,57
Nb d'outliers inférieurs	0	11	0	0	37	21	Nb d'outliers inférieurs	0	0	0	0	0	34
Minimum	0,001	0,06	0,06	0,08	0,15	0,01	Minimum	0,001	0,02	0,016	0,01	0,1	0,02
1er décile	0,15	23,8	7,0	9,8	14,7	36,9	1er décile	0,12	18,9	6,7	8,9	12,8	32,0
1er quartile	0,22	34,1	9,6	14,5	19,6	46,7	1er quartile	0,19	27,0	9,5	13,8	15,9	43,4
Médiane	0,31	44,0	12,7	19,3	24,5	57,0	Médiane	0,27	36,1	13,3	19,5	20,0	55,5
3ème quartile	0,43	54,4	16,9	25,4	31,0	71,1	3ème quartile	0,40	47,0	18,5	26,3	26,5	71,3
9ème décile	0,63	68,7	22,8	34,6	40,2	90,8	9ème décile	0,59	61,1	26,6	35,9	35,6	92,9
Maximum	8,10	581,0	520,5	292,0	1560,0	2276,0	Maximum	22,10	780,5	663,0	422,0	1240,0	2707,0
Distance interquartile	0,21	20	7,3	10,9	11,4	24,4	Distance interquartile	0,21	19,9	9,0	12,5	10,6	27,9
Vibrisse supérieure	0,75	84,8	27,9	41,8	48,1	107,7	Vibrisse supérieure	0,72	76,9	32,0	45,0	42,4	113,2
Nb d'outliers supérieurs	1010	748	868	1037	981	967	Nb d'outliers supérieurs	2285	1707	2887	1757	2526	2060
%	5,5%	4,1%	4,7%	5,6%	5,3%	5,2%	%	5,1%	3,8%	6,4%	3,9%	5,6%	4,6%

Tableau 7. Statistiques descriptives – Éléments Traces Métalliques – Médianes par classes granulométriques

	Mise en solution	Nb de sites	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Se	Zn
Très argileux	ER	151	0,37	61,0	22,8	0,04	37,9	30,8	0,27	102,0
	HF	145	0,35	90,0	21,5	0,05	46,1	34,7	0,45	109,0
Argileux	ER	1341	0,37	53,0	19,1	0,04	32,8	27,9	0,31	85,4
	HF	737	0,36	73,4	17,9	0,05	37,0	33,6	0,31	92,2
Équilibré	ER	5975	0,30	41,3	15,4	0,05	24,3	22,7	0,25	63,0
	HF	2824	0,30	51,8	14,6	0,05	24,4	27,0	0,23	65,6
Limoneux	ER	10205	0,26	34,1	12,1	0,04	17,4	18,6	0,19	50,6
	HF	3196	0,25	39,7	10,9	0,05	16,3	24,5	0,19	50,6
Sableux	ER	1789	0,14	18,9	8,0	0,03	8,4	14,2	0,16	30,2
	HF	436	0,16	23,3	7,4	0,03	8,0	26,9	0,15	37,2



## 8.2 Annexe 2 - Traitement statistique

Un **protocole général d'analyse des données** est suggéré ci-dessous en se basant sur les travaux et les réflexions actuels du groupe de travail sur la « méthodologie de caractérisation des valeurs de fonds dans les sols » et une synthèse des connaissances récentes sur le sujet à l'international. Il s'agit en particulier de (ISO/DIS 19258, 2005; Sancho, 2016; US EPA, 2009) pour le traitement statistique, et de (Chiles and Delfiner, 2012; Chiles et al., 2005; Lark, 2012; RECORD, 2013) pour le traitement géostatistique. **Ce protocole est amené à être précisé et ajusté** dans les prochaines années lorsqu'il aura été testé et expérimenté sur différents jeux de données issus de territoires variés.

### 8.2.1 Objectifs

Le traitement statistique des données, proposé ci-dessous, vise principalement à déterminer une **gamme de valeurs représentative d'un fond pédo-géochimique** pour une substance, un environnement local témoin et une couche de sol donnée.

Des méthodes statistiques seront également mises en œuvre pour définir une **ligne de base**, qui est la concentration d'une substance au-dessus de laquelle toute teneur mesurée dans un sol est considérée comme appartenant au fond pédo-géochimique anthropisé – par-rapport au fond pédo-géochimique naturel (ligne de base pédo-géochimique naturelle), ou comme une anomalie anthropique par-rapport au fond pédo-anthropique (ligne de base pédo-géochimique anthropisée) (cf. § 1.2 Terminologie).

La production de ces gammes de valeurs repose sur la collecte de résultats d'analyses issus d'échantillons de sols répartis sur le territoire concerné. Pour garantir une bonne représentativité des mesures (précises et non biaisées), il convient de s'assurer que les plans d'échantillonnage respectent les standards de la théorie de l'échantillonnage.

Enfin, les outils et méthodes statistiques seront utilisés pour **délivrer au public une information** sur la distribution des valeurs de fonds, sous un format dont la compréhension est immédiate et facile d'utilisation dans un contexte opérationnel (p.ex. gestion des terres excavées).

### 8.2.2 Position dans le processus général de traitement des données

La préparation et le traitement des données pour constituer des informations publiques de référence sur les valeurs de fonds passent par différentes étapes faisant appel à diverses applications informatiques, comme le présente le schéma de la figure ci-dessous, et comme décrit au § 5 Stockage et gestion des données.

Le traitement statistique principal intervient à partir des données brutes qui auront été bancarisées dans BdSolU, ou dans toute autre base de données. Ce traitement peut être réalisé dans un logiciel dédié ou dans un environnement et langage de programmation (p.ex. R, Matlab, Python). Les statistiques-résumé et les lignes de base seront établies à ce stade pour pouvoir être intégrées dans un webservice<sup>35</sup> et mises à disposition du public.

A terme, les étapes du traitement statistique des données devraient être systématisées et automatisées, pour assurer une homogénéité des résultats produits par les différentes bases de données sur l'ensemble du territoire national, et en garantir la qualité.

---

<sup>35</sup> Ensemble de technologies permettant de mettre à disposition du public des données statiques et dynamiques.



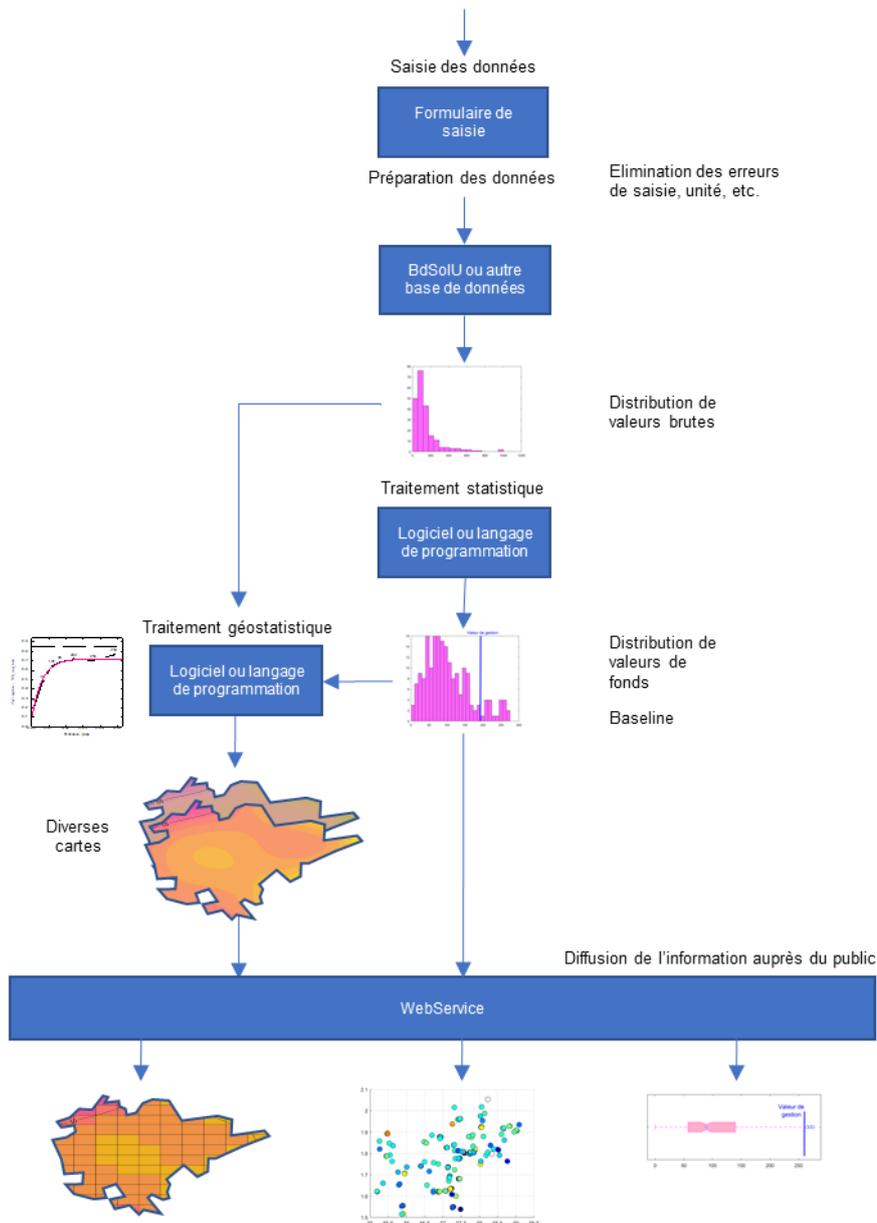


Figure 22 - Position du traitement statistique et du traitement géostatistique des données dans le processus général d'élaboration des fonds pédo-géochimiques des sols et de mise à disposition du public. Figure ©eOde.

### 8.2.3 Conditions nécessaires sur les données

L'obtention d'une distribution de valeurs représentatives de l'état d'une couche de sol dans un environnement local témoin dépend fortement des données disponibles. Les résultats produits ne seront significatifs que si les données remplissent certaines conditions.

#### **Nombre de données suffisant**

Le nombre de données de concentrations de la substance dans l'environnement local témoin doit être suffisant. On estime généralement qu'une analyse statistique peut être menée à partir d'un effectif **d'une trentaine de valeurs**. Ce nombre est une limite inférieure. Les paramètres statistiques de la distribution seront en effet d'autant plus robustes que le nombre de données sera important.

Il est probable que le nombre de valeurs par ELT soit trop faible au démarrage du projet de bancarisation, pour envisager une définition des fonds pédo-géochimiques par un traitement

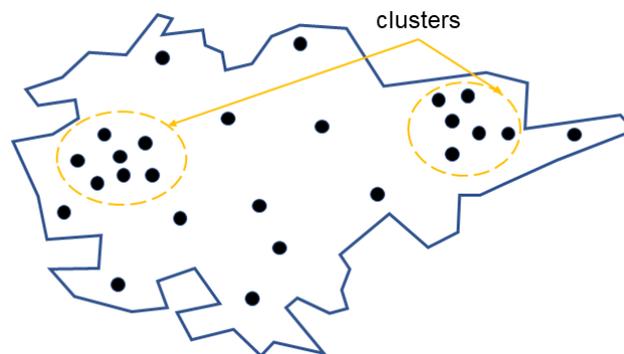


statistique. La situation devrait néanmoins s'améliorer rapidement au fur à mesure de la bancarisation des données à large échelle, à la faveur de la contribution des acteurs du domaine.

### **Recouvrement suffisant de l'environnement local témoin**

Les substances pour lesquelles un fond pédo-géochimique doit être constitué sont généralement présentes dans le sol sous l'effet de processus bio-géo-chimiques dépendant de la nature du matériau parental et de l'historique d'occupation des sols, ainsi que de retombées atmosphériques à l'origine de pollutions diffuses. Les concentrations en substances présentent donc une variabilité spatiale dépendant de la géochimie, des usages du sol au sein des ELT et de l'influence des activités humaines produisant des apports diffus homogènes. Les données disponibles devront être suffisamment **dispersées au sein de l'environnement local témoin** pour capter cette variabilité spatiale.

Des données regroupées en un seul secteur ne permettront généralement pas d'appréhender la totalité de la variabilité de la substance. Des données localisées dans plusieurs secteurs, mais regroupées en « clusters », pourront quant à elles perturber les paramètres statistiques, par exemple en augmentant ou diminuant artificiellement la moyenne et l'écart-type de la distribution (**Figure 23**). Des techniques de dégroupement pourront dans ce cas être appliquées pour réduire l'effet des clusters, en attribuant des pondérations plus faibles aux données des clusters<sup>36</sup> (cf. p.ex. (Goovaerts, 1997)).



**Figure 23** – Répartition schématique de données dans une zone d'ELT. L'effet sur les statistiques des données regroupées en clusters peut être corrigé en appliquant des techniques de dégroupement attribuant une pondération moindre aux données des clusters. Figures ©eOde.

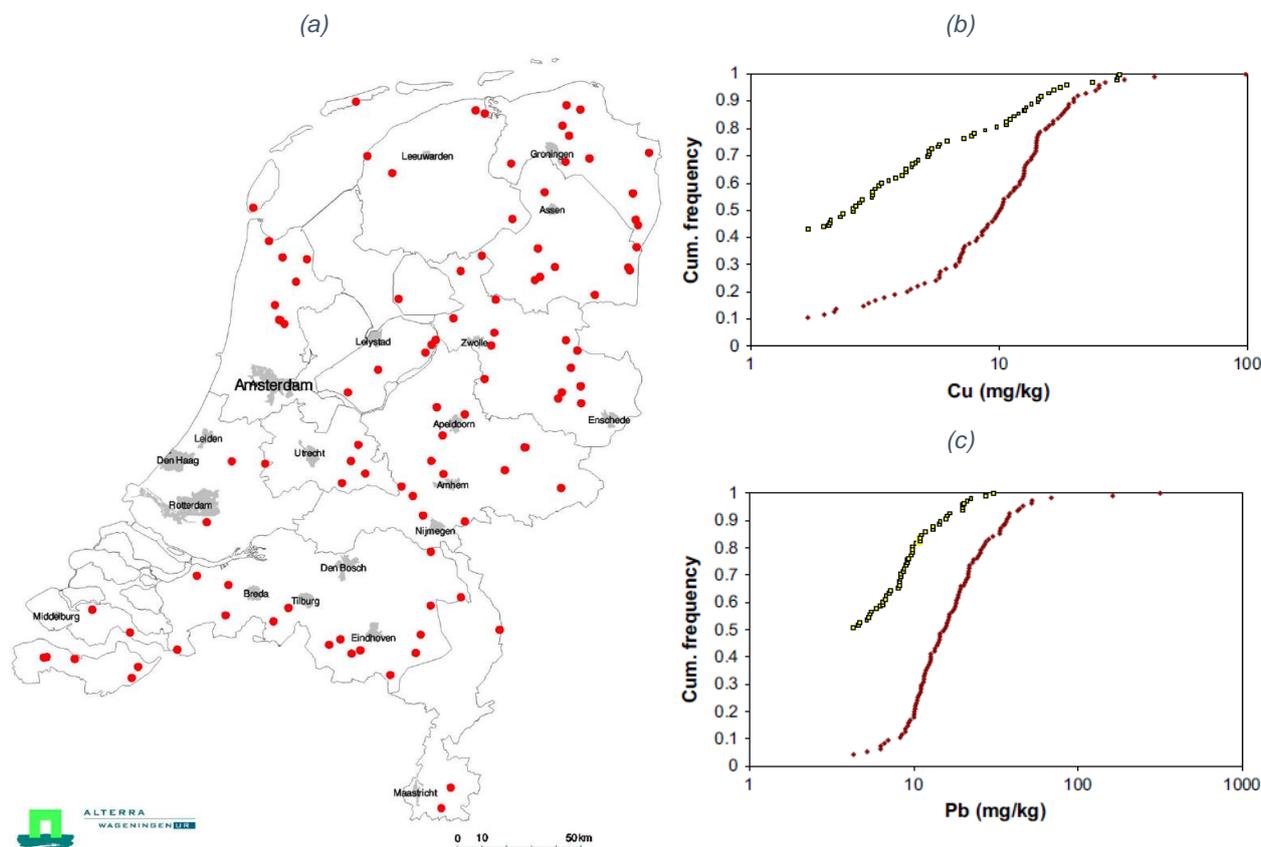
Le recouvrement de l'environnement local témoin par les données sera probablement insuffisant au démarrage du projet de constitution de fonds pédo-géochimiques, en raison d'un nombre limité d'études, et donc de parcelles ayant donné lieu à la saisie de données. La situation devrait s'améliorer avec la contribution en données de nouveaux projets.

La localisation des données dans l'ELT pourra être choisie lorsque des campagnes d'échantillonnage dédiées à la constitution des valeurs de fonds seront organisées. Il sera alors possible de localiser les points selon la théorie de l'échantillonnage, pour que les données fournissent directement une estimation de la distribution des fréquences cumulées et des paramètres (percentiles) de la distribution des concentrations en substances, en évitant les biais d'échantillonnage décrits ci-dessus. Les données seront réparties selon un plan d'échantillonnage aléatoire – simple, stratifié, systématique ou en grappes. Ce type d'échantillonnage probabiliste a par exemple été appliqué par (Brus et al., 2009) pour estimer les distributions de fréquences

<sup>36</sup> Une technique de dégroupement classique consiste à diviser le domaine d'étude en cellules rectangulaires de même taille, et à compter le nombre de données dans chacune des cellules. Le poids  $\lambda_i$  attribué à la donnée  $i$  est égal à :  $\lambda_i = \frac{1}{B \cdot n_b}$ ,  $B$  indiquant le nombre de cellules contenant au moins 1 donnée,  $n_b$  étant le nombre de données dans la cellule renfermant la donnée  $i$ .



cumulées de substances dans les sols du territoire néerlandais (**Figure 24**).



**Figure 24** – Carte de localisation des échantillons selon un schéma aléatoire stratifié sur le territoire néerlandais (a) et courbes de fréquences cumulées des teneurs en cuivre (b) et des teneurs en plomb (c) obtenues à partir des données. Losanges marron : sols de surface 0-10 cm, carrés jaunes : sols profonds 50-100 cm. D'après (Brus et al., 2009).

### **Population statistiquement homogène**

Les données utilisées pour constituer un fond pédo-géochimique doivent constituer une population statistiquement homogène, au sens où toutes les valeurs doivent être représentatives de la même quantité ou propriété.

Or les données qui auront été rassemblées se caractériseront probablement par une grande diversité, en raison des sources très diverses d'information. Les données auront en effet été collectées par différentes personnes de différents organismes (p.ex. instituts de recherche, bureaux d'étude, collectivités) pour les besoins de projets variés (p.ex. diagnostic de sites pollués, études d'impact, demandes spécifiques des Ministères). Les échantillons de sol auront été prélevés selon différents protocoles, à différentes profondeurs allant de quelques cm dans l'horizon de surface à plusieurs dizaines de mètres dans les couches géologiques. De même, les substances auront été analysées par différents laboratoires, suivant différentes méthodes, y compris pour un même paramètre, ou bien sur site à l'aide d'appareils de mesure portables ou embarqués.

Les données disponibles sur une substance dans un ELT seront donc probablement hétérogènes du fait de différences dans :



- **Le support de l'information (Figure 25)**, c'est-à-dire, la dimension et la géométrie de la zone échantillonnée à l'emplacement de l'échantillonnage. Les échantillons pourront être constitués d'un mélange d'échantillons prélevés à la tarière à main sur 10 cm de profondeur au sein d'une placette de quelques mètres carré, ou bien encore d'un mélange de sols prélevés sur 0.5 m de hauteur sur une carotte extraite à l'aide d'un sondage carotté d'un diamètre de 2" (soit 5,08 cm). De même, suivant l'épaisseur de sol échantillonnée, le prélèvement sera représentatif d'une unique couche de sol, ou bien d'un mélange de sols aux caractéristiques pédologiques ou géologiques différentes.
- **La préparation et l'analyse chimique de l'échantillon.** La mise en solution des éléments traces pourra par exemple être totale ou partielle suivant les attaques acides menées sur échantillon, et conduire à des différences significatives sur les résultats analytiques. Les échantillons de sol pourront aussi avoir été préalablement tamisés, ou pas. Les mesures sur site à l'aide d'appareils de terrain, tels que les analyseurs portables à fluorescence de rayons X (pXRF), produisent également des résultats différents des analyses de laboratoire, par le support (le volume de sol excité par les rayons X se réduit à la taille de la fenêtre de l'appareil et la longueur de pénétration des rayons dans le matériau), le type d'analyse (XRF vs ICP/MS) et les interférences possibles avec le matériau solide (p.ex. teneur en eau, granulométrie de l'échantillon).



**Figure 25** - Le support de l'information est très différent lorsque les terrains sont prélevés (a) à la tarière à main dans des placettes (OFEV, 2003) ou (b) dans des sondages réalisés à la foreuse (photo : Hélène Demougeot-Renard).

Il conviendra donc de sélectionner, parmi l'ensemble des données disponibles sur une substance et un ELT à caractériser, une population suffisamment nombreuse et dispersée sur l'ELT, dont les conditions de prélèvement et d'analyse sont les plus homogènes possibles. Des outils et méthodes statistiques pourront être utilisés pour opérer cette sélection.

L'intégration de données dont les caractéristiques diffèrent de celles de la population majoritaire (p.ex. intégration de mesures sur site au jeu de données de laboratoire) ne pourra être envisagée que si de bonnes corrélations sont mises en évidence entre les deux types de données. Les données secondaires seront alors intégrées à la population principale en utilisant les lois de régression qui auront pu être ajustées sur les données, et en tenant compte de l'incertitude associée à l'estimation des paramètres des modèles de régression.

Les résultats fournis au public sur la distribution des valeurs retenues pour caractériser le fond pédo-chimique et les lignes de base devront de plus être accompagnés d'informations sur les conditions d'échantillonnage et d'analyse des données utilisées.

### **Période similaire de collecte des données**

Les bases de données rassembleront des informations qui auront été collectées à différentes



périodes. Cette bancarisation est intéressante dans la mesure où elle permettra d'étudier non seulement la qualité chimique des sols à une période donnée, mais également son évolution au cours du temps.

Le mélange de données collectées à des périodes différentes est néanmoins à éviter lors de l'établissement des fonds pédo-géochimiques. Des changements sensibles de la composition chimique des sols au cours du temps sont en effet attendus, sous l'effet notamment de l'activité humaine par dispersion aérienne de pollution, ou bien encore par remaniement des sols dans le cadre de projets de construction.

Il est proposé de limiter le mélange de données à des **périodes de l'ordre de 20 ans**, qu'il conviendra d'adapter en fonction du dynamisme économique et des problématiques environnementales spécifiques de l'ELT à caractériser.

## 8.2.4 Informations minimales requises sur les prélèvements

Les informations minimales requises pour constituer le fond pédo-géochimique d'une couche de sol d'un ELT sont, pour chaque échantillon analysé :

- Les concentrations de la substance d'intérêt,
- Les valeurs inférieures au seuil de quantification, en indiquant la valeur du seuil de quantification en chaque point de prélèvement,
- Les coordonnées XYZ - et le système de projection utilisé - du lieu de prélèvement (coordonnées du centre en cas de mise en place de placette de prélèvement),
- La description du support de l'information, soit la profondeur de début et de fin d'échantillon, ainsi que les dimensions et la forme de la surface concernée par le prélèvement. Si l'échantillon est composite, le nombre et la localisation des points de prélèvement constitutifs doivent être mentionnés,
- Les modes de préparation de l'échantillon avant analyse,
- Le type d'analyse chimique, au laboratoire ou sur site,
- La date de prélèvement de l'échantillon.

D'autres informations seront également utiles à l'interprétation des caractéristiques statistiques observées sur les données, telles que le type de projet et l'objectif visé par le prélèvement dans le projet (échantillon local témoin prélevé en dehors de l'influence du site pollué, prélèvement destiné à la caractérisation de la pollution des sols dans une parcelle, etc.) et la description des échantillons (lithologie, % et nature de matériaux anthropiques, etc.).

## 8.2.5 Principales étapes de détermination d'une distribution de valeurs de fonds pédo-géochimiques

L'obtention d'une distribution de valeurs représentatives d'un fond pédo-géochimique d'un ELT passe par une succession d'étapes faisant appel à des outils et méthodes statistiques pour décrire la population et l'analyser. Les principales étapes sont décrites ci-dessous dans l'ordre chronologique qui semble le plus logique, sans que celui-ci soit strictement obligatoire. L'analyse statistique exploratoire comporte en effet souvent un certain nombre d'allers et retours entre ces étapes, jusqu'à obtenir la distribution la plus représentative du fond pédo-géochimique. D'autres étapes peuvent de plus être requises pour définir un fond pédo-géochimique, mais celles-ci devront être définies au cas par cas en fonction des caractéristiques spécifiques des données et des propriétés chimiques à étudier.

### 8.2.5.1 Caractérisation de la distribution des données

La première étape consiste à caractériser la distribution des données disponibles sur la substance



d'intérêt, dans la couche de sol et l'ELT à étudier.

Le calcul de résumés statistiques fournit des indications sur les caractéristiques de l'ensemble des données brutes, dont notamment :

- **La tendance centrale**, valeur autour de laquelle les données se répartissent. La *moyenne* et la *médiane* (Q50), valeur séparant le jeu de données en nombre égal, sont les mesures les plus courantes de la tendance centrale.
- **La dispersion** des valeurs autour de la tendance centrale, qui peut être évaluée à l'aide d'indicateurs, tels que l'*étendue*, différence entre le maximum et le minimum de la population ; la *variance*, moyenne des écarts quadratiques des valeurs à la moyenne ; l'*intervalle interquartile*, différence entre les quartiles Q25 (valeur de concentration séparant la population en 25% de valeurs inférieures, 75% de valeurs supérieures) et Q75.
- **La forme de la distribution**, pour évaluer si celle-ci s'approche d'une loi de probabilité classique, telle qu'une loi normale ou lognormale, permettant d'utiliser certains outils de la statistique faisant l'hypothèse de telles distributions (sans ou avec transformation préalable des données, cf. § 8.2.5.5 **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**).

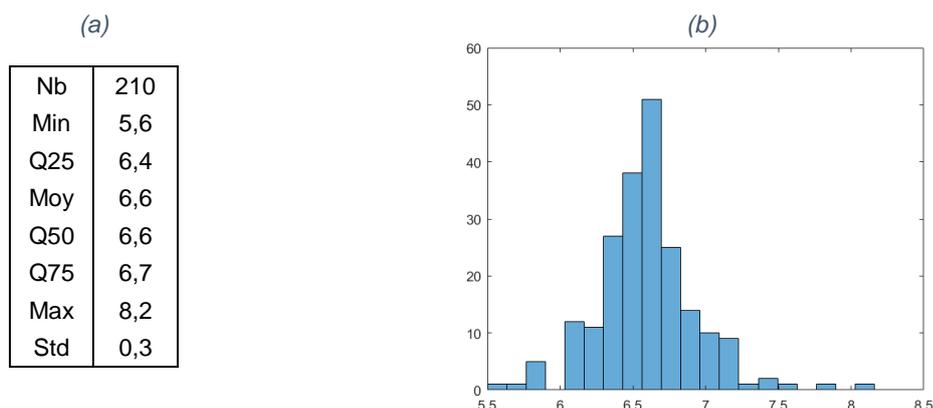
Des représentations graphiques permettent de compléter ces indicateurs (**Figure 26**), dont les plus classiques sont :

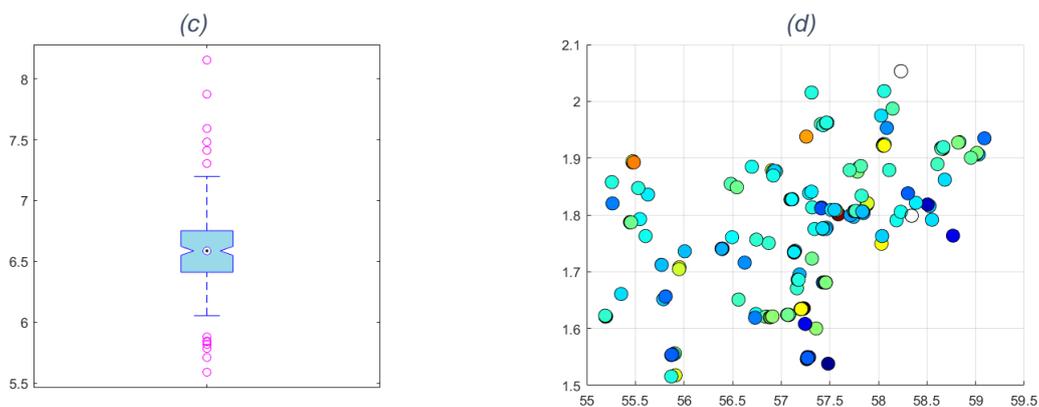
- **Les histogrammes** fournissant le nombre de valeurs, ou bien la proportion de valeurs, par classe de teneurs en substances,
- **Les boîtes à moustaches** (ou « boxplot ») résumant la série par sa médiane, ses quartiles, et ses valeurs extrêmes, définies comme les valeurs plus grandes que  $VS = Q75 + 1.5(Q75 - Q25)$ , ou plus petites que  $VI = Q25 - 1.5(Q75 - Q25)$  (VS et VI sont les vibrisses – supérieure et inférieure - internes de la distribution) (E. J. Villanneau et al., 2008).

Ces outils permettent d'apprécier par exemple, si l'ensemble de données comporte une grande proportion de valeurs inférieures aux seuils de quantification, ou bien des valeurs extrêmes s'écartant largement de la tendance centrale. La distribution peut se révéler aussi bi- voire pluri-modale, lorsque différentes gammes de concentrations sont très fréquentes : le mélange de populations statistiquement différentes peut alors être suspecté.

Ils pourront également être utilisés pour évaluer le nombre et les caractéristiques des données disponibles par période, type d'échantillonnage (support) et d'analyse, pour opérer la sélection d'une population homogène.

Le recours à une **cartographie des points d'échantillonnage** permettra de plus d'évaluer le recouvrement de l'ELT par les données, et d'identifier les éventuels clusters pouvant affecter la représentativité des données.





**Figure 26** - Exemple de (a) résumé statistique, (b) histogramme, (c) boîte à moustaches et (d) cartographie d'une distribution de valeurs. Figures ©eOde.

### 8.2.5.2 Gestion des valeurs extrêmes (« outliers »)

Les graphes et résumés statistiques peuvent faire apparaître des valeurs extrêmes, s'écartant nettement du reste de la distribution. Dans le domaine de l'environnement, ce sont le plus souvent des valeurs très élevées, rendant la distribution très dissymétrique positive. Ainsi, dans la boîte à moustaches présentée à la **Figure 26** (ci-dessus), des valeurs extrêmes, supérieures aux vibrisses internes  $Q25 - 1.5(Q75-Q25)$  et  $Q75 + 1.5(Q75-Q25)$ , représentées par des cercles roses, se détachent clairement du reste de la distribution.

Ces valeurs peuvent correspondre à des erreurs de retranscription ou des erreurs expérimentales, ou bien faire pleinement partie de la distribution des valeurs de fonds. Elles peuvent également correspondre à une autre distribution de données, non représentative du fond pédo-géochimique, issue d'un autre phénomène (p.ex. pollution locale, anomalie géochimique).

Les erreurs manifestes de saisie et de retranscription doivent si possible être corrigées, ou bien éliminées si le type de correction à appliquer n'est pas connu. Les erreurs expérimentales doivent de même être corrigées ou éliminées s'il est possible de les identifier.

L'élimination des autres types de valeurs extrêmes est en revanche plus délicate, car il est difficile de différencier celles qui relèvent de la distribution du fond pédo-géochimique et témoignent de sa variabilité, de celles qui relèvent d'une autre population. Plusieurs stratégies sont envisageables :

- La première, consiste à conserver les valeurs extrêmes dans la distribution, et à utiliser des indicateurs statistiques « robustes » (médiane, plutôt que moyenne, par exemple, pour caractériser la tendance centrale).
- La deuxième, revient à rejeter ces valeurs. Cette exclusion ne peut être menée qu'en disposant d'informations solides prouvant que ces valeurs ne sont pas représentatives du fond pédo-géochimique, mais sont issues d'un autre processus (p.ex. pollution locale). Des tests statistiques peuvent être utilisés pour mener à bien cette opération, tels que le test de Dixon ou le test de Rosner, suggérés par (US EPA, 2009).
- La troisième, consiste à remplacer ces valeurs par des valeurs plus faibles, plus proches de celles fréquemment mesurées, telles que par exemple, un percentile élevé de la distribution (« winsorizing »). Cette pratique est encore plus délicate que la deuxième, et est donc à éviter, car elle implique que les valeurs extrêmes ne sont pas correctes, induisant une surestimation de la dispersion des valeurs de fonds pédo-géochimiques dans l'ELT, mais sans remettre en cause leur appartenance à la distribution. Elle ne peut se justifier que sur la base de preuves solides que ces valeurs sont erronées et sur-estimées.

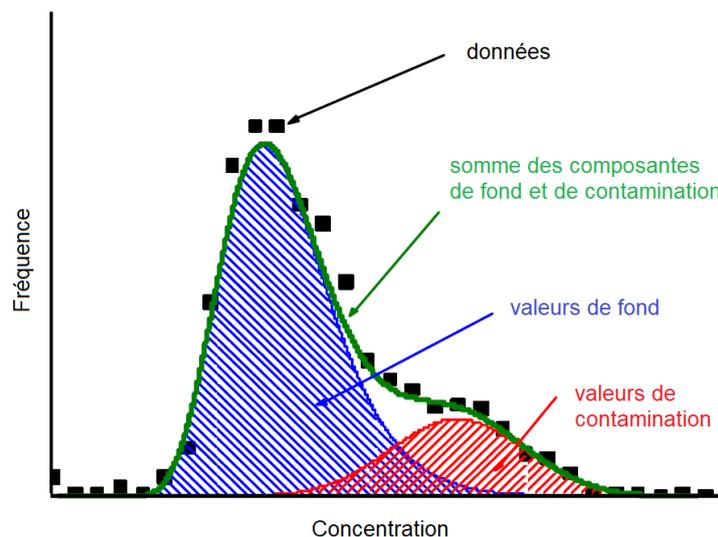


### 8.2.5.3 Gestion des distributions multimodales

Les distributions de données peuvent se révéler multimodales, faisant suspecter la superposition de populations représentatives de phénomènes différents. Les modes peuvent correspondre à des régions au sein d'un ELT, dont les fonds ont été constitués à partir de processus distincts (p.ex. pollution aérienne liée au transport routier, contexte géologique local, etc.), ou bien à des fonds résultant du cumul de plusieurs phénomènes. Les distributions des données brutes peuvent également résulter du mélange de valeurs représentatives des fonds pédo-géochimiques et de valeurs représentatives de contaminations locales. Une analyse exploratoire sera menée pour identifier et gérer ces différents types de situation :

- Si les distributions correspondent au mélange de données de fonds et de contaminations locales, les deux types de populations seront séparés pour ne conserver que la distribution des valeurs de fonds,
- Si les distributions correspondent à des régions dont les fonds ont des caractéristiques distinctes, elles devront être séparées pour caractériser les valeurs de fonds de chacune des régions,
- Si les distributions sont multimodales par superposition de différents phénomènes contribuant au fond pédo-géochimique, celles-ci devront être conservées comme telles.

La séparation des distributions responsables de la multimodalité ne peut être menée que sur la base de preuves solides de l'existence de populations distinctes. Des techniques statistiques existent également, telle que la méthode de différenciation des composants, notamment lorsque la multimodalité n'est pas très marquée du fait du recouvrement partiel des distributions. La technique consiste à déterminer le meilleur ajustement de 2 (ou plusieurs) lois sur la distribution expérimentale des données, les paramètres de la loi ajustée sur les valeurs de fonds pouvant par la suite être utilisés pour caractériser leur distribution (**Figure 27**), et notamment pour définir une ligne de base (cf. § 8.2.6 Définition d'une ligne de base).



**Figure 27** – Schématisation de la méthode de séparation des composants, lorsque la distribution de valeurs résulte de la superposition de 2 populations, l'une relevant par exemple d'un état habituel du milieu, l'autre d'une contamination. D'après (Wendland et al., 2005).

### 8.2.5.4 Gestion des valeurs inférieures aux seuils de quantification (« left censored data »)

Les populations de données peuvent comporter des valeurs inférieures à la limite de quantification



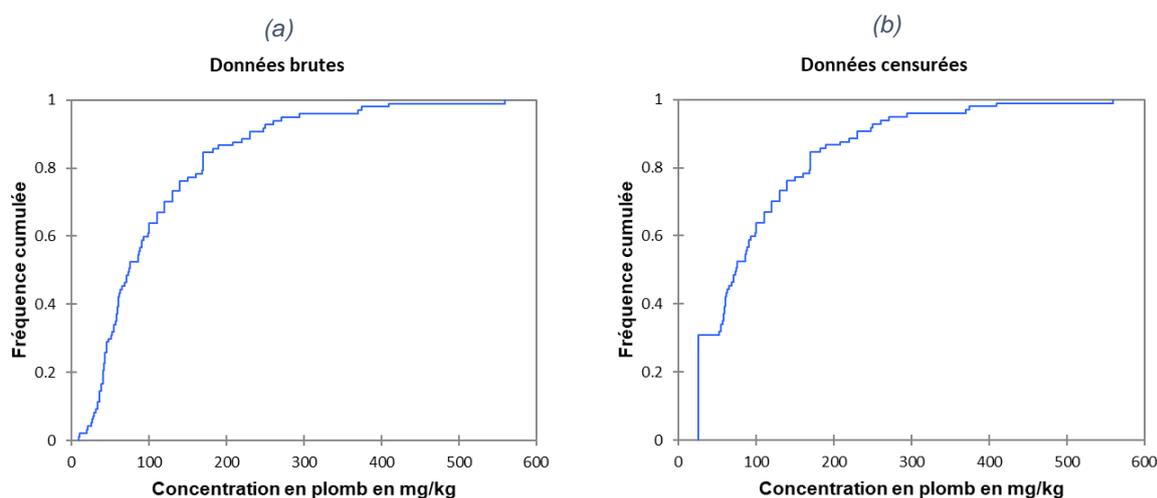
(LQ) de la technique analytique. Dans ce cas, on sait simplement que les concentrations réelles au point de prélèvement sont comprises entre 0 et LQ, les valeurs étant trop faibles pour être mesurées par la technique. Les populations peuvent comporter des valeurs inférieures à différentes LQ, car les seuils de quantification varient en fonction de la technique analytique, du type d'appareil, ainsi que du nombre de dilutions qui auront été nécessaires pour analyser l'échantillon.

La pratique usuelle consiste à remplacer les valeurs « <LQ » par une valeur fixe, telle que 0, la LQ ou la moitié de la LQ. Mais ces substitutions peuvent modifier les caractéristiques statistiques de la distribution, notamment lorsque la proportion de valeurs <LQ est grande. Elles peuvent influencer les statistiques-résumé de la substance d'intérêt, ainsi que les résultats de tests d'hypothèse ou de statistiques multivariées (p.ex. corrélations).

L'effet de la substitution est illustré par (Sancho, 2016) sur les résultats de teneurs en plomb des sols d'une agglomération, dont l'effectif total est de 97. Le jeu de données initial est censuré artificiellement, en remplaçant les 30 valeurs inférieures à la LQ supposée (51 mg/kg) par la moitié de cette LQ. On obtient ainsi un nouveau jeu de données comportant 31% valeurs de censure, égales à 25.5 mg/kg.

On observe sur les courbes de fréquence cumulée l'effet de la substitution sur la forme de la distribution (**Figure 28**). La substitution fait de plus diminuer la moyenne et le 1<sup>er</sup> quartile (Q25). Elle n'a pas d'influence sur la médiane et le troisième quartile (Q75) (**Tableau 8**).

Dans ce cas particulier, la substitution n'a pas de conséquence néfaste pour la définition de lignes de base définies comme des valeurs élevées de la distribution (p.ex. P95). En revanche, elle perturbe la moyenne et la dispersion des valeurs autour de la moyenne, ce qui incite à utiliser d'autres méthodes que la substitution pour estimer les paramètres statistiques d'une distribution de valeurs de fonds.



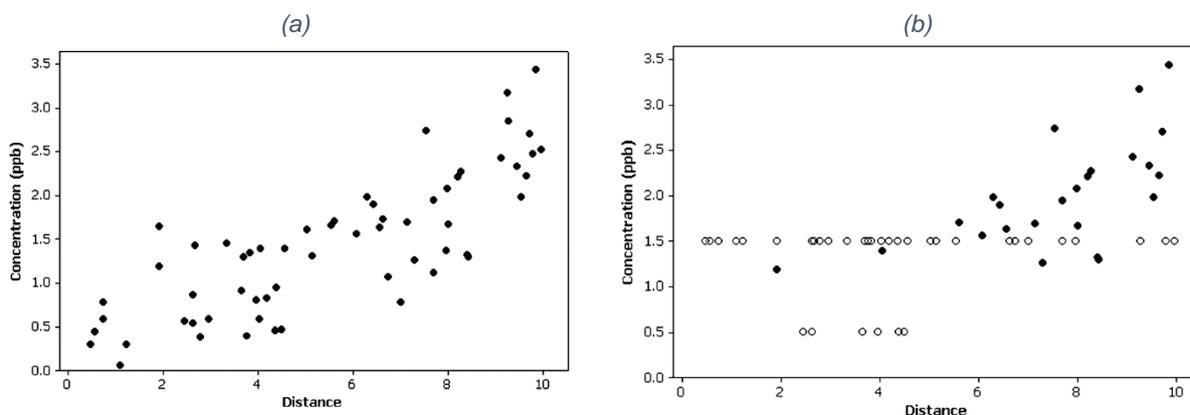
**Figure 28** - Courbes de fréquence cumulée (a) des 97 données brutes de teneurs en plomb d'une agglomération, et (b) des mêmes données censurées par substitution à 50% de la LQ des 30 valeurs les plus faibles. D'après (Sancho, 2016).

**Tableau 8** - Comparaison des statistiques-résumé des teneurs en plomb dans les sols d'une agglomération calculées à partir (a) des données brutes (b) des mêmes données après remplacement des valeurs <LQ par la moitié de la LQ. D'après (Sancho, 2016).

	Taux de censure	Min	Q25	Moy	Q50	Q75	Max	Ecart-type
(a) Données brutes	0 %	8,7	43,0	108,6	74,0	140,0	560,0	94,8
(b) Données censurées	<b>31 %</b>	<b>25,5</b>	<b>25,5</b>	<b>105,6</b>	74,0	140,0	560,0	<b>97,1</b>



L'effet de la substitution à la moitié de la LQ sur la corrélation entre 2 attributs a été testé par (Helsel, 2009). La corrélation de données initiales de concentrations avec la distance (**Figure 29**) est bonne, avec un coefficient de corrélation linéaire de 0.81. Mais ce jeu de données est modifié en supposant que certaines valeurs de concentration sont inférieures à 1 ou 3, et en les remplaçant par la moitié de ces seuils, soit 0.5 et 1.5. La corrélation avec la distance s'affaiblit alors, avec un coefficient de corrélation linéaire égal à 0.55.



**Figure 29** - Diagrammes de dispersion des concentrations en substance en fonction de la distance (a) avec les données d'origine, et (b) avec les données d'origine dont certaines ont été remplacées par 0.5 ou 1.5 (moitié des LQ, égales à 1 et 3). Le coefficient de corrélation passe de 0.81 à 0.55 sous l'effet de la substitution. D'après (Helsel, 2009).

Pour éviter les effets des substitutions, d'autres méthodes ont été développées et expérimentées pour estimer les caractéristiques statistiques des distributions incluant des valeurs <LQ, et pour remplacer les valeurs <LQ par des valeurs cohérentes avec le reste de la distribution. Elles consistent en général à trouver une loi de probabilité adaptée à la fois aux données mesurées et aux données censurées.

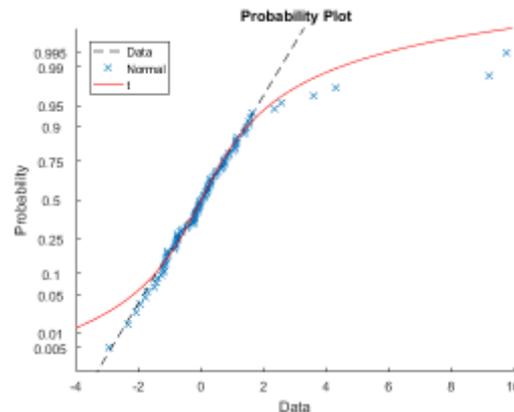
Les méthodes sont nombreuses et ne font pas l'unanimité. Leur choix dépend au final des données à disposition, des traitements statistiques envisagés et des objectifs de l'étude. Plusieurs auteurs (Helsel, 2009; US EPA, 2009) exposent leurs critères de choix. Le BRGM (Sancho, 2016) propose une démarche raisonnée de choix de la méthode en fonction du pourcentage de données inférieures à la LQ, du nombre de données total, et de l'écart à une distribution normale.

On distingue les méthodes paramétriques, qui nécessitent de faire une hypothèse sur la forme de la distribution des données, des méthodes non paramétriques sans hypothèse de forme. Les principales sont brièvement décrites ci-dessous.

- **Estimation par maximum de vraisemblance (« MLE »)**: cette méthode paramétrique consiste à estimer la moyenne et l'écart-type les plus probables en faisant l'hypothèse que la distribution complète des données suit une loi de probabilité connue, normale ou lognormale. Une loi de probabilité est ajustée sur les données en conservant toutes les valeurs supérieures à la LQ, et en remplaçant les valeurs <LQ par les **proportions de données <LQ**, pour chaque LQ différente. Selon (Helsel, 2005), cette méthode fournirait de bons résultats lorsque la distribution des données s'écarte peu de la loi de probabilité supposée. Elle peut dans ce cas être utilisée, y compris avec un petit effectif (<50 données).
- **Méthode ROS (« Regression on order statistics »)**: cette méthode paramétrique est également basée sur l'hypothèse que les données suivent une loi normale ou lognormale. La distribution des données est comparée à celle de la loi, dans un diagramme de probabilité (« probability plot ») ou dans « pp-plot », (cf. **Figure 30**), afin d'estimer les percentiles de la distribution expérimentale. L'ajustement d'une droite de régression permet d'estimer la moyenne et l'écart-type de la distribution empirique (resp. ordonnée à l'origine



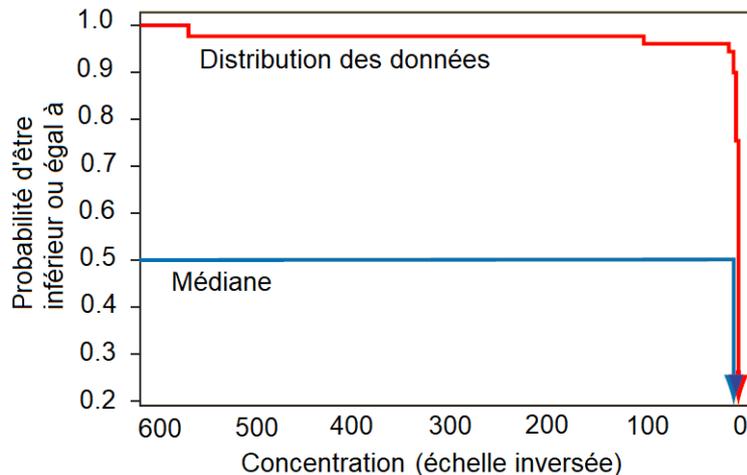
et pente de la droite). Les valeurs  $<LQ$  sont alors **remplacées par des valeurs** (toutes différentes), en calculant des estimateurs à partir de la moyenne et l'écart-type de la loi de probabilité. Selon (Helsel, 2005), la méthode ROS dépendrait moins de la loi de probabilité que la méthode MLE, et serait donc moins sensible aux écarts à la loi.



**Figure 30** - Exemple de diagramme de probabilité permettant de comparer une distribution expérimentale (en abscisse) à une distribution théorique de loi connue (en ordonnée, ici loi normale). Image tirée de la documentation Matlab ©The Mathworks.

- **Méthode ROS robuste** : cette méthode est une variante partiellement paramétrique de la méthode ROS (US EPA, 2009). Les données qui ont été mesurées ( $>LQ$ ) sont ordonnées et leur rang leur est attribué. Un diagramme des probabilités de rang (« censored probability plot ») est alors construit pour déterminer le type de loi s'approchant le plus de la distribution empirique. Sur cette base, une probabilité cumulée approchée est associée à chaque LQ distincte, et les données  $<LQ$  sont distribuées arbitrairement pour que ces probabilités soient reproduites. Une fois que les valeurs  $<LQ$  sont ordonnées, le modèle de distribution est utilisé pour attribuer une valeur à chaque valeur  $<LQ$ , à partir d'une régression linéaire ajustée aux valeurs  $>LQ$  et aux probabilités de la loi. La régression peut également être utilisée pour estimer la moyenne et l'écart-type de la distribution. Cette méthode convient aux distributions de données s'écartant d'une loi de probabilité classique, mais nécessite en contrepartie davantage de données.
- **Méthode Kaplan-Meier** : cette méthode non paramétrique ne fait pas d'hypothèse sur la distribution. La courbe de fréquence cumulée est approchée en classant les différentes valeurs de la distribution. Les percentiles sont calculés en commençant par les plus élevés, et en utilisant toutes les valeurs, y compris celles  $<LQ$ . Il n'y a pas de percentiles attribués aux données censurées, mais les données censurées influencent les percentiles calculés pour les valeurs mesurées. La courbe de fréquence cumulée obtenue (dite « courbe de survie » dans le domaine des sciences médicales et biologiques) permet d'approcher la forme de la distribution, ainsi que certains paramètres statistiques (p.ex. moyenne égale à la surface sous la courbe) (cf. courbe rouge sur le graphe de la **Figure 31**). Cette méthode convient aux distributions de données s'écartant d'une loi de probabilité classique, comportant un grand nombre de données.





**Figure 31** - Courbe de survie de la méthode Kaplan-Meier. La courbe de fréquence cumulée (en rouge) et les percentiles de la distribution sont estimés en tenant compte des valeurs inférieures à des LQ distincts. D'après (Helsel, 2005).

Enfin, il est à noter que des méthodes de gestion des valeurs <LQ ont également été développées pour pouvoir mettre en œuvre des tests statistiques et établir des lois de régression. Certaines sont décrites dans (Helsel, 2005).

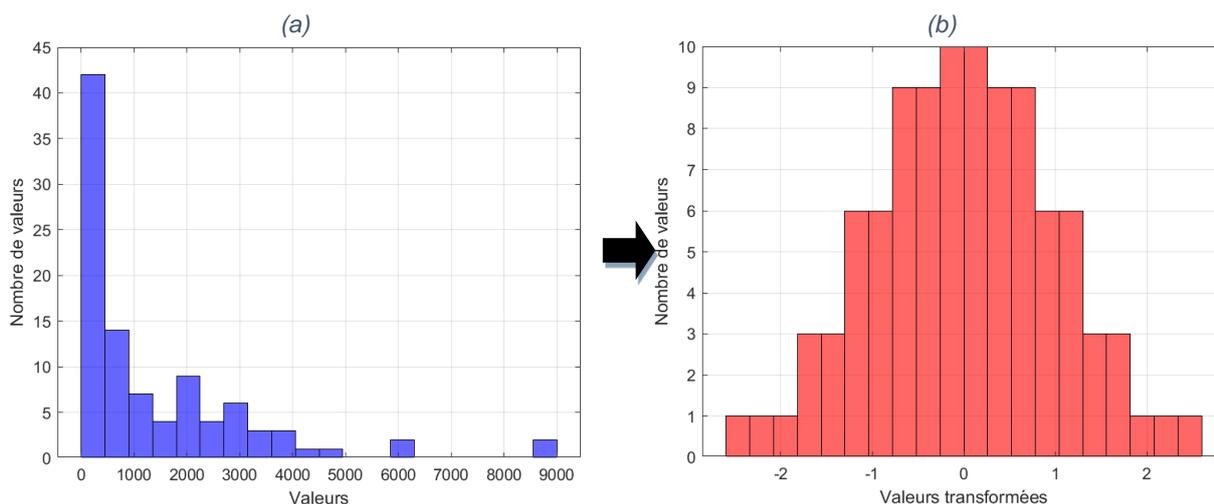
#### 8.2.5.5 Transformation éventuelle des distributions

Certaines méthodes statistiques ne sont applicables que si la distribution des données suit une loi de probabilité connue, telle qu'une loi normale ou lognormale.

Au-delà de l'évaluation empirique de la forme de la distribution par des méthodes graphiques ou des indicateurs numériques comme déjà évoqué au § 8.2.5.1 Caractérisation de la distribution des données, il est possible d'évaluer la compatibilité d'une distribution de données avec une loi à l'aide de tests statistiques, tels que les tests de Shapiro-Wilk ou de Kolmogorov-Smirnov (tests de compatibilité à la loi normale).

Lorsque la distribution s'écarte de ces lois, une transformation peut lui être appliquée. Plusieurs méthodes sont classiquement utilisées, telles que l'application d'une fonction logarithmique, la transformation Box-Cox, ou bien encore la méthode de transformation par scores normaux (**Figure 32**). Le choix des méthodes dépend à la fois des caractéristiques des données brutes et des résultats souhaités par la transformation. Des tests statistiques peuvent à nouveau être utilisés pour évaluer la compatibilité des données transformées avec la loi visée.





**Figure 32** - Transformation d'une distribution de valeurs par la méthode des scores normaux : (a) histogramme des données brutes, (b) histogramme des données transformées. Figures ©eOde.

## 8.2.6 Définition d'une ligne de base

Les outils décrits au § 8.2.5 permettent de traiter les données brutes pour obtenir une distribution de valeurs représentatives du fond pédo-géochimique de la substance considérée. Cette population fournit une information exhaustive sur la gamme de valeurs pouvant être prises par un sol dans son état habituel, mais n'est pas pratique lorsqu'il s'agit de prendre des décisions concrètes relatives à l'acceptation de terres excavées sur une parcelle par exemple, ou bien de mettre en œuvre des mesures de gestion sur un site pollué.

Il est donc prévu de définir une valeur de référence – appelée **ligne de base** - pour chaque substance et ELT, à partir de la distribution des valeurs de fonds, qui pourra être utilisée dans les situations concrètes rencontrées dans la gestion des terres.

Une teneur mesurée dépassant la **ligne de base pédo-géochimique naturelle** aura une probabilité élevée de correspondre au fond pédo-géochimique anthropisé. Une teneur mesurée dépassant la **ligne de base pédo-géochimique anthropisée** aura une forte probabilité de correspondre à une anomalie anthropique.

Différentes méthodes sont proposées dans la littérature et utilisées pour définir des lignes de base :

- **Percentile de la distribution** : le seuil est défini comme un percentile élevé de la distribution, tel que le percentile 90% appliqué en Allemagne, ou bien le percentile 95% appliqué aux Pays-Bas (Brus et al., 2009). Des teneurs mesurées dépassant ce seuil sont considérées comme ayant une forte probabilité de ne pas faire partie de la distribution des valeurs de fonds, mais plutôt d'une anomalie anthropique (ou d'un fond pédo-anthropique). En Grande-Bretagne (Cave et al., 2012), la ligne de base est définie comme la limite haute de l'intervalle de confiance à 95% du percentile 95%, pour tenir compte de l'incertitude affectant le calcul de ce percentile, notamment lorsque le nombre de données est faible.
- **Vibrisse supérieure externe** : le seuil est défini comme la borne supérieure de la distribution, par la relation  $Q75 + 3(Q75-Q25)$ . Cette vibrisse est le seuil de détection d'anomalies en éléments traces appliqué en France aux sols agricoles et forestiers, sur les données issues

de l'échantillonnage systématique des sols par le réseau RMQS<sup>37</sup> (E. J. Villanneau et al., 2008).

- **Méthode graphique** : la ligne de base peut également être définie graphiquement lorsque la distribution suit une loi de probabilité classique. Un diagramme de probabilité, tel que présenté à la **Figure 30**, permet par exemple de déterminer le point d'inflexion au-delà duquel la distribution des données s'écarte de la loi ; la valeur de concentration correspondante est prise comme valeur seuil, en faisant l'hypothèse que les valeurs plus élevées relèvent d'une autre population de données. Plusieurs types de méthodes graphiques existent, dont les principales sont décrites et recensées par (Sancho, 2016).

Le choix de la définition de la ligne de base dépend à la fois de critères techniques – il doit être adapté aux caractéristiques spécifiques des distributions des valeurs de fonds - et de gestion.

Il a une dimension de gestion dans la mesure où il dépend de la fiabilité avec laquelle les autorités souhaitent pouvoir classer les sols comme relevant d'une qualité pédo-géochimique habituelle ou d'une pollution locale. Le risque d'erreur de classer les sols à tort comme relevant d'un état habituel sera par exemple plus élevé si la valeur seuil est le percentile 95%, plutôt que le percentile 70% de la distribution des valeurs de fonds.

Le risque dépendra également du phénomène lui-même, et notamment du recouvrement de la distribution des données du bruit de fond avec les distributions de données relatives à d'autres phénomènes, tels qu'une pollution locale ou une anomalie géochimique : un recouvrement faible diminuera le risque d'erreur, un recouvrement élevé l'augmentera.

A l'heure actuelle, le choix de la définition de la ligne de base est à l'étude sur divers jeux de données réels au sein du groupe de travail national sur les valeurs de fonds. Le choix se portera sur une ligne de base **robuste**, c'est-à-dire dont la valeur variera peu en dépit des caractéristiques différentes des jeux de données (p.ex. nombre de données, proportion de valeurs inférieures aux seuils de quantification, nombre de valeurs représentatives de contaminations locales mélangées aux valeurs de fonds - sans possibilité de séparation) qui seront utilisés pour définir les distributions des valeurs de fonds. Parmi les différentes options, on choisira en première approche la ligne de base **la plus conservatrice**, c'est-à-dire la plus basse, afin de protéger l'environnement. Cette valeur pourra être amenée à être ajustée à mesure que de nouvelles données seront bancarisées, mais dans ce cas en étant augmentée (valeur plus haute), et en aucun cas diminuée (valeur plus basse).

Le présent guide sera donc actualisé et complété une fois ces travaux réalisés.

---

<sup>37</sup> réseau national français de mesure de la qualité des sols agricoles.



## 8.3 Annexe 3 - Traitement géostatistique

### 8.3.1 Objectifs

Les grandes étapes du traitement géostatistique décrites ci-dessous permettent d'établir des **cartes des teneurs en substances**, dans un ELT et une couche de sol donnés. Les teneurs sont estimées en dehors des points de données, généralement en chaque nœud d'une grille superposée au domaine à cartographier. A la différence d'autres méthodes d'interpolation, les méthodes géostatistiques permettent d'estimer les teneurs en tenant compte de la variabilité spatiale des concentrations qui aura été mesurée à partir des données à l'aide du variogramme<sup>38</sup>. Leur formalisme mathématique permet en outre de quantifier l'incertitude d'estimation, écart entre valeur « vraie » et valeur estimée, de sorte que la cartographie des teneurs est assortie d'une cartographie des incertitudes, sous forme d'intervalle de confiance ou d'écart-type de krigeage, par exemple.

Un traitement géostatistique peut également être utilisé pour établir des **cartes de probabilité de dépassement d'une ligne de base**, qui renseignent sur le risque que la teneur en substance en un point du domaine géographique soit une anomalie<sup>39</sup> : le risque est élevé si la probabilité est de 90% par exemple, faible avec une probabilité de 10%. Ces cartes renseignent également sur l'incertitude, sous forme de risques d'erreur de classification : le risque de classer à tort les concentrations des sols comme anormales (teneur au-dessus de la ligne de base) est élevé avec des probabilités proches de 50%, faible avec des probabilités élevées ou faibles telles que 90% et 10%. Des méthodes adaptées à ces problèmes d'estimation non linéaire, différentes de celles mises en œuvre pour établir les cartes de teneur, sont alors requises.

### 8.3.2 Position dans le processus général de traitement des données

Le traitement géostatistique interviendra après ou en parallèle du traitement statistique décrit au paragraphe précédent, qui permet de déterminer des gammes de valeurs représentatives de fonds pédo-géochimiques et des lignes de base pour les polluants d'intérêt. Sa position dans le processus général de traitement des données est représentée à la Figure 1

Le traitement géostatistique est mené à l'aide d'un logiciel spécialisé, ou bien dans un environnement et un langage de programmation (p.ex. R, Matlab, Python), tels que ceux utilisés pour le traitement statistique.

Les cartes géostatistiques obtenues seront mises à disposition du public par le webservice, dans des conditions permettant de respecter la confidentialité des données (changement de support, agrégation de valeurs) (cf. § 8.3.6).

L'automatisation du traitement géostatistique des données est à l'étude. Comme pour le traitement statistique, l'automatisation présenterait l'avantage de systématiser les étapes de traitement et d'homogénéiser les résultats cartographiques à l'échelle nationale. Mais elle soulève également de nombreux défis, en impliquant l'automatisation d'étapes qui sont habituellement menées au cas par cas, pour bénéficier de la connaissance du spécialiste (p.ex. pédologue, géologue) sur l'attribut étudié, ainsi que du savoir-faire du géostatisticien. Le choix des outils et méthodes géostatistiques est délicat, car il dépend des caractéristiques spatiales du phénomène à cartographier et de ses relations avec d'autres attributs, tels que la géologie ou bien encore l'occupation des sols. Le choix est là encore généralement effectué au cas par cas, et sera probablement différent dans les différentes agglomérations et régions, selon les tendances observées sur les données au terme de l'analyse statistique exploratoire et variographique.

<sup>38</sup> Ou de tout autre outil de mesure de la variabilité spatiale.

<sup>39</sup> Pollution locale par-rapport à un FPGA, pollution locale ou diffuse par-rapport à un FPGN.



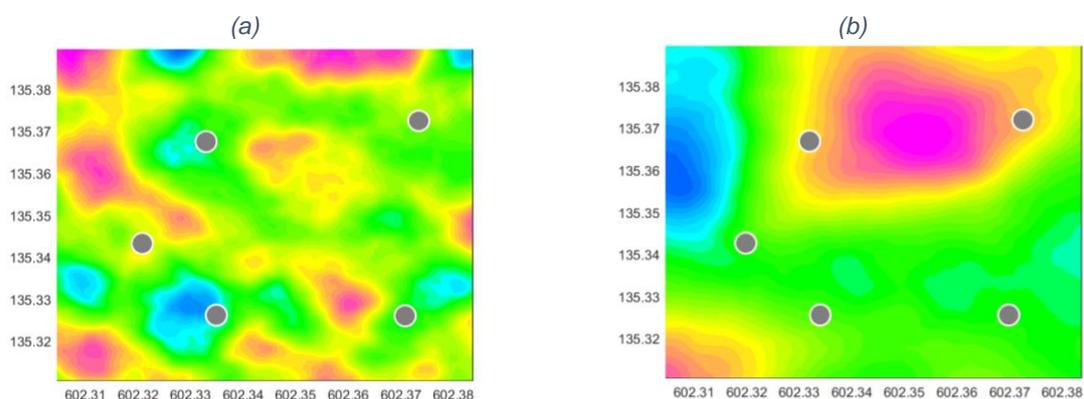
### 8.3.3 Conditions sur les données

Les conditions sur les données décrites au § 8.2.3 pour un traitement statistique sont également valables pour un traitement géostatistique. D'autres conditions viennent s'y ajouter pour que les données disponibles soient en mesure de restituer la continuité spatiale des teneurs en substances dans les couches de sol et ELT à cartographier.

#### **Répartition des données dans l'environnement local témoin**

Les teneurs en substances présentes dans les différentes couches de sol peuvent varier dans l'espace à des échelles très différentes, allant du cm au km. Des anisotropies sont parfois observées, suivant l'origine des substances d'intérêt. Le positionnement des points d'échantillonnage entre eux a donc une grande importance dans la capacité de « capter » la variabilité spatiale de l'attribut étudié : des points séparés de grandes distances alors que les teneurs varient dans l'espace à des distances inférieures ne permettront pas par exemple d'appréhender la continuité du phénomène (**Figure 33**). De même, des anisotropies ne seront détectées que si les points d'échantillonnage sont suffisamment resserrés dans la direction perpendiculaire à la direction principale d'anisotropie.

Les données doivent donc être disposées dans l'espace pour à la fois assurer le recouvrement de l'entité à cartographier et identifier la structure spatiale du phénomène.



**Figure 33** - Le nombre et la répartition des données dans l'ELT ont une influence déterminante dans la capacité du modèle géostatistique à « capter » la continuité spatiale de la substance à cartographier. Les points d'échantillonnage des domaines ci-dessus ne permettent pas de capter – ni prédire - la variabilité aux petites distances, ni de différencier la situation de pollution (a) de la situation (b). Figures ©eOde.

La disposition des données peut être optimisée lorsque l'échantillonnage est réalisé par phases, la connaissance apportée par une phase permettant d'ajuster la position des données des phases suivantes. Des solutions ont été étudiées pour optimiser les plans d'échantillonnage en fonction des objectifs visés. Dans le projet Reperage par exemple, les auteurs proposent un processus itératif pour positionner les nouvelles données (mesures sur site au FPXRF) dans les zones de probabilité intermédiaire de dépassement de seuils (risques élevés d'erreur de classification), établies à partir des données déjà collectées (Demougeot-Renard et al., 2008).

### 8.3.4 Informations sur les prélèvements

Les informations minimales requises sur les prélèvements, listées au § 8.2.4, pour constituer le fond pédo-géochimique d'une couche, sont également nécessaires pour cartographier la substance étudiée dans l'ELT.

Des informations qualitatives ou quantitatives présentant une bonne corrélation, spatiale ou non spatiale, avec les teneurs des substances d'intérêt, sont en outre très utiles, car elles peuvent, sous certaines conditions, être intégrées au modèle géostatistique, et contribuer ainsi à améliorer la précision de la cartographie. Elles constituent souvent des variables explicatives de la répartition



spatiale des substances : type de sol et du matériau parental, paramètres caractéristiques du sol (teneur en carbone organique, pH, etc.), usage du sol (industriel, agricole, urbain), topographie, distance aux activités humaines, etc. Elles peuvent être aussi des mesures rapides et/ou indirectes des teneurs en substances (cas des teneurs en éléments traces mesurées à l'aide d'appareils de terrain, de type pXRF). Elles sont souvent davantage renseignées que les variables d'intérêt (connaissance sur un domaine géographique complet, plus grand nombre de points de mesures) en raison de leur moindre coût, contribuant ainsi à enrichir le modèle géostatistique et à réduire l'incertitude d'estimation.

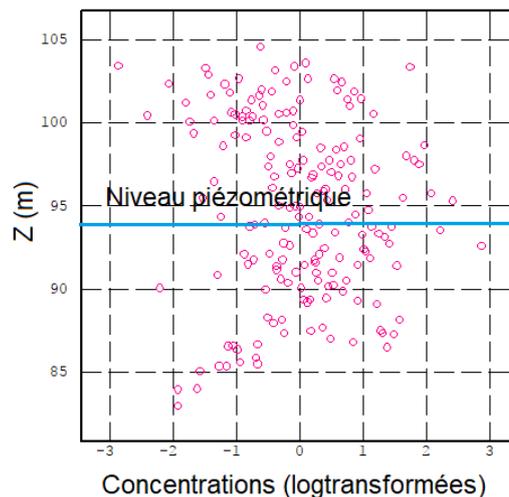
### 8.3.5 Principales étapes du traitement géostatistique des données

Ce paragraphe décrit les étapes de mise en œuvre d'un traitement géostatistique standard, dont les origines reviennent à Daniel Krige et le formalisme mathématique à Georges Matheron (Matheron, 1965). Des développements méthodologiques récents dans les diverses disciplines nécessitant des cartographies (p.ex. géologie, hydrogéologie, pédologie) font actuellement évoluer les étapes et outils de modélisation (cas des simulations multipoints en hydrogéologie (Renard, 2007), ou des modèles linéaires mixtes en pédologie (Lark, 2012)). Les nouvelles méthodes appliquées aux sciences du sol seront évoquées en quelques mots.

#### 8.3.5.1 Analyse statistique exploratoire complémentaire

L'exploration des caractéristiques statistiques des données disponibles sur les substances à cartographier est menée à l'aide des mêmes outils et calculs que ceux présentés au § 8.2.5 pour un traitement statistique (résumés statistiques, histogrammes, boxplots).

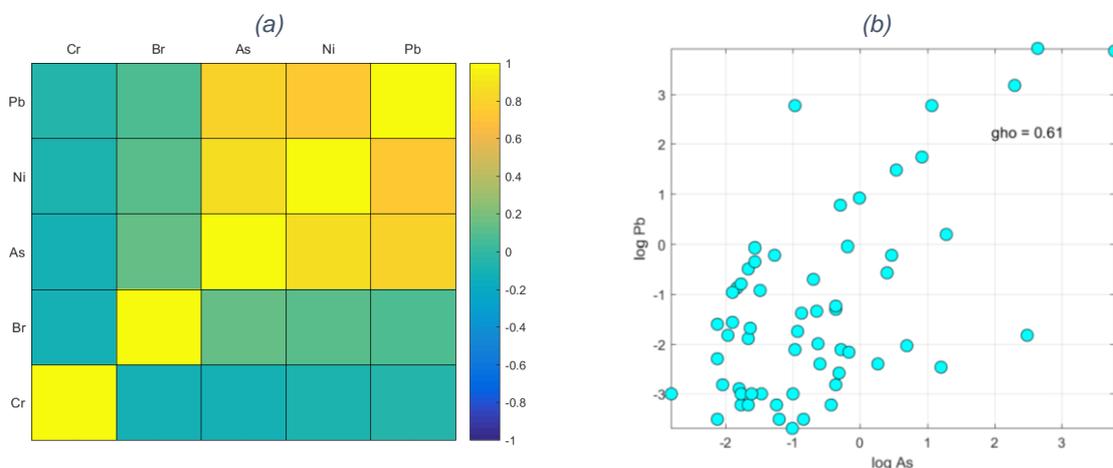
Cette analyse est complétée par une étude des variations des teneurs dans les 3 directions de l'espace, à l'aide par exemple de cartographies des points renseignés ou de nuages de corrélations entre les teneurs et les 3 dimensions de l'espace XYZ (**Figure 34**).



**Figure 34** - Exemple de nuage de corrélation entre l'altitude (cote Z en m) et la concentration d'une substance dans des échantillons d'eau souterraine, permettant d'analyser la variabilité spatiale de la pollution sur la verticale. Les concentrations augmentent avec la profondeur jusqu'à la surface de la nappe (niveau piézométrique), puis diminuent jusqu'à la profondeur maximale atteinte par les forages. Figure ©eOde.



L'accent est porté également sur l'étude des corrélations bivariées et multivariées entre la substance étudiée pour la mise en place de valeur de fond et d'autres paramètres, tels que la nature du sol ou les teneurs en une autre substance. Ces corrélations sont classiquement étudiées à l'aide de matrices de corrélation, de nuages de corrélation, ou par une analyse en composantes principales (ACP) (**Figure 35**).



**Figure 35** - Exemple de (a) matrice de corrélation entre teneurs en métaux et (b) nuage de corrélation entre les teneurs en plomb et arsenic (après logtransformation). Le plomb et l'arsenic par exemple apparaissent corrélés positivement, avec une grande dispersion des valeurs (coefficient de corrélation de Pearson : 0.61). Figures ©eOde.

### 8.3.5.2 Transformation éventuelle des distributions

Comme certaines méthodes statistiques, certaines méthodes géostatistiques ont été développées dans un cadre théorique requérant des distributions de valeurs suivant une loi de distribution connue (p.ex. normale, lognormale). Les outils d'évaluation de la compatibilité des distributions avec des lois classiques, ou de transformation des distributions, présentés au § 8.2.5, sont également valables pour le traitement géostatistique.

### 8.3.5.3 Analyse variographique

La continuité spatiale du phénomène à cartographier est évaluée à partir des données, en calculant le variogramme expérimental. Cet outil spécifique à la géostatistique permet de différencier des attributs qui présentent les mêmes caractéristiques statistiques sur un domaine géographique donné, mais qui pourtant se répartissent différemment dans l'espace.

Le variogramme est calculé à partir de tous les couples de points de données disponibles, en tenant compte de la distance de séparation dans les couples de points.

Dans le détail, le variogramme est établi en calculant pour chaque distance de séparation  $h_i$  :

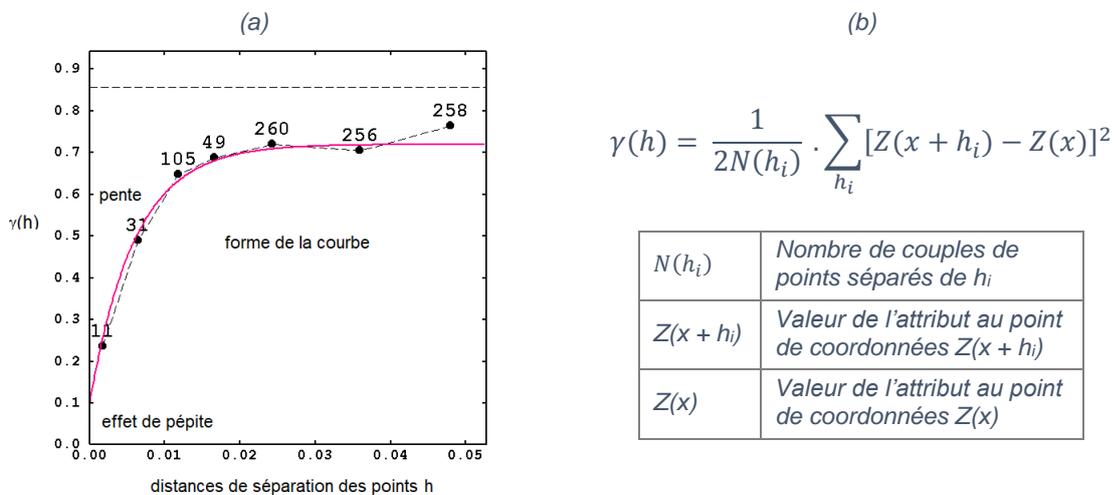
1. la différence au carré des teneurs mesurées *en chaque couple de points* séparés de  $h_i$ ,
2. la moyenne des différences au carré de *tous les couples de points* (divisée par 2 pour que le variogramme soit cohérent avec une variance).

Ce calcul fournit une valeur du variogramme (un point du diagramme) pour la distance  $h_i$ . Ce calcul est répété pour des distances de séparation croissantes, pour obtenir d'autres valeurs du variogramme (cf. équation à la **Figure 36b**).

Classiquement, on observe une augmentation des valeurs du variogramme à mesure que la distance de séparation des couples de points augmente, et donc que la dissimilitude des teneurs entre points de données augmente.



La pente à l'origine et la forme du variogramme renseignent sur la continuité spatiale du phénomène, tel que restitué par les données. L'effet de pépité, valeur du variogramme lorsque la distance de séparation des points est nulle, traduit des erreurs d'échantillonnage et d'analyse et/ou l'existence d'une structure spatiale à petite distance, non captée par le jeu de données disponibles. (cf. **Figure 36a**).



**Figure 36** - Exemple de (a) variogramme expérimental (ligne tiretée noire) et modèle ajusté (fonction exponentielle avec effet de pépité : ligne continue rose) ; (b) Equation du variogramme expérimental. Figure ©eOde établie dans le logiciel Isatis©Geovariances.

Le variogramme peut être calculé dans différentes directions de l'espace, lorsque la structure spatiale est anisotrope. De plus, des covariogrammes sont établis lorsque la substance d'intérêt est bien corrélée à d'autres paramètres, et qu'il est ainsi envisagé d'intégrer ces derniers dans la modélisation. Enfin il est à noter que d'autres outils que le variogramme peuvent être utilisés pour apprécier la dissimilitude (ou similitude) des écarts entre teneurs en fonction de la distance de séparation des points, tels que la covariance ou bien encore le variogramme d'ordre 1 (madogramme) (cf. p.ex. pp. 29 et 101 de (Chiles and Delfiner, 2012) ).

#### 8.3.5.4 Choix du modèle de structure spatiale et de la méthode d'estimation (ou de simulation)

Les caractéristiques statistiques et variographiques des données observées dans les étapes de l'analyse exploratoire statistique et variographique sont utilisées pour définir les conditions dans lesquelles les teneurs en substances vont être modélisées.

Les choix portent à la fois sur les conditions de modélisation de la structure spatiale du phénomène (modèle de variogramme) et sur la méthode d'estimation (ou de simulation). Les méthodes géostatistiques sont très nombreuses (par dizaines). Elles ont été développées pour répondre aux besoins de différentes disciplines pour élaborer différents types de cartographies et estimations de quantités (p.ex. réserves récupérables de gisements miniers ou pétroliers, volumes de sols contaminés). On se référera à (Chiles and Delfiner, 2012) par exemple pour mener un tour d'horizon des méthodes géostatistiques. Parmi les plus classiques :

- La méthode la plus couramment utilisée est le krigeage (krigeage à moyenne inconnue, encore appelé krigeage ordinaire). Mais il en existe de nombreuses variantes.
- Le cokrigeage permet d'estimer une variable en tenant compte de sa corrélation spatiale avec d'autres variables (covariogramme).
- Certaines variables présentent une dérive, leurs valeurs variant selon une relation (p.ex. régression linéaire) avec une (ou plusieurs) autre(s) variable(s). Des pollutions disséminées



par le vent à partir d'un site industriel (cheminée) verront leurs teneurs diminuer avec la distance dans la direction principale des vents par exemple. Des méthodes de krigeage du résidu de la régression, krigeage avec dérive externe, ou cokrigeage peuvent dans ce cas être utilisées.

- Des méthodes spécifiques, telles que le krigeage disjonctif ou la génération de simulations, doivent être mises en œuvre pour estimer des dépassements de valeurs-seuil (ou d'appartenance à un intervalle) par la variable d'intérêt.

Les méthodes géostatistiques conventionnelles sont développées dans l'hypothèse de phénomènes présentant un certain degré de stationnarité (invariance d'une loi par translation). Cette hypothèse étant rarement vérifiée dans les sciences du sol, de nouvelles méthodes sont développées depuis le début des années 2000', regroupées sous le terme de modèles linéaires mixtes (LMM) (Lark, 2012). Un cadre théorique large, permettant d'intégrer les méthodes géostatistiques conventionnelles, mais également les développements récents, est proposé. La variable régionalisée  $Z$  est décomposée en 3 composantes :

$$(1) \quad Z = X\tau + u + \varepsilon$$

Où  $X\tau$  correspond aux effets fixes,  $u$  aux effets aléatoires, et  $\varepsilon$  à une erreur résiduelle. Les effets fixes décrivent les relations linéaires existant entre les valeurs de l'attribut à estimer et d'autres paramètres. Les effets aléatoires décrivent les variations aléatoires spatialement corrélées de l'attribut. Le symbole  $\varepsilon$  représente une variable aléatoire indépendante et non corrélée, de moyenne nulle, équivalent à l'effet de pépité de la géostatistique conventionnelle. Ce modèle est équivalent à un modèle spatial stationnaire lorsque les effets fixes forment un terme constant. Il est non stationnaire lorsque les effets fixes ne sont pas constants. Les effets fixes permettent d'intégrer dans le modèle des facteurs explicatifs de la répartition spatiale des substances (p.ex. altitude, activité urbaine, occupation du sol, matériau parent, etc..).

#### 8.3.5.5 Ajustement d'un modèle de structure spatiale

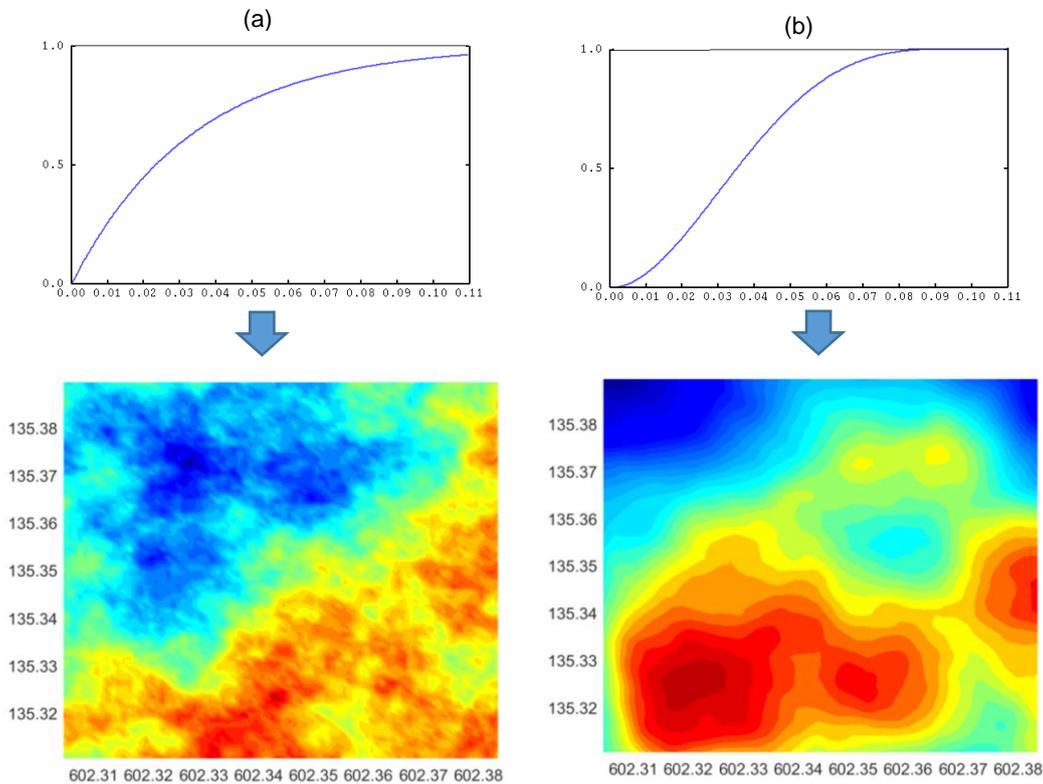
Un modèle de structure spatiale doit être ajusté aux données pour mener à bien l'estimation des teneurs et leur cartographie (cf. **Figure 36**). Ce modèle est notamment requis pour disposer d'une estimation de la continuité spatiale du phénomène à cartographier, pour toutes les distances de séparation des points du domaine, et pas seulement celles fournies par les données. Cette étape consiste à ajuster une fonction au variogramme expérimental, parmi un ensemble de fonctions autorisées. La fonction peut être ajustée manuellement, ou bien automatiquement, à l'aide d'un algorithme de minimisation des écarts entre le variogramme des données et la fonction constituant le modèle de variogramme.

En présence d'une dérive, l'ajustement ne concerne pas seulement le variogramme (des résidus ou des effets aléatoires dans le contexte des LMM), mais également la relation entre l'attribut et les autres paramètres intervenant dans le modèle de structure spatiale. Dans le formalisme des modèles linéaires mixtes, les paramètres des effets fixes et aléatoires du modèle sont regroupés dans un vecteur global et ajustés conjointement par maximum de vraisemblance ou maximum de vraisemblance restreint (Villanneau et al., 2011).



### 8.3.5.6 Validation croisée

Le choix du modèle de structure spatiale a une forte influence sur le résultat de l'estimation de l'attribut étudié : les cartographies obtenues peuvent être très différentes suivant le modèle de variogramme (ou modèle global des effets fixes et aléatoires dans le formalisme LMM), comme le montrent les cartes obtenues (par simulation) à partir d'une fonction exponentielle et d'une fonction cubique (cf. **Figure 37**).

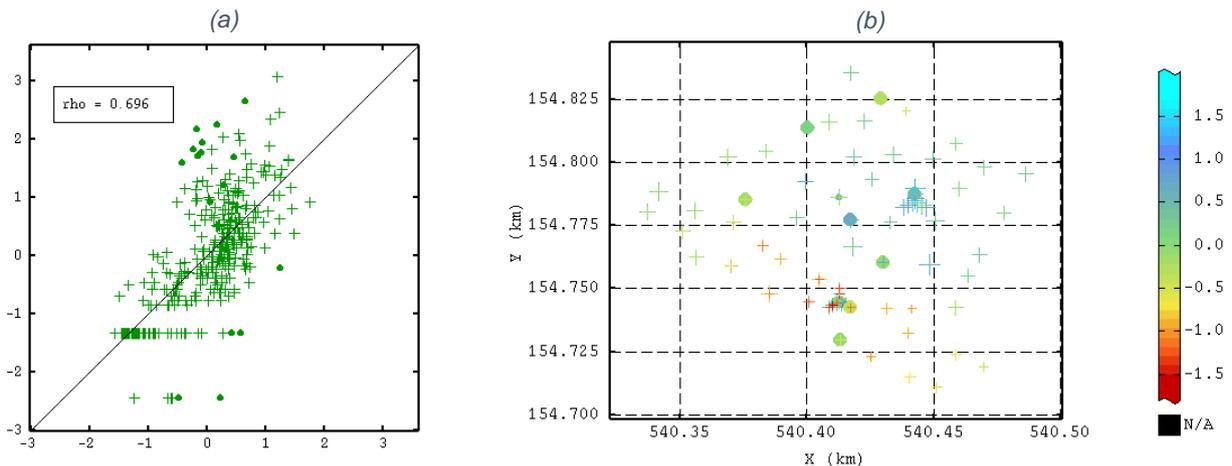


**Figure 37** - Influence du modèle de variogramme sur la cartographie (simulation) de la variable d'intérêt: (a) fonction exponentielle de portée 100 m et palier 1, (b) fonction cubique de portée 100 m et palier 1. Une plus grande continuité spatiale est obtenue avec la fonction cubique. Figures ©eOde.

Le modèle retenu émet en effet implicitement des hypothèses sur les variations spatiales du phénomène à estimer. La validation croisée est une technique utilisée pour vérifier que le modèle décrit correctement les variations spatiales observées sur les données.

La validation-croisée la plus classique consiste à écarter une donnée, et à la réestimer dans le modèle de structure spatiale ajusté sur toutes les données, avec la méthode d'estimation choisie pour le cas traité. Le processus est répété pour toutes les données du jeu de données disponible. Les valeurs réestimées peuvent alors être comparées aux « vraies » valeurs à l'aide de graphes ou de calculs statistiques, tels que des nuages de corrélation entre les valeurs réestimées et les valeurs initiales, ou bien encore les moyennes et les variances des écarts entre valeurs (**Figure 38**).





**Figure 38** - Exemple de résultats de validation-croisée : (a) nuage de corrélation entre valeurs expérimentales et valeurs réestimées dans le modèle de variogramme retenu, (b) carte des écarts entre valeurs expérimentales et valeurs réestimées (échelle de couleur pour les écarts), en distinguant les outliers dont les écarts dépassent un seuil donné (représentés par des cercles) des autres valeurs (représentées par des croix). Figures ©eOde établies dans le logiciel Isatis©Geovariances.

Il existe des variantes de cette technique classique. La « k-fold cross-validation » consiste par exemple à diviser le jeu de données initial en k sous-ensembles de mêmes dimensions. Un sous-ensemble est écarté, le modèle de structure spatiale est réajusté sur les données restantes dans les k-1 sous-ensembles, et est utilisé pour réestimer les valeurs du sous-ensemble écarté. Le processus est répété k fois, en écartant chacun des sous-ensembles (Hastie, Trevor et al., 2009).

### 8.3.5.7 Estimation (cartographie) des teneurs

Les teneurs de la substance d'intérêt seront estimées en dehors des points de données, dans le modèle de structure spatiale ajusté sur les données. Concrètement, une grille<sup>40</sup> sera construite dans les limites géographiques de la couche de sol et de l'ELT à cartographier, et des valeurs de concentration seront estimées au centre de chacune des mailles de la grille.

Dans le cas le plus standard où les teneurs sont estimées par un krigeage ordinaire, les estimateurs sont des combinaisons linéaires pondérées des teneurs mesurées aux points de données. L'estimateur est représenté par une variable aléatoire régionalisée  $Z^*$ , définie comme :

$$(2) \quad Z^*(x_0) = \sum_{i=1}^n \lambda_i \cdot Z(x_i)$$

Où  $x_0$  désigne les coordonnées du point à estimer,  $Z(x_i)$  indique les variables aléatoires représentant les teneurs mesurées aux  $i$  points de données de coordonnées  $x_i$ , et  $\lambda_i$  les pondérations attribuées aux données pour estimer l'attribut en  $x_0$ .

Le krigeage consiste à déterminer ces pondérations, en émettant deux hypothèses :

- L'estimateur  $Z^*(x_i)$  est sans biais, c'est-à-dire qu'en moyenne, l'erreur d'estimation, écart entre l'estimateur et la valeur vraie, est nulle : (3)  $E[Z^*(x_0) - Z(x_0)] = 0$ ,  $Z(x_0)$  désignant la variable aléatoire représentant la valeur vraie au point  $x_0$ ,
- L'estimateur  $Z^*(x_i)$  est optimal, au sens où il minimise la variance de l'erreur d'estimation, ce qui revient intuitivement à minimiser le risque d'erreur : (4)  $Var[Z^*(x_0) - Z(x_0)]$  minimum.

<sup>40</sup> La grille peut être constituée de mailles de taille régulière, ou pas, pour suivre la délimitation d'unités géographiques ou administratives.

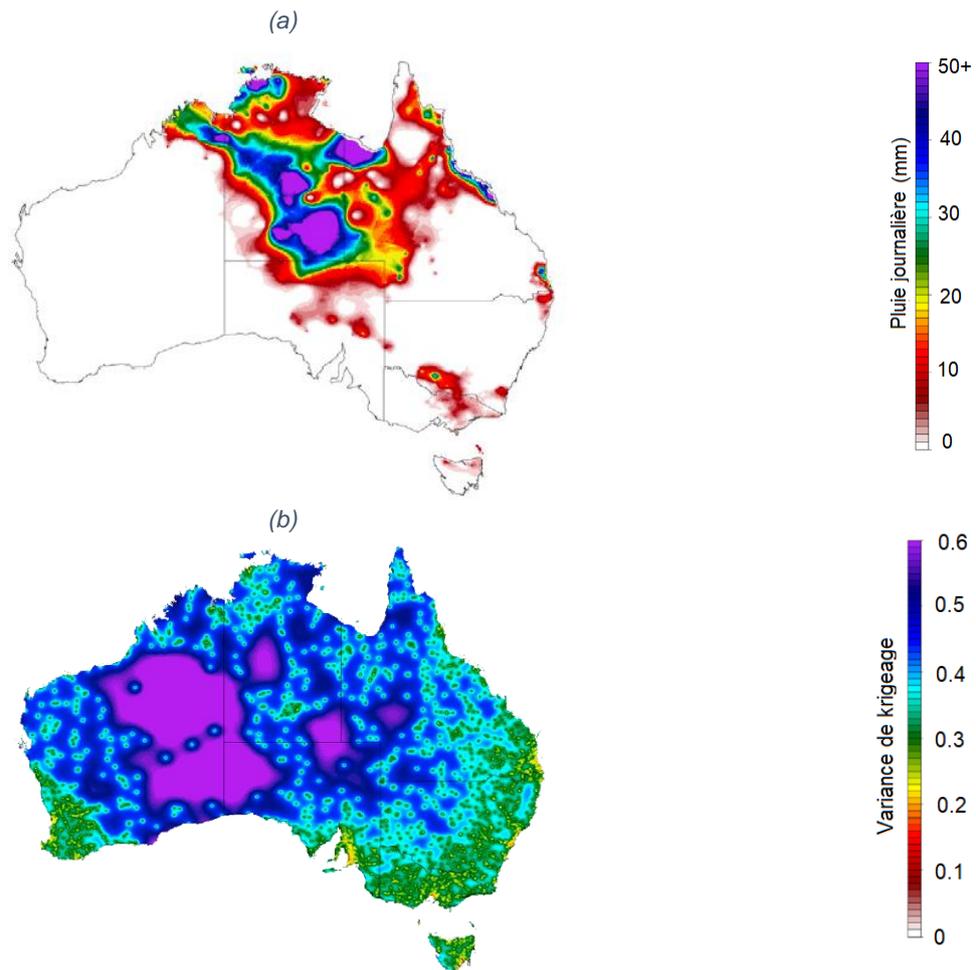


Ces 2 conditions conduisent à un système d'équations, dont le développement fait apparaître le variogramme. Les pondérations (poids de krigeage) sont les solutions du système d'équations. Les calculs sont répétés pour toutes les mailles de la grille de calcul.

Les estimations sont obtenues en remplaçant les pondérations dans la combinaison linéaire (2). La variance de l'erreur qui aura été minimisée (équation (4)) permet d'en déduire une valeur d'incertitude associée à l'estimation au point cible  $x_0$ .

L'ensemble des valeurs estimées et des valeurs d'incertitude peuvent alors être représentées sous forme de cartes.

Un exemple de cartographie obtenue par krigeage ordinaire est présenté à la **Figure 39**. Les pluies journalières ont été estimées à l'échelle de l'Australie à la date du 28 février 2010 (carte (a)). La carte des variances de krigeage fournit une estimation de l'incertitude d'estimation en chaque point du territoire (carte (b)).



**Figure 39** - Exemple de cartographie par krigeage ordinaire des pluies journalières du 28 février 2010 en Australie : (a) valeurs estimées à partir de mesures de pluies sur l'ensemble du territoire, (b) incertitudes d'estimation sous forme de variances de krigeage. D'après (Chappell et al., 2013)

On se référera par exemple à (Chiles and Delfiner, 2012) pour plus de détails sur le krigeage ordinaire et les autres techniques d'estimation linéaire adaptées à la cartographie de variables continues.



Les modèles linéaires mixtes ont été appliqués aux données du réseau RMQS<sup>41</sup> collectées dans les sols agricoles. Les teneurs en éléments-traces métalliques (Marchant et al., 2010; Saby et al., 2011) et substances organiques persistantes (HAP, PCB, dioxines, pesticides et herbicides) (Villanneau et al., 2011) ont ainsi pu être cartographiées à l'échelle nationale, en tenant compte de leur relation avec des facteurs naturels (p.ex. altitude, matériau parental, teneur en carbone organique) et anthropiques (p.ex. densité du réseau routier, densité de la population) (**Figure 41**).

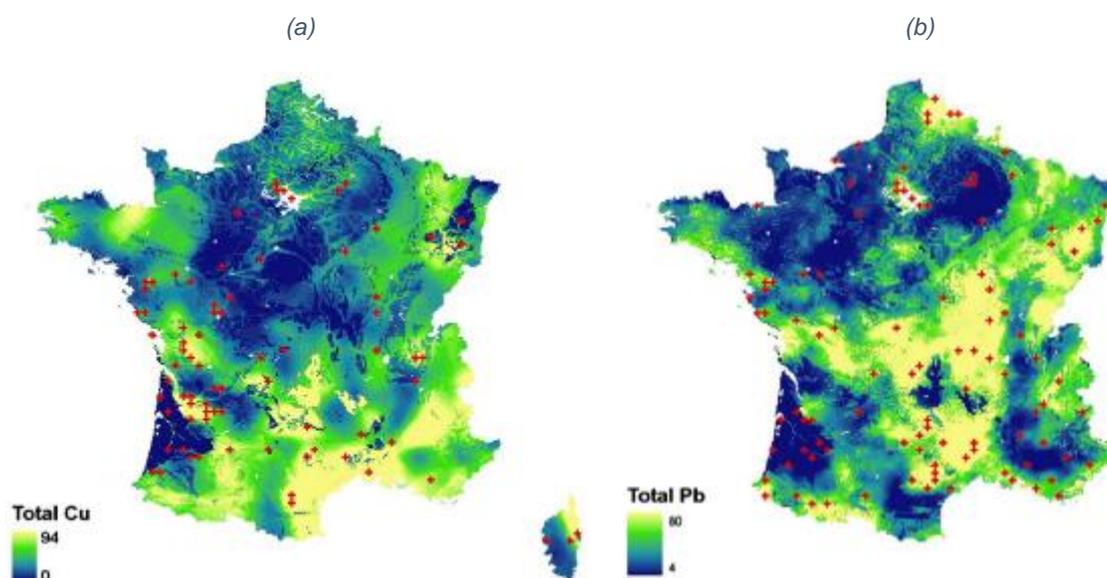


Figure 40- Estimation des teneurs en cuivre et en plomb (en mg/kg) dans le sol de surface sur le territoire français, en excluant les effets des phénomènes à petite distance. D'après (Saby et al., 2011).

#### 8.3.5.8 Estimation (cartographie) des zones de dépassement de lignes de base

L'application de valeurs seuils aux valeurs estimées par le krigeage ordinaire fournit généralement des estimations erronées des zones de dépassement des seuils. En effet, par construction, le krigeage ne reproduit pas la variabilité réelle du phénomène, par un effet de lissage. Le krigeage vise à minimiser le risque d'erreur en chaque point et ne peut donc en même temps reproduire la variabilité réelle du phénomène, observée sur les données (RECORD, 2013).

Plusieurs solutions sont envisageables pour estimer les zones de dépassement de seuil, sous forme de probabilités de dépassement :

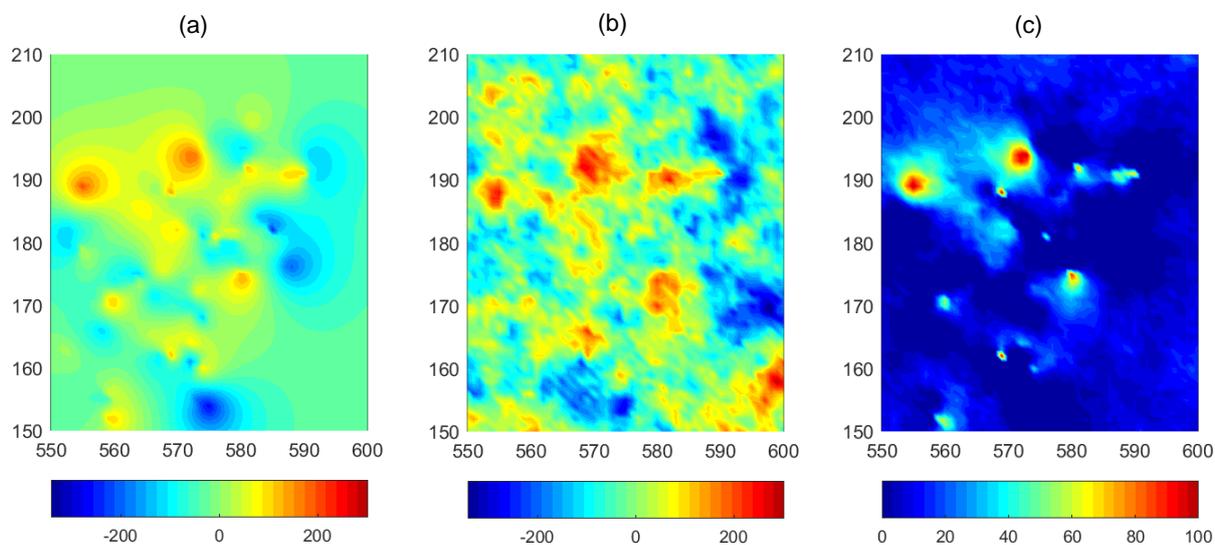
- Dans un cadre gaussien, l'estimateur de krigeage et la variance de krigeage peuvent être utilisés pour calculer les probabilités à partir de la loi normale,
- Certains krigeages, tels que le krigeage disjonctif, ont été développés spécifiquement pour résoudre des problèmes d'estimation non linéaire,
- La génération de simulations des teneurs est la méthode la plus souple. Cette technique donne la possibilité de simuler en chaque point de l'espace un scénario pour la variable étudiée, de telle façon que la distribution statistique de la variable, mise en évidence par l'histogramme, et les caractéristiques de la variabilité spatiale, au travers du variogramme, soient reproduites. Une simulation est ainsi une image possible du phénomène là où le krigeage s'intéresse à fournir l'image la plus probable. Le krigeage lisse le phénomène étudié tandis qu'une simulation en reproduit toute la variabilité. La simulation est, par ailleurs, dite conditionnelle lorsqu'elle passe par les données et retrouve les valeurs des mesures en ces

<sup>41</sup> Réseau de mesure de la qualité des sols de l'INRA.



points (sans effet de pépite dans le modèle de variogramme). Les probabilités de dépassement de seuil sont calculées en appliquant le seuil à toutes les valeurs simulées en chacune des mailles de la grille de modélisation.

La **Figure 41** illustre les différences entre les cartographies pouvant être produites à partir du même jeu de données par des méthodes différentes : le krigeage fournit un meilleur estimateur de l'attribut dans le domaine d'étude (a) ; une simulation conditionnelle reproduit la variabilité spatiale de l'attribut (b) ; les probabilités de dépassement de seuil indiquent les zones où les risques de dépassement du seuil sont les plus élevées (c).



**Figure 41** - Exemple de cartographies d'un attribut produites à partir du même jeu de données : (a) krigeage de l'attribut, (b) simulation de l'attribut, (c) probabilité de dépassement du seuil (500) par l'attribut. Figures ©eOde.

On se référera à (Rivoirard, 1994) pour plus de détails sur les méthodes d'estimation non linéaire.



### 8.3.6 Mode de restitution des cartographies au public

Les cartographies qui auront été produites à partir des données disponibles seront diffusées auprès du public par un webservice. La forme que prendront les cartes n'a pas encore été définie par les porteurs du projet, mais elle devra respecter les clauses de confidentialité des conventions signées avec les organismes fournisseurs de données.

Le respect de la confidentialité passera probablement par un changement de support, ou bien par une agrégation de valeurs à l'échelle de mailles de grande taille. Les teneurs en substances seront estimées à l'échelle de ces mailles, pour qu'il ne soit pas possible de retrouver les teneurs mesurées à plus petite échelle dans un sondage ou une placette à partir de la carte.

Cette restitution nécessitera probablement de mettre en œuvre des méthodes géostatistiques, telles qu'un krigeage de bloc, permettant d'estimer des teneurs dans les mailles de grande taille, à partir de données mesurées dans des zones de plus petite taille (échantillon dans un sondage, placette). Les mailles pourront être régulières ou pas, pour suivre par exemple la délimitation d'unités géographiques ou administratives.

Les cartes des éléments traces mises à disposition du public par le réseau RMQS fournissent une illustration du mode de restitution possible des résultats cartographiques, avec une résolution à la maille 16 km x 16 km.

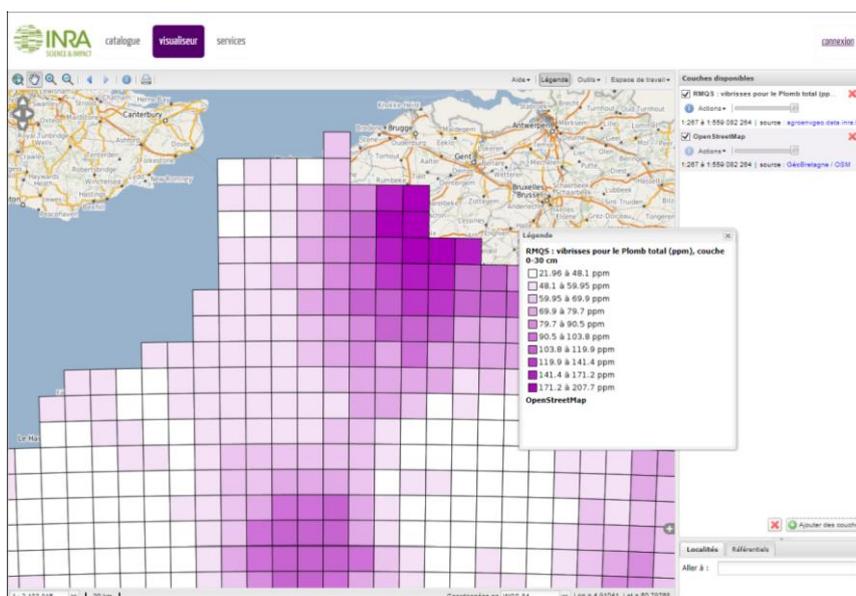


Figure 42 - Exemple de cartographie du plomb mise à disposition du public par un webservice par le réseau RMQS. Les valeurs sont agrégées pour fournir des valeurs par mailles de grande dimension (16 km x 16 km).



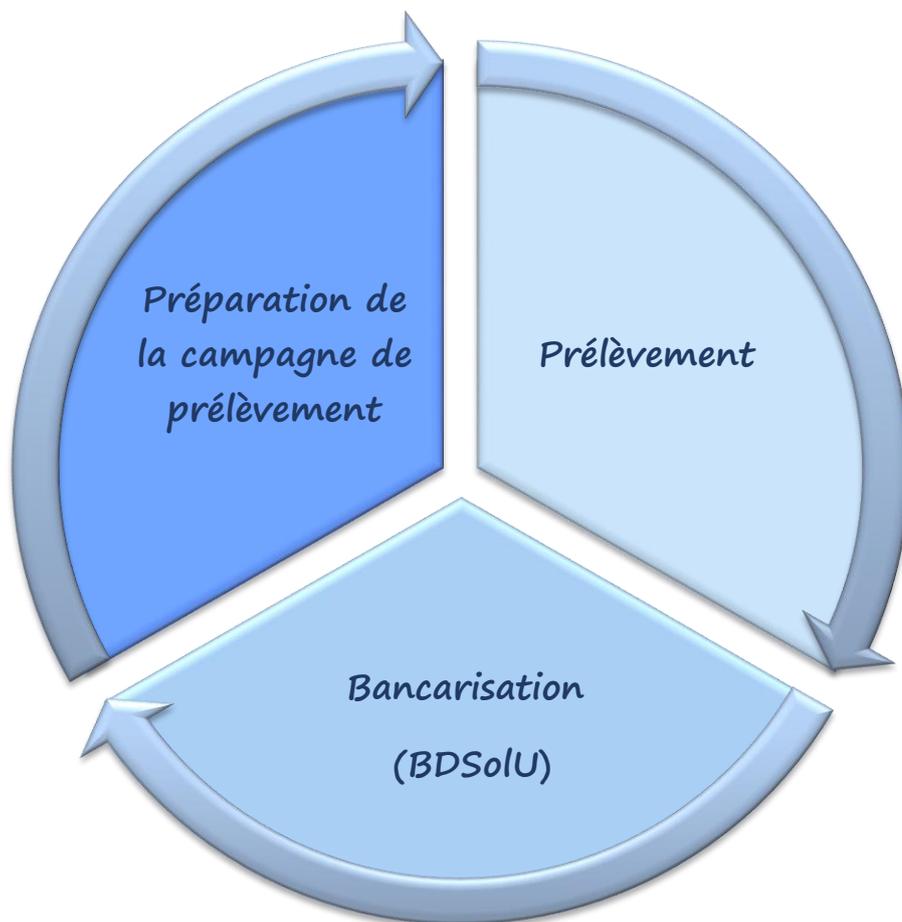
## **8.4 *Annexe 4 – Recommandations pour les Maitres d’Ouvrages pour l’achat de prestation d’échantillonnage de sols pour la détermination de valeurs de fonds***



**Recommandations pour le prélèvements d'échantillons de sols pour la  
détermination de valeurs de fonds**

*BRGM – D3E/3SP – JFB-MD n° 2018-597*

*J-F. Brunet, M-C. Waldvogel - novembre 2018*



**1. SOMMAIRE**

<b>1. Sommaire .....</b>	<b>2</b>
<b>2. Introduction.....</b>	<b>3</b>
<b>3. Préparation de la campagne de prélèvement.....</b>	<b>5</b>
3.1. ETUDE DOCUMENTAIRE .....	5
3.1.1. Points de prélèvement et données pédo-géochimiques connus .....	5
3.1.2. Informations disponibles sur l'usage des sols et les infrastructures .....	6
3.1.3. L'environnement et la topographie.....	6
3.1.4. La pédologie et la géologie.....	7
3.2. CHOIX DES LIEUX DE PRELEVEMENT .....	7
3.2.1. Exemples de lieux de prélèvement à privilégier .....	7
3.2.2. Exemples de lieux de prélèvement à proscrire .....	9
3.3. NOMBRE DE POINTS DE PRELEVEMENT ET PLAN D'ECHANTILLONNAGE	11
<b>4. Campagne de prélèvement.....</b>	<b>12</b>
4.1. DESCRIPTION DU LIEU DE PRELEVEMENT .....	12
4.2. SONDAGE .....	12
4.2.1. Les outils .....	12
4.2.2. Description du sondage.....	13
4.3. PRELEVEMENT DES ECHANTILLONS.....	15
4.3.1. Type de prélèvement.....	16
4.3.2. Profondeur des prélèvements.....	17
4.3.3. Informations complémentaires recueillies lors du prélèvement sur site...	18
4.3.4. Préparation sur site .....	19
4.3.5. Demande d'analyse.....	21
<b>5. Documentation utile.....</b>	<b>22</b>
5.1. POUR UNE ÉTUDE EN MILIEU RURAL .....	22
5.2. POUR UNE ÉTUDE DE GESTION DES TERRES EXCAVÉES .....	22
5.3. POUR UNE ETUDE DE DIAGNOSTIC ET/OU SANITAIRE .....	22
<b>6. Bibliographie.....</b>	<b>23</b>

## 2. INTRODUCTION

Le prélèvement et l'analyse des sols sont courants dans le cadre de projets d'aménagement, d'études de diagnostic environnemental ou sanitaire, en cas de valorisation des terres excavées, ou simplement pour améliorer la connaissance de la qualité des sols. Tout en répondant prioritairement aux attentes de ces études, les résultats obtenus peuvent alimenter une base de données locale, ou la base de données nationale BDSolU, dédiées à la détermination des fonds pédo-géochimiques anthropisés. Les deux catégories d'échantillons concernées sont :

- Principalement, les échantillons dits « témoins » prélevés en dehors du site investigué. Obtenus selon les bonnes pratiques, ces échantillons sont représentatifs du fond pédo-géochimique anthropisé,
- Les échantillons prélevés sur le site étudié pour estimer la qualité des sols ou rechercher une pollution potentielle ou avérée. Les échantillons qui révèlent la présence d'une pollution ne présentent pas d'intérêt pour l'établissement des fonds pédo-géochimiques anthropisés. En revanche, les résultats d'analyse présentant les concentrations normalement rencontrées dans la zone de l'étude pourront être retenus et contribuer aux calculs statistiques et géostatistiques des valeurs de fonds.

Le choix de la localisation des investigations, le sondage ou le prélèvement, l'échantillonnage et la préparation des échantillons sont des étapes primordiales pour obtenir un résultat fiable. Pour l'ensemble des prélèvements, et afin d'assurer cette fiabilité, on suivra bien sûr, les normes, les bonnes pratiques du métier (Voir chapitre 5 – Documentation utile) ainsi que les règles de bon sens adaptées à l'étude. Le présent document apporte des recommandations complémentaires cohérentes avec la détermination d'un fond pédo-géochimique anthropisé et naturel, ainsi que d'un fond géochimique, que l'on se trouve à **l'échelle d'une étude de site (Environnement Local Témoin - ELT)** ou à **l'échelle d'un territoire (Entités Géographiques Cohérentes - EGC)**.

A chaque étape, des tableaux présentant les données attendues dans la base de données nationale BDSolU sont donnés à titre indicatif. Pour plus d'informations reportez-vous à la notice d'utilisation de la base de donnée sur le site sur [www.BDSolU.fr](http://www.BDSolU.fr).

Si l'objectif principal de l'étude est la détermination d'un fond pédo-géochimique, il convient de se référer en premier lieu aux Guides pour la détermination des valeurs de fonds dans les sols, édités par l'ADEME (Groupe de travail sur les valeurs de fonds, 2018).

### Les objectifs de la présente note sont les suivants :

- ✓ Uniformiser les protocoles de prélèvement des sols pouvant contribuer à la détermination de valeurs de fonds, notamment en intégrant ces recommandations aux cahiers des charges des maîtres d'ouvrages ;
- ✓ Favoriser le recueil des données et des renseignements collectés sur le terrain et leur saisie sous BDSolU afin de fiabiliser et faciliter le traitement statistique et géostatistique ultérieur des données.

Public visé : maîtres d'ouvrages, maîtres d'œuvres.

**Définition des termes :**

**Remblais** : Masse de matière rapportée pour élever un terrain, combler un creux ou combler les vides de l'exploitation minière (Larousse).

Les Guides pour la détermination des valeurs de fonds dans les sols (Groupe de travail sur les valeurs de fonds, 2018) édités par l'Ademe définissent quatre types de milieu (sur la base des résultats Corine Land Cover) :

- ✓ **Milieu Forestier** : « Terre avec un couvert arboré (ou une densité de peuplement) supérieur à 10 pour cent et d'une superficie supérieure à 0,5 hectare (ha). Les arbres doivent être capables d'atteindre une hauteur minimum de 5 m à maturité *in situ* »<sup>1</sup>
- ✓ **Milieu Agricole (Rural)** : Le terme de milieu rural (ou campagne) correspond « aux espaces cultivés, aux prairies, aux fermes, aux voies de communication »<sup>2</sup>
- ✓ **Milieu Industriel** : « Zones recouvertes artificiellement (zones cimentées, goudronnées, asphaltées ou stabilisées : terre battue, par exemple), sans végétation occupant la majeure partie du sol. Ces zones comprennent aussi des bâtiments et / ou de la végétation. »<sup>3</sup>
- ✓ **Milieu Urbain** : « La notion d'unité urbaine repose sur la continuité du bâti et le nombre d'habitants. On appelle unité urbaine une commune ou un ensemble de communes présentant une zone de bâti continu (pas de coupure de plus de 200 mètres entre deux constructions) qui compte au moins 2 000 habitants »<sup>4</sup>

Dans le cadre de la présentes recommandations ces milieux seront regroupés en deux catégories :

- ✓ **Milieu Urbain** comprenant les milieux urbain et industriel définis précédemment. En effet, dans la littérature le milieu industriel peut être considéré comme un usage du sol du milieu urbain (Johnson, C.C. Demetriades, A. Locutura, J.Tore Ottesen, R., 2011).
- ✓ **Milieu Rural** comprenant les milieux agricole et forestier définis précédemment.

---

<sup>1</sup> <http://www.fao.org/docrep/007/ae217f/ae217f02.htm>

<sup>2</sup> [http://environnement.wallonie.be/pedd/C0e\\_5-2b.htm](http://environnement.wallonie.be/pedd/C0e_5-2b.htm)

<sup>3</sup> CORINE Land Cover France Guide d'utilisation, 2009

<sup>4</sup> <https://www.insee.fr/fr/metadonnees/definition/c1501>

### 3. PRÉPARATION DE LA CAMPAGNE DE PRÉLEVEMENT

Cette étape est primordiale, pour choisir des lieux et les points de prélèvement représentatifs pour les besoins de l'étude, mais aussi pour assurer, si besoin, la reproductibilité des échantillonnages.

#### 3.1. ETUDE DOCUMENTAIRE

Dans le cadre d'une étude de site, la démarche s'orientera sur la recherche de lieux de prélèvement témoins potentiels et la vérification de la pertinence de leurs caractéristiques pour servir de point de comparaison avec les observations sur le site d'étude. La détermination de l'environnement local témoin est définie par la méthodologie nationale de gestion des sites et sols pollués comme consistant « à identifier un site ou un ensemble de sites, comprenant les mêmes milieux d'exposition (par exemple des sols de même nature) mais dont l'étude historique a démontré l'absence d'influence du site étudié ou d'un autre contributeur. » (MTES, 2017). Par comparaison avec les analyses de sols obtenues sur le site étudié, la détermination de l'ELT permet d'évaluer l'impact réellement attribuable à l'installation ou au site étudié et le cas échéant, d'y mettre en évidence une pollution.

Les lieux de prélèvement témoins doivent se trouver idéalement à proximité du site étudié et si possible dans un rayon d'un kilomètre autour de ce dernier. Pour assurer une bonne comparaison au(x) autre(s) site(s) de prélèvement de l'étude, les lieux de prélèvement doivent :

- ✓ Présenter les mêmes caractéristiques géologique et pédologique, ainsi que le même usage et le même âge ;
- ✗ Se trouver en dehors de l'influence directe d'une source potentielle de pollution locale telle qu'un site industriel (en activité ou ancien), un axe routier à fort trafic, une zone de dépôt de déchets ou encore une carrière.

Au cours de cette étape les lieux de prélèvement potentiels seront sélectionnés **en surnombre** afin de disposer d'une solution alternative en cas d'impossibilité de prélèvement une fois sur le terrain (accès impossible pour cause de travaux, fermeture, refus quelconque, ou encombrement empêchant le passage du matériel de forage, ...).

L'étude documentaire préalable à la campagne de prélèvements comprendra la consultation des sources d'information permettant de vérifier ou de déterminer les paramètres suivants :

##### 3.1.1. Points de prélèvement et données pédo-géochimiques connus

Sources :

- ✓ Bases de données locales ou nationales sur la qualité géochimique des sols.

Les bases de données sur la qualité géochimique des sols présentant des points de prélèvement géolocalisés, pourront être mises à profit pour :

- ✓ Mieux connaître le contexte pédo-géochimique local ou régional ;
- ✓ Choisir les lieux d'investigation de l'étude de façon à combler d'éventuelles lacunes de répartition spatiale. Il faudra alors sélectionner les points dont les données ont été obtenues selon des modalités d'acquisition homogènes et répondant aux objectifs de l'étude ;
- ✓ Le cas échéant, et sans porter préjudice aux objectifs de l'étude, adapter les modalités d'acquisition des données de cette dernière pour permettre l'utilisation de points existants.

### 3.1.2. Informations disponibles sur l'usage des sols et les infrastructures

Sources :

- ✓ Géoportail (Occupation des sols Corine Land Cover et Copernicus (onglet données thématiques / développement durable / énergie / occupation du sol)
- ✓ InfoTerre ou Géorisques : données Basias et Basol
- ✓ IHU (Inventaires historiques urbains)
- ✓ Site Portail IGN « Remonter le temps »<sup>5</sup>
- ✓ Site INERIS « Construire sans détruire : réseaux et canalisations »<sup>6</sup>
- ✓ Responsables du lieu de prélèvement (municipalité, services des espaces verts, gardien, propriétaires, ...)

Pour la détermination d'une EGC cohérente avec la valorisation de terres excavées, l'occupation du sol est un élément important.

Pour la détermination d'un ELT, dans le cadre d'un diagnostic de l'état des sols par exemple, on vérifiera l'âge du site et l'absence de Secteur d'Information sur les Sols (SIS) et de sites inventoriés dans Basias ou Basol au droit du lieu de prélèvement témoin. *Nota Bene* :

- l'étude documentaire du site investigué permet de rechercher la présence de ces informations et de caractériser son environnement proche. Ici, l'objectif consiste à éviter ces zones,
- il s'agit de montrer que les points de prélèvement présentent la même occupation depuis le plus longtemps possible. Ainsi, un jardin public ne devrait pas avoir été le théâtre d'une activité artisanale ou industrielle depuis au moins un siècle et ne pas avoir été remaniée depuis au moins dix ans.

Les personnes responsables des lieux visités pourront apporter de précieux renseignements sur les activités qui se sont succédées sur le lieu de prélèvement, y compris à une échelle très localisée.



Pour éviter d'impacter les infrastructures des différents réseaux au moment des sondages, notamment en milieu urbain où ils sont très denses, il conviendra de remplir une Déclaration d'Intention de Commencement de Travaux (DICT) sur le site de l'INERIS en vue de connaître précisément la localisation des réseaux et d'obtenir des recommandations particulières de sécurité relatives à la présence de ces ouvrages.

Avant d'entamer la campagne de prélèvement on veillera à avertir les responsables des lieux visités (même les lieux publics) et à solliciter leur autorisation.

### 3.1.3. L'environnement et la topographie

Source :

- ✓ Géoportail et autres visualiseurs de vues aériennes comme par exemple Google Earth,
- ✓ Visualiseur de panorama sur le réseau routier, par exemple Google Maps

L'objectif est de visualiser les lieux et de repérer les abords du site ainsi que les points de prélèvement potentiels.

<sup>5</sup> <https://remonterletemps.ign.fr>

<sup>6</sup> <http://www.reseaux-et-canalisation.ineris.fr>

La pente et l'altitude du site sélectionné selon les données IGN permettront d'anticiper l'approche sur le terrain. Un lieu de prélèvement optimal se situe sur une pente la plus faible possible. Outre les contraintes sur les conditions pratiques du prélèvement, une forte pente pourrait avoir des conséquences préjudiciables pour la qualité des échantillons : érosion (ravinement, voire éboulements), transfert des substances recherchées par gravité ou ruissellement.

Une fois les lieux de prélèvement sélectionnés, les points de prélèvement potentiels (voir 3.2) à l'intérieur de ces zones peuvent aussi être repérés au moyen des photographies aériennes. Mais le choix final ne sera effectué qu'une fois sur site en tenant compte des conditions rencontrées sur le terrain.

### 3.1.4. La pédologie et la géologie

Source :

- ✓ DoneSol sur le site du GisSol,
- ✓ Banque de données du Sous-Sol
- ✓ Cartes géologiques via InfoTerre ou Géoportail (cartes régionale à l'échelle 1:25 000 et locale à l'échelle 1:2 000 à 1:2 500).

Dans le cadre de la détermination d'une EGC, il s'agit de délimiter les zones présentant les mêmes caractéristiques.

Dans le cadre de l'ELT, il s'agit :

- d'éviter les zones présentant une anomalie pédo-géochimique naturelle ou anthropique,
- de rechercher des lieux de prélèvements témoins aux caractéristiques identiques à celles du site investigué. Cette étape suppose bien sûr, que la pédologie et la géologie du site investigué ont été déterminées au préalable.

## 3.2. CHOIX DES LIEUX DE PRELEVEMENT

### 3.2.1. Exemples de lieux de prélèvement à privilégier

Les points de prélèvements devront se trouver dans les lieux de prélèvement répondant aux caractéristiques définies ci-dessus. Cependant, des conditions plus locales doivent être respectées. On retiendra par ordre de préférence :

#### ***En milieu urbain***

- ✓ Espace vert ouvert ou non au public (parc, square, jardin public, et d'une façon générale lieu où, en bon parent, vous laisseriez jouer vos enfants) (Figure 1, Figure 2) en évitant de prélever sous les arbres, les espaces aménagés ou remaniés récemment (apport de terre). Ces espaces verts sont à privilégier car leurs sols ont une plus faible probabilité d'être impactés par les activités industrielles ou artisanales locales. D'après le projet URGE II, le meilleur site pour l'échantillonnage se trouve dans un espace ouvert (Demetriades, A and Birke, M., 2015),
- ✓ Habitat (logement communautaire, maison, camping (Figure 3) en évitant les lieux fortement remaniés (toit végétalisé de parking souterrain, terrassements,...),
- ✓ Friche, terrain vague (Figure 4) uniquement quand il s'agit de terrains agricoles n'ayant jamais accueilli d'activité artisanale, industrielle ou de dépôt de déchets.

Dans la mesure où les lieux de prélèvement disponibles peuvent être limités en milieu urbain, plusieurs points de prélèvements peuvent être choisis au sein d'un même lieu. Par exemple, on pourra échantillonner des sols dans différentes parties d'un même espace vert.



Figure 1 : Espace vert non ouvert au public  
(Données de carte : Google, 2018)



Figure 2 : Espace vert ouvert au public  
(© MC.Waldvogel)



Figure 3 : Habitat  
(Données de carte : Google, 2018)



Figure 4 : Friche, Terrain vague  
(Données de carte : Google, 2018)

### En milieu rural

Un prélèvement en zone rurale doit être positionné sur une parcelle permettant de garantir la meilleure analyse ultérieure. Cette parcelle doit présenter une surface homogène d'au moins 1 000 m<sup>2</sup> ( Jolivet, C., Boulonne, L. & Ratié, C., 2006).

- ✓ Parcelle d'élevage (Figure 5), parcelle de cultures (Figure 6), prairie, pâturage,
- ✓ Zone de sous-bois, de forêt dense, forêt de feuillus ou de résineux.



Figure 5 : Parcelle d'élevage  
(© MC.Waldvogel)



Figure 6 : Parcelle de culture  
(© MC.Waldvogel)

### 3.2.2. Exemples de lieux de prélèvement à proscrire

#### *En milieu urbain*

En milieu urbain on évitera les prélèvements :

- ✗ Sous les arbres et sous les bosquets, même isolés afin de minimiser les effets des chutes de végétaux ou des précipitations. Outre la présence possible de déjections animales, on considère aussi que la matière organique provenant de la végétation elle-même, et notamment les composés argilo-humiques qui s'y trouvent, risquent d'influencer le comportement des substances recherchées dans le sol,
- ✗ Dans les zones industrielles, la proximité des usines à activité intense (sidérurgie, incinérateur...),
- ✗ Sous le vent dominant à proximité d'un émetteur de poussières ou de fumées (Figure 7),

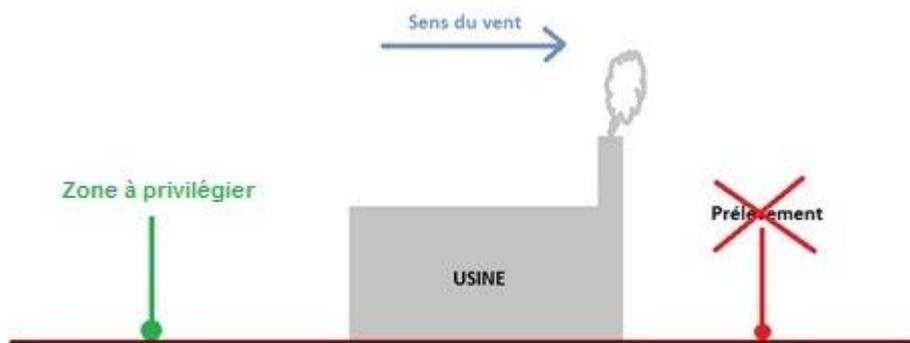


Figure 7 : Point de vigilance vis-à-vis du vent dominant

- ✗ Les ronds-points (Figure 8), les terre-pleins, les accotements (Figure 9) en raison de leur proximité avec le réseau routier. Il convient d'une manière générale de ne pas considérer qu'un espace vert est défini exclusivement par la présence d'une quelconque végétation,
- ✗ Les zones présentant une superficie faible ou contraires à une bonne représentativité du fond recherché (Figure 10),
- ✗ Les massifs de fleurs, retenues de terre, bacs et pots de plantation (Figure 11) et d'une façon générale les lieux présentant des terres ou du terreau rapportés.



Figure 8 : Rond-Point  
(Données de carte : 2018 Google)



Figure 9 : Remblais de bord de route  
(© MC. Waldvogel)



Figure 10 : Zone réduite  
(© MC.Waldvogel)



Figure 11 : Pots de fleurs  
(Données de carte : 2018 Google)

### En milieu rural

En milieu agricole, les zones suivantes doivent être évitées :

- ✗ Bords de parcelle, lisières, zones recouvrant des parcelles sous cultures différentes (Figure 12), bords de route et de chemin ou proximité immédiate avec une ferme.



Figure 12 : Chemin entre deux champs avec des cultures différentes (@ MC. Waldvogel)

On

évitera également les prélèvements en cas :

- ✗ de sol récemment labouré. Le sol doit être tassé naturellement,
- ✗ de période de sécheresse engendrant des difficultés pour enfoncer le matériel et influençant les observations). Les conditions sont idéales lorsque l'humidité du sol est équivalente à sa capacité au champ (capacité de rétention maximale en eau du sol) (Jolivet, C., Boulonne, L. & Ratié, C., 2006),
- ✗ d'apport récent d'engrais. Pour une étude agronomique, il est recommandé d'attendre 1 à 3 mois après un apport d'engrais ou un amendement minéral cuit et 6 mois après l'apport de tout autre amendement (X 31-100, 1992).

En ce qui concerne la zone forestière, il faut éviter :

- ✗ Les zones plantées récemment par l'homme,
- ✗ Les lieux ayant subi une déforestation, des incendies importants ou des impacts climatiques (exemple de forêts dans les Vosges ayant subi des pluies acides qui ont détérioré la qualité des sols et des eaux),
- ✗ Les chemins actuels ou anciens (Figure 13), les bords de cours d'eau (Figure 14),

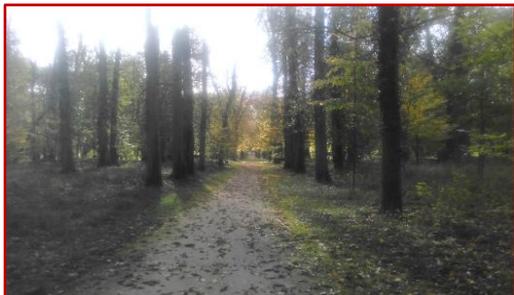


Figure 13 : Chemin forestier  
(© MC. Waldvogel)



Figure 14 : Bord de cours d'eau  
(© MC. Waldvogel)

On restera également vigilant vis-à-vis des vents dominants et de la présence d'une éventuelle source de poussières (carrières) ou de fumées.

### 3.3. NOMBRE DE POINTS DE PRELEVEMENT ET PLAN D'ECHANTILLONNAGE

Pour une étude à l'échelle d'un site, le nombre de données à acquérir (par niveau de sol étudié) est *a minima* de 3 mais un effectif de 8 à 10 est souhaitable. Le nombre de données collectées devra être proportionnel à la taille du site et aux enjeux associés. Si aucune autre donnée n'est collectée via d'autres bases et que le nombre d'échantillons est <30, alors l'analyse des résultats sera graphique. Si le nombre total de données « n » est supérieur à 30 alors une analyse statistique est possible (Groupe de travail sur les valeurs de fonds, 2018).

Par exemple, pour un site étudié de superficie S présentant une géométrie compacte inférieure à 1 ha : 3 points. Si le S est supérieur à 1 ha le nombre de point n sera  $n = 3 \cdot S / 2$  (ex : site de 5 ha => 8 points). Si S est supérieure à 20 ha : 30 points. Pour les superficies présentant des géométries découpées, il faudra adapter le nombre de points pour obtenir une bonne représentation de la zone.

## 4. CAMPAGNE DE PRÉLÈVEMENT

Autant que possible, les prélèvements de sol devront être réalisés selon les protocoles des référentiels auxquels les résultats seront comparés ultérieurement. Par exemple les modalités de prélèvements des sols témoins doivent être cohérentes avec celles mises en œuvre lors de l'interprétation des milieux qui a été faite (INERIS, 2017).

### 4.1. DESCRIPTION DU LIEU DE PRELEVEMENT

Les renseignements permettant la localisation géographique des points de prélèvement seront notés avec précision. L'adresse du lieu de prélèvement, l'identification du propriétaire et la description de son environnement proche seront des informations utiles (par exemple : place publique, potager, jardin public, friche naturelle, parc public, champ cultivé, parc privé, prairie, aire de jeux, sous-bois).

Champs à renseigner pour identifier le lieu de prélèvement et le propriétaire du site dans BDSolU. Version 2.8.2 (octobre 2018) :

<b>Nom du lieu (Ex : Square de... ; Place du... ; Parc de...)</b>			
<b>N° de rue</b>	<b>Nom de rue</b>	<b>Ville</b>	<b>Département</b>
<b>SIRET du propriétaire</b>			

### 4.2. SONDAGE

#### 4.2.1. Les outils

Plusieurs outils peuvent être utilisés pour prélever les échantillons : pelle manuelle pour les sondages de surface (0-5 cm) ; tarière ou pelles manuelles ou mécaniques, sondeuse ou encore rotary pour les sondages plus profonds (ISO 10840-102, 2017). Pour éviter une contamination de l'échantillon prélevé par des substances étrangères les outils seront en inox et nettoyés avec de l'eau déminéralisée entre chaque prélèvement, y compris sur un même profil.

La surveillance de chaque sondage au moyen d'un détecteur semi-quantitatif de composés organiques volatils (PID par exemple) est un bon moyen d'assurer la sécurité des intervenants tout en prévenant les cas de prélèvement de sols pollués.



Porter les EPI réglementaires durant le prélèvement et rester vigilant à tout ressenti organoleptique suspect.

Champ à renseigner et liste de choix possibles pour décrire, dans BDSolU, le matériel utilisé pour le sondage. Version 2.8.2 (octobre 2018) :

<b>Matériels utilisés</b>	
Pelle manuelle	Tarière mécanique
Pelle mécanique	Sondeuse foncée manuelle
Tarière manuelle	Sondeuse au carottier battu

#### 4.2.2. Description du sondage

Le sondage est effectué au point de prélèvement. Il sera caractérisé par :

- ✓ un nom, une date et l'heure du prélèvement,
- ✓ des coordonnées mesurées *in situ* : XY (**latitude et longitude** exprimées en WGS84 **en degré décimal dans BDSolU**) et altitude Z de la surface topographique. En cas de prélèvement de surface composite selon une forme géométrique (voir 0), indiquer les coordonnées du centre de cette placette). Le mode de définition des coordonnées sera également mentionné (GPS, géomètre, mesure approximative) ainsi que la précision des mesures,
- ✓ le type de surface rencontrée,
- ✓ les profondeurs de début et de fin du sondage mesurées depuis la surface topographique.
- ✓ des photographies de la zone de prélèvement et, le cas échéant, du profil de sol
- ✓ le type de végétation rencontrée (herbacées, arbustes, arbres, haies) et le cas échéant nom des essences présentes, si l'objectif de l'étude le justifie.

Sélection de champs à renseigner et liste de choix possibles pour caractériser, dans BDSolU, le point de prélèvement. Version 2.8.2 (octobre 2018)

Coordonnées X, Y en WGS64

Altitude de la surface topographique

Type de surface :

Surface nue	Sous-bois
Surface enherbée	Surface cultivée

Profondeur de début (m)

Profondeur de fin (m)

Hauteur du sondage (m)

#### Nota Bene :

- Les profondeurs retenues pour les sondages dépendent des objectifs de l'étude. Par exemple, pour un projet portant sur une étude sanitaire et l'impact du porté main-bouche chez les jeunes enfants, la profondeur de prélèvement courante est de 5 cm. Tandis que les démarches de gestion des terres excavées concerneront les profondeurs plus importantes.

- Les niveaux de sol sondés sur les lieux représentatifs de l'environnement local témoin doivent être identiques à ceux rencontrés au cours des sondages de la zone d'étude auxquels on souhaite les comparer. Par conséquent les profondeurs des sondages seront sensiblement identiques, bien qu'elles puissent varier en fonction de la topographie et de la disposition des niveaux.

- Si la profondeur est égale ou supérieur à 10 m, il est obligatoire de déclarer le sondage dans la Banque de données du Sous-Sol gérée par le BRGM – BSS.

Un même sondage peut compter un ou plusieurs niveaux qu'il s'agisse d'un sondage de sol de surface ou de sol profond, respectivement à quelques centimètres ou à quelques mètres de profondeur, il faut caractériser chaque niveau par :

- ✓ Sa nature. Ex. : terre en place depuis au moins 10 ans, terre rapportée, remblai, roche mère,
- ✓ Ses profondeurs de début et de fin mesurées depuis la surface topographique,
- ✓ Les matériaux qu'il contient,
- ✓ La granulométrie de ces matériaux estimée au toucher sur le terrain,
- ✓ La proportion estimée sur le terrain de chaque matériau.

Champs à renseigner et listes de choix possibles pour décrire, dans BDSolU, les niveaux et les matériaux rencontrés. Version 2.8.2 (octobre 2018) :

Profondeur de début du niveau (m)	Profondeur de fin du niveau (m)	Hauteur du niveau (m)		
-----------------------------------	---------------------------------	-----------------------	--	--

Matériaux				
bois brut	papier	bronze	carrelage/faïence	silex
racines	caoutchouc	étain	céramique	tourbe
terreau	polystyrène	aluminium	tuile	charbon
Pierre taillée	PVC	plomb	verre (manufacturé)	houille
Pierre naturelle	polyuréthane	zinc	caillou	anthracite
granit (carrier)	coke	stabilisé	galet	asphalte
marbre (carrier)	schlamm	laitier	gravillon	sables bitumineux
terre crue	cendre (résidus)	mâchefer	gravier	potasse
adobe	suies	scories (résidus)	argile	gypse
bauge	tissus	chaux	cailloutis	tuf (calcaire)
pisé	boues (résidus)	plâtre	sable	granite
torchis	enrobé	phosphogypse	löss	lave
granulats	asphalte (génie civil)	béton	limon	basalte
rocher	acier	Pierre reconstituée	vase	cendre
grave	calamine	béton armé	boue	pouzzolane
bois traité	fer à béton	ciment	argile	scorie
soufre	fonte	fibrociment	(terre) glaise	ardoise / schiste ardoisier
bitume artificiel	fer blanc	amiante	terre à foulon	marbre
goudron	laiton	terre cuite	calcaire	schiste
carton	cuivre	brique	craie	gneiss

Estimation de la granulométrie (mm)					
D > 200	60 < D < 200	2 < D < 60	0,06 < D < 2	0,002 < D < 0,06	D < 0,002

Estimation des proportions de matériaux dans un même niveau (%)			
Majoritaire (> 50 %)	Présent (20 – 50 %)	Faible/minoritaire (5-20 %)	Trace (< 5 %)

En milieu urbain, la pédologie est difficilement déterminable en raison des remaniements anthropiques du sol. Cependant, en cas de sondage dans un sol qui tend à être naturel, la pédologie se détermine suivant le référentiel pédologique de l'AFES (Baize & Girard, 1995 et 2008).

### 4.3. PRELEVEMENT DES ECHANTILLONS

Le sol et le sous-sol étant des milieux hétérogènes, organisés en horizons plus ou moins différenciés ou par « couches » géologiques, il est important de connaître et choisir la stratégie d'échantillonnage pour traiter et interpréter correctement les résultats : un ou plusieurs échantillons par profil de sol ? à quelle(s) profondeur(s) ? par horizons pédologiques *versus* par tranches d'épaisseurs prédéfinies (par ex. 0-20 cm, 20-60 cm, 60-100 cm, etc.) ? échantillon unique ou composite ? etc.

Par exemple : un échantillonnage par tranches mélangera probablement différents horizons et/ou roches et donnera des concentrations moins contrastées qu'un échantillonnage par horizon pédologique ou par couche géologique. La première stratégie permet de cartographier les teneurs en éléments trace métalliques (ETM) par profondeur (si les tranches sont d'égales épaisseurs) et peut avoir un intérêt en termes de gestion des terres excavées. La deuxième stratégie, associée à des connaissances en pédologie et géologie (compétences, cartes, descriptions de profils, etc.), permet de déterminer si les teneurs en ETM observées sont naturelles ou non et de comprendre les cas qui paraissent ne pas respecter le principe du raisonnement du guide (i.e. les teneurs en ETM étant plus importantes en surface qu'en profondeur, l'horizon de surface représente le fond pédo-géochimique anthropique et les horizons profonds le fond pédo-géochimique ou géochimique naturel).

Idéalement, au moins un échantillon est prélevé dans chacun des niveaux identifiés.

Dans le cas de recherche de composés volatils, qui est cependant peu courant pour la détermination de valeurs de fonds, il sera nécessaire de prélever au moyen d'un carottier (soil corer) pour des échantillons de surface ou d'effectuer un sondage carotté sous-gaine pour des échantillons plus profonds. La conservation des échantillons se fera dans du méthanol. Le sol ne devra en aucun cas être au contact de l'air, ce qui volatiliserait les contaminants organiques.

Il faudra caractériser ces échantillons par les paramètres suivants :

- ✓ Couleur : elle sera d'autant plus juste que le sol sera humide car il est plus facile d'humecter un échantillon que de le sécher (Delaunois, 2006),
- ✓ Odeur : elle est parfois ressentie au moment du sondage. Pour des raisons de sécurité, il ne s'agit pas d'inhaler l'air au-dessus de l'échantillon,
- ✓ Texture : elle correspond à la distribution en taille des particules sur la terre fine (< 2 µm), elle est déterminée au toucher,

Champs à renseigner et listes de choix possibles pour décrire, dans BDSolU, les paramètres organoleptiques des échantillons. Version 2.8.2 (octobre 2018) :

Couleur (Chambre d'agriculture du Tarn - Antoine Delaunois - 2006) :						
blanc	gris foncé	brun franc	brun rougeâtre	rougeâtre	jaune verdâtre	gris-bleu clair
beige blanchi	ardoise	brun foncé	brun violacé	rouge	vert clair	gris bleuâtre
beige	noir	brun-noir	ocre-jaune	rouge vineux	vert épinard	verdâtre
beige-jaune	brun-beige	brun-ocre	rouille	lie-de-vin	gris verdâtre	bleuâtre
gris clair	brun clair	brun-rouille	orangé	rose saumon	gris-bleu	
Odeur :						
Odeur d'humus (sous-bois)		Odeur de soufre (œuf pourri)		Odeur de solvant		
Odeur de moisi		Odeur de cyanure (amande)		Odeur d'hydrocarbures		
Texture :						
Très lourde	Lourde	Moyenne	Légère (sable et limons)		Très légère (type sable)	

#### 4.3.1. Type de prélèvement

Les prélèvements de sols peuvent être ponctuels ou composites. Pour que les résultats soient exploitables, la méthode de prélèvement retenue doit être identique pour l'ensemble des échantillons.

##### ***Prélèvement d'un échantillon ponctuel***

Un échantillon ponctuel est prélevé à un endroit unique sur le terrain. Il permet d'avoir une idée précise des concentrations des substances recherchées à cet endroit du terrain. L'ensemble des échantillons ponctuels permettra de définir la variabilité de la répartition des substances dans l'espace (Ministère du développement durable de l'environnement et des parcs du Québec, 2008). Ce type de prélèvement n'est cependant pas recommandé pour la détermination des valeurs de fonds.

##### ***Prélèvement d'un échantillon composite***

Un échantillon composite est un échantillon obtenu en mélangeant de façon discrète ou continue au moins deux prélèvements élémentaires, ou sous-échantillons, en proportions appropriées (échantillon composite mélangé). L'échantillon composite peut être horizontal mais également vertical. Il permet de déterminer le résultat moyen d'une caractéristique recherchée (ISO 11074, 2005).

Selon les conditions de prélèvement, les principales recommandations sont les suivantes :

- ✓ dans les forages : échantillon de sol prélevé sur toute la hauteur de formation (composite en Z),
- ✓ dans les fosses : plusieurs échantillons dans les parois de la fosse prélevés sur toute la hauteur de formation, puis mélangés (composite en XYZ),

- ✓ dans les placettes (surface de sol à échantillonner) : plusieurs échantillons à l'intérieur de la surface, à la tarière à main par exemple, puis mélangés (composite en XYZ). Par exemple, le prélèvement peut être réalisé selon 5 prises unitaires dans un carré de 3 mètres de côté (Figure 19), Dans le cadre de la détermination d'un fond pédo-géochimique le prélèvement d'échantillons composites est recommandé pour obtenir une meilleure représentation du milieu. Toutefois, si les analyses prévues comprennent des composés volatils (comme certains HAP), les échantillons composites sont à proscrire afin d'éviter les pertes par volatilisation au cours du mélange. Si le volume de l'échantillon composite est important une division par quartage manuel ou au moyen d'un séparateur à lames pourra être réalisée afin d'obtenir un échantillon de volume inférieur représentatif du mélange.

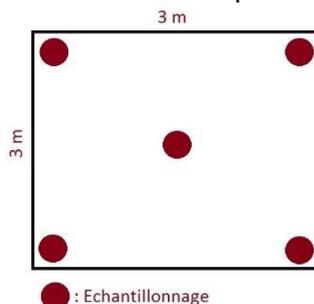


Figure 15 : Echantillonnage composite avec 5 prélèvement dans un carré de 3 m de côté.

- ✓ Dans tous les cas, il ne faut pas prélever d'échantillon très localisé (échantillon « ponctuel ») représentatif d'un très petit volume de sol (10 à 20 cm<sup>3</sup>).

Champs renseigner et listes de choix possibles pour décrire, dans BDSolU, le type de prélèvement.  
Version 2.8.2 (octobre 2018) :

Type de prélèvement :	
Echantillon ponctuel	Echantillon composite selon une étoile
Echantillon composite selon une grille carrée	Echantillon composite sans figure géométrique
Echantillon composite vertical sur le sondage	
Nombre de sous échantillons	

#### 4.3.2. Profondeur des prélèvements

En présence de matériaux naturels, il sera important de caractériser chaque niveau de sol (horizon pédologique ou lithologie). Pour un niveau d'une épaisseur comprise en 0,5 et 1 m, un prélèvement représentatif peut être effectué en prélevant le sol sur toute l'épaisseur.

Dans le terrain naturel :

- ✓ Prélever un échantillon par horizon pédologique ou par lithologie,
- ✓ Prélever sur toute la hauteur de l'horizon ou de la lithologie dans la limite de 50 cm à 1 m de hauteur par échantillon,
- ✓ En cas de hauteurs très importantes de même lithologie (>> 1 m), prélever plusieurs échantillons de 1 m (si possible successifs),
- ✓ Pour les horizons de surface (terre végétale/fertile), il est intéressant de bien refléter la qualité des terres pouvant être amenées à être décaissées.

### Dans les remblais :

- ✓ Dans le cas de terrains artificiels très localisés (p.ex. remblais limités aux fondations d'un bâtiment) de faible ampleur XYZ, sans continuité spatiale au-delà de la parcelle, prélever un échantillon sur toute la hauteur de remblais,
- ✓ Dans le cas de terrains artificiels s'étendant sur de grandes surfaces XY, échantillonner comme dans le terrain naturel, c'est-à-dire en différenciant (si possible) les lithologies et en prélevant sur toute la hauteur de chacune d'entre elles dans la limite de 50 cm à 1 m. En cas de hauteurs très importantes de remblais de même lithologie (>> 1 m), prélever plusieurs échantillons de 1 m (si possible successifs).

Cependant, les contraintes et les besoins de l'étude ainsi que les choix de bon sens conduiront parfois à adapter le nombre de prélèvements par niveau à la baisse ou à la hausse :

- Exemple 1 : si l'on rencontre des remblais constitués d'alternances décimétriques de plusieurs matériaux (par exemple sable et limons) sur 2 mètres, il ne s'agit pas de considérer 20 niveaux et de lancer autant d'analyses. Mais il convient d'obtenir seulement une analyse moyenne de ce niveau. On réalisera alors 1 échantillon en prélevant chaque mètre d'épaisseur soit 2 échantillons au total.
- Exemple 2 : lorsque le niveau est homogène sur une assez forte épaisseur (supérieure à 1,5 m) plusieurs échantillons seront prélevés à raison d'un échantillon par mètre ou par mètre cinquante. Ainsi un niveau homogène de 4,5 mètres pourra donner lieu à 1 échantillon tous les 1,5 m soit 3 échantillons au total.
- Exemple 3 : dans certains cas spécifiques aux études réalisées, et sous réserve d'éviter la dilution des substances présentes, les échantillons prélevés dans l'exemple 2 ci-dessus pourront, au final, donner lieu à un unique échantillon composite.

#### **4.3.3. Informations complémentaires recueillies lors du prélèvement sur site**

Au cours du sondage et du prélèvement sur le site, plusieurs observations complémentaires à celles décrites ci-dessus pourront s'avérer utiles. Elles seront recueillies en fonction des besoins des études et de l'appréciation de chacun :

- ✓ Photographies de la zone de prélèvement et, le cas échéant, du profil de sol,
- ✓ Type de végétation rencontrée (herbacées, arbustes, arbres, haies) et le cas échéant nom des essences présentes,
- ✓ Orientation de la zone de prélèvement par rapport aux points cardinaux, topographie,
- ✓ Humidité du sol par appréciation visuelle (très sec, sec, humide, saturé en eau) ou mesure. L'humidité des échantillons transmis au laboratoire pour contrôle doit être mesurée, et donc faire partie de la liste des paramètres de la demande d'analyse,

- ✓ Certains appareils d'analyse portatifs présentent maintenant des limites de quantifications très basses. Les appareils à fluorescence de rayons X – pXRF (Figure 16) permettent de caractériser la présence dans le sol d'un ensemble de substances inorganiques telles que l'arsenic, le mercure, le calcium, l'uranium, le cuivre, l'aluminium, le chlore. Les résultats obtenus doivent être corrigés par corrélation avec les analyses obtenues au laboratoire sur quelques échantillons représentatifs de la gamme de valeurs en présence. Ils permettent d'acquérir rapidement un grand nombre de valeurs. Il est indispensable de relever si l'analyse a été réalisée sur échantillon sec ou humide.



Figure 16 : Analyseur portable à fluorescence de rayon X (© BRGM).

D'autres appareils comme le détecteur semi-quantitatif de composés organiques volatils (PID par exemple) peuvent également être utilisés en parallèle. Souvent moins précis, ils peuvent néanmoins apporter des indications précieuses au cours des prélèvements.

Les échantillons destinés à la détermination des fonds pédo-géochimiques présentent plutôt de faibles concentrations de substance. Il faut donc tenir compte des limites de quantification des appareils de terrains qui, dans la majorité des cas, sont supérieures à celles des appareils de laboratoire.

Ces appareils peuvent aussi faciliter la sélection des points des échantillons destinés au laboratoire.

#### 4.3.4. Préparation sur site

##### ***Prétraitement pour le laboratoire***

Le prétraitement éventuel des échantillons avant conditionnement doit être identique pour l'ensemble des échantillons. Selon les besoins de l'étude et les paramètres analysés, on pourra :

- ✓ Conserver l'échantillon dans son état d'origine,
- ✓ Emotter l'échantillon si nécessaire,
- ✓ Débarrasser l'échantillon des éléments grossiers (cailloux), des corps étrangers (morceau de verre, capsule de bouteille), de la végétation (herbe, racines). Peser les matériaux écartés ou noter leur pourcentage volumique.

Dans le cas d'un échantillon composite :

- ✓ Effectuer le mélange et les éventuelles divisions de l'échantillon dans une zone présentant une surface plane et dure à l'abri du vent et de la pluie,
- ✓ Placer les échantillons sur un revêtement de protection propre pour éviter toute contamination et la perte de matériau.

Il convient de porter les EPI nécessaires, notamment des gants, durant toute l'opération, et de travailler dans un environnement le plus propre et protégé possible.



Champ à renseigner et liste de choix possibles pour décrire, dans BDSolU, la préparation des échantillons sur site. Version 2.8.2 (octobre 2018) :

Préparation des échantillons sur site :	
Echantillon brut	Retrait de la végétation
Retrait des éléments grossiers (bloc, cailloux, corps étrangers)	Retrait de la végétation et des éléments grossiers
Tamissage sur site < 2mm	

### Conditionnement

Les échantillons doivent être placés de préférence dans des conteneurs (Figure 17) en polymères fluorés (par exemple PTFE) ou dans des flacons en verre à large col (munis d'un bouchon à vis) pour optimiser la conservation de l'échantillon (ISO 18400-105, 2017).

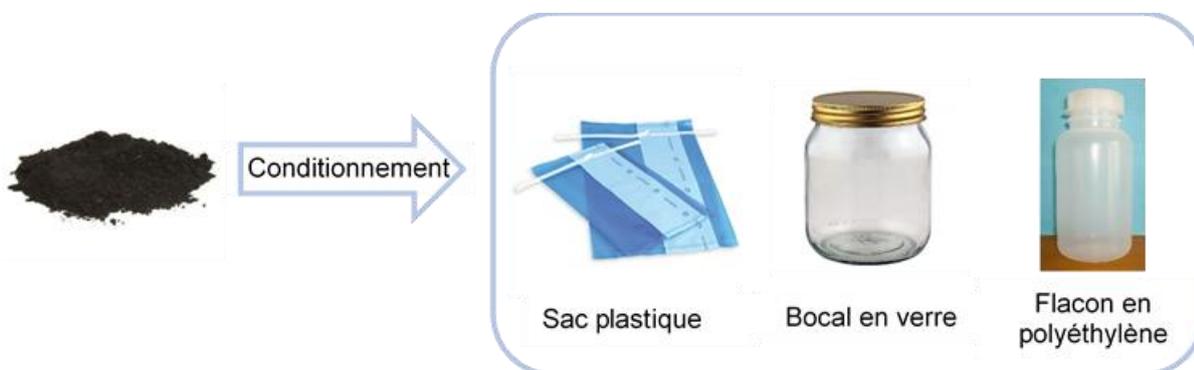


Figure 17 : Conditionnement des échantillons adapté aux polluants recherchés

Champ à renseigner et liste de choix possibles pour décrire, dans BDSolU, le conditionnement des échantillons. Version 2.8.2 (octobre 2018) :

Conditionnement :			
Sac plastique	Flacon polyéthylène	Bocal verre	Sans conditionnement

#### **4.3.5. Demande d'analyse**

Les analyses doivent être réalisées selon des méthodes normatives adaptée aux objectifs de l'étude. Une liste des normes de référence et des performances pour l'analyse des sols est donnée dans la norme sur la qualité des sols : prestations de services relatives aux Sites et Sols pollués (NF X 31-620-2, 2016).

Les recommandations données par le groupe de travail sur l'échantillonnage seront à appliquer. Dans le cas d'études sanitaires, seule les particules fines susceptibles d'être inhalées ou ingérées sont analysées. La demande adressée au laboratoire précisera donc une analyse sur la fraction de l'échantillon inférieure à 2 mm, voire 250 µm.

Dans le cas d'une démarche de gestion des terres excavées ou pour rechercher les composés organiques, la demande d'analyse portera sur la totalité de l'échantillon.

Dans tous les cas, une concertation avec le laboratoire préalable à la campagne de prélèvement est fortement recommandée pour s'accorder sur les analyses à réaliser et donc sur la fourniture de consommables, le volume d'échantillon nécessaire et les méthodes de préparation et d'analyse à mettre en œuvre. Pour faciliter et fiabiliser l'alimentation de la base de données BDSolU, il conviendra de se rapprocher d'un laboratoire ayant mis au point un format de restitution permettant l'intégration automatique des résultats dans le tableur BDSolU.

## 5. DOCUMENTATION UTILE

### 5.1. POUR UNE ÉTUDE EN MILIEU RURAL

- ✓ Jolivet C., Boulonne L. & Ratié C., 2006, Manuel du Réseau de Mesure de la Qualité des Sols, édition 2006, Unité Infosol, INRA Orléans, France, 190p. Disponible sur : [http://acklins.orleans.inra.fr/programme/rmqs/RMQS\\_manuel\\_31032006.pdf](http://acklins.orleans.inra.fr/programme/rmqs/RMQS_manuel_31032006.pdf) (consulté le 14/05/18 à 13h00)

### 5.2. POUR UNE ÉTUDE DE GESTION DES TERRES EXCAVÉES

- ✓ Coussy S., Hulot C. & Billard A., 2017, Guide de valorisation hors site des terres excavées issues de sites et sols potentiellement pollués dans des projets d'aménagement. Disponible sur : [http://www.upds.org/images/stories/actualites/2017-11-Guide\\_Vvalorisation\\_TEX\\_SSP.pdf](http://www.upds.org/images/stories/actualites/2017-11-Guide_Vvalorisation_TEX_SSP.pdf) (consulté le 14/05/18 à 13h00)

### 5.3. POUR UNE ETUDE DE DIAGNOSTIC ET/OU SANITAIRE

- ✓ Guide d'échantillonnage SSP à paraître (Groupe de Travail « Echantillonnage »)
- ✓ INERIS (2017), Caractérisation de l'état des milieux sols, eaux et végétaux dans l'environnement des installations industrielles : Utilisation de l'Environnement local témoin DRC-1551883-01265B Disponible sur : <https://www.ineris.fr/sites/ineris.fr/files/contribution/Documents/rapport-ineris-drc-15-151883-01265b-envt-t%C3%A9moin-vf-1497867697.pdf> (consulté le 14/05/18 à 13h00)

## 6. BIBLIOGRAPHIE

- Baize, D. S. (2001). *Of the necessity of knowledge of the natural pedogeochical background content in the evaluation of the contamination of soils by trace elements*. The Science of Total Environnement.
- Baize, D., Sterckeman, T. (2001). *Of the necessity of knowledge of the natural pedogeochical background content in the evaluation of the contamination of soils by trace elements*. The Science of Total Environnement.
- Brunet, J.F. (2012). *Opérations Etablissements Sensibles (ETS) et Fond Géochimique Urbain (FGU) : Consignes de prélèvement des échantillons de sols (SLE et SLU)*.
- Coussy, S., Hulot, C & Billard A. (2017). *Guide de valorisation hors site des terres excavées issues de sites et sols potentiellement pollués dans des projets d'aménagement*. Consulté le Mai 14, 2018, sur [http://www.upds.org/images/stories/actualites/2017-11-Guide\\_Valorisation\\_TEX\\_SSP.pdf](http://www.upds.org/images/stories/actualites/2017-11-Guide_Valorisation_TEX_SSP.pdf)
- Delaunois, A. (2006). *Guide simplifié pour la description des sols*. Chambre d'agriculture du Tarn. Consulté le Mai 14, 2018, sur [https://www.itrcweb.org/ism1/5\\_4\\_Field\\_Handling\\_of\\_ISM\\_Samples.html](https://www.itrcweb.org/ism1/5_4_Field_Handling_of_ISM_Samples.html)
- Demetriades, A and Birke, M. (2015). *Urban Topsoil Geochemical Mapping Manual (URGE II)*. EuroGeoSurveys, Brussels.
- Forest Resources Assesment WP1. (1998). *FRA 2000 Termes et définitions*. Rome. Consulté le Mai 14, 2018, sur <http://www.fao.org/docrep/007/ae217f/ae217f02.htm>
- Forest, I. (2016). *Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment monitoring and analysis of effects of air pollution on forests : Part X: Sampling and Analysis of Soil*.
- Glennon, M. M., P. Harris, R.T. Ottesen, R. P. Scanlon, and P.J. O'Connor. (2014). The Dublin SURGE Project : geochemical baseline for heavy metals in topsoils and spatial correlation with historical industry in Dublin. *Environmental Geochemistry and Health*, 36, 235-254.
- Groupe de travail sur les valeurs de fonds. (2018). *Méthodologie de détermination des valeurs de fonds dans les sols : échelle d'un site*. Récupéré sur [www.ademe.fr/mediatheque](http://www.ademe.fr/mediatheque)
- INERIS. (2017). *Caractérisation de l'état des milieux sols, eaux et végétaux dans l'environnement des installations industrielles : Utilisation de l'Environnement local témoin*. Consulté le Mai 14, 2018, sur <https://www.ineris.fr/sites/ineris.fr/files/contribution/Documents/rapport-ineris-drc-15-151883-01265b-envt-t%C3%A9moin-vf-1497867697.pdf>
- ISO 10381-4. (2013). *Qualité du sol - Echantillonnage - Partie 4 : Lignes directrices pour les procédures d'investigation des sites naturels, quasi naturels et cultivés*.
- ISO 10840-102. (2017). *Qualité du sol - Echantillonnage - Partie 102 : Choix et application des techniques d'échantillonnage*.
- ISO 11074. (2005). *Qualité du sol - Vocabulaire*.
- ISO 18400-105. (2017). *Qualité du sol - Echantillonnage - Partie 105 : Emballage, transport, stockage et conservation des échantillons*.
- ISO 18400-201. (2017). *Qualité du sol - Echantillonnage - Partie 201 : Prétraitement physique sur le terrain*.
- Jabiol, B., Brêthes, A., Brun, J-J., Ponge, J-F., Toutain, F. (1992). *Une classification morphologique et fonctionnelle des formes d'humus : proposition du Référentiel Pédologique*. Ecole nationale du génie rural, Revue Forestière Française.
- Johnson, C.C. Demetriades, A. Locutura, J. Tore Ottesen, R. (2011). *Mapping the Chemical Environment of Urban Areas*. Wiley-Blackwell.
- Jolivet, C., Boulonne, L. & Ratié, C. (2006). *Manuel du Réseau de Mesure de la Qualité des Sols*. INRA, Unité Infosols, Orléans. Consulté le Mai 14, 2018, sur [http://acklins.orleans.inra.fr/programme/mqs/RMQS\\_manuel\\_31032006.pdf](http://acklins.orleans.inra.fr/programme/mqs/RMQS_manuel_31032006.pdf)
- Ministère du développement durable de l'environnement et des parcs du Québec. (2008). *Guide d'échantillonnage à des fins d'analyses environnementales : Cahier 5 - Echantillonnage des sols*. Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. Edition courante. Consulté le Mai 14, 2018, sur <http://ceaeq.gouv.qc.ca/documents/publications/echantillonnage/solsC5.pdf>
- MTES. (2017). *Méthodologie nationale de gestion des sites et sols pollués*. Ministère de l'Environnement de l'énergie et de la Mer. Consulté le Mai 14, 2018, sur [http://www.installationsclassees.developpementdurable.gouv.fr/IMG/pdf/Methodo\\_SSP\\_2017.pdf](http://www.installationsclassees.developpementdurable.gouv.fr/IMG/pdf/Methodo_SSP_2017.pdf)
- NF EN ISO 19258. (2011). *Qualité du sol : Guides pour la détermination des valeurs de bruit de fond*.
- NF X 31-620-2. (2016). *Qualité du sol — Prestations de services relatives aux Sites et Sols pollués. Partie 2 : Exigences dans le domaine des prestations d'études, d'assistance et de contrôle*.
- RECORD. (2013). *Retour d'expérience critique sur l'utilisation de méthodes géostatistiques pour la caractérisation des sites et sols pollués*.
- X 31-100. (1992). *Qualité des sols - Echantillonnage - Méthode de prélèvement d'échantillons de sol*.

## **Annexe 1**

Données à renseigner dans la base de données BDSolU (version 2.8.2 octobre 2018)

Données à saisir	Obligatoire	Liste déroulante
<b>Catégorie 1 – Identification du site</b>		
Nom du site	○	
Identifiant du site attribué par le prestataire responsable de l'étude	○	
Code SIRET du responsable du site	○	
Code SIRET du prestataire intervenant sur le site		
Condition du site (ex : en activité)		○
Occupation du sol		○
Numéro de rue	○	
Rue	○	
Ville	○	
Code postal	○	
Surface du site		
Commentaire		
<b>Catégorie 2 – Liens éventuel avec des bases de données nationales existantes</b>		
Référentiel externe (ex : Basias, BSS)		○
Identifiant du site dans le référentiel externe		
<b>Catégorie 3 – Utilisations du site</b>		
N° d'ordre chronologique	○	
Type d'utilisations connues	○	○
Activité industrielle		○
Date de début		
Date de fin		
Commentaire		
<b>Catégorie 4 – Sondage - Lieu et mode de prélèvement</b>		
Identifiant unique du sondage attribué par le foreur ou le préleveur	○	
Méthode de sondage	○	○
Code BSS		
X WGS 84 décimal	○	
Y WGS 84 décimal	○	
Z en mètres	○	
Référentiel altimétrique	○	○
Profondeur de début du sondage en mètres (depuis la surface topographique)	○	
Hauteur du sondage en mètres	○	
Type de surface (ex. : surface nue)	○	○
Commentaires		
<b>Catégorie 5 - Niveaux identifiés</b>		
Identifiant du sondage (d'après les renseignements de la catégorie 4)	○	○
Nature des niveaux rencontrés	○	○
Profondeur début niveau en mètres	○	
Profondeur fin niveau en mètres	○	
Commentaires		
<b>Catégorie 6 - Matériaux rencontrés</b>		
Identifiant du niveau dans le sondage (d'après les renseignements de la cat.5)	○	○
Type de matériau	○	○
Granulométrie du matériau	○	○
Proportion de matériau (% volume)		○
<b>Catégorie 7 - Echantillons</b>		
Identifiant du sondage	○	○
Code SIRET du préleveur	○	○
Identifiant unique de l'échantillon attribué par le préleveur	○	
Date et heure de prélèvement	○	
Profondeur début échantillon (m)	○	
Profondeur fin échantillon (m)	○	
Mode de prélèvement	○	○
Nombre de sous échantillons		
Largeur (m)		
Masse prise unitaire (kg)		
Préparation de l'échantillon sur site	○	○
Couleur de l'échantillon	○	○
Odeur de l'échantillon	○	○
Texture de l'échantillon	○	○
Conditionnement	○	○
Nom opérateur prélèvement		
Commentaire		

<b>Catégorie 8 - Analyses</b>		
Identifiant de l'échantillon (d'après les renseignements de la cat.7)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Code paramètre	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Code d'identification de l'organisme responsable de l'analyse	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Identifiant unique de l'analyse attribué par le laboratoire	<input type="checkbox"/>	
Date d'édition du rapport d'analyse	<input type="checkbox"/>	
Lieu d'analyse	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Fraction analysée	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Méthode de préparation ou d'analyse 1	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Méthode de préparation ou d'analyse 2		<input type="checkbox"/>
Nom de la ou des méthode de préparation ou d'analyse (cas des méthodes hors lexique)		
Code remarque (validité de l'analyse vis-à-vis des limites de détection et de quantification)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Résultat	<input type="checkbox"/>	
LQI		
Unité résultat	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Incertitude d'analyse (%)		
Commentaire		

## 8.5 Annexe 5 - Les termes écartés par le groupe de travail

Cette annexe a pour objectif d'apporter des compléments d'information relatifs aux concepts et de terminologies qui ont été étudiés et non retenus par le groupe de travail sur les valeurs de fonds (2015 à 2017).

### **État naturel des sols :**

Le rapport RECORD ((RECORD, 2010)) avait déterminé le fond pédo-géochimique naturel comme dépendant :

- « de la constitution du matériau géologique dont le sol est issu (fond géochimique de la roche-mère),
- des processus pédo-génétiques (altérations, lixiviations, migrations redistributions, concentrations de matières) entraînant des différenciations verticales et horizontales. »

« D'autres processus naturels exogènes s'ajoutent ; ils sont liés à des phénomènes de dépôts et de lessivage générés par l'érosion éolienne et hydraulique et à des événements exceptionnels comme les éruptions volcaniques, les feux de forêt. »

Un « **fond naturel** » est décrit comme lié aux

- « sources endogènes » (géologie, processus pédologiques et biogéochimiques)
- « sources exogènes » (érosion, apports éoliens, événements naturels).

La distinction entre ses deux sources est difficilement décelable.

L'état naturel, propre à des sols qui n'auraient jamais subi de modifications anthropiques, est considéré comme très rare, voire jamais identifiable à la surface de la Terre (Daniau et al., 2009). En effet, les transports éoliens sur de très longues distances peuvent avoir entraînés des dépôts sur tous les territoires de la Terre, y compris sur ceux exempts de toute activité humaine (ex : l'Antarctique où la présence de PCB, dioxines<sup>42</sup>, chlordanes a été repérée).

C'est donc le plus souvent « l'état perturbé de l'environnement » qui est caractérisé et non le « fond naturel » proprement dit.

Denis Baize (site web) indique que le fond pédo-géochimique peut être appréhendé par des prélèvements dans les sols forestiers et dans les horizons profonds des sols agricoles (mais pas dans les horizons de surface de sols cultivés = horizons L).

Dans le cadre du guide sur les valeurs de fond, il n'y a pas d'intérêt à rechercher la composition que les sols auraient eu naturellement en telle ou telle substances mais de prendre en compte le cumul des différents apports (pédo-géochimiques, aériens naturels et aériens diffus d'origine anthropique).

Cependant connaître les spécificités géologiques ou pédologiques a un intérêt pour comprendre des valeurs de fond d'un territoire élevées sans apport anthropique. Ceci correspond à une anomalie anthropique.

### **Fond ambiant et fond ambiant fortement anthropisé**

Le terme « fond ambiant » est peu compréhensible et se rapproche des concepts liés à d'autres milieux : « air ambiant ». Les sols sont hétérogènes tant d'un point de vue horizontal que vertical. Ainsi le terme « ambiant » n'est pas pertinent pour parler des sols.

### **Bruit de fond**

Le terme « bruit de fond » est à proscrire car issu de la traduction erronée de « background » est inadapté au milieu sol. De plus il a été supprimé du titre et du texte de la norme 19 258 et de la

---

<sup>42</sup> Pour les dioxines une origine naturelle est possible, par exemple suite à des feux de forêts.



méthodologie SSP.

Dans divers domaines (scientifiques et autres) le « bruit de fond » correspond à un signal/une valeur que l'on veut écarter. Dans notre travail ce qui était appelé « bruit de fond » est au contraire le signal/information que l'on veut acquérir sur la qualité chimique habituelle des sols. Ce terme est fortement utilisé, il sera sûrement difficile de changer les habitudes.

Un article : Eléments traces dans les sols, ne plus parler de « bruit de fond » (Baize, 2008) présente l'argumentaire pour ne plus utiliser cette notion.

Concernant les sols agricoles, trois concepts sont distingués :

- ⇒ le fond géochimique qui est relatif aux roches et aux formations superficielles,
- ⇒ le fond pédo-géochimique (naturel) qui se réfère aux sols,
- ⇒ les teneurs agricoles habituelles qui concernent les horizons de surface des sols agricoles.

Ces trois concepts s'appliquent à différents territoires : pays, région, département, commune, parcelle... lors de la réunion du groupe de travail du 27 mai 2015, la nécessité, d'inventer un 4<sup>ème</sup> concept spécifique aux sols urbains et qui ne soit pas le terme « bruit de fond », a été envisagé. Ainsi le terme de valeurs de fond (avec les différents types de fond) a été retenu.

### **Fond anthropique ponctuel/localisé**

Ce concept porte sur les pollutions localisées et/ou liées à un site et spécifiques à l'histoire des activités humaines d'une zone et/ou d'un territoire et qui ne sont pas liées à des apports diffus. A cette échelle, le terme de fond (= gamme des valeurs ou population statistique) n'est pas adapté. Le concept d'anomalie anthropique (au niveau chimique) a été retenu lorsque la contamination d'une zone est due à une source anthropique identifiée.

### **Fond pédo-anthropique**

On oublie dans ce terme les apports de la géologie et le fait que l'on parle de la qualité chimique des sols. Ainsi le terme pédo-géochimique est préféré.

### **Concentration ambiante anthropisée**

Même remarque concernant « ambient » que ci-avant.

### **Valeur de référence/Concentration de référence**

La démarche n'est pas de déterminer une valeur de référence mais d'avoir de l'information sur la qualité chimique habituelle des sols, pour une substance donnée et un territoire donné.

### **Niveau d'imprégnation**

Le niveau d'imprégnation concerne l'imprégnation biologique par mesure de polluants chimiques dans des matrices biologiques : il n'est donc pas en lien avec le sol. On peut effectivement aller mesurer dans le lieu d'exposition les concentrations et regarder par rapport à l'imprégnation biologique des personnes exposées.



## 8.6 Annexe 6 – Exemple de répartition des ETM dans les profils de sols

Cette annexe a pour objectif d'illustrer le chapitre **Erreur ! Source du renvoi introuvable.** et de montrer la diversité des cas rencontrés dans les sols non remaniés.

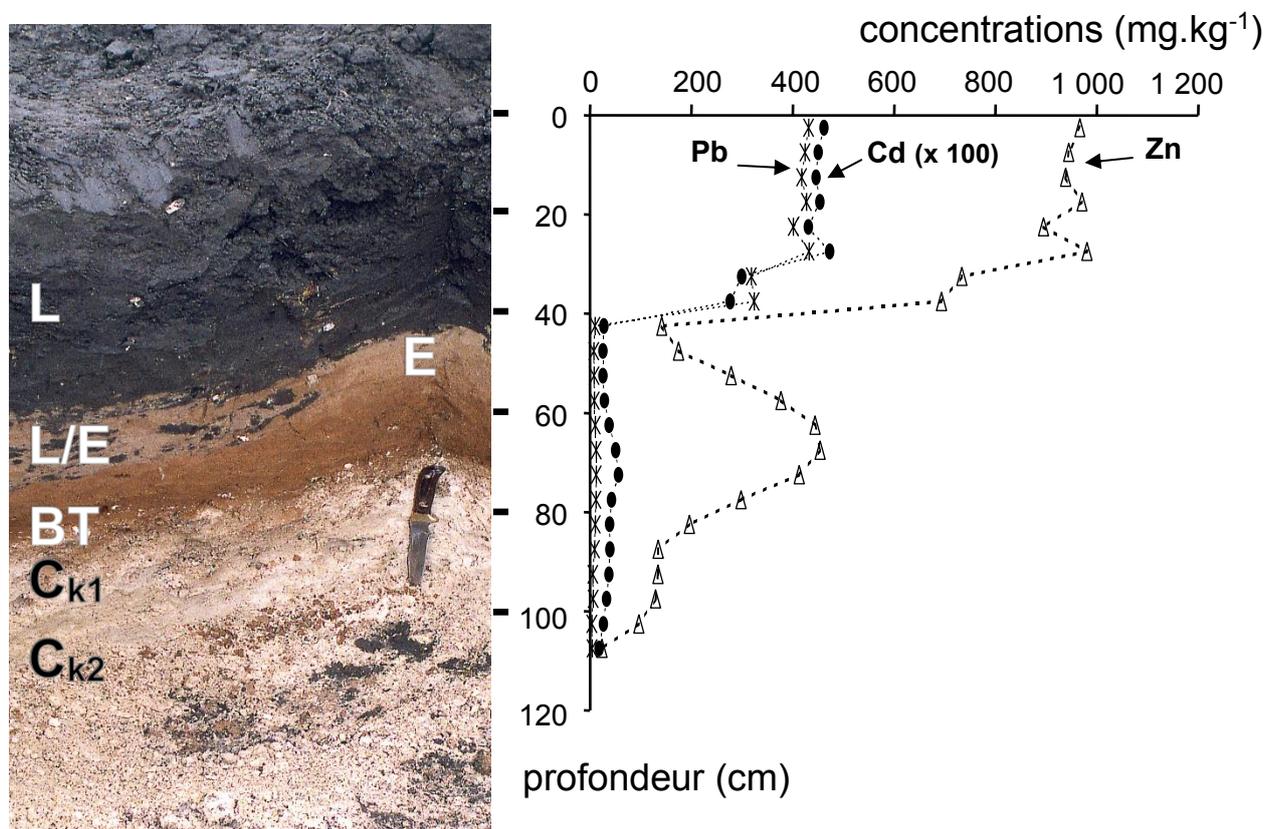
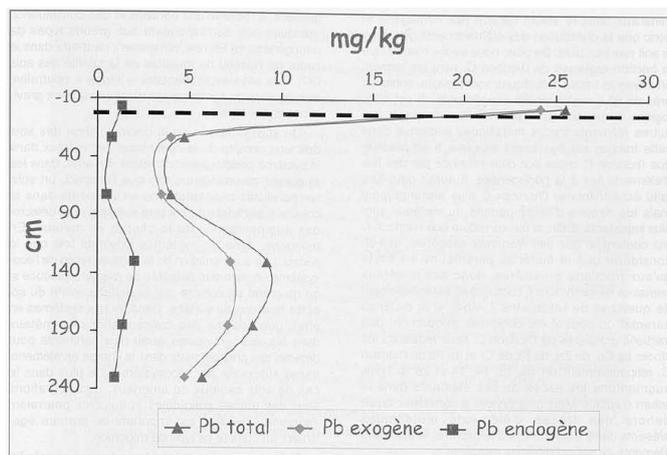


Figure 43 : Répartition des ETM dans les différents horizons de sol - cas d'un sol agricole contaminé (Luvisol sableux irrigué par des eaux usées, plaine de Pierrelaye) L= horizon labouré (riche en matière organique) ; E= horizon minéral éluvial (appauvri en argiles) ; L/E= horizon labouré éluvié ; BT= horizon minéral d'accumulation d'argiles ; Ck= horizon d'altération (correspond à la roche mère plus ou moins altérée et contenant les débris de cette dernière) dans lequel on observe des traits d'accumulation de carbonate. Source : (Van Oort et al., 2008).

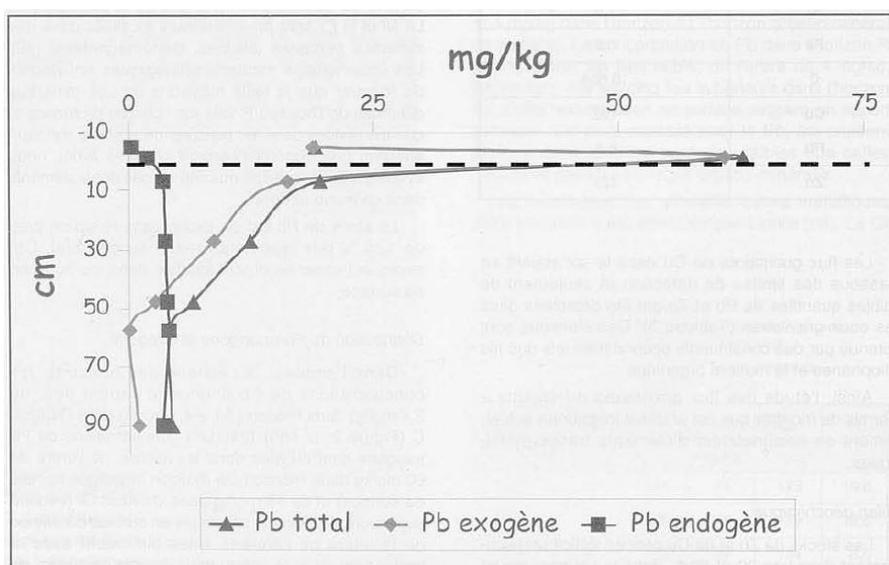


Horizon	Profondeur cm	Argile %	Carbone organique %	Pb total $\text{mg.kg}^{-1}$
Litière	+7 - 0		39,40	25,5
A	0 - 45	1,6	3,30	4,7
E	45 - 100	1,3	0,27	4,0
BPh	100 - 155	2,2	2,80	9,2
BPs	155 - 210	1,2	0,80	8,5
C	> 210	0,7	1,20	5,7



Figure 44. Répartition du Pb total, exogène et endogène dans les différents horizons de sol – cas d'un podzol développé sur sables, n'ayant subi que des retombées atmosphériques diffuses (site de Marquèze, Landes). A= horizon riche en matière organique ; E= horizon résiduel d'éluviation, essentiellement quartzeux ; BP= horizon podzolique d'accumulation où se sont immobilisés les constituants organiques (BPh : horizon podzolique d'accumulation d'humus) et les complexes organo-minéraux de fer (BPs : horizon podzolique d'accumulation de fer) ; C= roche mère altérée

Généralement, la genèse des podzols (Podzosols) est caractérisée par un processus biogéochimique d'altération des minéraux primaires par des solutions contenant des acides organiques complexants, et par un processus de migration et d'immobilisation des constituants organiques et de complexes organo-minéraux. L'horizon E est l'horizon résiduel, formé par l'élimination de l'aluminium et du fer ainsi que celle d'autres cations des horizons supérieurs (processus de migration des complexes organo-métalliques solubles par les eaux gravitaires). L'accumulation de ces constituants mène à la formation d'horizons B podzoliques BP (horizons BPh et BPs enrichis par illuviation d'éléments). Source : (Semlali et al., 2001) .



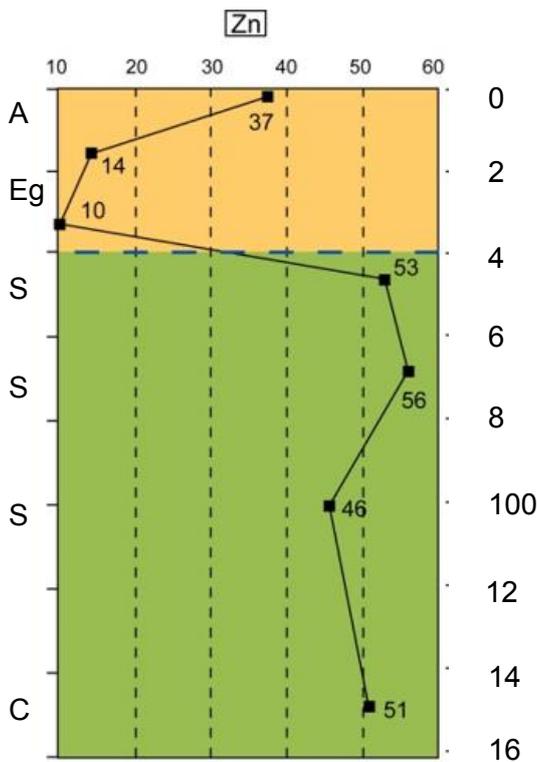
Horizon	Pb total mg.kg <sup>-1</sup>
Oi	18
Oa	60
A1	19,6
A2	12,5
B	6,6
C	4,1
R	4,4

Figure 45. Répartition du Pb total, exogène et endogène dans les différents horizons de sol – cas d'un Andosol développé dans des roches basaltiques, n'ayant subi que des retombées atmosphériques diffuses (flanc Est du Puy-de-la-Vache). Oi= couche supérieure de l'horizon organique en surface constituée de la litière de l'année ; Oa= horizon organique humifié de surface ; A1= horizon organo-minéral de surface ; A2= horizon organo-minéral de profondeur ; B= horizon minéral profond enrichi en divers constituants minéraux ou organiques ; C= roche mère altérée; R= roche mère.

La pédogenèse des andosols développés dans des roches basaltiques est caractérisée par l'hydrolyse du matériau parental volcanique et la néoformation d'aluminosilicates paracrystallins qui sont intimement liés à la matière organique. La matière organique et les aluminosilicates cristallisés à courte distance confèrent aux andosols des propriétés de rétention des éléments traces métalliques.

Source (Semlali et al., 2001).





Horizon	Profondeur cm	Zn mg.kg <sup>-1</sup>
A	0-5	37
Eg	10-20	14
Eg	25-40	10
Sg	43-48	53
S	63-75	56
SC	90-110	46
C	140-155	51

Figure 46. : Répartition du Zn dans les différents horizons de sol - cas d'un Planosol sous forêt développé dans les « sables verts » glauconieux de l'Albien (site d'Héry, Yonne, Champagne humide). A= horizon organo-minéral ; Eg= horizon appauvri en argiles présentant des caractères rédoxiques ; Sg= horizon d'argilisation par altération des minéraux primaires ; S= horizon d'altération ; SC= horizon intermédiaire S - C ; C= horizon minéral d'altération (roche mère altérée). Source : (Baize and Chretien, 1994)

Horizon	Profondeur cm	Argile %	Calcaire %	Cu mg.kg <sup>-1</sup>	Ni mg.kg <sup>-1</sup>	Pb mg.kg <sup>-1</sup>	Zn mg.kg <sup>-1</sup>
LS	0-25	31,8	0	15,4	23,4	32,2	73
S	25-58	35,1	0	12,4	27,9	28,9	76
Cca	62-75	23,4	35,3	7,8	14,9	17,6	47

Tableau 9. Répartition du Cu, du Ni, du Pb et du Zn dans les différents horizons de sol - cas d'un Calcisol argilo-limoneux issu d'une formation crayeuse (Grand Longeron, Yonne). : (Baize, 1997)

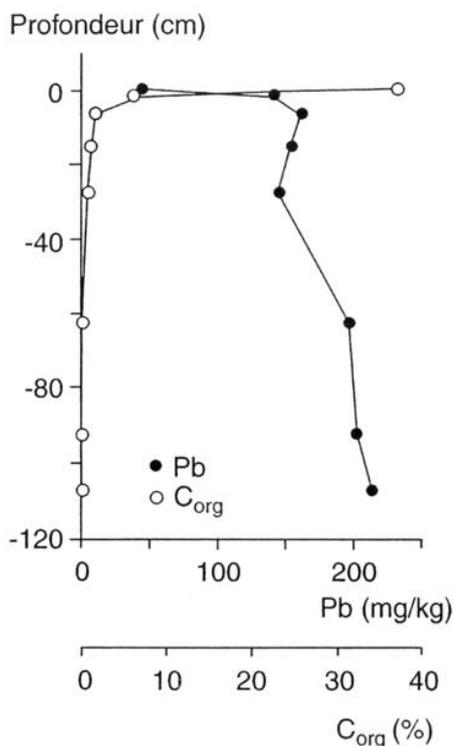
La forte diminution apparente des teneurs en ETM dans l'horizon Cca résulte d'une « dilution » dans 35% de carbonate de Ca. Source : (Baize, 1997)

Horizon	Profondeur cm	Argile %	Fe %	Co mg.kg <sup>-1</sup>	Cr mg.kg <sup>-1</sup>	Cu mg.kg <sup>-1</sup>	Ni mg.kg <sup>-1</sup>	Pb mg.kg <sup>-1</sup>	Zn mg.kg <sup>-1</sup>	Mn mg.kg <sup>-1</sup>
AE	0-2	8,7	0,29	7,1	18	3,1	2,7	40	18	83
Ea	12-43	7,9	0,49	4,2	21,9	2,3	2,5	31,1	12	201
Sgfe	43-50	33,4	3,62	107	40,2	6,8	21	65,6	56	4 606
Sg	72-90	43,9	2,79	13,1	60,8	11,3	27,6	35,8	58	116
IIC	98-160	60,6	3,12	26,1	77,7	12,3	43,3	54	100	135

Tableau 10. Répartition du Fe, du Co, du Cr, du Cu, du Ni, du Pb, du Zn et du Mn dans les différents horizons de sol - cas d'un Planosol de la forêt d'Orléans. : (Baize, 1997)



Les teneurs en ETM étant fortement corrélées aux teneurs en argile et en Fe, l'horizon éluvial de sub-surface (Ea) est plus pauvre en ETM que les horizons plus profonds (S et C). Outre ces variations liées à la forte différenciation texturale, on constate qu'il existe un mince horizon d'accumulation de Fe, Mn, Co et Pb (Sgfe) situé entre 43 et 50 cm de profondeur. Source : (Baize, 1997)



Horizon	Profondeur cm	Corg %	Pb mg.kg <sup>-1</sup>
OF		37,35	45,1
A1	0-3	6,33	142
A2	3-10	1,70	163
A3	10-20	1,21	155
E	25-30	0,83	146
S	60-75	0,20	198
SC	85-100	0,16	203
SC	105-110	0,16	214

Figure 47. Répartition du Pb dans les différents horizons de sol - cas d'un sol forestier issu d'une formation silicifiée et minéralisée du Lias (Belle Verne, Morvan). OF= horizon organique formé de résidus végétaux, plus ou moins fragmentés, en mélange avec des matières organiques fines ; A1 à A3= horizons organo-minéraux ; E= horizon éluvial de sub-surface ; S= horizon d'altération ; SC= horizon intermédiaire S – roche mère altérée. : (Baize, 1997)

En règle générale, l'horizon de surface humifère (O) est l'horizon le plus riche en Pb. Néanmoins, lorsque le sol est dans son ensemble très chargé en Pb (anomalie pédo-géochimique naturelle) l'horizon de surface n'est plus forcément le plus riche au sein du profil de sol (ici la teneur en Pb s'accroît avec la profondeur malgré une teneur en matière organique très forte dans l'horizon de surface). Source : (Baize, 1997)



## L'ADEME EN BREF

L'Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie (ADEME) participe à la mise en œuvre des politiques publiques dans les domaines de l'environnement, de l'énergie et du développement durable. Elle met ses capacités d'expertise et de conseil à disposition des entreprises, des collectivités locales, des pouvoirs publics et du grand public, afin de leur permettre de progresser dans leur démarche environnementale. L'Agence aide en outre au financement de projets, de la recherche à la mise en œuvre et ce, dans les domaines suivants : la gestion des déchets, la préservation des sols, l'efficacité énergétique et les énergies renouvelables, les économies de matières premières, la qualité de l'air, la lutte contre le bruit, la transition vers l'économie circulaire et la lutte contre le gaspillage alimentaire.

L'ADEME est un établissement public sous la tutelle conjointe du ministère de la Transition Ecologique et Solidaire et du ministère de l'Enseignement Supérieur, de la Recherche et de l'Innovation.

<https://www.ademe.fr/>

### LES COLLECTIONS DE L'ADEME



#### ILS L'ONT FAIT

*L'ADEME catalyseur* : Les acteurs témoignent de leurs expériences et partagent leur savoir-faire.



#### EXPERTISES

*L'ADEME expert* : Elle rend compte des résultats de recherches, études et réalisations collectives menées sous un regard.



#### FAITS ET CHIFFRES

*L'ADEME référent* : Elle fournit des analyses objectives à partir d'indicateurs chiffrés régulièrement mis à jour.



#### CLÉS POUR AGIR

*L'ADEME facilitateur* : Elle élabore des guides pratiques pour aider les acteurs à mettre en œuvre leurs projets de façon méthodique et/ou en conformité avec la réglementation



#### HORIZONS

*L'ADEME tournée vers l'avenir* : Elle propose une vision prospective et réaliste des enjeux de la transition énergétique et écologique, pour un futur désirable à construire ensemble.



## GUIDE POUR LA DÉTERMINATION DES VALEURS DE FONDS DANS LES SOLS – ECHELLE D'UN SITE

Ce guide s'inscrit dans la stratégie de gestion durable des sols de l'ADEME et a pour ambition de participer à une meilleure connaissance de la qualité des sols.

L'objectif principal de ce guide est d'uniformiser les méthodes de détermination des valeurs de fonds dans les sols à l'échelle nationale. Il est issu d'une collaboration entre chercheurs, utilisateurs et réalisateurs, mise en place entre 2015 et 2018 dans un groupe de travail sur la « méthodologie de caractérisation des valeurs de fonds dans les sols ».

Cette démarche peut être déployée à deux échelles : à celle d'un territoire ou à celle d'un Environnement Local Témoin (ELT), plus restreint et lié à un site. Pour chacune des échelles, sont proposées des méthodologies spécifiques tout en préservant une logique et des principes communs.

L'échelle d'un site s'adresse à tous les gestionnaires de sites potentiellement pollués et/ou aux bureaux d'études et sera utile dans le cadre de la détermination d'un Environnement Local Témoin (ELT). A cette échelle on fera appel aux valeurs de fonds obtenues au droit de sols qui ne sont pas influencés par les activités passées ou actuelles du site étudié.

**Les valeurs de fonds dans les sols peuvent être associées aux teneurs habituelles rencontrées dans les sols urbains, industriels ou ruraux. Afin d'homogénéiser les pratiques, le groupe de travail sur les valeurs de fond propose une méthodologie adaptée à l'échelle de l'étude. Cette démarche peut être déployée à deux échelles : à celle d'un territoire ou à celle plus restreinte, liée à un site.**



[www.ademe.fr](http://www.ademe.fr)

