

Stratégie et technique d'échantillonnage des sols pour l'évaluation des pollutions



C4H5O2_5 2/ 9/99 THERMC 4H 50 2 0G 300.000 5000.000 1392.000 1
1.64121890E+01 1.20184883E-02-4.40468566E-06 7.30124728E-10-4.42784365E-14 2

**STRATEGIE ET TECHNIQUE D'ECHANTILLONNAGE
DES SOLS POUR L'EVALUATION DES POLLUTIONS**

RAPPORT FINAL

mai 2006

L. BELKESSAM, B. LEMIERE – CNRSSP

Créée en 1989 à l'initiative du Ministère en charge de l'Environnement, l'association RECORD – REseau COopératif de Recherche sur les Déchets et l'Environnement – est le fruit d'une triple coopération entre industriels, pouvoirs publics et chercheurs. L'objectif principal de RECORD est le financement et la réalisation d'études et de recherches dans le domaine des déchets et des pollutions industrielles.

Les membres de ce réseau (groupes industriels et organismes publics) définissent collégialement des programmes d'études et de recherche adaptés à leurs besoins. Ces programmes sont ensuite confiés à des laboratoires publics ou privés.

Avertissement :

Les rapports ont été établis au vu des données scientifiques et techniques et d'un cadre réglementaire et normatif en vigueur à la date de l'édition des documents.

Ces documents comprennent des propositions ou des recommandations qui n'engagent que leurs auteurs. Sauf mention contraire, ils n'ont pas vocation à représenter l'avis des membres de RECORD.

- ✓ Pour toute reprise d'informations contenues dans ce document, l'utilisateur aura l'obligation de citer le rapport sous la référence :
RECORD, Stratégie et technique d'échantillonnage des sols pour l'évaluation des pollutions, 2006, 321 p, n° 04-0510/1A.
- ✓ Ces travaux ont reçu le soutien de l'ADEME (Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie)
www.ademe.fr

© RECORD, 2006

Etude RECORD n° 04-0510/1A

INTRODUCTION GENERALE

L'étude record n°04-0510/1A traite de la problématique de l'échantillonnage de sols sur site. Les propriétaires de sites et les opérateurs industriels sont souvent « démunis » lors de la mise en œuvre de diagnostics de pollution, ESR, EDR, ... Ils estiment qu'à l'heure actuelle, ils n'ont pas le recul nécessaire pour émettre un jugement de valeur sur les résultats énoncés.

Le but de l'étude est de répondre à ce questionnement par l'élaboration d'un document regroupant l'ensemble des connaissances dans le domaine de l'échantillonnage des sols. Le dit document n'est pas un guide méthodologique. Il est à considérer comme une synthèse des acquis énonçant les avantages et les inconvénients des pratiques usuelles ainsi que leurs limites d'utilisation.

Une réponse unique à la question de l'échantillonnage des sols n'est pas envisageable car elle dépend d'un grand nombre de facteurs tels l'objectif de l'échantillonnage, la nature de la pollution, la nature du terrain à échantillonner, ... De ce fait les résultats de la synthèse se présentent sous la forme de deux grilles croisant les objectifs de l'échantillonnage avec d'une part, la nature de la pollution, et d'autre part la typologie de la pollution et le contexte du site. Chacune des cases des grilles correspond à une situation d'échantillonnage.

Le document rédigé est constitué de trois fascicules :

- **Le fascicule I** relatif à la description de situations d'échantillonnage et à l'illustration des principales stratégies (une stratégie d'échantillonnage pouvant être commune à plusieurs situations d'échantillonnage) et à la présentation du choix des techniques d'échantillonnage en fonction de la nature de la pollution ;
- **Le fascicule II** présentant les détails méthodologiques à mettre en œuvre pour la réalisation des campagnes d'échantillonnage relatives aux situations décrites dans le fascicule I ;
- **Le fascicule III** regroupant un glossaire, les normes applicables dans le domaine de l'échantillonnage des sols, ainsi que les références bibliographiques consultées pour les besoins de l'étude.

Le document rédigé s'appuie sur un retour d'expérience. Il est exclusivement consacré aux sols et pas aux déchets. Il concerne des cas courants de pollution. Le cas particulier des substances radioactives et des explosifs, nécessitant des méthodologies spécifiques, n'est pas abordé.

Les options présentées pour chacune des situations d'échantillonnage identifiées constituent les solutions les plus économiques répondant toutefois aux objectifs fixés.

Le document est construit de manière évolutive et doit permettre, par une mise à la disposition des professionnels, une évolution de son contenu à travers la mise en pratique sur de nouvelles situations.

STRATEGIE ET TECHNIQUE D'ECHANTILLONNAGE DES SOLS POUR L'EVALUATION DES POLLUTIONS

Fascicule I : Cadre de l'étude, objectifs, présentation des stratégies d'échantillonnage sous forme de grilles

Sommaire

I. GENERALITES	4
I.1. Cadre de l'étude.....	4
I.2. Justification et objectifs:	4
II. DESCRIPTION DE L'APPROCHE RETENUE.....	6
II.1. Notions de base utilisées dans ce volume	6
II.2. Présentation des situations d'échantillonnage sous forme de grilles.....	8
II.3. Objectif de la campagne	10
II.3.1. Critère A: source ou cible ?	10
II.3.2. Critère B: contexte de l'étude.....	10
II.4. Typologie de la pollution et caractéristiques du site.....	12
II.4.1. Typologie de la pollution.....	12
II.4.2. Caractéristiques du site à étudier	12
II.5. Catégories pour la grille.....	14
II.5.1. Sur un site bâti ou partiellement bâti	14
II.5.2. Sur un site ouvert: terrain agricole, espace industriel ou friche non bâtie, etc.....	14
II.5.3. Sur un site ouvert mais à topographie contraignante	14
II.6. Nature des polluants	14
II.6.1. Pollution inorganique.....	14
II.6.2. Polluants organiques peu volatils.....	15
II.6.3. Polluants organiques volatils	15
III. GRILLE N°1: TYPOLOGIE DE LA POLLUTION ET CONTEXTE DU SITE VS. OBJECTIF DE LA CAMPAGNE	16
IV. DESCRIPTION DES SITUATIONS D'ECHANTILLONNAGE PAR TYPE DE SITE ET TYPE D'ETUDE (GRILLE N°1).....	18
IV.1. Stratégies de détection d'une pollution.....	18
IV.1.1. Stratégie 1_1 : Identification, sur un site industriel, d'une pollution ponctuelle, à partir de source non observable	18
IV.1.2. Stratégie 1_2 : Identification, sur un terrain ouvert, d'une pollution ponctuelle, à partir de source non observable	22
IV.1.3. Stratégie 1_3 : Identification d'une pollution ponctuelle, à partir d'une source diffuse, non directement observable	23
IV.1.4. Stratégie 1_4 : Evaluation de l'exposition d'un milieu cible/impacté (sur un site non industriel) sans pollution identifiée au voisinage du milieu.....	25
IV.1.5. Stratégie 1_5 : Localisation d'une pollution en vue de l'évaluation de l'exposition d'un milieu cible/impacté (sur un site non industriel) avec ou sans pollution identifiée au voisinage du milieu	26
IV.1.6. Stratégie 1_6 : Détection d'une pollution, cas particulier des sites ouverts mais à topographie contraignante	28
IV.2. Stratégies de caractérisation d'une pollution.....	30
IV.2.1. Stratégie 2_1 : Pollution ponctuelle, à partir d'une source connue (installations ou stocks de déchets), observable au moins en partie.....	30

IV.2.2.	Stratégie 2_2 : Pollution ponctuelle, à partir de source non observable	41
IV.2.3.	Stratégie 2_3 : Pollution diffuse sur l'emprise du site industriel.....	44
IV.2.4.	Stratégie 2_4 : Cas particulier des sites ouverts mais à topographie contraignante.....	44
IV.3.	Stratégies visant à définir l'emprise de la pollution	46
IV.3.1.	Stratégie 3_1 : Confirmation de l'extension d'une pollution ponctuelle, à partir d'une source connue, observable au moins en partie.....	46
IV.3.2.	Stratégie 3_2 : Confirmation de l'extension d'une pollution localisée, à partir d'une source ponctuelle, non observable.....	49
IV.3.3.	Stratégie 3_3 : Evaluation de l'exposition d'un milieu cible/impacté (sur un site non industriel) avec une pollution déjà identifiée au voisinage du milieu	50
IV.3.4.	Stratégie 3_4 : Evaluation de l'exposition d'un milieu cible/impacté (sur un site non industriel) sans pollution identifiée au voisinage du milieu.....	53
IV.3.5.	Stratégie 3_5 : Cas particulier des sites ouverts mais à topographie contraignante.....	54
IV.4.	Stratégies destinées à évaluer le risque ou les enjeux de la pollution	59
IV.4.1.	Stratégie 4_1 : Etude de risque d'une pollution ponctuelle sur site industriel, à partir d'une source connue (installations ou stocks de déchets).....	59
IV.4.2.	Stratégie 4_2 : Etude de risque d'une pollution ponctuelle sur site industriel, à partir de sources de pollution diffuses ou non localisées.....	61
IV.4.3.	Stratégie 4_3 : Etude de risque sur un site non industriel avec une pollution déjà identifiée au voisinage (pollution ponctuelle).....	62
IV.4.4.	Stratégie 4_4 : Etude de risque sur un site non industriel avec une pollution déjà identifiée au voisinage (pollution diffuse).....	63
IV.4.5.	Stratégie 4_5 : Evaluation d'une pollution ponctuelle, à partir d'une source connue (installations ou stocks de déchets) en vue d'audit environnemental de site ou transfert de propriété	64
IV.4.6.	Stratégie 4_6 : Evaluation d'une pollution ponctuelle, à partir de sources de pollution diffuses ou non localisées (installations historiques) en vue d'audit environnemental de site ou transfert de propriété.....	66
IV.4.7.	Stratégie 4_7 : Evaluation d'une pollution diffuse en vue d'audit environnemental de site ou transfert de propriété	67
IV.5.	Stratégies pour accompagner la dépollution et la réhabilitation de site	68
IV.5.1.	Stratégie 5_1 : Evaluation des travaux à effectuer, sur un site industriel.....	68
IV.5.2.	Stratégie 5_2 : Evaluation des travaux à effectuer, hors du site industriel.....	71
IV.5.3.	Stratégie 5_3 : Tri des matériaux et suivi des travaux	75
IV.5.4.	Stratégie 5_4 : Contrôle technique de fin de travaux.....	78
V.	GRILLE N°2: V. NATURE DES POLLUANTS VS. OBJECTIF DE LA CAMPAGNE	82
VI.	TECHNIQUES SPECIFIQUES D'ECHANTILLONNAGE PAR TYPES DE POLLUANTS ET TYPE D'ETUDE (GRILLE N°2).....	84
VI.1.	Polluants inorganiques	84
VI.1.1.	Métaux lourds et métalloïdes associés	84
VI.1.2.	Autres polluants inorganiques (Sels, cyanures,...)	86
VI.2.	Polluants organiques peu volatils.....	87
VI.2.1.	Composés solubles dans l'eau	88
VI.2.2.	Composés peu solubles dans l'eau ou adsorbables sur sol	89
VI.3.	Polluants organiques volatils	92
VI.3.1.	Composés plus denses que l'eau (DNAPL).....	92
VI.3.2.	Composés moins denses que l'eau (LNAPL).....	94

I. GENERALITES

I.1. CADRE DE L'ETUDE

La présente étude a pour objet de faire le point sur les différentes stratégies et techniques applicables à l'échantillonnage des sols sur un site industriel, actif ou abandonné, pour différents objectifs mentionnés ci-après.

Par rapport à d'autres études publiées, cette étude se distingue en ce qu'elle tente de couvrir l'ensemble des questions qui se posent à un exploitant ou à un propriétaire de site, quelle que soit la destination de l'étude pour laquelle un échantillonnage des sols est requis.

Les principales questions qui se posent à l'exploitant sont :

- la détection d'une pollution, ou la vérification de l'absence de pollution sur un site,
- la caractérisation d'une pollution connue ou détectée,
- l'évaluation des risques ou des enjeux de la pollution (audit environnemental, transfert de propriété),
- la détermination de l'emprise totale de la pollution,
- les questions relatives aux travaux de réhabilitation ou dépollution.

Elles s'appliquent à l'investigation d'une source ou d'un impact de pollution aussi bien qu'à l'évaluation de l'exposition d'un milieu cible/impacté. Ces questions se posent que ce soit sur le site : source et impacts, ou autour du site : évaluation de l'exposition d'un milieu cible/impacté.

La présente étude vise à fournir les éléments de l'application préférentielle d'une stratégie ou d'une technique d'échantillonnage plutôt qu'une autre face à une situation donnée, ou pour un objectif d'étude donné. Ce choix conditionnera largement deux aspects essentiels :

- les résultats de l'étude permettront-ils de répondre de manière appropriée à la question posée ?
- pour ce faire, a-t-on choisi l'approche la moins coûteuse ?

Elle se distingue d'autres documents ou recueils de bonnes pratiques en ce qu'elle est d'abord destinée à répondre aux interrogations des opérateurs industriels et des détenteurs de sites potentiellement pollués, afin de leur permettre de répondre dans les meilleures conditions possibles aux différentes obligations relatives à ces sites.

Afin de justifier les choix proposés, il sera fait référence :

- aux travaux du CNRSSP,
- aux références scientifiques publiées.

Les choix proposés sont basés sur le retour d'expérience et discutés.

Ces stratégies sont adaptées aux situations les plus courantes de pollution métallique ou par composés organiques non volatils. Elles sont complétées (§ VI) par des indications sur l'adaptation des techniques d'échantillonnage en fonction des familles de polluants.

I.2. JUSTIFICATION ET OBJECTIFS:

Les situations décrites au § I.1 sont en elles-mêmes porteuses de variabilité. L'environnement naturel du site étudié, tout autant que son histoire industrielle, sont une deuxième source de variabilité. Il en résulte une extrême diversité des situations et des approches, que la bibliographie confirme. Face à ces deux sources de variabilité, il est naturel que la stratégie et la technique d'échantillonnage diffèrent d'une étude à l'autre dans de telles proportions qu'aucune bonne pratique standard n'émerge. Notre propos sera donc d'explicitier les différentes options, d'en déduire des stratégies adaptées aux situations les plus classiques, et de fournir les éléments pour les optimiser en fonction de la variabilité liée:

- au milieu,
- aux contaminants,
- au prélèvement,
- aux usages,
- au mode de contamination,

- aux voies d'exposition,
- à l'analyse.

Le présent volume contient la description des principales stratégies, identifiées à partir de :

- l'expérience du CNRSSP de situations d'échantillonnage variées,
- des données publiées par les professionnels, notamment :
- les documents d'information du public fournis par les services publics, les collectivités locales et les agences d'objectifs,
- quelques résultats d'études ou de travaux publiés par les professionnels, industriels ou bureaux d'étude¹,
- les travaux scientifiques menés autour de l'étude de sites potentiellement pollués.

Chaque description vise à identifier des lignes directrices pour une stratégie d'échantillonnage et à lister les "bonnes pratiques" existantes adaptées à chaque situation. Ce choix conditionnera largement deux aspects essentiels :

- **les résultats de l'étude permettront-ils de répondre de manière appropriée à la question posée ?**
- **pour ce faire, a-t-on choisi l'approche la moins coûteuse ?**

¹ Bien que certaines de ces études soient en France des documents publics (rapports d'ESR et EDR, par exemple), l'accès à ces documents n'est guère aisé et suppose généralement d'aller les consulter dans la région concernée. On mesure ici l'écart qui nous sépare des USA et du Canada, où la mise à disposition du public de tels documents se traduit en pratique par leur mise en ligne sur Internet. Ceci explique que certaines stratégies soient ici illustrées par des exemples nord-américains.

II. DESCRIPTION DE L'APPROCHE RETENUE

II.1. NOTIONS DE BASE UTILISEES DANS CE VOLUME

Les principales notions et définitions abordées dans ce volume sont définies dans le glossaire (fascicule III) et sont discutées dans le fascicule II (Référentiel méthodologique) dans les chapitres techniques concernés. On rappelle ici néanmoins les plus importantes. La partie en italique est reprise des guides sur l'évaluation des risques relatifs aux sites (potentiellement) contaminés, publiés par le Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable (**ESR**, BRGM 2000a et **EDR**, 2000b). On se reportera au glossaire (fascicule III) pour les limitations actuelles de la méthodologie ESR/EDR.

CARACTERISATION (D'UNE POLLUTION) :

On peut caractériser la source d'une pollution, lorsqu'elle est observée, ou la pollution elle-même (l'impact sur le milieu cible). Il est notamment possible de caractériser les sources de pollution localisées lors de la phase de détection, ou les zones cibles affectées par une pollution.

La phase de caractérisation d'une pollution comprend l'acquisition de toutes les données nécessaires à l'évaluation de la pollution et aux prises de décision (étude d'impact, analyse de risque, décision de réhabilitation, servitudes lors d'un transfert de propriété...) :

- liste des polluants présents,
- niveau de teneur et localisation des concentrations présentant le plus grand risque,
- forme physique et chimique (spéciation) sous laquelle se présente chaque polluant,
- mobilité potentielle du polluant dans l'environnement (par ex, solubilité à l'infiltration ou au ruissellement).

Ces données peuvent nécessiter l'acquisition d'autres informations : niveaux piézométriques, occupation des sols, profils pédologiques...

CIBLE : Récepteur physique ou environnemental, être vivant exposés (homme, faune, flore, eau, bâtiments, ...) aux effets d'un danger, direct ou indirect, ou soumise à un risque. Equivalent anglo-saxon : Target, receptor.

On en déduit ici la notion de milieu cible, c'est-à-dire de milieu à priori exempt de source de pollution, et exposé aux effets d'une source voisine. Les sols et les ressources en eau au voisinage d'un site industriel constituent des cibles. Lorsqu'on étudie les sols hors des limites du site, on étudie en général un milieu cible.

Un milieu cible pollué peut à son tour être une source secondaire, si les concentrations en polluants sont susceptibles de diffuser dans l'environnement. Dans le cas contraire, il ne constitue qu'un milieu pollué.

CONTAMINATION : Présence anormale d'une substance, de micro-organismes dans un milieu, un objet, ou un être vivant. La notion de contamination est appliquée historiquement et dans l'ordre aux micro-organismes, puis aux substances radioactives. Equivalent anglo-saxon : Contamination.

DÉPOLLUTION : Opération qui consiste à traiter, partiellement ou totalement, un milieu pollué (sol, eaux, air) pour en supprimer ou en diminuer fortement le caractère polluant, dans le but de restaurer leurs fonctions et les remettre en état pour un usage. Equivalent anglo-saxon : Decontamination, pollution control.

Pour les sols, la dépollution est en général un traitement physique et/ou chimique, effectué soit sur le sol en place (dépollution in-situ), soit sur le sol excavé (dépollution sur site, effectuée dans une unité temporaire sur le site, ou ex-situ, effectuée chez le prestataire avec transport des sols).

CONFINEMENT, INERTAGE : lorsque des sols sont trop pollués, difficiles à dépolluer, ou que le volume à dépolluer est faible, il est également possible de les conditionner de manière à ce qu'ils ne puissent libérer vers l'environnement que de faibles quantités de polluants. Ils perdent alors leurs qualités de milieu vivant. Ce traitement s'apparente à celui des déchets ultimes.

DETECTION (D'UNE POLLUTION) :

Face à une possibilité ou une présomption de pollution, ou lorsqu'on a identifié un impact sur une cible, on entreprend souvent une recherche des sources potentielles de pollution, et de leur localisation, et une recherche des zones impactées (voir § IV.1).

Détecter une pollution revient à identifier une contamination et identifier les zones où cette contamination est suffisamment forte pour devenir une pollution. Ces deux étapes peuvent être menées séparément.

EMPRISE (D'UNE POLLUTION) :

La détermination de l'emprise d'une pollution fait suite à sa détection puis sa caractérisation. Elle est nécessaire pour certaines prises de décision, les principales étant le choix d'une stratégie de dépollution et l'évaluation de l'impact de la pollution sur la valeur des terrains, notamment en cas de transfert de patrimoine.

On entend par emprise la surface de terrain où la pollution est présente, et la profondeur où elle affecte les sols : ceci définit le volume dans lequel se situent les sols pollués. En conséquence c'est dans l'emprise que se situent les sources et les risques potentiels, et c'est à l'intérieur de l'emprise que l'on identifiera le cas échéant les volumes de sols à dépolluer ou confiner.

Plusieurs notions sont enfin utilisées pour décrire les travaux effectués sur un site pollué.

EVALUATION DE L'EXPOSITION : Détermination des émissions, des voies de transfert et des vitesses de déplacement d'une substance et de sa transformation ou de sa dégradation, afin d'évaluer les concentrations ou doses auxquelles les populations humaines ou les composantes de l'environnement sont exposées ou susceptibles de l'être. Equivalent anglo-saxon : *Exposure assessment*.

L'objectif des investigations effectuées en dehors du site industriel, ou sur les parties de ce site destinées à être restituées à une utilisation civile, est d'évaluer l'exposition potentielle du milieu et des populations aux polluants issus des activités du site. Dans le présent document, on parlera indifféremment de milieu d'exposition ou de cible.

IMPACT : Effet d'une action, d'un aménagement, d'une exploitation de matière première, ..., sur un milieu naturel, des organismes, un écosystème, des paysages, ... Equivalent anglo-saxon : *Impact*.

Dans le cas présent, on appellera impact toutes les modifications des sols imputables uniquement à l'activité industrielle passée ou présente, qu'elles aient entraîné des dommages ou non. L'observation d'impacts peut guider la recherche de pollution.

POLLUANT : Produit, substance ou composé chimique responsable d'une pollution. On distingue les polluants primaires, rejetés directement dans le milieu naturel, des polluants secondaires qui proviennent de réactions sur les premiers, ou entre eux. Equivalent anglo-saxon : *Pollutant*.

POLLUTION : Introduction, directe ou indirecte, par l'activité humaine, de substances, préparations, de chaleur ou de bruit dans l'environnement, susceptibles de contribuer ou de causer :

- un danger pour la santé de l'homme,
- des détériorations aux ressources biologiques, aux écosystèmes ou aux biens matériels,
- une entrave à un usage légitime de l'environnement.

Equivalent anglo-saxon : *Pollution, contamination*.

On remarque ici que la présence artificielle dans le sol d'une substance potentiellement toxique est :

- une contamination, lorsque sa teneur est significativement supérieure à la teneur de cette substance dans la nature,
- une pollution, lorsque cette teneur est assez élevée pour causer de possibles dommages.

Détecter une contamination amènera en général à rechercher s'il y a eu pollution.

Il y a deux types de contaminants :

- les contaminants naturels, présents dans la nature à faible teneur : métaux lourds, hydrocarbures, ...
- les contaminants artificiels, non présents dans la nature en général : produits chimiques organiques de synthèse, radionucléides, ...

RÉHABILITATION : Ensemble d'opérations (réaménagement, traitement de dépollution, résorption, contrôles institutionnels...) effectuées en vue de rendre un site apte à un usage donné. Cette opération englobe à la fois les opérations de traitement de dépollution, celles de confinement et de résorption des déchets sur un site pollué en vue de permettre un nouvel usage. Equivalent anglo-saxon : *Reclamation*.

Dans le présent document, ces différentes opérations ne sont pas distinguées (voir § IV.5). Toutefois, la stratégie 5_3 (§ IV.5.3) concerne plus spécifiquement les opérations de dépollution.

Le présent document se base, en ce qui concerne la nomenclature des investigations environnementales, sur les normes ISO/DIS 10381-5, ISO 11074-4 et NF X 31-620.

SOURCE (DE POLLUTION) : Terme générique désignant une entité (spatialement délimité, foyer) ou un ensemble d'entités dont les caractéristiques ou les effets permettent de les considérer comme à l'origine de nuisances ou de dangers. Il s'agit en général de zones où des substances dangereuses, des déchets ont été déposés, stockés ou éliminés. Equivalent anglo-saxon : *Source of pollution*.

Ici, on tiendra compte de deux types de sources :

- une **source primaire** : stock de déchets, installation industrielle polluante,
- une **source secondaire** : un sol affecté par une pollution, dont les niveaux de teneur en polluant sont suffisamment élevés pour qu'il puisse diffuser ce polluant à des teneurs significatives dans les sols environnants ou vers les eaux souterraines.

Ces deux types de sources pourront être recherchés indifféremment sur un site industriel historique, dans la mesure où toutes les sources primaires et leurs impacts (qui peuvent constituer dans les sols des sources secondaires) ne sont pas nécessairement connus dans les documents.

TRANSFERT : Migration de substances dissoutes ou non à l'intérieur d'un sol, à travers ou à sa surface, causée par l'eau, l'air et les activités humaines, ou bien par les organismes du sol. Synonyme anglo-saxon : *Transfer*.

De cette définition découle la notion de voie de transfert, c'est-à-dire le chemin privilégié emprunté par un polluant pour passer de sa source à une cible. Par exemple, les cours d'eau et leurs sédiments peuvent constituer des voies de transfert des métaux lourds. Le milieu transportant le polluant est appelé vecteur.

II.2. PRESENTATION DES SITUATIONS D'ECHANTILLONNAGE SOUS FORME DE GRILLES

Les différents contextes dans lesquels on est amené à procéder à un échantillonnage sont présentés sous forme d'un tableau à deux entrées, qui sont :

- l'objectif de la campagne,
- la typologie de la pollution et le contexte du site.

Ces 2 entrées définissent un certain nombre de "cases", qu'on peut nommer "situations d'échantillonnage". A chaque situation d'échantillonnage, on attribue une stratégie d'échantillonnage préférentielle. Les principales stratégies sont décrites dans le § IV.

L'entrée selon la typologie de la pollution et le contexte du site comprend en fait deux aspects pratiquement indépendants :

- les critères dépendant du contexte du site et du caractère ponctuel ou diffus de la pollution, listés dans le § II.4. Ces critères affectent essentiellement le plan d'échantillonnage,
- les critères dépendant du type des polluants, listés dans le § II.6. Ces critères n'affectent que la technique et le matériel d'échantillonnage.

On a donc divisé la grille en deux parties indépendantes, pour plus de lisibilité et de clarté.

L'objectif de la campagne, qui est à la base de la stratégie d'échantillonnage, est représenté par l'axe horizontal des grilles. Il comprend deux types de critères, détaillés dans le § II.3 :

- la distinction fondamentale entre étude de la source potentielle de pollution, et étude du milieu cible ou impacté,
- le contexte technico-économique ou réglementaire de l'étude envisagée. Ce contexte est subdivisé en six types d'étude possibles (Identifier une éventuelle pollution sur un site, Etude de risque, Audit environnemental de site ou transfert de propriété, Réhabilitation de site: évaluation des travaux à effectuer, Réhabilitation de site: tri des matériaux et suivi des travaux, Réhabilitation de site: contrôle technique de fin de travaux). Les six types d'étude peuvent se rencontrer sur une étude de source potentielle de pollution. Par contre, seuls quatre types d'étude sont susceptibles de faire appel à la méthodologie propre aux milieux cibles ou impactés (Identifier une éventuelle pollution sur un site,

Etude de risque, Audit environnemental de site ou transfert de propriété, Réhabilitation de site: contrôle technique de fin de travaux).

L'axe des objectifs comprend ainsi dix subdivisions (voir les grilles détaillées aux chapitres III et V). Cet axe est commun aux deux tableaux.

Le présent document contient donc deux grilles distinctes, basées sur le même axe horizontal des objectifs. La première (III) est basée sur un axe vertical des typologies de pollution et contexte du site, elle regroupe les informations sur la stratégie globale et le plan d'échantillonnage. La seconde (§ V) est basée sur un axe vertical des types de polluants, elle regroupe les informations sur la technique et le matériel d'échantillonnage.

Le choix de deux grilles est justifié par l'indépendance des deux jeux de critères. La géométrie et la densité du plan d'échantillonnage peuvent en principe être établies sans tenir compte de la technique et du matériel d'échantillonnage. Le coût de certaines techniques de prélèvement pourra toutefois limiter la densité d'échantillonnage lorsqu'on prend en compte le coût de la campagne, mais pas le type de stratégie retenue.

Les chapitres qui suivent détaillent l'ensemble des entrées des deux grilles. Au cours de ce travail, il est apparu que nombre de situations d'échantillonnage (les « cases » des grilles) faisaient appel à des stratégies analogues. Il a été choisi ici de décrire les principales stratégies, avec leurs possibles variantes, et de mentionner dans la grille quelle est la stratégie la plus pertinente.

Les "situations d'échantillonnage" (cases de la grille) y sont repérées par un code de la forme A1, A2... comme les cellules d'un tableau.

Les stratégies d'échantillonnage sont identifiées dans la première grille par un code de la forme 2_1, 2_2... qui renvoie aux paragraphes du chapitre IV où elles sont décrites. Le même code de stratégie peut donc se retrouver dans plusieurs situations. Ce regroupement est mis en relief par l'application de couleurs sur la grille. Au contraire, deux stratégies peuvent s'appliquer dans une situation donnée. La case représentant cette situation contiendra alors deux codes de stratégie (exemple : case A2).

II.3. OBJECTIF DE LA CAMPAGNE

On décrit dans ce chapitre les principales situations rencontrées par les responsables d'études environnementales des sols, et on liste les clés déterminant les choix de stratégie. Rappelons ici que toute stratégie doit tenir compte de la logique de base des pollutions :

Source (stock de polluant) → Vecteur (voie de migration du polluant) → Cible (milieu d'exposition)

II.3.1. Critère A: source ou cible ?

II.3.1.1. Identification, quantification et caractérisation d'une source

Les objectifs principaux de toute investigation visant à rechercher ou caractériser une source sont:

- la localisation d'une source sur un site historique,
- la localisation d'anciennes sources sur un site en activité,
- la caractérisation d'une source observée (nature des polluants, forme, spéciation),
- la caractérisation de la toxicité potentielle ou de l'écotoxicité des polluants,
- la caractérisation du mode de diffusion des polluants dans le milieu,
- la quantification du stock de polluants présents,
- la quantification du flux de polluants émis ou pouvant être émis.

Ces investigations sont nécessaires pour toute évaluation de risque, toute évaluation de l'incidence d'une pollution lors d'un transfert de propriété, et toute quantification des travaux de mise en sécurité et/ou de réhabilitation du site.

II.3.1.2. Evaluation de l'exposition d'un milieu (impact sur cible)

Les objectifs principaux de toute investigation visant à rechercher ou caractériser un impact sur cible ou une exposition sont:

- l'identification des polluants présents dans un milieu d'exposition (sol, eau de surface, eau souterraine),
- la cartographie de la distribution de ces polluants,
- la localisation des points où le niveau de contamination est susceptible de dépasser un seuil fixé a priori et/ou de représenter un risque pour la santé humaine ou le milieu,
- la caractérisation de la forme de cette contamination (spéciation) et toxicité de cette forme.

Ces investigations ont généralement pour finalité la détection d'une pollution hors du site industriel, la quantification du niveau de pollution et de l'exposition, dans un cadre d'évaluation de risque ou de monitoring des ressources naturelles.

II.3.2. Critère B: contexte de l'étude

II.3.2.1. Identifier une éventuelle contamination sur un site

L'identification d'une éventuelle contamination sur un site, pouvant mener à un constat de pollution, peut être une démarche volontaire de l'industriel. C'est le cas lorsque ce dernier souhaite faire l'état des lieux de son patrimoine foncier, qu'il s'agisse de sites actifs, historiques, de friches ou de patrimoine foncier non industriel à proximité de sites. Elle peut aussi être effectuée à la demande des autorités. Les autorités préfectorales interviendront plutôt en cas de suspicion de contamination, tandis que les autorités municipales s'assureront de la compatibilité d'un site avec leurs projets de développement.

II.3.2.2. Etude de risque

Toute étude de risque environnemental, quelle qu'en soit la finalité ou le référentiel selon lequel elle est exécutée, nécessite au moins une campagne d'échantillonnage des sols.

Une étude de ce type peut être effectuée par l'industriel lui-même si une pollution a été identifiée (voir II.3.2.1), lors de la mise en place d'un management environnemental (ISO 14000, EcoAudit...) ou pour des raisons de stratégie interne (choix d'investissement et/ou de procédé, prévision de transfert de propriété).

Des référentiels autres que le modèle national (ESR/EDR pour les sites français) peuvent alors être utilisés (HESP, HACCP, RAGS, RBCA, ...).

II.3.2.3. Audit environnemental de site, transfert de propriété

Dans le cadre d'un transfert de propriété, l'acquéreur ou le vendeur sont susceptibles de faire évaluer les responsabilités environnementales attachées au site. Ce type d'investigation est généralement plus complet que le précédent. Les référentiels peuvent être ceux issus de la réglementation nationale, mais aussi ceux du pays d'origine de l'acquéreur.

II.3.2.4. Réhabilitation de site: évaluation des travaux à effectuer

La phase initiale d'une réhabilitation de site est l'évaluation précise des volumes pollués (géométrie, teneurs, forme et spéciation des polluants) et de la méthode de dépollution (ou confinement) à utiliser. Cette phase requiert une (ou des) campagne détaillée d'échantillonnage des sols. La représentativité, la précision et la pertinence de l'échantillonnage ont une incidence directe sur le coût des travaux et leur efficacité.

II.3.2.5. Réhabilitation de site: tri des matériaux et suivi des travaux

A l'avancement des travaux, des échantillonnages sont effectués sur les sols contaminés et autres matériaux :

- sur les sols extraits, à traiter, pour les orienter vers le processus adéquat,
- les sols en cours de traitement, pour contrôler la bonne marche du processus, et
- les sols traités, pour contrôler l'efficacité du traitement.

II.3.2.6. Réhabilitation de site: contrôle technique de fin de travaux

Une fois ces travaux achevés, l'industriel et/ou l'autorité chargés du contrôle s'assurent que les objectifs des travaux en termes de réduction de la pollution ont bien été atteints.

II.4. TYPOLOGIE DE LA POLLUTION ET CARACTERISTIQUES DU SITE

On décrit dans ce chapitre les principaux types de pollution et les caractéristiques du site affectant les études environnementales des sols, et on liste les clés déterminant les choix techniques.

II.4.1. Typologie de la pollution

Une pollution ponctuelle est l'injection dans le sol de matières polluantes en un point délimité (infiltration d'effluents, dépôt de déchets, décharge accidentelle...).

Une pollution diffuse résulte du dépôt de substances polluantes sur une grande surface de sol, délimitée ou non (retombées atmosphériques de pollution particulaire, infiltration d'engrais ou substances phytosanitaires en excès...). Cette pollution diffuse peut émaner d'une source ponctuelle (par exemple, cheminée d'usine ou « source fixe ») ou d'une source diffuse (épandage agricole).

On distinguera donc aussi des sources ponctuelles, ou localisées, et des sources diffuses :

- installations potentiellement polluantes ponctuelles ou stocks de déchets en contact avec le sol, (sources primaires),
- accumulations de polluants dans le sol résultant d'une pollution antérieure et diffusant ces polluants vers l'environnement (sources secondaires),
- sources de pollution diffuses ou non localisées.

Par commodité, on considère souvent comme sources diffuses l'ensemble des pollutions ponctuelles historiques dont l'emplacement n'est pas connu avec précision.

II.4.2. Caractéristiques du site à étudier

II.4.2.1. Site industriel

Lors de la recherche de sources de pollution, il sera nécessaire d'adapter la stratégie d'échantillonnage selon qu'on s'intéresse aux :

- parties d'un site industriel contenant potentiellement des sources (installations, stockages, déchets...), ou aux
- parties d'un site industriel ne contenant à priori pas de sources (autres bâtiments, parkings, espaces verts...).

Les conditions topographiques déterminent la facilité d'accès et doivent être prises en compte lors de la préparation du plan d'échantillonnage. La réalisation d'une grille régulière ou de sondages est difficile, voire impossible, en présence de cours ou plans d'eau, voies de circulation ou parkings, bâtiments, fortes pentes, boisements denses, etc.

II.4.2.2. Milieu d'exposition potentiel

Lors des investigations destinées à mettre en évidence des pollutions hors du site, dans un milieu d'exposition (cible), on tiendra compte pour la définition de la stratégie, de différents critères ou données :

- sols homogènes, secteur agricole,
- sols à usages différenciés, cartographie des utilisations, POS,
- existence de nappes sous-jacentes, de périmètres de captage,
- existence d'eaux de surface, notion de bassin versant.

II.4.2.3. Géologie et géographie du site à étudier

Il sera généralement intéressant de procéder à un découpage du site selon des critères géographiques (prédominance des bâtiments et zones revêtues, des parties boisées, des espaces verts non boisés) ou géomorphologiques (relief, présence de cours d'eau,...).

Il peut être souhaitable de cartographier ou découper le site selon des critères géologiques (nature du sous-sol, nature de la couverture superficielle...) pouvant affecter la nature des sols, de la ZNS, ou la perméabilité verticale, et donc l'exposition des nappes à la pollution.

Ces deux types de découpages peuvent être pris en compte pour appliquer une stratégie différenciée sur le site à étudier, et pour interpréter les résultats obtenus.

II.5. CATEGORIES POUR LA GRILLE

Les différentes situations d'échantillonnage rencontrées dans les études de sols vont être présentées ici sous forme de grille. Les critères ci-dessus définissent des catégories de situations, qui vont constituer l'axe vertical de la grille n°1.

II.5.1. Sur un site bâti ou partiellement bâti

Pollution ponctuelle, à partir d'une source connue (installations ou stocks de déchets)

Sources de pollution diffuses ou non localisées, installations historiques

Pollution diffuse sur l'emprise du site industriel

Pollution potentielle diffuse sur une zone cible (habitat, milieu naturel)

II.5.2. Sur un site ouvert: terrain agricole, espace industriel ou friche non bâtie, etc.

Pollution ponctuelle, à partir d'une source connue (installations ou stocks de déchets)

Sources de pollution diffuses ou non localisées, installations historiques

Pollution diffuse sur l'emprise du site industriel

Pollution potentielle diffuse sur une zone cible (habitat, milieu naturel)

II.5.3. Sur un site ouvert mais à topographie contraignante

Terrain à étudier présentant une forte pente

Présence de cours ou plan d'eau

II.6. NATURE DES POLLUANTS

Les situations rencontrées par les responsables d'études environnementales des sols dépendent aussi de la nature des polluants. On liste ici les clés affectant les choix de stratégie dépendant des polluants.

On distingue globalement les polluants inorganiques, les polluants organiques volatils et les polluants organiques peu volatils, qui présentent des comportements différenciés dans les sols. Au sein des polluants organiques peu volatils, on distingue les composés présentant une solubilité dans l'eau des composés insolubles. Pour les composés volatils présentant une solubilité significative, qui sont assez peu nombreux, leur comportement est principalement contrôlé par la volatilité et rarement par la solubilité.

II.6.1. Pollution inorganique

II.6.1.1. Métaux lourds et métalloïdes associés

L'expression « *métal lourd* » désigne pour les chimistes des métaux de numéro atomique élevé, de densité supérieure à 5 g/cm³ et qui forment des sulfures insolubles. Le cadmium, le manganèse, le cobalt, le chrome, le cuivre, le plomb, le mercure, le nickel et le zinc sont les métaux lourds les plus souvent rencontrés dans les sols.

Dans le domaine de l'environnement, on associe fréquemment aux métaux lourds l'arsenic, qui est un métalloïde lourd. L'arrêté du 2 février 1998, qui définit pour les installations classées les éléments devant faire l'objet d'un contrôle de la qualité de l'air et des retombées, prend en compte Cd, Hg, Ni,

As, Co, Pb, Sb, Cr, Cu, Mn, V, Sn, Se, Te, Zn. De nombreuses études toxicologiques (voir par exemple John Peter, A.L., & Viraraghavan, T., 2004) suggèrent de prendre en compte également le thallium (Tl).

II.6.1.2. Autres polluants inorganiques

Cette famille comprend les autres métaux lorsqu'ils atteignent une concentration potentiellement nocive, les sels, les cyanures, et d'autres composés inorganiques moins fréquents.

II.6.2. Polluants organiques peu volatils

II.6.2.1. Composés solubles dans l'eau

La solubilité définit la concentration maximale d'une substance se dissolvant dans l'eau lorsque l'eau et la substance sont en équilibre. Cette propriété indique la tendance à la mobilisation de la substance par lessivage lors d'épisodes pluviométriques ou par ruissellement ou inondation. La solubilité n'intervient pas seule : une solubilité faible peut être significative lorsqu'elle affecte un composé toxique à faible dose.

Une solubilité forte (ex : phénols) constitue un facteur aggravant des pollutions (dispersion accélérée dans l'eau, biodisponibilité fortement accrue). Par contre, les polluants très solubles sont en général plus facilement biodégradables.

II.6.2.2. Composés peu solubles dans l'eau ou adsorbables sur sol

A l'opposé, les polluants peu solubles tendent à se fixer dans les sols, par dépôt ou adsorption.

II.6.3. Polluants organiques volatils

II.6.3.1. Composés plus denses que l'eau (DNAPL)

La **densité d'un liquide** affecte généralement peu son infiltration dans le sol. Par contre, elle contrôle fortement son comportement vis-à-vis de la nappe superficielle ou sous-jacente. Les polluants denses (densité > 1) tendent à atteindre le plancher de l'aquifère sous-jacent, limitant par cela leur diffusion sous forme gazeuse à travers le sol.

II.6.3.2. Composés moins denses que l'eau (LNAPL)

Si le liquide est immiscible (cas des hydrocarbures, par exemple), le contaminant s'accumulera sélectivement en surface de la nappe si sa densité est inférieure à 1 et pourra plus facilement diffuser à travers le sol.

III. GRILLE N°1: TYPOLOGIE DE LA POLLUTION ET CONTEXTE DU SITE VS. OBJECTIF DE LA CAMPAGNE

Les "situations d'échantillonnage" (cases de la grille) sont repérées par un code de la forme A1, A2... comme les cellules d'un tableur (II.2).

Les stratégies d'échantillonnage sont identifiées dans cette grille par un code de la forme 2_1, 2_2... qui renvoie aux paragraphes du chapitre IV où elles sont décrites. Le même code de stratégie peut donc se retrouver dans plusieurs situations. Ce regroupement est mis en relief par l'application de couleurs sur la grille. Au contraire, deux stratégies peuvent s'appliquer dans une situation donnée. La case représentant cette situation contiendra alors deux codes de stratégie (exemple : case A2). Les couleurs ne doivent donc pas être interprétées comme une légende et ne sont présentes ici que pour faciliter la lecture.

Sujet	Identification, quantification et caractérisation d'une source						Evaluation de l'exposition d'un milieu cible/impacté				
	Type d'étude / Stratégie applicable	Identifier une éventuelle pollution sur un site	Etude de risque	Audit environnemental de site, transfert de propriété	Réhabilitation de site: évaluation des travaux à effectuer	Réhabilitation de site: tri des matériaux et suivi des travaux	Réhabilitation de site: contrôle technique de fin de travaux	Identifier une éventuelle pollution sur un site	Etude de risque	Audit environnemental de site, transfert de propriété	Réhabilitation de site: contrôle technique de fin de travaux
1. Sur un site bâti ou partiellement bâti											
Pollution ponctuelle, à partir d'une source connue (installations ou stocks de déchets)	A1 2_1	A2 2_1, 4_1	A3 2_1, 4_5	A4 3_1, 5_1	A5 5_3	A6 5_4	A7 1_5	A8 2_1, 4_3	A9 2_1, 4_5	A0 5_4	
Sources de pollution diffuses ou non localisées, installations historiques	B1 1_1	B2 2_2, 4_2	B3 2_2, 4_6	B4 3_2, 5_1	B5 5_3	B6 5_4	B7 1_2	B8 2_2, 4_3	B9 2_2, 4_6	B0 5_4	
Pollution diffuse sur l'emprise du site industriel	C1 1_3	C2 2_3, 4_2	C3 2_3, 4_6	C4 3_2, 5_1	C5 5_3	C6 5_4	C7 1_3	C8 2_3, 4_4	C9 2_3, 4_7	C0 5_4	
Pollution potentielle diffuse sur une zone cible (habitat, milieu naturel)	D1 1_5	D2 3_3, 4_4	D3 3_3, 4_7	D4 3_3, 5_1	D5 5_3	D6 5_4	D7 1_4	D8 3_3, 4_4	D9 3_3, 4_7	D0 5_4	
2. Sur un site ouvert: terrain agricole, espace industriel ou friche non bâtie, etc											
Pollution ponctuelle, à partir d'une source connue (installations ou stocks de déchets)	E1 1_5	E2 2_1, 4_3	E3 2_1, 4_3	E4 3_3, 5_2	E5 5_3	E6 5_4	E7 1_5	E8 2_1, 4_3	E9 2_1, 4_3	E0 5_4	
Sources de pollution diffuses ou non localisées, installations historiques	F1 1_2	F2 3_3, 4_4	F3 2_2, 4_4	F4 3_4, 5_2	E5 5_3	F6 5_4	F7 1_5	F8 3_3, 4_4	F9 3_3, 4_4	F0 5_4	
Pollution diffuse sur l'emprise du site industriel	G1 1_3	G2 2_3, 4_2	G3 2_3, 4_6	G4 3_4, 5_2	E5 5_3	G6 5_4	G7 1_5	G8 2_3, 4_6	G9 2_3, 4_6	G0 5_4	
Pollution potentielle diffuse sur une zone cible (habitat, milieu naturel)	H1 1_3, 1_4	H2 3_3, 4_4	H3 3_3, 4_7	H4 3_4, 5_2	E5 5_3	H6 5_4	H7 1_4	H8 3_3, 4_7	H9 3_3, 4_7	H0 5_4	
3. Sur un site ouvert mais à topographie contraignante											
Terrain à étudier présentant une forte pente	J1 1_6	J2 4_2, 3_5	J3 2_4	J4 5_1, 2_4	E5 5_3	J6 5_4	J7 1_6	J8 4_4, 3_5	J9 4_6, 2_4	J0 5_4	
Présence de cours ou plan d'eau	K1 1_6	K2 4_2, 3_5	K3 2_4	K4 5_1, 2_4	K5 5_3	K6 5_4	K7 1_6	K8 4_4, 3_5	K9 4_6, 2_4	K0 5_4	
NB les couleurs utilisées ne constituent pas une légende et sont destinées uniquement à mettre en relief les situations similaires											

IV. DESCRIPTION DES SITUATIONS D'ECHANTILLONNAGE PAR TYPE DE SITE ET TYPE D'ETUDE (GRILLE N°1)

IV.1. STRATEGIES DE DETECTION D'UNE POLLUTION

Face à une possibilité ou une présomption de pollution, ou lorsqu'on a identifié un impact sur une cible, on entreprend souvent une recherche de la nature et de la localisation des sources potentielles de pollution, primaires ou secondaires (voir § II.1 pour ces notions), et une recherche des zones impactées.

Parfois les sources sont totalement inconnues ou mal localisées. Ce cas est fréquent pour les pollutions sur un site restructuré ou d'exploitation ancienne. La phase de détection d'une pollution est applicable aux terrains pour lesquels on soupçonne qu'il puisse y exister une pollution (exemple : voisinage d'un site industriel potentiellement polluant) ou pour lesquels on désire confirmer l'absence de pollution (exemple : secteurs présumés non pollués d'un site à réhabiliter).

Les cas suivants (§ IV.1.1 à IV.1.6) impliquent des différences dans la stratégie à choisir. Trois cas sont centrifuges (on les définit à partir d'une source présumée) :

- **identification, sur un site industriel, d'une pollution ponctuelle, à partir de source non observable (IV.1.1)**. Ce cas est fréquent lorsque l'histoire d'un site est ancienne et complexe, et lorsque des procédés aujourd'hui abandonnés, ou des activités totalement différentes de celles menées par le titulaire actuel du site, ont pu laisser dans les sols du site, des accumulations de substances polluantes, sans que l'emplacement en soit connu avec précision;
- **identification, sur un terrain ouvert, d'une pollution ponctuelle, à partir de source non observable (IV.1.2)**. A l'inverse, cette problématique est celle de l'aménageur qui souhaite s'assurer qu'une source potentielle de pollution, connue au voisinage des terrains qu'il développe mais mal localisée, ne leur a apporté aucune pollution incompatible avec l'usage envisagé ;
- **identification d'une pollution ponctuelle, à partir d'une source diffuse, non directement observable (IV.1.3)**. Ce cas est une variante du précédent, où la source de pollution peut être connue, mais n'est pas localisable. Il s'agit généralement de pollutions agricoles (épandage de pesticides, produits phytosanitaires ou engrais) ou aériennes (retombées de pollution particulaire).

Trois cas sont centripètes (on les définit à partir du milieu d'exposition concerné) :

- **évaluation de l'exposition d'un milieu cible/impacté (sur un site non industriel) sans pollution identifiée au voisinage du milieu (IV.1.4)**. Cette problématique est celle de l'aménageur qui souhaite s'assurer que les terrains qu'il développe ne portent aucune pollution incompatible avec l'usage envisagé, résultant d'anciennes activités mal documentées;
- **localisation d'une pollution en vue de l'évaluation de l'exposition d'un milieu cible/impacté (sur un site non industriel) avec ou sans pollution identifiée au voisinage du milieu (IV.1.5)**. Dans la même perspective que ci-dessus, mais l'aménageur (ou les autorités) souhaitent localiser la source d'une contamination constatée, que ce soit pour optimiser la réhabilitation ou pour rechercher un éventuel responsable;
- **détection d'une pollution, cas particulier des sites ouverts mais à topographie contraignante (IV.1.6)**. On a regroupé dans ce cas les stratégies particulières à mettre en œuvre lorsque dans les cas ci-dessus, le contexte physiographique affecte la stratégie normale. C'est le cas lorsque les investigations sont à mener au voisinage d'un cours ou plan d'eau, ou lorsque des terrains en forte pente sont concernés.

Dans certains cas, au contraire, on connaît une ou plusieurs sources de pollution. Lorsque l'historique de la pollution et du site est très récent ou bien documenté, il est possible de se satisfaire des sources connues. Dans ce cas, on peut se reporter au § IV.2.

IV.1.1. Stratégie 1_1 : Identification, sur un site industriel, d'une pollution ponctuelle, à partir de source non observable

Cette stratégie est applicable sur un site industriel en activité, abandonné (friche) ou déjà restructuré, à l'intérieur de l'emprise des anciennes activités. Elle est également applicable sur un site non industriel ayant

comporté une source de pollution : stockage de déchets, épandage accidentel ou délibéré de polluants. Elle n'est pas applicable pour un terrain présumé sans source, pour lequel on se reportera à la stratégie 2.

L'objectif est ici l'identification et la localisation des zones polluées, ainsi que l'identification des sources de cette pollution. En général, il s'agit de sources non observables, mais dont l'existence est probable. L'approche est différente de celle d'un site où l'existence de zones polluées n'est qu'hypothétique, pour lequel l'investigation est menée dans l'objectif de vérifier l'absence de pollution.

Sur un site dont l'historique est incomplètement connu, ou qui a été restructuré, il sera fréquent de rencontrer une ou plusieurs zones polluées ou sources déjà localisées (pour lesquelles s'applique la stratégie 2_1, voir § IV.2.1), et des secteurs où peuvent exister des sources non localisées, où on appliquera la présente stratégie.

IV.1.1.1. Méthodologie proposée

Contrairement aux stratégies de caractérisation d'une pollution déjà localisée, un plan d'échantillonnage ciblé ne peut pas être utilisé, même pour les investigations préliminaires. Il est important, pour pouvoir localiser avec un niveau de confiance acceptable les secteurs les plus pollués, de réaliser un échantillonnage systématique sous forme de grille. Cette grille aura une maille très large pour les investigations préliminaires, et elle sera resserrée pour les investigations approfondies, généralement par échantillonnage à une fraction entière de la maille initiale.

Le type de grille qui réduit le plus la taille des secteurs non testés est la grille à maille triangulaire (voir volume II, chapitre 1 : typologie des plans d'échantillonnage), mais les grilles à maille carrée restent les plus utilisées. Une maille rectangle peut être choisie si le site présente un axe naturel (cours d'eau, par exemple).

Les données disponibles sur l'historique du site devront être mises à profit pour caler le plan d'échantillonnage, et s'assurer que des points de prélèvement sont situés à proximité de chacune des installations susceptibles d'avoir causé une pollution.

La profondeur à laquelle sera menée l'investigation pourra varier en fonction des points. A proximité d'installations potentiellement polluantes, les prélèvements seront effectués à différentes profondeurs, au moyen de forages ou de fosses jusqu'à une profondeur suffisamment importante pour détecter les effets d'une infiltration ancienne. Au contraire, dans les secteurs à l'écart de telles installations, il sera possible de se limiter à une ou deux profondeurs de prélèvement, à choisir en fonction des caractéristiques pédologiques du site.

Le type d'outil de forage à utiliser dépend aussi du point. A proximité d'anciennes installations, on privilégiera des outils de plus grand diamètre, susceptibles de ramener des échantillons de plus grand volume. Ceci amènera une meilleure représentativité en présence de fragments exogènes de grande taille. L'équipement utilisé devra également permettre d'atteindre une profondeur plus importante.

Au contraire, pour les points situés à distance de toute installation, il sera loisible de recourir à des outils de faible diamètre, compte tenu de la moindre hétérogénéité attendue.

Lorsque la profondeur maximale requise ne dépasse pas quelques mètres et lorsque le nombre de points situés à proximité d'anciennes installations est faible, on peut remplacer les forages prévus en ces points par des fosses d'exploration à la pelle mécanique, qui permettent des observations plus détaillées.

Enfin, une fois localisée une source de pollution, s'il est nécessaire de la préciser, ce sera de préférence par resserrement de la maille de grille sur l'anomalie, ET par systématisation de l'échantillonnage à différentes profondeurs.

IV.1.1.2. Expérience CNRSSP

Steyer E. (2000) - Ancienne cokerie du site X - Compte-rendu de la campagne d'échantillonnage - Mai, juin et juillet 2000 - Rapport CNRSSP/00/09

Variabilité de la répartition des pollutions organiques dans les sols à une échelle d'investigation comprise entre celle du site (20 m) et celle d'une fosse d'échantillonnage (1 m),

Comparer différentes méthodes de détermination des teneurs en HAP.

Maille d'échantillonnage de 2,5 mètres selon les quatre directions cardinales,

Site X - Fosses - 16 HAP de l'US-EPA

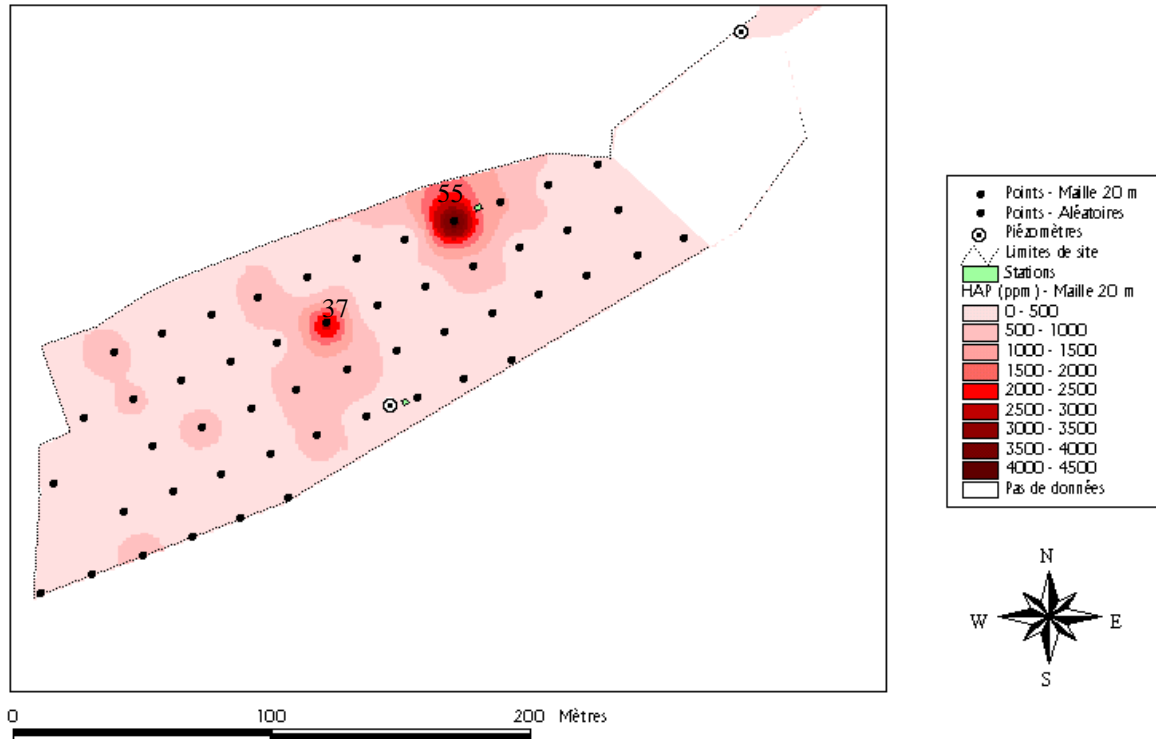


Figure 1 : Grille initiale et localisation des deux croix étudiées

Sur deux croix dont le centre était reconnu comme étant manifestement pollué (GRAPHES) :

- Sondages percussion de faible diamètre (45 mm) à une profondeur de 2 m ;
- Prélèvements sol au niveau de ces sondages aux profondeurs: 50-100,100-150 et 150-200 cm ;
- Détermination en labo des 16 HAP de la liste USEPA après séchage à l'air, broyage manuel à 2 mm et extraction accélérée par solvant, identification et dosage par HPLC/UV;
- Spectrophotométrie UV sur le terrain pour déterminer la concentration totale des 16 HAP après séchage chimique au sulfate de sodium, broyage manuel à 0,5 mm et extraction au solvant par agitation manuelle ;
- Prélèvements gaz sur cartouches d'adsorbants lors des sondages à une profondeur de 150 cm ;
- Utilisation de la GC/MS pour la détermination sur le terrain des COV. Des concentrations en Benzène, Ethylbenzène, Toluène et Xylènes (BTEX) et en HAP ont été mesurées dans les échantillons de gaz prélevés.

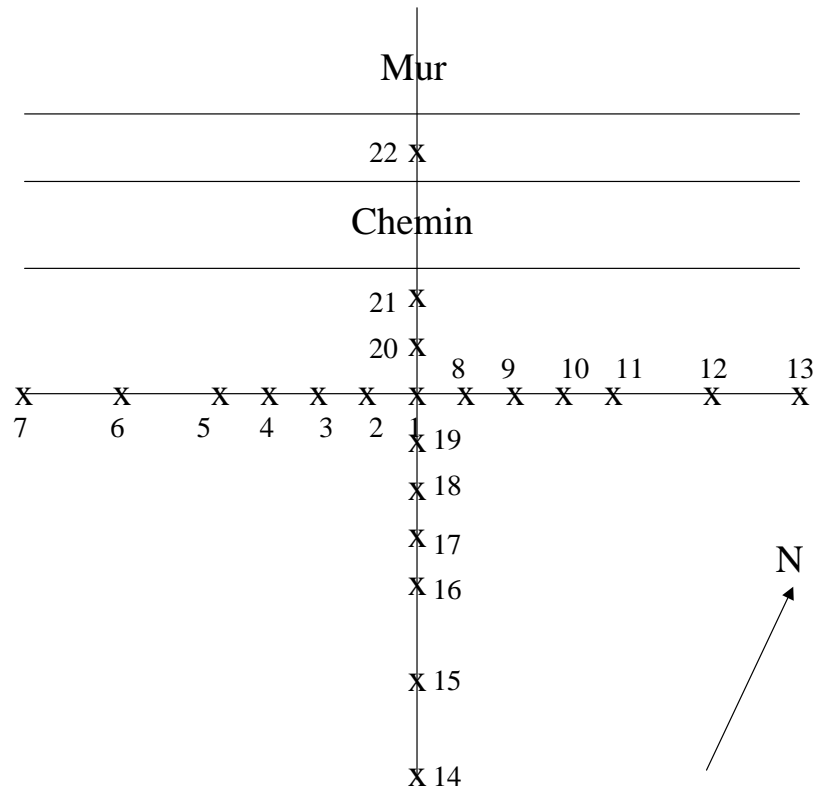


Figure 2 : Localisation des points de sondages au niveau de la croix n°55

Total 116 échantillons de sol (mesure sur le terrain et en labo des 16 HAP de l'US-EPA) et de 41 échantillons de gaz (mesure sur le terrain des COV, notamment les BTEX, et mesure sur le terrain et en labo des 16 HAP de l'US-EPA).

IV.1.1.3. Application : Situation B1

IV.1.1.4. Commentaires et discussion

Le choix d'une stratégie dans ce cas dépend de :

- la surface du site industriel, et son homogénéité en termes physiographiques ou d'usage du sol. Sur un site de surface modeste, on tirera parti des avantages d'une grille systématique (voir Fascicule II, chapitre 1. Typologie des plans d'échantillonnage, II.2. Echantillonnage systématique). Sur un site plus vaste ou hétérogène, on appliquera des stratégies itératives (IV.1. échantillonnage selon une grille à maille variable), à maille variable (IV.1.2. Définition de grilles indépendantes de densité variable) ou par secteurs (IV.3. découpage du site en plusieurs zones à stratégie différente);
- le type et l'historique des activités, qui, combinés avec la nature pédologique des sols, affecte la profondeur de contamination suspectée. Ce cas implique un échantillonnage à différentes profondeurs, et la profondeur de contamination estimée doit être inférieure à la profondeur d'échantillonnage. Il est nécessaire de recourir à un échantillonnage à plusieurs profondeurs (voir Fascicule II, chapitre 1. Typologie des plans d'échantillonnage, Figure 10) et utiliser un matériel approprié pour la profondeur maximale souhaitée (par exemple, foreuse avec carottier, voir Fascicule II, chapitre 4. Matériel d'échantillonnage).

Les enjeux étant généralement importants (responsabilité civile du titulaire), on privilégiera les approches systématiques, ou, si les investigations requises sont trop lourdes, les approches itératives avec resserrement de grille.

IV.1.2. Stratégie 1_2 : Identification, sur un terrain ouvert, d'une pollution ponctuelle, à partir de source non observable

Cette stratégie est applicable sur un site non industriel ouvert: terrain agricole, espace industriel ou friche non bâtie, etc., à l'extérieur de l'emprise des anciennes activités industrielles. Elle n'est pas applicable sur un site industriel (voir stratégie 1_1) ou sur un site ayant porté une source connue de pollution : stockage de déchets, épandage accidentel ou délibéré de polluants, pour lequel on se reportera à la stratégie 2_1.

L'objectif est ici l'identification, la quantification et la caractérisation d'une ou de plusieurs sources non observables, mais dont l'existence est probable. L'approche est différente de celle d'un site où l'existence de zones polluées n'est qu'hypothétique, pour lequel l'investigation sera menée dans l'objectif de vérifier l'absence de pollution.

IV.1.2.1. Méthodologie proposée

Sur un site où aucune source ne peut être suspectée à priori, (en dehors des zones où il est possible de rencontrer une ou plusieurs sources localisées, pour lesquelles la stratégie 2_1 s'applique), la démarche destinée à identifier et localiser une éventuelle source de pollution sur un site doit être basée sur une approche systématique. Une fois cette source localisée, la démarche pour la caractériser est la même que pour une source observable.

Comme pour la stratégie 1_1, un plan d'échantillonnage ciblé ne peut pas être utilisé. Il est important, pour pouvoir localiser avec un niveau de confiance acceptable les secteurs les plus pollués, de réaliser un échantillonnage systématique sous forme de grille. Le type de grille qui réduit le plus la taille des secteurs non testés est la grille à maille triangulaire (voir volume II, chapitre 1 : typologie des plans d'échantillonnage), mais les grilles à maille carrée restent les plus utilisées. Une maille rectangle peut être choisie si le site présente un axe naturel (cours d'eau, par exemple).

Contrairement à la stratégie 1_1, on effectuera tous les prélèvements à une profondeur constante. Le calage initial du plan sera optimisé pour minimiser le nombre de prélèvements pour une maille donnée. Cette maille sera généralement plus large que dans le cas précédent.

Une fois localisée une source de pollution, s'il est nécessaire de la préciser, ce sera de préférence par resserrement de la maille de grille sur l'anomalie, ET par échantillonnage à différentes profondeurs.

IV.1.2.2. Expérience CNRSSP

Pas d'expérience globale, mais une partie des méthodes sont étudiées dans :

Wavrer P., Jeannée N. (1998) - Ancienne cokerie du site de Y. Compte-rendu de la campagne d'échantillonnage. Rapport CNRSSP/1998/03 (voir § IV.3.1.2).

Jeannée, N. (2001) - Caractérisation géostatistique de pollutions industrielles de sols. Cas des hydrocarbures aromatiques polycycliques sur d'anciens sites de cokeries. THESE, Ecole des Mines de Paris, 163 p.

IV.1.2.3. Application : situations F1, B7

IV.1.2.4. Commentaires et discussion

Le choix d'une stratégie dans ce cas ne présente pas de difficulté particulière :

- soit le terrain est physiographiquement isotrope (pas de discontinuité topographique ou de zones à usages différents du sol), et la densité de prélèvement dépend de la surface à couvrir ;
- soit le terrain est physiographiquement anisotrope (discontinuités topographiques telles que pentes ou cours d'eau, zones à usages différents du sol tels qu'agricole, forestier ou résidentiel), et le plan d'échantillonnage sera probablement par secteurs (voir Fascicule II, chapitre 1. Typologie des plans d'échantillonnage, IV.3. découpage du site en plusieurs zones à stratégie différente).

IV.1.3. Stratégie 1_3 : Identification d'une pollution ponctuelle, à partir d'une source diffuse, non directement observable

On ne cherche plus à localiser la source de la pollution, celle-ci étant distribuée sur une grande surface. Citons quelques exemples de pollution diffuse des sols :

- infiltration de polluants à partir de retombées atmosphériques telles que des poussières métalliques, des fumées chargées en composés organiques,...
- infiltration des polluants présents en surface des sols à partir de retombées atmosphériques acides,
- infiltration de polluants distribués par épandage et/ou ruissellement (produits phytosanitaires, pesticides, boues d'épuration),
- remontée de polluants contenus dans les nappes superficielles.

IV.1.3.1. Méthodologie proposée

Comme pour la stratégie 1_2, on se basera sur une grille régulière à maille assez large, mais cette fois sans tenir compte de la maille de recherche de la tache de pollution. On se rapproche donc ici de la recherche d'un impact sur cible (stratégie 1_4).

a) Campagne préliminaire destinée à identifier la nature des polluants présents autour de chaque source, et leur gamme de teneurs, à partir d'un faible nombre de points, à différentes profondeurs fonction du contexte pédologique et de la pollution présumée.

b) Campagne approfondie, sur un plan à maille régulière (densité en fonction des objectifs et de la surface du site), à profondeur constante.

c) Campagne de vérification éventuelle, destinée à rechercher si nécessaire d'autres points de pollution, autour des points où a été observée une pollution à un niveau significatif.

IV.1.3.2. Expérience CNRSSP

Voir aussi :

Jeannée, N. (2001) - Caractérisation géostatistique de pollutions industrielles de sols. Cas des hydrocarbures aromatiques polycycliques sur d'anciens sites de cokeries. THESE, Ecole des Mines de Paris, 163 p.

IV.1.3.3. Exemples de références publiées

L'étude de Li et al. (2004) sur la contamination des sols de Hong-Kong est menée sur la base d'une grille régulière, mais avec échantillonnage aléatoire au sein de chaque maille (Figure 3). Les échantillons analysés sont des composites. La typologie des sources de pollution est déduite de l'analyse multivariée (CAH), mais elle pourrait être effectuée à partir des rapports entre métaux. L'exposition potentielle des secteurs (Figure 4) est déduite de l'interpolation ; cette méthode est moins fiable que le krigage, mais permet de déterminer les secteurs où approfondir les investigations.

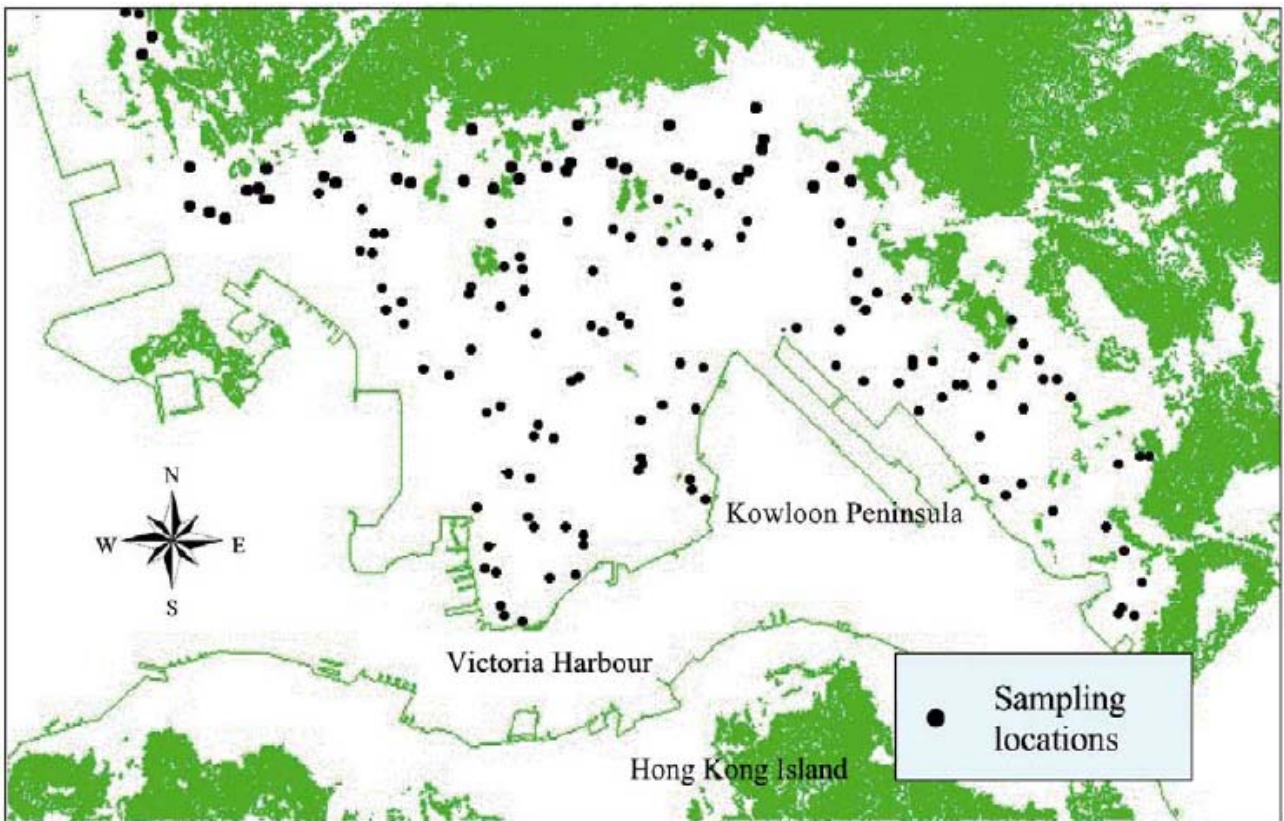


Figure 3: Echantillonnage des sols pour identifier les zones polluées en métaux à Hong-Kong

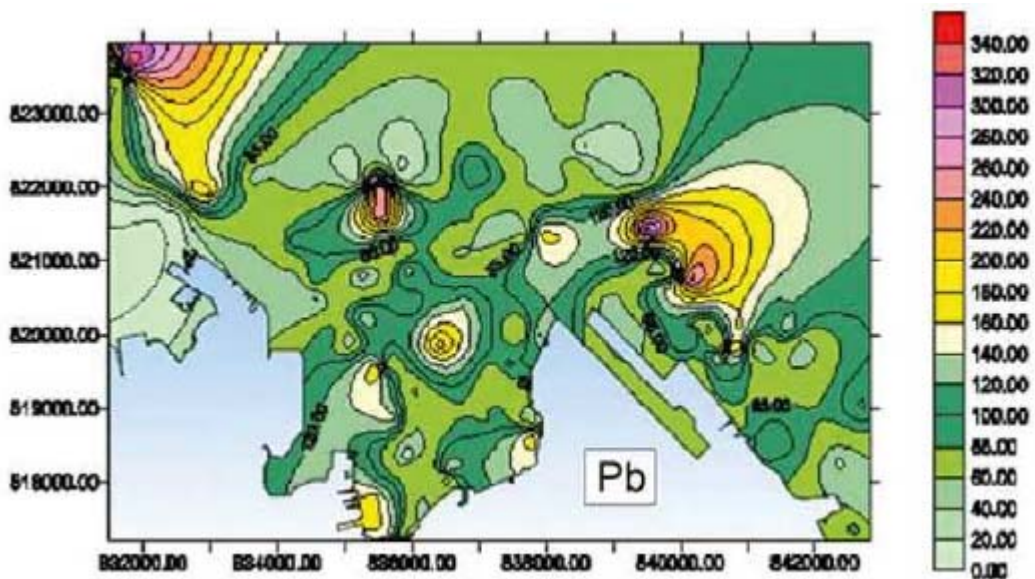


Figure 4: Zonation des concentrations en plomb des sols déduite par interpolation par SIG

IV.1.3.4. Application : situations C1, C7, G1, H1

IV.1.3.5. Commentaires et discussion

Le choix d'une stratégie dans ce cas obéit aux mêmes critères qu'en IV.1.2.

IV.1.4. Stratégie 1_4 : Evaluation de l'exposition d'un milieu cible/impacté (sur un site non industriel) sans pollution identifiée au voisinage du milieu

Cette stratégie est applicable, comme la stratégie 1_2, sur un site non industriel ouvert: terrain agricole, espace industriel ou friche non bâtie, etc., à l'extérieur de l'emprise de toute activité industrielle, mais pour lequel aucune pollution n'a été identifiée. Elle constitue donc une vérification de l'absence d'impact (avec pollution), et s'applique lorsqu'un propriétaire de terrains non industriels désire céder ou aménager son patrimoine. Lorsqu'une relation avec une possible pollution peut être établie, on se reportera de préférence à la stratégie 1_2.

IV.1.4.1. Méthodologie proposée

a) Campagne préliminaire destinée à identifier la nature des polluants présents, et leur gamme de teneurs. La liste des substances à analyser sera assez exhaustive et basée sur la réglementation.

Prélèvement dans la tranche superficielle du sol (0-30 cm pour les sources solides ou liquides, 0-5cm pour les sources aériennes) avec un matériel à main ou léger (tube, tarière...). Prélèvement également en profondeur si une infiltration est suspectée (lessivage, historique de longue durée) et si des ressources en eau souterraine sont exposées.

b) Campagne approfondie, où le plan d'échantillonnage sera une grille régulière à maille assez large, resserrée ou complétée par des points de vérification ciblés autour des secteurs les plus sensibles (résidentiel/jardins, captages AEP...).

Prélèvement dans la tranche superficielle du sol (0-30 cm pour les sources solides ou liquides, 0-5cm pour les sources aériennes) avec un matériel à main ou léger (tube, tarière...). Prélèvement également en profondeur si une pollution profonde a été détectée en a) et là où des ressources en eau souterraine sont exposées.

Sur ce type de prospection, où les seuils de teneurs sont faibles et les enjeux de santé importants, l'emploi de techniques analytiques sur site sera rarement utile.

IV.1.4.2. Expérience CNRSSP

Pas d'expérience directe déjà publiée. Un projet est en cours sur ce sujet. Voir toutefois :

Jeannée, N. (2001) - Caractérisation géostatistique de pollutions industrielles de sols. Cas des hydrocarbures aromatiques polycycliques sur d'anciens sites de cokeries. THESE, Ecole des Mines de Paris, 163 p.

IV.1.4.3. Exemples de références publiées

Un exemple de campagne d'échantillonnage itérative, basée pour l'essentiel sur l'occupation des sols, est fourni par la prospection systématique des pollutions en plomb sur l'agglomération de Prague (Figure 5). Les différentes campagnes sont figurées sur la carte par une couleur différente, et la stratégie est fonction du type d'habitat (plan ciblé dans les secteurs industriels ou très habités, plan aléatoire dans les secteurs plus ruraux).

Sledování kontaminace půdy
koncentrace Pb, Zn, Cd, NEL v roce 1996 na pravidelně měřených lokalitách

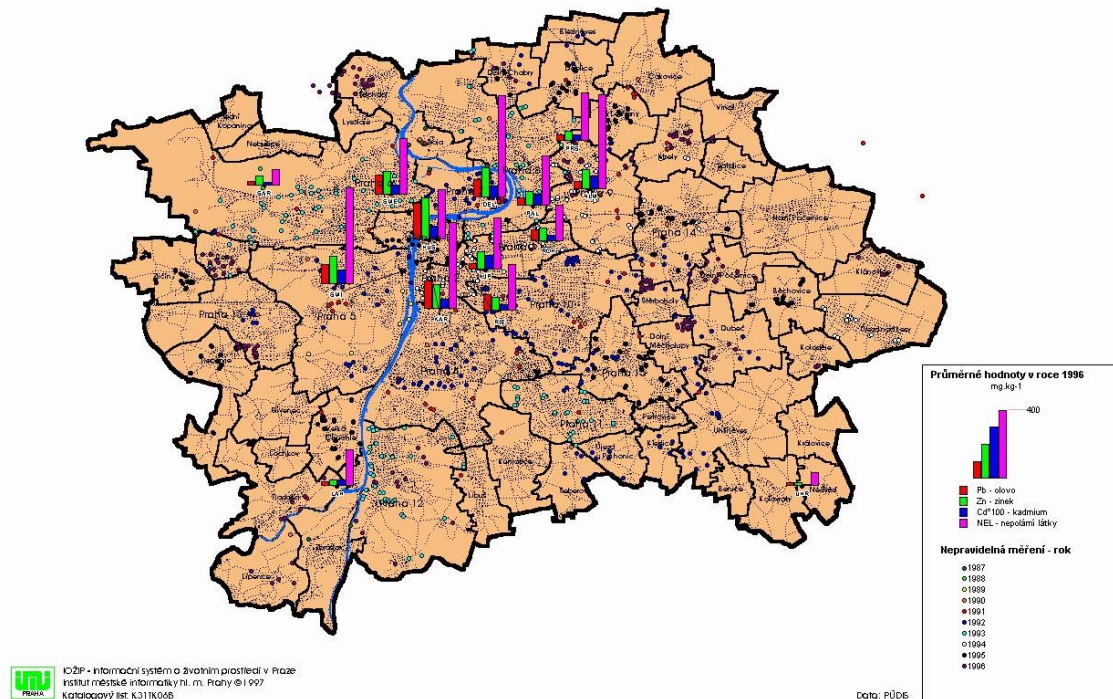


Figure 5: échantillonnage systématique des sols pour recherche de pollution en Pb dans l'agglomération de Prague

IV.1.4.4. Application : situations D7, H1, H7

IV.1.4.5. Commentaires et discussion

Le choix d'une stratégie dans ce cas obéit aux contraintes résultant de l'usage du sol. Il pourra s'avérer plus économique de mener séparément les investigations relatives aux zones sensibles (habitat résidentiel, zones scolaires, etc) et celles relatives aux zones moins sensibles (secteurs agricoles, boisés ou d'urbanisation industrielle). On recourra fréquemment à des plans d'échantillonnage par secteurs (voir Fascicule II, chapitre 1. Typologie des plans d'échantillonnage, IV.3. découpage du site en plusieurs zones à stratégie différente).

IV.1.5.Stratégie 1_5: Localisation d'une pollution en vue de l'évaluation de l'exposition d'un milieu cible/impacté (sur un site non industriel) avec ou sans pollution identifiée au voisinage du milieu

Par rapport au cas précédent, on ne recherche pas le niveau d'exposition globale d'une zone cible exposée à une pollution potentielle (stratégie 1_4). Au contraire, on cherche à localiser, au sein d'une zone généralement assez vaste, des zones potentiellement affectées par une pollution susceptible d'affecter leur utilisation ou de présenter un niveau de risque significatif.

IV.1.5.1. Méthodologie proposée

On s'inspire de la stratégie 1_4 pour ce qui concerne l'approche purement aveugle et la recherche des substances pouvant affecter la santé, et de la stratégie 1_2 pour la notion de détection d'une tache de pollution.

Le plan d'échantillonnage sera de type grille systématique, les grilles à maille triangulaire pourront être employées, et le resserrement de maille pourra s'appliquer autour des secteurs d'usage les plus sensibles (captage AEP, écoles et jardins d'enfants, terrains de jeux, etc.).

Le matériel de prélèvement, les profondeurs échantillonnées et les listes de substances à analyser seront analogues à ceux de la stratégie 1_4.

IV.1.5.2. Exemples de références publiées

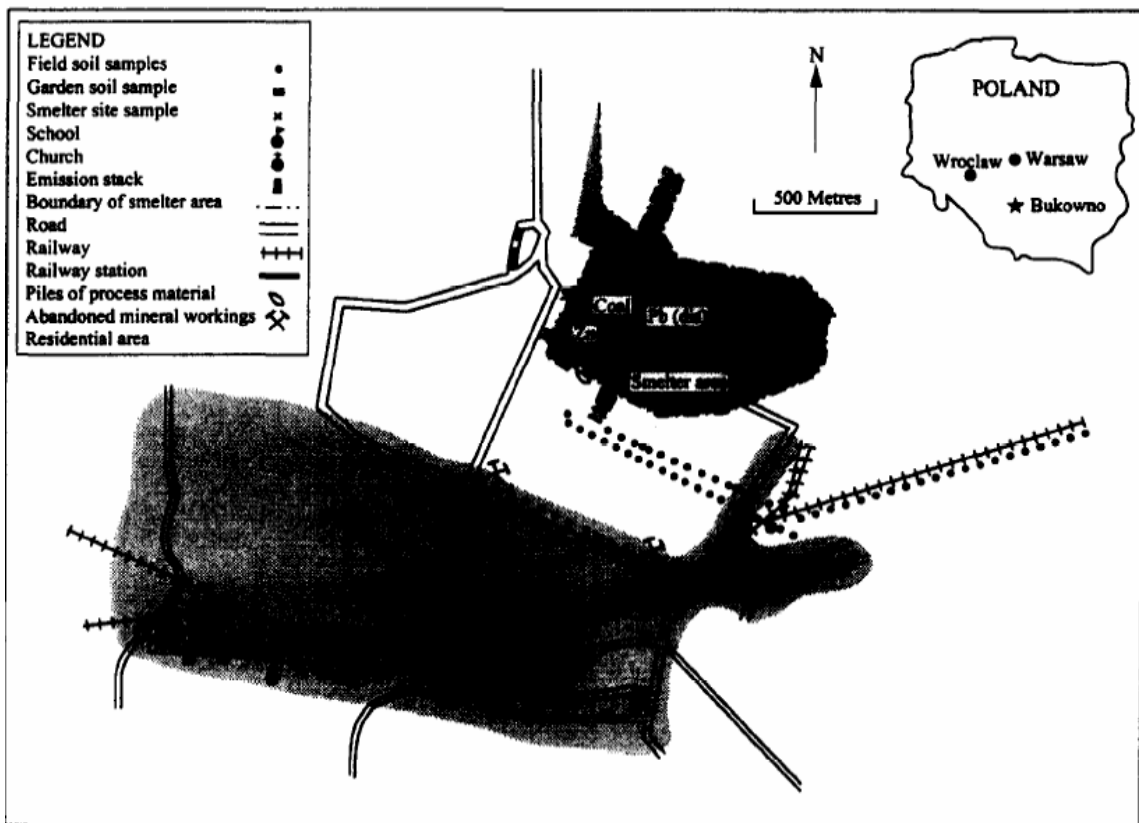


Figure 6 : Profil d'échantillonnage pour la fonderie de Pb et Zn à Bukowno, Pologne (Verner et al., 1996)

Sur ce plan, les sources constituent la zone sombre au nord, et les zones résidentielles (les cibles principales ou milieux les plus sensibles) la zone sombre au sud et à l'ouest. Le profil s'étend à l'Est pour tenir compte des vents de NW dominants.

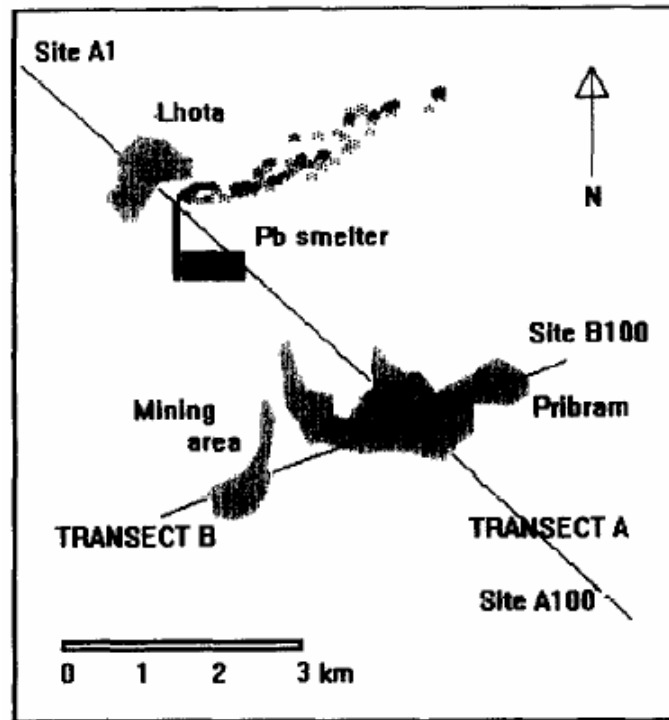


Figure 7 : Profils d'échantillonnage pour une fonderie de Pb à Příbram, R. Tchèque (Rieuwerts & Farago, 1996)

Sur ce plan, la source (fonderie = Pb smelter) est au nord-ouest, une zone minière au sud-ouest, et les zones résidentielles (les cibles principales ou milieux les plus sensibles) les zones sombres au sud-est (Příbram) et au nord-ouest (Lhota). Le transect² de profils est axé sur les sources et les cibles principales (Rieuwerts & Farago, 1996).

IV.1.5.3. Application : situations D1, A7, E7, F7, G7

IV.1.5.4. Commentaires et discussion

Le choix d'une stratégie dans ce cas est un peu moins contraignant que lorsqu'une source de pollution ne peut pas être clairement identifiée. Il est possible de s'affranchir de la couverture systématique, et de tenter de localiser la source à l'aide de plans d'échantillonnage plus arbitraires. On recourra fréquemment à des plans d'échantillonnage linéaires (voir Fascicule II, chapitre 1. Typologie des plans d'échantillonnage, III.4.1. Profils et transects) ou centrifuges (ibid, III.4.2. Plan en croix ou en étoile - Plan en cercles concentriques).

IV.1.6. Stratégie 1_6 : Détection d'une pollution, cas particulier des sites ouverts mais à topographie contraignante

La présence sur un site d'éléments topographiques affectant notablement le comportement des polluants amène des modifications de la stratégie d'échantillonnage.

² Ce terme anglais est utilisé ici car il est plus précis que son équivalent français (coupe). Voir fascicule II, chapitre 1, Typologie des plans d'échantillonnage, III.4.1. Profils et transects).

IV.1.6.1. Méthodologie proposée - terrain à étudier présentant une forte pente

Lorsque le terrain présente une forte pente, il est probable que le ruissellement jouera un rôle important, si ce n'est prépondérant, dans le transfert des polluants, par rapport à l'infiltration. Pour détecter la présence de polluants sur la pente, il sera fréquemment intéressant de réaliser un profil de prélèvements à intervalles réguliers au point le plus bas du profil topographique, et le cas échéant, à un point d'inflexion de ce profil, là où l'infiltration des eaux de ruissellement sera maximale. Cette démarche sera particulièrement utile pour la campagne préliminaire, mais un profil assez dense sera utilisé avec profit lors des investigations approfondies. Dans ce cas, les échantillonnages de vérification se feront à l'amont topographique du point échantillonné.

La profondeur d'investigation sera fonction du type de polluant recherché, et du profil pédologique. Elle sera plus importante pour un polluant soluble que pour un polluant susceptible de se fixer sur les particules de sol.

L'accès au terrain et les contraintes de sécurité détermineront le matériel de forage utilisable. Il sera souvent impossible de creuser des fosses.

IV.1.6.2. Méthodologie proposée - présence de cours ou plan d'eau

La présence d'un cours d'eau au bord du site constitue une limite naturelle aux investigations, tandis que s'il coupe le site, le cours d'eau le fractionne en deux unités distinctes. Si les caractéristiques du sol ou son occupation sont identiques de part et d'autre, la stratégie ne changera pas, mais il y aura néanmoins une structuration majeure de la cartographie des teneurs en polluants.

Le plan d'échantillonnage devra tenir compte de la présence du cours d'eau, dans tous les cas.

Pour un cours d'eau en bordure et un plan en grille, la grille devra si possible se caler sur le cours d'eau (orientation et position), afin de rendre compte des éventuels effets de migration. Pour un plan d'eau ou un méandre, on sera éventuellement amené à modifier le plan pour suivre autant que possible le tracé.

Pour un plan arbitraire (approche préférentielle, voir volume II, chapitre 1 : typologie des plans d'échantillonnage), on veillera à positionner des points d'échantillonnage à proximité du cours d'eau, s'il doit constituer une voie de transfert.

La profondeur d'investigation à proximité du cours d'eau sera déterminée par le profil pédologique et le niveau de remontée de la nappe.

Enfin, il est généralement souhaitable d'inclure l'eau et les sédiments de berges dans la campagne de reconnaissance, afin de bien caler le programme analytique sur les sols.

IV.1.6.3. Expérience CNRSSP

Laperche, V., Eisenlohr, L. (2001) - Echantillonnage d'un site contaminé par l'arsenic - Comparaison de différentes stratégies et représentativité de l'échantillonnage des sols. Rapport CNRSSP/01/11, 33 p (voir § IV.2.1.2).

IV.1.6.4. Application : situations J1, K1, J7, K7

IV.1.6.5. Commentaires et discussion

Le choix d'une stratégie dans ce cas est davantage déterminé par le terrain que par l'objectif. Sur un terrain à forte pente, il sera nécessaire d'analyser les données collectées en pied de talus par rapport aux données en amont topographique, quel que soit l'objectif de l'étude.

En bordure de cours ou plan d'eau, le niveau de contamination des sols en contact avec l'eau (rives, berges) prédominera sur la nature ou l'origine de cette contamination dans l'analyse des transferts subséquents.

IV.2. STRATEGIES DE CARACTERISATION D'UNE POLLUTION

La caractérisation d'une pollution consiste en l'acquisition des données suivantes :

- inventaire exhaustif des polluants présents à des teneurs significatives, détermination des gammes de teneurs observées et vérification de l'absence ou de la faible abondance des autres substances faisant l'objet d'un suivi réglementaire,
- description de la forme physique et de la spéciation chimique de ces polluants dans les sols concernés,
- identification des principales sources de pollution, et des principaux vecteurs et voies de transfert,
- détection et localisation des principales zones polluées,
- détermination de la profondeur maximale de la pollution.

On peut donc caractériser la source d'une pollution, lorsqu'elle est observée, ou la pollution elle-même (l'impact sur le milieu cible).

La phase de caractérisation d'une pollution est applicable aux terrains pour lesquels on soupçonne qu'il puisse y exister une pollution (exemple : voisinage d'un site industriel potentiellement polluant) ou aux terrains pour lesquels on désire confirmer l'absence de pollution (exemple : secteurs présumés non pollués d'un site à réhabiliter).

Dans la majorité des cas, la caractérisation des sources d'une pollution implique à la fois la caractérisation des sources identifiées (ci-dessous) et la détection des sources non identifiées (§ IV.1). Une fois ces sources localisées, la démarche pour les caractériser est la même que pour une zone polluée ou source observable.

Les cas suivants (§ IV.2.1 à IV.2.4) impliquent des différences dans la stratégie à choisir :

- **pollution ponctuelle, à partir d'une source connue (installations ou stocks de déchets, point d'épandage accidentel), observable au moins en partie (IV.2.1)**. Dans ce cas, il est possible de s'appuyer sur les caractéristiques physiques et chimiques de cette source pour déterminer les mesures à effectuer sur la zone contaminée. De plus, la localisation de la source va guider le plan d'échantillonnage ;
- **pollution ponctuelle, à partir de source non observable (IV.2.2)**. En général, cette pollution a été détectée pour une ou plusieurs substances, et les investigations devront déterminer si d'autres polluants sont présents. Dans ce cas, les mesures à effectuer seront plus systématiques, et le plan d'échantillonnage ne pourra pas être arbitraire ;
- **pollution diffuse sur l'emprise du site industriel (IV.2.3)**. Il est possible de s'appuyer sur l'étude historique du site pour déterminer la nature des substances à rechercher, et dans une moindre mesure sur cette étude pour guider le plan d'échantillonnage. Les enjeux pouvant être importants (risques, passif foncier), des vérifications systématiques seront souhaitables ;
- **cas particulier des sites ouverts mais à topographie contraignante (IV.2.4)**. On a regroupé dans ce cas les stratégies particulières à mettre en œuvre lorsque dans les cas ci-dessus, le contexte physiographique affecte la stratégie normale. C'est le cas lorsque les investigations sont à mener au voisinage d'un cours ou plan d'eau, ou lorsque des terrains en forte pente sont concernés. Il se distingue de la stratégie 1_6 par les objectifs des études.

La phase de détection d'une pollution n'est pas toujours nécessaire. Lorsque la pollution est déjà décrite ou avérée, on peut passer directement à la phase de caractérisation de cette pollution.

IV.2.1. Stratégie 2_1 : Pollution ponctuelle, à partir d'une source connue (installations ou stocks de déchets), observable au moins en partie

Cette stratégie s'applique à une pollution constatée ou avérée, sur un site encore reconnaissable. On entend ici par site reconnaissable, un site industriel actif ou abandonné, où les éléments de l'exploitation n'ont pas été abattus ou effacés, et où les processus industriels passés peuvent être au moins en partie situés dans l'espace à partir des bâtiments et/ou des documents d'archives.

Les investigations sur un tel site s'appuient sur les observations existantes – plans de site, observation des bâtiments ou des installations – pour localiser les principales sources potentielles de pollution et les voies de dissémination vers l'environnement (aérienne, ruissellement, infiltration, dispersion solide).

IV.2.1.1. Méthodologie proposée

Elle comprend :

une étude documentaire aussi complète que possible :

L'étude documentaire préliminaire détaillée est ici essentielle. Elle fait appel à la documentation de l'entreprise exploitant ou ayant exploité le site, les archives des entreprises l'ayant exploité auparavant, les résultats d'études de diagnostic environnemental, s'il y en a eu, et les données disponibles auprès des services publics (administrations, collectivités locales). Elle peut le cas échéant utilement faire appel à la mémoire du personnel actif ou retraité, ou des entreprises qui sont intervenues sur le site.

Cette étude documentaire est à effectuer de préférence avant toute intervention sur site, mais peut souvent être complétée à cette occasion. Il est en outre important de noter que cette étude conditionne la sécurité des équipes qui vont intervenir sur le site.

une campagne de reconnaissance (investigation préliminaire) :

Lors de cette campagne seront collectés des échantillons potentiellement pollués représentatifs des sources connues. On utilisera un plan d'échantillonnage ciblé (voir volume II, chapitre 1 : typologie des plans d'échantillonnage), avec prélèvements autour des sources connues et le long de leur voie de diffusion préférentielle). Le programme analytique appliqué à ces échantillons couvrira un large nombre de substances afin d'identifier les substances à mesurer lors de la campagne principale, et leur gamme de teneurs. Les prélèvements seront effectués en forage profond ou en fosse de profondeur suffisante afin de déterminer la profondeur minimale à atteindre lors de la campagne principale,

- si possible, utilisation pour cette campagne de techniques d'analyse de terrain pour affiner le plan et établir une première cartographie de la pollution,
- lorsque des pollutions importantes ou profondes peuvent déjà être présumées, creusement d'une fosse ou puits de reconnaissance, observation et échantillonnage des parois à différentes profondeurs ;

une campagne de prélèvements systématiques (investigation approfondie) :

Cette campagne s'effectue sur une grille à maille régulière, carrée ou non, couvrant toute la surface du site mais de densité modérée, complétée autour des principales sources connues par une sous-grille à maille plus dense, ou par une grille radiale centrée sur chaque source. La maille sur tout le site pourra être assez lâche si l'étude documentaire contient des informations suffisantes, et n'être resserrée que là où c'est nécessaire.

Elle fera appel à des sondages ou forages tarière atteignant la profondeur minimale précisée, avec prélèvement dans plusieurs tranches du sol selon l'historique de la pollution, le profil du sol et le niveau des aquifères superficiels, et l'utilisation du terrain (par exemple 0-30 cm pour les sources solides ou liquides, 0-5cm pour les sources aériennes ; 40-60 cm ; 90-120 cm) avec un matériel adapté (tube, tarière motorisée ou machine de forage sur camion...),

si nécessaire, une campagne de vérification et confirmation :

Cette campagne sera ciblée autour des points susceptibles de présenter un risque significatif, au vu des résultats d'analyses. Outre le resserrement de maille, différents types de plan peuvent être utilisés (voir volume II, chapitre 1 : typologie des plans d'échantillonnage) : profils et transects, ou plan en croix ou en étoile, ou plan en cercles concentriques, ou grille linéaire, ou échantillonnage à neuf points, à partir d'une étoile à huit branches, ou plan d'échantillonnage sommaire en forme de N, S, W ou X, ou tracé irrégulier en zigzag.

IV.2.1.2. Expérience CNRSSP

Eisenlohr L. (2000) - Ancienne usine de produits phytosanitaires - Compte-rendu de la campagne d'échantillonnage - Sols et Eaux souterraines - Rapport intermédiaire - Rapport CNRSSP/00/04

Cette étude concerne un site fortement contaminé en arsenic.

Afin d'étudier l'influence des stratégies, des méthodologies et des outils utilisés lors d'un diagnostic environnemental, différentes techniques ont été mises en œuvre sur chaque nœud d'une grille systématique à maille carrée de 10 mètres, sur une surface totale investiguée de 4400 m². Le référencement géographique de ces nœuds ou futurs points de mesure réalisé à l'aide d'un DGPS, et les données environnementales recueillies (289 échantillons de sol) nous ont permis de concevoir une représentation géographique du site via l'utilisation du programme ArcView GIS. GRAPHES.

Techniques d'échantillonnage des sols mises en œuvre :

- Prélèvements à l'aide d'une tarière à main, sondage de petit diamètre (4,5 cm), à une profondeur comprise entre 16 et 48 cm ;
- Fosses de petites dimensions (100 cm de large, profondeur 80 à 120) à la pelle mécanique avec prélèvements manuels sur les parois rafraîchies ;
- Fosses de 160 cm de large (profondeur comprise entre 100 et 120 cm) à la pelle mécanique, pour étudier la variabilité et la distribution de As le long d'un profil pédologique.

Echantillons de sol prélevés sur paroi rafraîchie à la truelle. Test de répétabilité sur 36 échantillons.

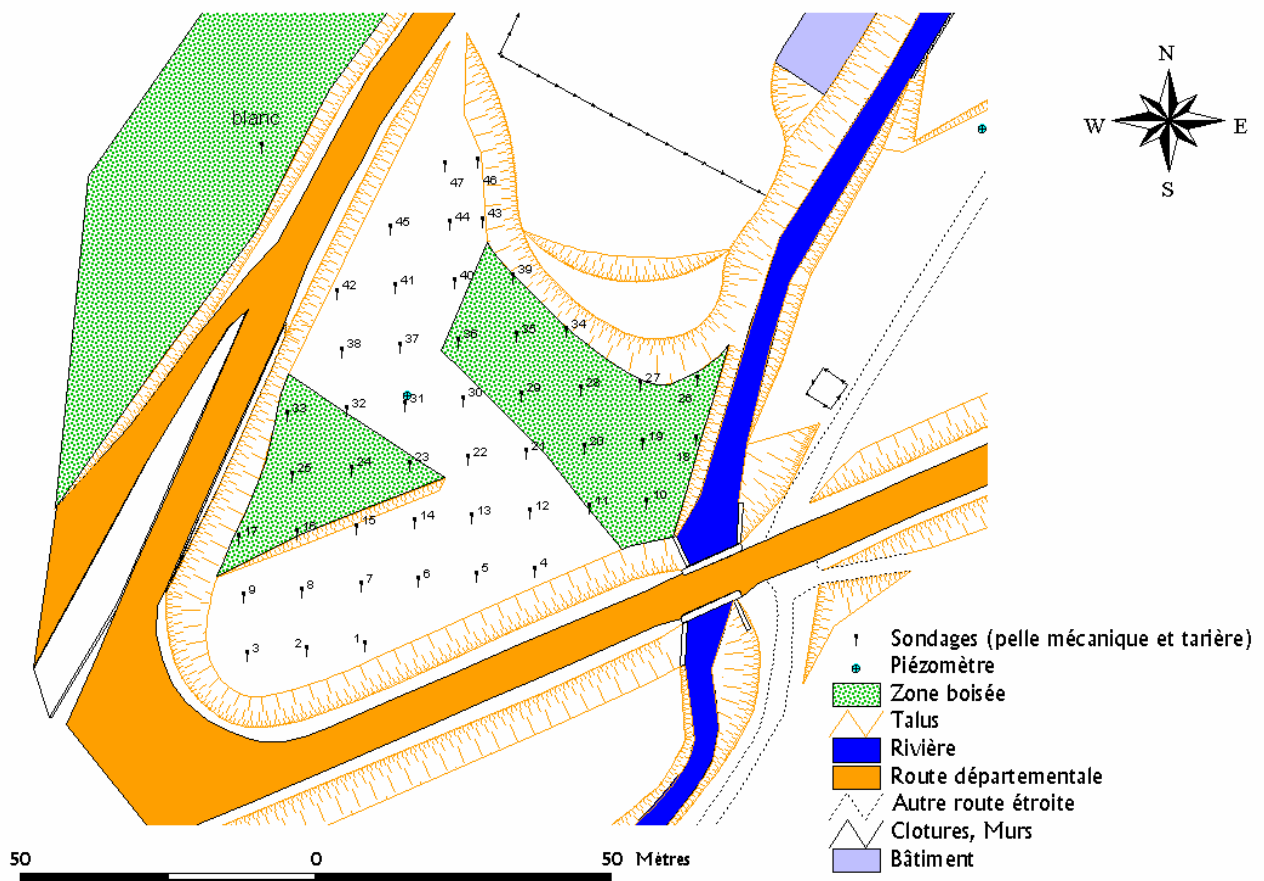


Figure 8 : Grille de sondages

Laperche, V., Eisenlohr, L. (2001) - Echantillonnage d'un site contaminé par l'arsenic - Comparaison de différentes stratégies et représentativité de l'échantillonnage des sols. Rapport CNRSSP/01/11, 33 p.

Dans le cadre du projet CNRSSP, une parcelle de 5000 m², d'un ancien site industriel, contaminée par l'arsenic a été étudiée, des prélèvements de sols ont été faits sur la période 1999-2001. L'objectif de ce travail était de tester sur ce site la représentativité de l'échantillonnage des sols au travers de l'influence de (i) la stratégie d'échantillonnage, (ii) de l'outil d'échantillonnage et (iii) du mode de représentation des teneurs en polluant. Ce rapport s'appuie également sur les résultats du projet V du CNRSSP.

Sur cette parcelle plusieurs stratégies d'échantillonnage et outils de prélèvement ont été testés :

- Un échantillonnage systématique sur une maille de 10 m x 10 m, en surface et en profondeur, avec resserrement localement à 5 m ;
- Un échantillonnage systématique sur les parois de 2 fosses tous les 0,4 m, en surface et en profondeur ;
- Des prélèvements sur un même point à l'aide d'une tarière à main et sur les parois rafraîchies d'une fosse ouverte à la pelle mécanique.

La représentativité spatiale des mesures de pollution en arsenic des sols pour les différentes stratégies et/ou échelles d'observation a été comparée. La représentativité des mesures n'est pas nécessairement améliorée par une maille de prélèvement plus fine. Adjoindre des informations qualitatives et quantitatives supplémentaires (ou complémentaires) aux concentrations en arsenic permet de localiser certaines zones à investiguer.

Le mode de représentation des résultats a été testé par l'utilisation de divers estimateurs numériques (inverse des distances, plus proche voisin et krigeage) qui permettent d'extrapoler et interpoler les teneurs des sols en arsenic sur l'ensemble de la parcelle. Les cartes obtenues par ces techniques sont globalement les mêmes mais posent, une fois de plus, le problème de la véracité des estimations.

Sur cette parcelle, les informations collectées sur la distribution et l'étendue de la pollution en arsenic sont importantes. Malgré un tel niveau de connaissance, obtenir la représentativité optimale des mesures demeure un objectif difficile à atteindre.

Variabilité des concentrations en arsenic à l'échelle de la parcelle

En surface (0 à 20 cm), deux zones fortement polluées en arsenic, c'est-à-dire supérieur à 1000 mg.kg⁻¹, se distinguent (Figure 9), l'une en contrebas des remblais de l'usine au nord-ouest et l'autre plus au sud de la parcelle correspondant au point bas topographique. Les analyses des remblais (BRGM, 2000) donnent une concentration moyenne en arsenic entre 0,5 et 1%. La localisation des secteurs contaminés (As > 1000 mg.kg⁻¹) est confirmée lors de l'échantillonnage avec une maille de prélèvement inférieure à 10 m (voir Figure 7c). Ces 2 zones de pollution se retrouvent également dans l'horizon sous-jacent (-20 à -40 cm). Treize points sur les 47 échantillonnés, indiqués en jaune sur la figure 3b, montrent des concentrations égales ou supérieures à celles mesurées dans l'horizon supérieur. Certaines de ces concentrations atteignent 3000 mg.kg⁻¹ à 40 cm de profondeur.

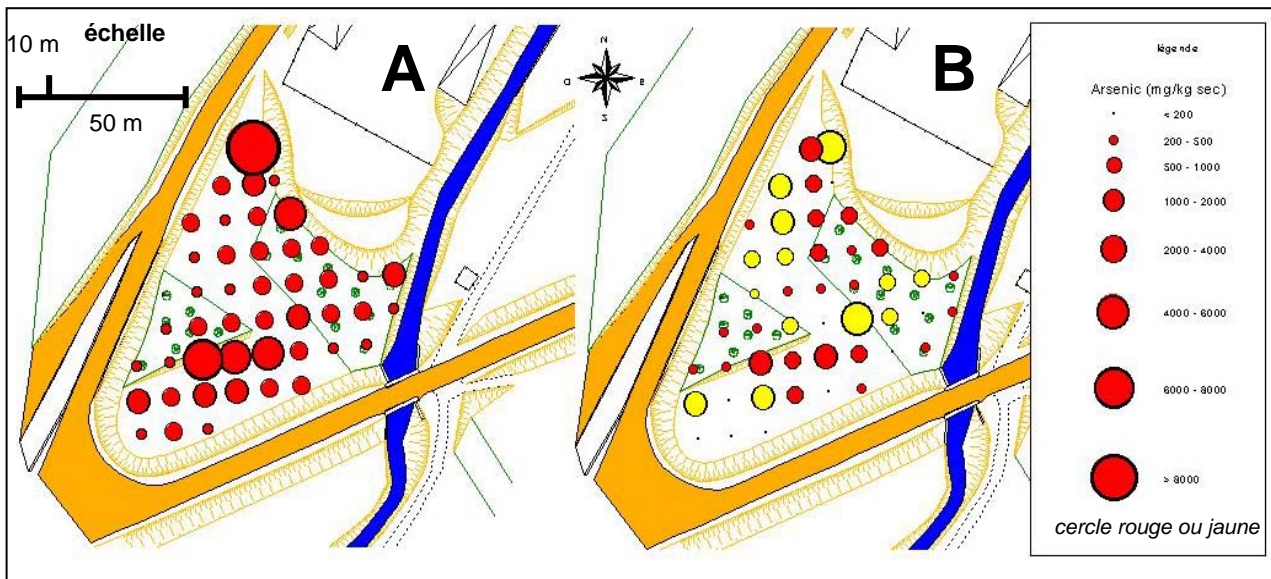


Figure 9 : Représentation cartographique avec une maille de 10 mètres des concentrations en arsenic pour des prélèvements en surface (A) et en profondeur (B) des fosses ouvertes à la pelle mécanique. En (B), les points jaunes correspondent aux endroits où les concentrations en profondeur sont égales ou supérieures à celles observées en surface

D'après la Figure 9, les concentrations en arsenic des sols au pied des remblais sont généralement élevées (1000 à 8500 mg.kg⁻¹, avec une valeur supérieure à 12000 mg.kg⁻¹) puis diminuent progressivement jusqu'au milieu de la parcelle pour atteindre des concentrations de moins de 150 mg.kg⁻¹. L'analyse texturale des sols a permis d'identifier des scories et des minerais (mispickel, réalgar...) dans les sols près des remblais. Le bruit de fond géochimique en arsenic analysé au nord-ouest de la parcelle, dans un ancien verger, est relativement élevé de l'ordre de 200 mg.kg⁻¹ (on ne peut exclure l'utilisation dans le passé de produits phytosanitaires à base d'arsenic pour le traitement des arbres fruitiers).

Certaines valeurs élevées ressortent également dans la zone où la topographie est la plus basse. Dans ce cas, les teneurs les plus élevées se retrouvent dans un horizon argileux de surface de quelques centimètres d'épaisseur. Ici l'origine de la pollution par les remblais ne peut être invoquée, aucun débris ou nodule n'a été remarqué dans les fosses. Les concentrations importantes (5000 mg.kg⁻¹) mesurées au centre de la parcelle ne semblent donc pas être dues à la présence de scories et de minerai. Une hypothèse est que l'apport d'arsenic en surface soit en partie dû au ruissellement des eaux sur les sols limoneux peu perméables des remblais vers le point bas de la parcelle où l'arsenic serait piégé dans les niveaux plus argileux en surface. De rapides tests de percolation de ces sols par de l'eau déminéralisée ont montré que 5 à 10% de l'arsenic total se retrouve dans les percolats, montrant ainsi la mise en solution aisée du polluant et son possible transfert.

Une autre source de pollution de la parcelle, cette fois dans sa totalité, peut-être un enrichissement en arsenic des sols dû aux retombées atmosphériques (fumées des cheminées).

Les premières investigations permettent ainsi de caractériser une parcelle de 5000 m² contaminée en arsenic. Sur la base de 121 analyses, deux zones plus fortement polluées apparaissent en surface. En profondeur les teneurs chutent rapidement pour atteindre des concentrations proches du bruit de fond local à -60 cm. Afin de visualiser cette estimation des concentrations en place trois cartes ont été réalisées par interpolation.

Comme le montre la Figure 12, l'idée en 3-D que l'on se fait de l'état de contamination en arsenic de la parcelle est respecté.

Comparaison des concentrations avec la grille régulière à 10 mètres et la grille à 20 mètres

A partir des cartes établies avec un maillage de 10 mètres (Figure 9), huit cartes ont été dessinées en simulant une maille de 20 mètres soit 4 options possibles pour les teneurs en surface (Figure 5, A à D) et 4 pour les teneurs en profondeur (Figure 6, E à H).

Pour les échantillons de sol prélevés en surface, la carte A (Figure 13) met en évidence les mêmes zones polluées que la carte établie avec le maillage à 10 mètres (Figure 9); la carte B met en évidence une zone polluée (500 à 4000 mg.kg-1) dans la partie centrale allant du NE au SO, le reste de la parcelle étant beaucoup plus faiblement pollué (< 500 mg.kg-1) ; et les cartes C et D mettent en évidence une pollution homogène de la parcelle ne dépassant pas les 2000 mg.kg-1. Dans un seul des quatre cas, le maillage à 20 mètres donne une représentation de la pollution similaire à celle du maillage à 10 mètres. Pour les échantillons de sol en profondeur, il est plus difficile d'estimer la répartition de la pollution en arsenic à partir d'une seule carte établie avec le maillage à 20 mètres.

Ces simulations avec un maillage de 20 mètres démontrent l'hétérogénéité de la distribution en As avec une longueur du halo de distribution nettement inférieure à 20 mètres. Ceci impliquerait dans le cas présent que le maillage à 10 mètres soit un meilleur choix pour établir un diagnostic du site par rapport au maillage à 20 mètres. Même avec une maille à 20 mètres, la densité de mesure reste très importante et nettement supérieure à celle pratiquée classiquement pour les diagnostics environnementaux.

Après la première campagne à la maille de 10 m x 10 m), une deuxième campagne d'échantillonnage avec un maillage plus serré à 5 mètres a été effectuée dans la zone polluée au centre de la parcelle et dans la partie nord de la parcelle présentant des teneurs élevées en arsenic (Figure 10, Figure 14).

Dans la partie centrale, ce nouvel échantillonnage plus serré n'apporte pas d'information supplémentaire sur la répartition de la pollution. Il confirme seulement les résultats obtenus avec la maille 10 m x 10 mètres : une localisation et extension de la tâche de pollution dans le creux topographique de la parcelle.

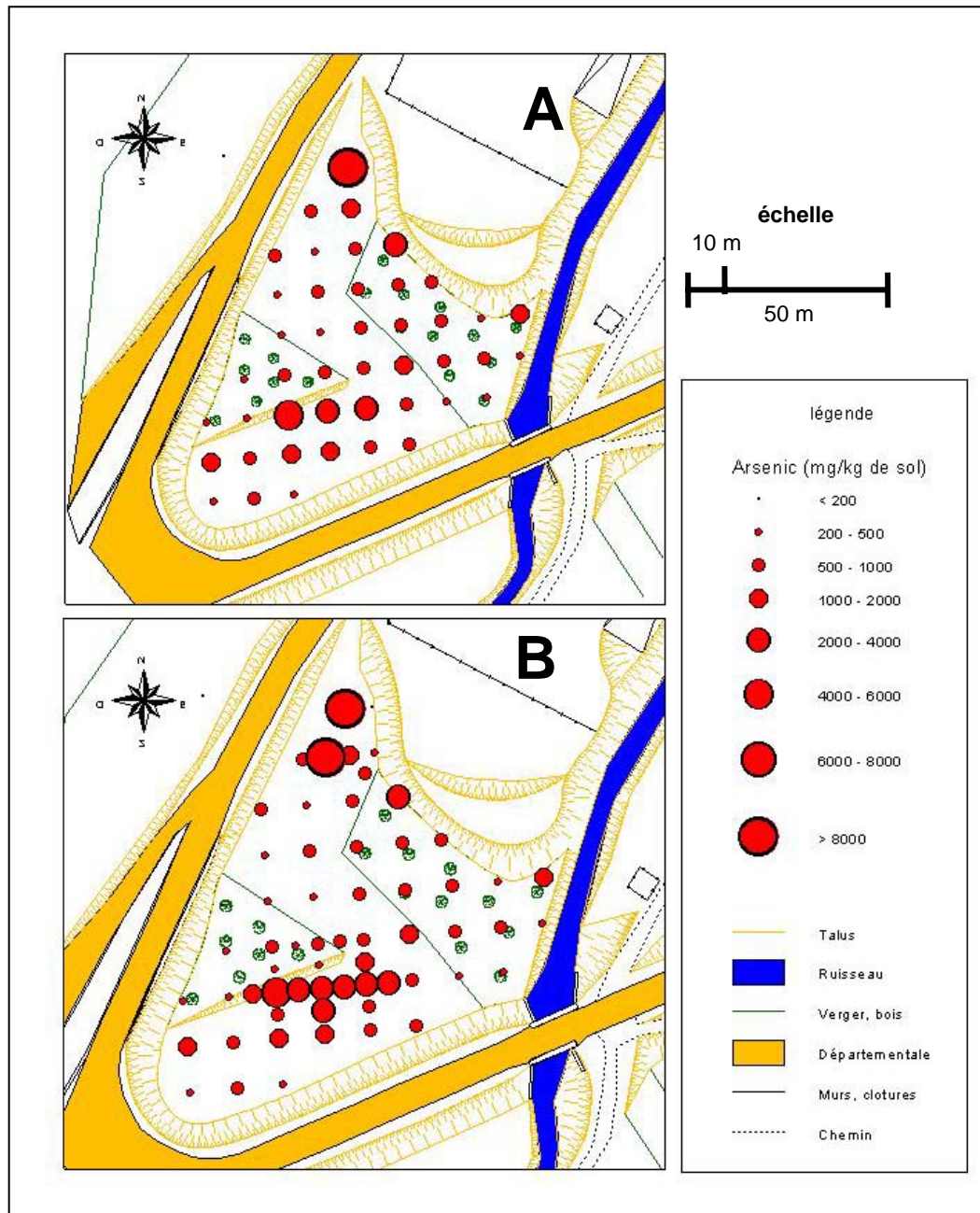


Figure 10 : Cartographie des concentrations en arsenic des sols de surface (A) maille à 10 m (2000) et (B) resserrement de la maille à 5 m (2001)



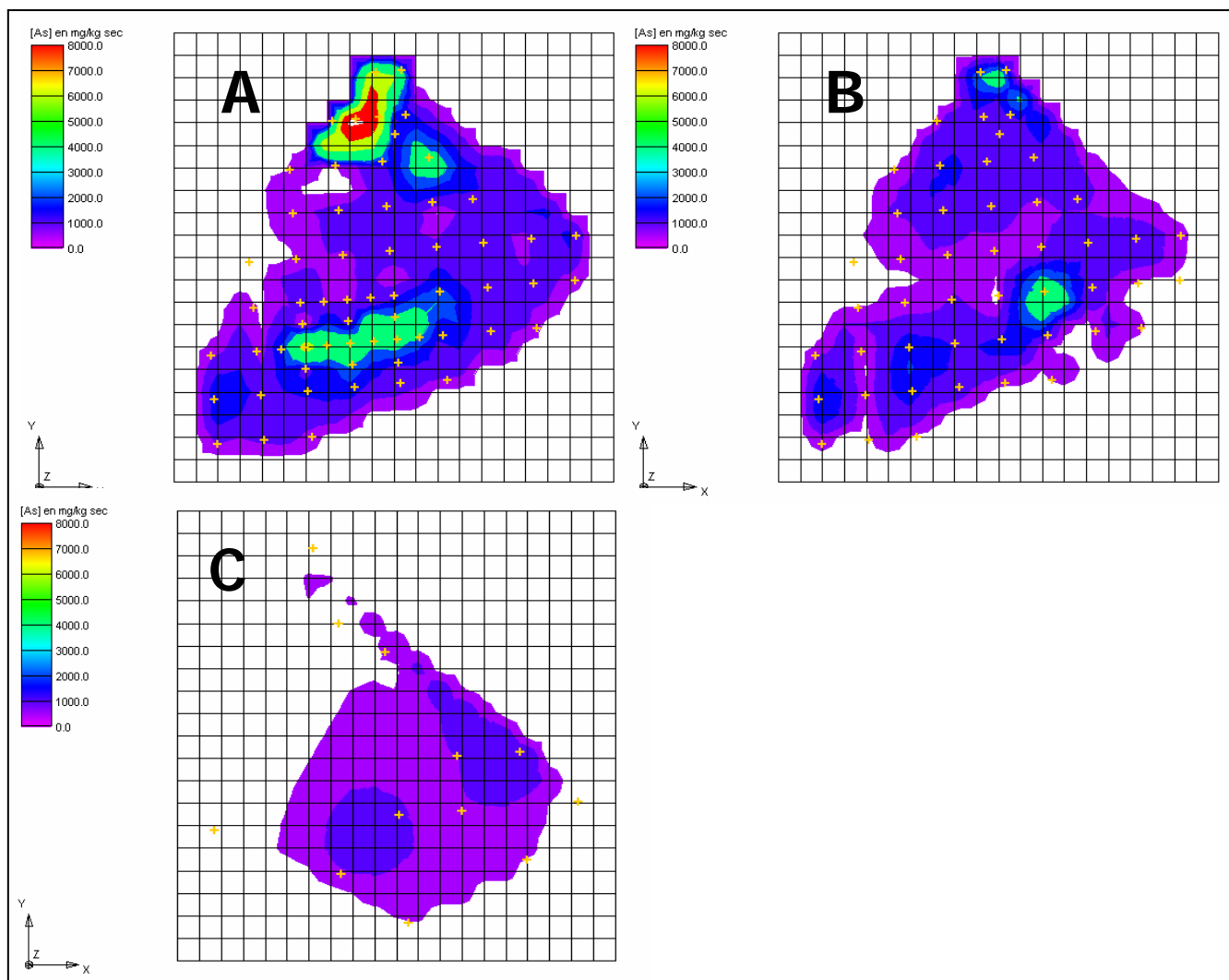


Figure 12 : Interpolation des concentrations en As (A) en surface n = 61 (0 à -20 cm), (B) en profondeur n = 48 (-20 à -40 cm) et (C) plus en profondeur n = 12 (-40 à -60 cm), échelle : 1 carreau = 5 m

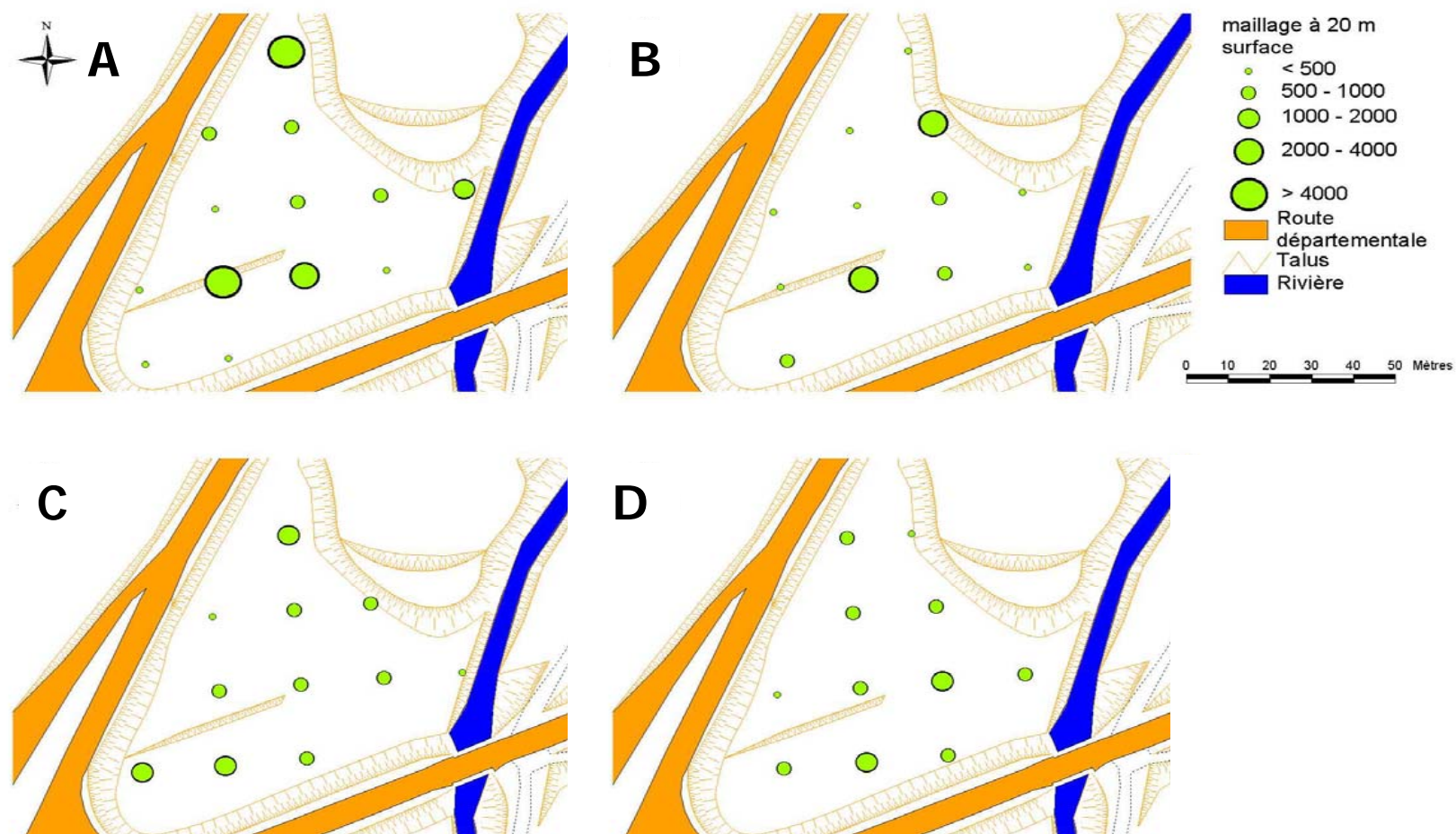


Figure 13 : Cartographie des concentrations en As avec une grille régulière simulée à 20 mètres (échantillons prélevés en surface à la pelle mécanique) (A) en surface n = 61 (0 à -20 cm), (B) en profondeur n = 48 (-20 à -40 cm) et (C) plus en profondeur n = 12 (-40 à -60 cm)

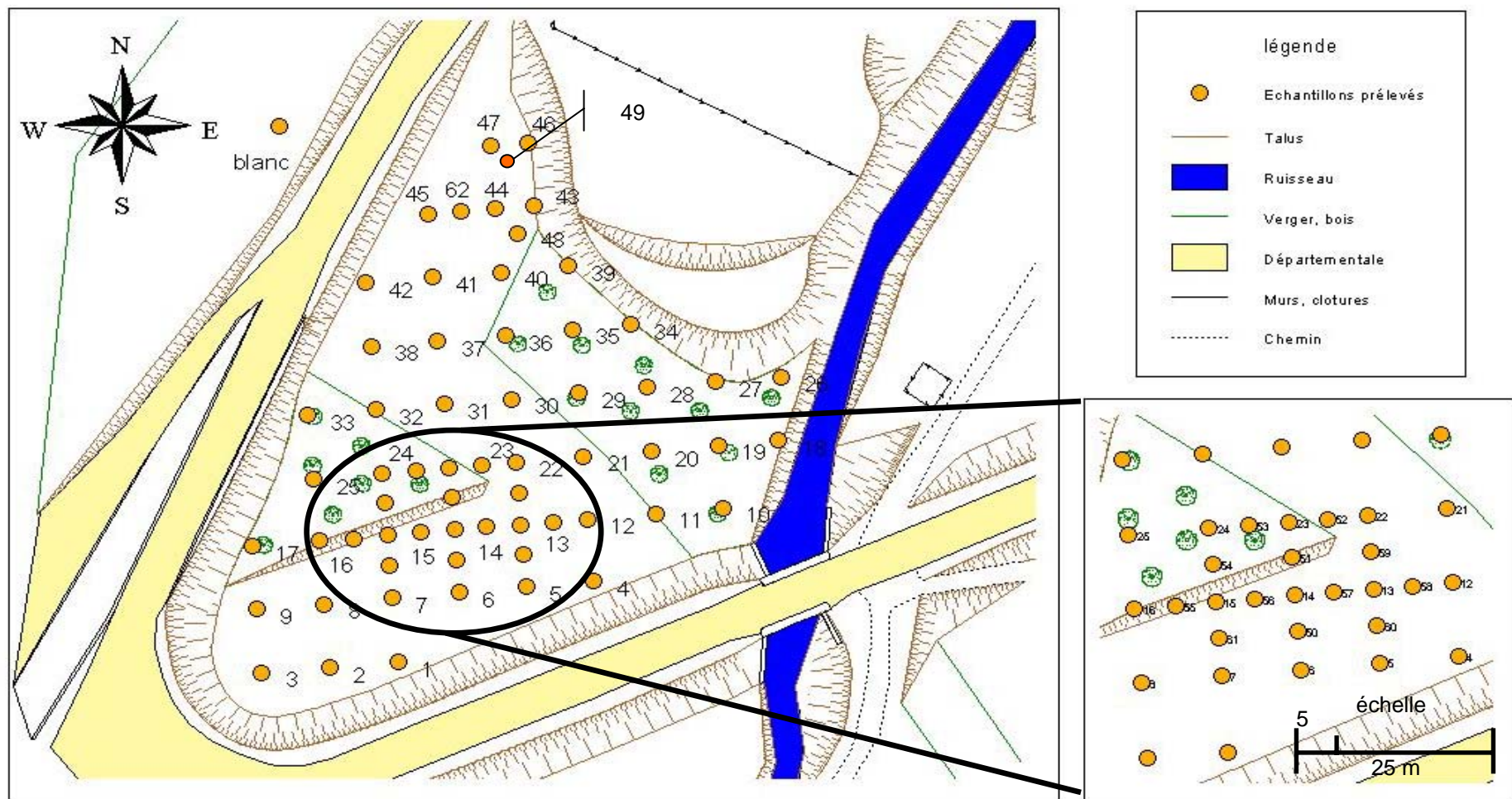


Figure 14: Vue de la parcelle et de l'emplacement des prélèvements effectués lors des campagnes de décembre 1999 et de juin 2001. A droite zoom de la partie centrale de la parcelle échantillonnée avec un maillage à 5 mètres

CANCES B., 2004. Spéciation et mécanismes de transfert de l'arsenic sur une friche industrielle contaminée. Rapport final. Rapport CNRSSP 04/05, 93p + annexe.

IV.2.1.3. Application : situations A1, A2, A3, A8, A9 ; E2, E3, E8, E9

IV.2.1.4. Commentaires et discussion

Ce cas est le plus classique des investigations de site pollué, et le mieux documenté. C'est aussi celui où les stratégies arbitraires ont été le plus développées. Il appelle peu de variantes. L'essentiel des variations de stratégie possibles dépend du degré de confiance que l'on peut porter à l'étude historique, notamment en ce qui concerne l'absence de sources de pollution inconnues ou cachées, et l'absence de polluants non mentionnés dans l'étude historique. Il pourra s'avérer utile, notamment lors de la phase de reconnaissance, de compléter les analyses par quelques balayages systématiques ; et de vérifier par quelques points de prélèvement ciblés hors des zones de pollution présumée, l'absence de contamination imprévue.

IV.2.2. Stratégie 2_2 : Pollution ponctuelle, à partir de source non observable

Cette stratégie s'applique à une pollution constatée ou avérée, sur un site qui n'est plus reconnaissable. Il s'agit en général d'un site ou partie de site industriel abandonné, où les éléments de l'exploitation ont été abattus ou effacés, et où les processus industriels passés ne peuvent plus être situés dans l'espace.

IV.2.2.1. Méthodologie proposée sur site industriel

Elle comprend :

une étude documentaire aussi complète que possible :

Cette étude devra utiliser et évaluer tous les documents des exploitants successifs et les résultats d'études de diagnostic environnemental, s'il y en a eu,

une campagne de reconnaissance :

Lors de cette campagne, dite aussi investigation préliminaire (cf. stratégie 2_1) seront collectés des échantillons potentiellement pollués représentatifs des sources présumées. Le programme analytique appliqué à ces échantillons couvrira un large nombre de substances afin d'identifier les substances à mesurer lors de la campagne principale. Les prélèvements seront effectués en forage profond ou en fosse de profondeur suffisante afin de déterminer la profondeur minimale à atteindre lors de la campagne principale,

une campagne de prélèvements systématiques :

Cette campagne, dite aussi investigation approfondie, est menée sur une grille à maille régulière, carrée ou non, couvrant toute la surface du site, avec des sondages ou forages tarière atteignant la profondeur minimale précisée, et des prélèvements à un ou plusieurs niveaux, selon l'historique de la pollution, le profil du sol et le niveau des aquifères superficiels, et l'utilisation du terrain,

si nécessaire, une campagne de vérification et confirmation :

Cette campagne sera, comme en 2_1, ciblée autour des points où la pollution aura été observée. On procédera de préférence par resserrement de maille.

IV.2.2.2. Méthodologie proposée sur site ouvert (terrain agricole, espace industriel ou friche non bâtie, etc.)

Elle diffère de la méthodologie ci-dessus en ce que :

- lors de la campagne de reconnaissance (cf. stratégie 2_1) seront collectés des échantillons potentiellement pollués représentatifs des sources possibles (sites voisins mais aussi usage possible du sol),
- la campagne de prélèvements systématiques se fera uniquement sur une grille à maille régulière, carrée ou non, couvrant toute la surface du site, avec resserrement possible au voisinage des pollutions observées.

IV.2.2.3. Expérience CNRSSP

Steyer E. (2000) - Ancienne cokerie du site X - Compte-rendu de la campagne d'échantillonnage - Mai, juin et juillet 2000 - Rapport CNRSSP/00/09 (voir IV.1.1.2).

Milon V. (2001) - Campagne d'échantillonnage d'une ancienne cokerie. Rapport CNRSSP/01/17, 19 p.

Ce rapport fait une synthèse des investigations réalisées sur le site d'une ancienne cokerie, implantée en 1850 en bordure de l'Escaut. En 1983 la cokerie est arrêtée suite à la diminution des demandes de coke de sidérurgie, puis les installations sont démantelées, le terrain réhabilité est destiné à la plantation d'arbres ; en 1993 le site est requalifié par l'Etablissement Public Foncier. A l'heure actuelle, seuls deux captages de grisou (fosses Désirée et fosse de la Naville) subsistent sur le site.

La zone de prélèvement pour les sols représente un rectangle de 150 sur 200m et correspond à une zone de stockage des produits et sous produits. L'échantillonnage a été réalisé selon une maille carrée de 40 m, soit un total de 24 points de forage (Figure 15).

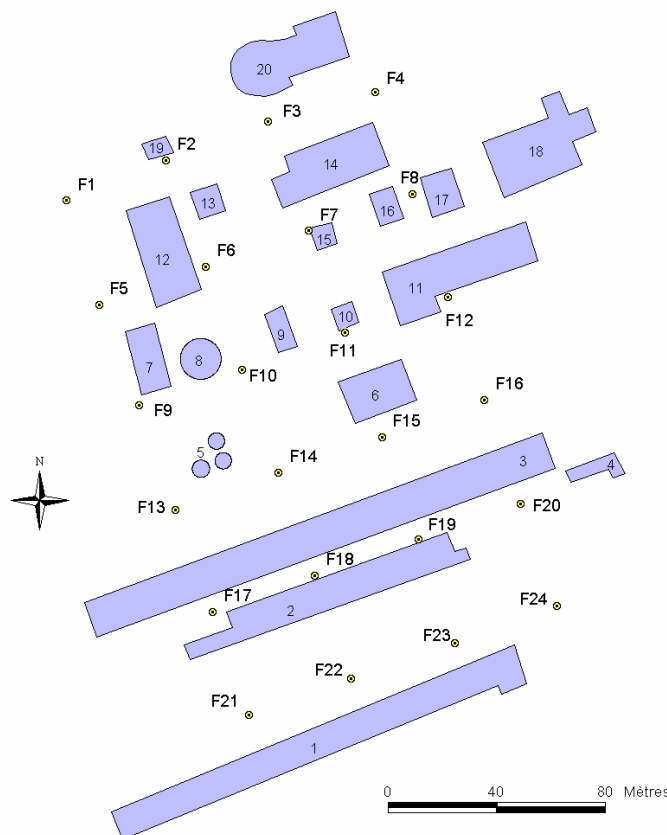


Figure 15 : Localisation des points de forage des sols par rapports aux anciens bâtiments de la cokerie

Sur chacun des points, trois échantillons sont prélevés entre 0 et 1 mètre, 1 et 2 mètres et 2 et 3 mètres de profondeur. Au total 63 échantillons ont été analysés pour déterminer les concentrations des 16 HAP de la liste de l'US EPA. Parmi ces échantillons certains sont très fortement pollués avec des concentrations allant jusqu'à 8000 mg/kg.

La pollution en HAP est maximale vers une profondeur de 1 à 2 m mais est toujours détectable à partir de la tranche superficielle (Figure 16).

Ces investigations ont permis de localiser des zones de fortes pollutions qui permettront de choisir les zones d'intérêt pour la mise en place éventuelle d'un monitoring. L'ensemble des piézomètres présents sur le site devra faire l'objet d'une campagne de prélèvements et d'analyses pour déterminer l'étendue de la pollution dans la nappe.

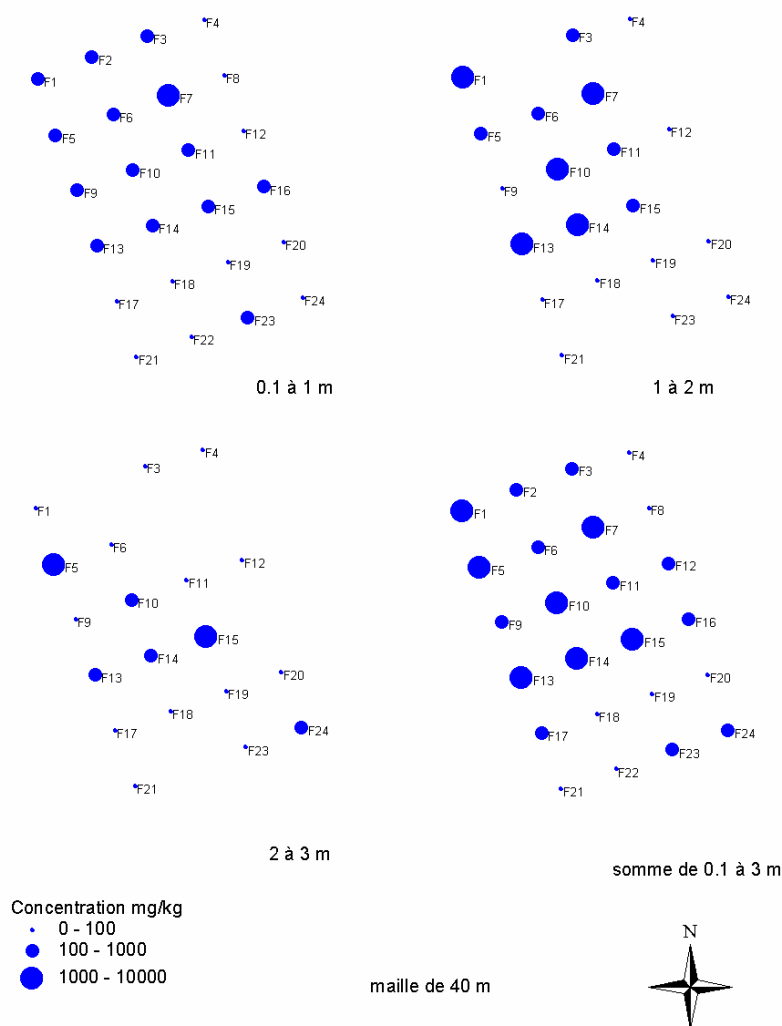


Figure 16: Concentrations des 16 HAP en mg/kg pour les 24 points de forage en fonction de la profondeur

IV.2.2.4. Application : situations B2, B3, B8, B9, F3

IV.2.2.5. Commentaires et discussion

Dans l'exemple présenté ci-dessus, on ne se trouve pas en présence d'une vraie approche en aveugle, puisque l'étude historique mentionne l'emplacement des anciens bâtiments (Figure 15). Toutefois, la stratégie en grille retenue correspond bien à la méthodologie décrite en IV.2.2.2. Le fait que les teneurs les plus fortes sont enregistrées au voisinage des anciennes installations polluantes (Figure 16) ne résulte pas d'un plan d'échantillonnage arbitraire mais de la faible migration des polluants sur ce site démantelé.

IV.2.3. Stratégie 2_3 : Pollution diffuse sur l'emprise du site industriel

Cette stratégie s'applique à une pollution diffuse constatée ou avérée, sur un site industriel actif ou historique, reconnaissable ou non. Des exemples de telles pollutions sont :

- les retombées atmosphériques d'émissions à sources fixes, telles que les particules métalliques issues du grillage des sulfures dans la métallurgie des non-ferreux et la production d'acide sulfurique,
- la pollution chronique résultant du ruissellement d'eaux chargées en hydrocarbures sur les sites de stockage et de distribution de carburants.

IV.2.3.1. Méthodologie proposée

Elle diffère des méthodologies précédentes en ce que :

- lors de la campagne de reconnaissance (cf. stratégie 2_1) seront collectés des échantillons représentatifs des sources de pollution diffuse présumées (sans contrainte sur le lieu de prélèvement),
- la campagne de prélèvements systématiques se fera uniquement sur une grille à maille régulière, carrée ou non, couvrant toute la surface du site, dont l'orientation tiendra compte des possibles directions de transfert.

IV.2.3.2. Expérience CNRSSP

Pas d'expérience directe.

IV.2.3.3. Exemples de références publiées

Aucune référence bibliographique n'a pu être identifiée pendant le temps imparti à la présente étude, et il est souhaitable que cette lacune puisse être comblée lors d'une évolution future de ce document.

IV.2.3.4. Application : situations C2, C3, C8, C9 ; G2, G3, G8, G9

IV.2.3.5. Commentaires et discussion

L'absence de documentation reflète que ce cas, bien que fréquent, est rarement abordé en tant que tel, et que la caractérisation de pollution sur un site industriel est plutôt menée selon les stratégies 2_1 et 2_2, dans la pratique courante, même si la nature de la pollution est manifestement diffuse.

IV.2.4. Stratégie 2_4 : Cas particulier des sites ouverts mais à topographie contraignante

La présence sur un site d'éléments topographiques affectant notablement le comportement des polluants amène des modifications de la stratégie d'échantillonnage.

IV.2.4.1. Méthodologie proposée - terrain à étudier présentant une forte pente

Lorsque le terrain présente une forte pente, il est probable que le ruissellement jouera un rôle important, si ce n'est prépondérant, dans le transfert des polluants, par rapport à l'infiltration. Le profil de prélèvements à intervalles réguliers au point le plus bas du profil topographique, indiqué en 0, et les prélèvements effectués à un point d'inflexion de ce profil, là où l'infiltration des eaux de ruissellement sera maximale, fourniront généralement des teneurs plus élevées que les autres points, à l'exception des points sources de la pollution.

On inclura donc ces points en priorité dans la campagne préliminaire, avec une maille espacée sur le profil, puis dans la campagne de prélèvements systématiques (investigation approfondie), avec une maille plus dense. Dans ce cas, les échantillonnages de vérification se feront à l'amont topographique du point échantillonné.

La profondeur d'investigation sera fonction du type de polluant recherché, et du profil pédologique. Elle sera plus importante pour un polluant soluble que pour un polluant susceptible de se fixer sur les particules de sol.

L'accès au terrain et les contraintes de sécurité détermineront le matériel de forage utilisable. Il sera souvent impossible de creuser des fosses.

IV.2.4.2. Méthodologie proposée - présence de cours ou plan d'eau

Comme pour la détection (§ IV.1.6.2), la présence d'un cours d'eau au bord du site constitue une limite naturelle aux investigations, tandis que s'il coupe le site, le cours d'eau le fractionne en deux unités distinctes. Si les caractéristiques du sol ou son occupation sont identiques de part et d'autre, la stratégie ne changera pas, mais il y aura néanmoins une structuration majeure de la cartographie des teneurs en polluants.

Le plan d'échantillonnage devra tenir compte de la présence du cours d'eau, dans tous les cas.

Pour un cours d'eau en bordure et un plan en grille, la grille devra si possible se caler sur le cours d'eau (orientation et position), afin de rendre compte des éventuels effets de migration. Pour un plan d'eau ou un méandre, on sera éventuellement amené à modifier le plan pour suivre autant que possible le tracé.

La profondeur d'investigation à proximité du cours d'eau sera déterminée par le profil pédologique et le niveau de remontée de la nappe.

Il devra être tenu compte des résultats d'analyse sur l'eau et les sédiments de berges dans le choix du programme analytique sur les sols.

IV.2.4.3. Expérience CNRSSP

Laperche, V., Eisenlohr, L. (2001) - Echantillonnage d'un site contaminé par l'arsenic - Comparaison de différentes stratégies et représentativité de l'échantillonnage des sols. Rapport CNRSSP/01/11, 33 p (voir § IV.2.1.2).

IV.2.4.4. Application : situations J3, K3, J4, K4, J9, K9 ; contribue à J2, K2, J8, K8,...

IV.2.4.5. Commentaires et discussion

Le choix d'une stratégie dans ce cas est davantage déterminé par le terrain que par l'objectif. Sur un terrain à forte pente, il sera nécessaire d'analyser les données collectées en pied de talus par rapport aux données en amont topographique, quel que soit l'objectif de l'étude.

En bordure de cours ou plan d'eau, le niveau de contamination des sols en contact avec l'eau (rives, berges) prédominera sur la nature ou l'origine de cette contamination dans l'analyse des transferts subséquents.

IV.3. STRATEGIES VISANT A DEFINIR L'EMPRISE DE LA POLLUTION

Une fois localisés et caractérisés les sources de pollution et les impacts, on peut déterminer l'emprise.

On entend par emprise la surface de terrain où la pollution est présente, et la profondeur où elle affecte les sols : ceci définit le volume dans lequel se situent les sols pollués. En conséquence c'est dans l'emprise que se situent les sources et les risques potentiels, et c'est à l'intérieur de l'emprise que l'on identifiera le cas échéant les volumes de sols à dépolluer.

IV.3.1. Stratégie 3_1 : Confirmation de l'extension d'une pollution ponctuelle, à partir d'une source connue, observable au moins en partie

Cette stratégie vise à délimiter une pollution déjà constatée, sur un site encore reconnaissable. On entend ici par site reconnaissable, un site industriel actif ou abandonné, où les éléments de l'exploitation n'ont pas été abattus ou effacés, et où les processus industriels passés peuvent être au moins en partie situés dans l'espace à partir des bâtiments et/ou des documents d'archives. La source de pollution précédemment identifiée pourra généralement être reliée à d'anciennes installations ou stocks de déchets.

Par rapport à la stratégie 2_1, l'objectif n'est plus d'identifier la nature ou la forme des polluants, ni la localisation de leurs maxima, mais de déterminer avec précision l'enveloppe des terrains où cette pollution présente un niveau significatif. Ce niveau sera généralement déterminé a priori pour l'étude (disposition réglementaire, valeur guide) mais pourra aussi être dérivé statistiquement du bruit de fond naturel (voir Glossaire, fascicule III).

IV.3.1.1. Méthodologie proposée

Aucune campagne préliminaire n'est nécessaire ici, puisqu'on dispose déjà d'une caractérisation partielle ou complète de la pollution, et d'au moins un point de localisation. La recherche d'autres sources (§ IV.1.1.4) ou impacts de pollution (§ IV.1.5) peut se poursuivre le cas échéant en parallèle avec les investigations ci-dessous, qui visent à déterminer jusqu'où la pollution déjà connue a affecté le terrain.

La confirmation de l'extension de la pollution se fera par approche systématique autour du point identifié (plan en croix ou en étoile, ou plan en cercles concentriques, ou grille linéaire, ou échantillonnage à neuf points, à partir d'une étoile à huit branches), ou par resserrement de la maille de grille régulière autour de ce point (réduction de la maille à $\frac{1}{2}$ ou $\frac{1}{4}$). Ces investigations seront aussi poursuivies autour des installations similaires à celles à l'origine de la pollution constatée.

La confirmation de l'extension doit également se faire par échantillonnage à différentes profondeurs. En principe, l'emprise de la pollution est déterminée lorsqu'on dispose d'échantillons non pollués au droit de tous les échantillons pollués, mais à plus grande profondeur. Il est important de disposer d'un minimum de forages à profondeur suffisante pour ne pas risquer de manquer une tache de pollution sous-jacente.

Il est important à ce niveau de prendre en compte l'ensemble des polluants lors de l'établissement de la stratégie et du choix des matériels de prélèvement. Notamment, les profondeurs de prélèvement doivent tenir compte des différences de mobilité entre contaminants (voir volume II, chapitre 2 : hétérogénéité et densité d'échantillonnage). Plusieurs profondeurs peuvent être nécessaires pour bien localiser les différentes auréoles de pollution.

IV.3.1.2. Expérience CNRSSP

Wavrer P. (1997) - Rapport CNRSSP/1997/08.

Le site étudié est une ancienne cokerie réhabilitée. L'objectif de cette étude était méthodologique : sur un site dont la pollution est déjà identifiée, échantillonnage régulier d'une parcelle polluée, au moyen de plusieurs techniques de prélèvement, afin de déterminer et de comparer la représentativité des échantillons recueillis, en fonction des techniques et de la méthodologie d'investigation mises en oeuvre.

Il a été effectué un maillage carré régulier de 20 m de côté, de façon à déterminer un nombre de points suffisant pour une utilisation rationnelle et significative de la géostatistique et à optimiser la couverture de la friche. L'implantation des points de sondage a été réalisée sur plan, préalablement à toute visite du site ; déplacement du point, dans une marge de 10 % de la maille (2 m) ou suppression pure et simple du point sur le terrain lorsque des obstacles viennent contrarier l'implantation «prévue» (végétation, maçonnerie, etc.).

Wavrer P., Jeannée N. (1998) - Ancienne cokerie du site de Y. Compte-rendu de la campagne d'échantillonnage. Rapport CNRSSP/1998/03.

Afin d'étudier l'influence des outils et méthodologies d'investigation utilisés, les démarches suivantes ont été mises en oeuvre sur une grille systématique à maille carrée :

- Prélèvements sur parois de fosses de petites dimensions (profondeur comprise entre 50 et 90 cm) ouvertes à la pelle mécanique,
- Réalisation de sondages percussion de faible diamètre (45 mm) à une profondeur de 1.50 m.

En outre, afin d'étudier la variabilité des concentrations en polluants à petite échelle et ainsi d'adapter la grille aux besoins d'une étude géostatistique plus détaillée, la maille de 20 mètres a localement été réduite à 10 mètres, puis à 5 mètres.

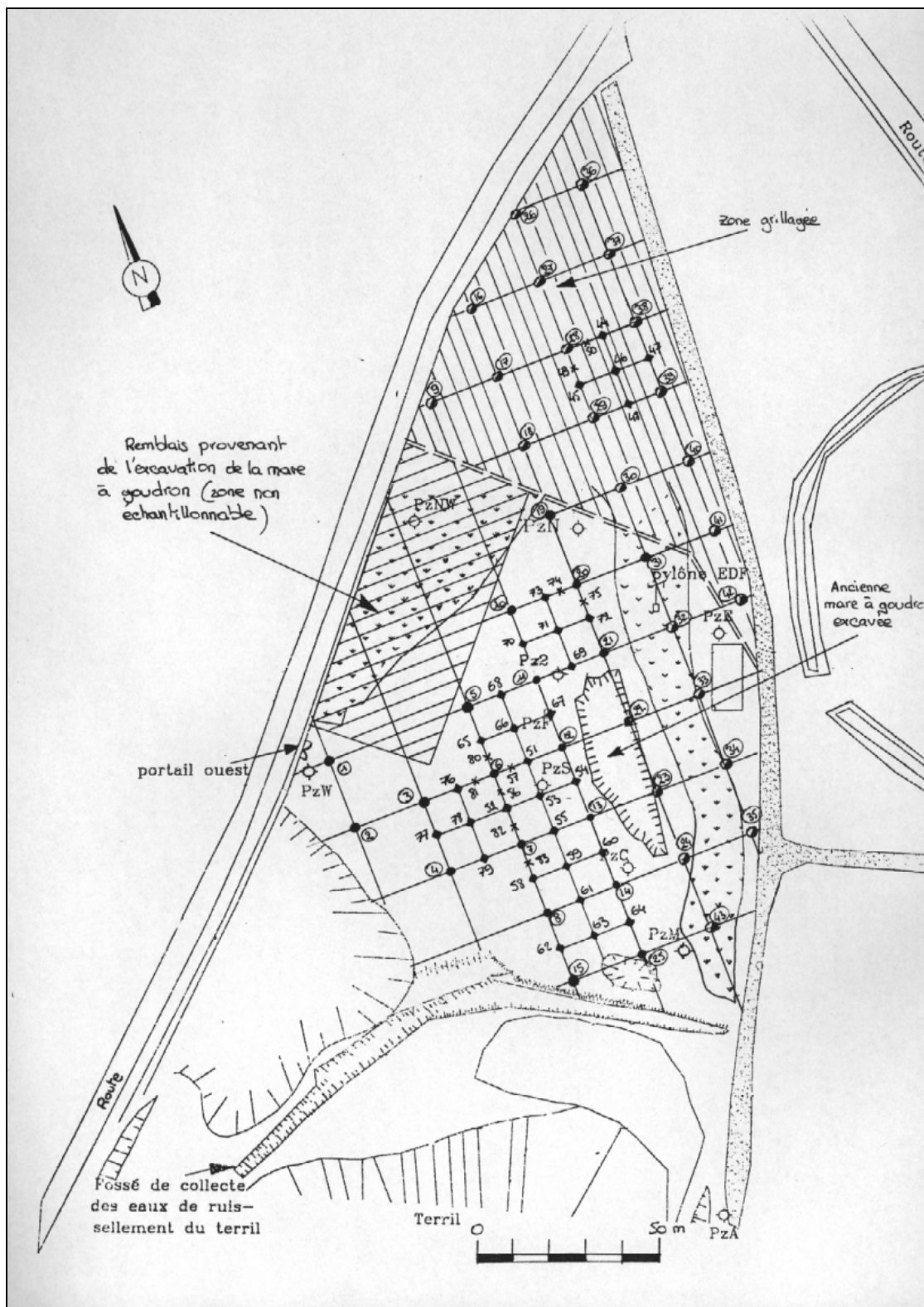


Figure 17 : Grille initiale et maille resserrée

Wavrer P. (1998) - Echantillonnage de sites contaminés par des polluants organiques. Comparaison de différentes stratégies et outils. Rapport CNRSSP/1998/27

Sur deux sites anciennement occupés par des cokeries, différentes stratégies d'échantillonnage et plusieurs outils de prélèvement ont été testés, afin d'étudier leur influence sur la représentativité d'un échantillon

analysé au regard de sa teneur en hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et en phénols. Ainsi, ont été mis en œuvre :

- Une stratégie d'échantillonnage systématique basée sur une grille régulière à maille carrée de 20 m resserrée localement à 10 m, puis 5 m sur un des deux sites.
- Des prélèvements sur parois de fosses de petites dimensions (profondeur inférieure à 1 m) ouvertes à la pelle mécanique.
- Des prélèvements à l'aide d'une sondeuse à percussion utilisant une sonde à lumières comme outil de prélèvement.
- Sur un des deux sites, une mesure des gaz du sol à l'aide d'un détecteur à photo-ionisation, ainsi qu'une analyse des HAP à l'aide de kits immuno-enzymatiques de terrain.

Les difficultés et limitations d'utilisation de chacune des techniques utilisées sont mises en évidence et discutées et des considérations sur les hétérogénéités de constitution ou de distribution (atteignant des valeurs assez considérables) rencontrées sur ce type de site sont présentées. L'influence de la stratégie d'échantillonnage a, quant à elle, été étudiée par simulation informatique, à partir des grilles mises en œuvre sur le terrain.

On conclut qu'il est difficile d'établir des recommandations générales pour l'échantillonnage des sites contaminés par un polluant organique de type HAP, au vu des très grandes hétérogénéités pouvant être rencontrées. Le plan d'échantillonnage doit tenir compte à la fois des objectifs scientifiques ou analytiques fixés, des polluants étudiés, mais aussi du budget et des contraintes matérielles ou techniques éventuelles.

IV.3.1.3. Application : situation A4

IV.3.1.4. Commentaires et discussion

La démarche visant à délimiter une pollution à partir d'une source connue, observable au moins en partie, nécessite une part systématique. La précision de la délimitation dépend de la distance entre points d'échantillonnage, donc de la maille de la grille choisie, et de la bonne connaissance des mécanismes de transfert et diffusion à partir de la source. La pondération entre stratégie arbitraire, et stratégie systématique dépend donc du niveau de confiance apporté aux données de l'étude historique. Si ces données sont insuffisantes, l'approche retenue tendra à se rapprocher de la stratégie 3_2.

IV.3.2. Stratégie 3_2 : Confirmation de l'extension d'une pollution localisée, à partir d'une source ponctuelle, non observable

Cette stratégie vise à délimiter une pollution déjà constatée, sur un site qui n'est plus reconnaissable. Il s'agit en général d'un site ou partie de site industriel abandonné, où les éléments de l'exploitation ont été abattus ou effacés, et où les processus industriels passés ne peuvent plus être situés dans l'espace.

IV.3.2.1. Méthodologie proposée

Elle s'apparente étroitement à la stratégie 3_1 dont elle ne diffère que par les points suivants :

- la confirmation de l'extension de la pollution par approche systématique autour du point identifié se fera de préférence par resserrement de la maille de grille régulière autour de ce point (réduction de la maille à $\frac{1}{2}$ ou $\frac{1}{4}$),
- l'approche sera purement géométrique et ne s'appuiera pas sur les éléments connus sur l'implantation des anciennes installations,
- le choix des différentes profondeurs d'échantillonnage sera plus systématique et ne sera pas adapté en fonction de l'implantation des anciennes installations.

IV.3.2.2. Expérience CNRSSP

Szczepski C. (2000) - Etude de la répartition de polluants organiques (HAP) au sein d'une maille d'échantillonnage de sols. Rapport CNRSSP/00/12

Grande variabilité des concentrations en HAP lors d'une étude sur le site d'une ancienne cokerie, échantillonné de façon systématique selon un maillage carré régulier de 20 mètres de côté. Nouvelle étude de la répartition de la pollution pour apprécier l'homogénéité du site à un pas d'échantillonnage plus serré (2,5 mètres).

Techniques de terrain (spectrophotométrie UV et GC/MS) testées et comparées à une technique de labo (HPLC). "Une certaine similitude" entre les résultats obtenus par la spectrophotométrie UV (technique de terrain) et l'HPLC (technique de laboratoire) (échec GC/MS ?).

Même à un pas d'échantillonnage plus serré, le site présente une hétérogénéité de la répartition de la pollution aussi bien en surface qu'en profondeur.

Steyer E. (2000) - Ancienne cokerie du site X - Compte-rendu de la campagne d'échantillonnage - Mai, juin et juillet 2000 - Rapport CNRSSP/00/09 (voir IV.1.1.2).

Wavrer P., Jeannée N. (1998) - Ancienne cokerie du site de Y. Compte-rendu de la campagne d'échantillonnage. Rapport CNRSSP/1998/03 (voir § IV.3.1.2).

Milon V. (2001) - Campagne d'échantillonnage d'une ancienne cokerie. Rapport CNRSSP/01/17, 19 p (IV.2.2.3).

IV.3.2.3. Application : situations B4, C4

IV.3.2.4. Commentaires et discussion

L'approche retenue ici a un caractère plus systématique que la pour délimitation d'une pollution dont la source est localisée. Dans l'espace, elle implique le recours à une grille d'échantillonnage couvrant toute la zone, et dont la maille doit être adaptée à la taille de la plus petite tache de pollution qu'on souhaite être certain de détecter. En profondeur, les investigations doivent être poursuivies au-delà de la profondeur maximum à laquelle on s'attend à rencontrer une source de pollution. En effet, on tiendra compte non seulement de la profondeur de la source, mais également de son panache éventuel de migration.

A l'opposé, la démarche ne sera pas aussi systématique que celle de la stratégie 5_1 préalable à une réhabilitation. En effet les enjeux ici (évaluation de la pollution) sont moins lourds qu'en 5_1 (coût potentiel des travaux). C'est pour cette raison que sauf cas particulier (grand site, enjeux santé forts) l'approche géostatistique ne sera pas nécessaire..

IV.3.3. Stratégie 3_3 : Evaluation de l'exposition d'un milieu cible/impacté (sur un site non industriel) avec une pollution déjà identifiée au voisinage du milieu

Cette stratégie est applicable pour délimiter l'extension de la zone impactée au sein d'un milieu d'exposition : zone agricole, habitable ou naturelle. Une source potentielle de pollution est connue à proximité de la zone d'étude : site industriel actif ou historique, stock de déchets, etc.

Ce cas est le miroir du précédent. La démarche n'est plus cette fois centrée sur la source, mais sur la ressource à protéger. Bien évidemment, cette dernière est parfaitement localisée, ce qui simplifie les investigations à mener.

IV.3.3.1. Méthodologie proposée

Les substances à analyser sont celles qui ont été identifiées sur le site industriel qui pourrait être à l'origine de la pollution, complétées éventuellement par des substances pour lesquelles on a un doute.

Le plan d'échantillonnage sera généralement une grille régulière à maille assez large, resserrée ou complétée par des points ciblés autour des secteurs les plus sensibles (résidentiel/jardins, captages AEP...). On complétera cette grille dans les secteurs les plus proches de la source présumée, et sur les voies de transfert préférentielles.

Le traitement géostatistique sera ici particulièrement utile pour mieux appréhender la probabilité de présence des substances polluantes en un point donné, et pour maîtriser le nombre d'échantillons nécessaires.

IV.3.3.2. Expérience CNRSSP

Pas d'expérience directe.

Voir pour les aspects géostatistiques :

Jeannée, N. (2001) - Caractérisation géostatistique de pollutions industrielles de sols. Cas des hydrocarbures aromatiques polycycliques sur d'anciens sites de cokeries. THESE, Ecole des Mines de Paris, 163 p.

IV.3.3.3. Exemples de références publiées

Projet CEEM (Wagner et al., 2001 ; Desaulles et al., 2001) :

Le site d'étude est un domaine essentiellement agricole ayant été exposé durant plusieurs décennies aux retombées atmosphériques d'un site métallurgique. Il a fait l'objet d'une étude européenne d'intercomparaison entre les méthodologies nationales d'échantillonnage en vue de caractérisation de la pollution. La comparaison des résultats d'analyse a permis de mettre en relief le niveau d'erreur d'échantillonnage lié à chaque méthodologie, en fonction des analytes suivis. Une conséquence annexe de cette étude est d'avoir démontré que l'incertitude d'échantillonnage est au minimum du même ordre de grandeur que l'incertitude analytique. Le plan est présenté en Figure 18.

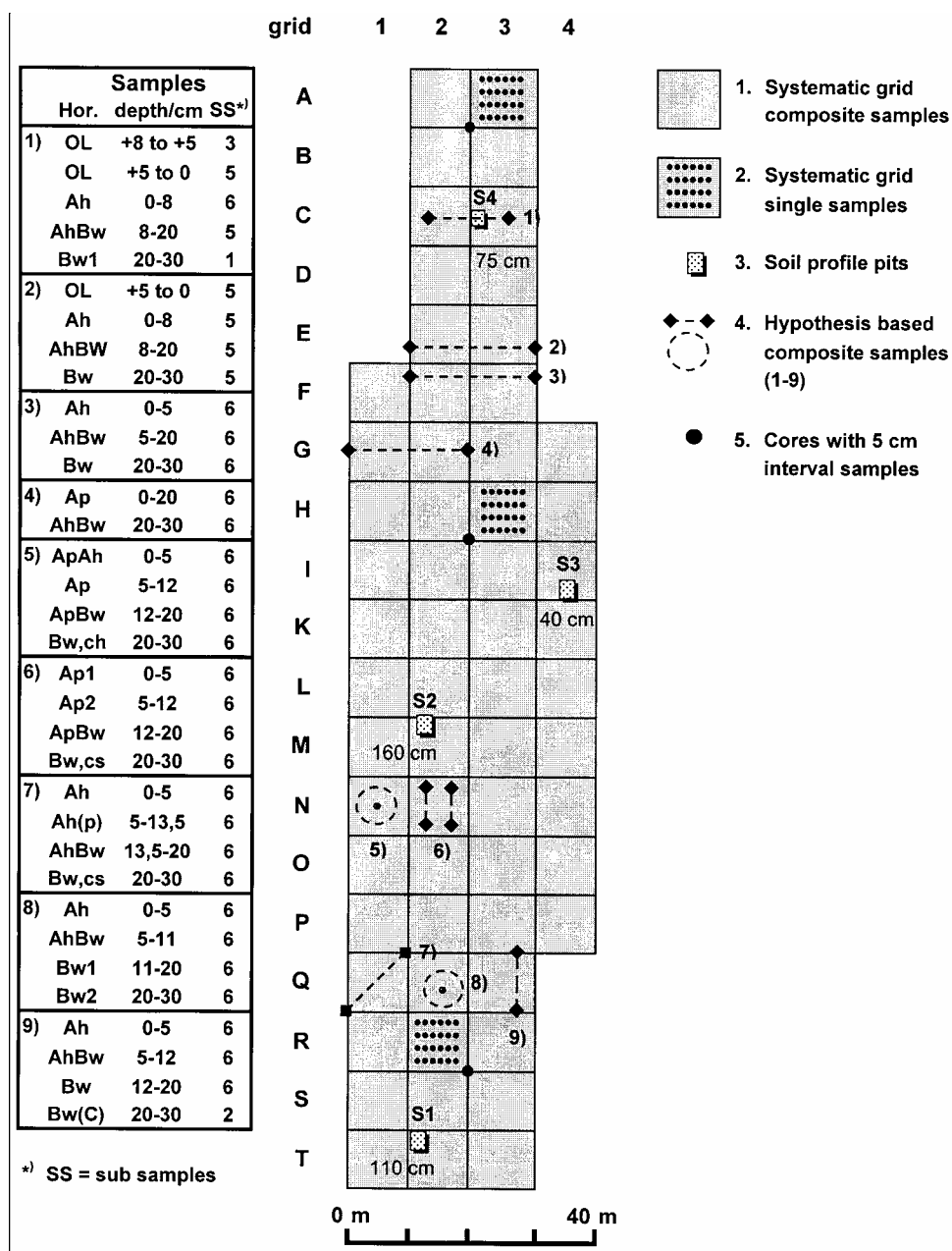


Figure 18 : Plans d'échantillonnage de référence, projet CEEM (Desaules et al., 2001)

A l'opposé de cette stratégie, Cui et al. (2004) présentent un plan d'échantillonnage très ciblé (Figure 19) pour l'évaluation des impacts sur des sols agricoles d'une pollution métallique aérienne par une fonderie.

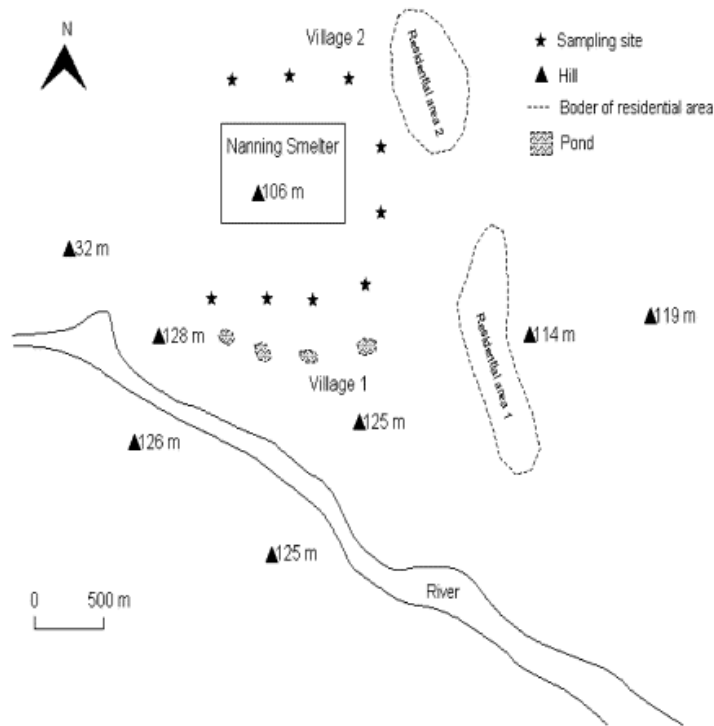


Figure 19 : Echantillonnage ciblé (*), fonderie de Nanning, Chine (Cui et al., 2004)

Des éléments relatifs à cette situation se trouvent aussi dans Rieuwerts & Farago (1996).

IV.3.3.4. Application : situations D2, D3, D4, D8, D9 ; E4 ; F2, F8, F9 ; H2, H3, H8, H9 ;

IV.3.3.5. Commentaires et discussion

Au sein du milieu observé, aucun point n'est à privilégier, sauf lorsque des usages plus sensibles existent dans la zone (terrain de jeux d'enfants, captage AEP, etc). L'approche systématique est de rigueur. Elle peut être homogène sur la surface du site (un usage) ou donner lieu à un plan stratifié, si plusieurs usages coexistent.

Par contre, sur un site non industriel, le suivi en profondeur de la pollution est moins critique. En effet, même si les polluants diffusent, le point d'entrée reste la surface. Il y a peu de chances de localiser en profondeur une pollution significative non présente en surface.

Le choix de la maille de la grille de prélèvement déterminera directement le degré de confiance applicable aux conclusions de l'étude, alors que la profondeur maximum des échantillonnages pourra être déduite de l'usage des sols.

IV.3.4. Stratégie 3_4 : Evaluation de l'exposition d'un milieu cible/impacté (sur un site non industriel) sans pollution identifiée au voisinage du milieu

Cette stratégie est applicable pour délimiter l'extension d'une zone impactée au sein du milieu d'exposition, mais là, aucune source potentielle de pollution n'est connue à proximité de la zone. Ce cas correspond à deux situations connues :

- une contamination a été identifiée par les autorités locales ou les habitants, mais ne peut être immédiatement reliée à une activité industrielle présente ou passée. Au vu de cette constatation, les autorités concernées entreprennent une démarche de recherche de sources potentielles ;
- le passé industriel d'une zone laisse penser qu'une pollution résiduelle est possible, et les autorités souhaitant revitaliser cette zone souhaitent s'assurer que cette pollution n'affecte pas leurs projets de réhabilitation.

Cette stratégie s'applique également pour délimiter l'extension d'une zone impactée par une pollution diffuse au sein du milieu d'exposition.

IV.3.4.1. Méthodologie proposée

La stratégie applicable ici diffère de la stratégie 3_3 en ce sens qu'il n'y a pas à prendre en compte la position de la source, ni les voies de transfert (sauf si des voies de transfert préférentielles sont présentes sur la zone, telles qu'un cours d'eau).

Elle diffère aussi par la sélection des paramètres à mesurer, basée non plus sur les émissions de la source potentielle, mais sur la réglementation et le risque, comme pour la stratégie 1_4. La sélection des profondeurs d'investigation et des matériels de prélèvement se fera comme en 1_4.

IV.3.4.2. Expérience CNRSSP

Pas d'expérience directe.

IV.3.4.3. Exemples de références publiées

L'absence de documentation reflète que ce cas, bien que fréquent, est rarement abordé en tant que tel, et que la caractérisation de pollution sur un site industriel est plutôt menée selon les stratégies 3_1 à 3_3, dans la pratique courante, même si la nature de la pollution est manifestement diffuse.

IV.3.4.4. Application : situations F4, G4, H4

IV.3.4.5. Commentaires et discussion

Cette stratégie représente le cas le plus simple possible : vérifier que l'aptitude des sols de la zone d'étude à remplir leur fonction naturelle n'a pas été affectée par une pollution. Donc : pas de nécessité de couvrir toutes les substances produites, seules compteront les substances reconnues comme potentiellement nocives par la réglementation ; aucune possibilité (en général) d'appliquer un plan d'échantillonnage préférentiel, donc recours au plan statistique ; profondeur d'investigation liée à l'usage fait des sols.

IV.3.5. Stratégie 3_5 : Cas particulier des sites ouverts mais à topographie contraignante

La présence sur un site d'éléments topographiques affectant notablement le comportement des polluants amène des modifications de la stratégie d'échantillonnage. On envisage ici le cas des terrains présentant une forte pente et celui des sites contenant un cours ou plan d'eau.

IV.3.5.1. Méthodologie proposée - terrain à étudier présentant une forte pente

Lorsque le terrain présente une forte pente, celle-ci jouera un rôle important, si ce n'est prépondérant, dans le transfert des polluants et l'extension de la zone polluée, notamment à travers le rôle accru du ruissellement par rapport à l'infiltration, ainsi que le transport des particules de sol.

Le plan d'échantillonnage devra s'appuyer sur le profil de prélèvements au point topographique le plus bas (cf. 0, et sur les prélèvements effectués aux points d'inflexion du profil topographique, mais il devra néanmoins couvrir aussi la zone de pente dans la mesure où celle-ci n'est pas trop forte pour la mise en œuvre des équipements choisis. L'accès au terrain et les contraintes de sécurité détermineront le matériel de forage utilisable.

IV.3.5.2. Méthodologie proposée - présence de cours ou plan d'eau

Comme pour la caractérisation (§ IV.2.4), la stratégie ne changera pas, mais il y aura une structuration majeure de la cartographie des teneurs en polluants (voir Figure 20 à Figure 22). Le plan d'échantillonnage devra tenir compte de la présence du cours d'eau, dans tous les cas. Il sera généralement nécessaire de fractionner la zone d'étude en deux ou plusieurs compartiments indépendants.

IV.3.5.3. Expérience CNRSSP

Laperche, V., Eisenlohr, L. (2001) - Echantillonnage d'un site contaminé par l'arsenic - Comparaison de différentes stratégies et représentativité de l'échantillonnage des sols. Rapport CNRSSP/01/11, 33 p (voir § IV.2.1.2).

IV.3.5.4. Exemples de références publiées

Washington State Department of Ecology (2002) - Toxics Cleanup Program, Tacoma Smelter Plume Site, King County Mainland Soil Study. US-EPA Superfund report.

Le site de la fonderie de cuivre ASARCO, dans la banlieue de Seattle, a donné lieu à une pollution significative en As et Pb en raison du contenu des minerais traités. Cette pollution a été disséminée par voie atmosphérique sur un secteur densément peuplé le long d'une côte découpée.

Le plan d'échantillonnage global (Figure 20) est de type ciblé : la source est parfaitement localisée (cheminée) et le vecteur principal aussi (vents dominants). Toutefois, sur l'île, ce plan s'appuie sur une grille régulière.

La densité d'échantillonnage est accrue ici fonction non seulement de la probabilité de pollution (proximité de la source et exposition privilégiée aux vents dominants, Vashon Island) mais également de la présence de milieux et de populations cibles.

La complexité de la topographie, associant baies découpées et reliefs, rend inopérante ici toute stratégie non préférentielle (grille régulière ou plan aléatoire).

La démarche suivie pour cette étude a été menée en plusieurs phases successives, amenant une optimisation des méthodes en fonction des premiers résultats :

- échantillonnage de reconnaissance de zones boisées à proximité de la source (île et côtes),
- échantillonnage de zones cibles très sensibles accueillant des enfants (écoles, parcs, plages,...)
- échantillonnage systématique à plus large échelle à partir des premiers résultats.

L'objectif étant de caractériser la contamination aérienne, les échantillons ont été prélevés par carottages superficiels. En chaque point, trois forages ont été exécutés et échantillonnés pour les tranches 0-5, 5-15 et 15-30 cm.

Le total des points échantillonnés est de 59+16 pour le continent (177 forages, 576 échantillons) et 161 pour l'île de Vashon-Maury.

Les cartes de répartition de As (Figure 21) et Pb (Figure 22) montrent à l'évidence le comportement différentiel de ces deux polluants, et leur dissémination à une distance contrôlée par la direction des vents dominants. Un grand nombre de points sur l'île, et certains points sur le continent, dépassent nettement les valeurs guides admissibles dans l'Etat.

Ces cartes permettent de déterminer des secteurs potentiellement contaminés, d'y identifier les cibles les plus sensibles (notamment les zones accueillant des enfants), et de hiérarchiser les travaux de réhabilitation à prévoir.

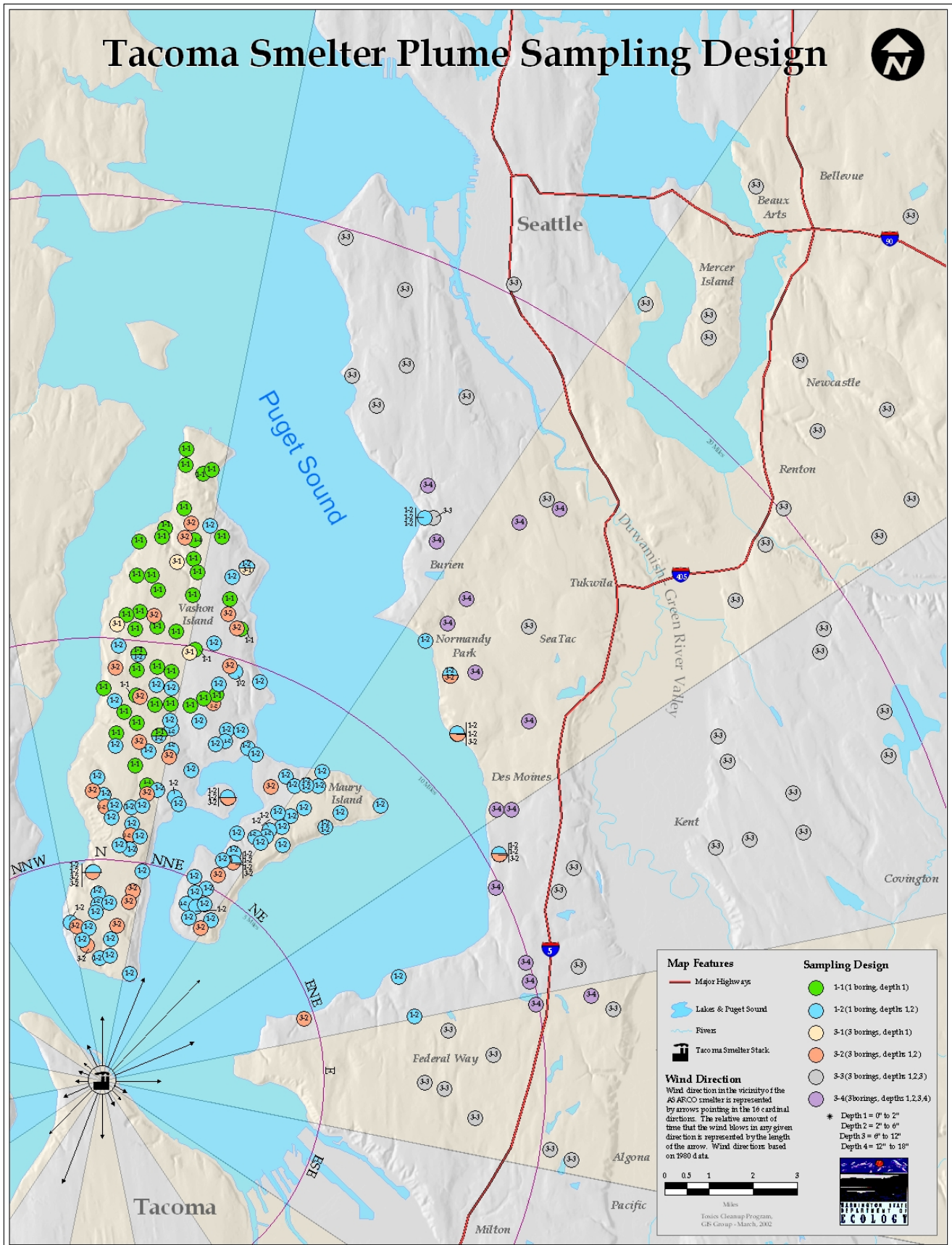


Figure 20: Fonderie de Tacoma, WA, USA: plan d'échantillonnage ciblé stratifié (profondeur variable)

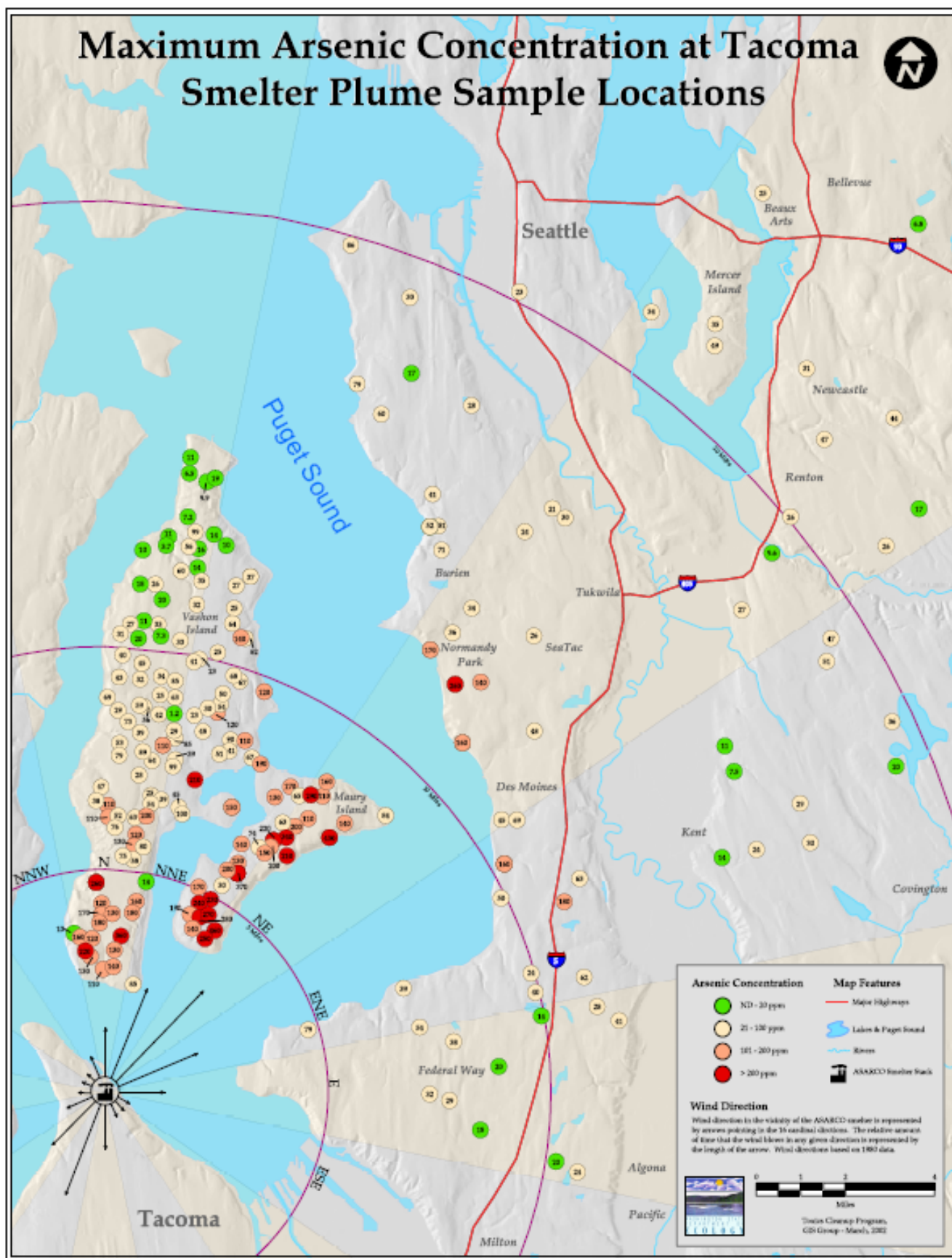


Figure 21: Concentrations en Arsenic dans les sols au voisinage de la fonderie de Tacoma

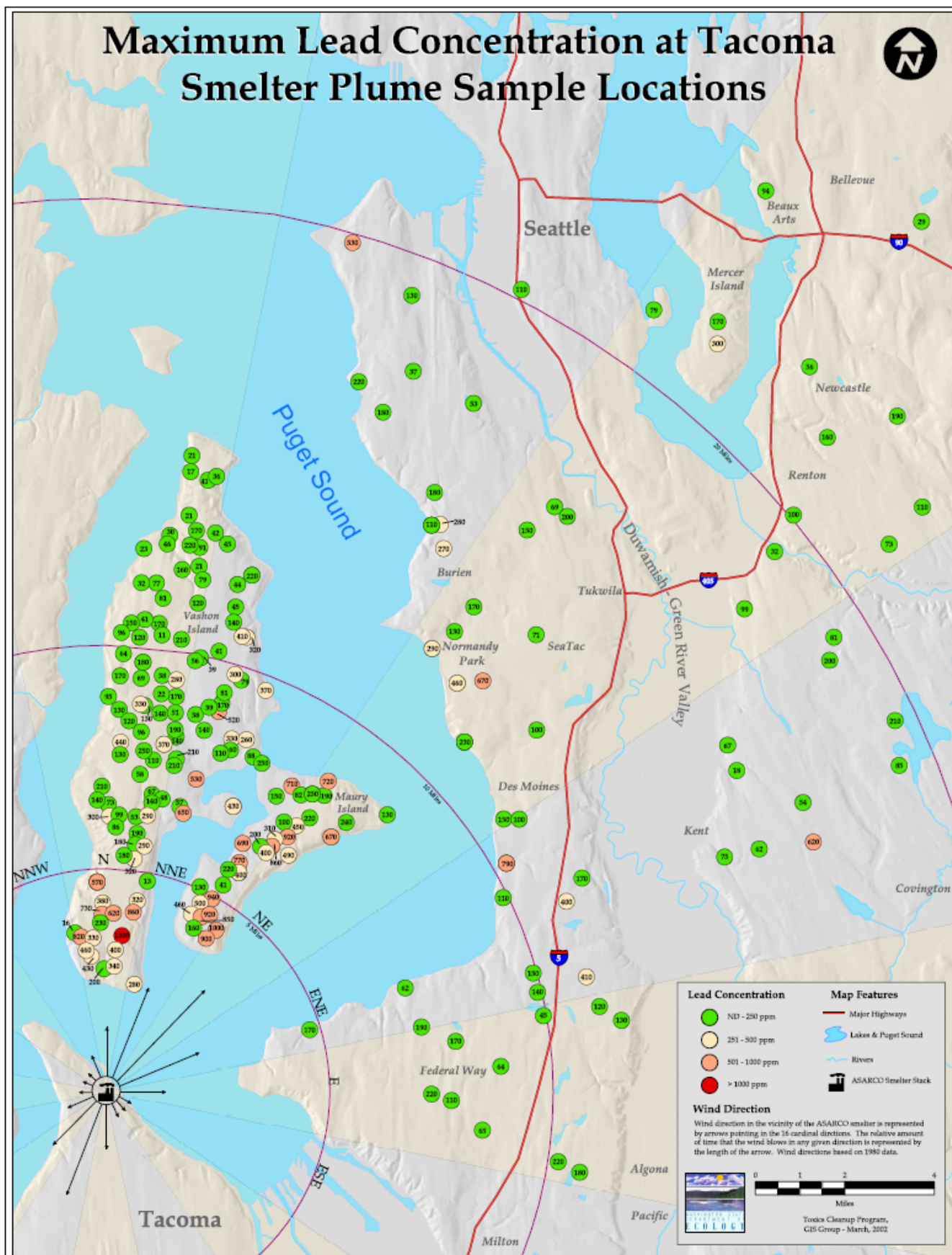


Figure 22: Concentrations en Plomb dans les sols au voisinage de la fonderie de Tacoma

IV.3.5.5. Application : situations J2, J8, K2, K8

IV.3.5.6. Commentaires et discussion

La stratégie dans ce cas est davantage déterminée par le terrain que par l'objectif. Sur un terrain à forte pente, il sera nécessaire d'analyser les données collectées en pied de talus par rapport aux données en amont topographique, quel que soit l'objectif de l'étude.

En bordure de cours ou plan d'eau, le niveau de contamination des sols en contact avec l'eau (rives, berges) prédominera sur la nature ou l'origine de cette contamination dans l'analyse des transferts subséquents.

IV.4. STRATEGIES DESTINEES A EVALUER LE RISQUE OU LES ENJEUX DE LA POLLUTION

Ces investigations se placent dans un cadre d'aide à la décision, elles sont destinées à fournir les éléments objectifs d'un choix adéquat : existe-t-il un risque environnemental, existe-t-il un passif environnemental, doit-on dépolluer ? On utilise aussi le terme « diagnostic » pour ce type d'études.

IV.4.1. Stratégie 4_1 : Etude de risque d'une pollution ponctuelle sur site industriel, à partir d'une source connue (installations ou stocks de déchets)

L'étude de risque sur un site industriel actif résulte fréquemment d'une demande des autorités. Dans ce cas, le cadre méthodologique et réglementaire (EDR³) est fixé. Elle est aussi effectuée sur les sites historiques et abandonnés pour pouvoir hiérarchiser la priorité d'une éventuelle réhabilitation (responsabilité ADEME). Elle peut enfin être effectuée à l'initiative de l'industriel ou du propriétaire du site, lorsqu'il souhaite utiliser cette approche pour l'évaluation des responsabilités attachées à son patrimoine. D'autres approches de l'évaluation des responsabilités sont évoquées dans les chapitres IV.4.5 à IV.4.7.

IV.4.1.1. Méthodologie proposée

La méthodologie devra être basée sur les recommandations du référentiel de risque retenu (par exemple, ESR, EDR, HESP, HACCP, RAGS, RBCA). En l'absence de recommandations suffisamment détaillées, on suivra étroitement les normes (ISO ou normes locales) en se basant sur les stratégies 2_1 et 3_3.

Les études de risque étant par définition centrées sur l'évaluation de l'exposition, on attachera une importance particulière à l'identification des vecteurs et des voies de transfert, des mécanismes de diffusion des polluants, et la forme chimique (spéciation) de ceux-ci, qui contrôle leur toxicité. La stratégie d'échantillonnage pourra donc être fortement contrainte par le modèle conceptuel de pollution. Une démarche centrifuge à partir des sources de pollution connues est ici acceptable, et justifiera le choix d'un plan ciblé (approche préférentielle).

Certaines études de risque sont menées non pas par rapport à l'activité industrielle du site tel qu'il est actuellement, mais par rapport au réaménagement du site envisagé par son titulaire. Elles se rapprochent dans leur mise en œuvre des situations 5_1 et 5_3, puisqu'elles sont censées évaluer le bien-fondé des choix techniques de réhabilitation avant la réalisation des travaux. Elles emprunteront à la stratégie 5_1 les aspects relatifs à l'évaluation de la pollution, à la stratégie 5_3 ceux relatifs à l'estimation de la pollution résiduelle, et à la méthodologie ci-dessus les spécificités de l'analyse de risque.

³ La stratégie mise en œuvre depuis 1996 par les différents ministères en charge de la politique environnementale en France est basée sur l'évaluation du risque constitué par chaque site pollué. Cette évaluation s'effectue avec deux outils : l'ESR (évaluation simplifiée), et pour les sites reconnus pouvoir présenter un risque significatif à l'issue de celle-ci, l'EDR (évaluation détaillée). Cette stratégie est en cours de réexamen complet par le MEED mais il est de toute manière intéressant de la présenter, dans la mesure où elle affecte toutes les investigations effectuées ces dix dernières années.

Enfin, les études de risque font fréquemment appel à un traitement des données collectées par un logiciel spécifique, pour lequel il peut exister des contraintes sur le plan ou la densité d'échantillonnage. Il est donc souhaitable de connaître ces contraintes avant de définir un plan.

IV.4.1.2. Expérience CNRSSP

Pas d'expérience directe.

IV.4.1.3. Exemples de références publiées

La plupart des études de risque ne sont pas publiées. Il est toutefois possible de s'inspirer des documents de communication pour avoir des exemples de stratégie. Ainsi, dans le cadre de la réhabilitation du site d'une ancienne usine chimique, un échantillonnage des sols par sondages a été effectué dans le cadre d'une EDR (évaluation détaillée de risque, Figure 23). Dans le cas de cet exemple, l'usage futur du site changeant peu (Figure 24), l'EDR a été structurée autour de l'état actuel du site. Ces données ont été publiées par l'ORDIMIP (Observatoire régional des déchets industriels en Midi-Pyrénées) :

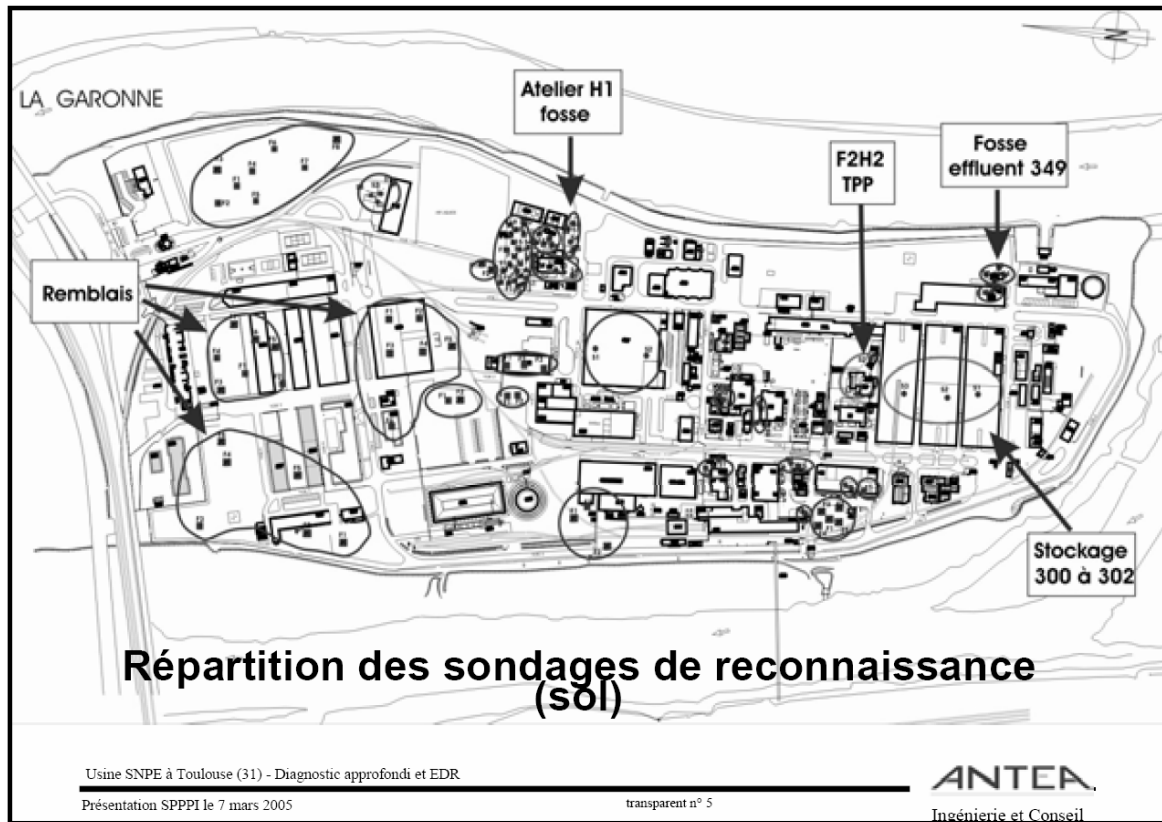


Figure 23 : Répartition des sondages de reconnaissance autour des anciennes activités du site

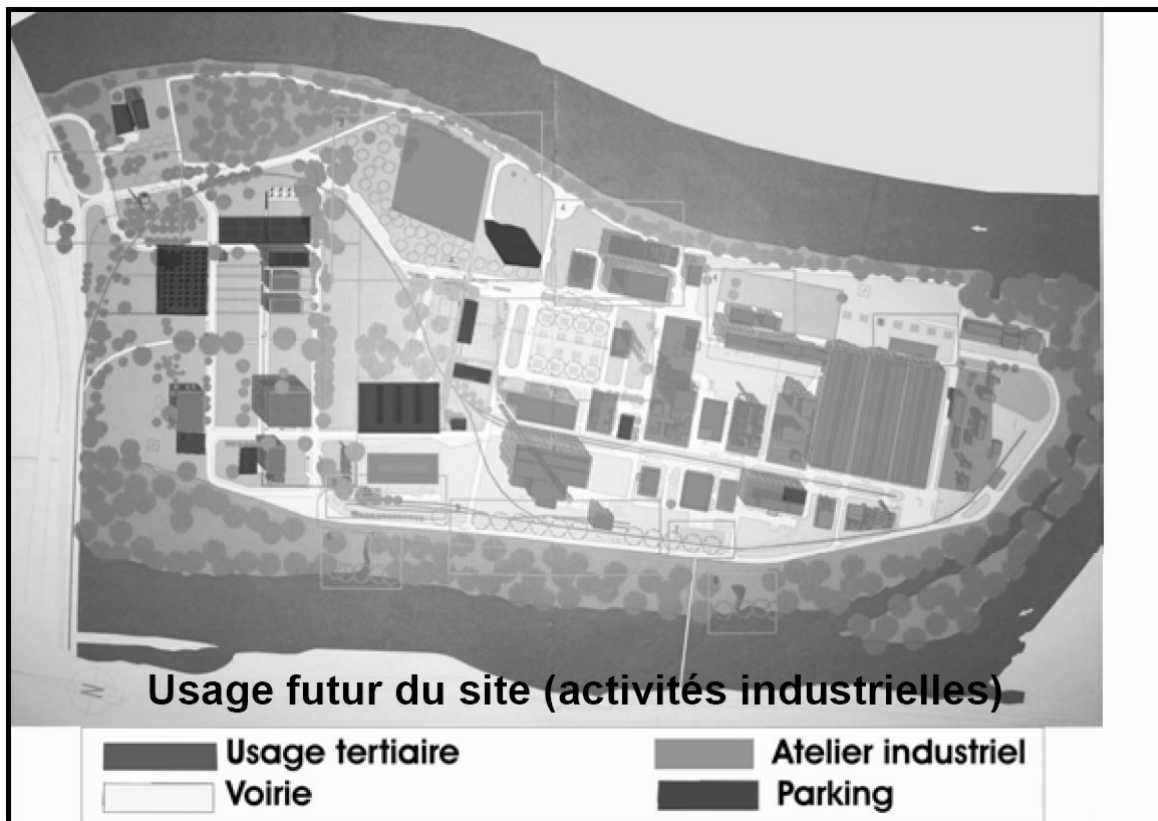


Figure 24 : Futures activités du site

IV.4.1.4. Application : situation A2

IV.4.1.5. Commentaires et discussion

Les études de ce type sont presque toujours réalisées par un prestataire de services spécialisé (bureau d'études environnementales ou BEE). Les études de type ESR uniquement sont surtout réalisées sur des sites historiques, ou sur des sites industriels où les enjeux environnementaux sont réduits, et n'appellent généralement pas de discussions. Les débats les plus fréquents concernent les sites industriels où les enjeux environnementaux sont plus importants, et où une EDR a fait suite à l'ESR ou été réalisée directement. La méthodologie EDR se prête à une large diversité d'approche de la part du BEE. La pertinence des stratégies retenues est ensuite débattue entre l'administration, le titulaire du site et le BEE. En cas de désaccord, une tierce expertise est réalisée. Les relevés de décisions de ces débats et les conclusions des tiers experts constituent une riche source d'information sur les stratégies en étude de risque. En France, cette source est théoriquement publique mais d'accès malaisé (consultation d'archives papier dans les subdivisions des DRIRE). Il est à souhaiter que l'on s'inspire à l'avenir de la pratique nord-américaine de mettre ce type de documents en ligne sur Internet.

IV.4.2. Stratégie 4_2 : Etude de risque d'une pollution ponctuelle sur site industriel, à partir de sources de pollution diffuses ou non localisées

En théorie, une pollution ponctuelle peut être le résultat d'une source diffuse là où des facteurs favorables existent pour fixer préférentiellement les polluants.

La même approche est fréquente pour les installations historiques, lorsqu'on doit procéder à une évaluation de risque sans disposer d'une détection ou d'une caractérisation suffisamment précises des sources primaires ou secondaires de pollution. On est amené alors à considérer l'ensemble des sources de pollution mal ou non localisées comme une forme de pollution diffuse du site.

IV.4.2.1. Méthodologie proposée

Par rapport à la stratégie 4_1, le modèle conceptuel sera moins précis, les voies de transfert seront moins localisées et en général, la surface sur laquelle porte l'étude de risque devra être plus vaste pour prendre en compte les incertitudes sur la localisation des sources et la diffusion des polluants.

Un plan ciblé sera moins facile à mettre en œuvre et à justifier, et le risque de conclusions erronées sera plus élevé. Il pourra être opportun de revenir à une grille systématique, ou de superposer une grille systématique à un échantillonnage ciblé autour des principales observations de pollution.

IV.4.2.2. Expérience CNRSSP

Pas d'expérience directe.

IV.4.2.3. Application : situations B2, C2, G2, J2, K2

IV.4.2.4. Exemples de références publiées

On rattachera à ce cas une étude de risque (EDR) menée sur le site des anciennes usines à gaz de Strasbourg. Ce site précédemment réhabilité ne porte plus aujourd'hui de vestiges des anciennes installations, mais présente une pollution résiduelle significative. Un changement de plan d'utilisation des sols a amené à réévaluer cette pollution en fonction de nouveaux usages des terrains. L'étude de risque a retenu une stratégie systématique, avec un plan en grille et des investigations par fosse.

Une particularité de ce cas est que l'ancien exploitant, ne souhaitant pas à priori dégager sa responsabilité des pollutions résiduelles, a fourni des indications sur la manière de conduire les investigations en profondeur, de manière à pouvoir intervenir lui-même si était rencontrée une source de pollution résiduelle présentant un risque significatif. En particulier, la recherche de poches de goudrons devait être menée systématiquement, ainsi que l'évaluation de leur extension et de leur profondeur, en vue de faciliter leur future extraction. Cet aspect de l'étude de risque se rapproche clairement de la stratégie 5_1.

IV.4.2.5. Commentaires et discussion

Les commentaires du § IV.4.1.5 s'appliquent également ici. Les auteurs n'ont pas eu connaissance des discussions entourant les études relatives à d'autres référentiels que l'EDR, ces dossiers n'étant généralement pas publics.

IV.4.3. Stratégie 4_3 : Etude de risque sur un site non industriel avec une pollution déjà identifiée au voisinage (pollution ponctuelle)

Ce cas est typiquement celui rencontré par un industriel dans ses relations avec les riverains du site. C'est aussi celui de l'évaluation des servitudes environnementales affectant les terrains situés autour d'un site historique ou abandonné. Ce second cas est celui rencontré par les acteurs d'une restructuration de site industriel : promoteurs, agences foncières publiques, gestionnaires de patrimoine foncier industriel...

IV.4.3.1. Méthodologie proposée

La méthodologie à suivre découle étroitement du référentiel risque applicable, comme en 4_1. Là encore, en l'absence d'autre information, on suivra aussi étroitement que possible les normes ISO, ainsi que les prescriptions réglementaires attachées à l'usage envisagé pour le terrain. Le fait que cet usage soit classé sensible ou non affectera fortement l'évaluation de risque, les teneurs en polluants jugées critiques, et certains paramètres de la campagne d'échantillonnage, comme la profondeur de prélèvement.

Le fait que la pollution et le risque soit jaugés en fonction de l'usage prévu, et non pas dans l'absolu, permettra souvent de ne pas procéder à des investigations profondes, à deux exceptions près :

- lorsque la pollution du sol représente une menace pour un aquifère exploité sous-jacent,
- lorsqu'il s'agit de polluants volatils.

En effet la migration des polluants s'effectue généralement per descensum ou latéralement, et rarement vers la surface (sauf cas des volatils). On peut alors se limiter à une profondeur utile qui est souvent de 30 cm (labour, jardinage).

Il est enfin fréquent de devoir contrôler la présence ou l'absence de l'ensemble des polluants soumis à un contrôle réglementaire. Une telle contrainte affecte la campagne d'échantillonnage en ce qu'elle oblige à prélever selon plusieurs techniques en chaque point :

- utilisation d'outillage revêtu en Teflon et de flaconnage en polyéthylène pour les prélèvements destinés au dosage des métaux lourds en traces,
- utilisation d'outillage en acier non peint et de flaconnage en verre pour les prélèvements destinés au dosage des composés organiques non volatils,
- utilisation d'outillage de forage spécifique et de flaconnage serti pour les prélèvements destinés au dosage des composés organiques volatils.

IV.4.3.2. Expérience CNRSSP

Pas d'expérience directe.

IV.4.3.3. Application : situations A8, B8, E2, E3, E8, E9

IV.4.3.4. Commentaires et discussion

Les commentaires du § IV.4.1.5 s'appliquent également ici. Les auteurs n'ont pas eu connaissance des discussions entourant les études relatives à d'autres référentiels que l'EDR, ces dossiers n'étant généralement pas publics.

IV.4.4. Stratégie 4_4 : Etude de risque sur un site non industriel avec une pollution déjà identifiée au voisinage (pollution diffuse)

Une pollution diffuse sur un site non industriel peut émaner d'une source ponctuelle (par exemple, cheminée d'usine ou « source fixe ») ou d'une source diffuse per descensum (infiltration de polluants par épandage et/ou ruissellement), mais parfois aussi per ascensum (remontée de polluants contenus dans les nappes superficielles). Ici,

Deux cas sont possibles :

- soit l'étude est demandée suite à la constatation d'une pollution ponctuelle sur le site non industriel⁴. On cherchera alors à établir ou vérifier le lien entre la source de pollution déjà identifiée au voisinage, et la pollution constatée sur le site, puis à évaluer cette dernière et les risques qu'elle entraîne ;
- soit l'étude est demandée suite à la constatation d'une pollution avec risque significatif au voisinage du site non industriel sans avoir constaté de pollution sur ce dernier. On cherchera alors à établir une possible extension sur le site non industriel de la pollution déjà identifiée au voisinage, puis à évaluer cette dernière et les risques qu'elle entraîne.

La même approche est aussi applicable pour les pollutions liées à des sites historiques, lorsqu'on doit procéder à une évaluation de risque sans disposer d'une localisation précise des sources de pollution. On est amené alors à considérer l'ensemble des sources de pollution mal ou non localisées comme une forme de pollution diffuse du site.

⁴ En théorie, une pollution ponctuelle peut être le résultat d'une source diffuse là où des facteurs favorables existent pour fixer préférentiellement les polluants.

IV.4.4.1. Méthodologie proposée

La méthodologie à suivre combinera les contraintes propres aux stratégies 4_2 et 4_3, et s'éloignera fortement de la stratégie 4_1. Elle peut commencer par une démarche d'identification des sources des pollutions constatées. Cette démarche sera alors empruntée à la stratégie 2_2. Elle se poursuivra avec une évaluation de l'étendue et de l'intensité de la pollution sur tout le site. Le caractère systématique du plan d'échantillonnage et de la recherche de l'ensemble des polluants réglementés pourront aboutir à des coûts d'investigation assez lourds dans les zones à usage sensible. Dans les zones agricoles ou à usage non sensible, les coûts pourront être maîtrisés par le recours à une maille de prélèvement assez lâche, ou à des échantillons composites (voir volume II, chapitre 3 : techniques d'échantillonnage). Rappelons toutefois que les échantillons composites ne doivent pas être utilisés pour la recherche des composés volatils, et qu'ils réduisent la sensibilité de la technique analytique.

IV.4.4.2. Expérience CNRSSP

Pas d'expérience directe. Des éléments se trouvent dans :

Pitout C. (1998) - Développement et utilisation des Systèmes d'Information Géographiques appliqués à l'investigation des sites pollués - Rapport bibliographique - Rapport CNRSSP/98/06 (voir § IV.5.1.2).

Eisenlohr L. (2000) - Ancienne usine de produits phytosanitaires - Compte-rendu de la campagne d'échantillonnage - Sols et Eaux souterraines - Rapport intermédiaire - Rapport CNRSSP/00/04 (voir § IV.2.1.2).

Szczepski C. (2000) - Etude de la répartition de polluants organiques (HAP) au sein d'une maille d'échantillonnage de sols. Rapport CNRSSP/00/12 (voir § IV.3.2.2).

Jeannée, N. (2001) - Caractérisation géostatistique de pollutions industrielles de sols. Cas des hydrocarbures aromatiques polycycliques sur d'anciens sites de cokeries. THESE, Ecole des Mines de Paris, 163 p.

IV.4.4.3. Exemples de références publiées

Des éléments concernant cette situation se trouvent dans Rieuwerts & Farago (1996).

IV.4.4.4. Application : situations C8, D2, D8 ; F2, F3, F8, F9 ; H2 ; J8, K8

IV.4.4.5. Commentaires et discussion

Les commentaires du § IV.4.1.5 s'appliquent également ici. Les auteurs n'ont pas eu connaissance des discussions entourant les études relatives à d'autres référentiels que l'EDR, ces dossiers n'étant généralement pas publics.

IV.4.5. Stratégie 4_5 : Evaluation d'une pollution ponctuelle, à partir d'une source connue (installations ou stocks de déchets) en vue d'audit environnemental de site ou transfert de propriété

Cette stratégie est applicable aux mêmes cas que la stratégie 4_1, mais elle obéit à des contraintes formelles différentes.

Le dossier à présenter par le titulaire du site pour un audit devra se conformer au référentiel dans lequel se situe cet audit (par exemple, ISO 14001:1996, règlements CEE 1836/93 "Environmental management and audit scheme" (EMAS), 761/2001 (EMAS II) pour l'adhésion volontaire).

Dans le cas d'un transfert de propriété, le dossier devra se conformer au référentiel du système de management environnemental de l'acquéreur.

Enfin, dans le cas d'un litige, il n'existe aucune contrainte de forme mais le dossier devra être solidement étayé.

IV.4.5.1. Méthodologie proposée

Par rapport à la stratégie 4_1, le formalisme propre aux référentiels risque ne s'impose plus. Les contraintes propres aux évaluations de risque (ESR et EDR, en France ; EcoAudit) doivent toujours être prises en compte, car de telles évaluations peuvent être demandées après le transfert de propriété.

Par rapport à la stratégie 2_1, les investigations seront moins détaillées que celles nécessaires à une caractérisation satisfaisante des impacts et des sources. On se contentera ici du niveau de précision requis pour l'évaluation des responsabilités. Lorsque ces dernières sont particulièrement sensibles (forte exposition médiatique du propriétaire, site en zone urbaine ou sensible, forte toxicité ou forte teneur des polluants concernés,...) il est possible d'appliquer les stratégies 2_1 et 3_1.

Le point le plus important de la stratégie 4_5 est l'attention à porter à la caractérisation et la quantification des sources, et la connaissance de leurs mécanismes de diffusion et relargage. C'est cette quantification qui permettra d'évaluer quelle « épée de Damoclès » ces sources font porter sur les responsabilités du propriétaire du site. Dans les cas les moins favorables, l'évaluation des sources pourra entraîner une décision de dépolluer à l'initiative du propriétaire (acheteur ou vendeur).

IV.4.5.2. Expérience CNRSSP

Pas d'expérience globale, mais une partie des méthodes sont étudiées dans :

Wavrer P., Jeannée N. (1998) - Ancienne cokerie du site de Y. Compte-rendu de la campagne d'échantillonnage. Rapport CNRSSP/1998/03 (voir § IV.3.1.2).

Pitout C. (1998) - Développement et utilisation des Systèmes d'Information Géographiques appliqués à l'investigation des sites pollués - Rapport bibliographique - Rapport CNRSSP/98/06 (voir § IV.5.1.2).

Eisenlohr L. (2000) - Ancienne usine de produits phytosanitaires - Compte-rendu de la campagne d'échantillonnage - Sols et Eaux souterraines - Rapport intermédiaire - Rapport CNRSSP/00/04 (voir § IV.2.1.2).

Steyer E. (2000) - Ancienne cokerie du site X - Compte-rendu de la campagne d'échantillonnage - Mai, juin et juillet 2000 - Rapport CNRSSP/00/09 (voir IV.1.1.2).

Szczepski C. (2000) - Etude de la répartition de polluants organiques (HAP) au sein d'une maille d'échantillonnage de sols. Rapport CNRSSP/00/12 (voir § IV.3.2.2).

IV.4.5.3. Exemples de références publiées

Ces études ne sont pas publiées, seules les études remises à la justice en cas de litige sont théoriquement accessibles.

IV.4.5.4. Application : situations A3, A9

IV.4.5.5. Commentaires et discussion

Le savoir-faire en ce domaine est essentiellement concentré dans les mains des bureaux d'étude environnementaux, et des services environnementaux et juridiques des grandes sociétés. Des compétences peuvent se rencontrer aussi dans les cabinets de conseil foncier, juridique ou chez les assureurs.

Ce domaine très professionnel sort largement du champ des études pouvant être menées par le CNRSSP, centre de recherches, qui se limitera ici à l'analyse critique des méthodes pouvant être mises en œuvre (fascicule II).

IV.4.6. Stratégie 4_6 : Evaluation d'une pollution ponctuelle, à partir de sources de pollution diffuses ou non localisées (installations historiques) en vue d'audit environnemental de site ou transfert de propriété

Cette stratégie est applicable aux mêmes cas que la stratégie 4_2, mais le formalisme propre aux référentiels risque ne s'impose plus. Toutefois, les contraintes propres aux évaluations de risque (ESR et EDR, en France ; EcoAudit) doivent toujours être prises en compte, car de telles évaluations peuvent être demandées après le transfert de propriété.

Le dossier à présenter par le titulaire du site pour un audit devra se conformer au référentiel dans lequel se situe cet audit (par exemple, ISO 14001:1996, règlements CEE 1836/93 "Environmental management and audit scheme" (EMAS), 761/2001 (EMAS II) pour l'adhésion volontaire).

Dans le cas d'un transfert de propriété, le dossier devra se conformer au référentiel du système de management environnemental de l'acquéreur.

Enfin, dans le cas d'un litige, il n'existe aucune contrainte de forme mais le dossier devra être solidement étayé.

IV.4.6.1. Méthodologie proposée

Elle peut commencer par une démarche de recherche et d'identification des sources des pollutions constatées. Cette démarche sera alors empruntée à la stratégie 2_2. L'évaluation des sources, mentionnée dans la stratégie 4_5, n'est pas à prévoir ici, puisqu'elles ne sont pas localisées et qu'on assume leur substitution par une pollution diffuse.

Elle se poursuivra avec une évaluation de l'étendue et de l'intensité de la pollution sur tout le site. S'il s'avère que les aléas environnementaux et les responsabilités induites sont lourds, on pourra choisir de rechercher (1_1) et caractériser (2_1) les zones les plus polluées pour pouvoir mieux quantifier ces aléas, chiffrer les responsabilités et si besoin déclencher des opérations de dépollution. Une fois identifiées les sources et les zones polluées, on se reporte à la stratégie 4_5.

IV.4.6.2. Expérience CNRSSP

Pas d'expérience globale, mais une partie des méthodes sont étudiées dans :

Wavrer P., Jeannée N. (1998) - Ancienne cokerie du site de Y. Compte-rendu de la campagne d'échantillonnage. Rapport CNRSSP/1998/03 (voir § IV.3.1.2).

Steyer E. (2000) - Ancienne cokerie du site X - Compte-rendu de la campagne d'échantillonnage - Mai, juin et juillet 2000 - Rapport CNRSSP/00/09 (voir IV.1.1.2).

IV.4.6.3. Exemples de références publiées

Ces études ne sont normalement pas publiées, seules les études remises à la justice en cas de litige sont théoriquement accessibles.

IV.4.6.4. Application : situations B3, B9, C3, G3, G8, G9, J9, K9

IV.4.6.5. Commentaires et discussion

Le savoir-faire en ce domaine est essentiellement concentré dans les mains des bureaux d'étude environnementaux, et des services environnementaux et juridiques des grandes sociétés. Des compétences peuvent se rencontrer aussi dans les cabinets de conseil foncier, juridique ou chez les assureurs. Ce domaine très professionnel sort largement du champ des études pouvant être menées par le CNRSSP, centre de recherches, qui se limitera ici à l'analyse critique des méthodes pouvant être mises en œuvre (fascicule II).

IV.4.7. Stratégie 4_7 : Evaluation d'une pollution diffuse en vue d'audit environnemental de site ou transfert de propriété

Cette stratégie est applicable à certains des cas de la stratégie 4_2, mais le formalisme propre aux référentiels risque ne s'impose plus. Toutefois, les contraintes propres aux évaluations de risque (ESR et EDR, en France ; EcoAudit) doivent toujours être prises en compte, car de telles évaluations peuvent être demandées après le transfert de propriété.

Le dossier à présenter par le titulaire du site pour un audit devra se conformer au référentiel dans lequel se situe cet audit (par exemple, ISO 14001:1996, règlements CEE 1836/93 "Environmental management and audit scheme" (EMAS), 761/2001 (EMAS II) pour l'adhésion volontaire).

Dans le cas d'un transfert de propriété, le dossier devra se conformer au référentiel du système de management environnemental de l'acquéreur.

Enfin, dans le cas d'un litige, il n'existe aucune contrainte de forme mais le dossier devra être solidement étayé.

IV.4.7.1. Méthodologie proposée

Ce cas est analogue à la stratégie 4_6, sauf que la pollution est intrinsèquement diffuse, et qu'il n'est donc pas possible de rechercher des sources. On appliquera alors plutôt les stratégies 2_3 et 3_4, en se limitant à ce qui est susceptible d'affecter les responsabilités du propriétaire du site.

La recherche des responsabilités est ardue dans le cas des pollutions diffuses multiples sur un même site (par exemple, industrielle et agricole) et dans le cas où plusieurs sites industriels sont proches ou adjacents.

IV.4.7.2. Expérience CNRSSP

Pas d'expérience globale, mais une partie des méthodes sont étudiées dans :

Wavrer P., Jeannée N. (1998) - Ancienne cokerie du site de Y. Compte-rendu de la campagne d'échantillonnage. Rapport CNRSSP/1998/03 (voir § IV.3.1.2).

Pitout C. (1998) - Développement et utilisation des Systèmes d'Information Géographiques appliqués à l'investigation des sites pollués - Rapport bibliographique - Rapport CNRSSP/98/06 (voir § IV.5.1.2).

Steyer E. (2000) - Ancienne cokerie du site X - Compte-rendu de la campagne d'échantillonnage - Mai, juin et juillet 2000 - Rapport CNRSSP/00/09 (voir IV.1.1.2).

Szczepski C. (2000) - Etude de la répartition de polluants organiques (HAP) au sein d'une maille d'échantillonnage de sols. Rapport CNRSSP/00/12 (voir § IV.3.2.2).

IV.4.7.3. Exemples de références publiées

Ces études ne sont normalement pas publiées, seules les études remises à la justice en cas de litige sont théoriquement accessibles.

IV.4.7.4. Application : situations C9, D3, D9, H3

IV.4.7.5. Commentaires et discussion

Le savoir-faire en ce domaine est essentiellement concentré dans les mains des bureaux d'étude environnementaux, et des services environnementaux et juridiques des grandes sociétés. Des compétences peuvent se rencontrer aussi dans les cabinets de conseil foncier, juridique ou chez les assureurs.

Ce domaine très professionnel sort largement du champ des études pouvant être menées par le CNRSSP, centre de recherches, qui se limitera ici à l'analyse critique des méthodes pouvant être mises en œuvre (fascicule II).

IV.5. STRATEGIES POUR ACCOMPAGNER LA DEPOLLUTION ET LA REHABILITATION DE SITE

Les investigations préliminaires sont destinées à optimiser la conduite des travaux et à réduire la probabilité de 2 types de problèmes (engagement de dépenses inutiles, dépollution insuffisante). Elles s'appuient sur toutes les données déjà disponibles (caractérisation de la pollution, voir § IV.2 ; cartographie de la pollution, § IV.3) et comprennent généralement un complément d'acquisition de données dans les zones les moins bien documentées du site, ou aux profondeurs les moins échantillonnées, afin de définir avec précision le volume à traiter.

Les investigations à l'avancement comprennent un contrôle des teneurs en polluants des matériaux manipulés (sols excavés, sols traités à réimplanter) et un contrôle des matériaux affleurants après excavation.

Le contrôle technique de fin de travaux comprend les mesures permettant de s'assurer que les objectifs de la dépollution ont été atteints, en fonction de l'utilisation prévue pour le site.

IV.5.1. Stratégie 5_1 : Evaluation des travaux à effectuer, sur un site industriel

Ce cas est celui qui se présente au titulaire du site une fois prise la décision de dépolluer, que cette décision soit volontaire, ou à la demande du futur acquéreur, ou requise par l'administration ou la justice.

Cette situation suppose qu'on ait déjà identifié et caractérisé la pollution. De plus, la décision de réhabiliter implique généralement qu'on ait identifié un risque potentiel ou avéré. Une réhabilitation peut également être décidée lors d'une réaffectation de site ou d'un transfert de propriété.

Ce type d'étude est l'une des plus approfondies qui puisse s'effectuer sur site contaminé, dans la mesure où une caractérisation insuffisante peut aboutir à des surcoûts considérables par rapport aux évaluations, soit à l'avancement, soit à l'issue du contrôle technique de fin de travaux, si les objectifs ne sont pas atteints.

IV.5.1.1. Méthodologie proposée

Une telle étude fait toujours suite à une identification préalable de pollution (cf. § IV.2) ou à une évaluation des enjeux (IV.4). Elle ne s'effectue que lorsque la décision de réhabiliter le site est prise ou probable, suite à la constatation d'une pollution susceptible de présenter un risque pour la santé ou l'environnement.

La méthodologie retenue est proche de cas précédents (stratégies 3_1, 3_2) mais s'en distingue par :

- un caractère moins exhaustif : on n'analysera pas systématiquement les substances pour lesquelles les concentrations ne contribuent pas significativement au risque,
- un plan d'échantillonnage plus systématique, à la fois en surface et en profondeur, afin de pouvoir quantifier les travaux à effectuer.

IV.5.1.2. Expérience CNRSSP

PITOUT Cédric (1998) - Développement et utilisation des Systèmes d'Information Géographiques appliqués à l'investigation des sites pollués - Rapport bibliographique - Rapport CNRSSP/98/06

Cette étude compile les principales caractéristiques des données provenant d'anciennes cokeries, et les résultats des campagnes d'échantillonnage déjà effectuées.

Les concepts fondamentaux et les modes de fonctionnement des SIG sont présentés, ainsi que les méthodes d'organisation des données, et l'utilisation des SIG dans le domaine de la pollution.

Les premières campagnes correspondent aux stratégies 2_1 et 3_1 (caractérisation et évaluation de l'emprise de la pollution) (Figure 25) :

Campagne 1990 sur différentes parties du site:

- Partie superficielle des sols (0-20 cm) (30 sondages),
- Prélèvements jusqu'à une profondeur de 4 m (39 sondages).

1991: carottage continu à 50 m de profondeur

Campagne 1992 de 29 sondages à la tarière mécanique, arrêtés pour 15 d'entre eux à une profondeur comprise entre 4 et 8 m.

Campagne 1993 de 15 sondages, profondeurs comprises entre 5 et 9 m.

Campagne 1994 de 7 sondages, profondeurs comprises entre 6,6 et 7 m.

La dernière campagne correspond à la stratégie 5_1 (évaluation des travaux à effectuer) (Figure 25) :

Campagne 1995 dans l'optique d'essais de traitabilité. 32 sondages à la tarière mécanique (environ 6 m de profondeur). Maillage globalement NS-EW.

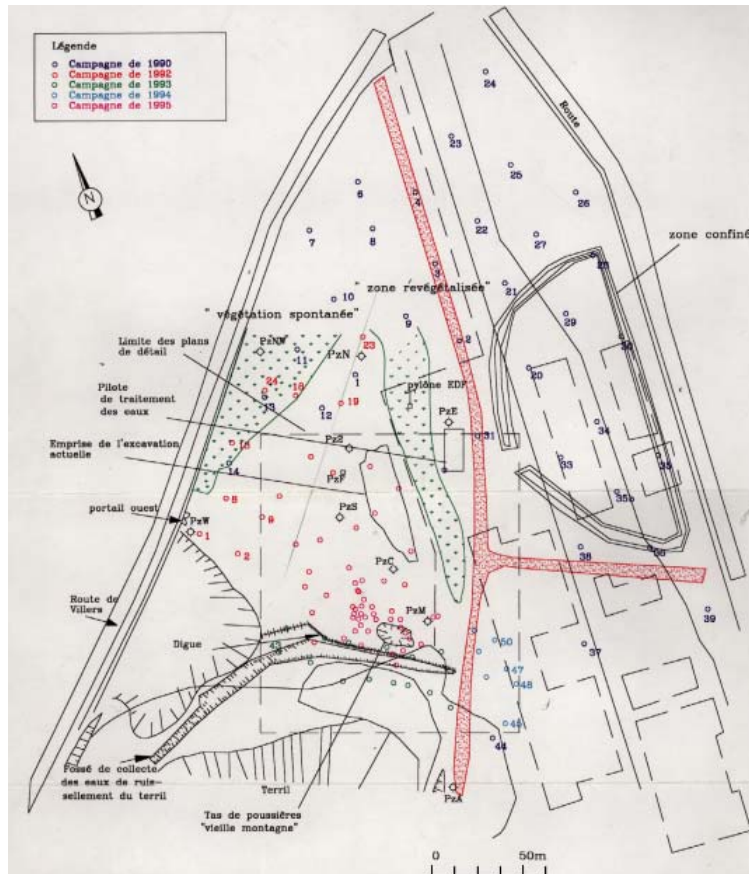


Figure 25 : Grille et plan d'échantillonnage ciblé

Voir aussi :

Eisenlohr L. (2000) - Ancienne usine de produits phytosanitaires - Compte-rendu de la campagne d'échantillonnage - Sols et Eaux souterraines - Rapport intermédiaire - Rapport CNRSP/00/04 (voir § IV.2.1.2).

IV.5.1.3. Exemples de références publiées

Les références étudiées ici concerne la réhabilitation d'un site de réacteur nucléaire (Brookhaven National Laboratory, 2003⁵ : Figure 27), un site de recyclage de batteries au plomb (Hendricks & Lubchenco, voir D_4 ; US-EPA, 1992, Superfund record of decision, voir Figure 28 et Figure 29 ; et un terminal pétrolier (URS, 2002 : voir Figure 26).

⁵ Brookhaven National Laboratory (2003) - Brookhaven Graphite Research Reactor Decommissioning Project. Final Characterization Report For The 701 Belowground Structures, 702 Pile, And Remaining Soils. Report BGRR-055, Volume 1.

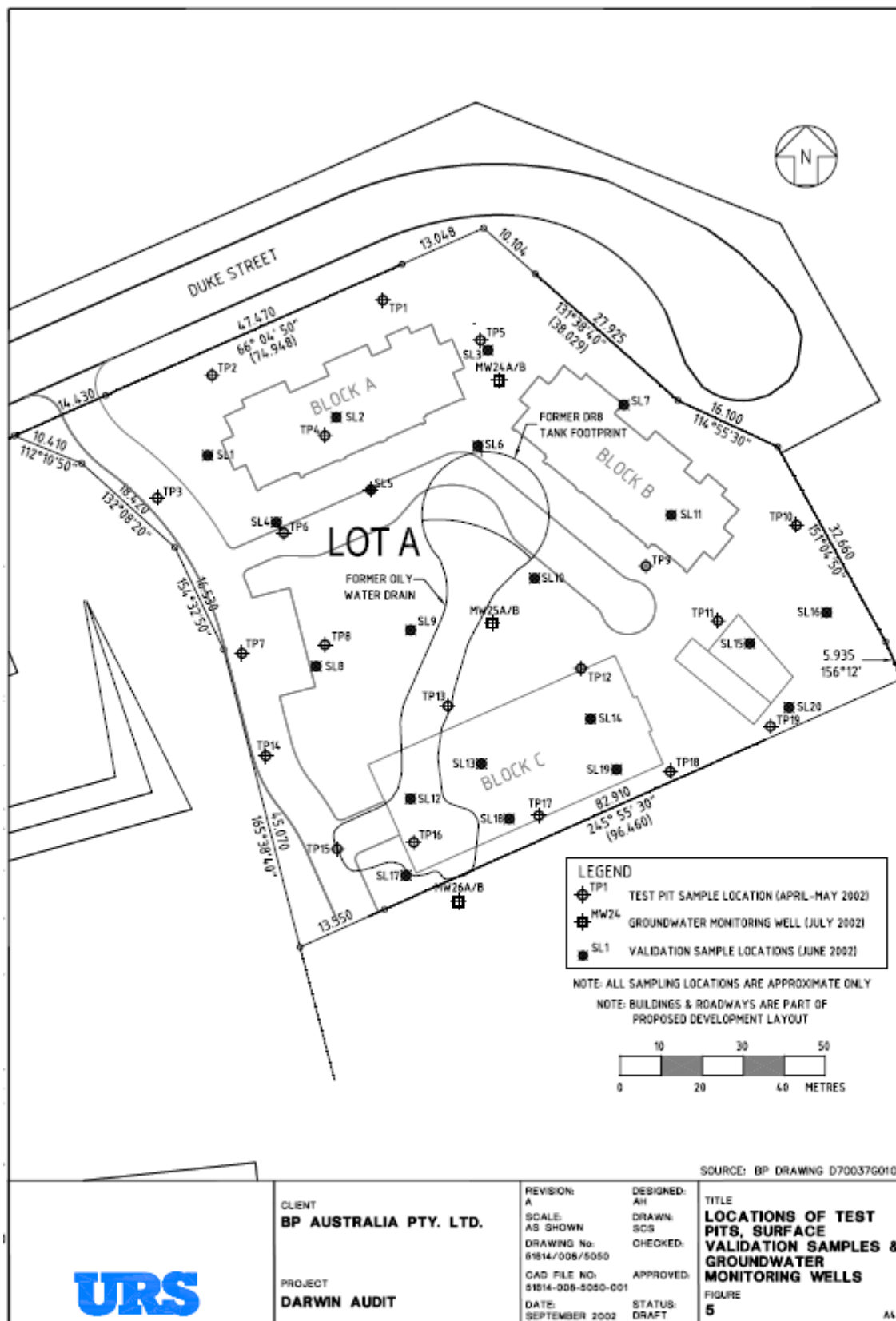


Figure 26 : Plan d'échantillonnage d'évaluation de la réhabilitation d'un site pollué en hydrocarbures

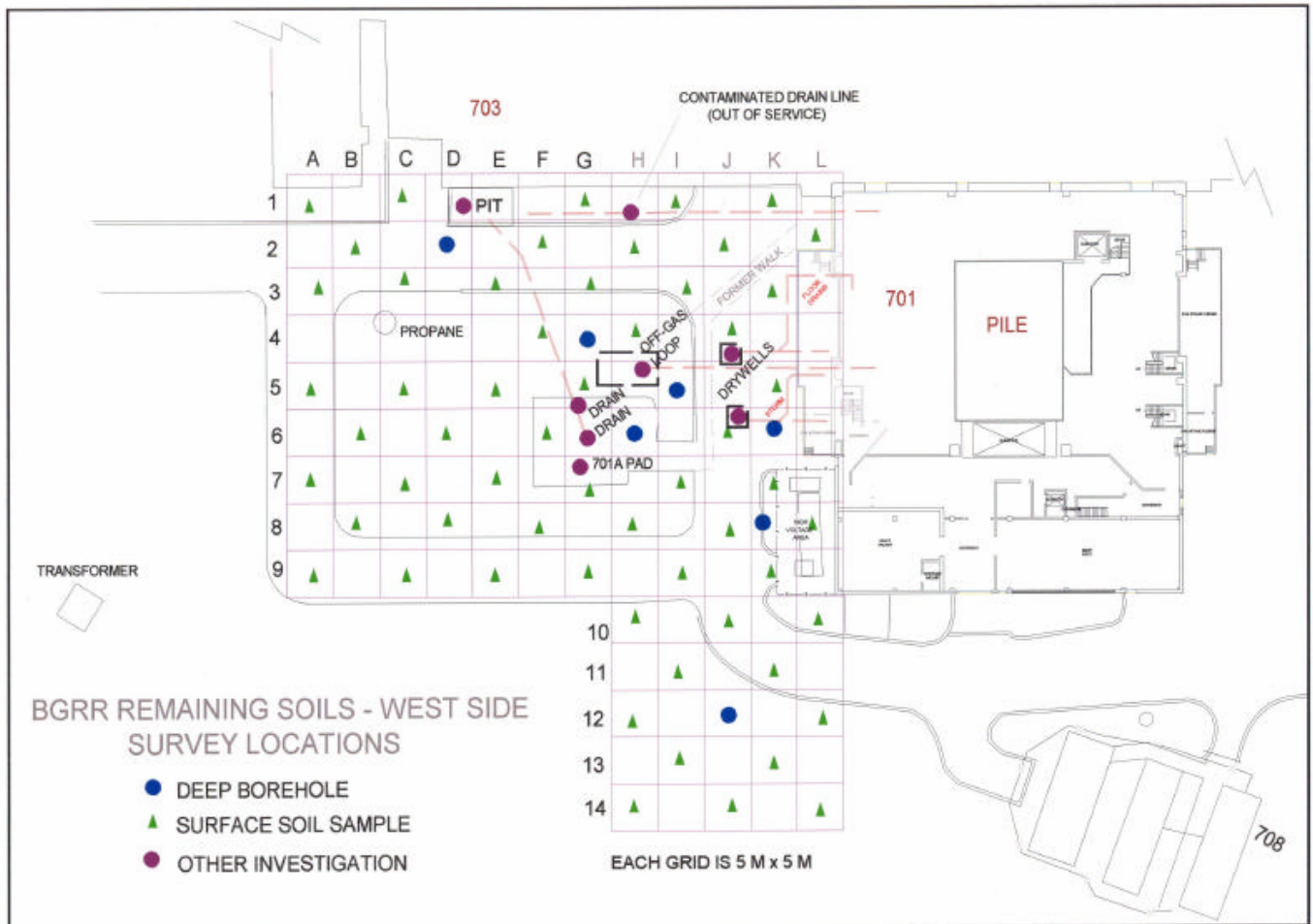


Figure 27 : Plan d'échantillonnage d'évaluation de la réhabilitation d'une ancienne centrale nucléaire

IV.5.1.4. Application : situations A4, B4, C4, D4, J4, K4

IV.5.1.5. Commentaires et discussion

Les objectifs généraux d'une opération de dépollution sont de parvenir à des objectifs environnementaux clairement définis (niveaux de concentration en une substance polluante dans un milieu donné, flux de polluants dans un rejet, etc) avec un coût économique le plus réduit possible.

L'objectif de l'évaluation des travaux à effectuer est de réduire les aléas sur ce coût et de s'assurer que les objectifs environnementaux peuvent bien être atteints avec les moyens définis, ou de contribuer à définir les moyens nécessaires pour les obtenir.

Si les moyens affectés à cette phase sont insuffisants, les surcoûts encourus sur des travaux mal dimensionnés excéderont de beaucoup les économies effectuées. Un scénario encore pire est la nécessité de reprendre les travaux après achèvement suite à la constatation que les objectifs environnementaux n'ont pas été atteints.

IV.5.2. Stratégie 5_2 : Evaluation des travaux à effectuer, hors du site industriel

Ce cas est celui qui se présente au titulaire du site une fois prise la décision de dépolluer. La réhabilitation sera ici plutôt entreprise suite à une requête de l'administration ou de la justice, ou pour éteindre une responsabilité potentielle.

IV.5.2.1. Méthodologie proposée

Comme pour la stratégie 5_1, on a déjà identifié et caractérisé la pollution (cf. § IV.2) et on a identifié un risque potentiel ou avéré, ou des enjeux de responsabilité (IV.4).

L'aléa financier que ce type d'étude est censé limiter est considérable. En effet, les surfaces concernées peuvent être beaucoup plus vastes que le site industriel lui-même. Les niveaux de pollution sont généralement plus faibles, mais les teneurs escomptées sont également nettement plus faibles lorsque la zone concernée est d'usage sensible.

La méthodologie retenue est proche de cas précédents (stratégies 3_3, 3_4) mais s'en distingue par :

- un caractère moins exhaustif : on n'analysera pas systématiquement les substances pour lesquelles les concentrations ne contribuent pas significativement au risque,
- un plan d'échantillonnage beaucoup plus systématique, à la fois en surface et en profondeur, afin de pouvoir quantifier les travaux à effectuer.

IV.5.2.2. Expérience CNRSSP

Néant.

IV.5.2.3. Exemples de références publiées

Hendricks, A., & Lubchenco, S. - Analysis and Remediation Plan for Lead Contamination at the Cal West Site in Lemitar, NM. *Rapport* L & H Environmental Engineering Agency, 12 p., pour :

United States Environmental Protection Agency (1992) - Superfund record of decision (EPA Region 6): Cal West Metals Site, Lemitar, NM. (First remedial action), September 1992. Final report

Le site Cal West Metals à Lemitar, New Mexico, a recyclé des batteries entre 1979 et 1981, et des incidents et manques de précautions ont amené à une contamination des sols par ruissellement, infiltration et dissémination aérienne en Pb, Sb, As, HAP et COV.

Une grille régulière (Figure 28) a été utilisée, à la fois sur l'emprise du site et sur les zones résidentielles à proximité. L'échantillonnage (Figure 29) a été utilisé pour l'étude de risque initiale et pour l'évaluation des travaux de réhabilitation.

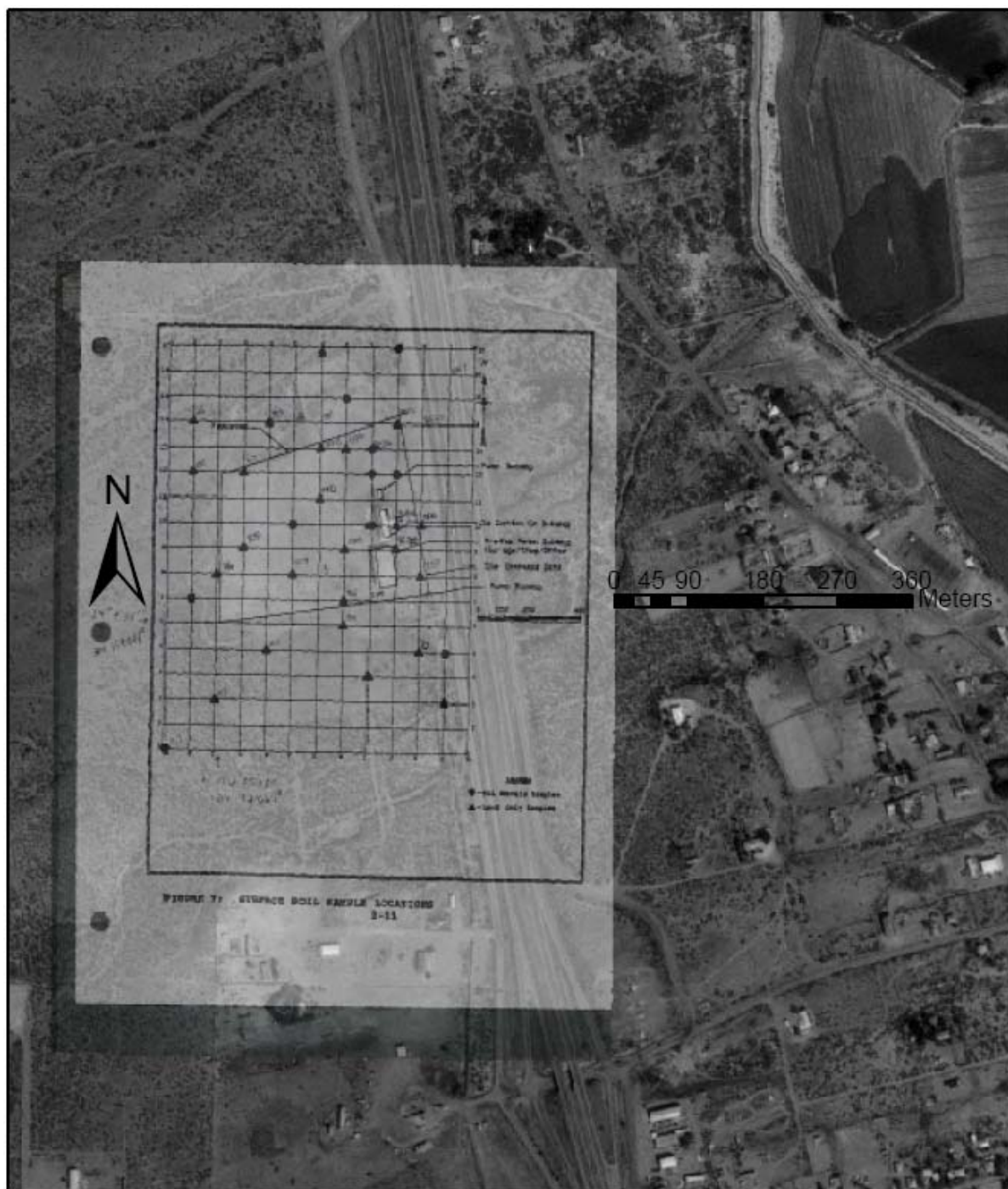


Figure 28: Site Cal-West, grille de prélèvement sur photo aérienne montrant le site et l'habitat

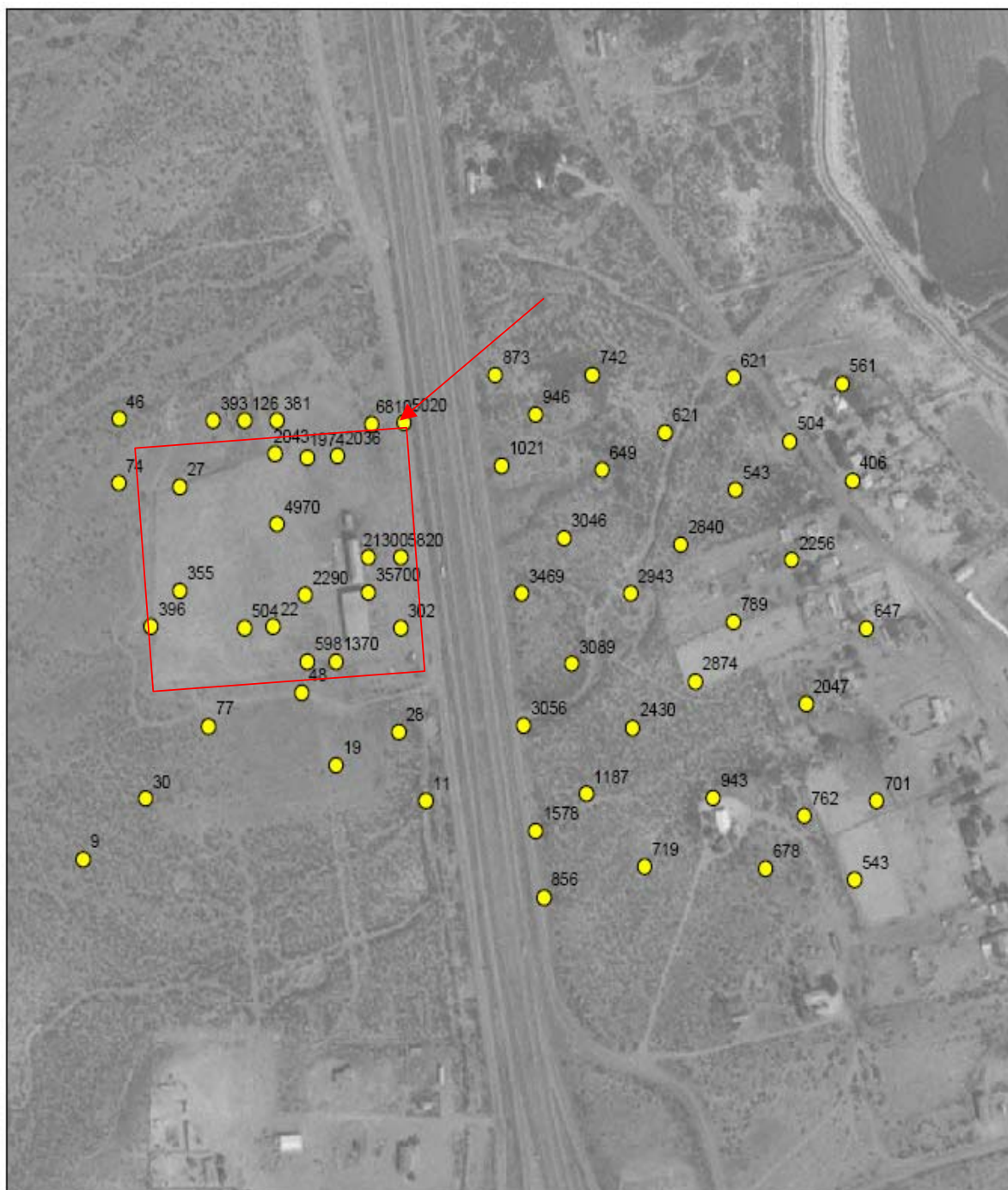


Figure 29: Site Cal-West, position des échantillons et teneurs en Pb

IV.5.2.4. Application : situations E4, F4, G4, H4

IV.5.2.5. Commentaires et discussion

Les objectifs généraux d'une opération de dépollution sont de parvenir à des objectifs environnementaux clairement définis (niveaux de concentration en une substance polluante dans un milieu donné, flux de polluants dans un rejet, etc) avec un coût économique le plus réduit possible.

L'objectif de l'évaluation des travaux à effectuer est de réduire les aléas sur ce coût et de s'assurer que les objectifs environnementaux peuvent bien être atteints avec les moyens définis, ou de contribuer à définir les moyens nécessaires pour les obtenir.

Si les moyens affectés à cette phase sont insuffisants, les surcoûts encourus sur des travaux mal dimensionnés excéderont de beaucoup les économies effectuées. Un scénario encore pire est la nécessité de reprendre les travaux après achèvement suite à la constatation que les objectifs environnementaux n'ont pas été atteints.

IV.5.3. Stratégie 5_3 : Tri des matériaux et suivi des travaux

Cette phase utilise les données de l'évaluation des travaux à effectuer. Elle présente des caractéristiques très particulières.

On distingue trois types de techniques de dépollution des sols :

- in-situ, lorsque le traitement est effectué en place, sans excavation,
- sur site (en anglais : on-site), lorsque le procédé de traitement est installé sur le site à traiter, et que les sols excavés sont traités sur place et remis en place lorsque le traitement a atteint ses objectifs,
- ex-situ, lorsque le procédé de traitement est installé hors du site, et que les sols excavés y sont convoyés, traités et ramenés sur le site lorsque le traitement a atteint ses objectifs.

Le cas de l'excavation suivi de l'inertage de sols trop pollués pour être traités ne sera pas envisagé ici, puisqu'il s'agit de management de déchets industriels potentiellement dangereux, et non plus de sols.

Lors de l'extraction, et plus encore lors du traitement sur site ou ex-situ, les sols sont remaniés et PARTIELLEMENT homogénéisés. Il n'est plus question de prendre en compte la structure géochimique initiale du site, mais il ne s'agit pas non plus d'un contrôle continu de sortie de processus "sur un tapis roulant". Certes, il s'agit d'échantillonner des matériaux solides en vrac, selon les techniques appropriées à la granulométrie des sols concernés, mais pas des matériaux homogènes.

Le contrôle doit pouvoir identifier des variations locales encore fortes des teneurs en polluant, bien que théoriquement réduites par le procédé. Un contrôle statistique par analyse des échantillons en laboratoire est donc insuffisant. De plus, le chronogramme des mouvements de matériaux sera généralement bien plus court que celui des analyses.

IV.5.3.1. Méthodologie proposée

La démarche proposée présuppose que les étapes précédentes ont été effectuées (caractérisation, évaluation des enjeux ou diagnostic, évaluation des travaux à effectuer).

Il est souhaitable d'établir sur chantier un contrôle analytique sommaire (screening) permettant d'évaluer rapidement si les matériaux sont largement conformes, non conformes ou incertains vis-à-vis des seuils ou objectifs retenus. Ce contrôle doit être complété par des mesures de confirmation en laboratoire selon des méthodes normalisées ou accréditées pour les lots incertains, ainsi que pour quelques échantillons de contrôle parmi les lots conformes.

Les méthodes utilisables pour ce contrôle peuvent être la mesure directe des contaminants (FPXRF pour les métaux, espace de tête/GC pour les COV, UV pour les HAP...) ou la mesure d'un paramètre traceur dont les études préalables ont démontré qu'il était corrélé aux teneurs en polluants (raies IR, ..).

Il reste à déterminer si les résultats de ce contrôle sont suffisamment fiables pour organiser les mouvements ou stockages de sols sur le chantier, mais il est de toute manière douteux qu'on puisse stocker des volumes importants de sols en attendant des résultats de laboratoire.

Pour un **traitement sur site ou ex-situ**, on mettra en place entre l'extraction et l'unité de traitement un dispositif d'échantillonnage des matériaux en vrac, inspiré des prélèvements pour contrôle des déchets. Ce dispositif sera calibré (volume et fréquence des prélèvements) en fonction de l'hétérogénéité des sols (granulométrie et hétérogénéité de la pollution). Ce dispositif sera utilisé principalement pour les sols traités, mais devra pouvoir être utilisé aussi pour les sols à traiter, afin d'optimiser la conduite de l'unité de traitement.

Le nombre d'échantillons à diriger vers le laboratoire sera fonction du volume de sol à traiter et des objectifs de qualité fixés. Dans la plupart des cas, ce dispositif gagnera beaucoup en qualité et en coût à être complété par des mesures sur site (analyse sur site et/ou dispositifs en continu permettant la mesure des paramètres critiques de pollution). Le nombre d'échantillons de contrôle à analyser en laboratoire sera alors réduit, et déterminé par le plan qualité.

Pour un **traitement in-situ**, la méthodologie à suivre pendant l'avancement des travaux s'inspire de celle décrite aux § IV.5.1 ou IV.5.2 (évaluation des travaux). En quelque sorte, on évalue les travaux restant à effectuer. Il est recommandé de mesurer régulièrement l'évolution des teneurs des polluants critiques sur un réseau de points extrait du plan d'échantillonnage précédent. Ce réseau devra comprendre les points représentatifs des secteurs les plus pollués, mais aussi quelques points représentatifs de secteurs à réhabiliter mais moins pollués.

IV.5.3.2. Référence normative

On se référera à la norme NF ISO 15176 (X 31-602) « Qualité du sol –Caractérisation de la terre excavée et d'autres matériaux du sol destinés à la réutilisation » (2003), qu'il est conseillé de se procurer. Son introduction et son domaine d'application figurent dans le chapitre Normes, fascicule III.

IV.5.3.3. Expérience CNRSSP

Néant.

IV.5.3.4. Exemples de références publiées

L'exemple ci-dessous est extrait de la documentation des équipements d'analyse de HAP Secomam.

« Dans le cadre de sa démarche environnementale et de sa politique de développement durable, la société routière APPIA a mandaté l'entreprise GAUTHEY (Savoie) pour opérer la maîtrise d'oeuvre de la réhabilitation de son ancien site d'exploitation. Le pôle environnement de GAUTHEY a défini des objectifs précis en vue du futur usage résidentiel du site.

Ce site d'une surface de 8.728 m² situé sur la commune de Bourg-les-Valence était soumis à la réglementation des installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE). Il était anciennement occupé par des centrales d'enrobages et des locaux techniques. En raison du type d'activité, les polluants majoritaires étaient des hydrocarbures issus des huiles et carburants ainsi que des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), constituants lourds présents dans les bitumes.

La réhabilitation, suivie par la DRIRE, s'est opérée en deux phases : une phase d'évacuation des déchets (déchets en vrac, effluents pollués, cuves, gravats...) et une phase d'analyse des sols afin de définir l'avancement du chantier et les périmètres à excaver. A cet effet des analyses in situ ont été réalisées à l'aide de la mallette HAP. La rapidité des analyses et leur faible coût de mise en oeuvre ont permis de gagner du temps et de multiplier les prélèvements.

A partir des résultats obtenus, un zonage immédiat et précis des zones à traiter a été effectué et les terres excavées ont été triées pour transport puis traitement en centre agréé ».

L'exemple suivant, d'application de suivi à l'avancement par mesure sur site (réhabilitation du site Grande Paroisse, Toulouse, voir Figure 30), est extrait de <http://www.ordimip.com> :



Figure 30: Excavation et contrôle de zones polluées par les métaux - Grande Paroisse (S3PI - ORDIMIP)



Figure 31: Aire de contrôle analytique, tri des matériaux - Grande Paroisse (S3PI - ORDIMIP)

La Figure 31 montre clairement combien le chantier peut être alourdi par l'attente de résultats analytiques.

IV.5.3.5. Application : situations A5 à K5

IV.5.3.6. Commentaires et discussion

Ce domaine est en pleine évolution, du fait de l'émergence rapide d'outils analytiques de contrôle sur site. Ces équipements modifient complètement la stratégie classique basée sur l'analyse de laboratoire, dans un domaine où la conduite des travaux prime sur les études, et où les décisions se prennent souvent sur le chantier. La mise en contact des résultats sur site, des contraintes de chantier et de la prise de décision sur site permet des cycles de diagnostic et de décision très courts, profitables pour l'optimisation des travaux et des coûts. On tirera profit des

récentes formalisations nord-américaines de l'analyse sur site et des cycles de décision résultants :

- plan d'échantillonnage et d'analyse (SAP),
 - mesures à objectifs de performance (PBMS),
 - plan de travail dynamique,
 - plan d'échantillonnage et d'analyses adaptatif (ASAP)
- (voir fascicule II, chapitre Qualité et échantillonnage, § VII).

IV.5.4. Stratégie 5_4 : Contrôle technique de fin de travaux

Cette phase utilise les données de l'évaluation des travaux à effectuer et celle du suivi des travaux. Elle présente des caractéristiques très particulières.

Cette démarche s'applique aussi bien sur un site industriel que hors du site, en zone agricole, naturelle ou d'habitat. Toutefois il y aura des différences liées :

- au niveau de teneurs à vérifier,
- à l'hétérogénéité des sols et matériaux contenus, dans le premier cas.

Comme pour les cas 4_3 et 4_4, c'est l'usage prévu pour les terrains concernés qui sera déterminant dans la démarche retenue.

IV.5.4.1. Méthodologie proposée

La méthodologie est proche des études de risque (stratégies 4_1 à 4_4) ou des études de recherche systématique d'une éventuelle pollution non localisée (stratégie 3_2 si le site est destiné à une réutilisation industrielle, stratégie 3_3 s'il est destiné à l'habitat ou l'agriculture). Elle dépend beaucoup de l'utilisation prévue pour le site, et des contraintes réglementaires applicables à cette réutilisation (audit, étude de risque). Il importe donc de connaître ces contraintes avant de définir la stratégie, et dans la plupart des cas on utilisera la méthodologie associée à ces contraintes.

En l'absence de recommandations suffisamment détaillées, on suivra étroitement les normes (ISO, notamment 10381-4 et -5, ou normes locales) en se basant sur les stratégies 1_1, 1_2 et 1_5.

IV.5.4.2. Référence normative

On trouvera des éléments applicables à la réutilisation de sites dépollués dans la norme NF ISO 15176 (X 31-602) « Qualité du sol –Caractérisation de la terre excavée et d'autres matériaux du sol destinés à la réutilisation » (2003) (cf § IV.5.3.2).

IV.5.4.3. Expérience CNRSSP

Néant.

IV.5.4.4. Exemples de références publiées

L'exemple suivant:

United States Air Force Elmendorf Air Force Base, Alaska - Environmental Restoration Program - Field Sampling Plan - Soil Sampling At Bioventing Systems - ST32 Tanks 7 AND 8, ST61 AND ST68, Elmendorf AFB, Alaska. Final report, August 2004

représente un contrôle par le maître d'ouvrage lui-même (Figure 32 et Figure 33).

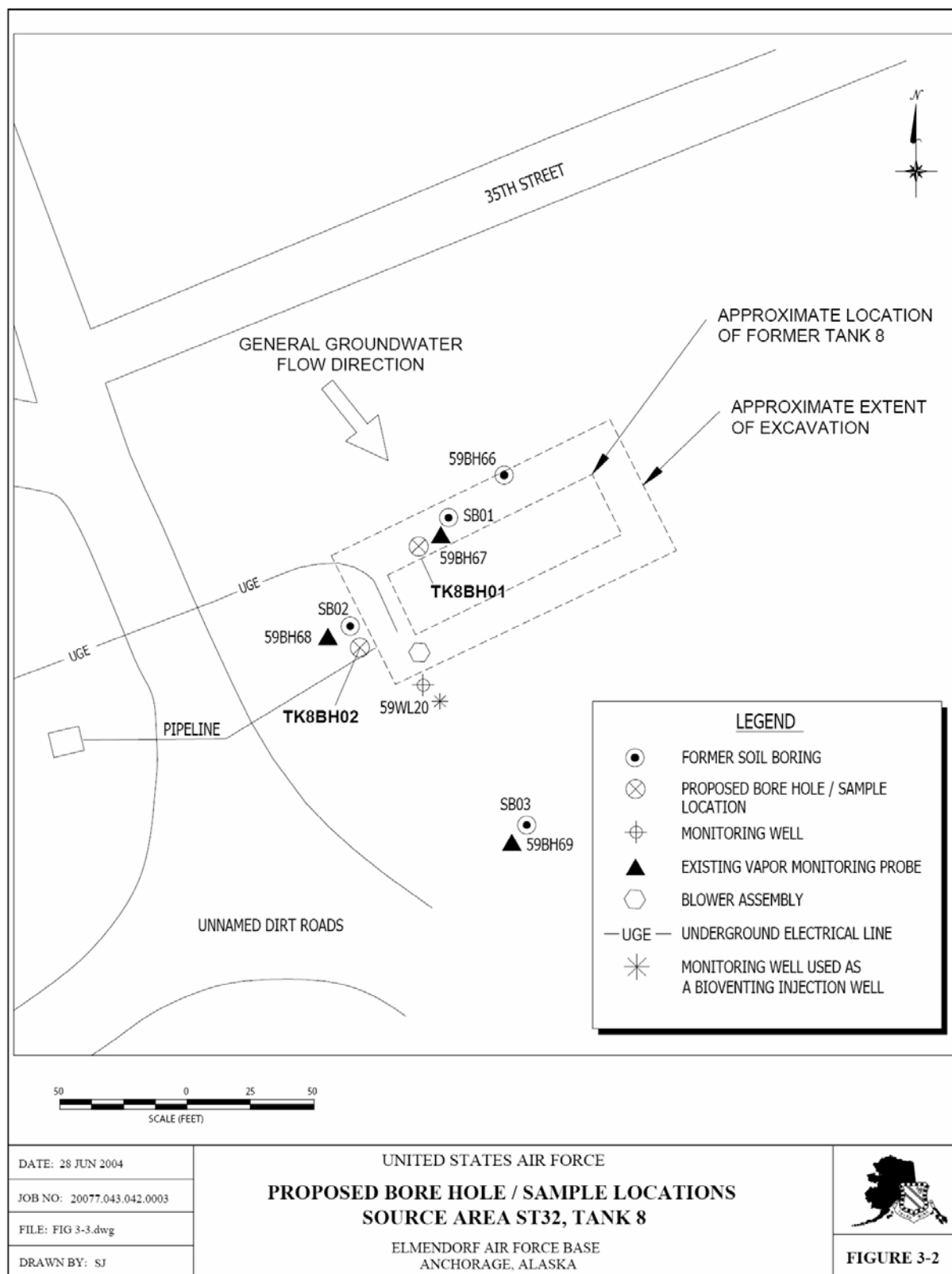


Figure 32 : Plan d'échantillonnage de contrôle de la réhabilitation d'un site pollué en hydrocarbures

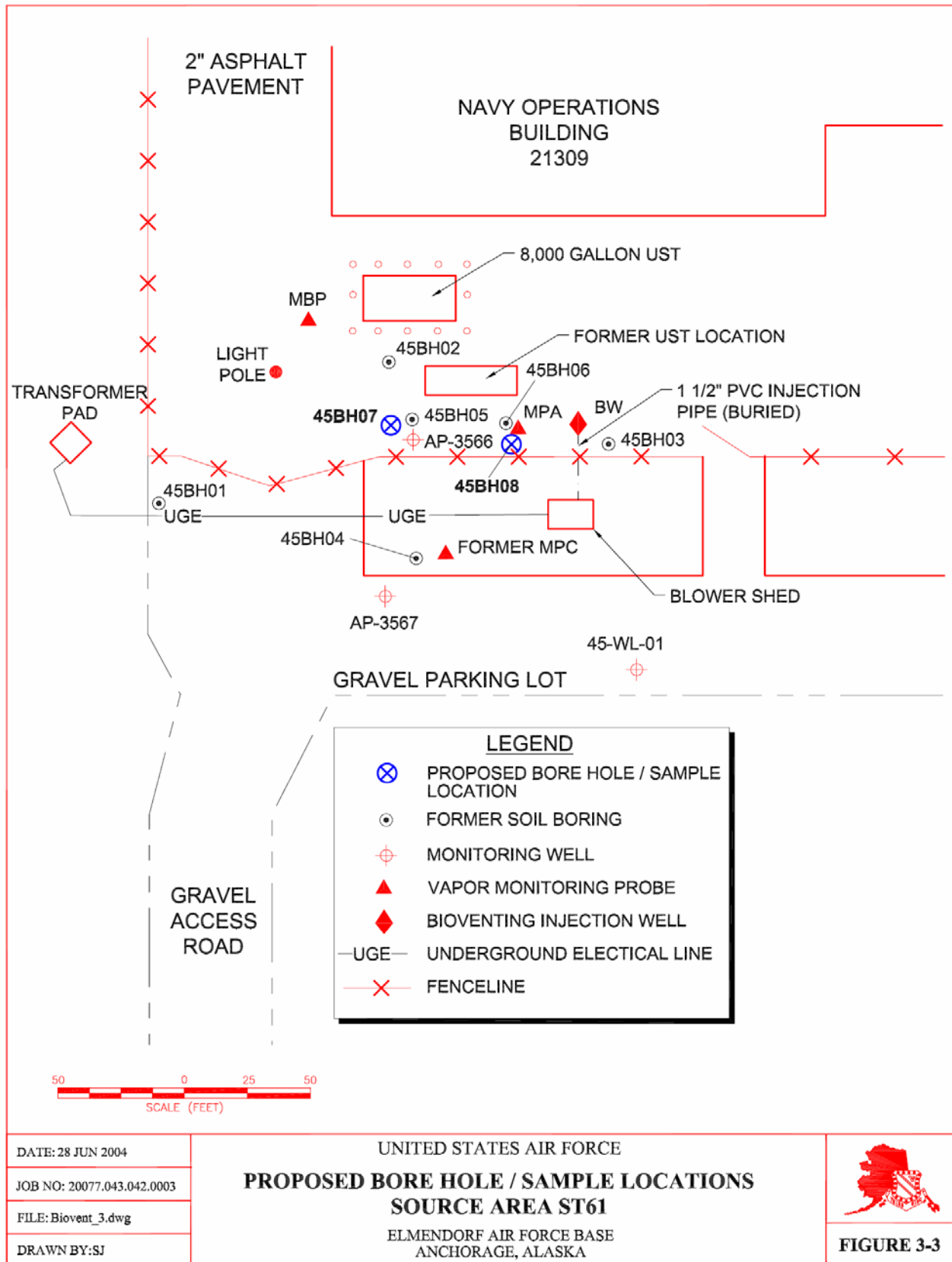


Figure 33 : Plan d'échantillonnage de contrôle de la réhabilitation d'un site pollué en hydrocarbures

En France, un exemple de contrôle de bon achèvement de travaux par les autorités (réhabilitation du site Grande Paroisse, Toulouse) est présenté par l'Observatoire Régional des Déchets Midi-Pyrénées, <http://www.ordimip.com> :



Figure 34: Points de contrôle inopinés de la DRIRE - Grande Paroisse (S3PI - ORDIMIP)

Les points de contrôle, en rouge sur la carte, forment un plan d'échantillonnage préférentiel (Figure 34).

IV.5.4.5. Application : situations A6 à K6, A0 à K0

IV.5.4.6. Commentaires et discussion

Techniquement parlant, une bonne approche du contrôle de fin de travaux serait de s'assurer que tout le terrain dépollué est conforme aux objectifs environnementaux fixés, avec le même niveau de représentativité que celui de l'évaluation avant travaux (5_1 et 5_2). Cette approche n'est généralement pas économiquement réaliste.

Deux approches peuvent alors être tentées :

- une vérification ciblée sur les points les plus sensibles, que les objectifs ont été atteints (exemple : Figure 34),
- une vérification plus statistique, couvrant plus largement le site. Cette démarche est similaire à une nouvelle évaluation de risque après travaux.

Chacune de ces deux approches peut être pertinente, selon :

- le niveau d'hétérogénéité de la pollution préexistante. Il va de soi qu'une vérification ciblée est pertinente lors du traitement de spots de pollution forte mais localisés, mais une vérification plus statistique est nécessaire si la pollution a diffusé largement ;
- le type d'usage prévu après dépollution. Une vérification statistique est recommandée si le site est destiné à un usage sensible.

V. GRILLE N°2: V. NATURE DES POLLUANTS VS. OBJECTIF DE LA CAMPAGNE

Type d'étude	Identification, quantification et caractérisation d'une source						Evaluation de l'exposition d'un milieu cible/impacté			
	Identifier une éventuelle pollution sur un site	Etude de risque	Audit environnemental de site, transfert de propriété	Réhabilitation de site: évaluation des travaux à effectuer	Réhabilitation de site: tri des matériaux et suivi des travaux	Réhabilitation de site: validation des travaux terminés	Identifier une éventuelle pollution sur un site	Etude de risque	Audit environnemental de site, transfert de propriété	Réhabilitation de site: validation des travaux terminés
1. Polluants inorganiques										
Métaux lourds et métalloïdes associés	L1	L2	L3	L4	L5	L6	L7	L8	L9	L0
Autres polluants inorganiques (Sels, cyanures,...)	M1	M2	M3	M4	M5	M6	M7	M8	M9	M0
2. Polluants organiques peu volatils										
Composés solubles dans l'eau	N1	N2	N3	N4	N5	N6	N7	N8	N9	N0
Composés peu solubles dans l'eau ou adsorbables sur sol	O1	O2	O3	O4	O5	O6	O7	O8	O9	O0
3. Polluants organiques volatils										
Composés plus denses que l'eau (DNAPL)	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P0
Composés moins denses que l'eau (LNAPL)	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	R9	R0

VI. TECHNIQUES SPECIFIQUES D'ECHANTILLONNAGE PAR TYPES DE POLLUANTS ET TYPE D'ETUDE (GRILLE N°2)

Dans cette partie, on ne reprendra pas les aspects plan ou stratégie, développés de manière exhaustive dans les chapitres précédents. On mentionnera plutôt les contraintes spécifiques de chaque famille de polluants sur les techniques à utiliser.

VI.1. POLLUANTS INORGANIQUES

VI.1.1. Métaux lourds et métalloïdes associés

Pour l'ensemble des situations relatives à ces polluants, on conseille généralement l'utilisation d'outillage revêtu en Teflon et de flaconnage en polyéthylène pour les prélèvements.

VI.1.1.1. Identification, quantification et caractérisation d'une source

L_1 : Identifier une éventuelle pollution sur un site

Les teneurs en métaux peuvent varier dans des proportions très larges. Les techniques sur site, notamment la fluorescence X, seront d'un grand secours, car elles permettront de localiser rapidement et cartographier les fortes teneurs. Toutefois, elles ne peuvent servir qu'à définir le plan d'échantillonnage pour le laboratoire, car leur sensibilité est insuffisante pour certains métaux si la question posée est « y a-t-il une pollution sur ce site ? ».

Il convient de veiller à ce que la limite inférieure de dosabilité des techniques d'analyse retenues soit significativement inférieure aux valeurs choisies comme seuil de pollution.

La plupart des métaux lourds et métalloïdes associés, même si la pollution est ancienne et lessivée, laisseront des traces dans les sols superficiels. L'analyse de la tranche 0-30 cm suffira à détecter une pollution dans la plupart des cas.

Expérience CNRSSP

Bien que sur le site décrit dans l'étude suivante :

Laperche, V., Eisenlohr, L. (2001) - Echantillonnage d'un site contaminé par l'arsenic - Comparaison de différentes stratégies et représentativité de l'échantillonnage des sols. Rapport CNRSSP/01/11, 33 p (voir § IV.2.1.2),

la pollution soit largement connue, les techniques utiles à une démarche d'identification y sont détaillées.

L_2 : Etude de risque

Dans le cas d'une étude de risque, il sera nécessaire de déterminer en outre :

- la profondeur jusqu'à laquelle s'étend la contamination détectée en surface, et ce, pour les différents métaux détectés. En effet le gradient de diffusion verticale varie selon la mobilité géochimique de l'élément. Ceci nécessitera que des prélèvements soient effectués à différentes profondeurs à l'aplomb des principales zones polluées, à l'aide d'un carottier ou d'autres matériels adaptés ;
- la spéciation des polluants pour lesquels l'impact environnemental ou la toxicité dépendent de la forme chimique (chrome, arsenic, ...).

L_3: *Audit environnemental de site, transfert de propriété*

Aucune contrainte par rapport aux métaux. Les remarques ci-dessus (L_1) sont applicables.

Expérience CNRSSP

Eisenlohr L. (2000) - Ancienne usine de produits phytosanitaires - Compte-rendu de la campagne d'échantillonnage - Sols et Eaux souterraines - Rapport intermédiaire - Rapport CNRSSP/00/04 (voir § IV.2.1.2).

Laperche, V., Eisenlohr, L. (2001) - Echantillonnage d'un site contaminé par l'arsenic - Comparaison de différentes stratégies et représentativité de l'échantillonnage des sols. Rapport CNRSSP/01/11, 33 p (voir § IV.2.1.2).

L_4: *Réhabilitation de site: évaluation des travaux à effectuer*

En ce qui concerne les métaux, qui sont naturellement présents dans l'environnement, une des questions principales à poser est la valeur du fond géochimique sur le site étudié (c'est-à-dire la teneur présumée de chaque métal dans le sol si l'activité industrielle n'avait pas existé).

Une conséquence de cette remarque est que les valeurs guides dans les sols peuvent être inadaptées. Par exemple, les valeurs guides définies en Hollande, pays géologiquement homogène et sans massifs cristallins, peuvent être inférieures au fond géochimique de certaines régions des chaînes hercyniennes. L'application des prescriptions réglementaires hollandaises aux sols de Bretagne ou du Limousin pourrait impliquer parfois la dépollution de zones entières de ces régions !

On recommandera donc, lors des phases d'évaluation, d'établir, au moyen de mesures effectuées au voisinage du site, la teneur de fond pour chaque métal à étudier.

Expérience CNRSSP

Eisenlohr L. (2000) - Ancienne usine de produits phytosanitaires - Compte-rendu de la campagne d'échantillonnage - Sols et Eaux souterraines - Rapport intermédiaire - Rapport CNRSSP/00/04 (voir § IV.2.1.2).

Laperche, V., Eisenlohr, L. (2001) - Echantillonnage d'un site contaminé par l'arsenic - Comparaison de différentes stratégies et représentativité de l'échantillonnage des sols. Rapport CNRSSP/01/11, 33 p (voir § IV.2.1.2).

L_5: *Réhabilitation de site: tri des matériaux et suivi des travaux*

L'analyse sur site trouve ici une de ses meilleures applications, avec l'utilisation de la fluorescence X. Les appareils portables, très commodes d'emploi mais sensibles aux effets de matrice et aux variations de granulométrie du sol, seront à réserver aux sols homogènes, sauf si un minimum de préparation mécanique de l'échantillon peut être envisagé sur site. Les appareils légers de laboratoire (EDXRF de table) restent faciles à mettre en œuvre dans un baraquement de chantier et permettent plus de diversité dans les échantillons. A signaler enfin que pour certains métaux (Cu, Ni, Zn, ...) la technique normalisée (spectrométrie d'absorption atomique flamme) reste transportable, la seule difficulté étant la digestion des échantillons par attaque acide.

L_6: *Réhabilitation de site: contrôle technique de fin de travaux*

Aucune contrainte par rapport aux métaux. Les remarques ci-dessus (L_1) sont applicables. Toutefois, les techniques d'analyse sur site seront moins utiles en raison des plus faibles teneurs rencontrées après réhabilitation, généralement proches de ou inférieures à la limite de dosabilité. La confirmation de la réussite de la dépollution devra être effectuée pour toutes les profondeurs où une pollution significative a été enregistrée.

VI.1.1.2. Evaluation de l'exposition d'un milieu cible/impacté

L_7 : *Identifier une éventuelle pollution sur un site*

L_8 : *Etude de risque*

L_9 : *Audit environnemental de site, transfert de propriété*

L_0 : *Réhabilitation de site: contrôle technique de fin de travaux*

Dans ces quatre cas, les remarques du § L_4 sont applicables. Les techniques d'analyse sur site seront moins utiles que sur site industriel en raison des plus faibles teneurs rencontrées, généralement proches de ou inférieures à la limite de dosabilité.

VI.1.1.3. Commentaires et discussion

Les principales spécificités relatives aux polluants métalliques concernent le matériel de prélèvement, de préparation et de conditionnement des échantillons, qui doit être non contaminant en métaux. On prendra notamment garde aux outils de forage en aciers spéciaux non revêtus ou usés, au matériel de broyage et homogénéisation, aux acides de pureté insuffisante pour les mises en solution, et aux flaconnages recyclés.

En ce qui concerne la stratégie d'investigation, on prendra garde lors des choix de profondeur que certains métaux solubles montrent une grande mobilité dans les sols (par exemple : Zn) et peuvent être entraînés loin de la tache de pollution primaire, ou remobilisés par les remontées saisonnières de nappes superficielles, jusqu'à constituer des accumulations secondaires dans les horizons de battement. On notera également en cas de pollution polymétallique que tous les métaux ont un comportement de solubilisation et dispersion différent.

VI.1.2. Autres polluants inorganiques (Sels, cyanures,...)

Dans ce groupe, on devra tenir compte de fortes solubilités dans l'eau et de fortes mobilités, entraînant :

- des gradients verticaux importants pouvant aller jusqu'à la quasi absence de pollution résiduelle en surface,
- une forte dissémination en direction des eaux souterraines et des cours d'eau de surface.

VI.1.2.1. Identification, quantification et caractérisation d'une source

M_1 : *Identifier une éventuelle pollution sur un site*

Par rapport aux métaux (§ L_1), il sera nécessaire d'étendre plus largement les investigations, que ce soit à l'aval des voies de transfert par l'eau (ruissellement, eaux de surface, direction de mouvement des eaux souterraines), ou à plus grande profondeur. Pour ce type de polluants, on privilégiera les techniques par forage permettant d'atteindre une plus grande profondeur.

M_2 : *Etude de risque*

Une fois déterminée la surface où la pollution peut être rencontrée (§ M_1), il sera nécessaire d'effectuer des prélèvements réguliers jusqu'à la profondeur maximale déjà rencontrée. On privilégiera les techniques par forage permettant d'atteindre une plus grande profondeur.

M_3 : *Audit environnemental de site, transfert de propriété*

Les remarques ci-dessus (M_1 et M_2) sont applicables.

M_4: *Réhabilitation de site: évaluation des travaux à effectuer*

Les remarques ci-dessus (M_1 et M_2) sont applicables.

M_5: *Réhabilitation de site: tri des matériaux et suivi des travaux*

Certains de ces polluants se prêtent à une mesure sur site, directe (ionométrie) ou indirecte (conductimétrie pour les sels à forte concentration). Lorsque ce n'est pas le cas, il existe parfois (par ex : cyanures) des kits de terrain permettant une estimation semiquantitative des teneurs. Ces techniques, appuyées sur des contrôles réguliers en laboratoire, permettent d'évaluer rapidement les lots de sols dont la contamination est nettement inférieure ou supérieure aux teneurs critiques.

M_6: *Réhabilitation de site: contrôle technique de fin de travaux*

Les remarques relatives aux pollutions métalliques (L_6) sont applicables.

VI.1.2.2. Evaluation de l'exposition d'un milieu cible/impacté

M_7: *Identifier une éventuelle pollution sur un site*

M_8: *Etude de risque*

M_9: *Audit environnemental de site, transfert de propriété*

M_0: *Réhabilitation de site: contrôle technique de fin de travaux*

La recherche des polluants solubles se fera en général, comme pour les métaux (L_7) uniquement aux faibles profondeurs, en fonction de l'usage des terrains. Toutefois, cette recherche devra être effectuée sur toute l'épaisseur des sols lorsqu'une ressource en eau souterraine sous-jacente est susceptible d'être affectée, et ce, lorsque la substance présente un danger pour cette ressource.

VI.1.2.3. Commentaires et discussion

Pas de contraintes instrumentales particulières pour cette classe de polluants. Les précautions de sécurité sont critiques en présence d'une pollution forte aux cyanures, et peuvent nécessiter des techniques de manipulation particulières. Il pourra être souhaitable de procéder en parallèle à la mesure sur site des émanations de cyanures gazeux.

En ce qui concerne la stratégie d'investigation, mêmes remarques que pour les métaux en ce qui concerne les sels solubles.

VI.2. POLLUANTS ORGANIQUES PEU VOLATILS

Pour l'ensemble des situations relatives à ces polluants, on conseille généralement l'utilisation d'outillage en acier non peint et de flaconnage en verre pour les prélèvements.

VI.2.1. Composés solubles dans l'eau

Le comportement de ces polluants sera dominé, selon leur solubilité, par le transport par l'eau de ruissellement ou d'infiltration, ou par la fixation dans les sols. Même lorsque cette solubilité n'est pas très élevée, on tiendra compte de la migration d'une partie du polluant vers les eaux souterraines. De plus, la fraction du polluant fixée sera peu à peu relarguée par les sols sous l'effet du ruissellement ou de l'infiltration, une fois que la pollution a cessé. Les sols joueront alors un rôle de source secondaire. Il est donc important d'évaluer le transfert des polluants vers les eaux souterraines, et pour ce faire, de disposer de prélèvements à différentes profondeurs.

VI.2.1.1. Identification, quantification et caractérisation d'une source

N_1: *Identifier une éventuelle pollution sur un site*

Par rapport aux polluants peu solubles (§ O_1), il sera nécessaire d'étendre plus largement les investigations, que ce soit à l'aval des voies de transfert par l'eau (ruissellement, eaux de surface, direction de mouvement des eaux souterraines), ou à plus grande profondeur. Pour ce type de polluants, on privilégiera les techniques par forage permettant d'atteindre une plus grande profondeur.

N_2: *Etude de risque*

Une fois déterminé l'aire où la pollution peut être rencontrée (§ N_1), il sera nécessaire d'effectuer des prélèvements réguliers jusqu'à la profondeur maximale déjà rencontrée. On privilégiera les techniques par forage permettant d'atteindre une plus grande profondeur.

N_3: *Audit environnemental de site, transfert de propriété*

Les remarques ci-dessus (N_1 et N_2) sont applicables.

N_4: *Réhabilitation de site: évaluation des travaux à effectuer*

Les remarques ci-dessus (N_1 et N_2) sont applicables.

N_5: *Réhabilitation de site: tri des matériaux et suivi des travaux*

Les techniques classiques d'analyse sur site (GC, kits) seront rarement faciles à utiliser en raison de la diversité des composés solubles. L'usage d'équipements plus sophistiqués (GC/MS) sera généralement nécessaire.

N_6: *Réhabilitation de site: contrôle technique de fin de travaux*

Les remarques relatives aux pollutions métalliques (L_6) sont applicables.

VI.2.1.2. Evaluation de l'exposition d'un milieu cible/impacté

N_7: *Identifier une éventuelle pollution sur un site*

N_8: *Etude de risque*

N_9: *Audit environnemental de site, transfert de propriété*

N_0: *Réhabilitation de site: contrôle technique de fin de travaux*

La recherche des polluants organiques partiellement solubles se fera en général, comme pour les métaux (L_7) uniquement aux faibles profondeurs, en fonction de l'usage des terrains. Toutefois, cette recherche devra être effectuée sur toute l'épaisseur des sols lorsqu'une ressource en eau souterraine sous-jacente est susceptible d'être affectée, et ce, lorsque la substance présente un danger pour cette ressource.

VI.2.1.3. Commentaires et discussion

Les principales spécificités relatives aux polluants organiques peu volatils concernent le matériel de prélèvement, de préparation et de conditionnement des échantillons, qui doit être non contaminant en solvants et hydrocarbures. On prendra notamment garde aux outils revêtus de plastique ou peints, et on préférera les matériels en inox. On prendra également garde aux flacons en plastique ou aux flacons en verre recyclés.

En ce qui concerne la stratégie d'investigation, on prendra garde lors des choix de profondeur à la solubilité des composés recherchés, qui peut leur conférer une certaine mobilité dans les sols (par exemple : phénols), les entraîner loin de la tache de pollution primaire, ou les remobiliser lors des remontées saisonnières de nappes superficielles. En cas de pollution par plusieurs composés solubles, certains peuvent présenter un comportement de solubilisation et dispersion différent.

VI.2.2. Composés peu solubles dans l'eau ou adsorbables sur sol

VI.2.2.1. Identification, quantification et caractérisation d'une source

O_1: *Identifier une éventuelle pollution sur un site*

A ce stade, la connaissance précise des teneurs en composés organiques n'est pas nécessaire, pas plus que l'identification précise des espèces au sein d'une famille de composés. Les techniques d'analyse ou de détection sur site seront donc utilisées avec profit (spectrométrie UV, chromatographie GC/MS, kits immuno-enzymatiques...), car elles permettront de localiser rapidement et cartographier les fortes teneurs. Toutefois, lorsque la question posée est « y a-t-il une pollution sur ce site ? », elles ne peuvent servir qu'à définir le plan d'échantillonnage pour le laboratoire, car leur sensibilité est insuffisante pour nombre de substances.

Il convient de veiller à ce que la limite inférieure de dosabilité des techniques d'analyse retenues soit significativement inférieure aux valeurs choisies comme seuil de pollution.

La plupart des composés peu volatils et peu solubles dans l'eau ou adsorbables, même si la pollution est ancienne et lessivée, laisseront des traces dans les sols superficiels. L'analyse de la tranche 0-30 cm suffira à détecter une pollution dans la plupart des cas.

Expérience CNRSSP

Jeannée, N. (2001) - Caractérisation géostatistique de pollutions industrielles de sols. Cas des hydrocarbures aromatiques polycycliques sur d'anciens sites de cokeries. THESE, Ecole des Mines de Paris, 163 p.

Exemples de références publiées

Cousins, I.T., Gevao, B., & Jones, K.C. (1999) - Measuring and modelling the vertical distribution of semivolatile organic compounds in soils. I- PCB and PAH soil core data. *Chemosphere*, Vol. 39, No. 14, pp. 2507-2518.

Cette étude démontre que lorsque les sols sont peu perturbés, la profondeur de pénétration des HAP et des PCB reste faible. Un échantillonnage superficiel suffira à détecter une pollution par ces composés dans la plupart des

cas. La migration en profondeur par bioturbation⁶ implique que la pollution détectée en surface peut se propager aux horizons sous-jacents.

O_2: Etude de risque

Dans le cas d'une étude de risque, il sera nécessaire de déterminer en outre, lorsque des ressources en eau souterraine sont susceptibles d'être affectées, la profondeur jusqu'à laquelle s'étend la contamination détectée en surface, et ce, pour les différentes familles de composés organiques détectés, le gradient de diffusion verticale variant selon leurs propriétés physico-chimiques. Ceci nécessitera que des prélèvements soient effectués à différentes profondeurs à l'aplomb des principales zones polluées, à l'aide d'un carottier ou d'autres matériels adaptés.

Il sera souvent nécessaire de recourir à des analyses plus précises et plus sélectives que précédemment (O_1). La précision est nécessaire pour pouvoir s'étalonner par rapport aux valeurs guides ou valeurs seuil de risque, et la sélectivité pour tenir compte de la toxicité propre de chaque composé de la famille. Ces exigences n'affectent que le conditionnement des échantillons.

O_3: Audit environnemental de site, transfert de propriété

Les remarques ci-dessus (O_2) sont applicables.

Expérience CNRSSP

SZCZEPSKI Céline (2000) - Etude de la répartition de polluants organiques (HAP) au sein d'une maille d'échantillonnage de sols. Rapport CNRSSP/00/12 (voir § IV.3.2.2).

Jeannée, N. (2001) - Caractérisation géostatistique de pollutions industrielles de sols. Cas des hydrocarbures aromatiques polycycliques sur d'anciens sites de cokeries. THESE, Ecole des Mines de Paris, 163 p.

O_4: Réhabilitation de site: évaluation des travaux à effectuer

Les remarques ci-dessus (O_2) sont applicables.

O_5: Réhabilitation de site: tri des matériaux et suivi des travaux

Les techniques d'analyse sur site (spectrométrie UV, chromatographie GC/MS, kits immuno-enzymatiques...) seront utilisées avec profit, car elles permettront d'identifier rapidement les fortes teneurs. Ces techniques, appuyées sur des contrôles réguliers en laboratoire, permettent d'évaluer rapidement les lots de sols dont la contamination est nettement inférieure ou supérieure aux teneurs critiques. Un minimum de préparation mécanique de l'échantillon sur site pourra être nécessaire pour assurer la reproductibilité.

O_6: Réhabilitation de site: contrôle technique de fin de travaux

⁶ On appelle bioturbation les perturbations mécaniques apportées à la structure du sol par les organismes qui y vivent, comme les vers de terre. Ces perturbations peuvent être à l'origine de modifications de perméabilité, de transferts de matière et de migrations de polluants plus importantes que celles prévisibles à partir de la nature du sol lui-même.

Les remarques ci-dessus (O_2) sont applicables. Les techniques d'analyse sur site seront moins utiles en raison des plus faibles teneurs rencontrées après réhabilitation, généralement proches de ou inférieures à la limite de dosabilité. La confirmation de la réussite de la dépollution devra être effectuée pour toutes les profondeurs où une pollution significative a été enregistrée.

VI.2.2.2. Evaluation de l'exposition d'un milieu cible/impacté

O_7: Identifier une éventuelle pollution sur un site

O_8: Etude de risque

O_9: Audit environnemental de site, transfert de propriété

O_0: Réhabilitation de site: contrôle technique de fin de travaux

Dans ces quatre cas, les remarques du § O_2 sont applicables. Les techniques d'analyse sur site seront moins utiles que sur site industriel en raison des plus faibles teneurs rencontrées, généralement proches de ou inférieures à la limite de dosabilité.

VI.2.2.3. Commentaires et discussion

De même que pour les polluants organiques peu volatils solubles, les principales spécificités relatives aux polluants organiques peu volatils et peu solubles concernent le matériel de prélèvement, de préparation et de conditionnement des échantillons, qui doit être non contaminant solvants et hydrocarbures. On prendra notamment garde aux outils revêtus de plastique ou peints, et on préférera les matériels en inox ; ainsi qu'aux flaconnages en plastique ou aux flaconnages en verre recyclés.

VI.3. POLLUANTS ORGANIQUES VOLATILS

L'approche de l'échantillonnage des composés volatils est radicalement différente de celle des autres polluants.

Leur comportement de migration se distingue en ce qu'il peut être ascendant, et qu'une source de polluants à toute profondeur peut entraîner un impact sur les terrains sus-jacents et un risque à la surface. Ce comportement peut être aussi descendant, notamment lors de l'épandage, et tout particulièrement pour les plus denses d'entre eux (DNAPL, voir § VI.3.1).

Ceci affectera les profondeurs d'échantillonnage : dans les cas de pollution par composés volatils, il est souhaitable de prélever à différentes profondeurs jusqu'à la plus grande profondeur possible.

Les échantillons destinés à la mesure des composés volatils doivent être manipulés avec précaution, et subir le moins possible de traitements mécaniques sur site. En effet ces composés tendent à se volatiliser et toute manipulation entraînera un sous-dosage, donc une sous-estimation de la pollution. Ce type de problème est d'autant plus sérieux qu'il n'apparaîtra pas dans les rapports de campagne en cas de manipulation indésirable.

Parmi les opérations à éviter à tout prix, on notera le prélèvement remanié (tarière ou autre ; on privilégiera les carottages et les préleveurs à gouge fendue pour sortir des échantillons non remaniés) ; le quartage mécanique et le broyage sur site et la préparation de composites.

Le conditionnement et le transport des échantillons devront respecter des règles strictes, en accord avec le laboratoire. Pour l'ensemble des situations relatives à ces polluants, on conseille généralement l'utilisation d'outillage de prélèvement spécifique et de flaconnage serti.

VI.3.1. Composés plus denses que l'eau (DNAPL)

Ces composés tendent à s'infiltrer rapidement dans le sol, sous un effet gravitaire, et à remonter lentement, sous l'effet de leur tension de vapeur. Ils sont généralement non solubles et non miscibles à l'eau, et s'accumulent dans la partie inférieure des aquifères. Ce groupe comprend notamment les solvants organohalogénés.

VI.3.1.1. Identification, quantification et caractérisation d'une source

P_1: *Identifier une éventuelle pollution sur un site*

Comme en O_1, la connaissance précise des teneurs en composés organiques n'est pas nécessaire, pas plus que l'identification précise des espèces au sein d'une famille de composés. Les techniques d'analyse sur site seront donc utilisées avec profit (notamment chromatographie gaz), car elles permettront de localiser rapidement et cartographier les fortes teneurs. Toutefois, lorsque la question posée est « y a-t-il une pollution sur ce site ? », elles ne peuvent servir qu'à définir le plan d'échantillonnage pour le laboratoire, car leur sensibilité est insuffisante pour nombre de substances.

Il convient de veiller à ce que la limite inférieure de dosabilité des techniques d'analyse retenues soit significativement inférieure aux valeurs choisies comme seuil de pollution.

P_2: *Etude de risque*

Il sera souvent nécessaire de recourir à des analyses plus précises et plus sélectives que précédemment (P_1). La précision est nécessaire pour pouvoir s'étalonner par rapport aux valeurs guides ou valeurs seuil de risque, et la sélectivité pour tenir compte de la toxicité propre de chaque composé de la famille. Ces exigences n'affectent que le conditionnement des échantillons.

P_3: *Audit environnemental de site, transfert de propriété*

Les remarques ci-dessus (P_2) sont applicables.

P_4: *Réhabilitation de site: évaluation des travaux à effectuer*

Les remarques ci-dessus (P_2) sont applicables.

P_5: *Réhabilitation de site: tri des matériaux et suivi des travaux*

Les techniques d'analyse sur site (principalement chromatographie gaz) seront utilisées avec profit, car elles permettront d'identifier rapidement les fortes teneurs. Ces techniques, appuyées sur des contrôles réguliers en laboratoire, permettent d'évaluer rapidement les lots de sols dont la contamination est nettement inférieure ou supérieure aux teneurs critiques. On prendra garde lors de l'étalonnage à évaluer la perte en polluant due au remaniement de l'échantillon lors de l'extraction.

P_6: *Réhabilitation de site: contrôle technique de fin de travaux*

Les remarques ci-dessus (P_2) sont applicables. Les techniques d'analyse sur site seront moins utiles en raison des plus faibles teneurs rencontrées après réhabilitation, généralement proches de ou inférieures à la limite de dosabilité. La confirmation de la réussite de la dépollution devra être effectuée pour toutes les profondeurs où une pollution significative a été enregistrée.

VI.3.1.2. Evaluation de l'exposition d'un milieu cible/impacté

P_7: *Identifier une éventuelle pollution sur un site*

P_8: *Etude de risque*

P_9: *Audit environnemental de site, transfert de propriété*

P_0: *Réhabilitation de site: contrôle technique de fin de travaux*

Dans ces quatre cas, les remarques du § P_2 sont applicables. Les techniques d'analyse sur site seront moins utiles que sur site industriel en raison des plus faibles teneurs rencontrées, généralement proches de ou inférieures à la limite de dosabilité.

VI.3.2. Composés moins denses que l'eau (LNAPL)

Ces composés tendent à s'infiltrer plus ou moins rapidement dans le sol, sous un effet gravitaire, et à remonter rapidement, sous l'effet de leur tension de vapeur. Ils parviendront donc de nouveau en surface beaucoup plus rapidement que les DNAPL. La fraction de ces composés qui, lors de la pollution, ne s'infiltrer pas dans le sol, relève de la pollution de l'air ou des eaux de surface. Ils sont aussi généralement non solubles et non miscibles à l'eau, et s'accumulent dans la partie supérieure des aquifères.

VI.3.2.1. Identification, quantification et caractérisation d'une source

R_1: *Identifier une éventuelle pollution sur un site*

Les remarques relatives aux DNAPL (P_1) sont applicables.

R_2: *Etude de risque*

Les remarques relatives aux DNAPL (P_2) sont applicables. Toutefois, la plus grande mobilité des LNAPL impliquera des précautions accrues pour le prélèvement et la manipulation des échantillons.

R_3: *Audit environnemental de site, transfert de propriété*

Les remarques ci-dessus (R_2) sont applicables.

R_4: *Réhabilitation de site: évaluation des travaux à effectuer*

Les remarques ci-dessus (R_2) sont applicables.

R_5: *Réhabilitation de site: tri des matériaux et suivi des travaux*

Les remarques relatives aux DNAPL (P_5) sont applicables. La plus grande mobilité des LNAPL impliquera des précautions accrues pour le prélèvement et la manipulation des échantillons.

R_6: *Réhabilitation de site: contrôle technique de fin de travaux*

Les remarques relatives aux DNAPL (P_6) sont applicables. La plus grande mobilité des LNAPL impliquera des précautions accrues pour le prélèvement et la manipulation des échantillons.

VI.3.2.2. Evaluation de l'exposition d'un milieu cible/impacté

R_7: *Identifier une éventuelle pollution sur un site*

R_8: *Etude de risque*

R_9: *Audit environnemental de site, transfert de propriété*

R_0: *Réhabilitation de site: contrôle technique de fin de travaux*

Les remarques relatives aux DNAPL (P_6) sont applicables. La plus grande mobilité des LNAPL impliquera des précautions accrues pour le prélèvement et la manipulation des échantillons.

VI.3.2.3. Commentaires et discussion

Les spécificités relatives aux polluants organiques volatils sont tellement nombreuses qu'elles peuvent justifier une campagne spécifique. Elles sont décrites dans le fascicule II, Techniques d'échantillonnage, § V.2. Le matériel de forage doit impérativement prélever des échantillons non remaniés, les procédures doivent prévoir des temps très brefs, il ne doit pas y avoir de préparation et le conditionnement des échantillons se fait en flaconnage spécifique serti. On prendra en outre garde aux outils revêtus de plastique ou peints.

En ce qui concerne la stratégie d'investigation, on prendra garde lors des choix de profondeur à ce que ces composés sont aussi mobiles dans les sols vers le haut.

STRATEGIE ET TECHNIQUE D'ECHANTILLONNAGE DES
SOLS POUR L'EVALUATION DES POLLUTIONS

Fascicule II : référentiel méthodologique

SOMMAIRE

INTRODUCTION

1. TYPOLOGIE DES PLAN D'ÉCHANTILLONNAGE

I. GENERALITES SUR LES STRATEGIES D'ÉCHANTILLONNAGE.....

I.1. OBJECTIFS.....

I.2. PRINCIPE :

I.3. TERMINOLOGIE.....

I.4. TYPES DE STRATEGIE.....

I.5. APPROCHE STATISTIQUE ET APPROCHE PREFERENTIELLE:.....

I.6. ELEMENTS DE CHOIX.....

II. APPROCHES STATISTIQUES

II.1. DEFINITION DE L'APPROCHE STATISTIQUE

II.2. ÉCHANTILLONNAGE SYSTEMATIQUE

II.3. ÉCHANTILLONNAGE ALEATOIRE

II.4. ADAPTATION D'UN ÉCHANTILLONNAGE STATISTIQUE AUX CONTRAINTES DU SITE.....

III. APPROCHES PREFERENTIELLES

III.1. DEFINITION DE L'APPROCHE PREFERENTIELLE

III.2. RECOMMANDATIONS GENERALES

III.3. ÉCHANTILLONNAGE SELON UN PLAN DESSINE A PRIORI.....

III.4. PLAN D'ÉCHANTILLONNAGE DESSINE AUTOUR DE POINTS CHOISIS A PRIORI.....

III.5. PLAN D'ÉCHANTILLONNAGE DESSINE A PARTIR D'UNE PREMIERE CAMPAGNE DE MESURES

IV. APPROCHES COMBINEES.....

IV.1. ÉCHANTILLONNAGE SELON UNE GRILLE A MAILLE VARIABLE.....

IV.2. ÉCHANTILLONNAGE ALEATOIRE A DENSITE VARIABLE

IV.3. DECOUPAGE DU SITE EN PLUSIEURS ZONES A STRATEGIE DIFFERENTE

V. ELEMENTS DE COUT

V.1. APPROCHES STATISTIQUES.....

V.2. APPROCHES PREFERENTIELLES

V.3. COMPARAISON ENTRE APPROCHES STATISTIQUES ET PREFERENTIELLES.....

VI. SYNTHÈSE: CHOIX D'UNE STRATEGIE D'ÉCHANTILLONNAGE

VII. REFERENCES

2. HETEROGENEITE ET DENSITE D'ECHANTILLONNAGE	
I. GENERALITES	
I.1. DEFINITION DU SOL	
I.2. REPRESENTATIVITE ET HETEROGENEITE	
II. DIFFERENTS TYPES D'HETEROGENEITE SPATIALE	
II.1. HETEROGENEITE SPATIALE DES SOLS : LE SITE, L'HORIZON, L'HETEROGENEITE DE CONSTITUTION	
II.2. HETEROGENEITE DUE AU COMPORTEMENT DES POLLUANTS (HETEROGENEITE DE DISTRIBUTION)	
III. RELATION ENTRE VOLUME A PRELEVER ET REPRESENTATIVITE D'UN ECHANTILLONNAGE.....	
III.1. HETEROGENEITE DE CONSTITUTION	
III.2. HETEROGENEITE DE DISTRIBUTION.....	
IV. HETEROGENEITES ET ERREURS D'ECHANTILLONNAGE	
IV.1. REPRESENTATIVITE ET ERREURS ASSOCIEES.....	
IV.2. ERREUR FONDAMENTALE D'ECHANTILLONNAGE	
IV.3. ERREUR DE SEGREGATION.....	
IV.4. ERREURS DE PREPARATION ET DE PRELEVEMENT :	
IV.5. RECOMMANDATIONS GENERALES.....	
V. NOMBRE D'ECHANTILLONS A PRELEVER.....	
V.1. NOMBRE D'ECHANTILLONS ET OBJECTIFS	
V.2. NOMBRE D'ECHANTILLONS ET BUDGET	
V.3. NOMBRE D'ECHANTILLONS ET CAMPAGNES.....	
VI. RELATION ENTRE DENSITE D'ECHANTILLONNAGE ET INTERVALLE DE CONFIANCE DU DIAGNOSTIC.....	
VI.1. CRITERES OBJECTIFS	
VI.2. DENSITE D'ECHANTILLONNAGE ET DETECTION D'UNE ANOMALIE	
VI.3. RELATION ENTRE DENSITE ET INTERVALLE DE CONFIANCE DU DIAGNOSTIC	
VII. AIDE DE LA GEOSTATISTIQUE POUR LA STRATEGIE D'ECHANTILLONNAGE ET L'OPTIMISATION DU NOMBRE D'ECHANTILLONS	
VII.1. PRINCIPE ET OBJECTIFS.....	
VII.2. TECHNIQUES GEOSTATISTIQUES POUR OPTIMISER UNE STRATEGIE D'ECHANTILLONNAGE	
VII.3. APPLICATION A L'INVESTIGATION DE GRANDS SITES.....	
VII.4. APPLICATION AUX TRAVAUX DE REHABILITATION	
VII.5. AUTRES TECHNIQUES	

VIII. PRECONISATIONS STANDARD EN TERMES DE NOMBRE D'ECHANTILLONS ET DENSITE.....

- VIII.1. ISO
- VIII.2. ESR/EDR (FRANCE)
- VIII.3. ROYAUME UNI.....
- VIII.4. ALLEMAGNE
- VIII.5. CANADA.....
- VIII.6. PAYS-BAS.....
- VIII.7. NOUVELLE ZELANDE

IX. REFERENCES

3. TECHNIQUES D'ECHANTILLONNAGE

I. GENERALITES

II. TYPES D'ECHANTILLONS.....

II.1. DEFINITIONS.....

II.2. PRELEVEMENTS NON REMANIES.....

II.3. PRELEVEMENTS REMANIES.....

II.4. ECHANTILLONS COMPOSITES.....

III. TYPES D'OUVRAGES D'ACCES AU SOL.....

III.1. DEFINITIONS ET APPLICATIONS

III.2. PRELEVEMENTS MANUELS.....

III.3. PRELEVEMENT EN PROFONDEUR SEMI-MANUEL.....

III.4. PRELEVEMENT EN PROFONDEUR PAR FORAGE

III.5. FOSSES D'EXPLORATION.....

III.6. AUTRES CAS

IV. MESURES SUR SITE DANS LE CADRE D'ECHANTILLONNAGE.....

IV.1. PRINCIPE ET OBJECTIFS.....

IV.2. LIMITATIONS ET CONTRAINTES D'UTILISATION.....

IV.3. METAUX ET METALLOIDES.....

IV.4. COMPOSES ORGANIQUES VOLATILS (COV/VOC)

IV.5. COMPOSES ORGANIQUES PEU VOLATILS (HYDROCARBURES LOURDS, HAP, PCB...).....

V. TECHNIQUES DE PRELEVEMENT ET TYPES DE POLLUANTS.....

V.1. VARIABILITE DU COMPORTEMENT DANS LES SOLS EN FONCTION DU POLLUANT

V.2. PRELEVEMENT POUR COMPOSES ORGANIQUES VOLATILS (COV/VOC)

VI. PRATIQUES GENERALES DESTINEES A EVITER LA CONTAMINATION.....

VII. PREPARATION DE L'ECHANTILLON SUR SITE.....

VII.1. OBJECTIFS
VII.2. CHOIX DU FLACONNAGE
VII.3. STOCKAGE ET TRANSPORT
VII.4. ÉCHANTILLONNAGE DES PRODUITS LIBRES
VIII. REFERENCES

4. MATERIEL D'ECHANTILLONNAGE

I. GENERALITES
II. MATERIEL DE PRELEVEMENT MANUEL.....
II.1. PELLE, TRUELLE, CUILLERE.....
II.2. TARIERE A MAIN
II.3. TUBE DE PRELEVEMENT
II.4. MICRO-CAROTTAGE MANUEL
III. MATERIEL DE PRELEVEMENT EN PROFONDEUR SEMI-MANUEL
III.1. TARIERE A BRAS, MOTO-TARIERE.....
III.2. PRELEVEUR HYDRAULIQUE A PISTON
IV. MATERIEL DE PRELEVEMENT EN PROFONDEUR PAR FORAGE.....
IV.1. TARIERE MECANIQUE.....
IV.2. FORAGE A PERCUSSION PAR CABLE
IV.3. FORAGE ROTATIF
IV.4. PRELEVEURS PAR POUSSEE.....
IV.5. PRELEVEURS PAR ROTATION (OUTILS DE FORAGE)
V. SONDES ET ECHANTILLONNAGE PAR SONDE DYNAMIQUE
V.1. GENERALITES.....
V.2. SONDES ET DISPOSITIFS D'ECHANTILLONNAGE A FENETRE
V.3. SONDES CONTROLEES.....
VI. MATERIEL SPECIFIQUE AUX COMPOSES ORGANIQUES VOLATILS
(COV/VOC).....
VII. REFERENCES

5. GESTION DES DONNEES ET SIG

I. GESTION DES DONNEES.....
I.1. GENERALITES ET DEFINITION DES RAPPORTS
I.2. DONNEES DU PLAN D'ÉCHANTILLONNAGE
I.3. DONNEES DU RAPPORT D'ÉCHANTILLONNAGE.....
I.4. DONNEES DU RAPPORT D'ÉTUDE.....
II. SAISIE ET STOCKAGE DES DONNEES (BASES DE DONNEES).....

II.1. TABLEAUX DE DONNEES
II.2. INTERET DES BASES DE DONNEES
II.3. METHODOLOGIE – L’APPROCHE DU CNRSSP
III. TRAITEMENT ET REPORT DES DONNEES (SIG)
III.1. INTERET
III.2. APPLICATIONS
III.3. METHODOLOGIE – L’APPROCHE DU CNRSSP
IV. LOGICIELS
IV.1. BASES DE DONNEES
IV.2. SYSTEMES D’INFORMATION GEOGRAPHIQUE
V. REFERENCES
6. QUALITE ET ECHANTILLONNAGE	
I. GENERALITES ET DEFINITIONS
I.1. QUALITE ET ECHANTILLONNAGE
I.2. ASSURANCE ET CONTROLE QUALITE (QA/QC)
II. INDICATEURS UTILISES POUR L’EVALUATION DE LA QUALITE
II.1. INDICATEURS STATISTIQUES
II.2. TYPES D’INCERTITUDE IMPLIQUANT MESURE ET PRELEVEMENT
II.3. INDICATEURS DE REPRESENTATIVITE
III. PRINCIPALES SOURCES D’ERREUR OU D’INCERTITUDE EN ECHANTILLONNAGE DES SOLS
IV. LES OBJECTIFS DE QUALITE (DQO)
IV.1. DEFINITION ET PRINCIPE
IV.2. L’APPROCHE PBMS (PERFORMANCE-BASED MEASUREMENT SYSTEMS)
IV.3. LA PLANIFICATION SYSTEMATIQUE
V. RELATION ENTRE DENSITE D’ECHANTILLONNAGE ET INTERVALLE DE CONFIANCE DU DIAGNOSTIC
V.1. CRITERES OBJECTIFS
V.2. DENSITE D’ECHANTILLONNAGE ET DETECTION D’UNE ANOMALIE
V.3. RELATION ENTRE DENSITE ET INTERVALLE DE CONFIANCE DU DIAGNOSTIC
VI. PROCEDURES DE CONTROLE DE LA QUALITE
VI.1. ÉCHANTILLON DU SITE DE CONTROLE
VI.2. ÉCHANTILLONS TEMOINS
VI.3. ÉCHANTILLON PAR AJOUTS
VI.4. DOUBLES DU CONTROLE DE LA QUALITE

VII. RELATION ENTRE COUT ET OBJECTIFS DE QUALITE

VII.1. DONNEES EFFICACES

VII.2. PLAN D'ECHANTILLONNAGE ET D'ANALYSE (SAP).....

VII.3. MESURES A OBJECTIFS DE PERFORMANCE (PBMS)

VII.4. PLAN DE TRAVAIL DYNAMIQUE

VII.5. PLAN D'ECHANTILLONNAGE ET D'ANALYSES ADAPTATIF (ASAP).....

VIII. REFERENCES

Le présent **fascicule II** propose une description détaillée des méthodologies à mettre en œuvre dans les situations d'échantillonnage renseignées dans le fascicule I. Il développe les points suivants :

1. Typologie des plans d'échantillonnage
2. Hétérogénéité et densité d'échantillonnage
3. Techniques d'échantillonnage
4. Matériel d'échantillonnage
5. Gestion des données et SIG
6. Qualité et échantillonnage

Les éléments de coût ne font pas l'objet d'un chapitre particulier, ils sont abordés et intégrés dans chacun de ces six chapitres.

STRATEGIE ET TECHNIQUE D'ECHANTILLONNAGE DES SOLS POUR L'EVALUATION DES POLLUTIONS

Typologie des plans d'échantillonnage

Sommaire

I. GENERALITES SUR LES STRATEGIES D'ECHANTILLONNAGE	3
I.1. OBJECTIFS	3
I.2. PRINCIPE :	3
I.3. TERMINOLOGIE	4
I.4. TYPES DE STRATEGIE	5
I.5. APPROCHE STATISTIQUE ET APPROCHE PREFERENTIELLE:	5
I.6. ELEMENTS DE CHOIX	6
II. APPROCHES STATISTIQUES.....	7
II.1. DEFINITION DE L'APPROCHE STATISTIQUE	7
II.2. ECHANTILLONNAGE SYSTEMATIQUE	7
II.3. ECHANTILLONNAGE ALEATOIRE	13
II.4. ADAPTATION D'UN ECHANTILLONNAGE STATISTIQUE AUX CONTRAINTES DU SITE	14
III. APPROCHES PREFERENTIELLES.....	16
III.1. DEFINITION DE L'APPROCHE PREFERENTIELLE.....	16
III.2. RECOMMANDATIONS GENERALES.....	16
III.3. ECHANTILLONNAGE SELON UN PLAN DESSINE A PRIORI.....	17
III.4. PLAN D'ECHANTILLONNAGE DESSINE AUTOUR DE POINTS CHOISIS A PRIORI	19
III.5. PLAN D'ECHANTILLONNAGE DESSINE A PARTIR D'UNE PREMIERE CAMPAGNE DE MESURES.....	21
IV. ...APPROCHES COMBINEES.....	25
IV.1. ECHANTILLONNAGE SELON UNE GRILLE A MAILLE VARIABLE	25
IV.2. ECHANTILLONNAGE ALEATOIRE A DENSITE VARIABLE.....	27
IV.3. DECOPAGE DU SITE EN PLUSIEURS ZONES A STRATEGIE DIFFERENTE.....	27
V. ELEMENTS DE COUT	29
V.1. APPROCHES STATISTIQUES	29
V.2. APPROCHES PREFERENTIELLES.....	30
V.3. COMPARAISON ENTRE APPROCHES STATISTIQUES ET PREFERENTIELLES	30
VI. ...SYNTHESE: CHOIX D'UNE STRATEGIE D'ECHANTILLONNAGE	32
VII. ...REFERENCES.....	34

I. GENERALITES SUR LES STRATEGIES D'ECHANTILLONNAGE

I.1. OBJECTIFS

Une campagne d'échantillonnage de sol, comme pour tout milieu en environnement, doit être réalisée selon des règles bien précises, afin de présenter certaines propriétés ou qualités indispensables (Gy, 1988; Wavrer, 1997) :

- Un échantillonnage doit permettre d'obtenir des échantillons représentatifs (qualité dite *a posteriori*) du sol étudié, au regard de la grandeur suivie. En d'autres termes, si l'on considère l'erreur totale d'échantillonnage, notée e , un échantillonnage est dit représentatif lorsqu'il est :
 - juste ; c'est-à-dire quand il y a absence de biais trop important ou encore que l'erreur e est inférieure ou égale à une valeur de référence jugée acceptable pour l'étude.
 - fidèle (ou reproductible) ; c'est-à-dire quand la variance de l'erreur e est inférieure ou égale à un seuil de référence.
- Un échantillonnage doit être réalisé de façon correcte (qualité dite *a priori*), c'est-à-dire qu'il doit donner à **tous** les éléments constitutifs du sol la **même** probabilité **non nulle** d'être retenus dans l'échantillon. La correction est donc directement liée à la mise en œuvre de l'échantillonnage et à la façon dont celui-ci est réalisé, tant au niveau du matériel que des manipulations.
- La représentativité d'un échantillonnage recouvre des variables introduites sur le terrain (IAEA, 2004). Ces variables comprennent le contexte du site, la stratégie d'échantillonnage, et les techniques utilisées pour le prélèvement et le conditionnement des échantillons. Les variables affectant le plus la représentativité sont la variabilité géologique et la variabilité des concentrations en polluants sur le site.

Cette représentativité « statistique » ne suffit pas nécessairement à s'assurer que l'échantillonnage sera pertinent pour les objectifs assignés à l'étude. L'échantillonnage devra en outre être conçu de manière à permettre de répondre à la question posée (par exemple, ce site est-il pollué de manière à constituer un risque appréciable pour l'environnement ? Les échantillons représentatifs d'un site ne sont pas nécessairement «représentatifs» au strict sens statistique (IAEA, 2004). Mais un échantillonnage mal conçu ne pourra en aucun cas être représentatif.

A ce niveau, il est important de noter qu'un échantillonnage réalisé de façon non correcte ne sera jamais représentatif. C'est donc dès la conception, mais aussi et surtout lors de sa mise en œuvre, qu'il va être nécessaire d'assurer la correction d'un échantillonnage.

I.2. PRINCIPE :

L'une des premières étapes de toute campagne d'échantillonnage sur un site donné est, avant toute intervention, de concevoir une stratégie d'échantillonnage. Cette étape se place aussitôt après avoir rassemblé les données disponibles (historique et résultats antérieurs). La stratégie d'échantillonnage a pour objet de préciser le nombre, l'implantation et le type de points de prélèvement. Elle affecte directement la qualité et le coût des étapes ultérieures. Il est essentiel de définir des densités de prélèvement et des méthodes d'investigation correctement dimensionnées et adaptées aux objectifs à satisfaire (Wavrer, 1997).

Elle suppose que soient connus sans ambiguïté (Keith, 1990) :

- les objectifs des investigations,
- le budget disponible, la part affectée aux analyses et celle au prélèvement,
- les limitations sur le niveau d'erreur acceptable, et une estimation de la part relative de l'erreur d'échantillonnage et celle d'analyse,
- les paramètres à mesurer, le niveau de sensibilité et de sélectivité requis et celui des méthodes choisies.

Il est essentiel à partir de là de parfaitement documenter la stratégie retenue et les opérations effectuées.

Aucune démarche systématique ne peut être proposée, car chaque étude de site poursuit des objectifs spécifiques et chaque site étudié présente des caractéristiques propres en matière de sol.

I.3. TERMINOLOGIE

Les concepts qui sous-tendent la définition du plan d'échantillonnage sont tous relatifs aux objectifs de la campagne d'investigations (Keith, 1990 ; normes ISO, et notamment ISO 10381-5-2 : Qualité du sol – Echantillonnage – Partie 5 : Lignes directrices relatives à l'investigation des sites pollués en sites urbains et industriels, 2004).

On se reportera aux chapitres 1 à 3 du volume I, et à la norme référencée ci-dessus, pour plus de précision sur les concepts d'investigations préliminaires, approfondies et de vérification. Le contexte des investigations est le paramètre qui affecte le plus le choix d'un plan d'échantillonnage.

Etude préliminaire : lors de cette phase, on recueille les données déjà acquises sur le site d'étude, les résultats des études antérieures, et on précise le cadre de l'étude à effectuer,

Investigations préliminaires : lors de cette phase, on complète les données déjà acquises sur le site d'étude, les résultats des études antérieures, et le plus souvent, on prélève un nombre réduit d'échantillons destinés à préciser la nature de la pollution, les principaux polluants et leurs gammes de teneurs,

Investigations approfondies : lors de cette phase, on effectue la plus grande partie de l'échantillonnage, et notamment ce qui permet de caractériser dans l'espace la pollution. Elle peut s'effectuer en une fois ou de manière itérative, en fonction des résultats des premières mesures,

Investigations de vérification : lors de cette phase, on complète les échantillonnages ou mesures autour de certains secteurs jugés sensibles : points à fort risque, points mal caractérisés, points proches des seuils de décision. On acquiert les données nécessaires aux actions à venir, notamment dépollution, mise en sécurité, protection de ressources,...

Stratégie d'échantillonnage : ce terme regroupe les options qui vont déterminer la conduite d'une campagne d'échantillonnage : le modèle de représentation des données, le mode de choix des emplacements où les échantillons sont à prélever, et des profondeurs, les critères déterminant le type d'échantillons et les techniques à utiliser pour chaque type de point, afin de pouvoir déterminer la nature, l'intensité et l'étendue d'une pollution, et fournir les informations nécessaires à évaluer les risques qu'elle implique,

Plan d'échantillonnage : il précise la stratégie retenue (modèle d'échantillonnage), les emplacements où les échantillons sont à prélever, leurs profondeurs, le type d'échantillons, les techniques à utiliser, les mesures à effectuer sur site, les règles de numérotation, de stockage, de transport et la destination prévue des échantillons,

Rapport d'échantillonnage : il comprend les informations sur le site, la liste et la position des échantillons, et toutes les informations sur les échantillons qui seront utiles pour le laboratoire d'analyse, et ensuite, pour l'interprétation des résultats,

Rapport d'étude : il comprend les résultats du laboratoire (rapport d'essais), l'interprétation des analyses et les autres données ayant été utilisées pour cette interprétation ou venant étayer les conclusions.

Ces définitions conditionnent la forme des différents documents cartographiques. Elles sont précisées plus en détail dans le chapitre 5, Gestion des données et SIG. Les différents sens du mot « échantillon » sont définis dans les normes ISO (voir chapitre 7, Normes applicables) et dans les documents IUPAC (De Zorzi et al., 2003, par exemple).

Le processus d'échantillonnage lui-même consiste en :

- 1. identifier sans ambiguïté la population dont l'échantillon doit être extrait,**
- 2. prélever un échantillon brut représentatif (au sens strict) de cette population,**
- 3. réduire cet échantillon à la quantité nécessaire pour les analyses, sans perte d'homogénéité,**
- 4. le répartir en différentes fractions selon les analyses à effectuer.**

I.4. TYPES DE STRATEGIE

Plusieurs types de stratégies d'échantillonnage sont généralement utilisés :

- la majorité sont basées sur une approche statistique classique : échantillonnage aléatoire, échantillonnage aléatoire stratifié, échantillonnage systématique, échantillonnage systématique stratifié, etc.
- d'autres relèvent plutôt d'une approche préférentielle (hypothétique), faisant appel à une sélection subjective : échantillonnage *a priori* (ou de jugement) basé sur les résultats des études historiques du site et/ou des mesures antérieures, privilégiant les prises d'échantillon au sein des zones estimées potentiellement contaminées.
- certaines stratégies sont développées dans un but de recherche spécifique : recherche de taches de pollution, échantillonnage par profils ou transects censés recouper des « zones sensibles », dimensionnement d'une pollution reconnue par grille circulaire, linéaire, etc.
- Il existe des approches basées plus spécifiquement sur l'utilisation de la géostatistique. Elles offrent la possibilité d'étudier la variabilité spatiale des données, ce que la statistique classique ne permet pas d'envisager.

La norme ISO 10381-1:2002 distingue quatre modèles d'échantillonnage. La principale distinction est entre modèles reposant ou non sur une distribution localisée des substances. La seconde distinction sépare deux modèles particuliers (distribution linéaire ou en bande). Le tableau résultant (fig.1, p.13 de la norme) ne permet que partiellement d'identifier une stratégie appropriée aux objectifs de l'étude. Dans nombre de cas, on tirera profit des méthodes et discussions proposées ici.

Les principes de base de tout échantillonnage de sols sont censés pouvoir rendre compte d'une large gamme de pollutions, allant d'une lente accumulation dans le temps à un impact instantané tel que celui résultant d'un épandage accidentel (IAEA, 2004).

En pratique, il est rare qu'un seul type de stratégie soit utilisé lors d'une investigation donnée. Dans la plupart des cas, on utilisera une combinaison de plusieurs stratégies (notamment les approches préférentielles et systématiques), afin d'intégrer les notions de budget disponible et d'objectifs à atteindre (Wavrer, 1997).

I.5. APPROCHE STATISTIQUE ET APPROCHE PREFERENTIELLE:

Ces deux approches sont fondamentales dans toute définition d'une stratégie d'échantillonnage de sols. Elles ont été définies et comparées par de nombreux auteurs. Le consensus actuel pour les études de sols autour d'un site contaminé est qu'elles sont toutes deux valides, mais pas nécessairement pour les mêmes objectifs ou dans les mêmes contextes. Il est essentiel, lors de la définition de toute stratégie, d'explicitier les objectifs et les motifs qui ont conduit au choix d'une approche statistique, d'une approche préférentielle, ou à combiner ces deux approches au sein d'une même stratégie.

Le présent travail s'appuie largement sur les synthèses de Gy (1988, 2004abc), Mason (1992), Wavrer¹ (1996, 1997), Brus & de Gruijter (1997) et de l'IAEA (2004), complétées pour les applications opérationnelles, par les commentaires de Bertoni et al. (2002).

L'échantillonnage peut impliquer deux formes d'aléatoire (Brus & de Gruijter, 1997):

- à l'échelle du site, les points d'échantillonnage peuvent être choisis de manière aléatoire ou arbitraire,
- en chaque point, les grandeurs à mesurer peuvent être considérées comme aléatoires ou non.

Il en résulte 2 × 2 combinaisons résumées dans le Tableau 1 (repris de Brus & de Gruijter, 1997). Chacune des 4 combinaisons représente une approche particulière de l'échantillonnage.

¹ On trouvera dans ces documents davantage de références bibliographiques.

Emplacement du point échantillonné	Valeurs mesurées en ce point (teneurs, paramètres)	
	Fixes	Aléatoires
Fixe	Approche purement déterministe	Approche basée sur un modèle: krigage géostatistique
Aléatoire	Approche arbitraire : théorie classique de l'échantillonnage	Approche purement aléatoire

Tableau 1 : Les 4 types de stratégie d'échantillonnage telles que définies par 2 sources d'aléatoire

Les mesures géologiques, géochimiques et environnementales peuvent être rarement considérées comme aléatoires, elles sont généralement largement interdépendantes (Barnes, 1988).

Les plans d'échantillonnage basés sur une approche statistique sont présentés dans le chapitre II.

Les plans d'échantillonnage basés sur une approche préférentielle sont présentés dans le chapitre III.

Dans la pratique, nombre de plans d'échantillonnage font appel aux deux approches (approche combinée). Des exemples sont présentés dans le chapitre IV.

I.6. ELEMENTS DE CHOIX

Une grille, présentant les approches les plus favorables à un problème environnemental donné, a été proposée par l'IAEA (2004). Elle est reprise ci-dessous. Les définitions des stratégies figurent dans les chapitres suivants. Une grille plus détaillée fait l'objet du présent rapport (fascicule I).

Stratégie d'échantillonnage ⇒	Préférentielle	Aléatoire	Aléatoire 'stratifié'	Grille régulière maille carrée	Maille carrée, échantil. aléatoire	Recherche	Profils
Problématique ↓							
Etude de risque	1	4	3	2	3	3	2
Identification des sources	1	4	2	2	3	2	3
Evaluer l'étendue de la pollution	4	3	3	1	1	1	1
Faisabilité de réhabilitation	3	3	1	2	2	4	2
Vérification de la réhabilitation	4	1	3	1	1	1	1

Clé: 1. Approche la plus adaptée, 2. Approche valide, 3. Approche acceptable, 4. Approche la moins acceptable.

Tableau 2 : Comparaison entre stratégies d'échantillonnage

On trouvera également des éléments de choix dans la norme ISO 10381-5-2 « Qualité du sol –Echantillonnage – Partie 5 : Lignes directrices relatives à l'investigation des sites pollués en sites urbains et industriels » (2004).

II. APPROCHES STATISTIQUES

II.1. DEFINITION DE L'APPROCHE STATISTIQUE

L'approche statistique est aussi dénommée probabiliste.

Dans cette approche, on tente de s'abstraire de tout à priori sur le site étudié, de manière à ce que les conclusions de l'étude puissent avoir une valeur mesurable et indépendante des choix des observateurs. On ne tient notamment aucun compte des observations existantes (sources potentielles, points connus comme contaminés) pour choisir les emplacements des points à échantillonner. On ne fait donc aucune hypothèse, ni sur la distribution, ni sur les mouvements des polluants.

Chaque point du site a une égale chance de faire l'objet d'un échantillonnage.

L'objectif d'une telle approche est de permettre de quantifier en tout point non échantillonné la confiance que l'on peut attribuer à toute valeur déduite des points échantillonnés, par interpolation ou par toute autre méthode statistique.

Lors d'une campagne d'échantillonnage, le nombre de points à mesurer est nécessairement limité, et la carte de mesures résultantes ne représente la réalité qu'avec un certain degré d'imprécision, d'autant plus élevé que le nombre de points est faible. Si on se donne des objectifs de représentativité (probabilité de trouver tous les points contaminés d'un site, fiabilité d'un diagnostic d'absence de contamination en zone habitée...), on ne pourra quantifier aisément cette représentativité que si le plan d'échantillonnage est statistique (grille régulière ou plan aléatoire).

Il faudra tenir compte de ceci lorsque le projet doit répondre à un cahier des charges incluant des objectifs de qualité (Data Quality Objectives - DQO, US-EPA 2000 abc, US-EPA 2002 abc, US-EPA 2003). C'est fréquemment le cas pour :

- le diagnostic de risque santé pour les zones habitées ou agricoles riveraines,
- les travaux de réhabilitation de site faisant suite à une évaluation de risque positive.

Ne prendre en compte aucune hypothèse à priori va nécessiter en général davantage d'échantillons (approche aveugle) que pour une approche préférentielle, et donc un budget plus élevé pour un niveau donné de qualité.

II.2. ECHANTILLONNAGE SYSTEMATIQUE

II.2.1. Généralités et taille de la maille

L'échantillonnage systématique est basé sur le prélèvement d'échantillons à intervalles prédéterminés et réguliers. Ces derniers sont définis à l'aide d'une grille à maille régulière le plus souvent carrée, mais parfois triangulaire, rectangulaire, hexagonale ou même losangique (II.2.3), dont l'origine est placée soit de façon totalement aléatoire sur le site, soit de manière à optimiser la couverture de la zone investiguée (ex. Figure 1 à Figure 6).

Les prélèvements peuvent être effectués aux nœuds du maillage ou au centre des formes géométriques ainsi déterminées. Les directions principales du maillage peuvent être arbitraires, mais sont généralement orientées soit en fonction de la géométrie du site (limites, routes, voies d'eau), soit par rapport à la direction supposée de pollution du site (migration par écoulement, infiltration, dépôts aériens en fonction des vents dominants, etc).

La valeur M de la maille est déterminée par la taille de la zone étudiée et le nombre d'échantillons envisagé. Certains auteurs préconisent une maille type (par exemple, 10 m pour les sites de superficie inférieure à 10000 m² et 50 m dans les autres cas), tandis que d'autres déterminent la maille M en fonction de la superficie A du site et du nombre d'échantillons prévu n :

$$M = \sqrt{A/n}$$

La norme ISO/DIS 10381-5 propose une maille de 100 m pour les investigations préliminaires et de 25 m pour les investigations approfondies. Ces mailles sont à réduire si la pollution est particulièrement hétérogène (par exemple

10 m pour une ancienne usine à gaz), ou si l'étude est menée sur une zone cible de surface réduite (jardins, périmètre AEP).

Lors des investigations approfondies sur un site à pollution ponctuelle, la maille doit tenir compte de la dimension probable des zones polluées (exemple : taille d'un réservoir d'hydrocarbures enterré). La norme ISO/DIS 10381-5 propose dans ce cas une maille variant entre 25 et 10 m.

II.2.2. Grille à maille carrée

II.2.2.1. Echantillonnage aux nœuds ou centre de la grille

Le site est couvert par une grille repérée avec précision par rapport à la topographie. Les points d'échantillonnage sont situés à priori aux nœuds de cette grille ou au centre des mailles (Figure 1). On remarquera que :

- la position des points est parfaitement statistique : les résultats peuvent être représentés par toute méthode cartographique, notamment isoteneur lorsque leur distribution le permet, et l'exploitation géostatistique est possible;
- la position des points par rapport aux éléments du site (par exemple les sources connues) est déterminée par le choix de l'origine et de l'orientation de la grille. Il existe donc une possibilité d'apport arbitraire (ou d'optimiser la grille par rapport aux zones à surveiller !) si l'on ne fixe pas de manière également aléatoire l'origine de la grille;
- ce plan ne permet pas, sauf modification arbitraire, de tenir compte de l'accessibilité réelle de chaque point déterminé à priori. Lorsque le point se trouve dans un bâtiment, un ouvrage, une voie de transport, un cours d'eau, ou tout autre emplacement d'accès difficile ou impossible, il est nécessaire de le supprimer ou de le déplacer arbitrairement,
- il est particulièrement aisé d'effectuer une campagne complémentaire approfondie sur tout ou partie du site, en réduisant la maille (par exemple, passer de 50 m à 25 m ou à 10 m).

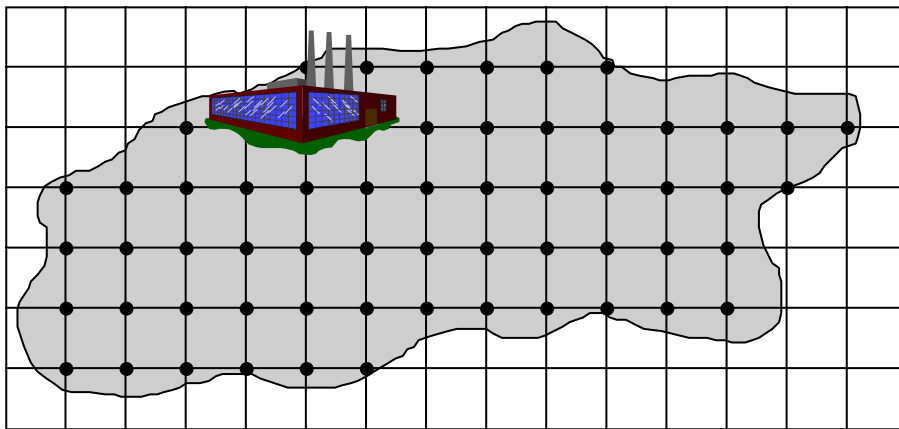


Figure 1: Grille à maille carrée (Wavrer, 1997)

Selon l'IAEA (2004), un échantillonnage systématique repose sur une grille à maille carrée, triangulaire ou en arête de poisson, sur laquelle les échantillons sont positionnés aux nœuds (intersections des lignes de grille). L'origine et la direction de la grille sont fixées à partir d'un point initial aléatoire. La distance entre points sur la grille systématique est déterminée à partir de la surface à couvrir, ainsi que le nombre d'échantillons à collecter. Cette technique est souvent utilisée pour déterminer l'étendue de la pollution et pour définir les gradients de concentration (IAEA, 2004).

Dans la pratique, un certain nombre de points ne pourront pas être prélevés rigoureusement à l'emplacement prévu, en raison de la présence d'obstacles tels que cours d'eau, bâtiments, etc. Il est plus aisé d'établir une grille à positions fixes sur un terrain ouvert (agricole, forestier, etc...) que sur un site industriel actif ou abandonné. On peut alors faire le choix de déplacer le point d'échantillonnage ou de le supprimer. Lorsque les déplacements

nécessaires sont faibles ou peu nombreux, la grille garde sa valeur statistique. L'exemple ci-dessous, extrait de Camm et al. (2004) montre comment adapter une grille définie a priori.

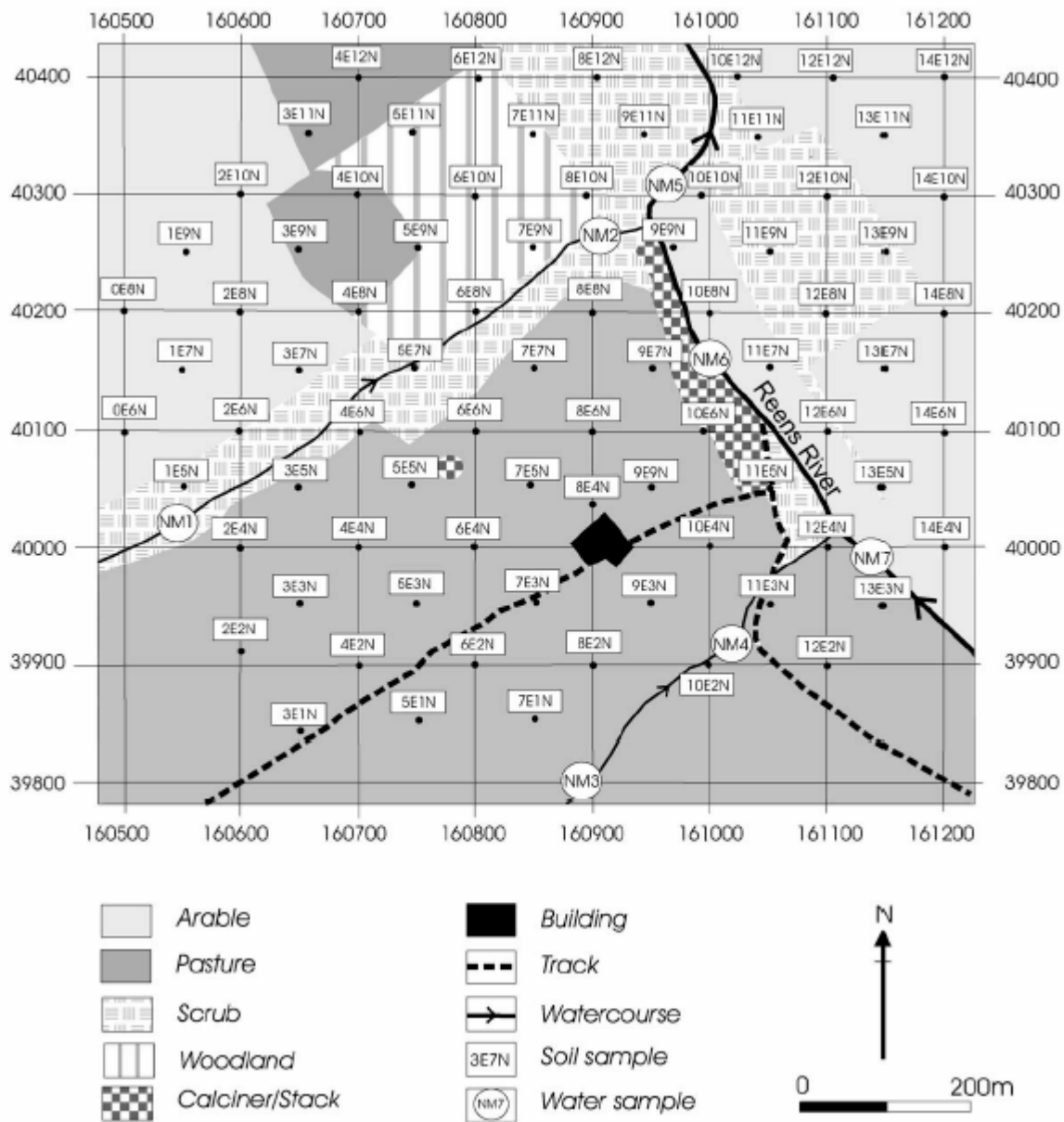


Figure 2: Grille d'échantillonnage de Camm et al. (2004)

II.2.2.2. Echantillonnage aléatoire au sein de chaque maille

Dans ce cas, le site est couvert par la même grille que ci-dessus, avec les mêmes contraintes. Mais le point d'échantillonnage, au lieu d'être attribué rigidement aux nœuds de la grille, est positionné de manière aléatoire dans la maille (Figure 3). Dans ce cas :

- la position des points est toujours statistique. La distribution des points n'est plus parfaitement régulière, mais le reste suffisamment pour pouvoir représenter les résultats comme ci-dessus (isoteneur, géostatistique) ;
- la position des points par rapport aux éléments du site reste déterminée par le choix de l'origine et de l'orientation de la grille;

- les modifications arbitraires destinées à tenir compte de l'accessibilité réelle de chaque point déterminé a priori sont un peu plus faciles : déplacer un point au sein d'une maille revient à apporter un biais dans le positionnement aléatoire dans cette maille.

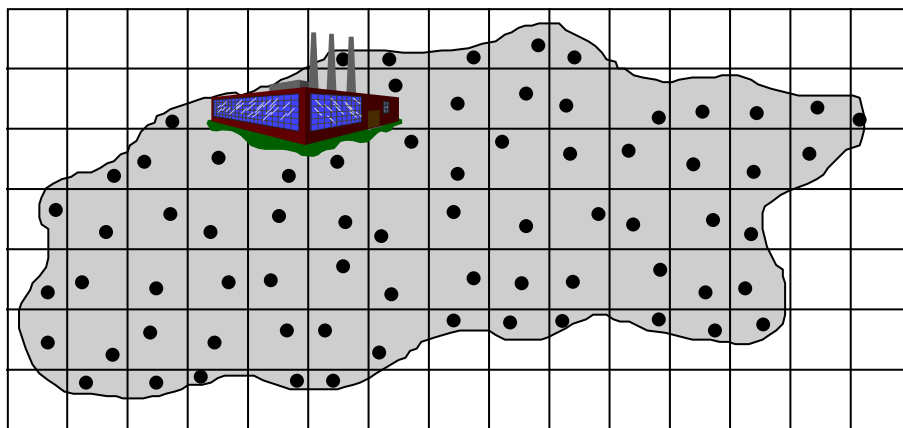


Figure 3 : Grille à maille carrée, échantillonnage aléatoire au sein de chaque maille (Wavrer, 1997)

L'échantillonnage systématique aléatoire peut être ainsi utilisé pour déterminer la teneur moyenne en polluant à l'intérieur de chaque maille. Il permet alors d'identifier les mailles où un échantillonnage et des analyses complémentaires seraient nécessaires (IAEA, 2004).

II.2.2.3. Echantillonnage semi-aléatoire au sein de chaque maille

Dans ce cas, seule une des coordonnées du point d'échantillonnage à l'intérieur de la maille (Figure 4) est aléatoire, selon le protocole suivant (Pellet & Laville-Timsit, 1993) :

- sur la première ligne de mailles, les Y sont aléatoires, tandis que les X sont constants,
- sur la première colonne de mailles, les X sont aléatoires, alors que les Y sont constants,
- pour la maille de coordonnées i et j, on a alors $X_{ij} = X_{1j}$ et $Y_{ij} = Y_{i1}$.

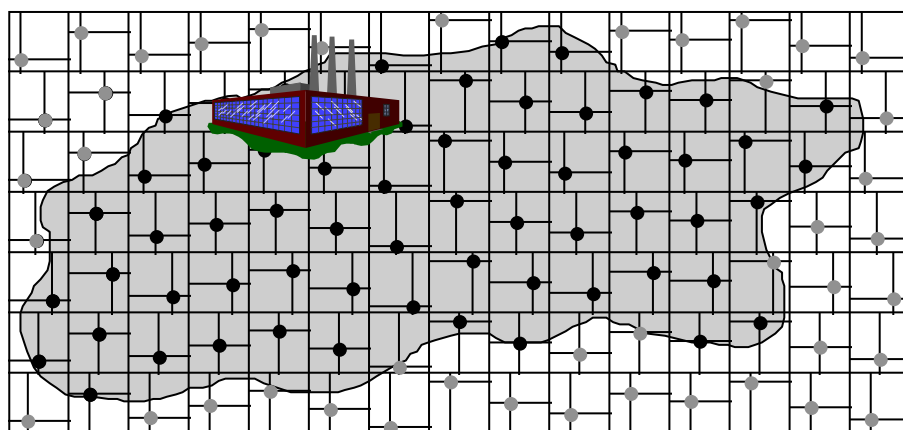


Figure 4: Grille à maille carrée, échantillonnage semi-aléatoire au sein de chaque maille (Wavrer, 1997)

L'intérêt de cette variante réside dans le traitement cartographique ou géostatistique des résultats.

II.2.3. Echantillonnage selon une grille non carrée

II.2.3.1. Applications

Le choix de grilles non carrées n'affecte pas fondamentalement les propriétés indiquées en II.1 et nécessite seulement un paramétrage spécifique des traitements cartographiques ou géostatistiques. Par contre, les plans en croix ou en étoile ou les plans en cercles concentriques (voir § III.4) ne constituent pas des approches statistiques. En effet, le choix arbitraire du centre et des axes détermine dans une large mesure le plan d'échantillonnage.

Dans une grille non carrée, les directions principales du maillage sont orientées en fonction des connaissances acquises sur les principales directions de pollution du site (particulièrement intéressant pour les interprétations en termes de gradients) ou en fonction d'éléments géographiques affectant le comportement des polluants (cours d'eau, relief) ou l'usage (limites de parcelles, clôtures, chemin, etc).

Afin de s'adapter à la topologie du site, on peut être amené à choisir une maille:

- rectangulaire, pour un site allongé dont la variance est très différente selon deux directions,

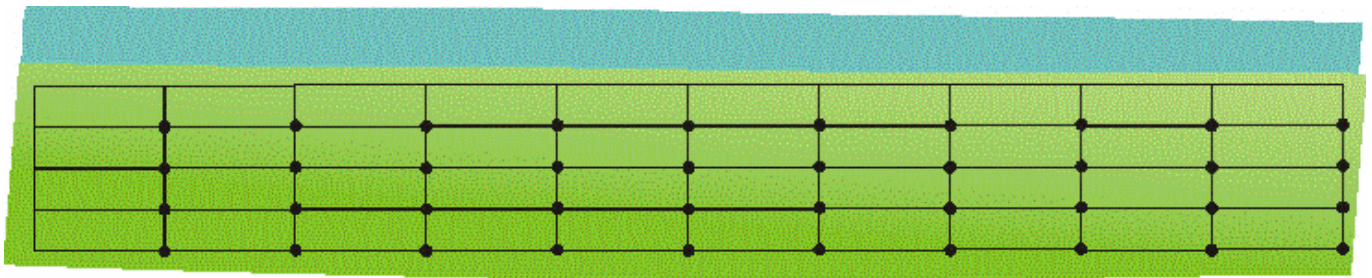


Figure 5: Grille à maille rectangle, site allongé en bord de cours d'eau

- oblique ou losange, pour un site structuré par deux axes non perpendiculaires,

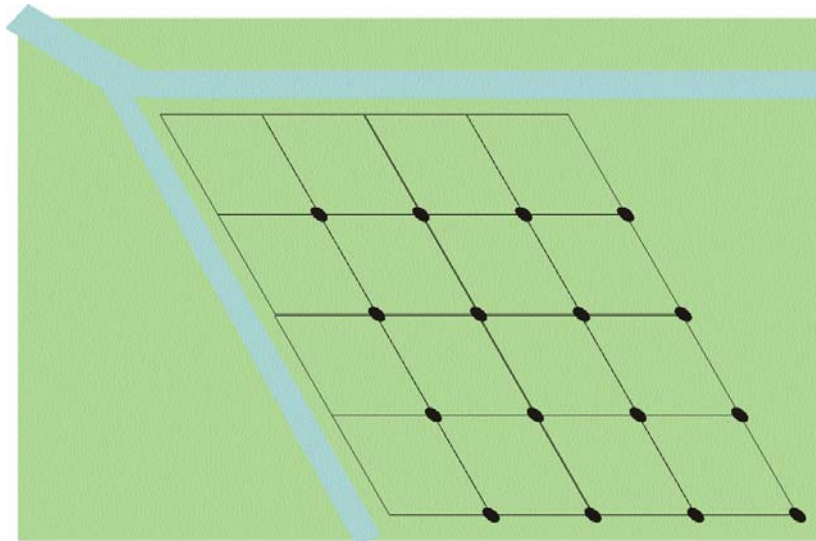


Figure 6: Grille à maille oblique (dans cet exemple, site entre deux cours d'eau)

- triangle, notamment pour une recherche de sources de pollution:

Cette méthode réduit au minimum la distance entre un point quelconque et le point échantillonné le plus proche (maillage compact). Elle est donc adaptée à la recherche systématique de sources de pollution, mais nécessite alors d'avoir une idée de la taille des taches de pollution auxquelles on s'attend (cf. Figure 7).

II.2.3.2. Grille à maille triangulaire

Cette grille, constituée de triangles équilatéraux, constitue la forme optimale par rapport à la densité d'échantillonnage (voir § V.1). Elle est moins fréquemment employée que la grille à maille carrée car un peu moins simple à caler sur le terrain. On peut remarquer qu'il s'agit d'une grille à maille oblique à 60°.

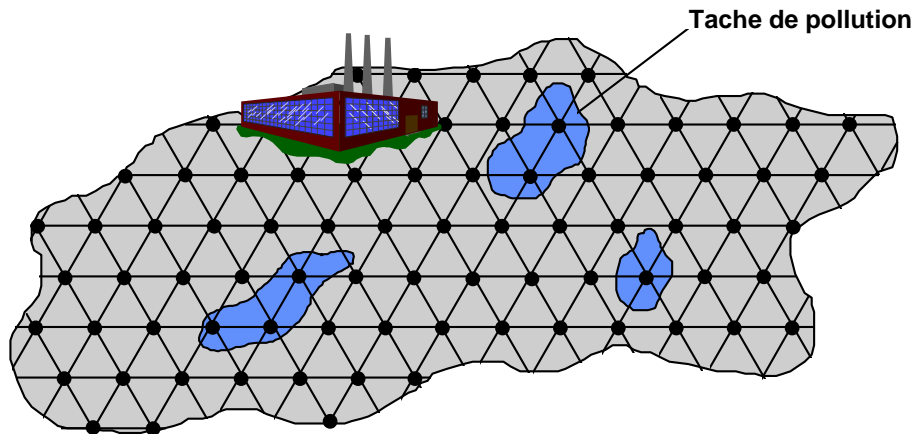


Figure 7: Grille à maille triangulaire (Wavrer, 1997; ici, recherche de sources de pollution, voir § II.2.4)

II.2.4. Grille de recherche systématique

Ce type de plan d'échantillonnage est utilisé pour localiser des sources de pollution ou des zones impactées.

La recherche systématique de pollutions non localisées implique un maillage systématique (ou systématique aléatoire, carré ou triangulaire), dans le but de détecter toute zone présentant des concentrations anormales (auréole ou tache de pollution, "hot spot").

La dimension de la maille est définie par rapport à un niveau d'erreur acceptable. La maille est en fait proportionnelle à la taille minimale des taches de pollution suspectées et considérées comme significatives. Il est donc nécessaire d'avoir une première idée de la surface des taches de pollution auxquelles on s'attend. Le nombre d'échantillons à prélever est déterminé par la maille et la surface à couvrir.

Plusieurs facteurs influent sur l'efficacité de la recherche :

- Plus l'auréole est grosse, plus les chances de la mettre en évidence sont élevées.
- Une large tache elliptique sera plus facilement détectée qu'une petite auréole étroite.
- Une grille triangulaire (cf. Figure 7) augmente l'efficacité de la recherche d'une tache de pollution par rapport à une grille carrée.

Des tables ont été publiées et présentent la probabilité d'omettre une tache en fonction de ses dimensions et par rapport à la maille de recherche choisie (cf. chapitre 2, Hétérogénéité et densité d'échantillonnage).

Une fois la tache de pollution bien localisée, il est possible de l'étudier plus en détail, par exemple au moyen d'un plan en croix ou en étoile, en cercles concentriques (§ III.4), ou un système de grille polaire, où la densité de points de prélèvement diminue quand la distance par rapport au centre augmente.

Hsiao et al. (2000) proposent une approche géostatistique du problème de la recherche systématique d'anomalies. Ils décrivent une méthode d'optimisation du plan de rééchantillonnage à partir des données déjà acquises.

II.3. ECHANTILLONNAGE ALEATOIRE

II.3.1. Distribution aléatoire sur le site

Cette approche est particulièrement appropriée dans les cas où les informations sur l'état du site, en termes de pollution, sont inexistantes ou insuffisantes pour une utilisation rationnelle.

Le nombre de points à échantillonner est défini en fonction des objectifs de confiance, (cf. chapitre 6, Qualité et échantillonnage), ou plus souvent en fonction des contraintes économiques. Les points de prélèvement sont alors localisés sur la zone étudiée de façon tout à fait arbitraire, quoique cela soit, en pratique, difficilement réalisable (Rubio & Ure, 1993). On utilise une table ou un générateur de nombres aléatoires NA compris entre 0 et 1 pour déterminer les coordonnées géographiques X et Y selon lesquelles les prélèvements seront effectués sur le terrain (cf. Figure 8 et Figure 25) :

$$X = X_{\min} + [(X_{\max} - X_{\min}) \cdot NA]$$

$$Y = Y_{\min} + [(Y_{\max} - Y_{\min}) \cdot NA]$$

Noter qu'un plan aléatoire rectangle peut être généré à l'aide des fonctions d'un tableur tel que Excel (Figure 25).

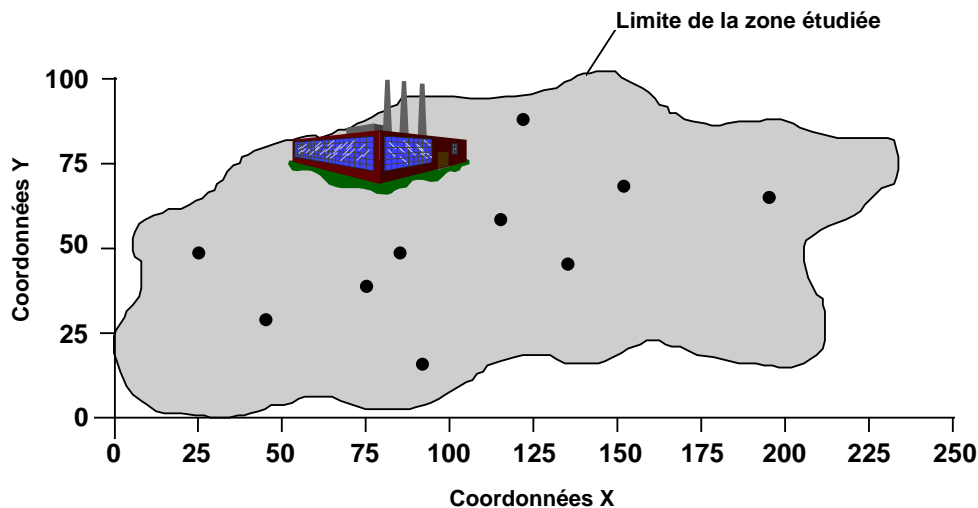


Figure 8: Echantillonnage aléatoire sur tout le site (Wavrer, 1997)

La contrainte statistique est que chaque point doit être sélectionné indépendamment de tous les autres, afin que tout point d'une zone d'étude parfaitement délimitée ait une probabilité égale d'être sélectionné (IAEA, 2004). Il en résulte alors la possibilité d'effectuer des calculs de probabilité ou d'intervalle de confiance, en vue de justifier les décisions (risque, réhabilitation).

L'échantillonnage aléatoire est plus coûteux qu'une autre méthode : un plus grand nombre d'échantillons est en effet nécessaire pour obtenir le même niveau d'information qu'à partir d'une autre méthode (voir § V.1). Il est bien adapté à la caractérisation d'une zone présumée homogène au regard de la distribution du paramètre mesuré et à la quantification du risque d'exposition. L'homogénéité est rarement observée sur un site pollué, et l'échantillonnage au hasard est inadéquat lorsqu'une hétérogénéité est recherchée ou suspectée.

II.3.2. Distribution aléatoire pondérée

Pour l'évaluation de l'exposition d'une population au risque de contamination, on peut intégrer la répartition spatiale de la population dans les données utilisées par le logiciel de SIG (voir chapitre 5, Gestion des données et SIG). Ceci permet d'obtenir une distribution aléatoire des points, d'égale probabilité par rapport à tout habitant.

II.4. ADAPTATION D'UN ECHANTILLONNAGE STATISTIQUE AUX CONTRAINTES DU SITE

Les conditions topographiques déterminent la facilité d'accès et doivent être prises en compte lors de la préparation du plan d'échantillonnage. La réalisation d'une grille régulière ou de sondages est difficile, voire impossible, en présence de cours ou plans d'eau, voies de circulation ou parkings, bâtiments, fortes pentes, boisements denses, etc.

II.4.1. Découpage du secteur à étudier en plusieurs zones avec échantillonnage arbitraire (Echantillonnage aléatoire stratifié)

Dérivée de l'échantillonnage aléatoire, cette approche s'en différencie par un découpage de la zone étudiée en secteurs (ou strates) plus homogènes, qui seront échantillonnés aléatoirement indépendamment les uns des autres (cf. Figure 9). Cette approche est destinée aux sites plus vastes et/ou plus hétérogènes que l'échantillonnage aléatoire. Son intérêt est la possibilité de:

- la prise en compte de la variabilité spatiale de la pollution
- le découpage du site selon des critères géographiques (prédominance des bâtiments et zones revêtues, des parties boisées, des espaces verts non boisés) ou géomorphologiques (relief, présence de cours d'eau,...)
- le découpage du site selon des critères géologiques (nature du sous-sol, nature de la couverture superficielle...) pouvant affecter la nature des sols, de la ZNS, ou la perméabilité verticale, et donc l'exposition des nappes à la pollution.

On peut ainsi obtenir une estimation plus précise de la concentration moyenne dans chaque zone.

Les différentes strates sont définies à l'issue de l'étude historique ou au vu des résultats d'études antérieures et tiennent habituellement compte :

- du type de sol ou de sa texture,
- de la profondeur d'échantillonnage,
- du type de polluant prédominant dans la zone et de son niveau de concentration,
- de la localisation des différentes sources potentielles de pollution,
- de la présence de polluants autres que celui recherché, qui pourraient perturber les techniques analytiques nécessaires,
- de l'utilisation actuelle ou prévue du site,
- de la topographie, etc.

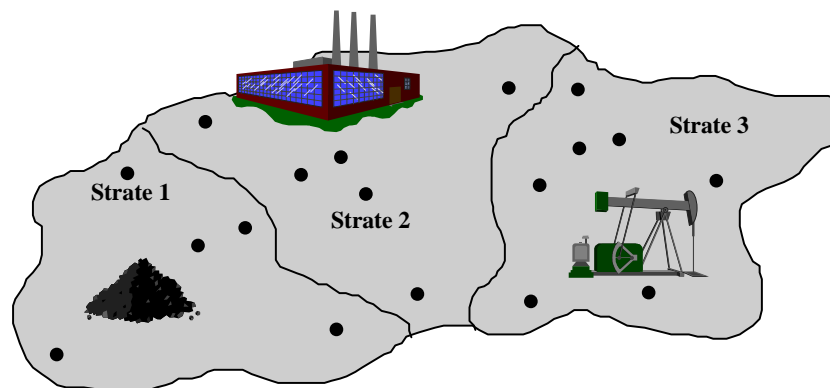
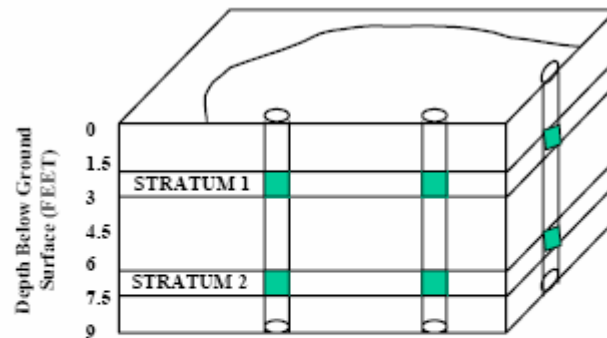


Figure 9: Echantillonnage aléatoire stratifié sur tout le site divisé en zones indépendantes (Wavrer, 1997)

NOTE : certains auteurs utilisent le terme d'aléatoire stratifié pour désigner un plan d'échantillonnage aléatoire dans lequel le sol est échantillonné à plusieurs profondeurs. Par exemple, IAEA (2004) présente un plan où au sein de chaque strate (partie du site), l'échantillonnage s'effectue à différentes profondeurs (échantillonnage de plusieurs strates du sol), par exemple à l'aide d'un carottier :



b) Stratified Random Sampling

● Selected Sample Location

Figure 10 : Echantillonnage aléatoire multiprofondeur ("stratifié" selon IAEA, 2004)

Une telle définition est sujette à de grandes confusions, car elle mélange deux acceptations totalement différentes du mot « strate ». Il est donc souhaitable de l'éviter, ou d'explicitier très clairement la stratégie retenue.

II.4.2. Accessibilité du point d'échantillonnage prédéfini

Quelle que soit la méthode retenue, un plan d'échantillonnage statistique détermine chaque point à échantillonner de manière aveugle, sans tenir compte de l'accessibilité du point. Parmi les facteurs pouvant perturber ou interdire cette accessibilité, on note par exemple l'occupation par des bâtiments, les zones dangereuses, les broussailles, les cours et plans d'eau, les voies routières.

La manière dont il est tenu compte de l'accessibilité dans un plan d'échantillonnage constitue toujours une déviation à la statistique :

- déplacement du point prévu hors de la zone inaccessible,
- réalisation de deux échantillons de part et d'autre de la zone inaccessible,
- suppression du point inaccessible,
- échantillonnage statistique des seules zones accessibles,...

Elle constitue donc une adaptation de l'échantillonnage statistique aux contraintes du site. Plus le site est chargé en éléments contraignants, plus la déviation à la statistique sera forte. Dans nombre de sites bâtis, cette déviation sera telle qu'une approche arbitraire sera plus satisfaisante.

La norme ISO 10381-1:2002 recommande de fixer les règles d'adaptation dès le dessin du plan d'échantillonnage, plutôt que de prendre des décisions d'adaptation sur le terrain, afin de minimiser la part d'arbitraire résultant des décisions d'adaptation.

Il est indispensable de documenter toutes les adaptations effectuées et leur justification dans le rapport d'échantillonnage.

III. APPROCHES PREFERENTIELLES

III.1. DEFINITION DE L'APPROCHE PREFERENTIELLE

Cette approche est connue sous différentes dénominations (approche arbitraire, approche de jugement "judgmental", à dire d'expert...). Brus & de Gruijter (1997) utilisent le terme "design-based", qui implique l'existence de connaissances préalables lors de l'établissement du plan d'échantillonnage. Ces connaissances préalables comprennent:

- l'historique du site, duquel on peut déduire la localisation de points PLUS PROBABLEMENT CONTAMINES, ou de sources, telles que des lieux de stockage de déchets,
- la connaissance générale du comportement des polluants sur un type donné de site, ou pour une activité industrielle donnée,
- les résultats analytiques provenant d'études antérieures, ou d'une campagne préliminaire de reconnaissance, généralement destinée à identifier les polluants présents sur le site et leurs gammes de teneurs.

Selon la synthèse de l'IAEA (2004), l'échantillonnage préférentiel (« *judgmental sampling* ») se définit par le choix subjectif des points d'échantillonnage sur un site, basé sur les données historiques, l'inspection à vue, et sur l'expertise de l'équipe d'échantillonnage. Il est utilisé pour identifier les contaminants présents dans les zones où sont attendues les concentrations les plus élevées (approche « au pire »). Cette approche ne permet pas en général d'interprétation statistique des résultats.

D'une manière générale, les approches préférentielles tendent à se centrer sur les "points chauds" connus à priori, et à disposer des échantillons autour de ces points chauds afin d'évaluer la distance de diffusion des différents contaminants.

Ces approches permettent une **estimation des maxima de contamination d'un site** avec un nombre de points plus réduit qu'une approche statistique. Elles sont particulièrement recommandées pour les campagnes de reconnaissance initiale d'un site (identification des contaminants présents, de leur gamme de variation, choix du plan d'échantillonnage et de la stratégie d'analyse). Elles sont nécessaires lorsqu'on effectue une évaluation de risque "à maxima", c'est à dire qu'on recherche **les teneurs les plus fortes susceptibles d'être rencontrées sur un site**.

III.2. RECOMMANDATIONS GENERALES

Les approches préférentielles (ou arbitraires) sont tentantes car elles permettent souvent une identification plus rapide des principales sources de pollution en faisant appel à un plus faible nombre d'échantillons, donc pour un coût plus réduit qu'une approche statistique systématique ou aléatoire.

Afin de garantir à ces approches une efficacité et une représentativité satisfaisantes, un certain nombre de précautions doivent être observées:

- identification et description précise des objectifs de la campagne, afin qu'à posteriori il soit possible de déterminer la signification qu'on peut en tirer,
- indication des données sur l'historique du site qui ont été consultées pour déterminer le plan d'échantillonnage.

Une vérification plus stricte de la validité d'une approche arbitraire consiste à lui appliquer la check-list des objectifs de qualité des données (DQO) proposée au sein de la démarche qualité de l'US-EPA (EPA, 2000). Rappelons que dans cette démarche, les investigations environnementales sont destinées à fournir les éléments d'une prise de décision (mise en sécurité, dépollution, banalisation...) :

- 1 - Enoncer le problème** de pollution pour lequel on va procéder à une campagne d'échantillonnage,
- 2 - Identifier la décision** pour laquelle on a besoin de nouvelles données environnementales,
- 3 - Identifier les informations nécessaires** à cette décision,
- 4 - Définir les limites de l'étude**, dans l'espace et dans le temps,
- 5 - Formaliser les règles de la décision**,
- 6 - Fixer les limites permises pour les erreurs de décision**, donc les incertitudes et les objectifs de performance pour les mesures,
- 7 - Optimiser le processus d'acquisition des données**, afin d'atteindre les objectifs de qualité au moindre coût.

Les normes ISO ne décrivent pas de DQO, mais intègrent les points ci-dessus sous forme de recommandations.

Lorsqu'un plan d'échantillonnage préférentiel (ou arbitraire) est suffisamment documenté pour qu'on puisse valider ces points, il peut être admis que les résultats obtenus seront significatifs, si le reste des procédures de collecte et d'analyse a été effectué avec rigueur.

Cette check-list a été établie de toute évidence pour les campagnes menées en vue de travaux de réhabilitation. Elle reste parfaitement applicable aux autres types de campagnes (voir chapitre Généralités).

III.3. ECHANTILLONNAGE SELON UN PLAN DESSINE A PRIORI

On utilise les termes d'échantillonnage ciblé, à priori, ou de jugement (*judgmental*).

III.3.1. Echantillonnage ciblé autour des "points chauds" identifiés

Dans cette approche, les points de prélèvement sont sélectionnés de façon tout à fait subjective à partir d'une part, de l'étude historique du site et d'autre part, de visites préliminaires. Les échantillons pourront, par exemple, être prélevés à proximité immédiate des unités de production, des stocks de déchets ou de l'exutoire des effluents d'une usine (étude documentaire et historique, voir Figure 11). On peut aussi sélectionner des points d'échantillonnage sur des critères d'odeur, de textures, d'aspect, etc. (visite préliminaire). Rappelons à cette occasion les précautions de sécurité (norme ISO 10381-3), tout aussi importantes lors des visites préliminaires que dans la suite des investigations.

Cette approche est applicable essentiellement pour déterminer les polluants présents (et leur gamme de concentration au sein des zones les plus suspectes) qu'il sera intéressant de suivre dans une éventuelle étape ultérieure. Les résultats d'une telle campagne ne peuvent (et ne doivent surtout pas) être utilisés à des fins d'interprétation statistique.

Une autre limitation pour cette approche est qu'il est parfois difficile de cibler avec précision la totalité des zones à risque sur un site industriel, en particulier à partir de la seule étude documentaire. Il est extrêmement précieux de disposer, lors de la visite préliminaire, d'outils de diagnostic rapide sur site.

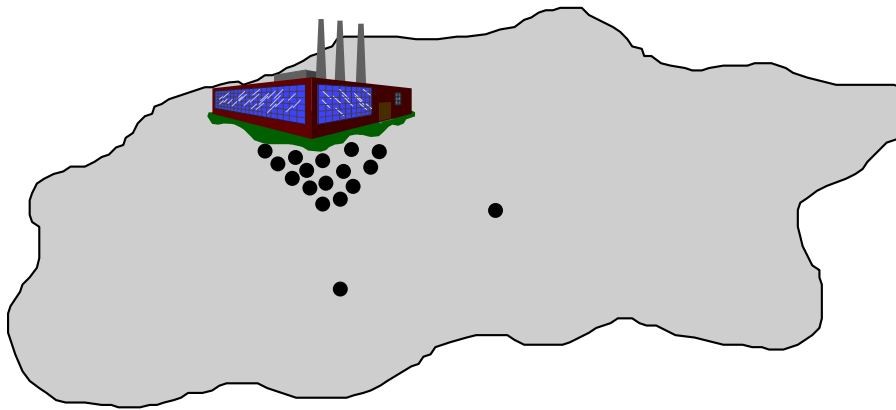


Figure 11: Echantillonnage ciblé (de jugement, préférentiel) sur un site industriel

Un échantillonnage ciblé a pour avantages :

- l'identification des principales substances polluantes,
- une prise d'échantillons en nombre réduit,

et pour limites :

- un risque de sur- ou sous-estimation de la pollution,
- il fournit des informations limitées sur la répartition spatiale des polluants dans le sol.

Il est souhaitable de positionner des échantillons

- autour des sources présumées, à distance courte, et notamment là où un impact est observable (couleur, odeur, perturbation du couvert végétal,...)
- à distance un peu plus élevée,
- le long des voies de dissémination probables (pour les déchets au sol : chemin de ruissellement, pour les effluents : entre la source et son point de rejet historique, pour les sources aériennes : en aval des vents dominants,...)
- sans oublier un petit nombre d'échantillons à bonne distance des sources, en des points théoriquement les moins exposés à la possible pollution. Ces points pourront, s'ils sont comparables au fond naturel pour la substance concernée, être utilisés comme première référence.

III.3.2. Echantillonnage ciblé autour des "points sensibles"

La même approche peut être appliquée "à l'envers" en ciblant l'échantillonnage autour de points dont l'exposition à la pollution serait particulièrement sensible: captages AEP, secteurs à usages sensibles (résidentiels, école...), points d'entrée de voies de transfert privilégiées.

Dans ce cas, on ne recherche plus les maxima de pollution, mais on essaie de repérer s'il existe au voisinage de chaque "point sensible" des contaminations détectables ou excédant les valeurs recommandées².

III.3.3. Echantillonnage ciblé sur grille

Il est possible de dessiner un plan d'échantillonnage ciblé, similaire aux précédents, en sélectionnant arbitrairement les points de prélèvement sur une grille régulière à maille serrée, plutôt que de manière totalement libre. Cette approche permet notamment d'intégrer les points des phases préliminaires dans la grille régulière des investigations approfondies ultérieures. Le plan d'échantillonnage final résultant de cette approche sera similaire à celui obtenu par resserrement de maille (IV.1.1).

² Concernant cette notion de valeur recommandée, on se reportera aux guides de l'évaluation de risque (ESR, EDR) du Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable (BRGM, 2000a et b).

III.4. PLAN D'ECHANTILLONNAGE DESSINE AUTOUR DE POINTS CHOISIS A PRIORI

Lorsqu'une source de pollution est bien localisée et qu'elle représente l'émetteur le plus probable des polluants sur un site, différentes stratégies permettent de déterminer plus ou moins précisément l'étendue de son influence et la surface de la zone polluée.

III.4.1. Profils et transects

Cette stratégie est applicable en première approche, pour déterminer l'ordre de grandeur de l'étendue d'une zone polluée ou contaminée. L'échantillonnage par profils et transects conduit à déterminer des points de prélèvement répartis régulièrement sur une ou plusieurs lignes censées recouper les sources potentielles de pollution et/ou les zones « sensibles » du site. Ces lignes sont parallèles entre elles ou se croisent (cf. Figure 12). La longueur des profils et l'espacement des échantillons est déterminé par le nombre d'échantillons que l'on souhaite prélever (IAEA, 2004).

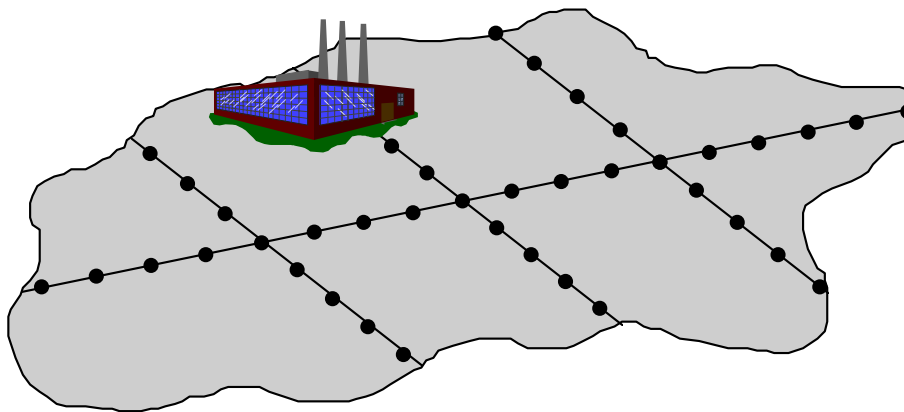


Figure 12 : Echantillonnage par profils (Wavrer, 1997)

Cette approche a pour principal avantage de limiter fortement le nombre des échantillons prélevés. Elle est bien adaptée pour la détermination de l'extension d'une auréole de pollution, et l'appréhension des gradients de concentration suivant les profils choisis, à condition que ceux-ci aient une orientation perpendiculaire au sens du phénomène que l'on veut étudier. Ce dernier point peut cependant ne pas être nécessairement aisé à déterminer *a priori*.

Elle est mal adaptée à la localisation de pollutions ayant peu diffusé, même si elles sont fortes. Dans ce cas, on privilégiera plutôt une technique semi-systématique (II.2.4).

Certains auteurs considèrent cependant que le « poids », en termes statistiques, des échantillons prélevés à l'intersection de deux transects se trouve exagéré (Rubio & Ure, 1993). Il est envisageable de réaliser des profils avec un espacement variable, par exemple croissant à mesure qu'on s'éloigne de l'intersection, mais cela rend plus difficile le positionnement de profils complémentaires (IAEA, 2004) ou l'établissement de gradients de concentration.

Les plans ci-dessous permettent de préciser davantage la taille et la forme des auréoles de pollution.

III.4.2. Plan en croix ou en étoile - Plan en cercles concentriques

Lorsque la source de pollution est ponctuelle et bien localisée (par exemple, un débordement de réservoir, des retombées de cheminée, etc.), ou lorsque la cible est ponctuelle (captage AEP), on peut prélever les échantillons à partir d'une grille circulaire (Pellet & Laville-Timsit, 1993) ou d'une croix de profils. Il s'agit là d'une variante de l'échantillonnage par transects.

Autour d'un point central représentant la source de pollution ou le point "sensible", on trace deux à quatre axes, formant une étoile de quatre à huit branches, le long de laquelle on procède à des échantillonnages régulièrement espacés, ou d'espacement croissant avec la distance au centre.

Dans ce cas, les prélèvements sont réalisés sur les branches principales, à l'intersection avec des cercles de rayon croissant qu'il convient de définir (cf. Figure 13).

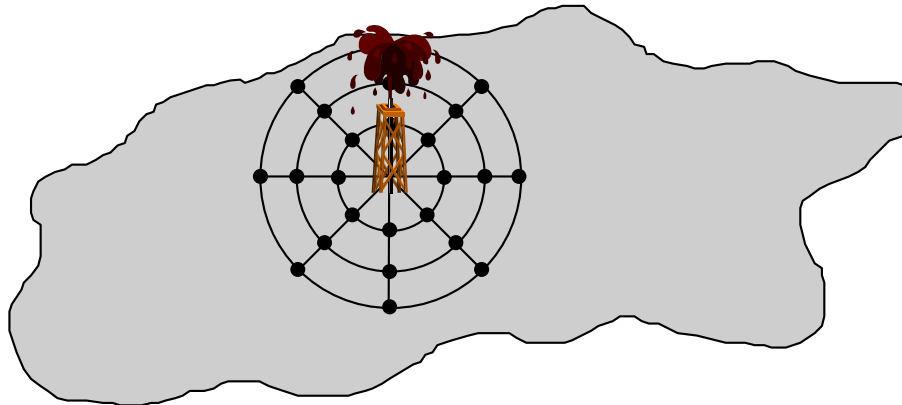


Figure 13 : Echantillonnage à partir d'une grille circulaire (Wavrer, 1997)

Cette méthode fournit une bonne image de la répartition des concentrations en polluant autour du centre de la grille, ainsi que des directions préférentielles de dispersion autour de ce point central. Elle peut être adaptée en fonction de chaque cas particulier en jouant sur la densité des points d'échantillonnage entre le centre de la grille et la périphérie ou en effectuant des rotations de la grille selon un pas déterminé.

Il est ainsi possible d'espacer les cercles de manière croissante afin de resserrer l'échantillonnage auprès du point source (ou cible), et/ou de répartir les points de manière aléatoire sur chaque cercle. (Figure 14 a & b)

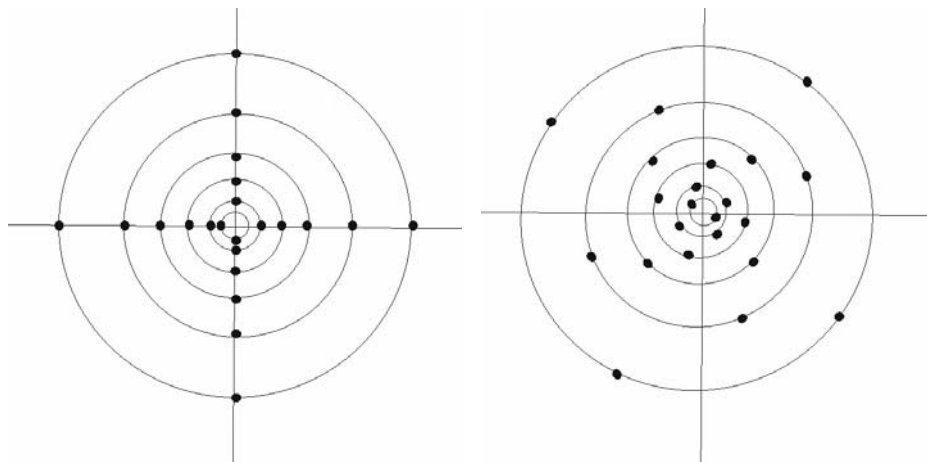


Figure 14: Echantillonnage à partir d'une grille circulaire modifiée (a: dilatée, b: rotation aléatoire)

III.4.3. Grille linéaire

Si la source de pollution n'est pas ponctuelle, mais linéaire (pipe-line, conduite enterrée ou non, caniveau de ruissellement, etc.), l'échantillonnage peut avantageusement se faire à partir de prélèvements régulièrement répartis le long d'une ou plusieurs lignes parallèles. Les prélèvements peuvent ainsi être de plus en plus espacés avec l'augmentation de la distance par rapport à la source (cf. Figure 15).

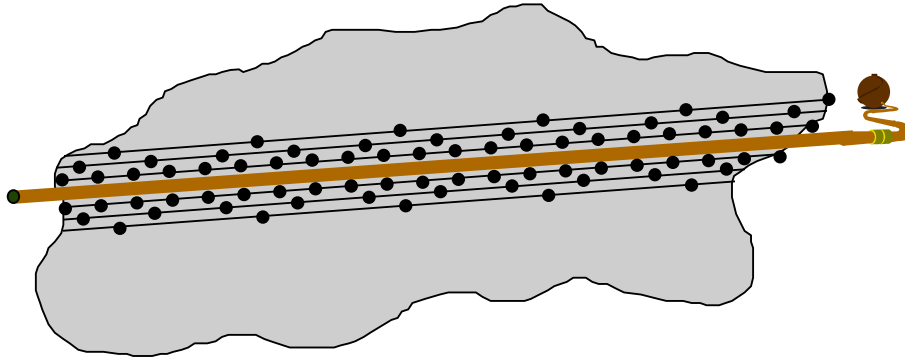


Figure 15 : Echantillonnage à partir d'une grille linéaire

III.4.4. Echantillonnage irrégulier (modèles non systématiques)

Un plan d'échantillonnage sommaire peut être établi à partir de différentes figures (en forme de N, S, W ou X) ou d'un tracé irrégulier en zig-zag, destinés à couvrir le plus largement possible un terrain avec un minimum d'échantillons. Cette pratique d'origine agricole est applicable pour les reconnaissances préliminaires sur un terrain par ailleurs supposé homogène. Elle est inappropriée pour une pollution déjà localisée.

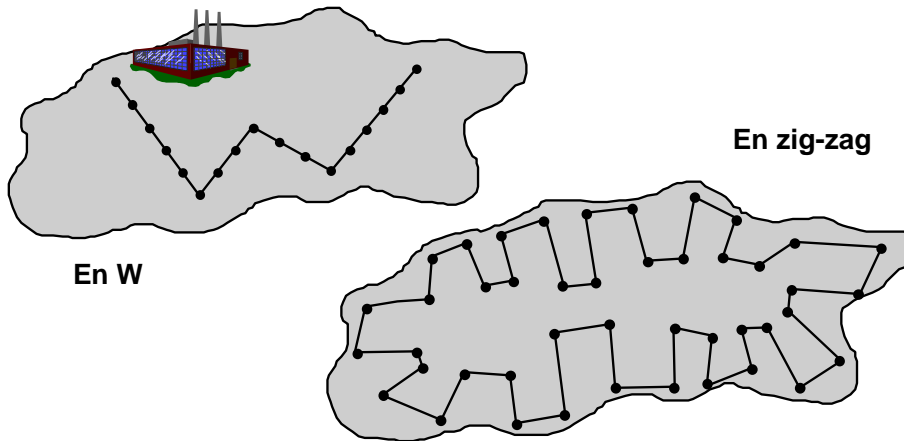


Figure 16 : Exemples de modèles non systématiques (Wavrer, 1997)

III.5. PLAN D'ECHANTILLONNAGE DESSINE A PARTIR D'UNE PREMIERE CAMPAGNE DE MESURES

III.5.1. Mesures existant dans l'historique du site

Des campagnes d'échantillonnage et analyse des sols ont pu être effectuées plus ou moins récemment Pour différentes raisons:

- volonté de l'exploitant de connaître les impacts environnementaux de son activité,
- prescription réglementaire (autocontrôle, ESR),

- transfert de propriété,

Si ces campagnes sont bien documentées (position des échantillons, protocoles de prélèvement et d'analyse décrits), il est légitime d'en tenir compte pour adapter la stratégie du nouvel échantillonnage.

Dans la plupart des cas, les résultats antérieurs ne pourront pas être intégrés dans la nouvelle étude (différences significatives de protocoles) mais ils permettront de :

- localiser tout ou partie des sources potentielles de pollution,
- connaître au moins en partie les polluants présents et leurs gammes de teneurs.

III.5.2. Apport des mesures sur site et outils de diagnostic rapide de terrain et prise en compte dans le plan d'échantillonnage

Lorsque les analyses étaient uniquement effectuées en laboratoire, les résultats étaient disponibles largement après la fin de chaque campagne. Le plan d'échantillonnage ne pouvait être modifié, à moins de lancer une nouvelle campagne d'investigations approfondies ou de vérification. La disponibilité croissante d'outils de détection et quantification géochimique sur site modifie aujourd'hui radicalement ces contraintes. Les appareils et les kits d'analyse de terrain permettent d'acquérir rapidement des données semi-quantitatives, voire quantitatives, sur le degré de pollution des différentes parties d'un site. L'usage de telles méthodes permet souvent de pallier l'absence d'historique de site, et d'adapter un plan d'échantillonnage pré-établi.

Les principales substances pouvant être analysées sur site sont (voir chapitre 3, Techniques d'échantillonnage):

- les métaux lourds et métalloïdes associés (fluorescence X portable, par exemple),
- les principaux composés organiques volatils (COV) halogénés ou non (FTIR, GC et GC/MS portables),
- un nombre croissant de composés organiques peu volatils, dont les HAP (fluorimètre, kits immuno-enzymatiques, mais aussi des techniques nouvelles apparaissant régulièrement).

Dans un grand nombre de cas, les méthodes sur site sont moins précises que les méthodes en laboratoire, voire ne fournissent que des informations semi-quantitatives. Elles ne sont pas encore toutes normalisées, et à ce titre leurs résultats ne peuvent pas être facilement inclus dans les conclusions d'audits environnementaux ou d'évaluations de risque. Néanmoins, elles fournissent des informations pertinentes, documentables, suffisant à étayer des choix arbitraires lors de la définition du plan d'échantillonnage ou la sélection des échantillons qui seront envoyés au laboratoire.

Il est donc très souvent souhaitable de disposer de ce type d'outils :

- lors de la campagne initiale de reconnaissance, afin de mieux détecter les zones polluées et de disposer d'un ordre de grandeur des gammes de teneurs susceptibles d'être rencontrées,
- lors de la réalisation de la campagne principale, si l'on désire réduire le nombre d'échantillons analysés au laboratoire sans affecter la fiabilité de la détection des zones polluées. Dans ce cas, il est par exemple possible de réaliser une grille à densité variable (IV.1) en sélectionnant pour envoi au laboratoire les échantillons les plus pollués³ avec la densité maximale, et les échantillons peu ou non pollués³ avec une densité de grille plus faible.

Dans l'exemple ci-dessous (Figure 17), les chiffres représentent les résultats des mesures effectuées sur site à maille carrée de 12,50 m. Compte tenu des résultats obtenus, on se propose d'envoyer au laboratoire, pour analyses, les échantillons surlignés en jaune. On disposera alors d'une grille systématique à la maille de 50m complétée, autour des anomalies observées, par des points à la maille de 12,50 m.

Le nombre total d'échantillons sera de 70, à comparer avec :

- 25 points pour une maille "aveugle" de 50 m avec laquelle une anomalie majeure ne sera pas détectée, et
- 529 points pour une maille systématique à 12,50m.

Le gain d'efficacité résultant de la campagne de mesures sur site apparaît clairement ici, avec un nombre total d'échantillons soumis au laboratoire réduit d'un facteur 7,5.

³ d'après l'estimation obtenue à partir de la méthode sur site

0.9	0.9	0.7	0.5	0.2	0.4	0.8	0.9	0.5	0.2	0.7	0.0	0.1	0.9	0.9	0.7	0.5	0.2	0.4
0.6	0.3	0.4	0.1	0.6	0.6	0.6	0.2	0.8	0.0	0.6	0.8	0.8	0.6	0.3	0.4	0.1	0.6	0.6
0.9	0.6	6.0	2.0	0.1	0.3	0.6	0.8	0.7	0.8	0.6	0.8	0.5	0.9	0.6	0.6	0.7	0.1	0.3
0.5	0.8	19.0	0.0	0.2	0.8	0.8	0.7	0.1	0.8	0.1	0.5	0.3	0.5	0.8	0.7	0.0	0.2	0.8
0.1	0.5	0.0	0.8	0.6	0.2	0.2	0.3	0.2	0.6	0.4	0.6	0.9	0.1	0.5	0.0	0.8	0.6	0.2
0.4	0.8	0.5	0.2	0.6	0.9	0.7	0.4	0.6	0.3	1.0	0.2	0.6	0.4	2.6	0.5	0.2	0.6	0.9
0.2	0.1	0.0	0.8	0.4	0.9	0.9	0.5	0.2	0.6	0.4	0.0	1.0	3.2	0.9	0.0	0.8	0.4	0.9
0.9	0.2	0.8	0.9	9.0	0.3	0.2	0.1	0.2	0.1	0.6	0.3	0.5	0.9	0.2	0.8	0.9	0.1	0.3
0.4	0.3	0.0	0.9	21.0	0.8	1.1	0.4	0.4	0.4	0.4	0.1	0.8	0.4	0.3	0.0	0.9	0.3	0.8
0.0	0.7	0.2	6.3	2.6	0.1	0.3	0.7	0.1	0.9	0.1	0.9	0.0	0.0	0.7	0.2	0.6	0.1	0.1
0.1	0.3	0.6	0.3	1.0	0.8	0.9	0.2	1.1	0.3	0.3	0.9	0.9	0.1	0.3	0.6	0.3	1.0	0.8
0.7	0.5	0.7	0.9	0.9	0.5	0.1	0.1	0.4	0.3	0.9	0.2	0.5	0.7	0.5	0.7	0.9	0.9	0.5
0.7	0.0	0.9	0.1	1.0	0.2	0.5	0.1	0.8	0.9	0.3	0.4	0.7	0.7	0.0	0.9	0.1	1.0	0.2
0.0	0.6	0.1	0.5	0.8	0.6	1.0	0.6	0.5	0.1	0.4	0.5	1.0	0.0	0.6	0.1	0.5	0.8	0.6
0.5	0.8	0.3	0.8	0.0	0.4	0.3	0.2	0.1	0.4	1.9	0.0	0.9	0.5	0.8	0.3	0.8	0.0	0.4
1.0	0.6	0.6	0.7	0.4	0.1	0.9	1.0	0.8	8.6	113	0.2	0.2	1.0	0.6	0.6	0.7	0.4	0.1
0.8	0.4	0.7	0.6	0.7	0.8	0.8	0.2	0.7	0.0	24.2	11.0	1.9	0.8	0.4	0.7	0.6	0.7	0.8
0.9	0.9	0.7	0.5	0.2	0.4	0.8	0.9	0.5	1.2	7.8	3.1	0.1	0.9	0.9	0.7	0.5	0.2	0.4
0.6	0.3	0.4	0.1	0.6	0.6	0.6	0.2	0.8	4.7	0.6	0.8	0.8	0.6	0.3	0.4	0.1	0.6	0.6
0.9	0.6	0.6	0.7	0.1	0.3	0.6	0.8	0.7	0.8	0.6	0.8	0.5	0.9	0.6	0.6	0.7	0.1	0.3
0.5	0.8	0.7	0.0	0.2	0.8	0.8	0.7	0.1	0.8	0.1	0.5	0.3	0.5	0.8	0.7	0.0	0.2	0.8
0.1	0.5	0.0	0.8	0.6	0.2	0.2	0.3	0.2	0.6	0.4	0.6	0.9	0.1	0.5	0.0	0.8	0.6	0.2
0.4	0.8	0.5	0.2	0.6	0.9	0.7	0.4	0.6	0.3	1.0	0.2	0.6	0.4	0.8	0.5	0.2	0.6	0.9

Figure 17 : Plan d'échantillonnage semi-systématique basé sur une grille de mesures

III.5.3. Echantillonnage à neuf points, à partir d'une étoile à huit branches

Cette approche est employée à la suite de la détection d'anomalies par une approche statistique ou arbitraire. Elle permet d'investiguer plus en détail le voisinage de chaque anomalie, de manière à déterminer si l'on est en présence d'une tache de pollution ponctuelle (un hot-spot) ou d'une zone polluée plus étendue.

Pour cela, la méthode de l'étoile à huit branches, utilisée lors de l'investigation d'un terminal ferroviaire en vue de son réaménagement (Scovazzo & Strubble, 1990), préconise un échantillonnage suivant le schéma présenté ci-dessous :

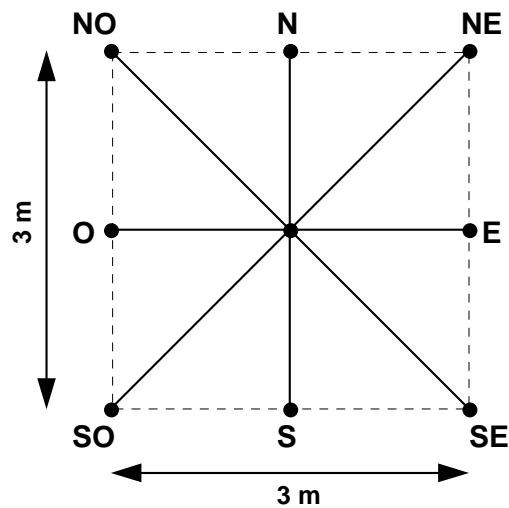


Figure 18 : Echantillonnage suivant une étoile à huit branches (Wavrer, 1997)

Cette étoile s'inscrit dans un carré dont le côté est de taille adaptée à la pollution constatée. Neuf prélèvements sont réalisés sur chaque point cardinal, ainsi qu'au centre. Ce dernier est placé directement sur le point qui a été échantillonné lors de l'investigation précédente et qui a montré la teneur anormale, afin de vérifier la mesure.

En fonction des résultats obtenus, l'étape ultérieure pourra alors consister en un échantillonnage systématique de toute la zone, suivant une grille régulière, si la pollution est confirmée (voir IV.1.1), ou s'arrêter là, si les huit points sont non anomaux.

III.5.4. Echantillonnage triangulaire à partir d'un point (étoile à trois branches)

Ce plan fréquemment utilisé (Figure 19) diffère du plan précédent en ce qu'il nécessite seulement quatre échantillons, et que ceux-ci sont disposés à égale distance du centre :

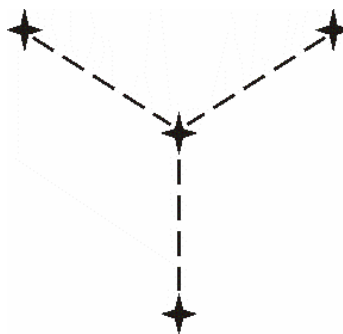


Figure 19 : Echantillonnage suivant une étoile à trois branches

Il est également possible d'échantillonner le centre et trois des huit points périphériques de la Figure 18. Dans ce cas, il est possible de compléter les cinq points manquants ultérieurement si les résultats sont positifs.

IV. APPROCHES COMBINEES

IV.1. ECHANTILLONNAGE SELON UNE GRILLE A MAILLE VARIABLE

IV.1.1. Resserrement de la maille autour de points arbitraires

Le principe retenu ici est l'application d'un maillage régulier uniforme sur la partie du site sans source connue, et d'un maillage resserré autour de certains points considérés à priori comme plus significatifs (sources, pollutions visibles,...). Le plan résultant (Figure 20) est similaire à celui obtenu lorsqu'une investigation approfondie sur grille à maille carrée est suivie d'une campagne de vérification autour des anomalies, soit par resserrement de maille, soit par échantillonnages à neuf points (Figure 18).

Ce même principe peut s'appliquer à un plan aléatoire à densité variable (IV.2).

Si l'on ne se fixe pas pour objectif de quantifier la représentativité, il est possible d'améliorer l'efficacité d'un plan d'échantillonnage systématique en réduisant la maille de la grille (c.a.d. en accroissant la densité des points) au voisinage des:

- points "chauds" connus, sources de polluants, lieux de stockage de déchets, etc, ces points étant identifiés à partir de l'analyse historique du site (III.5.1), de campagnes précédentes ou de nouvelles mesures sur site effectuées lors de la reconnaissance (III.5.2),
- points "sensibles", tels que des captages AEP ou des zones résidentielles.

Dans ce cas, on dispose autour de ces points de la fiabilité d'une grille à forte densité, et sur le reste du site, d'une grille à densité plus faible, avec un nombre total d'échantillons guère plus élevé que cette dernière.

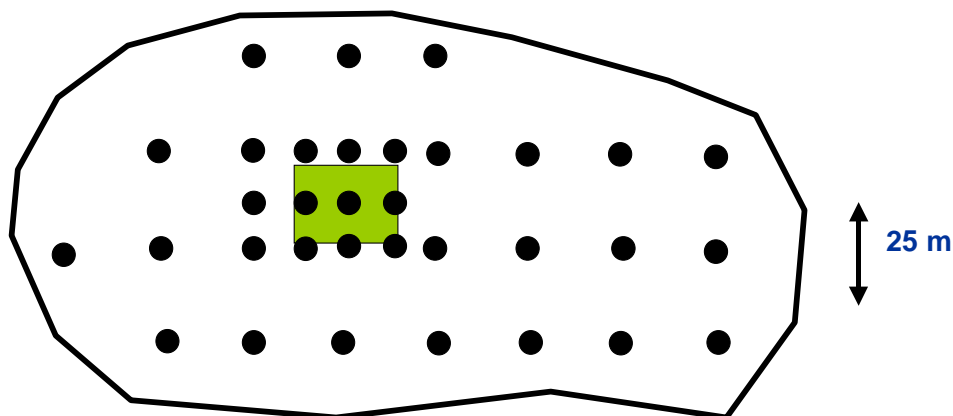


Figure 20 : Densité resserrée au voisinage d'une source

Un exemple de cette stratégie de resserrement a été mis en œuvre au CNRSSP (Wavrer et Jeannée, 1998). L'effet de la densité d'échantillonnage sur la représentativité des résultats a été évalué à travers des simulations (Wavrer, 1998), qui montrent que la précision maximum est atteinte pour une maille de l'ordre de 10 m, les variations en-dessous de cette distance étant inhérentes à l'hétérogénéité du sol et ne pouvant guère être réduites.

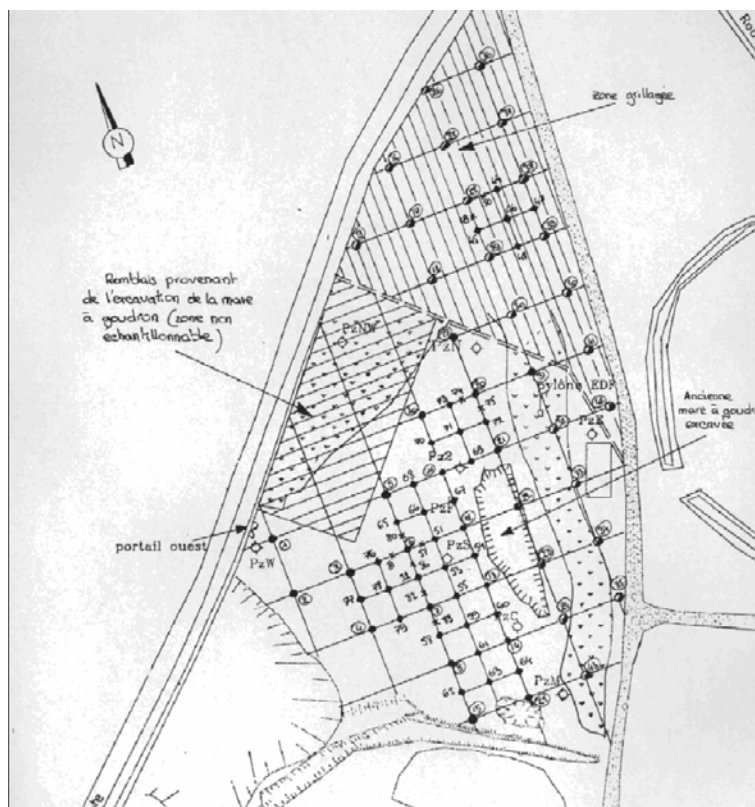


Figure 21 : Densité resserrée au voisinage d'une source présumée (Wavrer & Jeannée, 1998)

IV.1.2. Définition de grilles indépendantes de densité variable

On procède, comme décrit en II.4.1, au découpage du secteur à étudier en plusieurs zones à partir de critères arbitraires basés sur la topographie, l'usage des sols, etc. (échantillonnage stratifié). Dans chacune de ces zones, on définit une grille d'échantillonnage à maille régulière, dont la maille varie en fonction des besoins en précision : par exemple, maille lâche dans la partie du site n'ayant pas reçu d'installations, maille dense dans la partie du site ayant porté des installations polluantes.

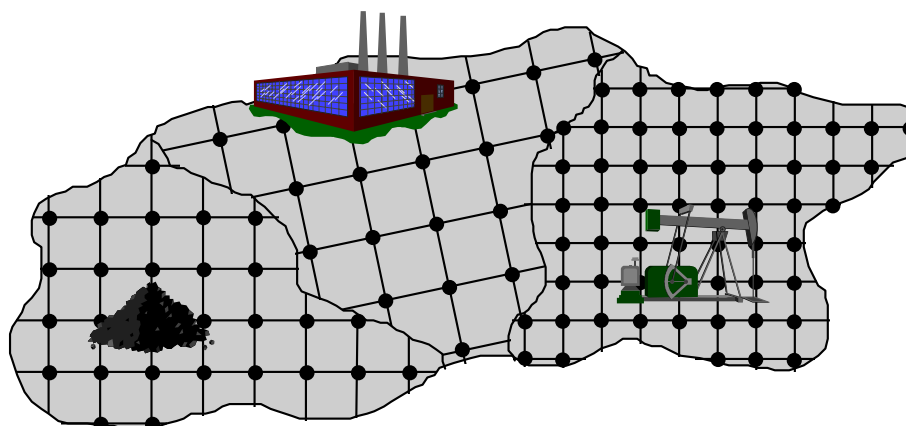


Figure 22 : Echantillonnage systématique stratifié en plan (Wavrer, 1997)

IV.2. ECHANTILLONNAGE ALEATOIRE A DENSITE VARIABLE

La variation de la densité des grilles entre strates dans une approche statistique stratifiée aboutit au même résultat que ci-dessus. L'évaluation de la représentativité et le traitement géostatistique peuvent être malaisés si la forme des secteurs est irrégulière (Figure 22).

L'application de ce principe est plus difficile que le resserrement d'un maillage régulier uniforme (IV.1). Il implique en général le découpage en zones indépendantes avec chacune une densité aléatoire propre (Figure 23).

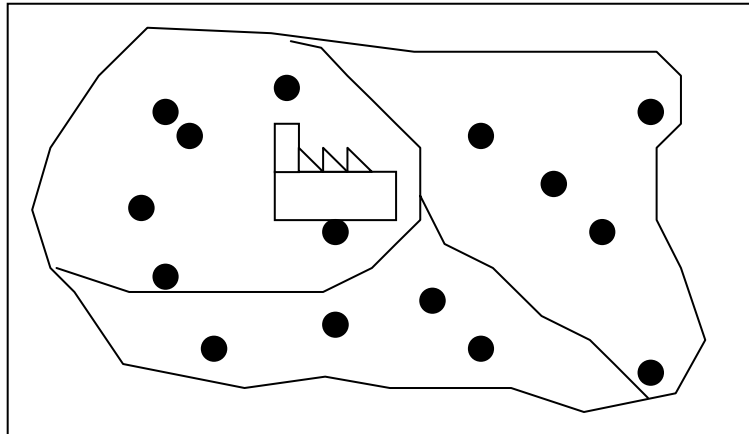


Figure 23 : Découpage du secteur à étudier en plusieurs zones avec densité d'échantillonnage indépendante

IV.3. DECOUPAGE DU SITE EN PLUSIEURS ZONES A STRATEGIE DIFFERENTE

Cette approche représente une généralisation de l'adaptation de l'approche aléatoire décrite en II.4, mais s'en distingue par un degré d'arbitraire plus important, notamment la possibilité de choisir une approche non aléatoire (systématique ou arbitraire) sur une partie du site (Figure 24). Toutefois le principe reste le même et l'exemple de plan (Figure 9) est applicable ici.

IV.3.1. Découpage du site en zones indépendantes sur critères naturels

Pour tenir compte de la diversité géographique d'un site industriel, ainsi que de la différence d'approche selon l'usage du site, on peut retenir des stratégies d'échantillonnage différentes pour :

- les parties du site contenant potentiellement des sources (installations, stockages, déchets...),
- les parties du site ne contenant à priori pas de sources (autres bâtiments, parkings, espaces verts...)

Le découpage du site s'effectue selon :

- des critères géographiques (prédominance des bâtiments et zones revêtues, des parties boisées, des espaces verts non boisés) ou géomorphologiques (relief, présence de cours d'eau,...), et
- des critères géologiques (nature du sous-sol, nature de la couverture superficielle...) pouvant affecter la nature des sols, de la zone non saturée, de la perméabilité verticale, et donc l'exposition des nappes à la pollution.

IV.3.2. Découpage du site en zones indépendantes sur critères de pollution présumée

Lorsqu'on dispose de données historiques sur le site ou de résultats de mesures précédents, ces données permettent de définir des zones:

- très probablement contaminées, en raison de la présence de sources,
- pouvant être contaminées de manière diffuse à partir de sources situées dans les zones voisines,
- pouvant contenir éventuellement des sources ou zones impactées non connues,
- peu probablement contaminées.

Au sein de chaque zone, un plan d'échantillonnage statistique indépendant est alors établi (grilles avec des mailles spécifiques (Figure 22), plan aléatoire à densité variable (Figure 23), stratégies hétérogènes (Figure 24)).

IV.3.3. Découpage du site en zones indépendantes sur critères d'utilisation

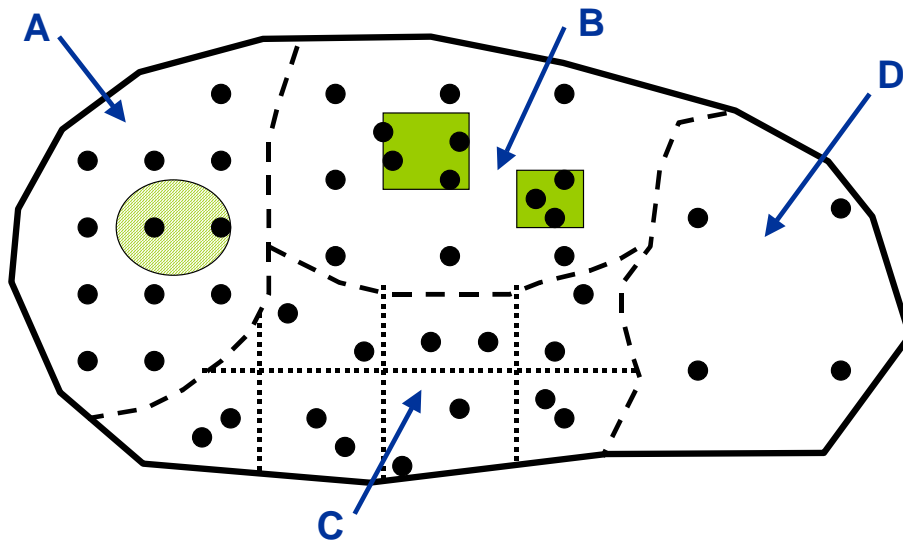
Dans le cas de requalification immédiate ou future d'un site industriel, on peut être amené à définir des zones indépendantes fonction de l'utilisation prévue:

- nouvel usage industriel ou peu sensible (parkings, voies de circulation,...),
- retour à l'état naturel, boisement, espace vert, agriculture,
- usage résidentiel, de loisirs ou agricole sensible.

Là encore, la stratégie peut varier entre zones, respectivement :

- recherche ciblée des sources de pollution et zones les plus polluées,
- vérification aléatoire à maille large du niveau de contamination,
- vérification systématique à maille serrée du niveau de contamination.

Un exemple de plan d'échantillonnage résultant est proposé en Figure 24.



- A: Grille à maille régulière assez serrée. Recherche de « points chauds » non connus,
B: Grille à maille régulière plus lâche, resserrée au voisinage de « points chauds » connus,
C: Zone exposée, sans source connue. Distribution homogène de la pollution, échantillonnage aléatoire au sein de chaque maille (maille identique à la zone B),
D: Zone supposée non contaminée, maille régulière très lâche.

Figure 24 : Découpage en plusieurs zones traitées avec des stratégies différentes (Wavrer, 1997)

V. ELEMENTS DE COUT

Le coût d'une étude de sol dépend, entre autres facteurs, directement du nombre d'échantillons prélevés.

V.1. APPROCHES STATISTIQUES

Dans le cas d'une approche statistique, on estimera la qualité du plan d'échantillonnage à partir de la distance maximale de tout point à un point échantillonné. En effet, plus cette distance est élevée, plus les propriétés du sol risquent de différer des propriétés de l'échantillon. Cette distance est fonction du type de grille, pour un nombre donné d'échantillons et une surface donnée :

- elle est minimale pour une grille à maille triangulaire équilatérale, qui représente donc l'approche coût/qualité optimale pour une approche systématique,
- elle augmente d'un facteur 1,14 pour une grille systématique à maille carrée. Le principal intérêt de ce plan est sa plus grande facilité de mise en œuvre sur site,
- elle augmente d'un facteur variable dans le cas d'une grille aléatoire ou semi-aléatoire. Ce facteur doit être calculé pour chaque grille ainsi générée, et il est largement supérieur à 1,14 (près de 2 dans la simulation illustrée en Figure 25 et Figure 26).

De toutes les approches statistiques, l'approche aléatoire sera la plus coûteuse.

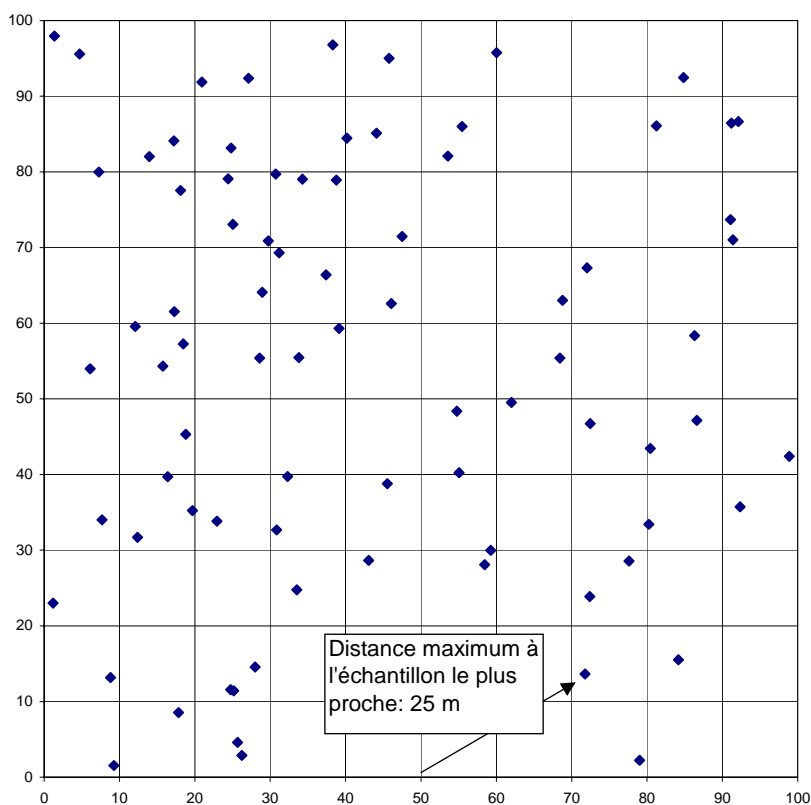


Figure 25 : Stratégie aléatoire, distance à l'échantillon le plus éloigné (81 points)

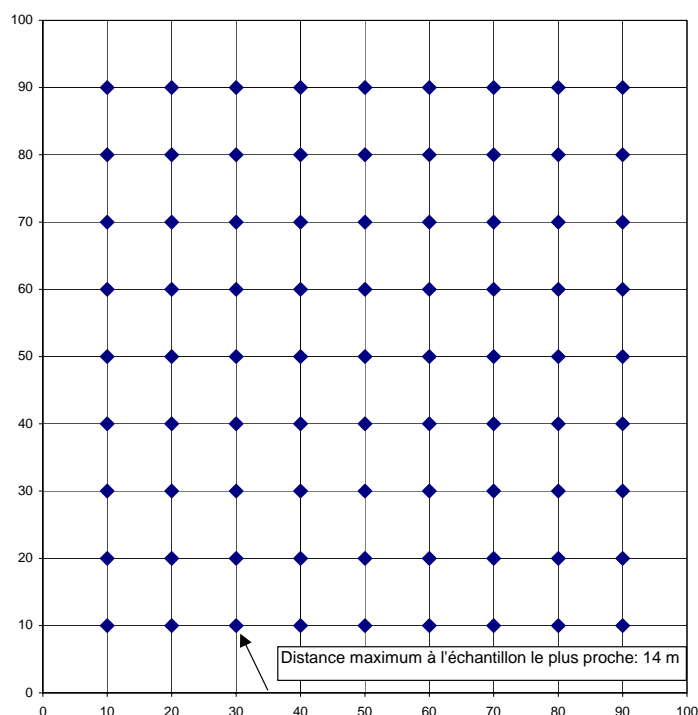


Figure 26 : Stratégie en grille régulière, distance à l'échantillon le plus éloigné (81 points)

V.2. APPROCHES PREFERENTIELLES

Dans le cas d'une approche préférentielle, il y a trop de paramètres possibles pour relier le nombre d'échantillons à la distance. En fait, les facteurs prépondérants seront la compétence de l'expert qui dessine le plan d'échantillonnage, et la qualité des informations déjà disponibles. Il n'est donc pas possible de fournir d'estimateurs du rapport coût/qualité de ce type d'approche.

On déterminera en général le nombre d'échantillons à partir du budget disponible, quitte à compléter la campagne ultérieurement si les résultats divergent notablement de ceux escomptés lors du dessin du plan.

V.3. COMPARAISON ENTRE APPROCHES STATISTIQUES ET PREFERENTIELLES

Il est toujours tentant, lorsque le budget disponible est trop faible, de choisir une approche préférentielle. Ce choix n'est pas nécessairement adapté. Dans certains cas (repérage de pollutions « en aveugle » sur une zone homogène, évaluation de risque en terrain ouvert, etc), il est préférable de choisir une grille à faible densité de points, pour un même nombre de prélèvements.

En effet, il sera toujours difficile, voire impossible, de quantifier la représentativité d'un plan arbitraire. De plus, le risque de ne pas identifier une importante zone polluée est plus élevé.

On réservera donc ce type d'approche préférentielle à faible budget aux sites dont l'historique est bien documenté, ou pour lesquels on dispose déjà de données.

La Figure 27 ci-après résume les relations existant entre stratégies aléatoires, systématiques et préférentielles, en termes de nombres d'échantillons nécessaires pour assurer une certaine qualité d'information et de biais à considérer sur les résultats.

Pour un site et une pollution donnés, et pour un niveau d'information attendu, le nombre d'échantillons à prélever est minimum pour une approche préférentielle (de jugement, basée sur une hypothèse), et maximum pour une approche totalement aléatoire. Au contraire, le biais global (représentativité des échantillons, et donc des résultats d'analyse, par rapport à la valeur moyenne réelle à mesurer) est maximum pour l'approche de jugement et

minimum pour une approche aléatoire. Ce schéma illustre bien que l'approche systématique fournit le meilleur rapport relatif entre le nombre d'échantillons à prélever (donc le coût) et le biais à prendre en compte pour l'interprétation des résultats.

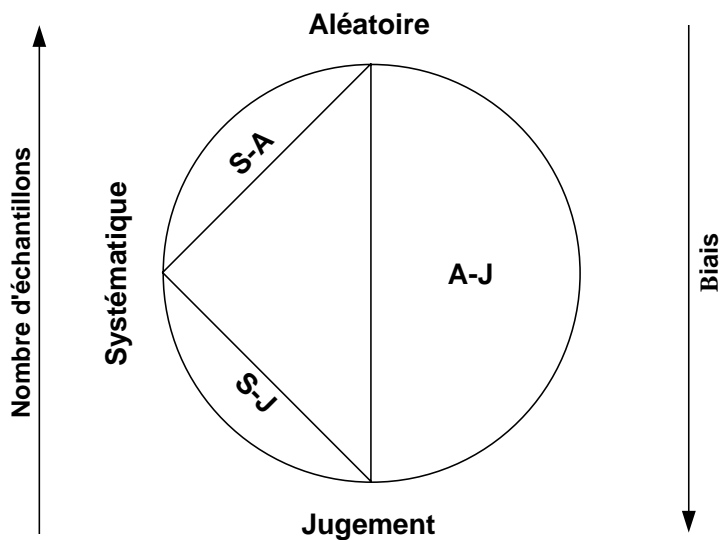


Figure 27 : Relations entre les approches aléatoire, systématique et préférentielles (de jugement), en termes de nombre d'échantillons nécessaires et de biais engendré (d'après Keith, 1990)

VI. SYNTHÈSE : CHOIX D'UNE STRATÉGIE D'ÉCHANTILLONNAGE

Lorsqu'une campagne d'investigation est programmée sur un site donné, il n'existe pas à proprement parler de guide pour choisir ou sélectionner une stratégie d'échantillonnage, parmi toutes celles présentées dans les paragraphes précédents.

Chaque site représente en fait un cas particulier et devra, à ce titre, être abordé en tant que tel, l'approche retenue devant alors être adaptée en conséquence.

De grandes idées générales peuvent cependant être tirées en ce qui concerne les domaines d'utilisation les plus courants et les principales restrictions de chaque grand type de stratégies (cf. Tableau 3, EPA, 1991) :

- Les modèles de type aléatoire sont ceux qui, a priori, sont les plus simples à mettre en œuvre, tout en permettant une utilisation statistique lorsque l'intégralité de la zone étudiée est couverte. Par contre, ils se montrent assez onéreux puisqu'ils conduisent généralement à prélever un grand nombre d'échantillons (ceux-ci pouvant se trouver très près les uns des autres) et sont ceux qui sont le plus soumis au risque de biais. Leur utilisation pourra, par exemple, être envisagée lors d'études visant à contrôler une dépollution.
- Les modèles de type statistique/systématique, basés sur l'établissement d'une grille régulière, ont l'avantage principal de permettre la couverture d'un site de la façon la plus optimale possible et donc, de faciliter l'approche statistique (voire géostatistique) de l'investigation. Souvent utilisées en première approche (les secteurs ou les zones critiques éventuellement décelés pouvant tout à fait être ré-échantillonnés plus en détail ultérieurement), ces stratégies sont fort bien adaptées pour délimiter l'extension d'une pollution ou pour rechercher une auréole de pollution, sous réserve que la maille de la grille soit en rapport avec la taille de l'auréole en question. Une démarche systématique nécessitera moins d'échantillons qu'une approche aléatoire pour un même niveau de résultats. La norme ISO/DIS 10381-5 (§7.2.2) recommande leur usage chaque fois que possible pour les investigations de sites pollués en sites urbains et industriels.
- Les modèles préférentiels/hypothétiques, basés sur une connaissance a priori de la zone (étude historique) ou sur une hypothèse (inspection visuelle, résultats de campagnes de reconnaissance) sont, la plupart du temps, assez bien adaptés aux problèmes d'évaluation de risques ou d'identification de sources, ainsi qu'aux prélèvements réalisés lors d'une campagne de reconnaissance. Pourtant, cette approche est fortement soumise aux aléas d'expertise (risques élevés de travailler sur des échantillons non représentatifs, erreurs de jugements, hypothèses non vérifiables) et, de plus, ne permet pas de traiter les résultats à l'aide de l'outil statistique. Ils sont applicables à toutes les études et investigations préliminaires.

Dans tous les cas, le choix de la stratégie d'échantillonnage à mettre en œuvre sur un site donné est directement lié aux objectifs de la campagne, ainsi qu'à son contexte (notamment en termes technico-économiques). Néanmoins, la plupart du temps, la démarche adoptée pour l'investigation d'un site potentiellement pollué, sera basée sur une méthode combinée particulièrement recommandée pour son adéquation à la problématique des sols pollués et consistant en une combinaison entre approche aléatoire, systématique et de jugement.

Le fascicule I et les deux grilles présentent une discussion des domaines d'application des différentes stratégies en fonction du type de site et d'étude.

Stratégie Objectif	Aléatoire	Systematique	Systematique aléatoire	Recherche	Aléatoire stratifié	Profil	Jugement
Evaluation du risque	4	2 ^A	3	3	3	2	1
Identification des sources	4	2 ^A	3	2	2	3	1
Délimitation de l'extension	3	1 ^B	1	1	3	1	4
Perspectives de décontamination	3	2	2	4	1	2	3
Contrôle de la décontamination	1 ^C	1 ^B	1	1	3	1 ^D	4
Stratégie :	Commentaires :						
1 : la plus adaptée 2 : possible 3 : peu adaptée 4 : la moins adaptée	^A : à appliquer avec une technique de criblage analytique de terrain ^B : adaptée seulement si des tendances sont connues ^C : validation statistique si l'ensemble du site est couvert ^D : possible si le site est supposé propre						

Tableau 3 : Evaluation des stratégies d'échantillonnage en fonction de l'objectif recherché

VII. REFERENCES

- Barnes, R.J. (1988) - Bounding the required sample size for geologic site characterization. *Math. Geol.* 20, 477-490.
- Bertoni, Malcolm J., Morgan, Kara M., Small, Mitchell J., Stahl, Andrew D., & Warren, John (2002) - Considerations and Recommendations Regarding the Use of Judgmental Sampling in Soil Investigations. Discussion Draft Report Presented to Indiana Department of Environmental Management. *Rapport RTI International* 08312.000, 35 p.
- BRGM (2000a) - Gestion des sites (potentiellement) pollués. Evaluation simplifiée des risques et classification des sites. Version 2. *Editions BRGM*.
- BRGM (2000b) - Gestion et traitement des sites pollués. Diagnostic approfondi et évaluation détaillée des risques. Guide technique. *Editions BRGM*.
- Brus D. J. & de Gruijter, J. J. (1997) - Random sampling or geostatistical modelling? Choosing between design-based and model-based sampling strategies for soil (with discussion). *Geoderma*, 80, 1-2, pp. 1-44.
- Camm, G. Simon, Glassa, Hylke J., Bryceb, Derek W., & Butcher, Alan R. (2004) - Characterisation of a mining-related arsenic-contaminated site, Cornwall, UK. *Journal of Geochemical Exploration* 82, 1 –15.
- De Zorzi, P., Barbizzi, S., Belli, M., Ciceri, G., Fajgelj, A., Moore, D. & Sansone, U. (2003) - Terminology in soil sampling (IUPAC Recommendations 2003). *International Union Of Pure And Applied Chemistry, Analytical Chemistry Division Draft Report*, 15 p.
- Gy P. (1988) - Hétérogénéité, échantillonnage, homogénéisation. Ensemble cohérent de théorie. *Sciences de l'ingénieur - Collection Mesures Physiques, Ed. Masson, Paris, 1988, 608 p.*
- Gy, P. (2004a) - Sampling of discrete materials—a new introduction to the theory of sampling I. Qualitative approach. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems* 74 (2004) 61– 70
- Gy, P. (2004b) - Sampling of discrete materials II. Quantitative approach—sampling of zero-dimensional objects. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems* 74 (2004) 61– 70
- Gy, P. (2004c) - Sampling of discrete materials III. Quantitative approach—sampling of one-dimensional objects. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems* 74 (2004) 61– 70
- Hsiao, C.K., Juang K-W., Lee, D-Y (2000) - Estimating the second-stage sample size and the most probable number of hot spots from a first-stage sample of heavy-metal contaminated soil. *Geoderma* 95, pp.73–88
- IAEA (International Atomic Energy Agency) (2004) - Soil sampling for environmental contaminants. Rapport IAEA-TECDOC-1415
- Keith L.H. (1990) - Environmental sampling: A summary. *Environ. Sci. Technol.*, 24, 5, pp 610 - 617
- Mason, B.J. (1992) - Preparation Of Soil Sampling Protocols: Sampling Techniques And Strategies. Rapport US-EPA (United States Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Washington DC) EPA/600/R-92/128, 102 p., 5 app.
- Pellet M. & Laville-Timsit L. (1993) - Echantillonnage de sols pour caractérisation d'une pollution : guide méthodologique. » - *Rapport BRGM n°37865 - 74 p.*, 29 fig., 11 tabl., 1 annexe.
- Rubio R. & Ure A.M. (1993) - Approaches to sampling and sample pretreatments for metal speciation in soils and sediments. - *Intern. J. Environ. Anal. Chem.*, 51, pp. 205-217.
- Scovazzo P. & Strubble R. (1990) - The environmental redevelopment of a railyard and port facility. *Journal of Hazardous Materials*, 25, pp. 277-287.
- United States Environmental Protection Agency (2000a) - Guidance for the Data Quality Objectives Process. EPA QA/G-4 manual (report EPA/600/R-96/055)
- United States Environmental Protection Agency (2000b) - Data Quality Objectives Process for Hazardous Waste Site Investigations. EPA QA G-4HW manual (report EPA/600/R-00/007)
- United States Environmental Protection Agency (2000c) - Guidance Data Quality Practical Methods for Data Analysis EPA QA/G-9 manual (report EPA/600/R-96/084)

United States Environmental Protection Agency (2002a) - Guidance for Quality Assurance Project Plans for Modeling. EPA QA/G-5M manual (report EPA/240/R-02/007)

United States Environmental Protection Agency (2002b) - Guidance on Environmental Data Verification and Data Validation. EPA QA/G-8 manual (report EPA/240/R-02/004)

United States Environmental Protection Agency (2002c) - Guidance on Choosing a Sampling Design for Environmental Data Collection for Use in Developing a Quality Assurance Project Plan. EPA QA/G-5S manual (report EPA/240/R-02/005)

United States Environmental Protection Agency (2003) - Guidance for Geospatial Data Quality Assurance Project Plans QA/G-5G manual (report EPA/240/R-03/003)

Wavrer Ph. (1996) - Apport à la théorie de l'échantillonnage des solides hétérogènes. Application à des grandeurs mesurées sur matières premières, secondaires et ultimes. *Documents du BRGM* n°265, Editions BRGM, 1 vol., 211 p., 27 fig., 20 tabl.

Wavrer Ph. (1997) - Méthodologies et stratégies d'échantillonnage de sols. Etude bibliographique. *Rapport CNRSSP* 1997/11.

Wavrer Ph., Jeannée N. (1998) - Ancienne cokerie du site de Y. Compte-rendu de la campagne d'échantillonnage. *Rapport CNRSSP/1998/03*.

Wavrer Ph. (1998) - Echantillonnage de sites contaminés par des polluants organiques. Comparaison de différentes stratégies et outils. *Rapport CNRSSP/1998/27*, 47 p.

STRATEGIE ET TECHNIQUE D'ECHANTILLONNAGE DES SOLS POUR L'EVALUATION DES POLLUTIONS

Hétérogénéité et densité d'échantillonnage

Sommaire

I. GENERALITES	3
I.1. DEFINITION DU SOL	3
I.2. REPRESENTATIVITE ET HETEROGENEITE	3
II. DIFFERENTS TYPES D'HETEROGENEITE SPATIALE.....	4
II.1. HETEROGENEITE SPATIALE DES SOLS : LE SITE, L'HORIZON, L'HETEROGENEITE DE CONSTITUTION ..	4
II.1.1. Echelles d'hétérogénéité spatiale des sols	4
II.1.2. Hétérogénéité à l'échelle du site	4
II.1.3. Hétérogénéité à l'échelle du point d'échantillonnage	5
II.1.4. Hétérogénéité à l'échelle de l'échantillon	6
II.2. HETEROGENEITE DUE AU COMPORTEMENT DES POLLUANTS (HETEROGENEITE DE DISTRIBUTION) ...	6
III. RELATION ENTRE VOLUME A PRELEVER ET REPRESENTATIVITE D'UN ECHANTILLONNAGE	8
III.1. HETEROGENEITE DE CONSTITUTION	8
III.1.1. Principe.....	8
III.1.2. Exemple très hétérogène.....	8
III.1.3. Hétérogénéité courante	9
III.1.4. Application	10
III.1.5. Hétérogénéité et préparation mécanique	10
III.2. HETEROGENEITE DE DISTRIBUTION	10
IV. HETEROGENEITES ET ERREURS D'ECHANTILLONNAGE	12
IV.1. REPRESENTATIVITE ET ERREURS ASSOCIEES	12
IV.2. ERREUR FONDAMENTALE D'ECHANTILLONNAGE.....	12
IV.3. ERREUR DE SEGREGATION	12
IV.4. ERREURS DE PREPARATION ET DE PRELEVEMENT :	13
IV.5. RECOMMANDATIONS GENERALES	13
V. NOMBRE D'ECHANTILLONS A PRELEVER.....	13
V.1. NOMBRE D'ECHANTILLONS ET OBJECTIFS.....	13
V.2. NOMBRE D'ECHANTILLONS ET BUDGET.....	14
V.3. NOMBRE D'ECHANTILLONS ET CAMPAGNES	14
VI. RELATION ENTRE DENSITE D'ECHANTILLONNAGE ET INTERVALLE DE CONFIANCE DU DIAGNOSTIC	15
VI.1. CRITERES OBJECTIFS	15
VI.2. DENSITE D'ECHANTILLONNAGE ET DETECTION D'UNE ANOMALIE.....	15
VI.3. RELATION ENTRE DENSITE ET INTERVALLE DE CONFIANCE DU DIAGNOSTIC.....	16
VII. AIDE DE LA GEOSTATISTIQUE POUR LA STRATEGIE D'ECHANTILLONNAGE ET L'OPTIMISATION DU NOMBRE D'ECHANTILLONS.....	17

VII.1. PRINCIPE ET OBJECTIFS	17
VII.2. TECHNIQUES GEOSTATISTIQUES POUR OPTIMISER UNE STRATEGIE D'ECHANTILLONNAGE	17
VII.2.1. Variabilité spatiale des données et variogrammes.....	17
VII.2.2. Estimation spatiale des variables et krigeage	18
VII.3. APPLICATION A L'INVESTIGATION DE GRANDS SITES	18
VII.4. APPLICATION AUX TRAVAUX DE REHABILITATION.....	19
VII.5. AUTRES TECHNIQUES	21
VIII. PRECONISATIONS STANDARD EN TERMES DE NOMBRE D'ECHANTILLONS ET DENSITE	21
VIII.1. ISO.....	21
VIII.2. ESR/EDR (FRANCE).....	21
VIII.3. ROYAUME UNI	22
VIII.4. ALLEMAGNE	22
VIII.5. CANADA	22
VIII.6. PAYS-BAS	23
VIII.7. NOUVELLE ZELANDE	23
IX. REFERENCES.....	25

I. GENERALITES

I.1. DEFINITION DU SOL

Les sols sont des mélanges complexes de particules minérales, de matière organique, et d'organismes vivants en constante interaction par rapport aux phénomènes biologiques, chimiques et physiques, naturels ou artificiels (IAEA, 2004). Ce ne sont pas de simples assemblages minéraux dans lesquels l'eau circule. Les minéraux, les microbes, les exsudats racinaires, et les processus vivants ou non vivants leurs sont intrinsèques (Lewandowski, 1999). C'est cette complexité qui rend les sols si sensibles aux impacts environnementaux, et délicats à dépolluer.

On retiendra ici la définition suivante du sol :

Le sol correspond à « l'ensemble de la zone non saturée comprise entre la surface topographique et le niveau de battement de la nappe » (Pellet & Laville-Timsit, 1993).

Sur un site donné, le sol peut donc être défini comme un bloc parallélépipédique dont les bases consisteraient en la surface du sol, d'une part et le niveau de la nappe phréatique, d'autre part, et dont les côtés seraient formés par les plans passant par les limites du site (Lecomte, 1997).

La qualité du sol peut être affectée par chacun des facteurs précités. Le sol est un milieu vivant, au sein de l'écosystème, dont les fonctions sont d'assurer la productivité biologique, maintenir la qualité de l'air et de l'eau, et contribuer à la santé des végétaux, des animaux et de l'homme (Doran et al. 1996, p. 11). Lorsqu'une substance apparaît à des concentrations susceptibles d'affecter les fonctions du sol dans l'écosystème, le sol est dit contaminé, et la substance est un contaminant¹ (IAEA, 2004). Les législations nationales et internationales contiennent des standards et des seuils de concentration pour différents contaminants des sols, ou des méthodes pour déterminer ces seuils à partir d'une analyse de risque. Un sol pollué est un sol pour lequel une de ces concentrations est dépassée.

I.2. REPRESENTATIVITE ET HETEROGENEITE

Lorsque la problématique de l'investigation d'un sol pollué (en particulier sur un site industriel) est abordée, la difficulté majeure provient en fait, dans la plupart des cas, des très grandes hétérogénéités pouvant être rencontrées (Wavrer, 1997). La principale question qui se pose alors est l'évaluation du degré de pertinence d'un constat établi à partir d'une estimation donnée, question qui peut aussi, lorsque cette estimation est faite à partir de l'analyse d'échantillons de sol, être formulée différemment sous la forme :

« Les échantillons prélevés et analysés sont-ils bien représentatifs de l'ensemble du site considéré ? »

La représentativité des échantillons de sols dépend de manière critique de la manière dont ils prennent en compte l'hétérogénéité du sol, à différentes échelles.

Les définitions des hétérogénéités sont précisées au § II, celles des erreurs d'échantillonnage au § IV.

¹ Noter que cette définition diffère sensiblement de celle du guide EDR (voir glossaire, fascicule III).

II. DIFFERENTS TYPES D'HETEROGENEITE SPATIALE

II.1. HETEROGENEITE SPATIALE DES SOLS : LE SITE, L'HORIZON, L'HETEROGENEITE DE CONSTITUTION

II.1.1. Echelles d'hétérogénéité spatiale des sols

Trois échelles spatiales d'hétérogénéité sont susceptibles d'affecter la représentativité de l'échantillonnage des sols d'un site:

- hétérogénéité à l'échelle du site lui-même, fonction de sa diversité naturelle (géologique, pédologique, morphologique), et de l'usage des sols (naturels, cultivés, bâtis, aménagés, remblayés). L'échelle de cette hétérogénéité va de quelques dizaines de m au km, selon le site étudié,
- hétérogénéité à l'échelle du point d'échantillonnage. Cette hétérogénéité est à la fois horizontale (variabilité intrinsèque du sol) et verticale (horizons du sol, différenciés naturellement ou en fonction de la culture ou des aménagements en ce point). L'échelle de cette hétérogénéité va du décimètre à quelques dizaines de m, en fonction de la structure verticale (elle est lisible sur une carotte de sol) et de la variabilité horizontale,
- hétérogénéité à l'échelle de l'échantillon, due à la diversité des matériaux constituant le sol et leur granulométrie. Cette hétérogénéité de distribution de la composition du sol reflète les variations locales des proportions des matériaux. Elle est traditionnellement prise en compte en adaptant le volume prélevé aux caractéristiques du sol, en particulier sa granulométrie.

II.1.2. Hétérogénéité à l'échelle du site

La notion de sol recouvre des matériaux très divers, qui peuvent présenter une grande hétérogénéité sur un même site (Wavrer, 1997) : du sol que l'on qualifiera de « naturel », constitué par exemple de silts sableux ou argileux à la composition et à la granulométrie généralement assez homogènes, au sol dit « artificiel » composé de remblais extrêmement hétérogènes en termes de composition et de granulométrie (du laitier pulvérulent millimétrique aux débris de maçonnerie pluri-décimétriques, parfois même métriques).

L'hétérogénéité à courte distance a été investiguée lors du projet CEEM (Figure 1) où malgré des soins scrupuleux, un site naturel peu hétérogène et une granulométrie fine favorable, des écarts-types de 40% ont été observés au sein de carrés de 10x10 m.

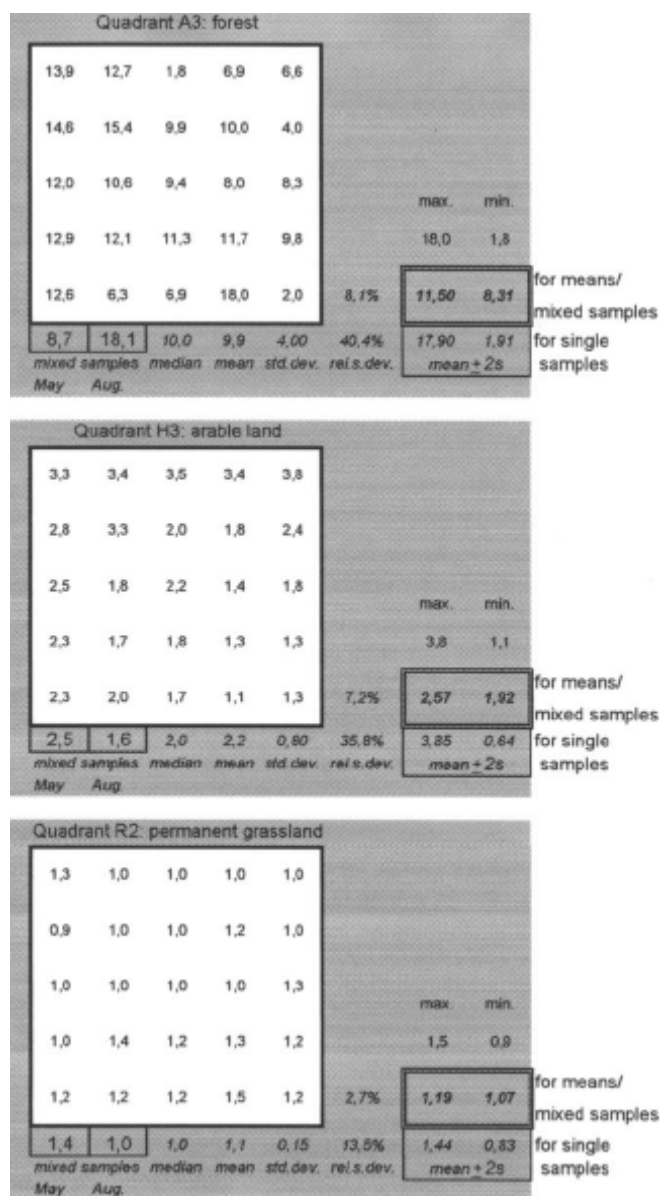


Figure 1 : Variabilité des teneurs en Cd (mg/kg) sur prélèvements espacés de 2 m (Wagner et al., 2001)

II.1.3. Hétérogénéité à l'échelle du point d'échantillonnage

Un sol n'est pas un volume homogène de matière. Il présente deux types de variabilité dans l'espace, qui se traduisent dans sa structure, sa composition minéralogique et organique, et sa granulométrie :

- horizontalement, il varie en fonction de la géologie du substrat, de la topographie et de l'usage des sols (variabilité cartographique),
- verticalement, il est constitué en horizons de composition et structure différentes, qui vont se comporter de manière différente pour la perméabilité et pour l'adsorption.

Les variations de perméabilité vont conditionner l'infiltration des eaux de pluie et des effluents.

Les variations des propriétés d'adsorption entre horizons (par exemple, teneur en matière organique) vont conditionner la migration des polluants.

De ce fait, la profondeur à laquelle sera observée une pollution d'un sol est variable, et ne sera pas nécessairement la même pour tous les polluants.

II.1.4. Hétérogénéité à l'échelle de l'échantillon

Ce sont les différentes hétérogénéités de la matière qui engendrent les plus importantes erreurs d'échantillonnage et qui finalement, conduisent à prélever des échantillons non représentatifs de l'ensemble du sol étudié, si aucune précaution n'est prise (Wavrer, 1997).

Si la conception d'une stratégie d'échantillonnage et le choix d'un outil parfaitement adapté à l'étude envisagée et au matériau à prélever sont des étapes importantes lors de toute campagne d'investigation d'un site potentiellement pollué, il faut garder à l'esprit que la première cause susceptible d'engendrer des erreurs d'échantillonnage reste l'hétérogénéité de constitution de la matière.

Celle-ci, rappelons-le, est à l'origine de l'erreur fondamentale d'échantillonnage, composante incompressible de l'erreur totale d'échantillonnage et qui, dans certains cas, peut atteindre des valeurs non négligeables. Le coût d'une technique d'échantillonnage satisfaisante au plan de la représentativité peut être élevé, mais il sera généralement bien moins élevé que les conséquences financières d'une décision inappropriée due à un échantillonnage non représentatif (Gy, 2004a). La valeur intrinsèque d'un échantillonnage dense mais non représentatif sera le plus souvent inférieure à celle d'un échantillonnage à maille plus lâche, mais représentatif.

Le projet CEEM (Wagner et al., 2001 ; Desales et al., 2001) visait à comparer les différentes méthodologies d'échantillonnage de sols utilisées en Europe sur un site commun. Ce site se trouvait dans l'environnement agricole et forestier d'une industrie métallurgique. Il est donc relativement épargné par les hétérogénéités de site, et représentatif des hétérogénéités d'échantillon. Parmi ses conclusions, on retiendra que l'ordre de grandeur des incertitudes sur le résultat final liées aux procédures d'échantillonnage est le même que celui des incertitudes liées au processus analytique.

Ce différentiel tendra à s'accroître sur le site lui-même, là où matériaux et pollution sont plus hétérogènes. Dans ce cas, l'incertitude d'échantillonnage sera prédominante sur l'incertitude analytique. Ce point sera essentiel pour la quantification de l'incertitude globale, nécessaire pour la définition d'objectifs de qualité (voir chapitre 6 : Qualité et échantillonnage) ou pour l'optimisation géostatistique (§ VI).

II.2. HETEROGENEITE DUE AU COMPORTEMENT DES POLLUANTS (HETEROGENEITE DE DISTRIBUTION)

Outre l'hétérogénéité du milieu sol, on doit prendre en compte l'hétérogénéité de la pollution elle-même: diversité des polluants, et diversité de leur comportement vis-à-vis de la matrice du sol, aboutissant à une dispersion hétérogène des polluants dans le sol. Différents horizons ou zones du sol sont susceptibles de réagir différemment à différentes pollutions.

Il faut alors compléter la formule citée au § I.2:

« Les échantillons prélevés et analysés sont-ils bien représentatifs de l'ensemble du site considéré, notamment au regard de son degré de pollution ? »

Les contaminants pénétrant un sol par écoulement ou infiltration, qu'ils soient minéraux ou organiques, auront un comportement variant avec le type de sol en fonction de sa texture, sa densité, son humidité, ses propriétés d'absorption et d'autres facteurs. Ces propriétés varient à chaque horizon du sol, en un point donné. Il est donc extrêmement difficile ou impossible de constituer un échantillon représentatif unique (IAEA, 2004). C'est en fait à chaque horizon du sol qu'il faudrait appliquer le principe de Gy (2004a): "L'objectif de toute théorie de l'échantillonnage est de répondre à deux questions : Comment choisir un échantillon ? Quelle quantité d'échantillon prélever ?".

La distribution non homogène des polluants est très souvent la plus importante source de variabilité des données analytiques (IAEA, 2004). Cette hétérogénéité de distribution est accrue par les phénomènes liés au transport du polluant (infiltration, ruissellement) et affecte leur migration dans le sol. Il en résulte parfois des variations des concentrations du simple au double à moins d'un mètre de distance (ibid.)

Dans ces conditions, il pourra être nécessaire d'échantillonner à différentes profondeurs ou en plusieurs points, lorsqu'on doit délimiter une auréole de pollution avec plusieurs polluants de comportement différent (Figure 2).

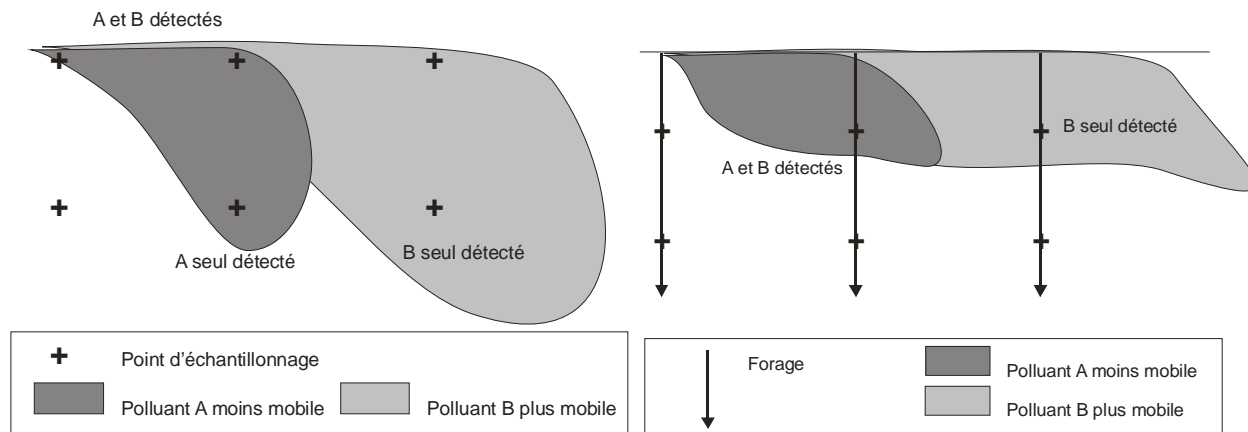


Figure 2 : Vue en plan et en coupe verticale des auréoles de dispersion de 2 polluants de mobilité distincte, et conséquences sur l'échantillonnage

III. RELATION ENTRE VOLUME A PRELEVER ET REPRESENTATIVITE D'UN ECHANTILLONNAGE

III.1. HETEROGENEITE DE CONSTITUTION

III.1.1. Principe

Dans tous les matériaux à constitution hétérogène, une relation peut être établie entre le volume d'échantillon nécessaire et l'importance de cette hétérogénéité (Gy, 1988 ; 2004b ; Grigorieff et al., 2004). Lorsque la distribution granulométrique est irrégulière, le paramètre principal à prendre en compte pour définir ce volume en première approche est la taille du plus gros fragment susceptible d'être rencontré avec une probabilité donnée (IAEA, 2004).

III.1.2. Exemple très hétérogène

Afin de tenter de mettre en évidence l'influence de l'hétérogénéité de constitution d'un sol sur la représentativité de son échantillonnage, une étude a été menée par le CNRSSP (Wavrer, 1997) à partir de résultats obtenus sur une friche sidérurgique de l'Est de la France (Lecomte, 1994 ; Lecomte et Maton, 1996, Wavrer, 1996). La friche a été étudiée au regard de sa pollution en contaminants organiques (HAP) et métalliques (Pb, Zn et As), ainsi qu'au regard de son hétérogénéité de constitution.

Les sols sont chargés de remblais dans lesquels ont été mis en évidence, en particulier :

- Des fines de couleur brun à noir, dont la taille des particules est inférieure à 2 ou 3 cm.
- Des blocs de laitier massif, gris verdâtre à gris blanchâtre, de taille centimétrique à pluri-décimétrique, parfois métrique.
- Des blocs de laitier poreux, de même aspect que le laitier massif, mais possédant une texture bulleuse.

A partir d'un échantillonnage dit « gros volume », censé représenter les différents faciès présents et mentionnés ci-dessus, la proportion massique de chaque type de constituant a été déterminée, ainsi que l'erreur fondamentale d'échantillonnage associée à chacun d'entre eux.

La Figure 3 (Wavrer, 1996) met en évidence la grande variabilité de la masse d'échantillon à prélever pour caractériser le site au vu de sa composition, en fonction d'une précision souhaitée. Il faut noter que dans ce cas, les très fortes valeurs résultant du calcul statistique sont dues à la très grande hétérogénéité du sous-sol de ce type de friche, et notamment à la présence de résidus de démolition potentiellement pollués.

Dans le cas de sols homogènes, sans gros fragments, les masses à prélever seraient beaucoup plus raisonnables, mais peuvent rester fortes par rapport aux pratiques usuelles.

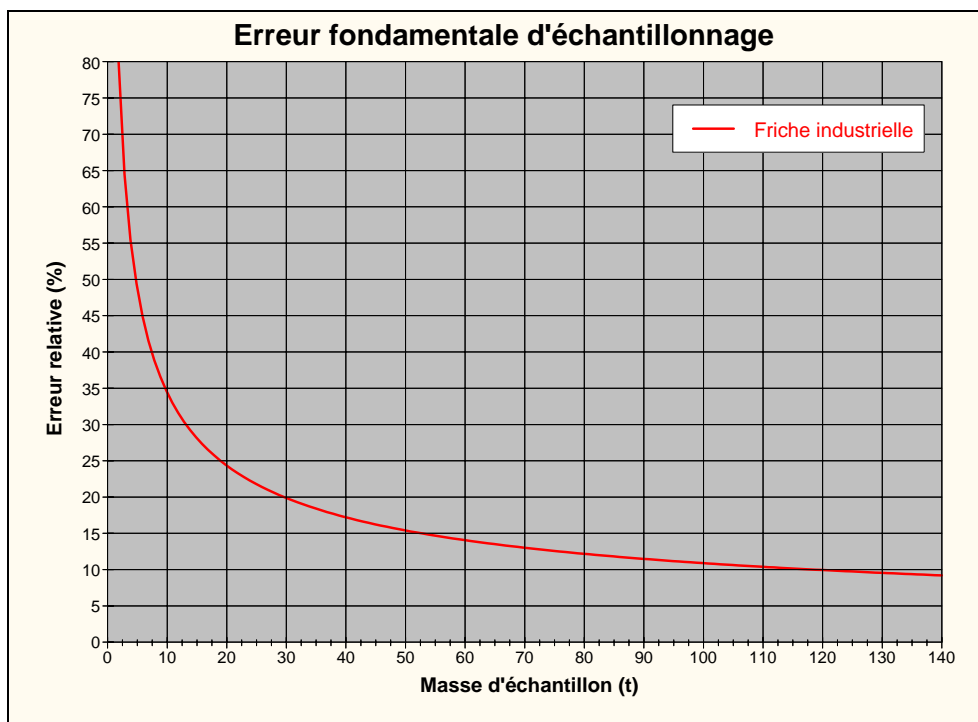


Figure 3 : Influence de la masse d'échantillon sur l'erreur fondamentale, dans le cas de terrains extrêmement hétérogènes (déblais, friches)

Pour obtenir un échantillon représentatif de la friche en fonction de sa composition, associé à une erreur fondamentale de 20 %, c'est un « échantillon » de 30 tonnes qu'il serait nécessaire de prélever et traiter pour analyse (cf. Figure 21, Typologie des plans d'échantillonnage), tandis qu'il faudrait prélever 120 tonnes de matière pour ne commettre (encore) que 10 % d'erreur fondamentale.

L'erreur fondamentale d'échantillonnage représente l'erreur minimale en dessous de laquelle on ne peut prétendre donner une précision (Gy, 1988), sur un résultat d'analyse, par exemple. C'est l'erreur que l'on est certain de commettre, quel que soit le soin avec lequel la stratégie d'échantillonnage a été mise au point et quel que soit l'outil utilisé pour les prélèvements (Wavrer, 1997).

Pour minimiser cette erreur fondamentale, il faudrait augmenter la masse de l'échantillon prélevé. Or celle-ci est généralement faible : au plus quelques kilogrammes.

En pratique, on ne cherchera pas à obtenir des résultats mathématiquement exacts dans les cas d'hétérogénéité extrême, mais plutôt d'estimer un majorant de la pollution en s'affranchissant des fragments les plus grossiers.

III.1.3. Hétérogénéité courante

Une étude menée sur des sols fins et homogènes (Lamé et Defize, 1993) montre que, pour des échantillons de masse supérieure à 10 grammes environ, il n'y a plus de contribution significative de l'erreur fondamentale sur l'erreur totale d'échantillonnage, par rapport aux erreurs qui pourraient être engendrées par la distribution hétérogène du ou des polluants en particulier (on parle alors d'erreur de ségrégation, réductible quant à elle par homogénéisation de la matière). En d'autres termes, en prélevant plus de 10 grammes de matière sur un sol, on est sûr de s'affranchir des contraintes liées à l'hétérogénéité de constitution de la matière.

Sur un sol constitué de gravier et de limon et pollué par des hydrocarbures, on a montré qu'il suffisait de prélever 5 kilogrammes de matière pour obtenir une précision de 5 % environ sur la composition granulométrique du sol (Wavrer, 1997).

III.1.4. Application

De tels résultats sont tout à fait envisageables pour des sols tels que des limons, des marnes, des argiles ou dans certains cas des sables fins. Par contre, sur une friche industrielle, l'hétérogénéité est souvent très importante au regard de sa composition et de sa granulométrie, et il peut être nécessaire de prélever des échantillons de grand volume.

Dans la théorie générale de l'échantillonnage, le volume de l'échantillon à prélever est directement lié à celui des particules le constituant, et plus particulièrement celui de la plus grosse particule (IAEA, 2004). Le tamisage de l'échantillon avant analyse présente donc un risque significatif d'accroissement de l'erreur d'échantillonnage. Lorsque l'échantillon est constitué de sol fin, peu graveleux, sans fragments anthropiques, l'ordre de grandeur de cette erreur reste mesurable. Par contre, en présence de graviers, galets ou déblais, l'erreur potentielle s'accroît exponentiellement (Figure 3). L'échantillonneur est souvent tenté de ne conserver que la fraction granulométrique la plus fine, afin de disposer d'échantillons de matrices comparables.

Cette pratique peut être considérée comme conservatrice : la majorité des polluants tendent à se concentrer dans la fraction fine des sols. Si X est la proportion de la fraction grossière non analysée, et si la concentration des polluants est négligeable dans cette fraction par rapport à la fraction fine, la concentration du polluant estimée par le laboratoire sera supérieure à la concentration réelle d'un facteur $1/(1-X)$. Par contre, le polluant peut être présent aussi à forte teneur dans certains fragments grossiers (cas des déchets abandonnés ou des fragments de bâtiments d'exploitation démolis). Il y a alors un risque d'« effet de pépite ». Le résultat du laboratoire peut fortement sous-estimer la concentration réelle.

Une parade à ce problème, hélas de mise en œuvre coûteuse, est la méthode granulochimique. On sépare les principales classes granulométriques des échantillons, on les quantifie par rapport à l'échantillon, puis on analyse séparément les fractions tamisées. Chaque échantillon est alors reconstitué par bilan de masse. Cette technique s'avère malgré tout rentable pour les études de dimensionnement et de faisabilité d'un chantier de dépollution, car elle permet d'optimiser les techniques à mettre en œuvre et de réduire significativement les incertitudes.

III.1.5. Hétérogénéité et préparation mécanique

Lorsqu'il est nécessaire de prélever plusieurs fractions, il a été montré (Grigorieff et al., 2004) que l'erreur d'échantillonnage est plus réduite lorsque le quartage est effectué après broyage. Ceci implique que la séparation des fractions est à effectuer de préférence au laboratoire, à moins qu'un matériel de préparation et broyage de très bonne qualité ne soit disponible sur site.

Il a été également démontré (Petersen et al., 2004) que pour séparer plusieurs fractions d'un échantillon, il est indispensable d'utiliser un matériel de quartage adéquat, les techniques manuelles introduisant des erreurs d'échantillonnage trop élevées.

III.2. HETEROGENEITE DE DISTRIBUTION

Les conséquences de l'hétérogénéité de distribution sur les résultats de l'échantillonnage d'un sol ont été étudiées (Pellet et Lecomte, 1994) en considérant le cas d'un terrain « naturel » (pour lequel il a été montré que l'hétérogénéité de constitution était peu importante) pollué par des hydrocarbures (fuel et essence).

La distribution d'un polluant migrant dans un sol (même si celui-ci est homogène en constitution granulométrique) est directement liée aux caractéristiques physico-chimiques des produits, celles-ci déterminant le comportement du polluant. Par ailleurs, elle dépend également des caractères physiques, chimiques et biologiques du sol, qui auront une influence majeure sur le type de migration du polluant.

Un exemple cité par Wavrer (1997) et présenté ci-dessous (cf. Tableau 5) montre bien à quel point un produit allochtone au sol peut se distribuer de façon tout à fait hétérogène, même à l'échelle métrique. L'étude a été menée sur un ancien site pétrolier et pour deux zones polluées : l'une par de l'essence, la deuxième par du carburant pour moteur diesel. La pollution a été observée essentiellement dans deux couches géologiques bien distinctes et homogènes en termes de composition : une couche de limon proche de la surface du sol et une couche de gravier, vers deux mètres de profondeur, située juste au dessus du niveau de la nappe.

D'un point de vue pratique, un total de quatre fois dix prélèvements a été réalisé sur les parois de deux fosses (une dans chaque zone polluée) creusées à la pelle mécanique et de dimensions 1 x 2 m (l x L).

Prise n°	Diesel/Limon	Diesel/Gravier	Essence/Limon	Essence/gravier
1	26	66580	33	3202
2	99	21680	114	1022
3	50	19650	26	555
4	23	29920	10	81
5	17	8230	30	133
6	25	8110	58	37
7	59	20160	41	65
8	37	10470	69	241
9	1	31300	103	983
10	10	15530	29	590
Minimum	1	8110	10	37
Maximum	99	66580	114	3202
Moyenne	35	23163	51	691
Médiane	26	19905	37	398
Ecart-type	27	16399	33	907
% Variation	78	71	64	131

Tableau 1 : Teneurs en hydrocarbures (en mg/kg) dans deux couches géologiques (limon et gravier) et deux situations de pollution (essence et diesel)

Afin d'apprécier la variabilité des données en fonction du nombre de prélèvements réalisés, différentes combinaisons d'échantillons, d'effectifs variables (de 1 à 7 prélèvements), ont été effectuées à partir des séries de dix échantillons de fosses, pour chacune des quatre situations de pollution (diesel/limon, diesel/gravier, essence/limon, essence/gravier). Dans la plupart des cas, de tels prélèvements sélectifs s'effectuent sur carottes et sont définis par la cote supérieure et inférieure de la section de carotte prélevée. La représentativité de chacune des combinaisons par rapport à la population totale des dix échantillons a alors été mesurée en terme de variance d'estimation.

La Figure 4 ci-après, montre l'ordre de grandeur de l'imprécision commise sur une mesure de concentration en polluant, en fonction du nombre d'échantillons prélevés dans la fosse.

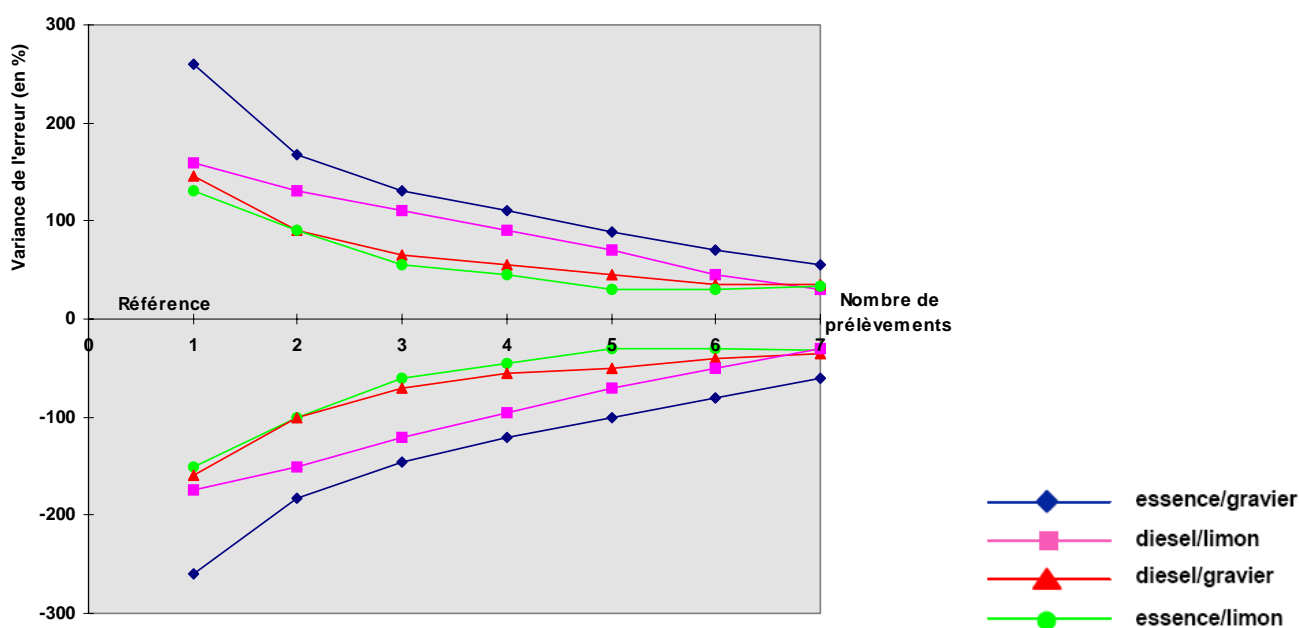


Figure 4 : Variance de l'erreur d'estimation en fonction du nombre de prélèvements (variances relatives, tous milieux confondus, la référence correspond à la teneur moyenne des 10 prélèvements). Cité par Wavrer, 1997.

Les résultats obtenus montrent que, en ne prélevant qu'un seul échantillon, l'erreur d'estimation de la teneur moyenne en polluant est très élevée, puisque des valeurs supérieures à 200 % sont relevées. Pour obtenir une erreur d'estimation ne dépassant pas 100 % par rapport à la teneur moyenne (calculer en considérant la moyenne des dix prélèvements pour chaque cas d'étude), il faudrait prélever au moins deux échantillons, parfois plus. Ce nombre minimum de prises atteindrait trois à sept échantillons pour espérer une erreur qui ne dépasse pas 50 %.

Ces conclusions, obtenues dans un contexte (matériaux et polluants) bien précis, illustrent le fait que, même sur une fosse de dimensions réduites, l'hétérogénéité générée par la distribution d'un polluant au sein d'un sol relativement homogène en constitution n'est pas négligeable.

Pour s'en affranchir et annuler (ou simplement réduire) ses effets sur les résultats de mesures effectuées, une homogénéisation physique de l'intégralité du lot n'est pas nécessaire, mais il convient de prélever un maximum de prises élémentaires de matière (par exemple ici : échantillons à plusieurs profondeurs).

En résumé, la stratégie d'échantillonnage doit permettre de prendre en compte l'ensemble des fractions susceptibles de contenir les analytes recherchés, que ces fractions appartiennent au sol (tel que défini en I.1) ou non (fragments exogènes contenus dans le sol, par exemple) ; et ce, aussi bien au niveau du plan d'échantillonnage, de la technique de prélèvement, de préparation ou d'extraction (IAEA, 2004).

IV. HETEROGENEITES ET ERREURS D'ECHANTILLONNAGE

IV.1. REPRESENTATIVITE ET ERREURS ASSOCIEES

Dès la mise en œuvre de l'échantillonnage, il est nécessaire et fondamental d'assurer la représentativité de l'échantillon prélevé vis-à-vis de la totalité du site investigué et au regard de la grandeur suivie (Wavrer, 1997). Cet objectif rejoint celui découlant des objectifs de qualité (DQO, voir chapitre Qualité et échantillonnage). Pourtant, quelque soit le soin apporté à la préparation d'une campagne d'échantillonnage, au choix des options techniques et à la réalisation proprement dite, des erreurs d'échantillonnage seront irrémédiablement commises.

Les plus irréductibles de ces erreurs sont liées aux différentes hétérogénéités de la matière échantillonnée et peuvent être subdivisées en plusieurs composantes principales : l'erreur fondamentale d'échantillonnage, l'erreur de ségrégation, et les erreurs dites de préparation et de prélèvement.

IV.2. ERREUR FONDAMENTALE D'ECHANTILLONNAGE

Elle découle de l'hétérogénéité de constitution de la matière. Celle-ci résulte des particularités physico-chimiques des particules et ne peut être annulée ou même réduite, sans modification de l'état physique de la matière. L'erreur fondamentale correspond à un minimum incompressible au-delà duquel il est illusoire de vouloir énoncer une quelconque précision sur une détermination effectuée sur l'échantillon recueilli. S'il est important de connaître ce seuil afin d'évaluer les performances limites d'un échantillonnage donné, il ne faut donc surtout pas assimiler l'erreur fondamentale à l'erreur totale d'échantillonnage.

IV.3. ERREUR DE SEGREGATION

Elle est liée à l'hétérogénéité de distribution spatiale ou plus rarement, temporelle des différents constituants de la matière étudiée. Théoriquement, l'erreur de ségrégation peut être réduite par homogénéisation physique du lot à échantillonner. Dans la pratique (et en particulier dans le cas des sols), il peut être très difficile d'assurer une telle homogénéisation. Une solution de substitution consiste alors à réaliser l'échantillon par la réunion d'un nombre maximum de prélèvements élémentaires, pris au hasard et de façon correcte dans le lot.

Une forme annexe mais fréquente d'erreur de ségrégation est la ségrégation densimétrique d'échantillon, qui est généralement liée aux phases de préparation et transport. Les particules les plus denses de l'échantillon tendent, sous l'effet des vibrations ou d'autres actions mécaniques, à se concentrer dans la partie inférieure du récipient. Le prélèvement au laboratoire (pour analyse) ou sur le terrain (pour séparation de fractions) s'effectue en général à

partir de la surface du récipient. Si la fraction n'est pas réhomogénéisée avant prélèvement, l'échantillon analysé privilégiera les particules les moins denses.

IV.4. ERREURS DE PREPARATION ET DE PRELEVEMENT :

Ces erreurs sont dues aux techniques et/ou aux procédures d'échantillonnage mises en œuvre, ainsi qu'aux différentes manipulations (prélèvement, conditionnement, transport) pouvant affecter l'intégrité de l'échantillon. Il est particulièrement fréquent que des erreurs de ce type se manifestent sur des prélèvements très hétérogènes. Soit les techniques et/ou procédures d'échantillonnage ou de prélèvement/conditionnement utilisées sont inadéquates pour le niveau d'hétérogénéité rencontré, soit elles sont mal appliquées et n'ont pas abouti à une homogénéité et représentativité suffisante. Le niveau d'erreurs rencontré sur des sols homogènes est généralement bien plus faible.

IV.5. RECOMMANDATIONS GENERALES

Il est donc important, lors de la conception d'une stratégie d'échantillonnage, tout comme lors de sa réalisation, de veiller à réduire au minimum (voire à les supprimer quand cela est possible) les différentes erreurs mentionnées ci-dessus. Ceci repose sur :

- L'explicitation, dès le programme d'échantillonnage (voir chapitre 5 : Gestion des données et SIG), de règles claires sur les fractions à retenir ou éliminer,
- le choix des outils de prélèvement, leur géométrie et leur taille en particulier. Il importe, par exemple, d'éviter autant que faire se peut toute ségrégation a priori de particules au cours de la prise (dispersion ou collage de fines, mise à l'écart de grosses particules). Ainsi, Wavrer (1996) recommande l'utilisation d'outils de prélèvement dont la taille soit au moins égale à trois fois la dimension linéaire du plus gros des éléments constitutifs de la matière considérée ;
- la disponibilité sur site d'équipements performants pour l'homogénéisation des prélèvements et leur quartage. Lorsque ce n'est pas possible, il est préférable de confier ces tâches au laboratoire principal, même si cela implique de lui confier la préparation des fractions destinées à d'autres laboratoires.

V. NOMBRE D'ECHANTILLONS A PRELEVER

La question du nombre d'échantillons à prélever est l'une des plus difficiles qui se pose pour définir un programme d'échantillonnage. Lorsqu'il existe des objectifs de qualité des données (DQO, voir chapitre 6 : Qualité et échantillonnage), ou si l'on doit quantifier l'intervalle de confiance applicable aux conclusions, le nombre minimum d'échantillons à prélever peut être calculé statistiquement. Il est rare que le budget alloué à l'étude permette de prélever le nombre minimum d'échantillons nécessaire pour satisfaire les objectifs qualité de l'étude !

Le nombre d'échantillons à prélever résultera donc en général d'un compromis entre le cahier des charges et les moyens disponibles. Il dépend directement de la densité d'échantillonnage sur le site, mais aussi de la complexité du milieu à étudier, de l'objectif (simple reconnaissance, étude fine, géostatistique etc), de l'abondance des connaissances acquises antérieurement, etc.

V.1. NOMBRE D'ECHANTILLONS ET OBJECTIFS

Lorsque les objectifs de l'étude nécessitent de déterminer le nombre minimum d'échantillons à prélever par calcul à partir d'une analyse statistique, ce calcul doit être effectué en premier. Il est préférable de devoir renégocier les moyens alloués à l'étude ou les objectifs de qualité ou de confiance, plutôt que de constater que l'échantillonnage effectué en utilisant au mieux les moyens disponibles est insuffisant pour répondre à la question posée. Il est préférable d'effectuer le compromis entre objectifs et moyens après avoir débattu avec le donneur d'ordre ou les autorités concernées.

Quelques exemples de situations où un nombre minimum d'échantillons peut être calculé :

- approche statistique avec échantillonnage systématique, pour une étude de risque,
- recherche systématique d'une auréole de pollution de taille donnée,
- contrôle après travaux de dépollution,
- réutilisation d'un site pour usage sensible.

Il existe aussi des situations où le nombre minimum d'échantillons à prélever n'est pas variable, mais fixe, et résulte de prescriptions normatives ou réglementaires. C'est fréquemment le cas pour les études d'impact ou les évaluations standard de risque. Différents exemples issus des normes ou réglementations nationales sont présentés dans le § VIII.

Lorsqu'une étude géostatistique est envisagée (§ VI), le nombre d'échantillons nécessaire devra être calculé par l'outil géostatistique lui-même. Cette démarche est voisine du calcul du nombre minimum pour les objectifs de qualité des données ou pour quantifier l'intervalle de confiance applicable aux conclusions. Toutefois, il faut prendre en compte un minimum de cinquante points d'échantillonnage pour qu'une étude géostatistique puisse être significative.

V.2. NOMBRE D'ECHANTILLONS ET BUDGET

Dans la plupart des cas, le nombre d'échantillons à collecter au cours d'une investigation donnée est directement lié au budget de l'étude. On répartira au mieux le nombre d'échantillons réalisables en fonction du ou des objectifs recherchés, de la taille du site investigué, du type de pollution et du degré de précision attendu.

Le budget alloué à l'échantillonnage est relativement peu variable à l'intérieur d'un budget d'étude. En effet, l'augmenter implique d'augmenter de même le budget alloué aux analyses. La seule manière d'accroître les moyens disponibles pour l'échantillonnage est d'utiliser des moyens de mesure sur site pour sélectionner les échantillons à analyser au laboratoire.

Lorsqu'on répartit un nombre constant d'échantillons sur une étude de site, on doit tenir compte de plusieurs objectifs et contraintes antagonistes :

- nécessité d'obtenir la meilleure densité d'échantillonnage possible. Ce critère amène à privilégier les grilles régulières,
- impératifs de représentativité de l'échantillonnage par rapport à la variabilité du site et aux sources de pollution observées ou attendues. Ce critère amène à répartir les échantillons sur les zones du site ayant des caractéristiques différentes, et à concentrer l'échantillonnage autour des sources présumées,
- tenir compte des objectifs de caractérisation de la variabilité de la matière échantillonnée. Ce critère amène à échantillonner séparément les différents types de sols rencontrés en un même point, par exemple.

V.3. NOMBRE D'ECHANTILLONS ET CAMPAGNES

Une campagne d'échantillonnage peut être divisée en deux ou trois phases : reconnaissance, phase systématique, phase de confirmation. La répartition du nombre d'échantillons à prélever entre ces différentes phases est variable, selon la stratégie.

La phase de reconnaissance porte souvent sur un nombre minimal d'échantillons sur lequel un programme analytique très détaillé va être exécuté. Ces échantillons doivent représenter les principaux types de sols, les principales zones ou horizons du site, et comprendre des représentants des principales sources de pollution identifiées et quelques sols présumés non pollués. Cette phase permet de déterminer les composés à analyser lors de la phase systématique et leur gamme probable de teneurs.

On établit alors le plan d'échantillonnage de la phase systématique, en y consacrant la plus grande partie du nombre d'échantillons possibles. On peut réserver une proportion variable de ce nombre pour une phase de confirmation, destinée en général à vérifier les points sensibles de l'étude (zones polluées ou zones à usage sensible) avec une maille resserrée.

Parfois, l'étude commence par une phase systématique à maille relativement lâche, qui permet d'effectuer une première estimation du niveau de pollution à partir d'un programme analytique assez complet. La phase de confirmation peut consister en un resserrement de maille avec un programme analytique simplifié, ou une campagne à maille serrée autour des points sensibles. La première est nécessaire si l'on désire quantifier les incertitudes ou remplir des objectifs de qualité. Le nombre d'échantillons à prélever pour obtenir un niveau donné de confiance peut être calculé systématiquement (United States Environmental Protection Agency, 2000a), en faisant appel à des lois statistiques (Hsiao et al., 2000) ou en utilisant des méthodes géostatistiques (§ VI).

VI. RELATION ENTRE DENSITE D'ECHANTILLONNAGE ET INTERVALLE DE CONFIANCE DU DIAGNOSTIC

VI.1. CRITERES OBJECTIFS

Les principaux critères quantifiables permettant d'évaluer la qualité d'un plan d'échantillonnage sont

- la probabilité de localiser efficacement une zone polluée ou une source de pollution non connue et non observable, sur le site,
- la probabilité d'émettre un diagnostic exact ou inexact sur le risque que représente le site pour la santé humaine (dans le cadre d'une réutilisation du site aussi bien que dans un contexte de confinement), et/ou pour l'environnement.

Ces deux critères reflètent l'application d'un principe de bon sens : plus une campagne d'échantillonnage est précise, plus elle est chère. Les moyens dévolus aux investigations environnementales n'étant pas illimités, le dessin de toute campagne résulte d'un compromis entre le coût et un niveau de risque acceptable pour la collectivité.

Il convient donc, lorsque les résultats de la campagne présentent des enjeux publics importants, de s'assurer auprès des autorités concernés du niveau de risque accepté, d'en quantifier l'impact sur le plan d'échantillonnage et sur le coût de la campagne, et éventuellement de négocier ces points avant de débiter les travaux.

VI.2. DENSITE D'ECHANTILLONNAGE ET DETECTION D'UNE ANOMALIE

Des tables ont été publiées (EPA 1989, in The Hazardous Waste Consultant, Nov/Dec 1992) et présentent la probabilité d'omettre une tache en fonction de ses dimensions et par rapport à la maille de recherche choisie (cf. Tableau 2). Il s'agit là d'une probabilité mécanique, basée sur la notion de « coup au but ». Elle ne tient pas compte de la probabilité relative de fortes valeurs, déduite de l'interpolation des autres données. Cette interpolation est le domaine de la géostatistique (§ VI).

Type de grille (G/M)	Probabilité de ne pas détecter une auréole de contamination					
	FE					
	1,0	0,80	0,60	0,40	0,20	0,10
Grille à maille triangulaire						
0,1	0,95	0,96	0,97	0,98	0,98	0,99
0,3	0,66	0,74	0,80	0,86	0,93	0,96
0,5	0,08	0,27	0,44	0,63	0,82	0,91
0,7	0,00	0,00	0,08	0,33	0,65	0,83
0,9	0,00	0,00	0,00	0,10	0,47	0,72
1,0	0,00	0,00	0,00	0,04	0,37	0,66
Grille à maille carrée						
0,1	0,97	0,97	0,98	0,98	0,98	0,99
0,3	0,72	0,77	0,80	0,88	0,94	0,97
0,5	0,21	0,38	0,54	0,69	0,85	0,92
0,7	0,00	0,02	0,16	0,42	0,70	0,85
0,9	0,00	0,00	0,00	0,17	0,53	0,76
1,0	0,00	0,00	0,00	0,08	0,44	0,70

FE = Forme de l'ellipse ; FE = P/G, où P = petit axe de l'auréole de contamination et G = grand axe de l'auréole de contamination.
G/M = grand axe de l'auréole de contamination/valeur de la maille de la grille.

D'après EPA, 1989 (Source : The Hazardous Waste Consultant, Nov/Dec 1992)

Tableau 2 : Probabilité de ne pas détecter une auréole de pollution en fonction de sa forme et du type de grille utilisé

United States Environmental Protection Agency (1989) - Soil Sampling Quality Assurance User's Guide. Rapport EPA -600-8-89-046, 279 p.

VI.3. RELATION ENTRE DENSITE ET INTERVALLE DE CONFIANCE DU DIAGNOSTIC

L'intervalle de confiance du diagnostic repose sur deux aspects :

- la confiance que l'on peut apporter aux résultats de mesure eux-mêmes. Ceci va intégrer la précision des résultats analytiques, mais aussi la fiabilité de la procédure d'échantillonnage et de préparation de l'échantillon,
- la représentativité statistique du plan d'échantillonnage par rapport à la distribution de la pollution réelle sur le site. Ce point est lié à la densité d'échantillonnage par des relations de probabilité, décrites dans le modèle de pollution.

Cette approche est un des composants du modèle généralisé de qualité des données (DQO, voir chapitre Qualité et échantillonnage). Toutefois, s'il est possible de ne pas aborder le formalisme exigeant des DQO lors des discussions préliminaires à la préparation du plan d'échantillonnage (VI.1), il est cependant nécessaire de quantifier la relation entre confiance et densité. Un estimateur rustique mais efficace de cette relation est la distance maximale pouvant exister entre un point du site et l'échantillon le plus proche. Une illustration de cette distance figure dans le chapitre Plans d'échantillonnage, § Eléments de coût.

Une approche simplifiée est décrite au § VIII.7.

VII. AIDE DE LA GEOSTATISTIQUE POUR LA STRATEGIE D'ECHANTILLONNAGE ET L'OPTIMISATION DU NOMBRE D'ECHANTILLONS

VII.1. PRINCIPE ET OBJECTIFS

La géostatistique est issue de l'industrie minière, où le coût élevé des investissements nécessite de fiabiliser les prises de décision. Elle permet de rendre cohérentes les données dans le cas où il est nécessaire de quantifier le niveau de confiance. L'utilisation de la géostatistique dans l'interprétation des analyses de sols est un domaine bien développé, appelé aussi « pedometrics » (la traduction française « pédométrie » est d'usage peu courant). Goovaerts (1999) en donne une synthèse des techniques et domaines d'application ; il précise que l'application la plus courante reste l'estimation des propriétés du sol en un point non échantillonné. Il est intéressant de prendre en compte le possible usage de cette technique dès le stade de l'échantillonnage.

La géostatistique nécessite l'appui de spécialistes. Elle présente toutefois un réel intérêt lorsque l'incertitude applicable au diagnostic doit être inférieure à une valeur spécifiée (voir chapitre 6 : Qualité et échantillonnage, § DQO), et/ou lorsque le nombre d'échantillons à prélever est grand. En effet, dans ce cas, deux écueils d'ordre économique peuvent surgir :

- un trop grand nombre de prélèvements, aboutissant à un coût excessif de l'étude. Ce nombre peut être optimisé au moyen d'une étude géostatistique dont l'objectif sera d'évaluer la maille « juste nécessaire » en fonction des objectifs spécifiés,
- une étude basée sur un plan d'échantillonnage de densité insuffisante, qui sera jugée non recevable et devra faire l'objet de compléments coûteux.

En première approche, les méthodes géostatistiques paraissent extrêmement tentantes, car elles introduisent un niveau de rationalité dans l'optimisation des plans d'échantillonnage (voir exemples ci-dessous). Il convient toutefois, avant de leur confier toute stratégie, de prendre en compte les avis d'experts qui peuvent démontrer que la validité statistique des approches arbitraires n'est pas nécessairement d'un ordre de grandeur inférieur à celui des approches statistiques ou aléatoires (Brus & de Gruijter, 1997). Il est également essentiel de s'assurer que l'ensemble des données de localisation a été soigneusement calé (cf. Gestion des données et SIG, § 1.2.2) ou que l'incertitude de localisation a été évaluée (Cressie, 2003).

VII.2. TECHNIQUES GEOSTATISTIQUES POUR OPTIMISER UNE STRATEGIE D'ECHANTILLONNAGE

Les principaux outils géostatistiques pour l'analyse des sols sont

- l'analyse de la variabilité spatiale des données, à partir de variogrammes, et
- la modélisation des variables en tout point à partir des mesures disponibles (krigeage).

Ces outils ne s'emploient qu'à partir des résultats de mesure et d'analyse, mais pour qu'ils atteignent leur pleine efficacité, ils doivent être pris en compte dès la conception du plan d'échantillonnage.

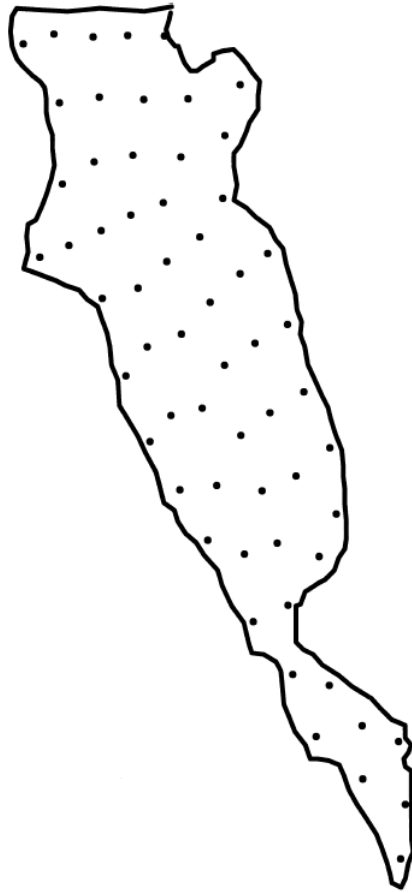
VII.2.1. Variabilité spatiale des données et variogrammes

Les techniques géostatistiques offrent la possibilité d'étudier la variabilité spatiale des données, contrairement à la statistique classique. Un exemple est présenté par Ersoy et al. (2004) dans le cadre de l'évaluation de la pollution en Cu, Pb, Zn et Ba d'un ancien site minier britannique. Les techniques de semivariogrammes directionnels sont utilisées pour démontrer à partir de 392 échantillons l'absence d'anisotropie directionnelle de la pollution.

A partir de l'analyse des incertitudes des données et de leur structuration spatiale, l'approche géostatistique permet de quantifier l'incertitude affectant les cartes de répartition de la pollution, et notamment les cartes interpolées (Goovaerts, P., 1999 ; GeoSiPol, fiche technique n°1). La caractérisation de la variabilité spatiale des teneurs permet de rationaliser le choix de la méthode d'interpolation ou de krigeage.

VII.2.2. Estimation spatiale des variables et krigeage

L'introduction des variables de krigeage (et leur minimisation) peut amener aussi à réduire le nombre d'échantillons requis (van Groenigen *et al.*, 1999, d'où est extraite la Figure 5). Ce type de démarche aboutit à une rationalisation de l'optimisation arbitraire de la répartition des points (« manual best fit »).



Echelle env. 1:25000

Figure 5: Exemple de plan d'échantillonnage optimisé par minimisation de la variance de krigeage

VII.3. APPLICATION A L'INVESTIGATION DE GRANDS SITES

L'approche géostatistique nécessite un nombre minimal d'échantillons pour pouvoir être appliquée (environ 50 pour un sujet homogène), et fait appel à des compétences de spécialiste nécessitant un investissement en temps significatif.

Son intérêt croît donc avec la dimension du site à étudier (étude de risque sur un grand site, investigations hors site en zone sensible, audit de transfert de propriété) ou avec la densité de la maille choisie (recherche systématique d'auréoles de pollution).

L'utilisation de méthodes géostatistiques pour optimiser un second échantillonnage dédié à la recherche d'anomalies nouvelles est décrite par Hsiao *et al.* (2000).

van Groenigen *et al.* (1997) ont présenté un cas de stratégie d'échantillonnage évolutive dont l'esprit rappelle les ASAP (voir chapitre 6 : Qualité et échantillonnage). Dans ce cas, l'implantation de fonctions géostatistiques sur un SIG permet la production à l'avancement de cartes krigées à mesure que les données sont disponibles. Ceci permet de choisir l'implantation des points d'échantillonnage suivants de manière à minimiser l'incertitude sur la teneur estimée en plomb en tout point du site. La carte de répartition des teneurs estimées en plomb est alors utilisée comme outil de décision (par rapport aux valeurs d'intervention) et l'estimation géostatistique des teneurs peut s'appuyer sur un réseau de mesures optimal.

VII.4. APPLICATION AUX TRAVAUX DE REHABILITATION

La géostatistique présente un intérêt certain lors de la préparation de travaux de réhabilitation, et notamment de la consolidation des cartes de répartition des teneurs. Elle permet, à travers la quantification des incertitudes sur les données, de quantifier l'incertitude en tout point affectant ces cartes. Il est alors possible d'en déduire le niveau d'erreur susceptible d'entacher une décision de traitement ou non-traitement. Ce niveau permet de quantifier le niveau des risques financiers ou sanitaires impliqués par cette décision.

Il est ainsi possible de calculer le volume des sols à traiter de manière itérative :

- première évaluation du volume de sols et du coût de leur traitement à partir des seules données disponibles en fin d'étude d'impact ou d'évaluation de risque. Evaluation de l'incertitude associée à ce volume, et au coût des travaux,
- complément d'échantillonnage pour réduire cette incertitude. Nouvelle évaluation du volume de sols et du coût de leur traitement à partir des données disponibles et nouvelles. Evaluation de l'incertitude associée à ce volume révisé, et au coût des travaux. Evaluation du risque environnemental résiduel après simulation du traitement,
- si besoin, compléments, jusqu'à ce que les niveaux de risque financier et environnemental deviennent acceptables. En fait, ces niveaux de risque se réduisent rapidement quand la masse de données utilisables devient suffisante.

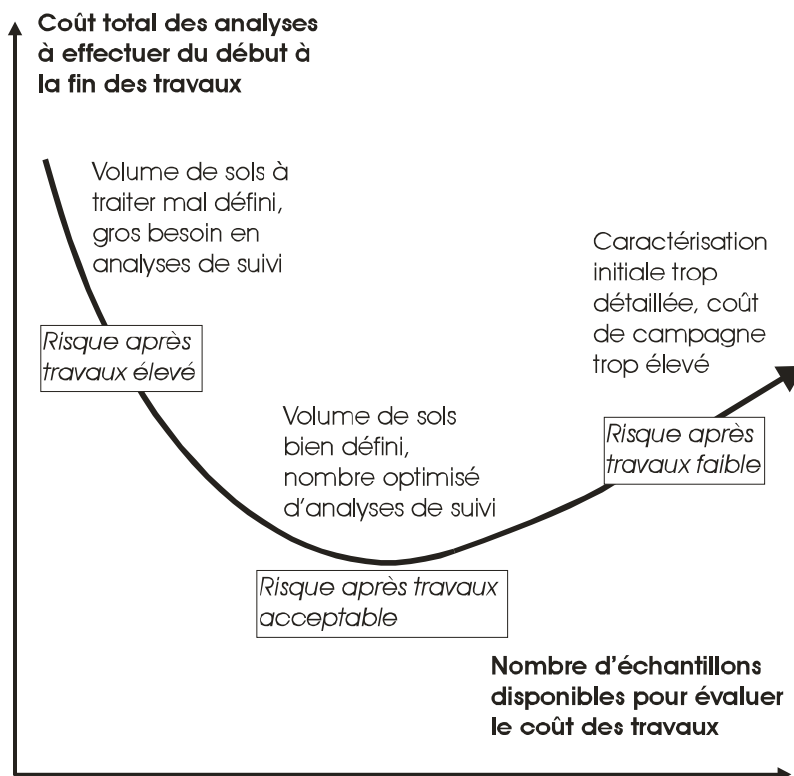


Figure 6 : Coût total du suivi analytique d'une dépollution et risque résiduel après dépollution, en fonction du nombre d'échantillons disponibles lors de l'évaluation des travaux

La quantification des incertitudes sur les données disponibles lors de l'évaluation des travaux peut être utilisée ensuite pour déterminer le besoin en échantillonnage et caractérisation lors du tri sélectif des matériaux, ou le niveau d'échantillonnage et caractérisation nécessaire lors du contrôle technique de fin de travaux, en fonction du niveau de confiance requis.

Il est même possible de chiffrer à partir de l'analyse géostatistique le coût de ces travaux d'analyse au suivi ou après travaux, en fonction du niveau d'incertitude des données disponibles au début des travaux. Dans nombre de cas, il est possible de démontrer qu'investir un peu plus sur l'échantillonnage avant dépollution permettra d'alléger les besoins en échantillonnage à l'avancement et après travaux. En effet, la disponibilité d'une carte de teneurs plus précise réduit de beaucoup le risque d'erreur de décision. En fait, le coût total du suivi analytique passe par un minimum (Figure 6).

Les risques résultant d'une caractérisation insuffisante des sols avant traitement sont de deux ordres :

- risque environnemental (des sols pollués restent présents sur le site après dépollution, car ils n'ont pas été identifiés lors de la phase d'évaluation),
- risque financier (la découverte à l'avancement de volumes de sols pollués plus importants que prévu alourdit le coût des travaux).

Pour minimiser ces risques, Demougeot-Renard & De Fouquet (2004) proposent une méthodologie géostatistique basée sur des simulations stochastiques aboutissant à évaluer l'incertitude sur les volumes à traiter à partir de celle sur les données d'investigation. Cette méthodologie reproduit les conditions dans lesquelles les sols vont être classés pour être traités ou non. L'application de la méthode au site d'une ancienne fonderie de plomb montre que le volume estimé à partir de 75 échantillons ne surestime que faiblement le volume à traiter, constaté sur 212 unités de traitement (erreur relative 5.3%). Cette surestimation reste dans les limites d'incertitudes calculées selon la méthode employée.

Le nombre de données disponibles pour évaluer les travaux de dépollution n'est pas le seul facteur affectant l'incertitude. Le plan d'échantillonnage joue un rôle, à travers la distribution spatiale des échantillons utilisés. Ce plan est rarement cohérent, car le plus souvent, les travaux de dépollution sont évalués à partir de données héritées des différentes études de risque ou d'impact antérieures, complétées ou non par des échantillonnages complémentaires dans les zones mal connues. La réalisation par des méthodes géostatistiques d'une carte d'incertitude sur les données permet de positionner de manière optimale les échantillonnages complémentaires, et d'évaluer la réduction qu'ils apportent sur l'incertitude totale.

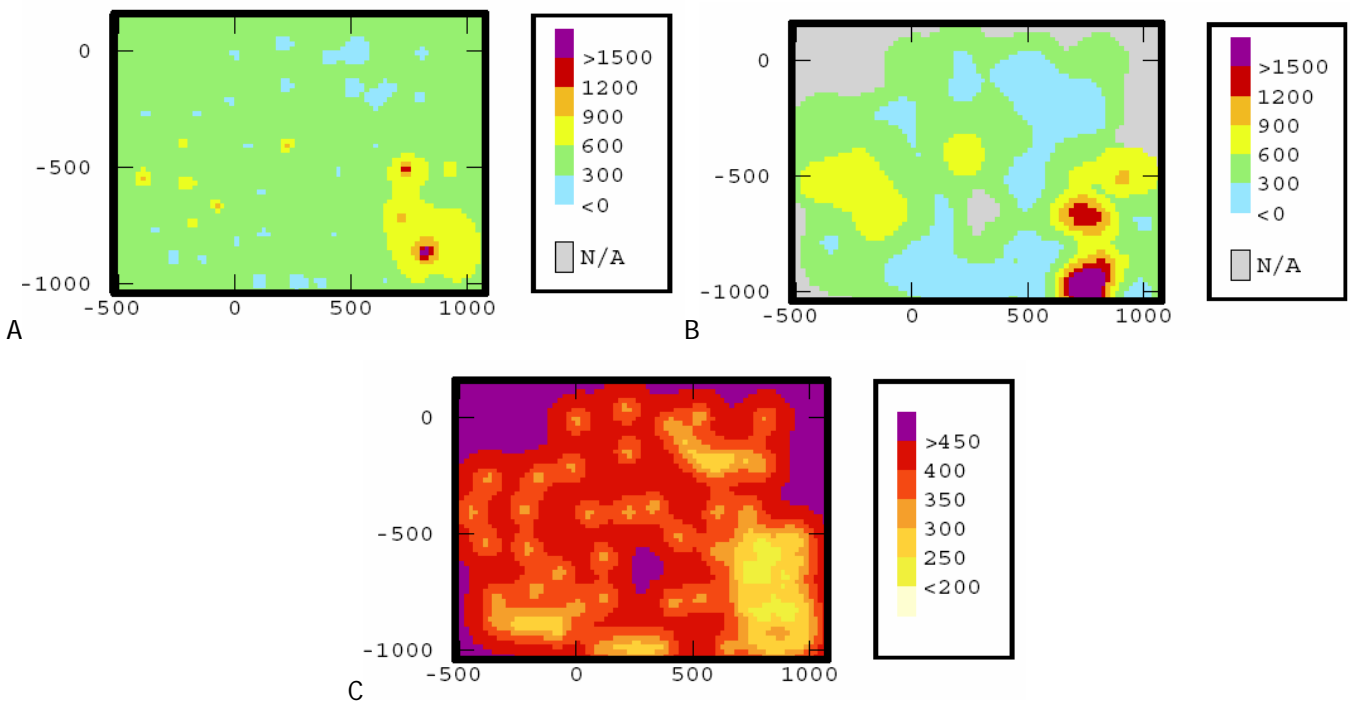


Figure 7abc: Interpolation des données brutes (A), correction géostatistique des teneurs (B) et incertitude en chaque point sur ces teneurs (C). Source: GeoSiPol (fiche technique n°1, 2004)

Demougeot-Renard et al. (2004) ont proposé une technique géostatistique pour évaluer la densité d'échantillonnage nécessaire pour atteindre un objectif donné de confiance dans l'évaluation des travaux de dépollution. En intégrant à cette fonction une évaluation du coût des investigations préliminaires et une évaluation du coût des travaux, il est possible de l'utiliser comme un outil d'aide à la décision, et d'optimiser la part du budget consacrée aux investigations avant travaux.

Dans l'exemple choisi, l'incertitude prévisionnelle sur le volume à traiter diminue rapidement avec un nombre relativement faible d'échantillons (20-50) et atteint un plateau à partir de 100 échantillons.

VII.5. AUTRES TECHNIQUES

L'utilisation de systèmes experts pour l'optimisation des stratégies d'échantillonnage n'est pas couramment mise en pratique, mais elle fait l'objet de recherches. Elle est analogue à la démarche des géologues miniers s'aidant des systèmes experts pour la découverte de minerais cachés (PROSPECTOR, USGS, McCammon, 1984, 1986, 1995). Van der Gaast et de Jonghe (1988) ont développé un outil expérimental (SoilSamp) permettant de tenir compte de la mobilité verticale et horizontale des contaminants pour optimiser le positionnement des échantillons.

VIII. PRECONISATIONS STANDARD EN TERMES DE NOMBRE D'ÉCHANTILLONS ET DENSITÉ

L'objectif commun de ces différentes préconisations normatives ou réglementaires est de pallier aux difficultés exposées au § V, tout en imposant à toutes les études une densité de prélèvements suffisamment standard pour permettre leur comparaison en termes de caractérisation de risque. La tendance actuelle, comme pour les valeurs guides, est de remplacer les prescriptions standard par des préconisations issues de l'analyse de risque.

VIII.1. ISO

Pour l'échantillonnage des terrains agricoles, ou de toute surface homogène à usage naturel, la norme ISO 10381-4 (2003) prévoit un échantillonnage par composites en fonction de la surface à couvrir : moins de 2 ha : 1 composite, de 2 à 5 ha, 2 composites, de 5 à 10 ha, 3 composites, de 10 à 15 ha, 4 composites, de 15 à 20 ha, 5 composites, de 20 à 30 ha, 6 composites. Au dessus, le nombre de composites à recueillir est égal à la racine carrée de la surface en hectares plus un.

Pour l'échantillonnage de sites industriels ou en milieu urbanisé, la norme ISO 10381-5 ne donne pas de valeurs absolues, au delà d'un minimum de six échantillons. Elle préconise que :

- le nombre soit proportionnel à la surface à couvrir, afin de garantir une égale probabilité de détection des anomalies,
- ce nombre soit adapté en fonction de la probabilité de détection, donc la taille des anomalies,
- lorsqu'une anomalie ponctuelle (hot spot) est détectée, on y effectue un jeu de cinq prélèvements complémentaires, l'un au centre (confirmation), les quatre autres en croix,
- lorsqu'il est possible que la pollution soit variable en profondeur, échantillonner chaque horizon concerné. Le profil est usuellement constitué de quatre échantillons dont l'un représente les niveaux situés en-dessous de la pollution.

Elle ne précise pas de maille minimum, sauf pour la recherche de composés volatils où cette maille est au plus de 75m en sol granuleux et 10 m en milieu fissuré.

VIII.2. ESR/EDR (FRANCE)

La stratégie mise en œuvre depuis 1996 par les différents ministères en charge de la politique environnementale en France est basée sur l'évaluation du risque constitué par chaque site pollué. Cette évaluation s'effectue avec deux outils : l'ESR (évaluation simplifiée), et pour les sites reconnus pouvoir présenter un risque significatif à l'issue

de celle-ci, l'EDR (évaluation détaillée). Cette stratégie est en cours de réexamen complet par le MEED mais il est de toute manière intéressant de la présenter, dans la mesure où elle affecte toutes les investigations effectuées ces dix dernières années.

Les guides de l'ESR et de l'EDR ne fournissent pas de recommandations dans l'absolu, mais plutôt des indications sur les bonnes pratiques et leur adaptation. Les facteurs à prendre en compte pour déterminer le nombre d'échantillons à prélever sont nombreux (BRGM, 2000 a et b) :

* Nombre de zones distinctes sur le site :

- Nécessité d'un échantillonnage dans chaque zone identifiée,
- En cas d'absence d'identification, mode de dispersion des points de prélèvements,

* Nombre de techniques analytiques différentes à mettre en oeuvre :

- Répartition des techniques sur l'ensemble des échantillons envisagées en fonction des substances recherchées et des milieux et matrices étudiés,

* Nombre d'échantillons témoins (au moins 1 par type de matrice) pour apprécier le bruit de fond local et différencier les échantillons (pollués, non pollués contaminés, non contaminés). En effet le bruit de fond local (voir norme ISO 19258, 2005) sert à faire cette distinction dans le cas où les définitions de "pollution" et "contamination" issues des glossaires ESR et EDR (BRGM, 2000 a&b) sont acceptées telles quelles ;

* Type d'échantillons de contrôle pour l'estimation des biais introduits par chaque étape (et notamment au cours des phases d'échantillonnage, de préparation, d'analyse, ...) et nombre d'échantillons de contrôle de chaque type,

* Nombre d'échantillons exploratoires réalisés en préalable pour cibler l'ampleur de la pollution,

* Possibilité de réaliser des investigations complémentaires ou nécessité d'intégrer toutes les hypothèses dès la conception de la première phase d'investigations approfondies,

* Fréquence d'échantillonnage (notamment pour les milieux intégrateurs, nécessitant une surveillance sur une période plus importante pour apprécier la variabilité dans le temps : eaux souterraines et superficielles, air, ...),

* Somme disponible (pour la phase d'investigations concernée, ici ESR ou EDR).

VIII.3. ROYAUME UNI

Les normes britanniques prévoient un prélèvement minimum de 15 échantillons pour une surface de 0.5 ha, 25 pour 1 ha et 85 pour 5 ha.

VIII.4. ALLEMAGNE

La loi allemande du 12 juillet 1999 sur la protection des sols et les sites contaminés prévoit

- dans les zones d'usage sensible, au moins 3 échantillons composites représentant chacun 1000 m² par 10000 m², ou 10 échantillons composites représentant chacun 1000 m² au-dessus de 10000 m²,
- dans les zones agricoles, un composite par hectare jusqu'à 10 ha, et un minimum de 10 composites pour les zones de plus de 10 ha.

VIII.5. CANADA

Les préconisations ci-dessous sont issues des Bulletins d'assistance technique (BAT) sur les lieux contaminés publiés par Environnement Canada (2002), qui proposent des recommandations de bonnes pratiques mais n'ont pas de caractère normalisateur.

VOLUME DE SOL(mètres cubes)	NOMBRE D'ENDROITS D'ÉCHANTILLONNAGE
0-375	4
376-750	5
751-1500	6
1501-3000	7
Chaque volume supplémentaire de 1500	Un échantillon additionnel

Tableau 3 : exigences d'échantillonnage pour le sol creusé

INSTALLATION	QUANTITÉ ET LIEU DE L'ÉCHANTILLONNAGE
Un réservoir	Deux échantillons sous le réservoir et un sous la partie la plus basse de chacune des parois.
Chaque réservoir additionnel < 40,000 litres	Un échantillon sous chaque réservoir.
Chaque réservoir additionnel > 40,000 litres	Deux échantillons sous chaque réservoir.
Lignes de fuite	Un échantillon à chaque point suspecté de rejet.
Distributeur	Un échantillon sous chaque distributeur enlevé.
Nota : On peut avoir besoin d'un plus grand nombre d'échantillons pour caractériser le creusage de manière suffisante.	

Tableau 4 : Exigences d'échantillonnage pour les puits de réservoir

VIII.6. PAYS-BAS

L'approche réglementaire préconise - dans tous les cas - un minimum de quatre échantillons par hectare en différenciant les pollutions homogènes, pour lesquelles elle recommande de prélever 6 échantillons pour 1 ha (surface en ha + 5, c'est à dire par exemple, 10 échantillons pour 5 ha), des pollutions hétérogènes pour lesquelles elle conseille de ne pas prélever moins de quatre échantillons par foyer.

VIII.7. NOUVELLE ZELANDE

L'approche de ce pays lointain est mentionnée ici car elle y est résumée de manière simple dans un bon document de synthèse (Ministry for the Environment, 2004).

L'utilisation des lois statistiques pour rapprocher le nombre d'échantillons à prélever des objectifs de qualité y est décrite à partir de la probabilité de détecter une tache de pollution circulaire, à un niveau de confiance de 95 %, à partir d'une grille à maille carrée. Les équations utilisées sont:

$$G = \frac{R}{0.59} \quad (1)$$

$$N = \frac{A}{G^2} \quad (2)$$

G = distance entre 2 points d'échantillonnage (le pas de la grille, en mètres)

R = rayon de la plus petite tache à détecter, en mètres

0.59 = constante pour le niveau de confiance de 95% et pour des taches circulaires (pour calculer d'autres constantes, voir Gilbert, 1987)

N = nombre d'échantillons à prélever

A = aire du site, en m².

Méthode:

1. Déterminer le rayon (R) de la tache à détecter.
2. Calculer le pas G de la grille à partir de l'équation (1).
3. Déterminer le nombre d'échantillons à prélever, N, à partir de l'équation (2).

Noter que cette méthode indique le nombre de points à échantillonner dans un plan X-Y, et qu'il faut multiplier ce nombre par le nombre d'horizons à échantillonner si la pollution ou la cible sont stratifiées. Une table, dérivée de ces équations, est proposée ci-dessous.

Diameter of the circular hot spot that can be detected with 95% confidence (m)	Square grid size G (m)	Area of site (ha)*	Area of site (m ²)	Minimum number of sampling points recommended (N)
11.8	10.0	0.05	500	5
15.2	12.9	0.1	1000	6
19.9	18.9	0.2	2000	7
21.5	18.2	0.3	3000	9
22.5	19.1	0.4	4000	11
23.1	19.6	0.5	5000	13
23.6	20.0	0.6	6000	15
23.9	20.3	0.7	7000	17
24.2	20.5	0.8	8000	19
25.0	21.2	0.9	9000	20
25.7	21.8	1	10,000	21
28.9	24.5	1.5	15,000	25
30.5	25.8	2	20,000	30
31.5	26.7	2.5	25,000	35
32.4	27.5	3	30,000	40
32.9	27.9	3.5	35,000	45
33.4	28.3	4	40,000	50
34.6	29.3	4.5	45,000	52
35.6	30.2	5	50,000	55

Tableau 5 : Nombre d'échantillons requis au niveau de confiance de 95%, en fonction de la taille de la tache et de la surface à couvrir

IX. REFERENCES

- BRGM (2000a) - Gestion des sites (potentiellement) pollués. Evaluation simplifiée des risques et classification des sites. Version 2. *Editions BRGM*.
- BRGM (2000b) - Gestion et traitement des sites pollués. Diagnostic approfondi et évaluation détaillée des risques. Guide technique. *Editions BRGM*.
- Brus D. J. & de Gruijter J. J. (1997) - Random sampling or geostatistical modelling? Choosing between design-based and model-based sampling strategies for soil (with discussion). *Geoderma*, 80, 1-2, pp. 1-44.
- Cressie, N. & Kornak, J. (2003) - Spatial Statistics in the Presence of Location Error with an Application to Remote Sensing of the Environment. *Statistical Science*, 18, 4, pp. 436–456.
- Critto, A., Carlon, C., & Marcomini, A. (2003) - Characterization of contaminated soil and groundwater surrounding an illegal landfill (S. Giuliano, Venice, Italy) by principal component analysis and kriging. *Environmental Pollution* 122, pp. 235–244
- Demougeot-Renard H. & De Fouquet C. (2004) - Geostatistical Approach for Assessing Soil Volumes Requiring Remediation: Validation Using Lead-Polluted Soils underlying a Former Smelting Works. *Environ. Sci. Technol.* , 2004, 38, 5120-5126
- Demougeot-Renard H, De Fouquet C, Renard P. (2004) - Forecasting the number of soil samples required to reduce remediation cost uncertainty. *J Environ Qual.* 33(5):1694-1702.
- Doran, J.W., Sarrantonio, M. & Liebig, M.A. (1996) - Soil health and sustainability. *Advances in Agronomy* 56, pp. 1-54.
- Environnement Canada (2002) – Échantillonnage et analyse des sols contaminés par les hydrocarbures. *Bulletin d'assistance technique (BAT) sur les lieux contaminés* n°4
- Ersoy, A., Yunsel, T.Y., & Cetin, M. (2004) – Characterisation of Land Contaminated by Past Heavy Metal Mining Using Geostatistical Methods. *Arch. Environn. Contam. Toxicol.* 46, pp. 162-175
- Federal Soil Protection and Contaminated Sites Ordinance (BBodSchV) Germany (12 July 1999)
- van der Gaast, N.G., & de Jonghe, L.H. (1988) – The use of expert systems for determining sampling strategies in contaminated site investigations. *Trends in Analytical Chemistry*, 7, 8, pp. 283-285.
- Goovaerts, P. (1999) - Geostatistics in soil science: state-of-the-art and perspectives. *Geoderma*, 89, pp.1–45.
- Grigorieff, A., Costa, J.F., & Koppe, J. (2004) - Quantifying the influence of grain top size and mass on a sample preparation protocol. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems* 74, pp. 201– 207
- van Groenigen, J.W., Siderius, W., & Stein, A. (1999) - Constrained optimisation of soil sampling for minimisation of the kriging variance. *Geoderma*, 87, pp. 239–259
- van Groenigen, J.W., Stein, A., & Zuurbier, R. (1997) - Optimisation of environmental sampling using interactive GIS. *Soil technology*, 10, pp. 83–97.
- Gy P. (1988) - Hétérogénéité, échantillonnage, homogénéisation. Ensemble cohérent de théorie. *Sciences de l'ingénieur - Collection Mesures Physiques, Ed. Masson, Paris*, 608 p.
- Gy, P. (2004b) - Sampling of discrete materials II. Quantitative approach—sampling of zero-dimensional objects. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems* 74 (2004) 61– 70
- Hsiao, C.K., Juang K-W., Lee, D-Y (2000) - Estimating the second-stage sample size and the most probable number of hot spots from a first-stage sample of heavy-metal contaminated soil. *Geoderma* 95, pp.73–88
- ISO 10381-4 (2003) - Qualité du sol – Echantillonnage – Partie 4 : Lignes directrices pour les procédures d'investigation des sites naturels, quasi naturels et cultivés. 14 p.
- ISO 10381-5 (2004) - Qualité du sol –Echantillonnage – Partie 5 : Lignes directrices relatives à l'investigation des sites pollués en sites urbains et industriels. 57 p.

- Lamé F.P.J. & Defize P.R. (1993) - Sampling of contaminated soil: Sampling error in relation to sample size and segregation. *Environ. Sci. Technol.*, 27, 10, pp. 2035-2044.
- Lecomte P. (1994) - Compte-rendu de campagne d'échantillonnage - Mission à Thionville - Projet S15 de la DR. *Note ANTEA 1299/94* - 20 p. (Non publié).
- Lecomte P. & Maton D. (1996) - Caractérisation des polluants et de leurs phases porteuses dans le sol d'une friche sidérurgique située dans l'Est de la France. *Rapport BRGM N 2388* - 26 p., 5 fig., 2 tabl., 4 ann. (Non publié).
- Lecomte P. (1997) - L'investigation des sols pollués : les aspects échantillonnage des sols. *Communication à la Conférence sur l'Après-Charbon, Lille*, 17-21 mars 1997.
- Lewandowski, A. (1999) - Assessing the soil system - a review of soil quality literature. Minnesota Department of Agriculture, Energy and Sustainable Agriculture Program, 65 p.
- McCammon, R.B., Boudette, E.L., Cameron, C.C., Cox, L.J., and Moench, R.H., (1984) - An expert system for mineral resource assessment in the Sherbrooke-Lewiston 1 degree by 2 degree quadrangles, Maine, New Hampshire, and Vermont: *U.S. Geological Survey Open-File Report 84-751*, 37 p.
- McCammon, R.B., (1986) - The muPROSPECTOR Mineral Consultant System: *U.S. Geological Survey Bulletin 1697*, 35 p.
- McCammon, R.B., (1995) - PROSPECTOR II — an expert system for mineral deposit models. Geological Association of Canada Special Paper, 40, 1993(1995), pp 679–684.
- Pellet M & Laville-Timsit L. (1993) - Echantillonnage de sols pour caractérisation d'une pollution : guide méthodologique. *Rapport BRGM n°37865* - 74 p., 29 fig., 11 tabl., 1 annexe, 1993.
- Petersen, L., Dahl, C.K. & Esbensen, K.E. (2004) - Representative mass reduction in sampling—a critical survey of techniques and hardware. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems* 74, pp. 95– 114
- Wagner, G., Lischer, P., Theocharopoulos, S.P., Muntau, H., Desaulles A. & Quevauviller, P. (2001) - Quantitative evaluation of the CEEM soil sampling intercomparison. *Science of The Total Environment*, 264, 1-2, pp. 73-101
- Walsh, M.E., Collins, C.M., Bailey, R.N., & Grant C.L. (1997) - Composite Sampling of Sediments Contaminated with White Phosphorus. *Rapport CRREL Special Report 97-30*, 19 p.
- Wang X.J. & Qi F. (1998) - The effects of sampling design on spatial structure analysis of contaminated soil. *The Science of The Total Environment*, 224, 1-3 , pp. 29-41
- Wavrer Ph. (1996) - Apport à la théorie de l'échantillonnage des solides hétérogènes. Application à des grandeurs mesurées sur matières premières, secondaires et ultimes. *Documents du BRGM*, 265, 211 p., 27 fig., 20 tabl.
- Wavrer P. (1997) - Méthodologies et stratégies d'échantillonnage de sols. Etude bibliographique. *Rapport CNRSSP/1997/11*.

STRATEGIE ET TECHNIQUE D'ECHANTILLONNAGE DES SOLS POUR L'EVALUATION DES POLLUTIONS

Techniques d'échantillonnage

Sommaire

I. GENERALITES	4
II. TYPES D'ECHANTILLONS	4
II.1. DEFINITIONS	4
II.2. PRELEVEMENTS NON REMANIES	5
II.3. PRELEVEMENTS REMANIES	5
II.4. ECHANTILLONS COMPOSITES	6
II.4.1. Principe et finalité	6
II.4.2. Règles pratiques	6
II.4.3. Application aux plans d'échantillonnage	6
III. TYPES D'OUVRAGES D'ACCES AU SOL	9
III.1. DEFINITIONS ET APPLICATIONS.....	9
III.2. PRELEVEMENTS MANUELS	10
III.2.1. Prélèvements de la tranche supérieure du sol	10
III.2.2. Prélèvements superficiels.....	10
III.3. PRELEVEMENT EN PROFONDEUR SEMI-MANUEL	11
III.4. PRELEVEMENT EN PROFONDEUR PAR FORAGE	11
III.5. FOSSES D'EXPLORATION	11
III.6. AUTRES CAS	12
III.6.1. Tas de terre (sol excavé).....	12
III.6.2. Puits de réservoir (fosse, extraction de citerne.....)	13
IV. MESURES SUR SITE DANS LE CADRE D'ECHANTILLONNAGE	13
IV.1. PRINCIPE ET OBJECTIFS	13
IV.2. LIMITATIONS ET CONTRAINTES D'UTILISATION	13
IV.3. METAUX ET METALLOÏDES	14
IV.3.1. Spectromètre d'absorption atomique (FAAS).....	14
IV.3.2. Spectromètre de fluorescence à rayons X (XRF).....	14
IV.3.3. Kits colorimétriques	15
IV.4. COMPOSES ORGANIQUES VOLATILS (COV/VOC).....	15
IV.4.1. Chromatographie gazeuse	15
IV.4.2. Echantillonnage des gaz dans le sol.....	16
IV.4.3. Technique de tête (Head Space) avec un chromatographe gazeux ou un spectromètre de masse	16
IV.4.4. Chromatographie en phase gazeuse – Méthode par purge et piégeage avec désorption thermique.....	17
IV.4.5. Chromatographie gazeuse couplée à la spectrométrie de masse (GC/MS).....	17
IV.4.6. Détecteurs de vapeurs organiques (DVO)	17
IV.4.7. Analyse des éléments organiques volatils totaux avec un analyseur de vapeurs organiques/un détecteur de photoionisation	18
IV.4.8. Spectromètres infrarouge :	18

IV.5. COMPOSES ORGANIQUES PEU VOLATILS (HYDROCARBURES LOURDS, HAP, PCB...)	18
IV.5.1. Spectrophotométrie UV/visible	18
IV.5.2. La méthode Rock-Eval	19
IV.5.3. Tests immuno-enzymatiques (ELISA)	20
IV.5.4. Chromatographie gazeuse couplée à la spectrométrie de masse (GC/MS)	21
IV.5.5. Spectroscopie de fluorescence ou phosphorescence	21
IV.5.6. Capteurs chimiques à fibres optiques (FOCS)	21
V. TECHNIQUES DE PRELEVEMENT ET TYPES DE POLLUANTS	22
V.1. VARIABILITE DU COMPORTEMENT DANS LES SOLS EN FONCTION DU POLLUANT	22
V.2. PRELEVEMENT POUR COMPOSES ORGANIQUES VOLATILS (COV/VOC)	23
V.2.1. Prélèvement de sols meubles pour COV/VOC	23
V.2.2. Prélèvement de sols cohérents pour COV/VOC	23
VI. PRATIQUES GENERALES DESTINEES A EVITER LA CONTAMINATION	24
VII. PREPARATION DE L'ECHANTILLON SUR SITE	24
VII.1. OBJECTIFS	24
VII.2. CHOIX DU FLACONNAGE	25
VII.3. STOCKAGE ET TRANSPORT	26
VII.4. ÉCHANTILLONNAGE DES PRODUITS LIBRES	26
VIII. REFERENCES	26

I. GENERALITES

On a rassemblé dans ce chapitre la description des différentes techniques pouvant être mises en œuvre en un point donné. Le choix du point à échantillonner est décrit par ailleurs (voir volume II, chapitre 1 : typologie des plans d'échantillonnage), et la profondeur d'échantillonnage est abordée dans les chapitres 2 : Hétérogénéité et 4 : Matériel.

Les différents types d'échantillons sont présentés au § II.

Les types d'ouvrages d'accès au sol (forage, fosse... sont décrits au § III.

Les mesures pouvant être effectuées sur site dans le cadre d'une campagne d'échantillonnage sont présentées sommairement au § IV. Cet aspect des investigations environnementales, d'importance rapidement croissante, mériterait davantage de développements. On se limite ici à l'apport de ces mesures à l'optimisation des campagnes d'échantillonnage.

Les techniques de prélèvement peuvent varier en fonction des types de polluants que l'on souhaite doser (notamment les composés organiques volatils ou COV/VOC). Les techniques spécifiques sont abordées ici, et leur incidence sur la stratégie d'échantillonnage au § VI, volume I.

On a regroupé enfin certaines bonnes pratiques relatives aux informations à recueillir sur l'échantillon, aux pratiques destinées à éviter la contamination, à la préparation de l'échantillon sur site, au choix du flaconnage, et aux conditions de stockage.

II. TYPES D'ECHANTILLONS

II.1. DEFINITIONS

On distingue, selon la structure de l'échantillon :

- les prélèvements non remaniés, qui constituent un volume bien défini de sol, extrait tel quel avec maintien pour l'essentiel de sa structure,
- les prélèvements remaniés, pour lesquels on extrait une quantité donnée de matière du sol, sans se soucier de préserver la structure.

En outre, on distingue :

- les échantillons ponctuels, prélevés en un seul point et à une seule profondeur (+/- le volume nécessaire pour l'échantillon),
- les échantillons composites, pour lesquels du sol est prélevé en plusieurs points ou à plusieurs profondeurs, les différents prélèvements étant ensuite mélangés et analysés ensemble comme s'il s'agissait d'un échantillon ponctuel.

Le Tableau 1 présente les principales applications des différents types d'échantillons. Il est extrait du guide EDR (BRGM, 2000b) :

Type d'échantillons	Techniques utilisables	Adaptés pour
Echantillon ponctuel (intact ou remanié)	Tarières Carottage	<ul style="list-style-type: none"> répartition spatiale et concentrations en substances polluantes dans un milieu conditions géologiques locales mesures des caractéristiques physiques d'un milieu essais biologiques
Echantillon composite à partir : <ul style="list-style-type: none"> d'échantillons ponctuels proches d'échantillons réalisés sur une surface 	Fosses Tranchées Diverses tarières	<ul style="list-style-type: none"> qualité générale des sols d'une zone (ex. : qualité agronomique) augmentation de la représentativité des échantillons pris de manière aléatoire

Tableau 1 : Adéquation des types d'échantillons aux objectifs fixés aux investigations

II.2. PRELEVEMENTS NON REMANIES

Les échantillons non remaniés sont nécessaires pour

- la description du sol et les études pédologiques. Si les études pédologiques concernent plutôt les applications agricoles ou les travaux de recherche (y compris la mise au point de techniques de dépollution), la description visuelle d'un profil de sol peut être essentielle lors de la caractérisation d'un site contaminé,
- les études géotechniques (stabilité du sol pour les ouvrages et bâtiments), qui sont hors propos ici.

On obtient usuellement des échantillons non remaniés :

- par introduction dans le sol, en fond de forage ou en fond de fosse de tubes de prélèvement (cf. Matériel d'échantillonnage, II.3, IV.4),
- par carottage (cf. Matériel d'échantillonnage, IV.1.2., IV.4, IV.5),

Les carottes permettent successivement l'observation des structures du sol puis son prélèvement pour analyse.

En outre, les observations de profil de sol peuvent s'effectuer directement sur les parois de fosses (§ III.5).

Des échantillons non remaniés sont souhaitables lorsque l'on envisage de mesurer des paramètres très sensibles à l'oxydation par l'air, ou des teneurs en composants volatils (§ III.6).

Dans toutes les autres applications environnementales, les prélèvements remaniés seront suffisants.

II.3. PRELEVEMENTS REMANIES

Les prélèvements de surface sont généralement des prélèvements remaniés, à l'exception de ceux obtenus avec des outils appropriés, tels que certains tubes (voir le chapitre Matériel d'échantillonnage).

En profondeur, la plupart des outils de forage permettent de recueillir aisément à une cote donnée des prélèvements remaniés. Il convient néanmoins de prendre garde à toute possible contamination verticale par les horizons sus-jacents. Ceci suppose de manipuler avec précaution, afin d'éviter toute chute dans le trou de prélèvement de débris superficiels. Il est également possible de recueillir des fragments des horizons sus-jacents lors de la descente de l'outil de prélèvement.

Une des meilleures techniques pour réduire ce problème est de tuber le trou de prélèvement, et de faire descendre l'outil de prélèvement dans le tubage.

II.4. ECHANTILLONS COMPOSITES

II.4.1. Principe et finalité

Un échantillon composite est constitué à partir d'un certain nombre d'échantillons individuels (parfois appelés échantillons discrets) récoltés dans une même unité de sol, dans l'objectif d'être lui-même représentatif de cette unité de sol (Lock, 1996). L'échantillon composite est censé se rapprocher ainsi de la composition moyenne de l'unité échantillonnée et de ses composants, sous réserve qu'elle ne présente pas une trop grande hétérogénéité de constitution. Cette pratique est issue de la prospection minière, où l'on souhaite approcher la composition moyenne d'un corps de minerai.

L'échantillon composite est broyé et ensuite homogénéisé aussi complètement que possible avant l'analyse. Cette étape, ainsi que la préparation du composite lui-même, qui nécessite un quartage, s'effectueront sur site ou en laboratoire selon la qualité des équipements de préparation disponibles.

On ne représentera pas une unité pédologique ou un secteur d'un site par un seul échantillon composite. Plusieurs échantillons sont nécessaires afin de s'assurer de leur représentativité et de l'efficacité de l'homogénéisation.

En analyse environnementale, les échantillons composites présentent l'intérêt de réduire significativement les coûts d'investigation (US-EPA, 1995). Au cas où une pollution significative serait détectée sur un composite, il est toujours possible de préciser le diagnostic en analysant séparément les échantillons le constituant. Cette pratique n'est réalisable que si le composite est constitué d'un faible nombre d'échantillons, en effet, si S est la sensibilité de la méthode analytique et N le nombre d'échantillons individuels du composite :

$$S (\text{composite}) = S (\text{échantillon}) \times N$$

Un trop grand nombre d'échantillons par composite affaiblit la sensibilité de la méthode analytique utilisée.

Les échantillons composites permettent dans certains cas de réduire les incertitudes liées à une extrême hétérogénéité de constitution (Walsh et al., 1997).

II.4.2. Règles pratiques

Les règles ci-dessous, dérivées de celles de NSW-EPA (1995), permettent de préciser dans quelles limites les échantillons composites peuvent être utilisables pour une étude environnementale. Franchir ces limites peut amener à des résultats faux ou invalides :

- **Substances** : seules pourront être analysées des substances peu volatiles (métaux, certains hydrocarbures), mais pas les hydrocarbures volatils ou les paramètres susceptibles d'évoluer pendant le broyage (pH, CEC) ;
- **Unité prélevée** : les échantillons constituant un composite doivent provenir du même horizon et de la même unité pédologique ;
- **Constituants** : les sols riches en argiles ou en éléments grossiers exogènes (débris de construction) ne peuvent pas être échantillonnés en composites compte tenu d'une trop grande difficulté d'homogénéisation ;
- **Méthodologie** : les échantillons individuels constituant le composite doivent être de masse égale, prélevés à proximité les uns des autres et espacés régulièrement. Il est recommandé de ne pas regrouper plus de 4 échantillons individuels, pour la raison indiquée plus haut (sensibilité) ;
- **Traçabilité** : il convient de conserver une fraction de chacun des échantillons individuels afin de pouvoir les réanalyser séparément, au cas où le composite montrerait une contamination significative.

II.4.3. Application aux plans d'échantillonnage

Les procédures suivantes (US-EPA, 1996) ont été établies pour adapter l'échantillonnage composite à des grilles et à des plans aléatoires :

Composites à partir d'une grille régulière (Figure 1)

1. Définir une grille à maille carrée ou triangulaire à partir d'un point choisi au hasard. Cette grille comprend P points, où $P = C \times N$, N étant le nombre d'échantillons discrets par composite, et C le nombre d'échantillons composites désirés.
2. Subdiviser cette grille en C secteurs contenant chacun N points.
3. Numéroté les points de 1 à N de manière quelconque à l'intérieur d'un secteur. Numéroté les points de chacun des autres secteurs de la même façon.
4. Constituer le composite 1 à partir des échantillons numérotés '1', le composite 2 à partir des échantillons numérotés '2' label, etc. Ceci aboutit à N échantillons composites pour les analyses.

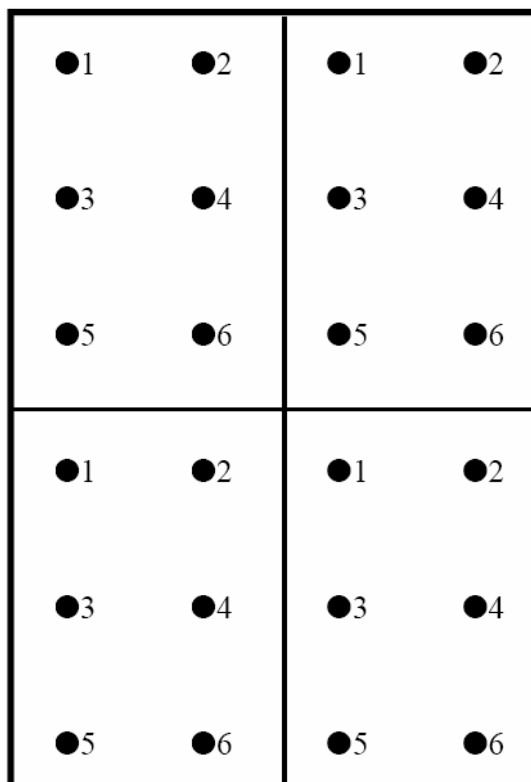


Figure 1 : Composites à partir d'une grille régulière carrée, avec schéma systématique

Composites à partir d'une grille régulière avec schéma aléatoire (Figure 2)

1. et 2. idem
3. Numéroté de façon aléatoire (à partir d'une table ou d'un programme) les N points de chaque secteur, avec des séquences aléatoires indépendantes.
4. Constituer le composite 1 à partir des échantillons numérotés '1', le composite 2 à partir des échantillons numérotés '2' label, etc. Ceci aboutit à N échantillons composites pour les analyses.

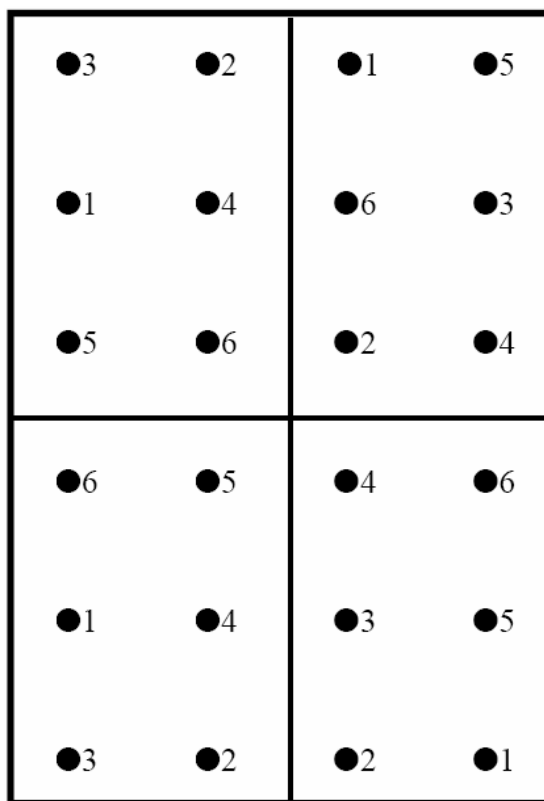


Figure 2 : Composites à partir d'une grille régulière carrée, avec schéma composite aléatoire

Composites à partir d'une grille aléatoire (Figure 3)

1. Subdiviser la zone en C secteurs, C étant le nombre d'échantillons composites désirés.
2. Définir dans chaque secteur N points choisis au hasard (coordonnées générées à partir d'une table ou d'un programme), N étant le nombre d'échantillons discrets par composite.
3. Numéroter de façon aléatoire (à partir d'une table ou d'un programme) les N points de chaque secteur, avec des séquences aléatoires indépendantes.
4. Constituer le composite 1 à partir des échantillons numérotés '1', le composite 2 à partir des échantillons numérotés '2' label, etc. Ceci aboutit à N échantillons composites pour les analyses.

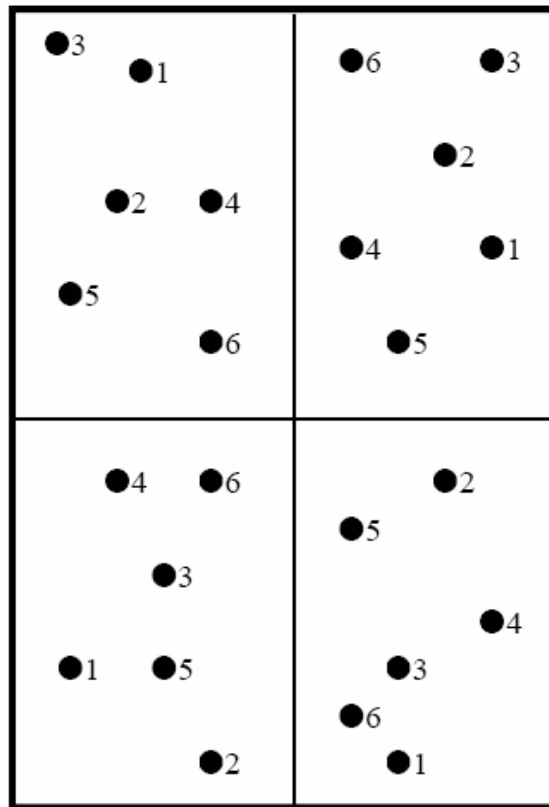


Figure 3 : Composites à partir d'un plan aléatoire, avec schéma composite aléatoire

III. TYPES D'OUVRAGES D'ACCES AU SOL

III.1. DEFINITIONS ET APPLICATIONS

Les définitions d'ouvrages ci dessous sont extraites des documents Environnement Canada (2002 a&b), BAT n°2 et n°4:

Les méthodes traditionnelles comme les puits de reconnaissance, les programmes de forage des sols et de forage de puits sont les plus répandues pour obtenir des données particulières au site aux fins d'analyse. Leurs applications sont résumées dans le Tableau 2.

a) Puits de reconnaissance :

- utilisés comme outils de sélection et de tri, ils sont creusés et étudiés avant de définir les programmes systématiques de forages ou de puits,
- ils permettent des observations directes de conditions in-situ, et ils sont très utiles dans les relevés des produits libres (voir VII.4) et de la contamination des sols résiduels,
- ils permettent un échantillonnage rapide et rentable avec une caractérisation visuelle des sols à des profondeurs pratiques.

b) Trous de sonde et forages :

- les trous de sonde permettent de prélever des échantillons de sols non remaniés pour effectuer des essais sur la perméabilité,
- les techniques de carottage et de prélèvement à la gouge fendue sont recommandées pour les essais sur carottes (par exemple : perméabilité, mesure des hydrocarbure volatils, essais microbiologiques),
- un même forage permet de prélever des échantillons à diverses profondeurs.

c) Puits de contrôle :

- les puits de contrôle servent à élaborer un modèle hydrogéologique à trois dimensions.

Méthode de collecte	Profondeur de la collecte	Applications
Échantillonnage en surface	0-15 cm (Canada) ou 30 cm (France)	<ul style="list-style-type: none"> • Déversements récents • Faibles taux de migration (p. ex. sols argileux)
Puits de reconnaissance	0-5 m	<ul style="list-style-type: none"> • Contamination peu profonde • Stratigraphie complexe • Sol hétérogène
Trou de sonde	0 m - à roche mère (bedrock)	<ul style="list-style-type: none"> • Contamination en profondeur • Déversement dispersé • Empêche la contamination croisée • Meilleure méthode pour identifier les contaminants volatiles
Autre (ex : tas de terre)	Sans objet	<ul style="list-style-type: none"> • Pour déterminer les niveaux de contaminants dans un tas de terre creusée qui peut être contaminée
Puits de bêche (fosse)	Sans objet	<ul style="list-style-type: none"> • Après avoir enlevé un réservoir souterrain

Tableau 2 : Méthodes de collecte d'échantillons de sol et application (Environnement Canada, 2002b)

Pour les puits de reconnaissance, les trous de sonde et l'échantillonnage en surface, la localisation et le nombre d'échantillons nécessaires dépendent du site, et également du type de contaminant, de sa mobilité dans l'environnement et des caractéristiques physiques du site. L'évaluation préliminaire du site et les procédures de triage sont utilisées pour déterminer le nombre et la localisation des échantillons à prendre.

III.2. PRELEVEMENTS MANUELS

III.2.1. Prélèvements de la tranche supérieure du sol

Ces prélèvements sont les plus fréquents, ils sont notamment effectués pour caractériser les tranches 0-5 cm et 0-30 cm du sol. Ces deux tranches correspondent à deux usages du sol (et du site) impliquant des expositions distinctes dans les évaluations de risque, respectivement :

- usage sensible (résidentiel avec culture d'un jardin potager, école, aire de jeux...),
- usage agricole (profondeur normale de labour ou de bêchage).

Les échantillons de la tranche 0-5 cm sont utilisés pour évaluer les risques relatifs à l'ingestion de sols, le contact cutané et l'inhalation de réenvols de poussières de sols. Les échantillons de la tranche 0-30 cm sont utilisés pour évaluer les risques relatifs au contact cutané et à l'ingestion de végétaux de jardin potager ou d'agriculture.

De plus il est à noter que certaines pratiques amènent à considérer la tranche 0-60 cm voire 0-100 cm (présence d'arbres fruitiers). Les techniques de prélèvement sont alors semi-manuelles (III.3) ou mécaniques (III.4, III.5).

III.2.2. Prélèvements superficiels

Il peut être souhaitable de prélever un échantillon de sol superficiel (par exemple, 0-1 cm) pour différentes études, et notamment la caractérisation de retombées atmosphériques. Des techniques spécifiques sont nécessaires, telles que le raclage superficiel du sol avec une truelle. Elles ne sont pas normalisées. La méthode employée doit donc être décrite dans le rapport d'échantillonnage.

III.3. PRELEVEMENT EN PROFONDEUR SEMI-MANUEL

L'emploi de tarières à main permet de recueillir des échantillons plus profonds (1 à 1,50 m), voire 1,50 à 5 m si la tarière est motorisée.

Il est également possible de creuser de petites fosses de profondeur similaire manuellement, ou à l'aide de petites pelles mécaniques (Bobcat) disponibles en location. Ne pas oublier dans ce cas les précautions générales de sécurité (norme ISO 10381-3) !

III.4. PRELEVEMENT EN PROFONDEUR PAR FORAGE

Dans les investigations préliminaires, et chaque fois que celles-ci ont démontré l'existence d'une contamination à une profondeur supérieure à 1 m, les prélèvements dans le sol devraient être creusés en utilisant une tarière motorisée (Environnement Canada, 2002b). Les forages devraient aller jusqu'à la nappe phréatique ou au moins à 1,5 m plus bas que la base de la contamination.

Les échantillons de sol montrent souvent une variation pédologique. Un sol n'est pas homogène, mais plutôt fait de niveaux hétérogènes. Des échantillons devraient donc être recueillis au moins tous les 1,5 m et aux endroits où la nature du sol change. Il faut apporter une attention spéciale à l'échantillonnage de la zone vadose (non saturée), étant donné qu'il s'agit d'une zone de transition importante entre le sol et les eaux souterraines.

L'utilisation d'un préleveur à gouge fendue permet d'obtenir des échantillons bien calés à des profondeurs précises.

III.5. FOSSES D'EXPLORATION

Dans certains cas, il peut être intéressant de creuser une excavation de taille suffisamment importante pour permettre l'observation d'une coupe de sol en place avant d'effectuer le prélèvement (Wavrer, 1997).

De telles excavations, sous forme de fosses de taille limitée et réparties (régulièrement ou au hasard) sur le site étudié ou sous forme de tranchées visant plutôt à recouper l'intégralité d'une ou plusieurs structures, sont généralement réalisées à la pelle mécanique (Figure 4).



Figure 4 : Ouverture de fosses à la pelle mécanique

Le prélèvement peut alors se faire de deux façons bien distinctes :

- Soit directement sur les parements de la fosse ou de la tranchée, notamment par raclage (préférentiellement de bas en haut pour éviter les contaminations accidentelles) de la paroi après rafraîchissement et nettoyage à la cuillère ou à la spatule. Cette méthode permet d'une part, une bonne description du sol à l'endroit de la fosse (horizon et stratigraphie) et d'autre part, une assez bonne représentativité de la variabilité locale si on prélève des échantillons à intervalles réguliers. On peut aussi envisager le prélèvement d'un échantillon représentatif du profil du sol, en récoltant du matériel sur l'intégralité de la hauteur de la fosse en un point donné.
- Soit sur le matériel excavé et déposé à proximité de la fosse. Cette méthode permet (tout en conservant la possibilité de décrire le profil du sol en place) d'homogénéiser le matériel extrait par quartage, pelletage alterné ou reprise à la pelle mécanique en cas de gros volumes, manipulation nécessaire lors de la réalisation d'échantillons composites et/ou représentatifs de l'intégralité de la fosse.

Les principaux inconvénients de cette méthode, outre le fait qu'elle nécessite l'utilisation d'un matériel lourd, résident en fait dans les mesures de sécurité qui doivent impérativement accompagner sa mise en oeuvre. En effet, à partir d'une certaine profondeur (en particulier en dessous de 1.50 m), les risques d'éboulement des parois et d'ensevelissement de l'opérateur en fond de fosse ou de tranchée ne sont pas négligeables. Et ce, d'autant plus que le sol est constitué de matériaux meubles, instables et/ou gorgés d'eau.

Il convient donc de respecter certaines règles de sécurité lors du creusement (parois plus ou moins inclinées selon la profondeur, étayage, etc) et de prévoir pour l'opérateur chargé de descendre, l'utilisation de dispositifs particuliers (harnais de sécurité, casque, etc). A cela s'ajoutent les risques de dégagements toxiques en fond de fosse qui, associés à un certain confinement, doivent inciter à la prudence et à l'utilisation de masques respiratoires.

D'après Environnement Canada, BAT n°4 :

« Une pelle mécanique propre devrait être utilisée pour creuser le puits. Tout le matériel excavé devrait être placé sur une bâche. S'il s'agit d'un produit libre (un produit libre est une couche de sol contaminé par hydrocarbure flottant sur la nappe phréatique dans le puits à une épaisseur de plus de 2 mm : suivre les procédures d'échantillonnage énoncées en VII.4. Tous les produits libres (voir VII.4) devraient être pompés avant d'échantillonner le sol.

Pour récupérer l'échantillon, suivre les procédures de collecte générale. Des échantillons représentatifs devraient être prélevés chaque fois qu'on trouve un type de sol différent. Les échantillons devraient être retirés des endroits où l'on pense qu'il y a le plus de contamination. L'échantillon inférieur à la plus grande profondeur dépendra des caractéristiques du site particulier et sera déterminé selon des méthodes de pré-triage ».

III.6. AUTRES CAS

III.6.1. Tas de terre (sol excavé)

On est parfois amené à échantillonner des sols non en place (tas, remblais...). Les techniques tendent à se rapprocher des matériaux en vrac ou des déchets. C'est notamment le cas des échantillonnages effectués lors des suivis de dépollution (voir volume 1, stratégie 5_3). L'utilisation d'outils de diagnostic sur site (§ IV) est ici particulièrement recommandée.

D'après Environnement Canada (2002b) :

« Les échantillons devraient être recueillis dans des endroits où il est probable que l'on trouve le plus fort degré de contamination. Pour prélever l'échantillon, suivre les procédures de collecte générales. Si le tas a été creusé depuis un certain temps, creuser à une profondeur de 15 à 30 cm avant de recueillir un échantillon ».

Une approche plus rigoureuse est d'appliquer à ce cas les méthodes destinées à l'échantillonnage des déchets ou des produits en vrac (réf. ISO 11648-2:2001 Aspects statistiques de l'échantillonnage des matériaux en vrac -- Partie 2: Échantillonnage des matériaux particuliers ; ASTM D 6009 – 96 (Reapproved 2001) Standard Guide for Sampling Waste Piles).

III.6.2. Puits de réservoir (fosse, extraction de citerne...)

Des procédures spécifiques sont utilisées pour les investigations au voisinage des cuves enterrées, en général pour les hydrocarbures. Ces procédures sont plus développées sur le continent américain (normes ASTM ; Cheremisinoff, 1992).

D'après Environnement Canada (2002b), en ce qui concerne l'échantillonnage des sols en fond de fosse :

« Si le produit se trouve à un niveau supérieur à 2 mm suivre les procédures d'échantillonnage des produits libres (voir VII.4). Tous les produits libres doivent être pompés avant d'échantillonner le sol.

Les échantillons devraient être prélevés là où l'on pense qu'il y a la plus forte contamination ».

IV. MESURES SUR SITE DANS LE CADRE D'ÉCHANTILLONNAGE

IV.1. PRINCIPE ET OBJECTIFS

On distingue parmi les méthodes de terrain :

- les méthodes *in situ*, capables de donner directement des résultats analytiques ou d'autres mesures sans échantillonnage,
- les méthodes sur site, qui sont des méthodes analytiques sur échantillon capables de donner directement des résultats sur le terrain, sans envoi au laboratoire.

Si on les compare aux méthodes classiques d'analyse en laboratoire, on se rend compte que les méthodes sur site regroupent un certain nombre d'avantages pour optimiser l'efficacité des campagnes (Jeannot et al., 2000) :

- elles fournissent des réponses rapides, ce qui permet de sélectionner plus précisément les échantillons et donc de limiter le nombre d'échantillons qui seront envoyés au laboratoire pour des analyses complètes ;
- elles permettent généralement de multiplier le nombre d'analyses effectuées, et donc d'obtenir des données statistiques plus fiables pour évaluer le degré de pollution du site ;
- elles sont souvent faciles à mettre en œuvre.

D'après Environnement Canada (2002c) :

« Les méthodes de tri à utiliser sur le terrain utilisent des instruments qui peuvent être transportés facilement (portable) et installés et utilisés à l'arrière d'une camionnette ou dans une caravane ou une remorque (laboratoire mobile) ou des instruments qui nécessitent un environnement stable mais qui peuvent être transportés de site à site. Ces techniques visent à compléter les méthodes de laboratoire et donnent des options fondées sur les besoins spécifiques de l'activité d'échantillonnage ou d'analyse.

Ces méthodes de tri sur le terrain conviennent à l'identification des "points chauds" de contamination, à déterminer la nécessité des mesures d'urgence », à préciser la caractérisation du site et à sélectionner les emplacements de forage ou de prélèvement.

L'utilisation de ces méthodes est au cœur des stratégies des Plans de travail dynamiques (Dynamic work plans) et des Plans d'échantillonnage et d'analyses adaptatifs (ASAPs), mise au point par l'US-EPA pour répondre aux besoins de la caractérisation simplifiée de site (ESC) (voir § Qualité et échantillonnage). Elle permet d'accélérer les délais et de réduire sensiblement les coûts, tout particulièrement pour les sites à dépolluer.

IV.2. LIMITATIONS ET CONTRAINTES D'UTILISATION

Parmi les inconvénients des méthodes *in situ*, on peut citer (Jeannot et al., 2000) :

- obtention de données souvent semi-quantitatives,
- nécessité de valider ces méthodes en les comparant avec les méthodes de référence de laboratoire,
- le manque de robustesse de l'appareillage, qui est souvent sensible aux variations de température, à la poussière et à l'humidité,
- la forte dépendance des résultats par rapport à la composition du sol (par exemple : effets de matrice).

On n'utilisera donc pas les résultats quantitatifs des méthodes *in situ* pour un diagnostic par rapport à des valeurs absolues telles que des normes, des valeurs-guides, etc. Pour cet usage, il est nécessaire de n'utiliser que des analyses de laboratoire.

On ne comparera pas entre eux des résultats obtenus *in situ* sur des matrices différentes. On pourra comparer des résultats obtenus *in situ* sur des matrices similaires, notamment en vue d'identifier sur un site des secteurs plus ou moins contaminés et de hiérarchiser des lots d'échantillons. On peut ainsi souvent réaliser une cartographie semi-quantitative, dont les valeurs absolues seront à ne considérer qu'à titre indicatif.

Les méthodes *in situ* sont particulièrement adaptées pour sélectionner les échantillons que l'on soumettra au laboratoire.

Dans la plupart des cas, les mesures de terrain ne sont pas recevables en tant qu'analyses normalisées par rapport à des objectifs réglementaires, ou lorsque les enjeux sont de santé ou économiques. Seules sont alors recevables les analyses effectuées par des laboratoires accrédités selon des procédures normalisées. Toutefois, il existe une norme permettant de valider les sélections d'échantillons à analyser pour une teneur critique à partir de résultats de mesure sur un paramètre non critique (ASTM, 2000). Cette norme peut être utilisée pour les mesures de terrain.

Enfin, il est **essentiel de ne pas regrouper des analyses *in situ* et des analyses de laboratoire** dans un même tableau de résultats ou un même traitement statistique ou cartographique.

IV.3. METAUX ET METALLOÏDES

Certaines techniques de laboratoire peuvent être déplacées sur site lorsqu'elles ne présentent pas trop de contraintes, et que le matériel reste transportable (Spectromètre d'absorption atomique, spectrophotomètre, colorimètre, titrimètre...). Certaines techniques ont été adaptées pour le terrain grâce à des équipements miniaturisés (XRF). Enfin certains fabricants ont développé des kits d'analyse rapide (par ex. colorimétriques) utilisables sur site.

IV.3.1. Spectromètre d'absorption atomique (FAAS)

Cet équipement de laboratoire peut être utilisé sur site dans des conditions relativement rustiques (laboratoire de campagne mobile ou stationnaire avec connexion électrique de 110 ou 220 volts, ou avec une génératrice portative comme source d'électricité). Un fourneau au tungstène de faible densité utilisé dans un laboratoire portatif peut donner des résultats analytiques en 1.5 à 2 minutes. Les limites de détection sont de l'ordre de 0.1 mg/kg pour la plupart des métaux (Environnement Canada, 2002c).

IV.3.2. Spectromètre de fluorescence à rayons X (XRF)

Cette technique est celle dont les développements récents sont les plus rapides. C'est le cas pour les appareils de laboratoire transportables, dont les performances se rapprochent de celles des spectromètres classiques. Le développement récent d'appareils portatifs, d'abord monoélémentaires pour la détection du plomb, puis multiélémentaires, permet de réaliser des mesures rapides et nombreuses sur site, mais aussi des mesures *in situ*, par application de l'appareil à la surface du sol.

La fluorescence à rayons X (FRX) permet de trier les échantillons de sol et de sédiment pour identifier la présence de concentrations de métaux ou métalloïdes, notamment de plomb, de zinc, de cuivre, d'arsenic, de fer et de chrome. Cette application s'effectue dans une matrice de sol analogue à la surveillance continue. La limite inférieure de dosabilité varie de 25 mg/kg pour l'arsenic à 140 mg/kg pour le fer, mais dépend de la matrice (spécifique au site) et des techniques d'étalonnage (Environnement Canada, 2002c).

Cet équipement a été testé au CNRSSP (Hammade et al., 2004) :

« Une partie importante de ce travail a été de tester, en laboratoire, l'appareil portable de Fluorescence X (Niton XL703S) sur des échantillons de sol ayant subi un minimum de préparation.

Les analyses chimiques par spectrométrie ICP-AES ont été effectuées sur un nombre limité d'échantillons et ont permis de calibrer les mesures obtenues par fluorescence X et par susceptibilité magnétique. Le zinc et le plomb ont été plus particulièrement étudiés, mais l'appareil de fluorescence X permettant une analyse multi-élémentaire, d'autres éléments comme le Fe, Cr, As, Cu, Mn, Rb, Sr, Zr et Mo ont aussi été analysés.

Les analyses du Pb et du Zn faites à l'aide de l'appareil portable de fluorescence X sont parfaitement corrélées aux analyses chimiques par spectrométrie ICP-AES ($r^2 = 0,9912$ et $0,9959$, respectivement). Les teneurs obtenues par fluorescence X sont entre 21 et 25% inférieures aux teneurs obtenues par spectrométrie ICP-AES. Ce pourcentage est principalement dû à l'humidité de l'échantillon de sol.

Pour la campagne de terrain, le spectromètre portable de fluorescence X a été utilisé comme appareil de « screening » afin de tester son efficacité en tant qu'appareil d'aide à la décision. Les analyses réalisées sur le terrain sont parfaitement corrélées aux analyses chimiques réalisées en laboratoire sur des échantillons témoins, permettant ainsi de confirmer que l'appareil portable peut être utilisé directement sur le terrain comme méthode d'évaluation des teneurs en certains polluants métalliques. »

IV.3.3. Kits colorimétriques

Certains métaux peuvent être dosés de manière semiquantitative dans l'eau avec des kits de maniement simple (Merck, Hach). Les résultats obtenus sur lixiviat permettent d'identifier des sols potentiellement polluants.

IV.4. COMPOSES ORGANIQUES VOLATILS (COV/VOC)

IV.4.1. Chromatographie gazeuse

La chromatographie gazeuse (GC ou CG) est utilisée sur le terrain (Figure 5) avec des détecteurs à ionisation de flamme (GC/FID), à photo-ionisation (GC/PID) ou à conductivité thermique (GC/TC).

Les détecteurs globaux (FID, PID) permettent une analyse globale des polluants organiques volatils. Les normes AFNOR XP X 31-612, XP X 31-613 décrivent des méthodes destinées à la recherche de COV présents dans la phase gazeuse interstitielle de la zone non saturée du sol. Le fascicule AFNOR FD X 31-611 (édité en 2 parties) donne les lignes directrices pour la réalisation des analyses des gaz des sols *in situ* (partie 1) et comprend un guide pour l'utilisation des méthodes géophysiques de terrain (partie 2).

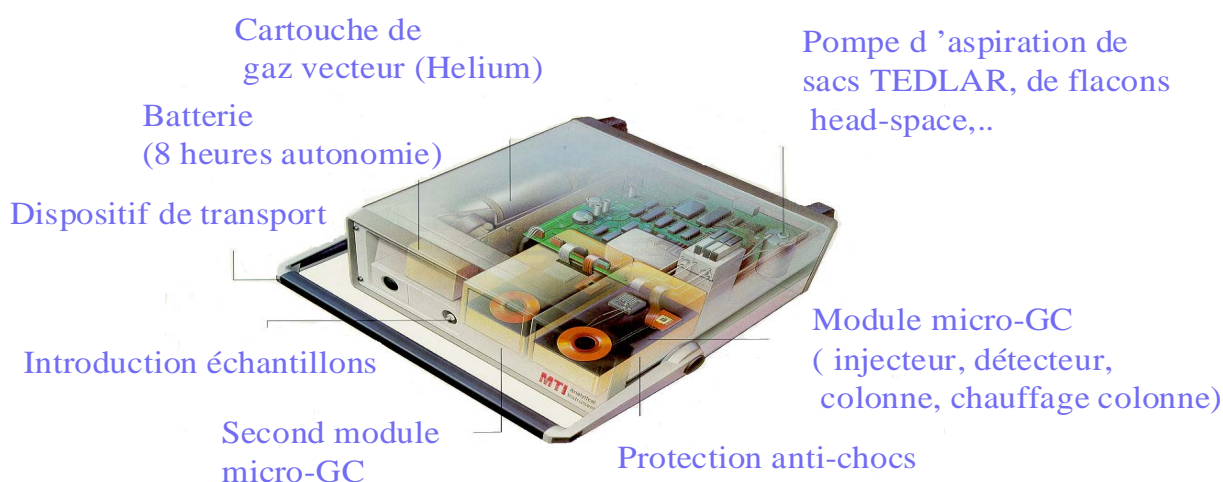


Figure 5 : Chromatographe en phase gazeuse portable

FD X31-611-1 Juillet 1997 Qualité du sol - Méthodes de détection et de caractérisation des pollutions - Partie 1 : guide général pour les analyses des gaz des sols in situ employées en criblage de terrain.

XP X31-612 Novembre 1997 Qualité du sol - Méthodes de détection et de caractérisation des pollutions - Mesure in situ des COV dans les gaz du sol et du sous-sol d'un site.

XP X31-613 Novembre 1997 Qualité des sols - Méthodes de détection et de caractérisation des pollutions - Prélèvement dynamique des gaz dans les sols en vue d'un criblage de terrain.

IV.4.2. Echantillonnage des gaz dans le sol

Un chromatographe gazeux portatif (GC ou CG) est utilisé pour l'échantillonnage rapide de la plupart des composés organiques volatiles (COV/VOC) dans les gaz de sol, pour analyse sur place afin de déterminer les panaches de contaminants (Environnement Canada, 2002b). Plusieurs techniques sont applicables.

IV.4.2.1. À l'aide d'une seringue d'un litre

Un trou de sonde est foré à l'aide d'une tarière à tige creuse. On abaisse un tube en téflon® auquel est attachée une seringue d'un litre dans le trou de sonde. On retire un échantillon d'un litre dans la seringue que l'on prépare pour l'analyse au CG. Le temps d'analyse est de 15 à 30 minutes pour creuser le trou de sonde; 1 minute pour le prélèvement de l'échantillon; 30 minutes pour l'analyse au CG.

IV.4.2.2. Injection directe

Un trou de sonde (...) est creusé à l'aide d'une tarière à tige creuse dans laquelle on insère une sonde d'échantillonnage. Le périmètre au niveau du sol du trou de sonde est scellé avec un bouchon et un couvercle serré (équipement destiné à limiter l'échappement des gaz du sol par le trou). Les échantillons sont recueillis par une seringue après une période d'équilibre de deux jours. Le temps d'analyse est de 15 à 30 minutes pour creuser les trous de sonde; 2 jours pour l'équilibre de la sonde d'échantillonnage, une minute pour prélever l'échantillon, 30 minutes pour l'analyse par CG.

IV.4.3. Technique de tête (Head Space) avec un chromatographe gazeux ou un spectromètre de masse

Cette procédure comprend la collecte d'un échantillon de sol ou d'eau que l'on place dans un contenant étanche. On analyse ensuite la vapeur se trouvant dans l'espace supérieur en utilisant un instrument analytique portatif. L'espace "de tête" se trouve entre l'échantillon et le haut du contenant. Le chromatographe gazeux portable (CG ou GC) est utilisé avec un détecteur de photoionisation (PID), un détecteur d'ionisation de flamme (FID) ou un détecteur de capture d'électrons (ECD) ou les trois en combinaison en vue d'analyser l'espace de tête au-dessus des échantillons de sol, d'eau et d'air afin d'identifier et de quantifier la plupart des COV.

L'analyse de l'espace de tête au-dessus des échantillons de sol peut aussi s'effectuer à l'aide d'un spectromètre de masse. Les résultats sont semi-quantitatifs. Le temps d'analyse est de 10 à 20 minutes par échantillon. Cette technique présente une excellente capacité d'identification pour déterminer la présence de composés organiques dans le sol et dans l'eau, avant de faire une évaluation complète du site. L'interprétation des résultats nécessite la présence d'un chimiste bien entraîné (Environnement Canada, 2002c).

IV.4.4. Chromatographie en phase gazeuse – Méthode par purge et piégeage avec désorption thermique

Cette technique est décrite par la norme :

NF ISO 15009 (X 31-426) « Qualité du sol – Détermination par chromatographie en phase gazeuse des teneurs en hydrocarbures aromatiques volatils, en naphthalène et en hydrocarbures halogénés volatils – Méthode par purge et piégeage avec désorption thermique » (2003)

Cette norme internationale spécifie une méthode pour la détermination quantitative par chromatographie en phase gazeuse des hydrocarbures volatils, du naphthalène et des hydrocarbures halogénés volatils contenus dans les sols, applicable à tous les types de sols.

La limite inférieure de détermination dépend du matériel utilisé et de la qualité du méthanol utilisé pour l'extraction de l'échantillon de sol.

IV.4.5. Chromatographie gazeuse couplée à la spectrométrie de masse (GC/MS)

C'est actuellement la technique la plus performante utilisée pour l'analyse sur site des polluants organiques volatils et semi-volatils (Figure 6).

Ces appareils issus des laboratoires ont été rendus compacts et ont été simplifiés dans leur fonctionnement par les constructeurs. La conséquence de cette simplification est une plus grande incertitude sur les mesures de terrain en comparaison avec celle obtenue avec les méthodes de référence au laboratoire.



Figure 6 : Chromatographe couplé GC/MS sur le terrain (a : USGS, b : CNRSSP)

IV.4.6. Détecteurs de vapeurs organiques (DVO)

On utilise les détecteurs de vapeurs organiques (DVO) pour identifier la présence de contaminants, mais cette technique ne convient pas pour les mesures quantitatives. Les résultats diffèrent souvent de ceux obtenus par analyse en laboratoire. Les DVO peuvent être utilisés comme outils de sélection et de tri pour déterminer la localisation générale et le degré de la contamination mais le prélèvement d'échantillons aux fins d'analyse en laboratoire est absolument nécessaire (Environnement Canada, 2002b).

IV.4.7. Analyse des éléments organiques volatils totaux avec un analyseur de vapeurs organiques/un détecteur de photoionisation

Un analyseur de vapeurs organiques portable couplé avec un détecteur de photoionisation (PID) donne une analyse rapide des concentrations de vapeurs organiques totales dans l'espace de tête au-dessus des échantillons de sol jusqu'à un équivalent de 100 g/kg de benzène. Il peut être utilisé pour détecter les hydrocarbures non saturés, les hydrocarbures chlorés, les aromatiques, l'azote, les composés d'azote et de soufre, les aldéhydes, les cétones, les alcools, les acides et autres, mais il ne peut pas identifier un composé individuel.

La capacité de détection varie selon la sonde utilisée :

Sonde	Capacité de détection
9.5 ev	Aromatiques et grosses molécules.
10.2 ev	Aromatiques, grosses molécules, chlorure de vinyle, méthyle éthyle cétone, trichloroéthylène et autres composés 2-4 de carbone.
11.7 ev	Aromatiques, grosses molécules, chlorure de vinyle, méthyle éthyle cétone, trichloroéthylène, autres composés de carbone 2-4, chlore, halocarbures, méthanol et autres composés de carbone simples.

Temps d'analyse : Laisser l'espace de tête reposer pendant au moins 10 minutes. L'AVO donne des résultats en moins de 5 secondes (Environnement Canada, 2002c).

IV.4.8. Spectromètres infrarouge :

Ces équipements sont plutôt des appareils de laboratoire, mais les versions légères peuvent être utilisées également pour la détection et l'analyse des gaz et vapeurs organiques. L'usage de transmetteurs à fibre optique permet l'analyse in-situ.

L'US-EPA a vérifié l'applicabilité de cette technique à la mesure rapide des hydrocarbures totaux sur site.

IV.5. COMPOSES ORGANIQUES PEU VOLATILS (HYDROCARBURES LOURDS, HAP, PCB...)

IV.5.1. Spectrophotométrie UV/visible

Cette technique de laboratoire facilement transportable sur site est utilisée pour le dosage des HAP, et d'autres composés.



Figure 7 : Matériel de terrain et spectrophotomètre UV/visible

Le constructeur SECOMAM a ainsi conçu en partenariat avec TOTAL et l'Ecole des Mines d'Alès une méthode simple, rapide, précise et portable (Figure 7) pour quantifier les HAP sur le terrain. Basée sur l'analyse spectrophotométrique UV d'un extrait organique de sol, la concentration en HAP est estimée sur site en 20 minutes. Celle-ci fait référence aux 16 HAP inclus dans la liste des polluants prioritaires de l'US Environmental Protection Agency. En outre un indice de traitabilité renseigne sur la biodégradabilité des polluants. La gamme de mesure est comprise entre 20 et 2000 mg/kg (données constructeur).

Le constructeur Hach mentionne, parmi les composés dosables avec cette méthode, les phénols, les PCB, les tensio-actifs, les hydrocarbures totaux et certains herbicides (Alachlor).

IV.5.2. La méthode Rock-Eval

La méthode Rock-Eval, développée pour la prospection pétrolière à l'Institut Français du Pétrole, a été adaptée à la caractérisation des sols contaminés par des composés hydrocarbonés tels les produits pétroliers ou les goudrons de houille contenant des HAP. L'analyseur Pollut-Eval (Figure 8) est un appareil entièrement automatique constitué de deux microfours, d'un passeur d'échantillon et de deux types de détecteurs : un détecteur à ionisation de flamme (FID) dont la réponse est proportionnelle à la concentration d'hydrocarbures et un cellule infrarouge enregistrant les dégagement de CO et de CO₂ au cours de l'analyse.

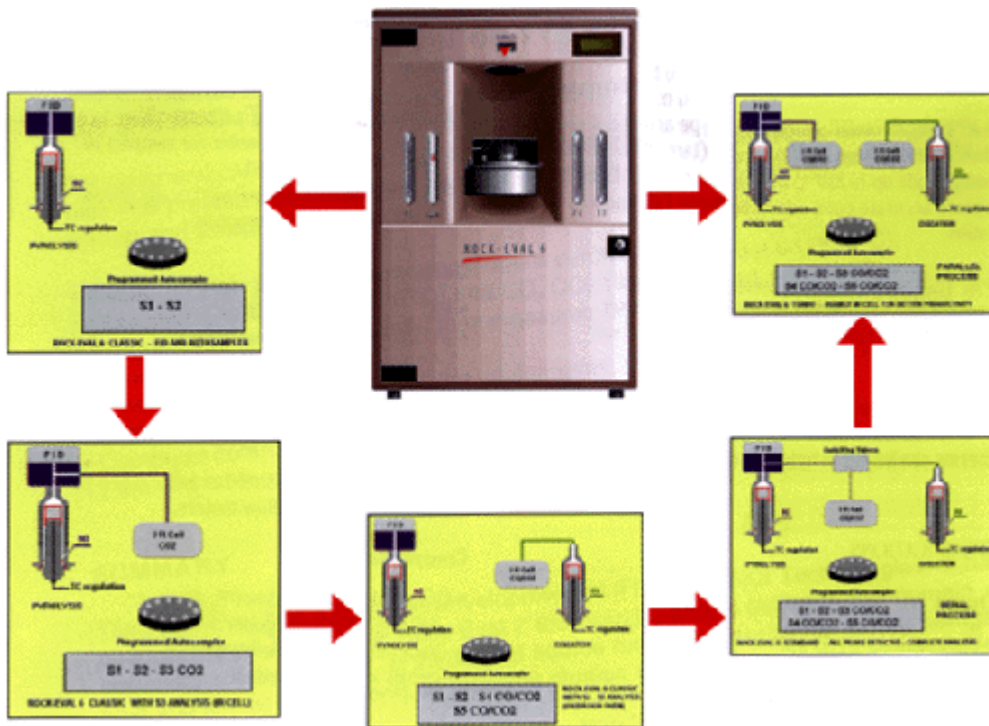


Figure 8 : Pyrolyseur de Rock-Eval 6

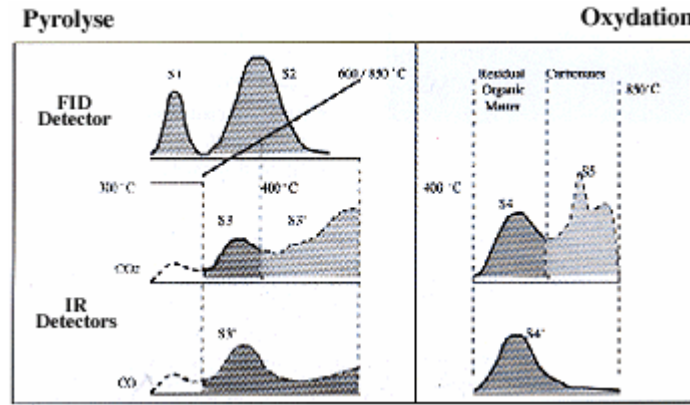


Figure 9 : Rock-Eval 6. Exemples d'enregistrements obtenus à partir d'une roche mère

IV.5.3. Tests immuno-enzymatiques (ELISA)

Le principe de base des tests ELISA repose sur l'interaction spécifique antigène-anticorps. L'antigène est le polluant organique recherché. L'anticorps du polluant recherché se lie spécifiquement au polluant. L'anticorps, immobilisé à la surface d'un solide ou sur des particules magnétiques est mis en présence d'un mélange de l'échantillon à analyser et d'un réactif qui contient un analogue de l'analyte greffé à un marqueur et qui est introduit en quantité précise. L'anticorps peut se lier soit au polluant recherché, soit à cet analogue marqué. Après compétition des différents composés du mélange pour l'anticorps, l'excès de molécules non fixées à la phase solide est éliminé par lavage. On mesure ensuite la quantité de marqueur fixé. On emploie, pour cela une réaction enzymatique qui transforme un substrat incolore en un produit de réaction coloré. La coloration développée se mesure à l'aide d'un photomètre et est inversement proportionnelle à la concentration du polluant dans l'échantillon.

De nombreuses études ont montré qu'il existe une bonne corrélation entre la précision des mesures obtenues à l'aide des tests ELISA et les méthodes de références. Les tests immuno-enzymatiques se présentent sous forme de kits (Figure 10) que l'on peut trouver sur le marché pour identifier certains pesticides, les PCB (US-EPA 4020), les HAP (US-EPA 4035), les chlorophénols (particulièrement le pentachlorophénol, US-EPA 4010A) et les hydrocarbures pétroliers aromatiques ou non (US-EPA 4030).

Le fascicule documentaire AFNOR FD X 31-610 (1997) décrit l'utilisation de tests immuno-enzymatiques pour la détermination des HAP dans les sols et les eaux.



Figure 10 : Exemple de kit immuno-enzymatique

Parmi les inconvénients de cette technique, on peut citer l'impossibilité de réaliser une approche multirésiduelle puisque chaque test Elisa est spécifique d'un polluant ou dans le meilleur des cas d'une famille de polluant. Par ailleurs, les tests Elisa actuellement commercialisés ne couvrent pas l'ensemble des polluants recherchés.

De plus, cette technique ne permet que de vérifier la présence d'un polluant soupçonné, mais pas de détecter un polluant imprévu.

IV.5.4. Chromatographie gazeuse couplée à la spectrométrie de masse (GC/MS)

Cette technique est la même que celle utilisée pour l'analyse des polluants organiques volatils et semi-volatils (IV.4.5).

IV.5.5. Spectroscopie de fluorescence ou phosphorescence

Cette technique est utilisée pour l'analyse des polluants fluorescents tels les HAP, les BTEX (benzène, toluène, éthylbenzène et xylène), certains phénols ou pesticides. Ces méthodes utilisent la propriété de certaines molécules d'émettre une photoluminescence lorsqu'elles sont éclairées par une source lumineuse de longueur d'onde donnée.

La source excitatrice est généralement un laser à azote ou une lampe au mercure. Par exemple, l'intensité émise entre 400 et 460 nm peut être étalonnée par rapport à la concentration de HAP dans l'échantillon.

IV.5.6. Capteurs chimiques à fibres optiques (FOCS)

Les méthodes basées sur la spectroscopie de fluorescence ou phosphorescence peuvent être intégrées à des appareils de mesure in situ. En intégrant cette technologie aux techniques géologiques (sonde pénétrométrique), il est possible de balayer de grandes surfaces afin de localiser des polluants. La transmission des faisceaux lumineux d'excitation et d'émission est possible via la technologie des fibres optiques.

V. TECHNIQUES DE PRELEVEMENT ET TYPES DE POLLUANTS

V.1. VARIABILITE DU COMPORTEMENT DANS LES SOLS EN FONCTION DU POLLUANT

Lors d'une pollution ponctuelle, et plus généralement dans les cas de pollution chronique ou diffuse, la dissémination du polluant ne dépend pas uniquement des mouvements de l'eau, souterraine ou de surface.

Chaque polluant aura un comportement indépendant, contrôlé par :

- ses propriétés physico-chimiques intrinsèques : on peut ainsi définir des familles de polluants présentant un comportement analogue,
- les propriétés physico-chimiques du milieu, qui définiront l'aptitude du milieu à retenir ou libérer le polluant.

Tout polluant est susceptible de se comporter comme un traceur réactif, au sens hydrogéologique.

L'ensemble des propriétés physiques et chimiques du polluant l'amène à interagir avec le sol, et de ce fait à migrer plus lentement que l'eau qui le transporte (Figure 11). Vu depuis la nappe phréatique ou tout point où la ressource en eau est utilisée, il se produit un retard à l'arrivée du polluant (rétention par le milieu). Dans certains cas, le polluant ne parviendra jamais en ce point (fixation par le milieu, dégradation).

La rétention ne produira pas un retard homogène : chaque polluant est susceptible d'avoir une loi de retard propre, fonction de sa chimie et du milieu. Le retard peut résulter d'une vitesse de transfert réduite,

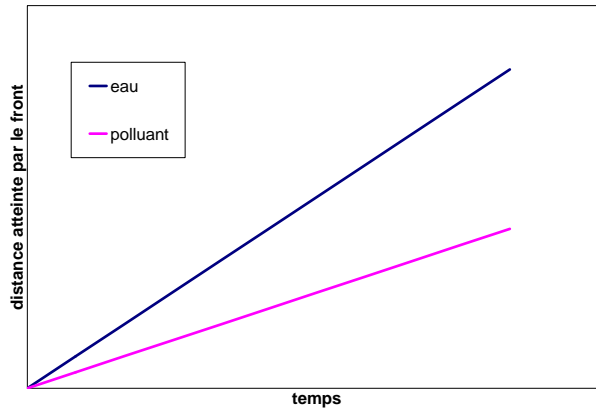


Figure 11 : Distance parcourue par un polluant par rapport à la distance parcourue par l'eau qui le porte

mais aussi d'un « lag time » discret (Figure 12) :

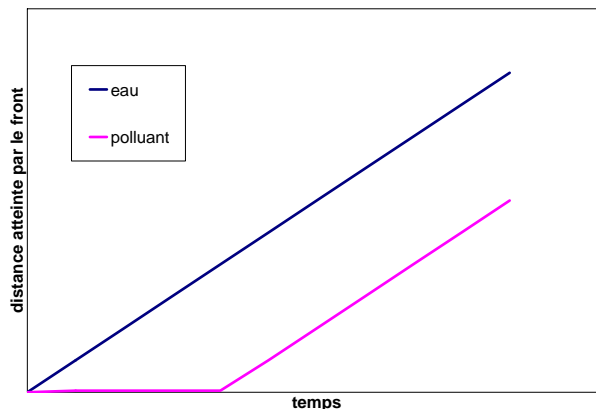


Figure 12 : Délai pour qu'un polluant atteigne un point, par rapport à l'eau qui le porte

qui peut par exemple refléter l'aptitude du milieu à fixer le polluant, puis la saturation des sites de fixation du milieu par un excès de polluant ; ou bien, la mise en place de cycles d'adsorption/désorption (Lemière et al., 2001).

Ces comportements différents se reflèteront dans la localisation des polluants dans les différents horizons du sol, et leur aptitude à migrer au fil du temps. La technique d'échantillonnage retenue devra donc prendre en compte ces comportements, et l'on sera par exemple amené à rechercher différents polluants issus d'une même source dans différents horizons d'un sol, donc à différentes profondeurs.

Tout contaminant pénétrant le sol par dépôt aérien ou infiltration présente un comportement différent pour chaque type de sol, selon ses propriétés d'absorption, sa texture, sa densité, son taux d'humidité, etc. Ces propriétés variant rapidement en fonction de l'horizon du sol (verticalement), ainsi qu'au sein d'un même horizon (horizontalement), il est extrêmement difficile de prélever des échantillons de sol qui soient représentatifs du comportement des polluants dans une zone d'étude (IAEA, 2004).

V.2. PRELEVEMENT POUR COMPOSES ORGANIQUES VOLATILS (COV/VOC)

Pour limiter les pertes de COV/VOC par volatilisation ou biodégradation lors des opérations d'échantillonnage. L'emploi de techniques classiques, ainsi que des procédures de conditionnement non appropriées, peuvent amener un important sous-dosage de ces composés par le laboratoire.

Deux cas de figure peuvent se présenter:

- le sol à échantillonner est meuble,
- le sol à échantillonner est cohérent.

V.2.1. Prélèvement de sols meubles pour COV/VOC

Dans ce cas, les risques de pertes d'analyte sont les plus élevés, et tout repose sur la rapidité des opérations et le soin apporté. Toute manipulation à effectuer avant le conditionnement du flacon, telle qu'un éventuel quartage, doit être menée avec précaution dans les minutes qui suivent l'extraction du prélèvement. Des récipients spécifiques doivent être utilisés immédiatement pour stocker l'échantillon (voir notamment ISO 10381-1, ISO 10381-2, ISO 10381-4-1, ISO 10381-5-2). Ils doivent être remplis à ras bord, clos hermétiquement et transportés rapidement au laboratoire sans être réouverts.

V.2.2. Prélèvement de sols cohérents pour COV/VOC

Lorsqu'on doit échantillonner un sol cohérent ou un profil de sol, on utilisera un matériel de carottage ou microcarottage approprié (voir chapitre Matériel d'échantillonnage) sur une surface de sol intacte.

En insérant l'outil dans la surface de sol pour prélever l'échantillon, il convient de prendre garde à ne pas piéger d'air avec l'échantillon. Cet air pourrait traverser l'échantillon, en entraînant une partie des COV/VOC, ou en éjectant l'échantillon de l'outil. Il est possible d'affûter le bord d'attaque de l'outil pour une meilleure pénétration dans le sol. Le diamètre optimal de l'outil dépend de l'ouverture des flacons à remplir (l'outil doit pénétrer le flacon), la granulométrie du sol (emploi de préleveurs plus larges pour les sols graveleux), et le volume d'échantillon requis par l'analyse (en général, précisé par le laboratoire).

L'échantillon non remanié est obtenu par insertion du préleveur (tube, outil sur foreuse...) dans le sol (surface fraîchement nettoyée ou en fond de trou). Le préleveur est ensuite extrait du sol, nettoyé extérieurement avec un essuie-tout jetable. L'échantillon est alors extrait du préleveur et les opérations d'observation, sous-échantillonnage et conditionnement doivent être menées très rapidement après l'extraction du prélèvement, ce temps allant de 10 secondes à quelques minutes selon les polluants recherchés. Dans certains cas, le préleveur lui-même est utilisé pour le transport au laboratoire, il faut alors nettoyer son ouverture et la sceller.

Normes applicables:

- | | |
|------------------|--|
| ASTM D 4547 – 98 | Standard Guide for Sampling Waste and Soils for Volatile Organic Compounds |
| ASTM D 6418 – 01 | Standard Practice for Using the Disposable En Core Sampler for Sampling and Storing Soil for Volatile Organic Analysis |

VI. PRATIQUES GENERALES DESTINEES A EVITER LA CONTAMINATION

Il n'existe actuellement aucune norme regroupant ces pratiques, les indications normalisées sont dispersées dans différents documents.

L'échantillonnage devrait lorsque possible s'effectuer à partir de l'endroit le moins contaminé vers l'endroit le plus contaminé.

Le matériel d'échantillonnage sera autant que possible :

- en acier inoxydable, pour la recherche de polluants organiques,
- en plastiques durs ou en acier revêtu de polytétrafluoroéthylène (Téflon ®), pour la recherche de polluants métalliques en traces.

La propreté du matériel de creusement et de prélèvement devra être vérifiée sur site par le personnel chargé du prélèvement.

L'équipement utilisé pour la collecte des échantillons ne devrait pas être le même que celui que l'on utilise pour creuser le trou. Lorsque c'est possible, un équipement différent devrait être utilisé pour la collecte de chaque échantillon. Sinon, le matériel doit être nettoyé soigneusement entre chaque prélèvement d'échantillon. L'usage de gants jetables, changés entre chaque échantillon, est recommandé.

Le nettoyage et la décontamination de l'équipement sont extrêmement importants afin d'empêcher la contamination des échantillons à recueillir. Tous les dispositifs et instruments d'excavation et de creusage devraient être nettoyés avant le premier creusage et avant de creuser chaque nouveau site. Ne pas placer l'équipement d'échantillonnage sur le sol, mais sur un plastique ou un tissu propres.

Un nettoyage approfondi des équipements devra être effectué à l'issue de la campagne de prélèvements.

En l'absence de procédures recommandées pour la décontamination de l'équipement, il faudrait adopter les procédures suivantes :

- démonter l'équipement,
- tremper l'équipement, le frotter avec un détergent sans phosphate et rincer avec de l'eau, ou le nettoyer à la vapeur,
- rincer avec l'eau du robinet, puis faire trois rinçages séparés avec de l'eau distillée,
- sceller et étiqueter l'équipement propre et sec dans des sacs en polyéthylène, noter la date, l'équipement qui s'y trouve, la procédure de décontamination et le nom de la personne qui s'est chargée de la décontamination.

Il ne faut pas utiliser de lubrifiant sur les outils de forage ou les matériels utilisés pour faire des trous de sonde. Il faut utiliser seulement de l'huile végétale non pétrolière sur les surfaces extérieures de l'équipement de forage qui peuvent entrer en contact avec les tiges de forage. Après avoir extrait chaque trou de sonde, les tiges et les forets au cours du forage devraient être lavés avec du détergent de laboratoire puis rincées avec de l'eau déionisée (Environnement Canada, 2002b).

VII. PREPARATION DE L'ECHANTILLON SUR SITE

VII.1. OBJECTIFS

Afin de permettre un diagnostic précis sur le niveau de contamination d'un sol, un certain nombre de précautions doivent être respectées dans la démarche analytique. Le conditionnement des échantillons, leurs conditions de stockage et de conservation sont susceptibles d'influer sur les résultats.

Le choix de flacons spécifiques, l'ajout de réactifs de stabilisation, le stockage au froid et le transport rapide concourent à minimiser toutes les causes de pertes liées aux propriétés physico-chimiques des micropolluants recherchés, dues à différents facteurs (Jeannot et al. 2000) :

- adsorption des polluants sur les parois des flacons de prélèvement ;
- volatilisation des polluants ayant un point d'ébullition inférieur à 300 °C ;
- transformations physiques et photochimiques ;

- transformations chimiques : oxydation, réduction ;
- transformations biologiques pour les substances biodégradables.

Ces facteurs sont particulièrement importants pour les polluants organiques, mais concernent aussi les métaux et autres polluants inorganiques (variations rédox affectant la spéciation, adsorption, volatilité pour le mercure).

Il n'existe actuellement aucune norme regroupant ces pratiques. Le seul document ISO disponible est la norme ISO 10381-6:1993 (Qualité du sol -- Échantillonnage -- Partie 6: Lignes directrices pour la collecte, la manipulation et la conservation de sols destinés à une étude en laboratoire des processus microbiens aérobies). Il existe un projet de norme (ISO 18512 - Qualité du sol – Lignes directrices relatives au stockage à long et à court terme des échantillons de sol) concernant la conservation des échantillons.

Un résumé des techniques actuellement recommandées pour le transport, le stockage et le conditionnement des échantillons de sol figure dans le classeur : Gestion des sites (potentiellement) pollués, version 1, annexe 9 (BRGM, 2000a).

VII.2. CHOIX DU FLACONNAGE

Les techniques recommandées dans le classeur ESR (BRGM, 2000a) correspondent à la pratique recommandée pour les études demandées par l'administration :

« Le choix du conteneur est essentiel pour garantir l'intégrité des échantillons durant le prélèvement, mais aussi pendant toute la durée du transport et du stockage. Il devra se faire en fonction de la compatibilité physique et chimique avec le matériau échantillonné, de la quantité à prélever, mais aussi de la technique analytique envisagée.

D'une manière générale, il est possible pour les sols de conserver les échantillons intacts dans l'équipement de prélèvement et de les expédier tels quels au laboratoire.

La fermeture des conteneurs doit être étanche afin d'éviter toute volatilisation (solvants, humidité, ...) et l'espace d'air libre doit être minimisé pour limiter les risques d'interaction avec celui-ci.

Par ailleurs, les échantillons devant faire l'objet d'analyses de composés organiques doivent être conservés à basse température et à l'obscurité.

L'étiquetage des échantillons doit être réalisé dès le conditionnement et de manière à éviter tout risque d'ambiguïté. Il peut être effectué soit directement sur le contenant (et éventuellement sur le couvercle si celui-ci est indépendant), soit à l'intérieur, soit sur une étiquette collée sur le contenant. Il conviendra de s'assurer de ne pas endommager la qualité de l'échantillon avec le mode d'étiquetage sélectionné (utilisation de feutres ou d'étiquettes préencollées pour la recherche d'éléments volatils en trace) ».

Les sacs plastiques sont mal adaptés à l'envoi au laboratoire (risque de détérioration, pas de contrôle du volume). On utilise le plus souvent des récipients en verre, remplis à ras bord, et dotés d'un couvercle étanche. Les bocaux destinés aux conserves alimentaires constituent une solution commode à ce problème.

Pour l'analyse des micropolluants organiques, il faut éviter tout flacon en plastique. Si les composés sont photosensibles, il est recommandé d'utiliser du verre brun (Jeannot et al., 2000).

Pour les dosages à faible teneur, on peut réduire le bruit de fond dû au flaconnage en traitant les flacons au four avant envoi sur site. Cette précaution est vivement recommandée lorsqu'on réutilise les flaconnages après lavage au laboratoire.

Dans certains cas (exemple : investigations destinées à l'évaluation du passif environnemental, menées à la demande d'une société étrangère ; investigations comprenant des polluants très particuliers, volatils, explosifs, radioactifs,...) des procédures de flaconnage spécifiques peuvent être requises. Elles sont généralement décrites dans une norme communiquée par le donneur d'ordre.

Dans tous les cas, il est recommandé de vérifier les choix de flaconnage avec le responsable qualité du laboratoire chargé des analyses.

VII.3. STOCKAGE ET TRANSPORT

En règle générale, les échantillons doivent être conservés à une température inférieure à 10 °C jusqu'à l'analyse, et à l'abri de la lumière. Pour certains polluants, il est conseillé de conserver les échantillons à 4°C et dans un endroit sombre. Il est souhaitable d'utiliser des cubes de glace ou de la glace pilée pour refroidir les échantillons dès qu'ils sont recueillis, et des blocs de glace ou des packs réfrigérants pour maintenir la température interne dans des conteneurs d'expédition. Les échantillons doivent être protégés des chocs pendant le transport.

Les temps de stockage maximaux dans ces conditions sont variables selon les paramètres devant être analysés ; ils dépendent des risques de volatilisation, de biodégradation, de transformations chimiques,... On se conformera aux prescriptions du laboratoire, qui sont dérivées des normes et procédures qualité qu'il doit appliquer.

Pour l'analyse de composés volatils, le temps de stockage doit être aussi bref que possible afin d'éviter les pertes. Les échantillons sont maintenus dans des flacons de verre hermétiquement clos. Il est préconisé de ne pas dépasser 4 jours de stockage (ISO FDIS 14507) ; toutefois cette durée peut être prolongée en cas de congélation des échantillons.

La norme ASTM D 4220 – 95 "Standard Practices for Preserving and Transporting Soil Samples", bien que destinée à des applications géotechniques, présente des recommandations utiles pour la protection des échantillons de sols non remaniés pendant le transport.

VII.4. ÉCHANTILLONNAGE DES PRODUITS LIBRES

Lors des campagnes d'échantillonnage des sols, on est parfois amené à recueillir des polluants à l'état libre : fragments solides de matière polluante présents dans le sol, liquides interstitiels ou infiltrés, niveaux de dépôt bien identifiés.... Les procédures suivantes sont extraites de Environnement Canada (2002b)

« Il faut porter à tout moment des gants propres et les changer avant de recueillir tout nouvel échantillon. Transférer le produit libre (en utilisant une pipette et un bulbe à pipette), dans une fiole à septum de 40 ml. La remplir à moitié avec le produit. Ne jamais remplir complètement la fiole parce que l'expansion thermique pourrait la faire éclater. Recueillir tous les échantillons en double. Sceller, essuyer et étiqueter la fiole et l'entreposer dans une glacière séparée des autres échantillons afin d'en éviter la contamination croisée.

Attribuer aux échantillons un numéro unique à l'échantillon. Les détails de chaque échantillon devraient être consignés dans le journal des échantillons. Les échantillons de produits libres devraient être conservés dans un conteneur de transport différent des autres échantillons.

VIII. REFERENCES

AFNOR (1997) - Qualité du sol – Méthode de détermination semi-quantitative des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) dans les sols – Guide de sélection et d'utilisation des kits de dosage immunoenzymatiques. Fascicule documentaire FD X 31-610 (X 31-610).

ASTM (1995) - Standard Practices for Preserving and Transporting Soil Samples. Standard D 4220 – 95, 10 p.

ASTM (2000) - Standard Guide for Ranked Set Sampling: Efficient Estimation of a Mean Concentration in Environmental Sampling. Standard D 6582 – 00, 6 p.

Cheremisinoff, P. (1992) - A Guide to Underground Storage Tanks: Evaluation, Site Assessment and Remediation. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, NJ, 1992.

Environnement Canada (2002a) – Bulletin d'assistance technique (BAT) sur les lieux contaminés n°2: Procédures d'évaluation du site.

Environnement Canada (2002b) – Bulletin d'assistance technique (BAT) sur les lieux contaminés n°4: Échantillonnage et analyse des sols contaminés par les hydrocarbures.

Environnement Canada (2002c) – Bulletin d'assistance technique (BAT) sur les lieux contaminés n°6: Autres méthodes de tri sur le terrain.

Hammade, V. Laperche, V. & Theveniaut, H. (2004) - Diagnostic rapide sur site - Utilisation de méthodes d'évaluation de la teneur en métaux de sols pollués par mesure de leur susceptibilité magnétique et par fluorescence X - Rapport Final. Rapport CNRSSP/04/01

IAEA (2004) - Soil sampling for environmental contaminants. Rapport IAEA-TECDOC-1415

ISO (1993) - Norme ISO 10381-6 : Qualité du sol. Échantillonnage. Partie 6 : lignes directrices pour la collecte, la manipulation et la conservation de sols destinés à une étude en laboratoire des processus microbiens aérobies.

ISO (2003) – Norme ISO 14507:2003 : Qualité du sol -- Prétraitement des échantillons pour la détermination des contaminants organiques

ISO (2005) – Norme ISO 10381-7 : Qualité du sol –Echantillonnage – Partie 7 : Lignes directrices pour l'investigation et l'échantillonnage des gaz du sol.

Jeannot R., Lemièrre B., Chiron S. (2000) - Guide méthodologique pour l'analyse des sols pollués. Rap. BRGM R 50128, 110 p., 44 fig, 3 ann.. Document du BRGM n°298, Editions BRGM.

Lemièrre B., Seguin J.J., Le Guern C., Guyonnet D., Baranger, P., Conil P. (2001) - Guide sur le comportement des polluants dans les sols et les nappes. Applications dans un contexte d'Évaluation détaillée des risques pour les ressources en eau. Rapport BRGM/RP-50662-FR, 103 p., 20 fig., 9 tabl., 5 ann. Document du BRGM n°300, Editions BRGM.

Lock, W.H. (1996) - Composite Sampling. National Environmental Health Forum Monographs, Soil Series No. 3, National Environmental Health Forum, 19 p.

New South Wales Environmental Protection Agency (1995) - Appendix 1 - Contaminated Sites - Sampling Design Guidelines

US-EPA (United States Environmental Protection Agency) (1995) - EPA Observational Economy Series, Volume 1: Composite Sampling. Rapport EPA -230-R-95-005, 19 p.

US-EPA (United States Environmental Protection Agency) (1996) - Soil Screening Guidance: Technical Background Document. Rapport EPA 540/R-95/128.

STRATEGIE ET TECHNIQUE D'ECHANTILLONNAGE DES SOLS POUR L'EVALUATION DES POLLUTIONS

Matériel d'échantillonnage

Sommaire

I. GENERALITES	3
II. MATERIEL DE PRELEVEMENT MANUEL	3
II.1. PELLE, TRUELLE, CUILLERE	3
II.1.1. Domaine d'emploi.....	3
II.1.2. Prévention des contaminations.....	4
II.2. TARIERE A MAIN	4
II.3. TUBE DE PRELEVEMENT	6
II.4. MICRO-CAROTTAGE MANUEL	7
III. MATERIEL DE PRELEVEMENT EN PROFONDEUR SEMI-MANUEL	8
III.1. TARIERE A BRAS, MOTO-TARIERE	8
III.2. PRELEVEUR HYDRAULIQUE A PISTON	9
IV. MATERIEL DE PRELEVEMENT EN PROFONDEUR PAR FORAGE	10
IV.1. TARIERE MECANIQUE	11
IV.1.1. Tarière pleine (tarière contrôlée, tarière à vis).....	11
IV.1.2. Tarière à tige creuse.....	12
IV.2. FORAGE A PERCUSSION PAR CABLE	14
IV.3. FORAGE ROTATIF	14
IV.4. PRELEVEURS PAR PUSSEE	15
IV.4.1. Préleveur à gouge fendue (Split Barrel Sampler, split-spoon sampler, split-spoon corer).....	15
IV.4.2. Tube préleveur à paroi mince (Thin Walled Tube, tube Shelby).....	16
IV.4.3. Préleveur à tube (Corebarrel liners, ring-lined barrel samplers).....	17
IV.5. PRELEVEURS PAR ROTATION (OUTILS DE FORAGE)	18
IV.5.1. Tarière à godet.....	18
IV.5.2. Echantillonneur rotatif (carottier en continu).....	19
IV.5.3. Appareils d'échantillonnage continu.....	20
V. SONDES ET ECHANTILLONNAGE PAR SONDE DYNAMIQUE	20
V.1. GENERALITES	20
V.2. SONDES ET DISPOSITIFS D'ECHANTILLONNAGE A FENETRE	20
V.3. SONDES CONTROLEES	21
VI. MATERIEL SPECIFIQUE AUX COMPOSES ORGANIQUES VOLATILS (COV/VOC)....	21
VII. REFERENCES	23

I. GENERALITES

Le présent document présente les matériels susceptibles d'être utilisés pour une campagne d'échantillonnage. Il ne précise pas la manière de les mettre en oeuvre (voir chapitre 3, Techniques d'échantillonnage) ou de les utiliser (voir la documentation du fournisseur).

Les matériels décrits ici sont mentionnés dans la norme internationale de référence:

ISO 10381-2 « Qualité du sol – Echantillonnage – Partie 2 : Lignes directrices pour les techniques d'échantillonnage » (2003),

ou dans des normes nationales mais largement reconnues, notamment:

ASTM D 6232 – 00 Standard Guide for Selection of Sampling Equipment for Waste and Contaminated Media Data Collection Activities

Les catalogues de fournisseurs traditionnels de matériel d'échantillonnage ont été également consultés. Les matériels d'excavation ne sont pas présentés ici, toutefois quelques indications utiles pour leur choix ou leur utilisation figurent dans la norme ISO 10381-2. Les aspects sécurité ne sont pas abordés dans le présent document, le lecteur est invité à se reporter à la norme ISO et aux manuels des équipements utilisés.

En règle générale, un matériel peut être utilisé de manière valide :

- s'il est explicitement mentionné par la norme, et que ses conditions d'emploi sont respectées, OU
- s'il peut être démontré qu'il permettra d'obtenir des échantillons de même représentativité que les matériels mentionnés dans la norme. Cette démonstration doit alors être jointe au rapport d'essais.

Seuls certains matériels sont aptes à fournir des échantillons de sol non remaniés, où la structure du sol et ses horizons sont préservés. Cette propriété est souhaitable dans un petit nombre de cas : description du profil de sol, études microbiologiques, et surtout détermination des composés organiques volatils (§ V).

Quel que soit le matériel concerné, et quelle que soit la norme, un certain nombre de règles s'appliquent de manière à éviter toute contamination de l'échantillon, notamment:

- nettoyage soigné du matériel de prélèvement, voire recours à des outils de prélèvement jetables, afin d'éviter la contamination croisée entre échantillons,
- outils de prélèvement construits en matériaux non susceptibles de contaminer l'échantillon en substance à doser. Il peut être nécessaire de disposer de plusieurs outils distincts si la contamination à étudier est complexe: plastique ou métal revêtu (mais non peint) pour les prélèvements pour dosage de métaux, inox ou bronze pour les prélèvements pour analyses organiques, par exemple,
- lubrification de l'outil, si nécessaire, par un composé n'interférant pas avec les analyses à effectuer.

II. MATERIEL DE PRELEVEMENT MANUEL

Ces matériels sont utilisés pour les prélèvements de sol superficiels (profondeur inférieure à 30 cm) ou pour les prélèvements dans des fosses ou puits (ISO 10381-2, § A.4). Le matériel nécessaire au creusement de ces fosses ou puits n'est pas décrit ici.

II.1. PELLE, TRUELLE, CUILLERE

II.1.1. Domaine d'emploi

Ces outils permettent de recueillir à la surface du sol ou en fond de puits des échantillons de sol meuble remaniés:

- en couche superficielle, ou
- à une profondeur donnée, après avoir retiré avec un matériel approprié (spatule, pelle, couteau ou bêche

propres) les couches sus-jacentes.

Ils sont généralement inutilisables dans les matériaux compacts.

Ils permettent en outre (en particulier, les truelles et les pelles de petite taille de type pelles de jardinage) d'effectuer des prélèvements sur les parois d'une fosse de grandes dimensions, pour des horizons bien précis, par exemple.

Leur principal avantage est leur simplicité d'utilisation associée à un faible coût.

Il est cependant important de choisir une taille d'outil qui respecte la correction des prélèvements au regard notamment, de la granulométrie des matériaux échantillonnés (Gy, 1988 ; Wavrer, 1996).

II.1.2. Prévention des contaminations

Dans la mesure du possible, il est souhaitable d'éviter l'utilisation d'outils peints.

Pour le dosage des composés organiques (HAP, phénols), on utilisera de préférence des outils en acier inoxydable.

Pour le dosage des composés inorganiques (par ex. métaux lourds), on préférera lorsque c'est possible des outils en polyéthylène haute densité. L'acier inoxydable doit être utilisé avec prudence, car il peut contenir des quantités non négligeables de chrome, manganèse, molybdène et nickel, ainsi que du cobalt, du vanadium et du tungstène.

Lorsque le sol à échantillonner est fortement contaminé, ou lorsque la sensibilité requise est élevée, on choisira de préférence une pelle plastique jetable ou une pelle à revêtement antiadhérent (PTFE - Teflon®) pour les prélèvements pour dosage de métaux, et une pelle inox pour les prélèvements pour analyses organiques.

Les pelles sont inadaptées pour le prélèvement de sols en vue du dosage des polluants volatils.

Les pelles doivent être soigneusement nettoyées entre deux prélèvements.

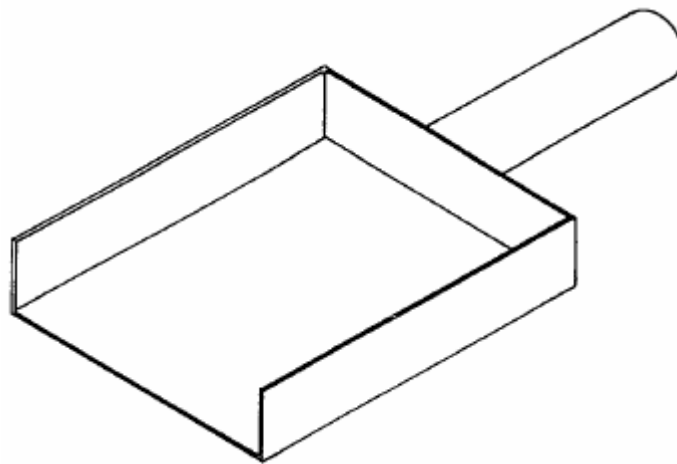


Figure 1 : pelle à prélèvements (ASTM)

Référence :

ASTM D 5633 – 94 Standard Practice for Sampling with a Scoop

II.2. TARIERE A MAIN

Tout comme les préleveurs par carottage, cet instrument est poussé dans le sol à échantillonner, puis tourné pour récupérer le prélèvement. Ce dernier est ensuite extrait du trou creusé. La profondeur d'utilisation d'une tarière à main varie selon la compacité du sol et son contenu en graviers. Elle peut atteindre 5m pour des sols sablonneux.

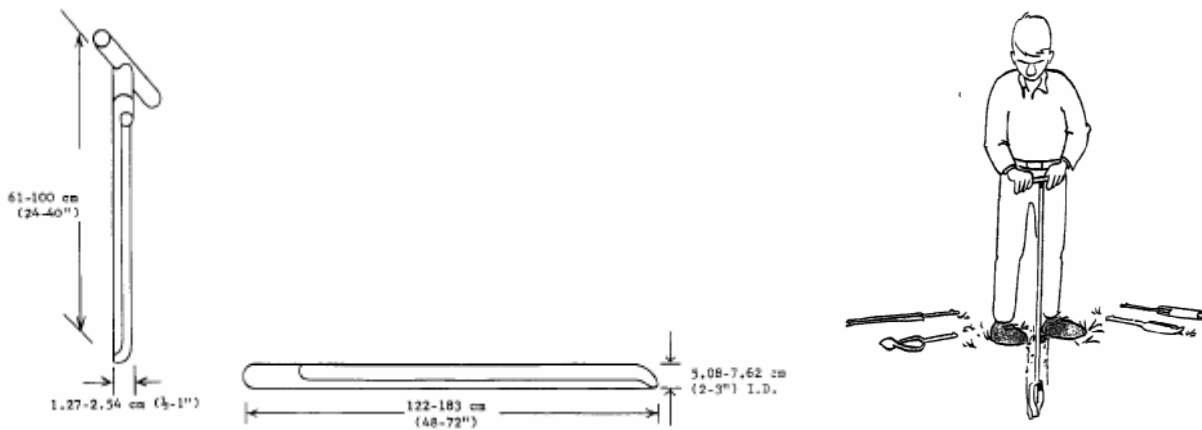


Figure 2: Tarières à main (ASTM, à gauche; Wavrer, 1997, à droite)

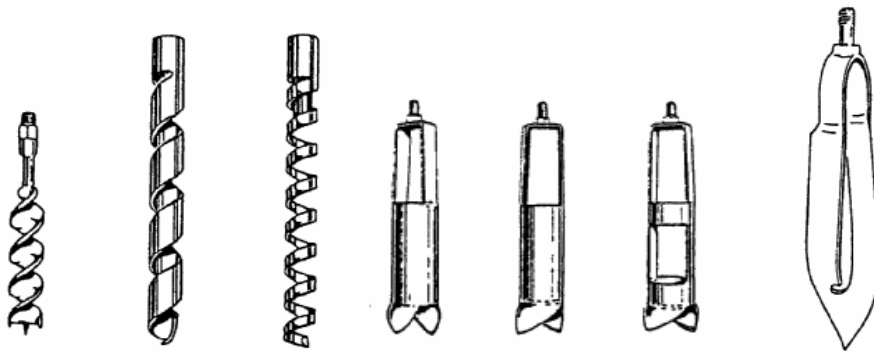


Figure 3 : Différents types de tarières à main; de gauche à droite: à vis, à gouge, type allemand (Wavrer, 1997)

La tarière doit être enfoncée à peu près perpendiculairement à la surface du sol ou à la paroi de la fosse, puis tournée (1 ou 2 fois) pour extraire l'échantillon. Cette extraction doit être effectuée lentement pour éviter d'inclure des fragments plus superficiels dans l'échantillon. Si un échantillon non remanié est requis, vérifier son aspect et l'absence de cassure avant de le conditionner. Si besoin, rééchantillonner à proximité du premier trou.

Il convient de prendre garde à ne pas introduire de matériaux superficiels lors de l'introduction de la tarière. Il est possible de tuber le trou pour éviter ce problème.

Les tarières à main (cf. Figure 2) sont généralement constituées de plusieurs parties aisément et rapidement démontables (une tête d'attaque et de prélèvement, une ou deux extensions et une poignée en T).

Il existe deux grands types de têtes d'attaque (cf. Figure 3) :

- les spirales continues (ou vis), qui remontent au fur et à mesure de l'avancement l'échantillon entre les « dents » de la spirale.
- les gouges, qui maintiennent l'échantillon dans une « chambre » cylindrique.

Enfoncées progressivement dans le sol par rotation dans le sens des aiguilles d'une montre les tarières à main peuvent être utilisées jusqu'à des profondeurs d'investigation de 2 m en moyenne, 5 m plus rarement lorsque les sols sont sableux et cohérents. Des profondeurs moins importantes peuvent être observées dans le cas de sols présentant des obstacles particuliers tels que, par exemple, des matériaux grossiers ou des gravats (fréquemment rencontrés dans les remblais de sites industriels) ou dans les argiles collantes et les sables cimentés.

Les principaux avantages des tarières à main sont, avant tout, leur facilité et leur rapidité d'utilisation, associées à un coût modéré. Cependant, les échantillons de sol prélevés au moyen de cet outil étant fortement remaniés au cours de leur extraction, l'estimation des profondeurs (de prélèvements, de changements de faciès, etc.), ainsi que les descriptions de structures sont de ce fait impossibles à réaliser (destruction des agrégats naturels, «enrubannement» des taches).

D'autre part, il peut être difficile de récupérer un échantillon dans un sol très peu cohérent, surtout lorsqu'il est sec, le matériau n'étant alors pas retenu dans l'outil et les risques de contamination de l'échantillon (soit par retombée de matériel dans le trou, soit lors de la remontée de la tarière) ne sont pas négligeables.

Référence :

ASTM D 5451 – 93 Standard Practice for Sampling Using a Trier Sampler

II.3. TUBE DE PRELEVEMENT

Ce type d'outil consiste en un tube (ou une sonde) enfoncé en force dans le sol, ce qui entraîne son remplissage. Le retrait du tube permet alors de récupérer un échantillon.

Celui-ci, contrairement aux échantillons prélevés à l'aide d'une tarière, n'est pas remanié, la méthode n'étant pas rotative. Dans ce cas, les profondeurs peuvent théoriquement être plus facilement appréciées, tout comme les descriptions de structures ou l'identification des horizons, même si un effet de compaction dû à la poussée de l'outil dans le sol n'est pas à exclure. Pour ces raisons, les tubes de prélèvement sont souvent utilisés pour obtenir des informations géologiques.

Le tube préleveur peut être enfoncé dans le sol manuellement (éventuellement à l'aide d'une masse) ou grâce à une presse hydraulique ou mécanique. Cependant, cette technique se trouve rapidement limitée dans les sols compactés ou à matériaux grossiers.

Les modèles les plus couramment utilisés sont (cf. Figure 4) :

- (a) Les tubes échantillonneurs de sol simples,
- (b) Les tubes Veihmeyer ou tubes King,
- Les tubes (ou carottiers) à lumières (Figure 19),
- (c) Les tubes échantillonneurs à parois minces ou Shelby tubes,
- (d) Les échantillonneurs à piston.

Ajoutons qu'il est possible, dans certains tubes, d'adapter des manchons très utiles pour le conditionnement rapide (par simple bouchage du manchon après retrait du tube). Cette possibilité est intéressante pour les échantillons destinés au dosage des volatils, par exemple.

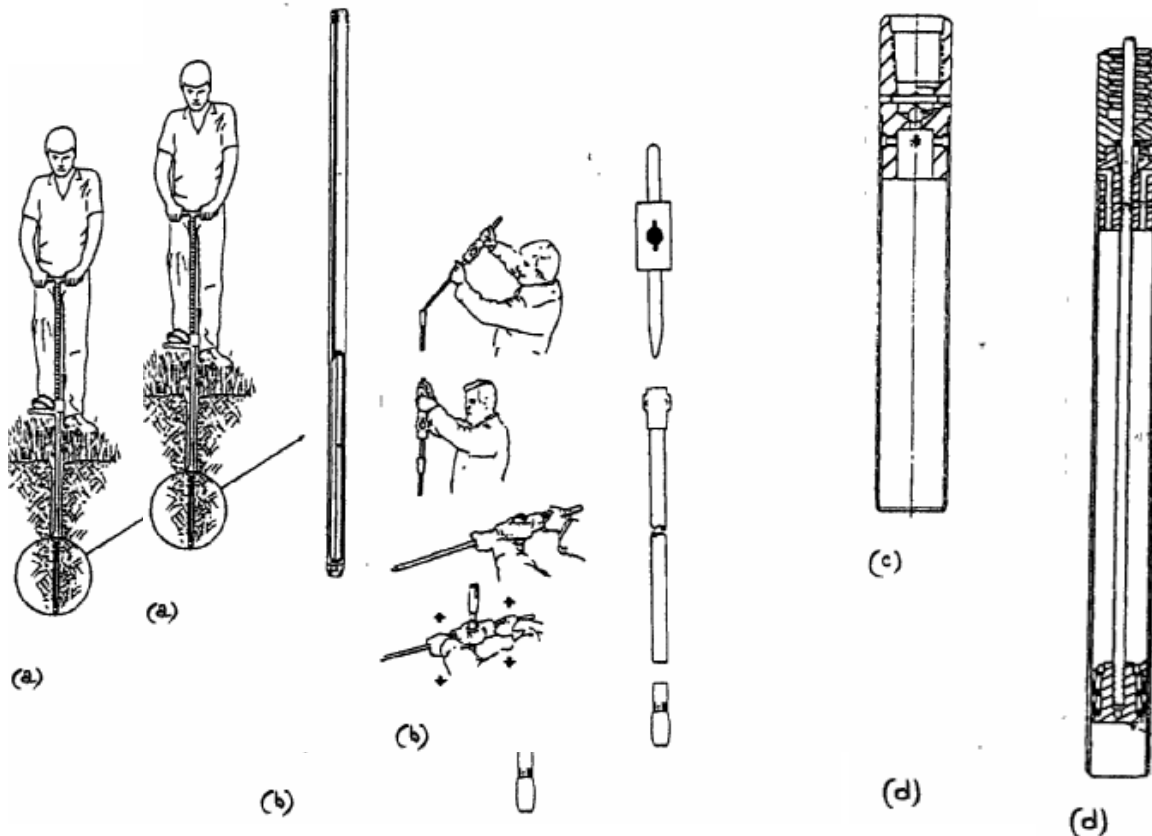


Figure 4 : Tubes de prélèvement (Wavrer, 1997)

S'ils sont faciles à mettre en oeuvre et assez peu onéreux, les tubes de prélèvement peuvent cependant être limités dans leur utilisation pour des sols meubles à granulométrie fine (difficulté de retenir l'échantillon dans le tube), ou pour des sols ou des remblais contenant des blocs de grosses tailles. Dans ce dernier cas, une ségrégation importante sur la granulométrie des constituants est généralement observée, les plus grosses particules étant alors systématiquement « oubliées » lors de l'échantillonnage. De plus, un tube de prélèvement peut être assez, voire très difficile à retirer manuellement du sol, une fois la profondeur envisagée atteinte. A ce sujet, il existe des systèmes permettant de faciliter le retrait à la fin de l'échantillonnage (tubes Veihmeyer) et l'utilisation d'une presse hydraulique ou à percussion (cf. Figure 19), par exemple, permet de s'affranchir complètement de ce genre de problème.

ASTM D 4700 – 91 Standard Guide for Soil Sampling from the Vadose Zone

ASTM D 6282 – 98 Standard Guide for Direct Push Soil Sampling for Environmental Site Characterizations

II.4. MICRO-CAROTTAGE MANUEL

Les dispositifs d'échantillonnage spécifiques mis au point pour les prélèvements pour dosage des COV/VOC (§ VI) peuvent être utilisés pour d'autres types de prélèvements.

Le principe de ces dispositifs est simple : on presse un tube muni d'un piston relevé dans le sol, comme un emporte pièce. On extrait le tube et l'échantillon de sol contenu, puis on transfère cet échantillon dans le récipient de transport en repoussant le piston. Une seringue de prélèvement coupée à l'extrémité (Figure 5) est un exemple de ce type de préleveur, qui perturbe peu l'échantillon, et est de ce fait adéquat pour le dosage des composés volatils.

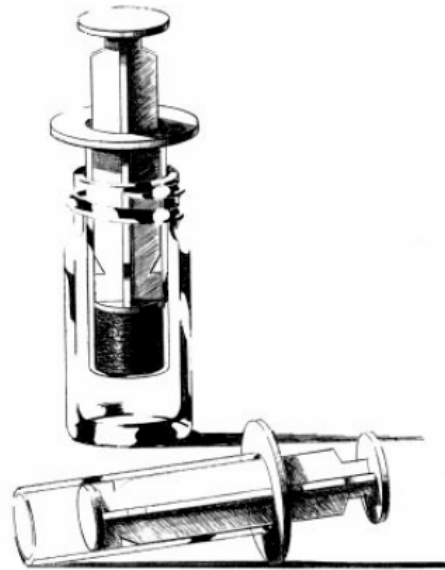


Figure 5 : Dispositif de micro-carottage réalisé avec une seringue coupée (ASTM D 4547)

Normes applicables:

ASTM D 4547 – 98 Standard Guide for Sampling Waste and Soils for Volatile Organic Compounds

III. MATERIEL DE PRELEVEMENT EN PROFONDEUR SEMI-MANUEL

III.1. TARIERE A BRAS, MOTO-TARIERE

Afin de réduire l'effort lors du prélèvement, et/ou de pouvoir augmenter la profondeur d'échantillonnage, il existe des tarières équipées de bras de levier (utilisation par 2 hommes) ou de moteurs électriques ou thermiques (moto-tarières, Figure 6). Ces tarières peuvent être montées sur des véhicules.

Elles consistent généralement en une spirale actionnée par un moteur et maintenue par deux personnes. Si le principal avantage du moteur est de faciliter la pénétration de l'outil dans le sol, celui-ci engendre néanmoins une manipulation plus fastidieuse en raison de son poids et des risques de blocage de la spirale. De plus des risques supplémentaires de contamination du sol par les fumées de l'appareil ou par d'éventuelles fuites d'huile ou d'essence ne sont pas à négliger.

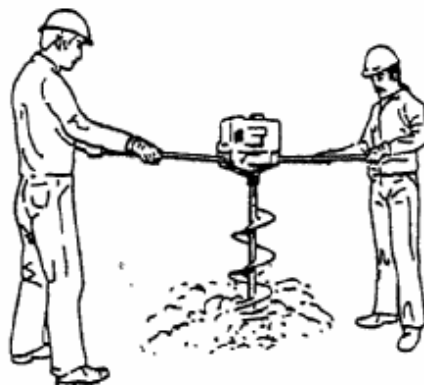


Figure 6 : Tarière à moteur (ASTM, D4700)

D'une façon pratique, lorsque les profondeurs à atteindre sont élevées (6 - 8 m) et afin de limiter les risques de contamination lors du prélèvement, la tarière à moteur peut être utilisée pour ouvrir le trou jusqu'à la profondeur d'échantillonnage, tandis que l'échantillon proprement dit est prélevé à l'aide d'une tarière à mains (éventuellement équipée de la rallonge adéquate).

La technique de la tarière (à mains ou à moteur) est adaptée à l'échantillonnage de sites homogènes ou supposés comme tels ou à l'estimation moyenne de sol en surface, pour lesquels les échantillons n'ont pas besoin d'être intacts.

Référence :

ASTM D 6151 – 97 Standard Practice for Using Hollow-Stem Augers for Geotechnical Exploration and Soil Sampling

III.2. PRELEVEUR HYDRAULIQUE A PISTON

Ce type de matériel est destiné à recueillir des échantillons meubles ou peu consolidés, lorsque les préleveurs à tube n'y parviennent pas. Il est parfois nécessaire d'amarrer solidement la plate-forme afin d'éviter une remontée du dispositif pendant l'introduction du tube échantillonneur. Les échantillons obtenus sont peu remaniés.

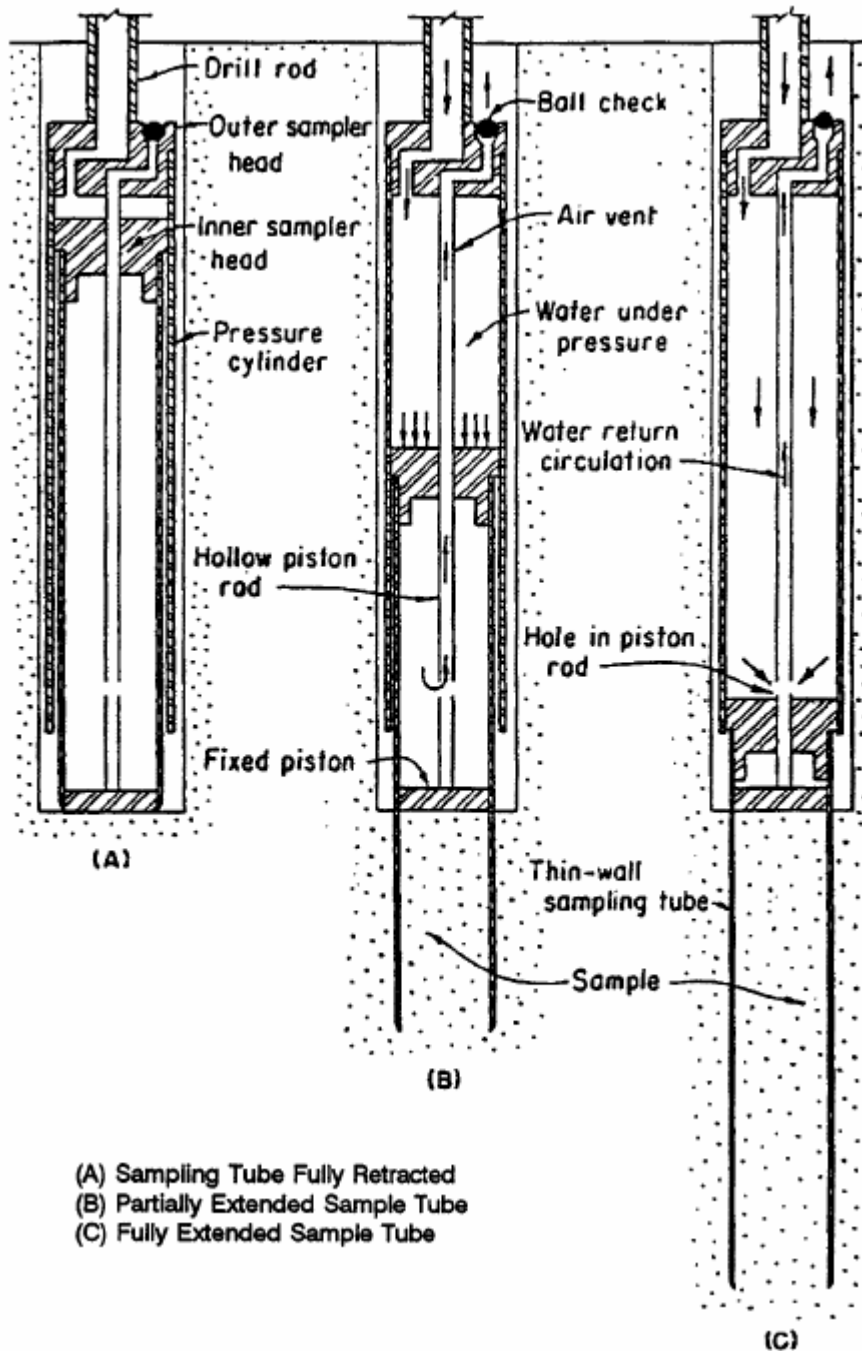


Figure 7 : Préleveur hydraulique à piston en opération (ASTM D 6519)

ASTM D 6519 – 00 Standard Practice for Sampling of Soil Using the Hydraulically Operated Stationary Piston Sampler

IV. MATERIEL DE PRELEVEMENT EN PROFONDEUR PAR FORAGE

Lorsque les profondeurs à atteindre sont importantes (jusqu'à plusieurs dizaines de mètres) et que les méthodes précédemment exposées ne peuvent plus être utilisées, la solution peut consister en la mise en oeuvre de sondeuses ou de foreuses dont les possibilités techniques sont plus grandes.

La plupart d'entre elles sont basées soit sur une méthode rotative (IV.1, IV.3), soit une méthode percussive (IV.2). On retrouve sensiblement les mêmes types d'outils que ceux utilisés manuellement et présentés en III, la

principale différence (mis à part le mode d'entraînement) réside surtout dans leur taille et dans quelques modifications permises par cette augmentation de taille.

Les outils de prélèvement de cette catégorie sont utilisés en association avec des équipements de forage et permettent de prélever des sols plus cohésifs et/ou d'atteindre des profondeurs plus importantes (jusqu'à 20-25 m).

Référence normative :

ASTM D 6169 – 98 Standard Guide for Selection of Soil and Rock Sampling Devices Used With Drill Rigs for Environmental Investigations

IV.1. TARIERE MECANIQUE

Les forages peuvent être réalisés à l'aide d'une tarière pleine ou creuse à tête amovible (cf. Figure 8). Dans les deux cas, l'outil est constitué d'une tarière en forme d'hélice, à l'intérieur de laquelle, dans le cas des tarières creuses, peuvent être descendus des outils de prélèvement, tels que des tubes ou des sondes, une fois la profondeur désirée atteinte.

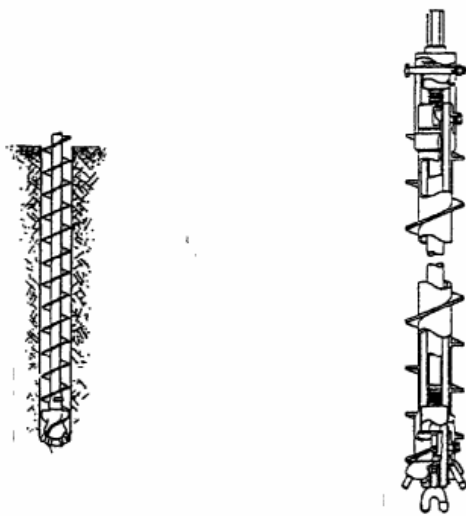


Figure 8 : Tarière pleine et tarière creuse (Wavrer, 1997)

Les tarières ne nécessitent pas, contrairement aux outils de forage, de lubrification à l'avancement par fluide. Ceci évite de contaminer les échantillons.

IV.1.1. Tarière pleine (tarière contrôlée, tarière à vis)

Cet outil, actionné par une machine généralement située sur un camion, permet de creuser des trous de diamètre plus important qu'une moto-tarière, et de descendre à des profondeurs plus importantes (jusqu'à 25 m dans un sous-sol meuble).

La tarière pleine n'a guère comme avantage que de descendre plus profond et plus vite qu'une tarière à main. Il n'y a aucune possibilité de décrire un profil, ni de prélever un échantillon intact. Deux types de tarières pleines sont mentionnés par la norme ISO: la tarière contrôlée et la tarière à vis.

La tarière contrôlée comporte sur sa tête des spirales de faible écartement (Figure 8 gauche), et doit être retirée du trou tous les mètres pour évacuer les déblais, tandis que la tarière à vis (Figure 9) les évacue en continu au moyen d'une vis sans fin.

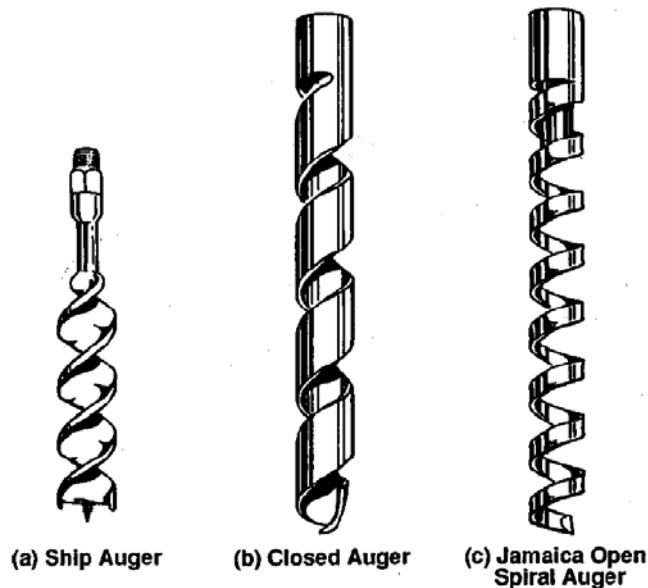


Figure 9 : Tarières à vis (ASTM D4700)

Dans les deux cas, il est impossible de décrire le profil de sol à l'avancement, et il y a des risques importants de contamination entre strates. Ces types de tarière ne présentent donc pour les études environnementales qu'un intérêt limité aux reconnaissances rapides de site.

Il est difficile de prélever à la tarière en-dessous du niveau hydrostatique, sauf dans les terrains argileux. Il est malgré tout possible de recueillir des échantillons meubles avec une tarière à tige creuse et un préleveur à gouge fendue en-dessous du niveau hydrostatique.

IV.1.2. Tarière à tige creuse

La tarière creuse (Figure 8 droite et Figure 10) permet également dans un premier temps de descendre rapidement à une profondeur donnée, mais également de prélever ensuite un échantillon intact à l'aide d'un tube tout en laissant la tarière en place (risques de contamination réduits). Il est possible de profiter de ce tubage temporaire pour descendre dans le trou d'autres instruments de prélèvement ou des instruments de mesure. L'opération peut être renouvelée éventuellement plusieurs fois si nécessaire, à des profondeurs différentes.

Ces outils peuvent également être utilisés pour la réalisation de piézomètres ou pour des forages d'observation des gaz ou polluants volatils.

Ce type de tarière reste néanmoins limité aux sols plutôt meubles. Pour des sols très compacts, il est nécessaire de recourir aux techniques de forage proprement dites.

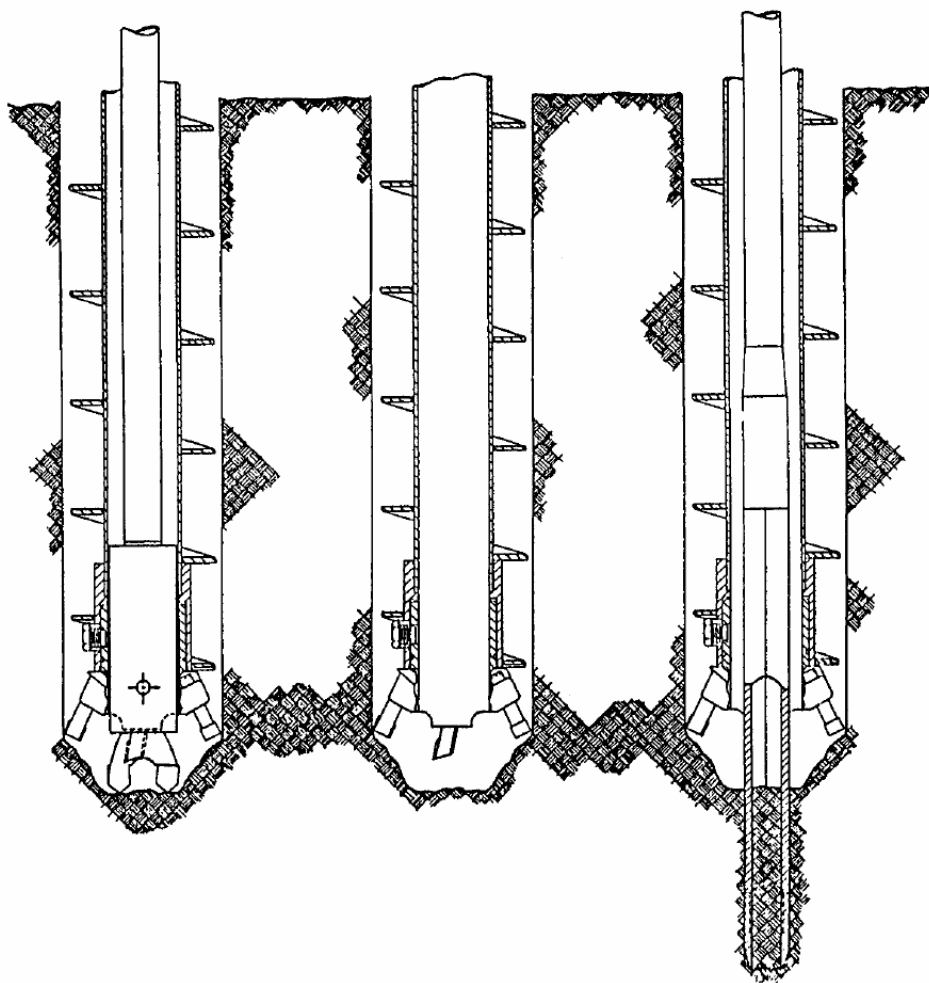


Figure 10 : Echantillonnage avec une tarière à tige creuse (ASTM D 6151)

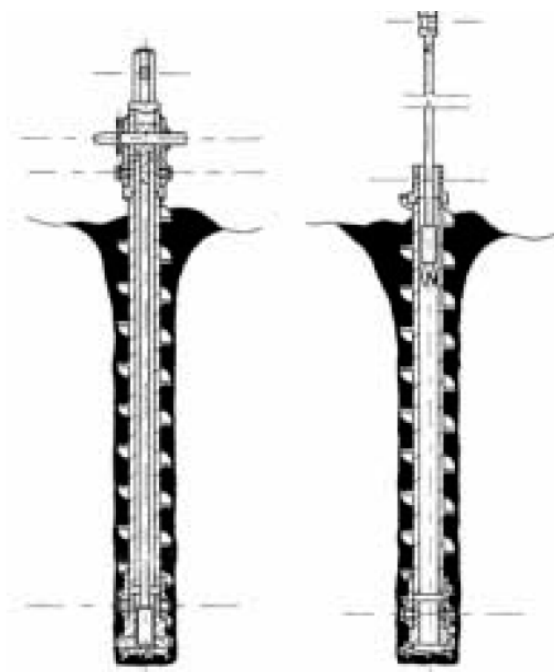


Figure 11 : Echantillonnage avec une tarière à tige creuse (APAGEO)

Référence normative : ISO 10381-2, § A.2.3

ASTM D 6151 – 97 Standard Practice for Using Hollow-Stem Augers for Geotechnical Exploration and Soil Sampling

IV.2. FORAGE A PERCUSSION PAR CABLE

Ce type d'échantillonnage consiste à enfoncer un tubage par percussion (ou par battage) à l'aide d'un marteau généralement suspendu à un câble d'acier. Plus long à mettre en oeuvre que les foreuses rotatives, ce type d'outil nécessite également la présence d'eau dans le forage, avec les risques qui en découlent (transport de fragments de sol entre différents niveaux, contamination par les polluants contenus dans les niveaux sus-jacents, voire contamination par l'eau utilisée). Il permet d'atteindre des profondeurs plus importantes, de forer à de plus grands diamètres et/ou de forer des niveaux plus compacts.

Les échantillons sont ensuite prélevés à la cuiller ou avec une tarière introduite dans le trou ; ils sont remaniés.

Référence normative : ISO 10381-2, § A.2.1

IV.3. FORAGE ROTATIF

Les forages peuvent aussi être réalisés grâce à des forets rotatifs, ceux-ci se répartissant en deux grands types :

- Les forets de perforation (cf. Figure 12), utilisés pour des prélèvements séquentiels, qui se contentent de percer les matériaux de duretés variées. Les résidus de forages sont ramenés en surface grâce à un fluide (généralement de la boue, parfois de l'eau ou de l'air), nécessaire également pour refroidir l'outil.
- Les forets de carottage qui consistent en un cylindre métallique dont l'extrémité est formée d'une tête tranchante. L'échantillon (une carotte) est recueilli à l'intérieur du cylindre et a pour principale qualité de ne pas être remanié. Ce type d'outil (cf. Figure 13) a néanmoins généralement aussi besoin d'un refroidissement, assurée par un fluide (boue, eau ou air).

Si, dans ce dernier cas, des échantillons quasiment intacts et non remaniés peuvent être récupérés, l'utilisation d'un fluide de refroidissement peut engendrer des perturbations non négligeables :

- Un flux d'eau ou de boue peut tout à fait entraîner des réactions avec les matériaux rencontrés et augmente le risque de contamination entre niveaux (contamination par fragments de sol ou par les polluants présents). Dans le cas des boues de forage, la présence de réactifs chimiques est susceptible de perturber notablement l'analyse.
- Un flux d'air limite les interactions avec les matériaux, mais augmente le risque de pertes d'éventuels produits volatils. Cette technique est donc déconseillée pour le prélèvement d'échantillons pour le dosage de COV, par exemple.

Référence normative : ISO 10381-2, § A.2.2



Figure 12 : Forage carotté

IV.4. PRELEVEURS PAR POUSSEE

Ces préleveurs peuvent être introduits depuis la surface par pression (piston) ou en fond de forage pour prélever des échantillons non remaniés.

IV.4.1. Préleveur à gouge fendue (Split Barrel Sampler, split-spoon sampler, split-spoon corer)

Ce préleveur est constitué (Figure 13) de deux demi-coques cylindriques maintenues solidaires lors de la descente. Une fois remonté au jour, il s'ouvre en deux pour donner accès à un échantillon non perturbé (carotte), et permettre également de recueillir séparément des échantillons correspondant à des niveaux précis. Le diamètre du tube peut varier de 35 à 80 mm, les plus gros tubes étant utilisés aux plus faibles profondeurs.

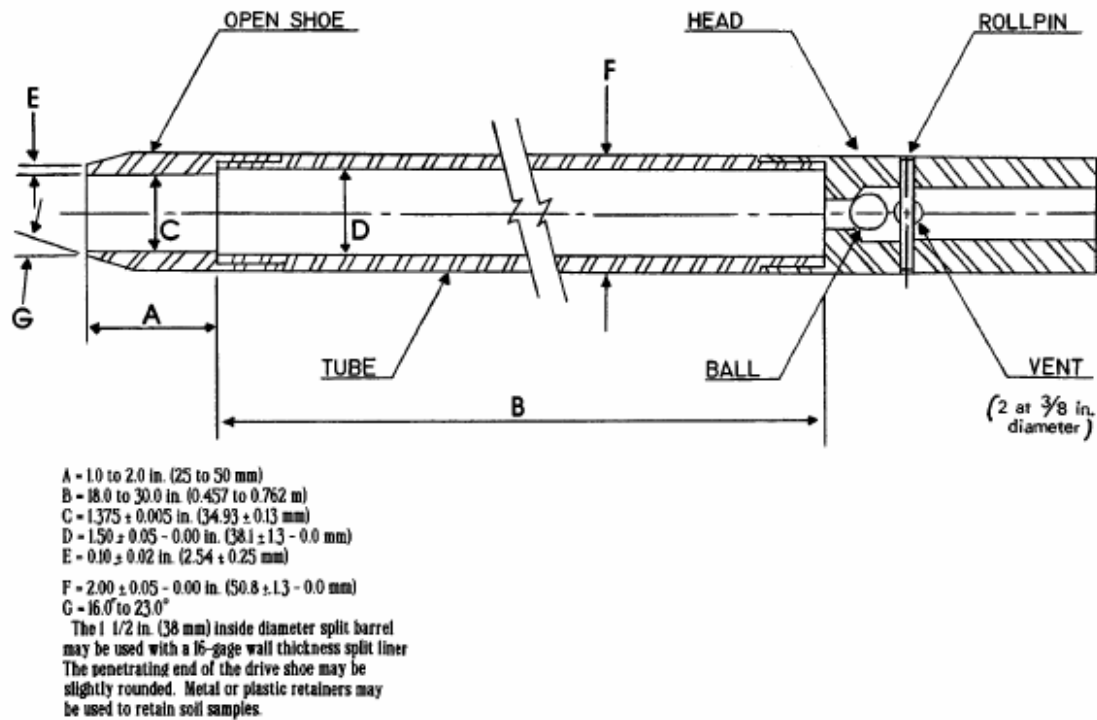


Figure 13 : Préleveur à gouge fendue (ASTM D 1586 - D 6169)

Référence normative : ASTM D 1586 – 99: Test Method for Penetration Test and Split-Barrel Sampling of Soils

IV.4.2. Tube préleveur à paroi mince (Thin Walled Tube, tube Shelby)

Ce type de préleveur ne peut être utilisé que pour des sols susceptibles d'être pénétrés aisément. Il doit être évité pour les sols contenant des graviers ou des fragments de grande taille, ainsi que pour les sols compactés ou très durs. Il est fréquemment utilisé en association avec les forages "rotary" avec fluides (mais il faut alors prendre garde aux possibles interférences des fluides de forage avec les substances à analyser !) et avec les tarières à tige creuse.

Il permet de recueillir des échantillons non remaniés, pas toujours faciles à extraire, et est particulièrement adapté aux échantillonnages de surface ou de faible profondeur en sols meubles. On introduit le préleveur dans le sol, on l'en retire avec l'échantillon à l'intérieur ; l'extraction est facilitée par une rotation du tube, qui crée un cisaillement du sol à l'extrémité. Si nécessaire, on pose à chaque extrémité des opercules pour éviter les pertes d'échantillon pendant le transport, puis on extrait l'échantillon. Un stockage trop prolongé de l'échantillon dans le préleveur peut favoriser la corrosion du tube, l'endommageant et contaminant l'échantillon.

Référence normative : ASTM D 1587 – 00: Standard Practice for Thin-Walled Tube Sampling of Soils for Geotechnical Purposes

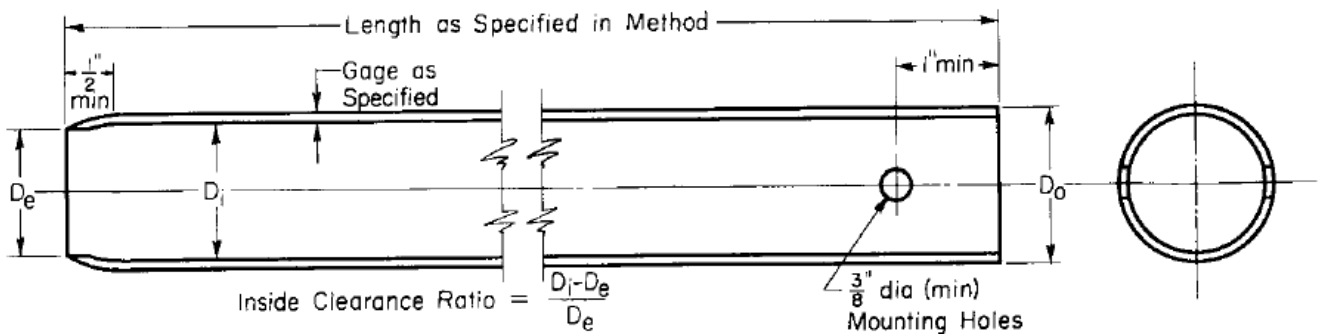


Figure 14 : Préleveur à paroi mince (ASTM D 1587)

La mise en œuvre des préleveurs à tube par poussée permet l'échantillonnage successif à plusieurs profondeurs (Figure 15).

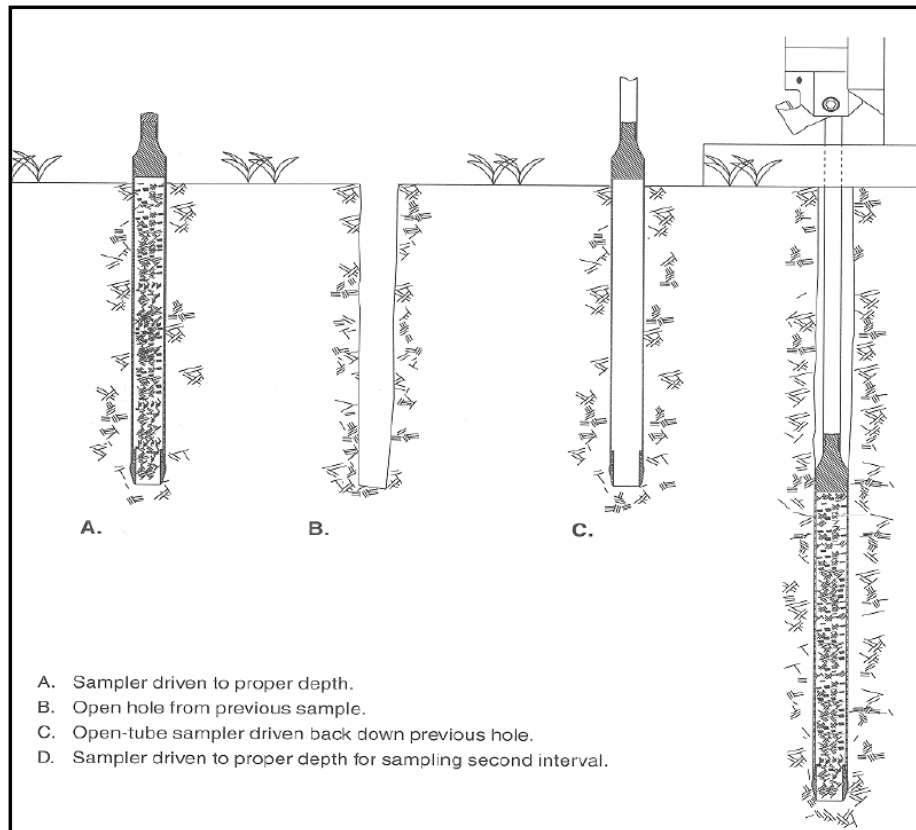


Figure 15 : Prélèvement à différentes profondeurs avec un préleveur à tube (Ohio EPA, 2005)

IV.4.3. Préleveur à tube (Corebarrel liners, ring-lined barrel samplers)

Le préleveur est ici un tube à parois épaisses dont le bord d'attaque est biseauté (Figure 16). Il peut supporter des percussions plus sévères que les préleveurs à tube mince, comme celui décrit ci-dessus.

L'accès à l'échantillon s'effectue à travers les extrémités ouvertes; ce type de préleveur permet aussi l'échantillonnage de niveaux séparés, mais avec moins de précision, et les échantillons extraits sont davantage perturbés.

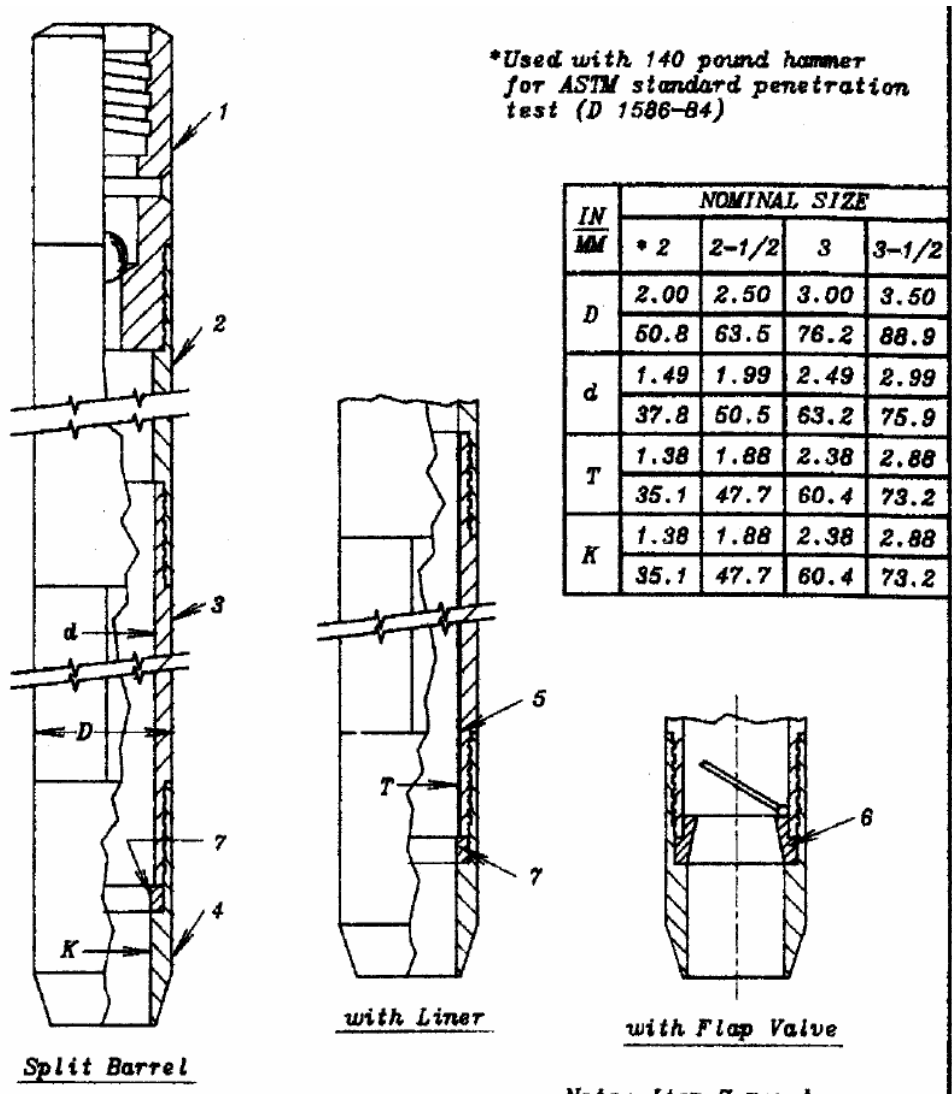


Figure 16 : préleveur à tube (ASTM D3550)

Référence normative :

- ASTM D 3550 – 01 Standard Practice for Thick Wall, Ring-Lined, Split Barrel, Drive Sampling of Soils
- ASTM D 4700 – 91 Standard Guide for Soil Sampling from the Vadose Zone

IV.5. PRELEVEURS PAR ROTATION (OUTILS DE FORAGE)

IV.5.1. Tarière à godet

Cet outil de grande taille (12 à 48 pouces, 300 à 1219 mm), est constitué essentiellement d'une tarière à disque montée sur charnière à l'extrémité inférieure d'un tube d'acier ou godet de diamètre voisin. La tarière sert à la fois à forer le trou et à ramener les échantillons de sol. L'échantillon est totalement remanié et son contenu en eau peut être altéré.

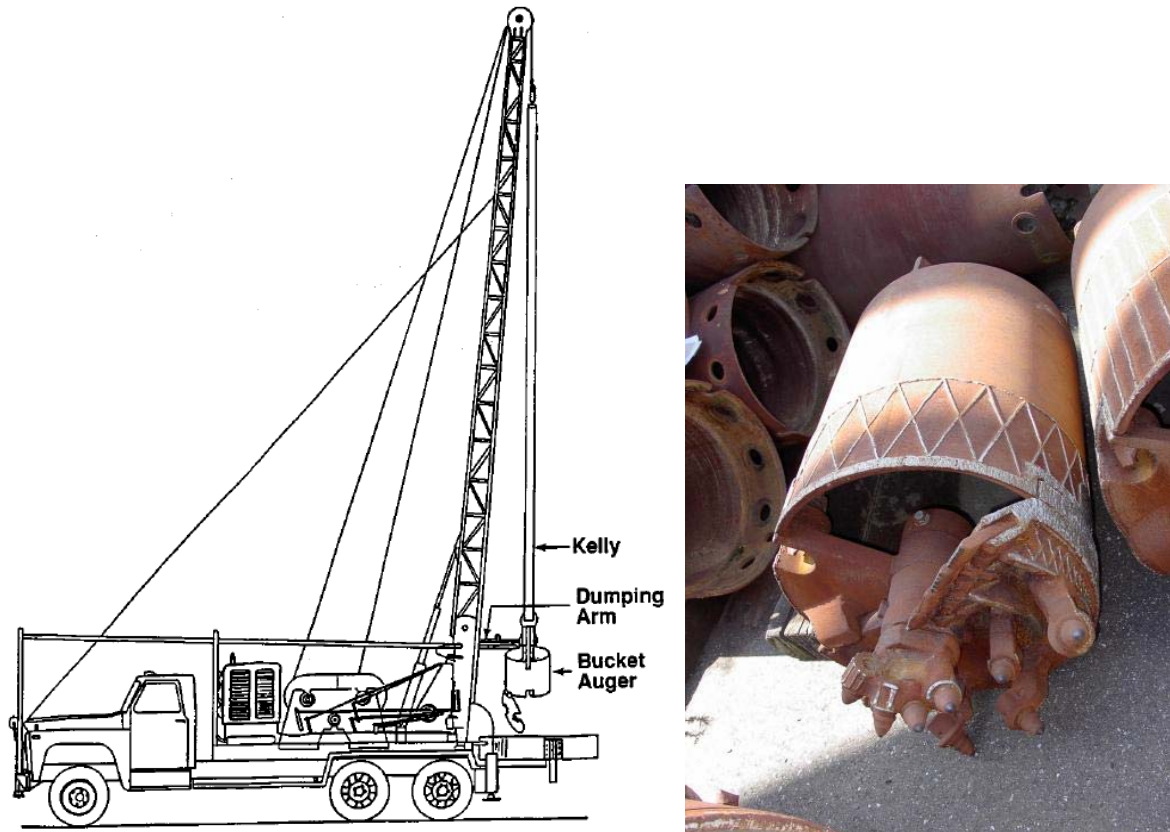


Figure 17: Tarière à godet (ASTM D4700 ; photo : BMB Baumaschinen Beyer GmbH)

Références :

- ASTM D 1452 – 80 Standard Practice for Soil Investigation and Sampling by Auger Borings
- ASTM D 4700 – 91 Standard Guide for Soil Sampling from the Vadose Zone

IV.5.2. Echantillonneur rotatif (carottier en continu)

De tels dispositifs peuvent être adaptés sur une tarière à tige creuse (§ IV.1.2) utilisée comme outil de creusement par une machine de forage (Figure 18). La longueur d'outil est souvent de 5 pieds (1.52 m) et il est installé dans l'élément de tête de la tarière creuse. La rotation de l'échantillonneur est bloquée lorsque le train de forage tourne. Dans de bonnes conditions, on obtient des carottes de sol continues d'environ 1.50m (voir Fig. 18). Le bâti peut être cylindrique ou à gouge fendue, avec ou sans revêtement métallique ou non-métallique, en fonction des besoins de l'échantillonnage. L'échantillon de sol peut être retenu par une grille ou un opercule.

L'échantillonneur est immobilisé dans le tube de tarière, son extrémité ouverte dépassant à l'avant. Le sol foré par la tarière pénètre dans le préleveur. Celui-ci est retiré en fin de passe (1,50 m) et l'échantillon recueilli. Cette méthode est rapide car il n'est pas nécessaire de sortir le train pour recueillir l'échantillon. Cet équipement convient pour les sols silteux, argileux, et les sables à grain fin. Il est utilisable pour des sols beaucoup plus durs ou consolidés que les tubes minces.

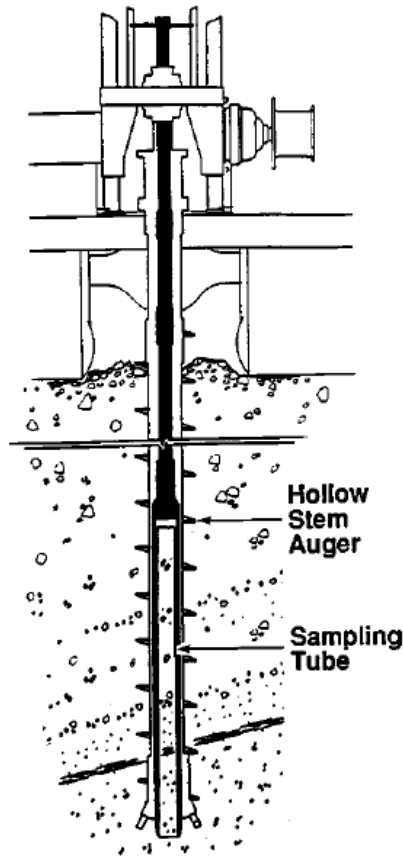


Figure 18 : Echantillonneur rotatif (carottier en continu)

Référence normative :

ASTM D 4700 – 91 Standard Guide for Soil Sampling from the Vadose Zone

IV.5.3. Appareils d'échantillonnage continu

Ces appareils sont destinés à remonter des carottes continues sur de grandes profondeurs, jusqu'à 30 m et plus dans certains cas. Leur diamètre est de 30 à 70 mm et les échantillons produits peuvent être d'excellente qualité, non remaniés.

V. SONDES ET ECHANTILLONNAGE PAR SONDE DYNAMIQUE

V.1. GENERALITES

Ces outils sont destinés au prélèvement, à une profondeur donnée d'un trou préalablement foré, d'échantillons non remaniés, discrets ou continus. Ils peuvent aussi, lorsque le terrain n'est pas trop compact, être utilisés directement, sans trou préalable. Ils sont introduits dans l'horizon de sol à prélever par pression ou percussion, directement sur l'outil ou, à plus grande profondeur, par l'intermédiaire de tiges de forage.

V.2. SONDES ET DISPOSITIFS D'ECHANTILLONNAGE A FENETRE

Il s'agit de tubes cylindriques en acier d'une longueur de 1 à 2m, comportant une fente ou une fenêtre sur le côté, à travers lesquelles l'échantillon de sol prélevé pourra être observé et décrit, puis extrait.



Figure 19 : Tube à lumières enfoncé à la sondeuse à percussion (Wavrer, 1997)

V.3. SONDES CONTROLEES

Lors des opérations d'échantillonnage en forage, il est possible d'utiliser le même trou pour effectuer des mesures in situ à l'aide de sondes contrôlées, qui compléteront les informations obtenues avec l'échantillon par des paramètres physiques tels que résistance à la pénétration, température, etc, ou physico-chimiques (pH ou conductivité de l'eau souterraine, etc). Lorsque ces sondes sont utilisées seules, sans échantillonnage, leur avancement est plus rapide, ce qui permet leur emploi en reconnaissance rapide de site.

Référence normative:

ISO 10381-2, § A.3

VI. MATERIEL SPECIFIQUE AUX COMPOSES ORGANIQUES VOLATILS (COV/VOC)

Pour pouvoir analyser correctement les composés organiques volatils (COV/VOC) dans les sols, il est nécessaire de prélever l'échantillon en limitant les pertes de composé par volatilisation ou biodégradation lors des opérations d'échantillonnage. L'emploi de matériels et techniques classiques, ainsi que des procédures de conditionnement non appropriées, peuvent amener un important sous-dosage de ces composés par le laboratoire. Il est donc nécessaire d'utiliser des équipements et des méthodes spécifiques.

Les outils de prélèvement doivent être construits en matériaux non réactifs avec les COV/VOC (inox, bronze, laiton, verre...). Certains plastiques rigides ou peu réactifs peuvent être employés pour la construction de ces outils ou leur revêtement de surface (exemple: PTFE - Teflon®) mais il peut être nécessaire de vérifier leur inertie face à un composé donné rencontré sur le site avant de valider l'analyse.

Deux cas de figure peuvent se présenter:

- le sol à échantillonner est meuble,
- le sol à échantillonner est cohérent.

Norme applicable:

ASTM D 4547 – 98 Standard Guide for Sampling Waste and Soils for Volatile Organic Compounds

Lorsqu'on doit échantillonner un sol cohérent ou un profil de sol, on utilisera un matériel de carottage ou microcarottage approprié, apte à fournir des échantillons non remaniés et facilitant leur extraction rapide, notamment:

- un échantillonneur à gouge fendue (IV.4.1 et Figure 13),
- un préleveur à tube (IV.4.3),
- des instruments de microcarottage, généralement à main, destinés à obtenir des échantillons de taille adaptée au programme analytique (voir par exemple Modified Syringe Sampler - D 4547, Figure 5). Si ces instruments doivent être utilisés aussi pour stocker l'échantillon plus de quelques secondes, le corps doit être construit en matériaux non réactifs et comprendre des joints d'étanchéité limitant la sorption et la pénétration des COV/VOC,
- des dispositifs spécifiques, comme le préleveur miniature En Core (Figure 20).

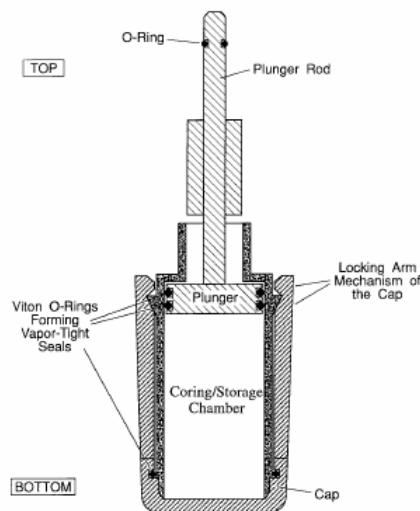


Figure 20 : Composants de l'échantillonneur En Core (ASTM D 6418)

Ce type de préleveur est à usage unique et ne doit pas être nettoyé ou réutilisé.

ASTM D 6418 – 01 Standard Practice for Using the Disposable En Core Sampler for Sampling and Storing Soil for Volatile Organic Analysis

Dans tous les cas, les prélèvements effectués pour analyse des COV doivent être effectués aussi rapidement que possible et transportés sans délai au laboratoire, afin de réduire les pertes par volatilisation.

VII. REFERENCES

Gy P. (1988) - Hétérogénéité, échantillonnage, homogénéisation. Ensemble cohérent de théorie. *Sciences de l'ingénieur - Collection Mesures Physiques*, Ed. Masson, Paris, 608 p.

Ohio Environmental Protection Agency (2005) - TECHNICAL GUIDANCE FOR GROUND WATER INVESTIGATIONS, CHAPTER 15: USE OF DIRECT PUSH TECHNOLOGIES FOR SOIL AND GROUND WATER SAMPLING. <http://www.epa.state.oh.us/ddagw/>

Wavrer Ph. (1996) - Apport à la théorie de l'échantillonnage des solides hétérogènes. Application à des grandeurs mesurées sur matières premières, secondaires et ultimes. *Documents du BRGM*, 265, 211 p., 27 fig., 20 tabl.

Wavrer Ph. (1997) - Méthodologies et stratégies d'échantillonnage de sols. Etude bibliographique. *Rapport CNRSSP* 1997/11.

STRATEGIE ET TECHNIQUE D'ECHANTILLONNAGE DES SOLS POUR L'EVALUATION DES POLLUTIONS

Gestion des données et SIG

Sommaire

I. GESTION DES DONNEES	3
I.1. GENERALITES ET DEFINITION DES RAPPORTS.....	3
I.2. DONNEES DU PLAN D'ECHANTILLONNAGE	3
I.2.1. Justification du choix de la stratégie.....	3
I.2.2. Eléments cartographiques et topographiques.....	3
I.2.3. Plan prévisionnel d'échantillonnage.....	4
I.2.4. Programme de travail.....	4
I.2.5. Programme de travail évolutif.....	4
I.3. DONNEES DU RAPPORT D'ECHANTILLONNAGE	5
I.3.1. Référence normative.....	5
I.3.2. Données générales recueillies à l'occasion de la campagne de prélèvements.....	5
I.3.3. Identification.....	6
I.3.4. Liste et position des échantillons.....	7
I.3.5. Procédures renforcées.....	8
I.3.6. Mesures effectuées lors de l'échantillonnage.....	8
I.3.7. Autres informations sur les échantillons.....	8
I.3.8. Plan d'échantillonnage actualisé.....	9
I.4. DONNEES DU RAPPORT D'ETUDE	9
I.4.1. Liste et position des échantillons.....	10
I.4.2. Mesures effectuées lors de l'échantillonnage.....	10
I.4.3. Plan d'échantillonnage.....	10
I.4.4. Résultats d'analyse.....	10
I.4.5. Présentation cartographique des résultats.....	10
I.4.6. Interprétation.....	11
II. SAISIE ET STOCKAGE DES DONNEES (BASES DE DONNEES).....	11
II.1. TABLEAUX DE DONNEES	11
II.2. INTERET DES BASES DE DONNEES.....	11
II.3. METHODOLOGIE – L'APPROCHE DU CNRSSP	12
III. TRAITEMENT ET REPORT DES DONNEES (SIG)	14
III.1. INTERET	14
III.2. APPLICATIONS.....	15
III.3. METHODOLOGIE – L'APPROCHE DU CNRSSP.....	15
III.3.1. Données historiques.....	15
III.3.2. Plan d'échantillonnage.....	17
III.3.3. Restitution des résultats.....	17
IV. LOGICIELS.....	18
IV.1. BASES DE DONNEES	18
IV.2. SYSTEMES D'INFORMATION GEOGRAPHIQUE	19
V. REFERENCES	20

I. GESTION DES DONNEES

I.1. GENERALITES ET DEFINITION DES RAPPORTS

Un certain nombre de données générales doivent être clairement rassemblées avant de mettre en œuvre toute campagne d'échantillonnage de sols. Ces données doivent figurer dans les documents qui seront établis ensuite :

- **le plan d'échantillonnage**, précisant la stratégie retenue (modèle d'échantillonnage), les emplacements où les échantillons sont à prélever, leurs profondeurs, le type d'échantillons, les techniques à utiliser, les mesures à effectuer sur site, les règles de numérotation, de stockage, de transport et la destination prévue des échantillons,
- **le rapport d'échantillonnage**, comprenant les informations sur le site, la liste et la position des échantillons, et toutes les informations sur les échantillons qui seront utiles pour le laboratoire d'analyse, et ensuite, pour l'interprétation des résultats,
- **le rapport d'étude**, comprenant les résultats du laboratoire (rapport d'essais), l'interprétation des analyses et les autres données ayant été utilisées pour cette interprétation ou venant étayer les conclusions.

Les données à rassembler sont :

- la délimitation précise de la zone étudiée,
- les objectifs assignés à l'étude (cf. fascicule I, § III.2. OBJECTIF DE LA CAMPAGNE),
- l'objectif spécifique de la campagne prévue (reconnaissance préliminaire ou investigation détaillée finale),
- la liste des substances à analyser et des paramètres à mesurer sur les échantillons,
- la liste des autres données à recueillir sur le site qui seront nécessaires à l'interprétation de la campagne.

Certaines données sont à rassembler mais peuvent ne pas figurer dans les rapports:

- les dispositions contractuelles ou réglementaires relatives à la campagne d'échantillonnage, s'il y a lieu,
- les dispositions de gestion,
- les éléments de coût de la campagne (et ensuite des analyses).

Les données historiques du site et les résultats de campagnes antérieures doivent être rassemblées et figurer, sauf cas particuliers justifiés, dans le rapport d'étude.

Les consignes de sécurité relatives à la campagne d'échantillonnage doivent figurer dans le plan d'échantillonnage.

Les consignes de sécurité relatives au maniement des échantillons (risque chimique, bactériologique, radiologique, etc...) doivent figurer dans le rapport d'échantillonnage et dans les éléments de ce rapport transmis aux laboratoires.

Norme applicable: ISO 10381-1 :2002.

I.2. DONNEES DU PLAN D'ECHANTILLONNAGE

I.2.1. Justification du choix de la stratégie

Le choix d'un type de plan d'échantillonnage découle des objectifs de l'étude et des contraintes topographiques du site (voir volume II, chapitre 1 : typologie des plans d'échantillonnage). La densité de prélèvement dépend des objectifs de fiabilité de l'étude, de la nature de la pollution, et de critères financiers. Ces éléments doivent figurer dans le rapport afin de justifier le choix du type de plan, et la maille (densité de prélèvement) retenue.

On rappellera donc ici les objectifs assignés à la campagne, et notamment s'il s'agit d'une campagne de reconnaissance (investigation préliminaire du site, destinée à identifier les types et niveaux de pollution), d'une campagne d'investigations détaillées, d'une campagne de vérification ou confirmation (prélèvements complémentaires), ou d'une campagne de validation. Les travaux antérieurs seront rappelés.

I.2.2. Éléments cartographiques et topographiques

Doivent être recueillis et figurer dans le rapport tous les éléments susceptibles d'affecter :

- la précision du positionnement des échantillons : coordonnées précises des points de calage du plan, et méthode avec laquelle elles ont été obtenues. La méthode traditionnelle est le relevé topographique, mais on emploie de

plus en plus souvent des mesures GPS. Afin de pouvoir évaluer l'incertitude sur le positionnement de chaque point, il est important de noter la technique utilisée (GPS conventionnel, ou DGPS différentiel) et la précision relative attendue de l'équipement,

- le report sur le plan des données antérieures (notamment données historiques), et le raccordement entre le plan d'échantillonnage et le support cartographique. Dans le cas du GPS, il est essentiel de mesurer avec le même appareil la position de points topographiques remarquables proches du site étudié, et localisables avec précision sur les cartes. Si des photos aériennes ou des images satellite sont utilisées, il est important de choisir des points bien identifiables (ponts, monuments, ouvrages ferroviaires, etc), pour pouvoir caler ces documents par rapport aux cartes topographiques, et de mesurer la position des éléments les plus visibles du site industriel pour pouvoir caler ces documents par rapport aux plans de l'exploitant.

I.2.3. Plan prévisionnel d'échantillonnage

Ce document est une carte comportant les éléments topographiques par rapport auxquels le personnel chargé des prélèvements devra se repérer, l'emplacement précis prévu pour chaque point de prélèvement, et le cas échéant, la ou les profondeurs de prélèvement en chaque point.

I.2.4. Programme de travail

Le plan d'échantillonnage devra être accompagné d'un Programme de travail comportant toutes les informations nécessaires à la réalisation de prélèvements et mesures sur site sans possibilité d'ambiguïté ultérieure :

- profondeurs prévues pour les prélèvements, si elles ne figurent pas sur le plan,
- techniques et matériels à utiliser pour les prélèvements,
- procédures ou normes à suivre pour les prélèvements, y compris pour l'entretien entre prélèvements,
- liste des mesures à effectuer sur site,
- procédures ou normes à suivre pour les mesures, y compris les calibrations,
- règles de numérotation des échantillons,
- liste des échantillons ou duplicats à prélever pour les besoins du contrôle qualité, et protocole à suivre,
- procédures ou normes à suivre pour le traitement et conditionnement sur site des échantillons,
- méthode pour l'enregistrement des informations (carnet de terrain, bordereaux préparés¹ à remplir, ou enregistrement informatique²),
- type de récipients à utiliser,
- conditions de stockage, de transport et destination prévue des échantillons (laboratoires).

Le respect d'un programme de travail garantit la possibilité de comparer entre eux des échantillons prélevés par des opérateurs différents ou lors de campagnes différentes.

I.2.5. Programme de travail évolutif

Dans certains cas, le programme de travail peut ne pas décrire exactement l'ensemble des opérations à effectuer, mais au contraire laisser la possibilité de modifier à l'avancement les opérations prévues au vu de l'observation des prélèvements, ou des résultats de mesure :

- suppression, ajout ou modification de points d'échantillonnage,
- sélection des profondeurs à échantillonner.

Les programmes évolutifs accompagnent souvent la disponibilité d'équipements de mesure ou d'analyse sur site. Les résultats obtenus à l'avancement permettent de renforcer le plan d'échantillonnage au voisinage des anomalies, et/ou de mieux sélectionner les échantillons à analyser au laboratoire. Les Plans d'échantillonnage et d'analyses adaptatifs (ASAP : Adaptive Sampling and Analysis Programs, voir chapitre 6 : Qualité et échantillonnage), sont un exemple de programme de travail évolutif.

¹ Le modèle devra figurer dans le programme de travail.

² La description du matériel à utiliser et le mode opératoire devront figurer dans le programme de travail.

Un programme de travail évolutif doit comporter :

- les règles décrivant la logique des prises de décision sur site, et
 - un support aux décisions à prendre sur site (logigramme, logiciel support...) adapté aux objectifs du programme.
- Ce support servira de référence au personnel chargé des opérations sur site.

I.3. DONNEES DU RAPPORT D'ECHANTILLONNAGE

I.3.1. Référence normative

On se basera principalement sur la norme NF **ISO 15903** (X 31-005) « Qualité du sol – Format d'enregistrement des données relatives aux sols et aux sites » (2003). La présentation ci-dessous est reprise de la synthèse AFNOR sur les normes relatives aux sols.

Introduction :

« Dans tout système traitant de données relatives aux sols, mais en particulier dans le cadre de détermination de la qualité du sol et d'évaluations pour la protection des sols ou des utilisations durables d'un sol, il est essentiel d'obtenir et d'enregistrer des informations fiables et compatibles les unes avec les autres. Ces données doivent permettre d'identifier clairement le site et de le localiser.

Il convient que la documentation comprenne les données recueillies sur la nature du site au moment des recherches les concernant et sur le type d'échantillonnage. Les détails relatifs à l'échantillonnage comprendront le lieu, la date et le mode d'échantillonnage, la taille de l'échantillon, une mention indiquant s'il s'agit d'un échantillon unitaire ou composite, ainsi que les conditions de stockage et de transport. Il y a lieu, en outre, d'enregistrer des précisions concernant la préparation des échantillons et les résultats des méthodes d'analyse utilisées. Il convient également de fournir des informations sur les méthodes d'analyse utilisée et sur leur fidélité, avec des détails relatifs au laboratoire mettant en oeuvre ces méthodes, à son accréditation et à son engagement dans des programmes d'assurance de la qualité.

Domaine d'application :

La présente norme internationale a pour objectif de permettre l'obtention d'un degré d'harmonisation en matière de notation des résultats des enregistrements effectués sur site, des résultats d'échantillonnage, des analyses d'échantillons conduites sur site et de celles réalisées pour exprimer les résultats d'analyse, les méthodes employées et leur fidélité. Elle fournit également des informations permettant un référencement unique de l'échantillon, au laboratoire aussi bien que sur le terrain, afin de garantir la traçabilité des résultats ».

Dans le cas des études effectuées en France, la norme **AFNOR NF X 31-620** « Qualité des sols – Prestations de services relatives aux sites et sols pollués (études, ingénierie, réhabilitation de sites pollués et travaux de dépollution » (2003) définit les contenus des rapports par type de mission.

On se référera aussi, si besoin, à la norme **ISO 11259:1998** Qualité du sol -- Description simplifiée du sol, dont le résumé est :

« Le présent document doit être utilisé comme un guide pour la description du sol et de son contexte environnemental sur un site donné. Il est important de noter que plusieurs échantillons peuvent être prélevés sur un même site. Les informations fournies par les descriptions qui suivent permettront, lors de la présentation des résultats, de situer le contexte dans lequel ont été réalisés les prélèvements des échantillons analysés ».

I.3.2. Données générales recueillies à l'occasion de la campagne de prélèvements

Les personnels chargés de la campagne enregistrent les données relatives au site et à l'état des sols (occupation du sol et cultures, dépôts et déchets, pollution visible...) susceptibles d'affecter l'interprétation des résultats, et notamment (prescriptions relatives aux ESR/EDR) les observations pertinentes relatives au lieu (description de la formation échantillonnée, contexte hydrologique ou hydrogéologique particulier, opérations de préparation du site avant échantillonnage, telles qu'enlèvement de fûts ou de remblais, ...),

Il est souvent commode d'inclure dans le rapport d'échantillonnage les principaux éléments de l'étude historique, au moins lors de la première campagne de reconnaissance, ainsi que les informations utiles au plan qualité (par exemple, la réalisation de blancs de terrain, de transport ou d'équipements afin de s'assurer de la qualité des

procédures d'échantillonnage et de transport ; ou les données d'étalonnage des matériels de mesure utilisés sur le terrain).

I.3.3. Identification

Rappelons ici qu'il y a trois notions distinctes, pour lesquelles un identifiant clair et unique est requis : le point échantillonné, l'échantillon (ou prélèvement), et la fraction (définition ci-dessous).

I.3.3.1. Point échantillonné

Un point est défini par ses coordonnées X-Y, qu'elles soient repérées sur une carte, par mesure topographique, par GPS ou par tout autre moyen permettant de s'y rattacher sans ambiguïté. Le plus rapide est la mesure GPS, mais il convient de choisir un appareil dont la résolution spatiale est significativement meilleure que la maille du plan d'échantillonnage. Pour les investigations sur site, et pour les grilles à maille métrique ou décimétrique, il est actuellement nécessaire d'employer un GPS différentiel (DGPS). La mise en œuvre du DGPS est aisée, peu coûteuse (par rapport à un géomètre) et permet une précision métrique à submétrique. Non seulement l'utilisateur peut faire du relevé de positions, mais également se replacer sur un point d'une campagne antérieure.

Il est essentiel de mesurer les coordonnées GPS des principaux points remarquables du site (édifices, ponts, points topographiques remarquables...) avec une précision compatible avec la maille retenue. On mesurera les coordonnées GPS de quelques points remarquables situés hors du site, à proximité de ses limites. Ces coordonnées seront nécessaires pour caler entre eux tous les documents cartographiques utilisés dans l'étude. En principe, les coordonnées dispensent de l'enregistrement des données administratives (commune, propriété,...) auxquelles elles permettent de remonter. En pratique, ces données seront souvent notées.

Lorsqu'un échantillonnage est effectué à différentes saisons (suivi agricole) ou à intervalles réguliers (monitoring de sols), l'enregistrement du point reste identique. Il est alors possible d'utiliser le GPS pour localiser le point à rééchantillonner.

I.3.3.2. Echantillon

Un échantillon, ou prélèvement, est un volume de sol sur lequel seront effectués les mesures et analyses. Même s'il est hétérogène à l'échelle centimétrique, tous les résultats obtenus devront représenter l'ensemble du volume prélevé³. Il est donc essentiel d'homogénéiser l'échantillon. Cette opération s'effectue sur site si plusieurs fractions doivent y être séparées (exemple : envoi à plusieurs laboratoires), ou au laboratoire si toutes les analyses sont effectuées en un seul lieu.

En un point, il peut y avoir plusieurs échantillons caractérisés par des cotes verticales distinctes.

On considère aussi comme échantillons distincts relatifs à un même point les fractions d'un prélèvement pour lesquelles le processus de fractionnement vise à séparer des matériaux de propriétés différentes : par exemple les différentes classes granulométriques du prélèvement. Les analyses effectuées sur chaque fraction étant indépendantes, il convient de considérer ces fractions comme des échantillons.

I.3.3.3. Fraction

Après homogénéisation de l'échantillon, il est possible de préparer différentes fractions dont les propriétés physiques et chimiques sont identiques. Cette opération nommée quartage suppose l'emploi de dispositifs diviseurs

³ Une exception à ce principe est le rejet des fractions grossières (par exemple, supérieures à 2 cm) contenues dans l'échantillon. Ce rejet, s'il est pratiqué, doit être enregistré et justifié dans le programme de travail. Il peut répondre à la nécessité de ne pas analyser des éléments étrangers au sol (gravats) ou peu susceptibles d'être porteurs de pollution (galets). Il est généralement nécessaire de connaître la masse des éléments rejetés, la masse et la densité de l'échantillon restant.

statistiquement représentatifs. Les fractions ainsi obtenues sont destinées à :

- l'envoi vers différents laboratoires,
- le contrôle qualité,
- le stockage de doubles pour les éventuels contrôles ou expertises.

Toutes ces fractions permettent de recueillir des informations sur le même échantillon. Ces informations pourront être consolidées dans la base de données des résultats (§ II) sous forme de variables distinctes relatives au même individu. Notons au passage que les résultats de mesure de contrôle sur une analyse déjà effectuée doivent être considérés comme une nouvelle variable sur le même échantillon, plutôt qu'un nouvel échantillon pour la même variable.

I.3.3.4. Composite

Les procédures relatives aux composites sont décrites dans le chapitre 3 : Techniques d'échantillonnage. Le protocole utilisé devra figurer dans le programme d'échantillonnage (§ I.2.4). Un composite est généralement constitué de fractions de masse constante issues de plusieurs prélèvements, extraites après homogénéisation des prélèvements. Au sens logique, comme pour le laboratoire, un composite est un échantillon. Toutefois, on ne peut pas lui attribuer de coordonnées uniques. On enregistrera les coordonnées de tous les échantillons utilisés pour sa préparation.

I.3.4. Liste et position des échantillons

Pour tous les échantillons sans exception devront être enregistrées les données suivantes :

- numéro ou code d'identification du point échantillonné (§ I.3.3.1),
- observations effectuées sur le point de prélèvement ou dans le forage dont la prise en compte est nécessaire : présence de déchets en surface, pollution visible au sol ou en profondeur, nature du sol au point prélevé différente des points voisins ou différente de ce qui pouvait être attendu,
- numéro ou code d'identification de l'échantillon lui-même (§ I.3.3.2),
- numéro ou code d'identification de la fraction, le cas échéant (§ I.3.3.3). En théorie, toutes les fractions représentent le même échantillon mais il est nécessaire de les repérer si elles ont subi des traitements différents en vue d'analyses spécifiques, et plus généralement pour des raisons de traçabilité,
- numéro ou code d'identification des échantillons entrant dans la préparation du composite (§ I.3.3.4) ;
- coordonnées X, Y du point échantillonné (§ I.3.3.1),
- cote Z (profondeur) de l'échantillon. En forage, il s'agira des deux cotes entre lesquelles l'échantillon est prélevé,
- date et heure de prélèvement,
- nom et organisme du personnel responsable,
- matériel et technique utilisés, avec référence à la méthode normalisée,
- liste des fractions préparées à partir de l'échantillon (et dans certains cas, leur masse),
- éventuel pré-traitement réalisé sur le terrain (ex. : broyage, tamisage, quartage, ...),
- type de conditionnement pratiqué sur chaque fraction, température et durée de conservation optimale,
- destination de chaque fraction (labo 1, labo 2, contrôle, double, etc...)

Pour les points figurant au plan d'échantillonnage où il n'a pas été possible de prélever : description du problème rencontré.

Pour les points figurant au plan d'échantillonnage dont l'emplacement a dû être modifié pour pouvoir prélever : coordonnées prévues, coordonnées réelles, description du problème et justification du choix du nouvel emplacement.

L'enregistrement de ces informations se fait

- soit sur papier (carnet de terrain du responsable sur site, ou remplissage de bordereaux préparés, accompagnant le programme de travail),
- soit sur support informatique (ordinateur portable, assistant de poche, terminal dédié, etc). Cette méthode limite les erreurs de transcription, facilite l'édition des bordereaux d'envoi au laboratoire et le transfert vers les bases de données. Toutefois, dans ce cas, l'ensemble des saisies devra être imprimé et contrôlé par le personnel chargé de la campagne.

I.3.5. Procédures renforcées

Dans certains cas (actions légales, par exemple), des procédures plus contraignantes pourront être nécessaires (signature de documents, scellés sur les envois, etc). Les indications ci-dessous sont extraites du bulletin Environnement Canada (2002b) :

« Dossier de la chaîne de possession :

La chaîne de possession donne un enregistrement de tout le personnel responsable de la manipulation des échantillons. Elle doit accompagner tous les échantillons à tout moment. Les échantillons devraient changer de main aussi peu que possible jusqu'au laboratoire d'analyse. Le processus de la chaîne de possession est un mécanisme qui assure que les données de l'analyse d'un échantillon sont crédibles et défendables.

Procédures de la chaîne de possession :

1. La chaîne de possession commence au moment et à l'endroit du prélèvement des échantillons.
2. Une fois que les contenants des échantillons sur place et contenants témoins ont été remplis, attacher le sceau daté de la chaîne de possession et le signer, sur le couvercle de l'échantillon, en recouvrant les joints entre le couvercle et le contenant.
3. Consigner le numéro de l'échantillon et autres renseignements appropriés sur la formule de chaîne de garde. Il faut toujours enregistrer le transfert de possession par votre signature, la signature de la personne qui reçoit l'échantillon, la date et l'heure. Il faut garder l'original de ce dossier avec les dossiers d'échantillon du site.

Nota : Protéger l'étiquette de toute marque d'eau ou de souillure en utilisant une couverture de plastique.

4. Attacher les étiquettes signées et datées de la chaîne de garde à tous les contenants en couvrant les joints étanches du couvercle.
5. La chaîne de possession doit être maintenue jusqu'à ce que l'analyse d'un échantillon soit terminée et que l'acceptation des résultats analytiques soit terminée ».

Ces procédures sont plus connues en contrôle qualité sous le terme anglais de « chain of custody ».

I.3.6. Mesures effectuées lors de l'échantillonnage

Il y a deux types de mesures sur site : les mesures effectuées au point de prélèvement et les mesures effectuées sur le prélèvement lui-même.

Pour toutes les mesures sans exception devront être enregistrées les données suivantes :

- numéro ou code d'identification du point à échantillonner (§ I.3.3.1),
- observations effectuées sur le point de prélèvement ou dans le forage dont la prise en compte est nécessaire : présence de déchets en surface, pollution visible au sol ou en profondeur, nature du sol au point prélevé différente des points voisins ou différente de ce qui pouvait être attendu,
- numéro ou code d'identification de l'échantillon lui-même (§ I.3.3.2),
- coordonnées X, Y du point à échantillonner (§ I.3.3.1),
- cote Z (profondeur) de l'échantillon. En forage, il s'agira des deux cotes entre lesquelles l'échantillon est prélevé,
- date et heure de mesure, et personnel responsable,
- référence au matériel, technique et protocole utilisés, et à la calibration effectuée,
- observations détaillées lorsque le protocole prévu n'a pas pu être utilisé ou a dû être adapté.

L'enregistrement de ces informations se fait comme ci-dessus (§ I.3.4).

I.3.7. Autres informations sur les échantillons

Pour tous les échantillons, il est recommandé d'enregistrer toutes les données qui peuvent être utiles pour le laboratoire d'analyse, et ensuite, pour l'interprétation des résultats. Citons parmi celles-ci :

- données administratives (commune, propriété,...),
- nature du sol, observations pédologiques, le cas échéant coupe ou log du profil ou du forage,
- occupation du sol, utilisation agricole, couvert végétal,

- conditions météorologiques,
- mesures effectuées non prévues au programme de travail.

Dans certains cas, pour éviter tout préjugé de laboratoire au cours de l'analyse, on pourra être amené à fournir au laboratoire le seul numéro de l'échantillon (Environnement Canada, 2002b). Toutefois, les résultats communiqués par le laboratoire dans ces conditions devront être considérés comme provisoires, et les autres renseignements techniques devront pouvoir lui être communiqués avant validation, afin de permettre toute discussion entre organisme préleveur et analystes. Les renseignements administratifs qui pourraient permettre au laboratoire d'identifier le site et donc le client du prestataire n'ont pas à être communiqués au laboratoire, dans la pratique française (norme NFX31-620).

On enregistrera aussi les données utiles pour la préparation de futurs plans d'échantillonnages, si l'étude doit être précisée :

- difficultés d'accès,
- risques observés,
- installations, exhaures, stocks de déchets, etc, non connus de l'étude historique ou sur les documents disponibles.

I.3.8. Plan d'échantillonnage actualisé

Il est vivement souhaitable de restituer l'ensemble des points échantillonnés sous forme d'un plan d'échantillonnage actualisé. Ce document comprendra :

- la localisation des points où ont été effectuées des mesures sur site⁴,
- la localisation des points effectivement échantillonnés,
- les numéros des échantillons,
- la position des principaux éléments issus de l'étude historique (installations, édifices, voirie), actualisée avec les observations effectuées lors de la campagne d'échantillonnage,
- la position des éléments topographiques du milieu (cours d'eau, puits, habitat,...) actualisée avec les observations effectuées lors de la campagne d'échantillonnage.

Ce document apparaîtra donc comme une mise à jour du plan d'échantillonnage décrit au § I.2.3.

Il permet une meilleure appréhension de la représentativité de la campagne d'échantillonnage.

Il peut être réalisé sur site, en reportant les observations sur le plan d'échantillonnage prévisionnel, et/ou à posteriori, en traçant une carte à partir des informations décrites en I.3.4 et I.3.6. Dans le second cas, on utilisera généralement une sortie informatique issue d'un SIG (§ III) alimentée par l'enregistrement en base de données (§ II) des informations décrites en I.3.4 et I.3.6. Il est alors essentiel de faire vérifier ce document par le personnel ayant effectué la campagne de terrain.

I.4. DONNEES DU RAPPORT D'ETUDE

Ce document fait partie de l'étude environnementale elle-même et varie en fonction de ses objectifs (voir notamment la norme AFNOR NF X31-620). Sa description est hors du champ du présent document et l'on ne précise ici son contenu qu'afin de mieux situer le devenir des données d'échantillonnage.

L'organisme qui réalise les prélèvements, doit être en mesure de fournir les informations suivantes :

- contexte des prélèvements (site industriel, friches, environnement non industriel) et contexte de l'étude (audit, contrôles réglementaires,...),
- liste et position des échantillons (cf. I.4.1),
- mesures effectuées lors de l'échantillonnage (cf. I.4.2),
- plan d'échantillonnage actualisé (cf. I.4.3),
- résultats bruts d'analyse, avec référence aux bulletins originaux du laboratoire (cf. I.4.4).

⁴ Lorsque la campagne d'échantillonnage est accompagnée par une campagne de mesures sur site assez importante pour justifier la production de documents indépendants, il est loisible de ne pas reporter ces points sur le plan d'échantillonnage.

La présentation des résultats et leur interprétation dépendra du contexte de l'étude.

I.4.1. Liste et position des échantillons

Le document décrit en I.3.4 doit être repris dans le rapport d'étude. Par rapport à la version de ce document réalisée à l'issue de la campagne d'échantillonnage, il est loisible de n'y reprendre que les échantillons qui ont été effectivement analysés.

I.4.2. Mesures effectuées lors de l'échantillonnage

Le document décrit en I.3.6 est obligatoire dans le rapport d'étude. Par rapport à la version de ce document réalisée à l'issue de la campagne d'échantillonnage, il est loisible de n'y reprendre que les mesures qui ont été effectivement exploitées.

I.4.3. Plan d'échantillonnage

Le document décrit en I.3.8 est obligatoire dans le rapport d'étude. Par rapport à la version de ce document réalisée à l'issue de la campagne d'échantillonnage, il est loisible de n'y faire figurer que les échantillons qui ont été effectivement analysés. Il reste nécessaire d'y reporter tous les points où ont été effectués les mesures exploitées dans l'étude.

I.4.4. Résultats d'analyse

L'ensemble des résultats bruts des analyses, avant interprétation, doit figurer dans le rapport avec l'identifiant des échantillons analysés. Il doit être accompagné de différentes données permettant d'en évaluer la pertinence :

- identification du laboratoire (nom, adresse, lieu de déroulement des essais si celui-ci diffère de la localisation du laboratoire),
- identification du demandeur (le nom du donneur d'ordre des analyses⁵ doit être identifié de façon complète),
- nature des méthodes utilisées pour l'analyse mais aussi pour la préparation et l'extraction,
- procédures qualité, agréments ou accréditations.

Les bordereaux de laboratoire originaux devront être reproduits ou accessibles. La présentation des résultats doit permettre aisément la vérification des données :

- les molécules, espèces ou éléments analysés doivent être clairement identifiables à la simple lecture ;
- les paramètres accrédités doivent faire l'objet d'une identification claire ;
- les unités de mesures avec le nombre de chiffres significatifs en accord avec les données sur les incertitudes des mesures et les limites de quantification doivent être mentionnées ;
- au minimum, une estimation globale de l'incertitude de mesure relative aux essais doit être fournie ;
- la pagination doit permettre d'assurer que chacune des pages constitutives du rapport est présente.

I.4.5. Présentation cartographique des résultats

L'ensemble des résultats de mesures et d'analyses peut être présenté sous forme de cartes à partir du même support que le plan d'échantillonnage. Cette pratique est vivement recommandée pour tous les paramètres impliquant une prise de décision (par exemple, teneurs en métaux lourds lorsque certains échantillons excèdent le niveau critique résultant de l'analyse de risque).

⁵ Il s'agira généralement du bureau d'études chargé de la campagne de prélèvements et/ou du diagnostic, et non du demandeur de ce diagnostic ou du titulaire du site. Dans la pratique française, le laboratoire d'analyses n'a pas à connaître le site d'où proviennent les échantillons, la traçabilité étant à assurer par le bureau d'études et le demandeur.

I.4.6. Interprétation

Cette partie du rapport d'étude est directement conditionnée par l'objectif de l'étude et les questions auxquelles l'étude tente de répondre. Elle peut contenir une discussion sur la pertinence du plan d'échantillonnage, des techniques utilisées et sur la façon dont ils affectent la représentativité des données.

II. SAISIE ET STOCKAGE DES DONNEES (BASES DE DONNEES)

II.1. TABLEAUX DE DONNEES

L'ensemble des données décrites dans le § 1.3 doit être restitué sous forme cohérente pour le rapport d'échantillonnage. Ces données sont ensuite transférées au laboratoire, où elles accompagnent les échantillons analysés, puis aux personnes chargées de l'interprétation. Elles doivent enfin être consolidées dans le rapport d'étude.

Les données décrites dans les § 1.3.4 à 1.3.7 constituent une matrice carrée dont les lignes sont les échantillons et les colonnes sont les différentes informations (identifiants, mesures, etc). Il est donc possible de remplir des tableaux (papier ou tableur informatique) avec ces informations, et les mettre à jour peu à peu.

Certaines données vont alors être saisies de manière répétitive : par exemple, les coordonnées X-Y des différents échantillons d'un même forage ; les données techniques sur une journée de prélèvement (date, équipement, protocole, personnel ; les données générales sur tout ou partie du site : occupation des sols, etc.

A chaque étape de la campagne, il peut être nécessaire de produire une édition de ces données.

Plus grave, lorsque plusieurs personnes ou équipes participent aux campagnes sur site, il pourra à tout moment coexister plusieurs versions des tableaux de données, rendant la consolidation des données de site délicate.

La saisie et le stockage des données sous forme de tableau (papier ou tableur informatique) n'est donc envisageable que pour des campagnes de mesure et échantillonnage de très faible dimension et de courte durée. Dans tous les autres cas, le recours à une base de données de site s'impose, tant pour l'enregistrement des mesures sur site que pour la gestion des échantillons.

II.2. INTERET DES BASES DE DONNEES

Il est généralement préférable de séparer saisie, gestion et restitution des données en tirant parti des fonctionnalités des bases de données relationnelles.

On fait appel à une base unique où seront peu à peu enregistrées toutes les données, à mesure de l'avancement des prélèvements et des mesures. On utilisera alors les fonctions d'édition de cette base pour produire les tableaux de données (à l'avancement ou définitifs). On utilisera ses fonctions d'extraction et sélection pour produire les tableaux de données sur lesquels s'effectuera l'interprétation. En aucun cas on ne devra saisir les nouvelles données dans ces tableaux. On devra saisir ces données dans la base, et en extraire des sélections actualisées pour poursuivre l'interprétation.

La structure de base relationnelle permet d'enregistrer séparément les données relatives au site, les données relatives au point d'échantillonnage, les données relatives à l'échantillon et le cas échéant, les informations relatives à la fraction. Il suffit donc de les saisir une seule fois, pourvu que des identifiants sans équivoque relient entre eux le site, les points d'échantillonnage, les échantillons prélevés à chaque point et le cas échéant, les fractions de chaque échantillon.

Il est possible, et vivement recommandé dans la plupart des cas, d'utiliser la même base de données pour stocker les résultats d'analyse reçus des laboratoires.

Les systèmes d'information géographiques (SIG, § III) sont généralement interfacés avec les bases de données, afin de leur permettre une gestion plus robuste des données qu'ils représentent. Il est conseillé de choisir la base de données recommandée par le fournisseur du SIG.

Il est alors possible de produire à tout moment (à l'avancement et en fin de campagne) :

- des tableaux récapitulatifs des échantillonnages et des mesures, reprenant automatiquement des données issues de différents niveaux (site, points d'échantillonnage, échantillons),
- des bordereaux de gestion des échantillons (envoi au laboratoire, stockage),
- des tableaux d'échantillons et de mesures sur critères de sélection, pour les besoins du traitement et de l'interprétation,
- des plans d'échantillonnage et des cartes de restitution des mesures sur site, à partir du SIG.

II.3. METHODOLOGIE – L'APPROCHE DU CNRSSP

Les bases de données utilisées pour l'échantillonnage sont celles qui vont être utilisées pour toute l'étude. Il est important de ne pas avoir de rupture logique ou de risque de perte d'information lors d'un transfert de données. En outre, l'échantillonnage s'accompagne en général de mesures sur site, et il est fréquent que des échantillonnages complémentaires s'effectuent en parallèle aux premières analyses ou après leur réception. L'architecture des bases de données doit obéir à une structure logique, peu dépendante du site, tout en restant continuellement ouverte à l'ajout de nouveaux champs. Elle doit toujours respecter quelques principes généraux : unicité de l'enregistrement, harmonisation des unités, séparation des données en fonction de leur milieu d'appartenance (eau, sol, air). La précision et l'unicité du positionnement géographique sont également essentielles. La structuration des bases doit permettre une hiérarchisation par groupes de données environnementales (Pitout, 1999).

Les relations entre bases de données et SIG s'effectuent par connexion SQL (Structured Query Language ou, à l'occasion Spatial Query Language), il s'agit en fait d'un langage d'extraction des données utilisé pour faire le lien entre les bases de données relationnelles et les applications de SIG. La Figure 1 montre un exemple de stockage des données environnementales dans la base de données.

N°	Nom	Date	From_NGF	To_NGF	From	To	CODE ECH	Zn	Cd	Pb	Cu	Ni	Cr_tot	Cr VI	Ag	Co	Hg	B	V	Ba
1	S_2_PZ1	9/13/91	0	0	2	5	91E_128747	-0.05	-0.001	-0.01	-0.05	0.01	-0.005	-0.005			-0.0001			0.02
2	S_2_PZ1	4/1/90	0	0	2	5	90E_XPZ11		-0.001		-0.05									
3	S_2_PZ1	7/1/95	0	0	2	5	95E_2/PZ1/E1						-0.005	-0.005						
4	S_2_PZ1	2/1/99	0	0	2	5	99E_S2PZ11													
5	S_4_PZ2	12/1/93	0	0	2	5	93E_XPZ22		-0.001		0.03		-0.005							
6	S_4_PZ2	9/13/91	0	0	2	5	91E_128748	0.05	-0.001	-0.01	-0.05	-0.005	-0.005	-0.005			-0.0001			0.03
7	S_4_PZ2	4/1/90	0	0	2	5	90E_XPZ21		-0.001		0.05		-0.005							
8	R1	4/1/90	0	0	0	0	90E_XR11						101							
9	R1	12/1/93	0	0	0	0	93E_XR12						45	38.85						
10	R1	3/1/95	0	0	0	0	95E_1/R1/E1						33	30						
11	R2	3/1/90	0	0	0	0	90E_XR21						-0.06							
12	R2	12/1/93	0	0	0	0	93E_XR22						0.12	0.12						
13	R3	12/1/93	0	0	0	0	93E_XR31						0.02	-0.005						
14	R4	12/1/93	0	0	0	0	93E_XR41						0.01	-0.005						
15	R4	3/1/95	0	0	0	0	95E_1/R4/E1						-0.005	-0.005						
16	R5	4/1/90	0	0	0	0	90E_XR51						1.9	0						
17	R5	12/1/93	0	0	0	0	93E_XR52						0.5	0.455						
18	R5	2/1/99	0	0	0	0	99E_XR54													0.3
19	R6	4/1/90	0	0	0	0	90E_XR61						278							
20	R6	12/1/93	0	0	0	0	93E_XR62						87	62.9						
21	R7	4/1/90	0	0	0	0	90E_XR71						800							
22	R7	12/1/93	0	0	0	0	93E_XR72						300	273						
23	R7	2/1/99	0	0	0	0	99E_XR74													210
24	R8	4/1/90	0	0	0	0	90E_XR81						205							
25	R9	3/1/90	0	0	0	0	90E_XR91		-0.1	0	0									-0.1
26	R9	4/1/90	0	0	0	0	90E_XR92	0.075	0	0.19			2.4							-0.1
27	R9	12/1/93	0	0	0	0	93E_XR93	0.28		0.82			4.8	4.665						
28	R9	2/1/99	0	0	0	0	99E_XR95							2.5						
29	R10	4/1/90	0	0	0	0	90E_XR101		-0.1		0		0							
30	R10	12/1/93	0	0	0	0	93E_XR102		0.02				0.01	-0.005						
31	R11	4/1/90	0	0	0	0	90E_XR111		0		0		0							
32	R11	5/1/90	0	0	0	0	90E_XR112		0.001	0	-0.05		0							-0.1
33	R11	12/1/93	0	0	0	0	93E_XR113		0.46	0	11.5		-0.005	-0.005						-0.1
34	R12	4/1/90	0	0	0	0	90E_XR121		0	-0.1	0		0							0
35	R12	12/1/93	0	0	0	0	93E_XR122		0.06		0.06		0.015	-0.005						
36	R13	12/1/93	0	0	0	0	93E_XR131						0.01	-0.005						

Figure 1 : Exemple de base de données

La connexion entre les deux logiciels est dynamique ce qui engendre les conséquences suivantes :

- A chaque ouverture, le SIG réactive le lien automatiquement avec le SGBD,
- Toute modification dans la base de données source est reflétée immédiatement dans la table, les diagrammes, les vues ou les mises en page utilisant les données de cette table.

A partir du SIG, on active la connexion SQL. On débouche alors sur une fenêtre spécifique (Figure 2) où on détermine le SGBD avec lequel on travaille. Dans le cas présent, on établit un lien vers Access 97© et on sélectionne le fichier contenant les tables. Le SIG sauvegarde le résultat de la requête dans une nouvelle table (Figure 3).

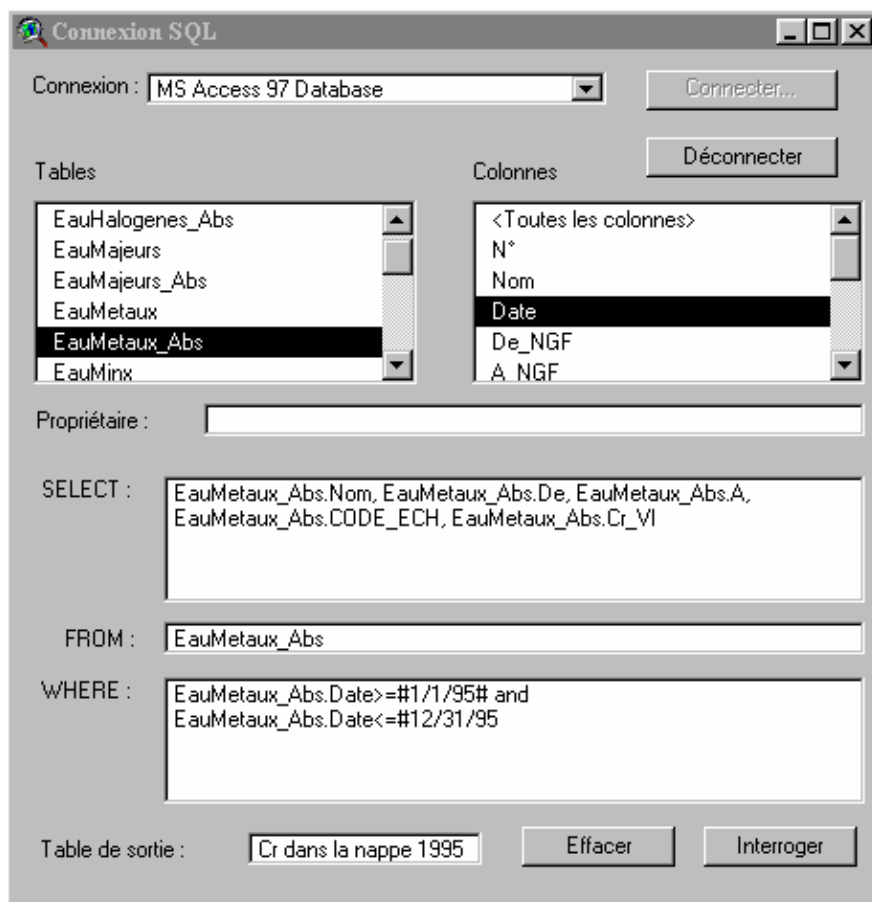


Figure 2 : Fenêtre de connexion SQL

Nom	De	A	CODE_ECH	Cr_VI
S_2_PZ1	2	5	95E_2/Pz1/E1	0.0049999999
R1	0	0	95E_1/R1/E1	30
R4	0	0	95E_1/R4/E1	0.0049999999
R14	0	0	95E_1/R14/E1	0.0049999999
R15	0	0	95E_2/R15/E1	0.0049999999
PB101	1.52	2.5	95E_1/PB101/E1	34
PB102	3.09999999	6	95E_1/PB102/E1	0.0049999999
PB102	3.09999999	6	95E_1/DU/E1	0.0049999999
T18	0	0	95E_1/T18/E1	1500
S2	0	0	95E_XS21	0.0049999999
T30	1.75	5.25	95E_2/T30/E1	110000
T31	1.75	4.75	95E_2/T31/E1	8
T32	1.1	5.09999999	95E_2/T32/E1	5
T33	0.40000001	0.80000001	95E_2/T33/E1	5

Figure 3 : Résultat de la requête

La connexion s'achève par la jointure, qui est la jonction de la table comportant la requête à celle du thème (Figure 4). Dans chacune des deux tables on définit leur champ commun, le SIG se chargeant de faire la correspondance entre les enregistrements. On s'aperçoit ici de l'importance de l'unicité de l'enregistrement.

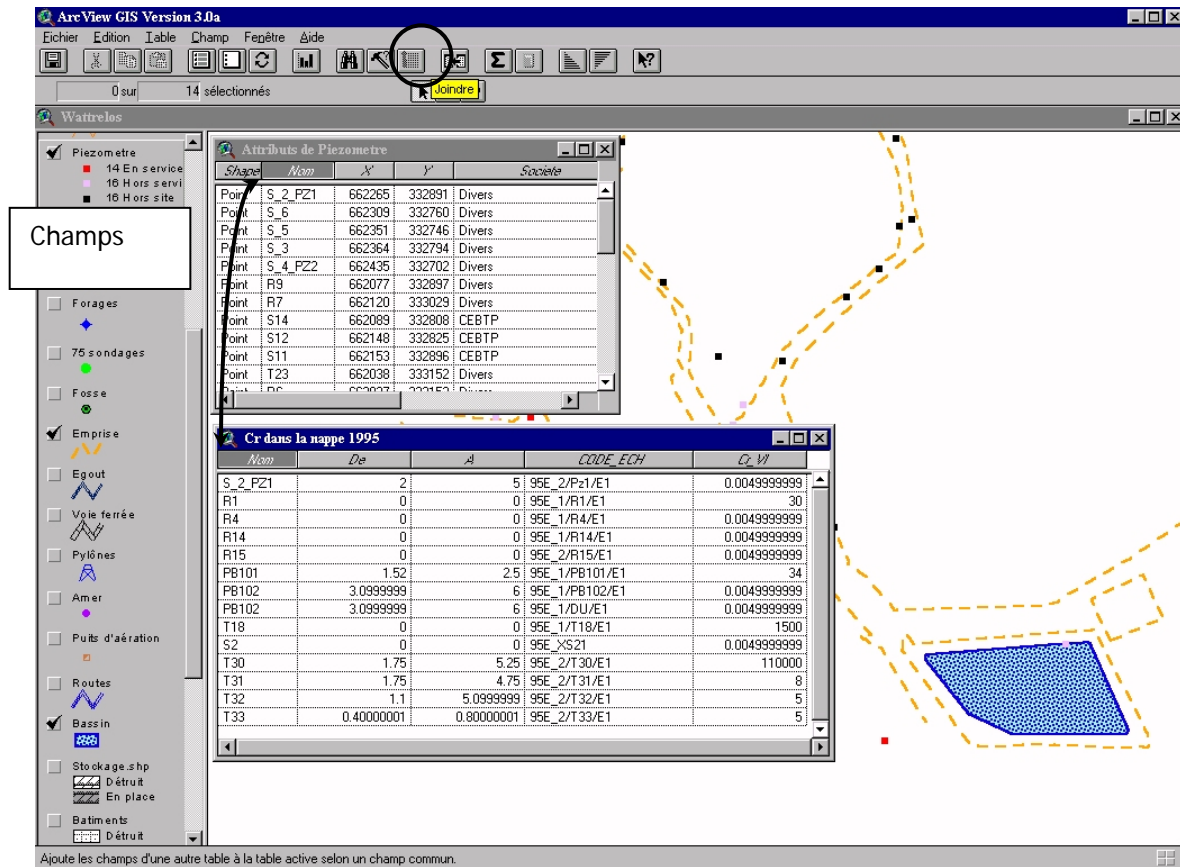


Figure 4 : Jointure entre la table d'attribut et la table des données environnementales

III. TRAITEMENT ET REPORT DES DONNEES (SIG)

III.1. INTERET

Les systèmes d'information géographique (ou géoréférencés, désignés par leurs initiales SIG, ou GIS en anglais) ont pour principe d'organiser toute information à partir de son positionnement géographique, afin de pouvoir la restituer sous forme de cartes et plans. Ils peuvent gérer et représenter ensemble des données d'origine très diverses : fonds topographiques, réseaux hydrographiques, données ponctuelles, champs de données continus, images. Ils disposent d'outils de correction de coordonnées permettant de superposer des données issues de référentiels divers : fonds topographiques, plans industriels d'archives, données GPS. Les SIG les plus performants possèdent en outre des fonctions d'analyse de données vectorielle ou spatiale.

Ils se prêtent parfaitement à la restitution régulière de plans d'échantillonnage et de cartes de mesures, à mesure de l'avancement d'une campagne ; à la restitution sélective de points ou de données triés sur critères (par exemple, toutes les mesures de printemps) ; à la superposition d'informations variées « à la demande » pour l'interprétation des résultats. En fin de projet, ils constituent une base cohérente qui peut être fournie au donneur d'ordre pour l'intégrer dans des documents cartographiques plus vastes, comme un plan d'aménagement.

III.2. APPLICATIONS

On utilisera avec profit un SIG pour :

- réaliser une synthèse des documents issus de l'étude historique,
- dessiner sur ce support le plan d'échantillonnage prévisionnel, et si besoin le modifier en fonction des observations de reconnaissance sur site ou des DQO,
- produire à l'avancement une carte des points d'échantillonnage traités et à traiter,
- produire des cartes sélectives sur critère : par exemple, tous les échantillons prélevés entre 0,80 et 1,20 m de profondeur,
- produire des cartes de répartition des mesures de terrain,
- produire rapidement des cartes d'aide à la décision dans des contextes opérationnels : suivi de chantier de dépollution, suivi d'accidents environnementaux, simulation de la requalification d'un site, etc.

L'utilisation d'un SIG permet également de réaliser des plans d'échantillonnage évolutifs, des plans de campagnes successifs prenant en compte les résultats déjà acquis pour positionner les nouveaux points à prélever.

Lorsque les méthodes géostatistiques sont utilisées, notamment le krigage pour l'estimation des incertitudes et des valeurs probables des teneurs (voir chapitre 2, Hétérogénéité et densité d'échantillonnage), l'intégration des cartes de probabilité permet d'optimiser les plans d'échantillonnage complémentaires (van Groenigen et al., 1997).

III.3. METHODOLOGIE – L'APPROCHE DU CNRSSP

Le suivi cartographique d'une étude environnementale est la seule méthode permettant une évaluation continue des données disponibles, des données à acquérir – donc les plans d'échantillonnage – et des résultats. L'outil privilégié de ce suivi est le SIG.

Le référencement géographique des données apparaît comme un aspect primordial dans l'investigation d'un site et obligatoire dans la conception d'un SIG. Pour résoudre ce problème, l'utilisation du GPS, et plus particulièrement du DGPS s'avère être la solution la plus efficace et économique.

III.3.1. Données historiques

Lors de la reconstitution de l'historique du site, on constate de nombreuses imprécisions dans le positionnement des objets (anciennes installations, anciens points de mesure). Il est alors fréquemment nécessaire de les retrouver ou les reconstituer, et mesurer leur position dans le référentiel de la nouvelle étude. Une partie de la reconstitution de l'histoire d'un site est possible par l'utilisation, le traitement et l'interprétation des photographies aériennes. En allant des vues les plus anciennes aux plus contemporaines, on peut suivre l'évolution globale du site dans le temps, jusqu'aux phases de démantèlement des installations puis d'abandon (Figure 5). Cela permet également de visualiser les mouvements de terres et/ou la localisation des zones de dépôts. La photographie aérienne constitue un support intéressant pour resituer les sources primaires de pollution (Figure 6 ; Pitout, 1999).



Figure 5 : Evolution du site d'une ancienne cokerie entre 1940 et 1994 sur photos aériennes



Figure 6 : Reconstitution du bâti à partir des photographies aériennes

Un exemple intéressant d'utilisation des photos aériennes pour retracer l'historique de la pollution est présenté ici. Les dépôts de goudron ont en surface une "signature" particulière (tâche sombre) qui entraîne un repérage relativement aisé des zones d'épandage (Figure 7). La simple lecture de la photographie ne permet toutefois pas de dire si ce dépôt est une excavation ou un remblai, mais cette information peut être accessible par ailleurs dans les rapports d'études, ou en effectuant une stéréoscopie.

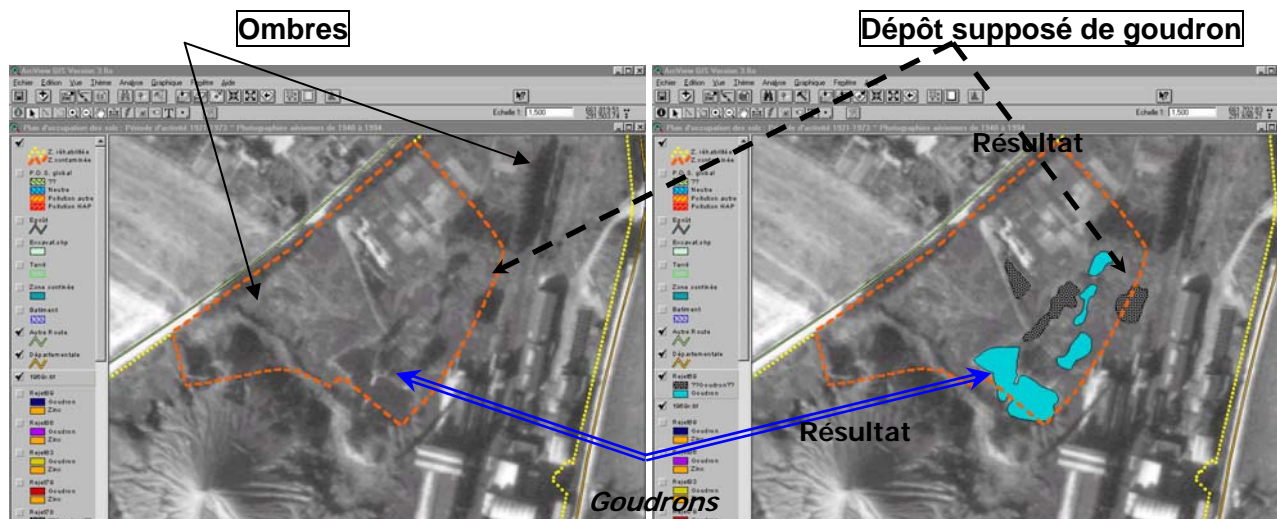


Figure 7 : Caractérisation des zones goudroneuses au cours du temps

La répétition de ce travail sur toutes les photographies aériennes montre que la limite de l'actuelle zone contaminée est relativement bien positionnée, mais aussi qu'une grande partie de la zone a été recouverte par des goudrons à un moment ou à un autre de l'histoire du site (Figure 8, d'après Pitout, 1999).

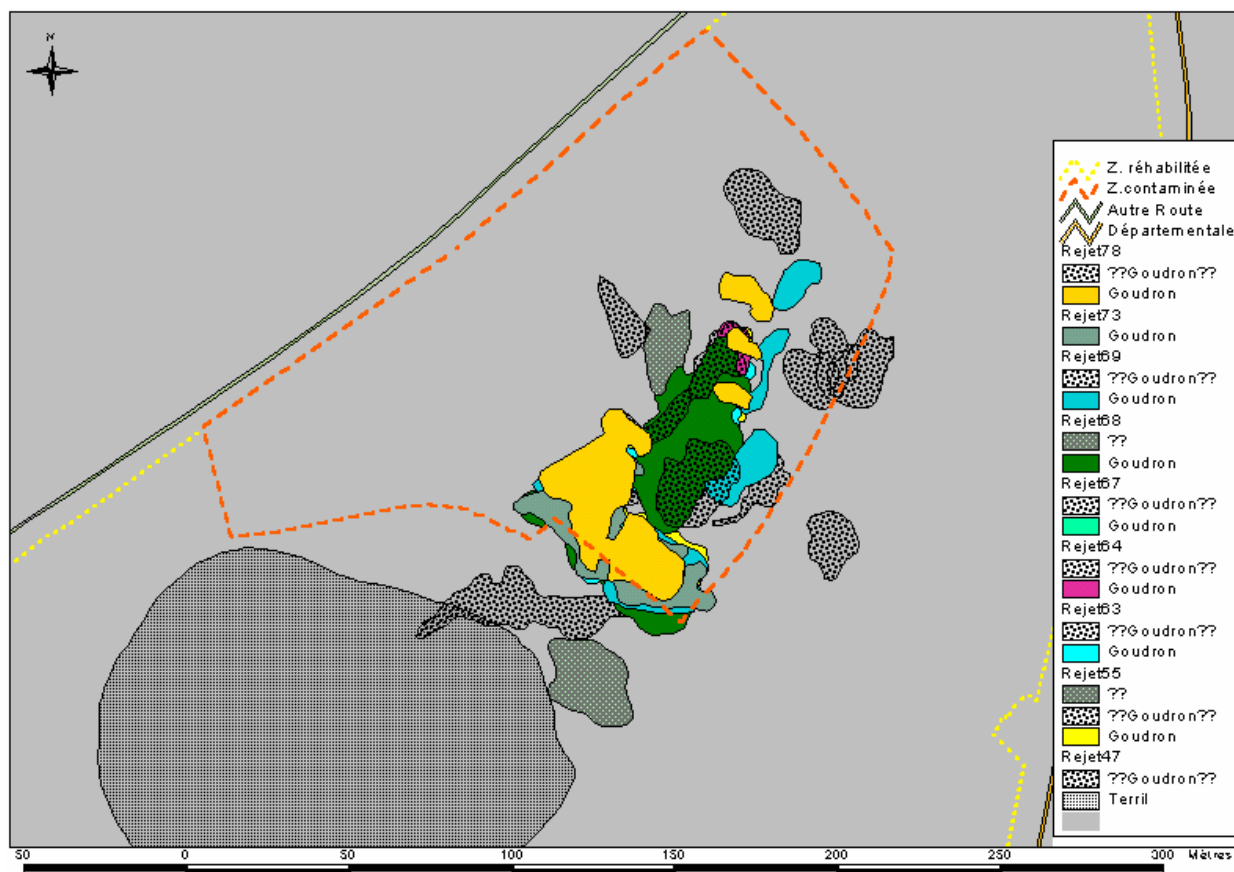


Figure 8 : Zones supposées de dépôts des goudrons au cours du temps via les photographies aériennes

L'utilisation d'un SIG permet de réaliser dans de bonnes conditions, avec les outils appropriés, la consolidation cartographique des données disponibles.

III.3.2. Plan d'échantillonnage

La qualité de l'échantillonnage dépend de la facilité de repérage, pour l'équipe intervenant sur le site, et de sa précision. Les documents cartographiques produits par le SIG à partir des supports topographiques ou aériens existants répondent à cette double exigence, à partir du moment où la position des éléments remarquables de la topographie a été mesurée avec le même outil (DGPS, par exemple) que la position des points à échantillonner. On utilisera donc, pour réaliser le plan d'échantillonnage, le logiciel de SIG.

III.3.3. Restitution des résultats

Les données environnementales se répartissent en deux types :

- l'état « instantané » du site (état zéro, constat d'impact) où les valeurs d'un paramètre, de la concentration d'un polluant, etc, sont représentées sur une carte,
- les données de monitoring, lorsque ces valeurs sont mesurées à plusieurs époques, et l'on étudie leurs variations dans le temps (suivi de pollution, atténuation naturelle,...). Un exemple est proposé en Figure 9 pour une ancienne usine de traitement de minéral.

Lors de la visualisation et de l'interprétation des données, un des problèmes primordiaux est celui de la densité spatiale des données comparables, et ce tant en deux qu'en trois dimensions. Une autre difficulté provient de la nature même des données puisqu'elles engendrent des phénomènes très ponctuels surtout dans les sols. Dans ce

cas de figure, seule une représentation ponctuelle est à envisager. L'aptitude des SIG à effectuer des zoom sur les zones sensibles permet de résoudre ces difficultés mieux que des cartes classiques.

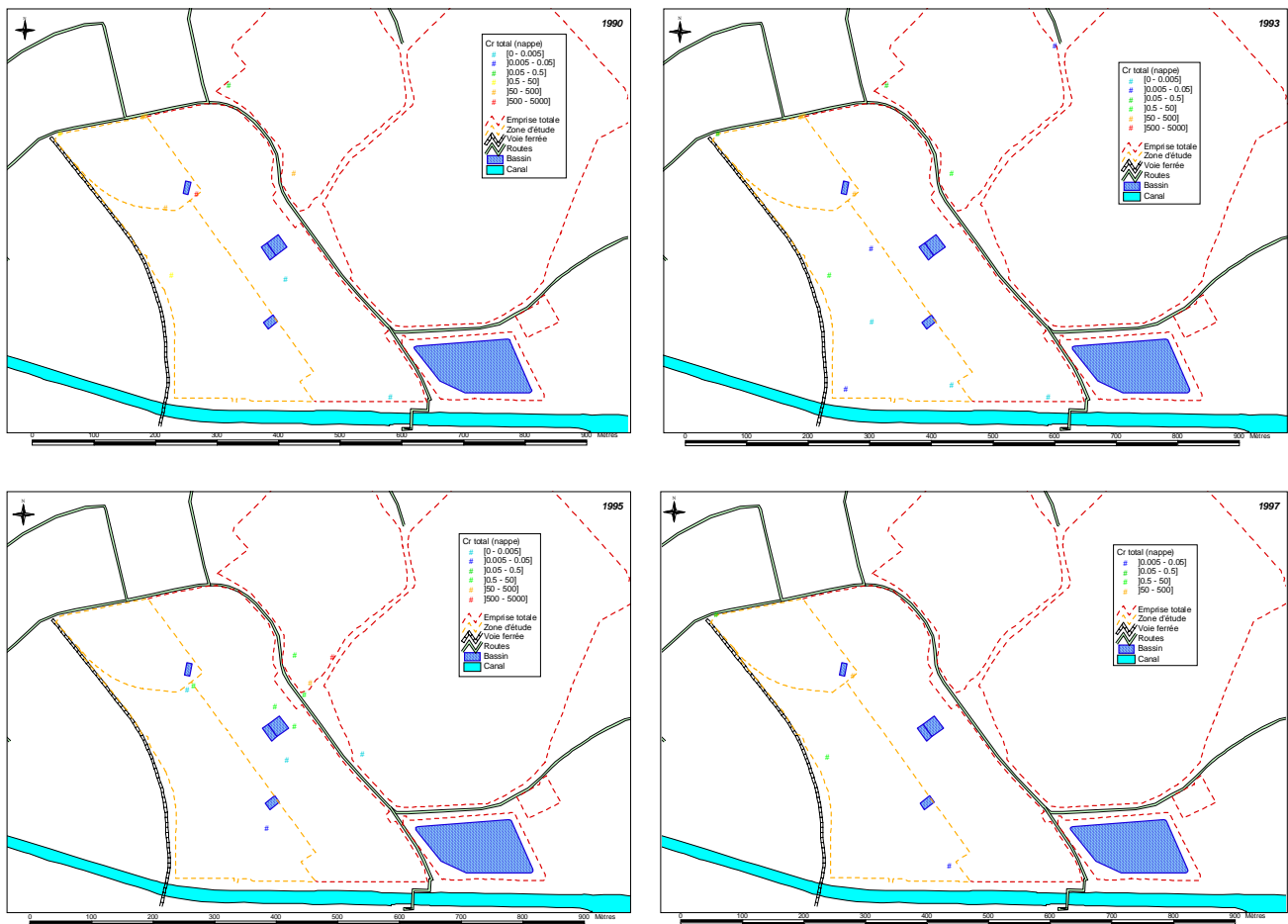


Figure 9 : Instantanés à différentes dates de la teneur en Chrome total dans la nappe

La représentation en 3D nécessite en plus des données stratifiées. Cette représentation est possible en faisant appel aux fonctions multicouches des SIG, plus adaptées à la problématique de l'échantillonnage ou de la mesure sur site que les véritables logiciels de DAO en 3D. L'utilisation de tels logiciels ne s'impose que pour la réalisation des plans de travaux de dépollution, pour lesquels le dessin de volumes de terrassement ou d'ouvrages souterrains est nécessaire.

IV. LOGICIELS

Il n'entre pas dans le champ du présent document de fournir une liste des logiciels utilisables, et on fournira ci-dessous seulement quelques exemples de combinaisons opérationnelles.

IV.1. BASES DE DONNEES

Les limitations physiques des logiciels de gestion de bases de données (SGBD) en termes de nombre de variables ou de lignes excèdent de beaucoup la taille des campagnes d'échantillonnage. Il convient cependant de préférer les SGBD professionnels pour les gros volumes de données, les SGBD personnels permettant de gérer les petits projets.

La base de données Access, largement distribuée par Microsoft et fonctionnant sur la plupart des PC sous Windows, possède toutes les fonctionnalités relationnelles nécessaires à la gestion des échantillons. Elle s'interface avec les deux SIG les plus courants : ArcGIS et MapInfo. Si l'on souhaite y implanter des données diversifiées et

tirer parti des interfaces, il est recommandé de confier la conception de la base à une personne expérimentée en ce domaine.

Pour les gros projets ou la mise en œuvre de requêtes complexes, il est possible d'utiliser le standard des SGBD professionnels, Oracle. Il est alors nécessaire de faire appel à un développeur pour les applications.

IV.2. SYSTEMES D'INFORMATION GEOGRAPHIQUE

En ce qui concerne les SIG, il n'y a aucune limitation à leur utilisation pour les plans d'échantillonnage. Le choix du logiciel n'est important que si l'on envisage des restitutions en 3D (cas du suivi de dépollution, par exemple). Les plus universellement reconnus sont ArcGIS (ESRI) et MapInfo. Pour les applications cartographiques, on peut choisir :

- le logiciel le moins coûteux (il en existe de moins chers que les grands standards), ou
- celui auquel on est déjà habitué (le temps d'apprentissage de ces logiciels n'étant pas négligeable), ou
- le logiciel dans lequel le demandeur de l'étude souhaite recevoir les résultats et cartes.

Lorsque le titulaire d'un site ou le demandeur d'une étude souhaite consolider les résultats d'investigation de plusieurs intervenants (études précédentes, différents bureaux d'études,...), il est essentiel d'organiser tous les résultats d'investigations au sein de bases et cartes compatibles et parfaitement repérés entre eux par un système unique de coordonnées. Cet objectif n'est réalisable pratiquement qu'en choisissant un SIG unique.

V. REFERENCES

AFNOR (2003) – Norme NF X 31-620 : Qualité des sols – Prestations de services relatives aux sites et sols pollués (études, ingénierie, réhabilitation de sites pollués et travaux de dépollution).

ASTM (1996) – Standard Guide for Selection of the Minimum Set of Data Elements Required to Identify Locations Chosen for the Field Collection of Information to Describe Soil, Rock, and Their Contained Fluids. *ASTM Standard D 6168 – 97*, 6 p.

Environnement Canada (2002b) - Échantillonnage et analyse des sols contaminés par les hydrocarbures. *Bulletin d'assistance technique* n°4.

ISO (2003) – Norme NF ISO 15903 (X 31-005) : Qualité du sol – Format d'enregistrement des données relatives aux sols et aux sites.

Jeannot R., Lemièrre B., Chiron S. (2000) - Guide méthodologique pour l'analyse des sols pollués. Rap. BRGM R 50128, 110 p., 44 fig, 3 ann.. *Document du BRGM* n°298, Editions BRGM.

Pitout C. (1999) - Guide méthodologique de construction d'un SIG pour la réalisation de diagnostics de pollution sur un site industriel. *Rapport CNRSSP 99/33*, 65 p., 7 annexes.

STRATEGIE ET TECHNIQUE D'ECHANTILLONNAGE DES SOLS POUR L'EVALUATION DES POLLUTIONS

Qualité et échantillonnage

Sommaire

I. GENERALITES ET DEFINITIONS.....	3
I.1. QUALITE ET ECHANTILLONNAGE.....	3
I.2. ASSURANCE ET CONTROLE QUALITE (QA/QC).....	3
II. INDICATEURS UTILISES POUR L'EVALUATION DE LA QUALITE.....	4
II.1. INDICATEURS STATISTIQUES.....	4
II.1.1. Distributions.....	4
II.1.2. Variance et écart-type	4
II.1.3. Indicateurs de distribution	5
II.1.4. Précision.....	5
II.1.5. Biais (ou erreur systématique)	6
II.1.6. Limite de détection, limite de quantification.....	7
II.1.7. Intervalles de confiance.....	7
II.2. TYPES D'INCERTITUDE IMPLIQUANT MESURE ET PRELEVEMENT	8
II.3. INDICATEURS DE REPRESENTATIVITE	9
III. PRINCIPALES SOURCES D'ERREUR OU D'INCERTITUDE EN ECHANTILLONNAGE DES SOLS.....	9
IV. LES OBJECTIFS DE QUALITE (DQO).....	10
IV.1. DEFINITION ET PRINCIPE.....	10
IV.1.1. Etape 1 : Description concise du problème.....	11
IV.1.2. Etape 2 : Identifier la décision	11
IV.1.3. Etape 3 : Identifier les données menant à la décision.....	11
IV.1.4. Etape 4 : Définir les limites de l'étude	12
IV.1.5. Etape 5 : Formaliser une règle menant à la décision	12
IV.1.6. Etape 6 : Déterminer les limites acceptables pour une erreur de décision	12
IV.1.7. Etape 7 : Optimiser le plan d'acquisition des données.....	14
IV.2. L'APPROCHE PBMS (PERFORMANCE-BASED MEASUREMENT SYSTEMS).....	14
IV.3. LA PLANIFICATION SYSTEMATIQUE	15
V. RELATION ENTRE DENSITE D'ECHANTILLONNAGE ET INTERVALLE DE CONFIANCE DU DIAGNOSTIC	16
V.1. CRITERES OBJECTIFS	16
V.2. DENSITE D'ECHANTILLONNAGE ET DETECTION D'UNE ANOMALIE.....	16
V.3. RELATION ENTRE DENSITE ET INTERVALLE DE CONFIANCE DU DIAGNOSTIC.....	17
VI. PROCEDURES DE CONTROLE DE LA QUALITE	17
VI.1. ÉCHANTILLON DU SITE DE CONTROLE.....	17
VI.2. ÉCHANTILLONS TEMOINS.....	17
VI.3. ÉCHANTILLON PAR AJOUTS	18
VI.4. DOUBLES DU CONTROLE DE LA QUALITE.....	18

VII. RELATION ENTRE COUT ET OBJECTIFS DE QUALITE	18
VII.1. DONNEES EFFICACES.....	19
VII.1.1. Définition	19
VII.1.2. Méthodes et données.....	19
VII.1.3. Notion de données efficaces.....	19
VII.2. PLAN D'ECHANTILLONNAGE ET D'ANALYSE (SAP)	19
VII.2.1. Constituants des SAPs.....	19
VII.3. MESURES A OBJECTIFS DE PERFORMANCE (PBMS).....	21
VII.4. PLAN DE TRAVAIL DYNAMIQUE	22
VII.5. PLAN D'ECHANTILLONNAGE ET D'ANALYSES ADAPTATIF (ASAP)	22
VIII. REFERENCES.....	23

I. GENERALITES ET DEFINITIONS

I.1. QUALITE ET ECHANTILLONNAGE

Qualité : Aptitude d'un produit ou d'un service à satisfaire, au moindre coût et dans les moindres délais les besoins des utilisateurs. (ISO 9000 : 1982) - Aptitude d'un ensemble de caractéristiques intrinsèques à satisfaire des exigences. (ISO 9000 : 2000).

La qualité consiste à faire tout ce qui est nécessaire, et rien que ce qui est nécessaire.

La notion de qualité en échantillonnage ne recouvre que très partiellement le soin apporté aux opérations ou le respect de bonnes pratiques ou de l'état de l'art. Un échantillonnage de qualité, pour des sols, est avant tout un échantillonnage qui permet de satisfaire aux objectifs des mesures environnementales prévues.

L'échantillonnage doit pouvoir s'intégrer dans la démarche qualité du programme de mesures et investigations environnementales. Cette démarche est généralement de type assurance qualité (QA/QC).

I.2. ASSURANCE ET CONTROLE QUALITE (QA/QC)

Le contrôle de la qualité est l'ensemble des procédures utilisées pour mesurer et, si besoin est, de corriger la qualité des données. L'assurance de la qualité est l'ensemble de procédures utilisées pour fournir une assurance documentaire de l'application correcte du contrôle et de la qualité des données qui en découlent.

Un programme d'investigations environnementales sous assurance qualité est décrit par un Plan d'Assurance Qualité (PAQ) qui permet de démontrer que l'ensemble des opérations nécessaires est maîtrisé :

Plan qualité : Document spécifiant quelles procédures et ressources associées doivent être appliquées par qui et quand, pour un projet, un produit, un processus ou un contrat particulier (ISO 9000).

Cela implique que les différentes opérations de la campagne d'échantillonnage doivent être traçables et enregistrées, depuis la conception de la campagne jusqu'à l'envoi des échantillons au laboratoire. Tous les choix ayant déterminé le plan d'échantillonnage doivent être dûment enregistrés et justifiés.

Le point essentiel de la démarche qualité est de s'assurer que le plan d'échantillonnage et les techniques utilisées sont compatibles avec les objectifs en termes de précision et de représentativité.

II. INDICATEURS UTILISES POUR L'EVALUATION DE LA QUALITE

Les indicateurs traditionnellement utilisés pour la qualité des données (exactitude, précision, biais, etc) caractérisent la qualité intrinsèque de la mesure, mais en aucun cas la représentativité des données ou des échantillons par rapport au site. De ce fait, peu importe la qualité intrinsèque des analyses si la représentativité des échantillons par rapport au site ne permet pas de répondre aux questions posées pour lesquelles on effectue l'étude (IAEA, 2004).

L'évaluation de la qualité d'une étude environnementale devra donc utiliser des indicateurs statistiques de la qualité des mesures (II.1) et des indicateurs de représentativité de l'échantillonnage (II.1.6).

II.1. INDICATEURS STATISTIQUES

II.1.1. Distributions

La variance sur une population d'échantillons s'exprime sous forme de distribution. Cette distribution représente de manière significative la gamme de variation possible d'une teneur ou d'un paramètre mesuré au sein d'un ensemble d'échantillons. La population vraie n'est jamais connue et toujours estimée.

En mesure environnementale, les distributions les plus courantes sont normales ou lognormales. Il est d'usage d'effectuer un test de normalité sur tout lot de mesures sur une population homogène.

Pour une distribution normale, la moyenne des résultats sur les échantillons (\bar{x}) est une estimation de la moyenne sur la population réelle de n échantillons:

$$\bar{x} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n x_i$$

Pour une distribution lognormale, on fera en outre appel à la médiane (la médiane est la valeur qui divise une distribution en deux parties égales en nombre d'observations. En langage courant, c'est la valeur qui a autant d'observations à gauche qu'à droite).

D'autres paramètres sont utilisés, notamment les percentiles ou quantiles (le quantile est un paramètre qui divise une distribution en n parties égales en nombre d'observations ou d'unités, n étant égal à 100 pour le centile). Ces paramètres sont très utiles lorsque les distributions sont irrégulières (population non homogène). Ils sont également utiles pour quantifier une approche risque ou le niveau de confiance d'une décision prise à partir d'un lot de mesures.

L'incertitude est mesurée avec la variance de population (σ^2) (sigma carré) et l'écart-type de population (σ) (sigma). Ces paramètres de population ne peuvent pas être connus, mais estimés à partir de la variance (S^2) et de l'écart-type (s) sur les résultats sur les échantillons.

II.1.2. Variance et écart-type

La variance (S^2) et l'écart-type (s) se calculent selon :

$$S^2 = \frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2$$

$$s = \sqrt{S^2}$$

La variance des résultats de mesure (s^2_{total}) est constituée de

$$s^2_{\text{total}} = s^2_{\text{mesure}} + s^2_{\text{échantillon}}$$

où:

s^2_{mesure} – est la variance totale due aux opérations de mesure,

$s^2_{\text{échantillon}}$ - est la variance totale due aux opérations d'échantillonnage.

Les deux variances doivent être prises en compte, mais il est inutile de chercher à réduire davantage la variance de mesure lorsqu'elle représente moins d'un tiers de la variance totale (Youden, 1981).

II.1.3. Indicateurs de distribution

La médiane est la valeur qui permet de diviser un ensemble de résultats en deux paquets égaux. On peut de la même manière découper les données en n paquets égaux ou quantiles.

Par exemple, après avoir rangé les données par valeurs croissantes, on peut les diviser en quatre paquets de même taille. Les valeurs qui constituent les charnières entre les paquets sont appelées quartiles.

Les données comprises entre le 1er quartile (Q1) et le 3ème (Q3) représentent 50% des données. La différence entre Q3 et Q1 est appelée étendue interquartile, et elle peut servir à apprécier la dispersion des données en négligeant complètement l'influence des valeurs éloignées de la médiane.

On peut aussi décider de diviser l'ensemble des données en 10 paquets égaux. Les quantiles ainsi obtenus s'appellent alors déciles. La différence entre le premier décile (D1) et le 9ème décile (D9) s'appelle étendue interdécile. Elle couvre 80% des données, et est donc plus sensible aux valeurs éloignées de la médiane que l'étendue interquartile, mais tout en restant moins fragile que l'étendue complète.

On utilise aussi parfois les centiles, qui constituent une division des données en 100 paquets égaux.

II.1.4. Précision

Contrairement à d'autres analyses telles que celles des eaux, la précision des résultats en analyse des sols ne peut pas être la différence entre la vraie valeur et le résultat de la mesure sur l'échantillon. En effet, la variabilité physique et chimique des sols est telle qu'une valeur vraie en un point donné n'a guère de sens (voir § Hétérogénéité). Par contre, l'ensemble des valeurs locales constitue une distribution vraie. Les résultats d'analyses de sols constituent une autre distribution. La précision des analyses de sols se caractérise par l'identité des deux distributions.

Les écarts à la précision (ou inexactitudes) résultent de deux causes principales : la dispersion et le biais, ou erreur systématique. Ces deux causes sont représentées sur la Figure 1.

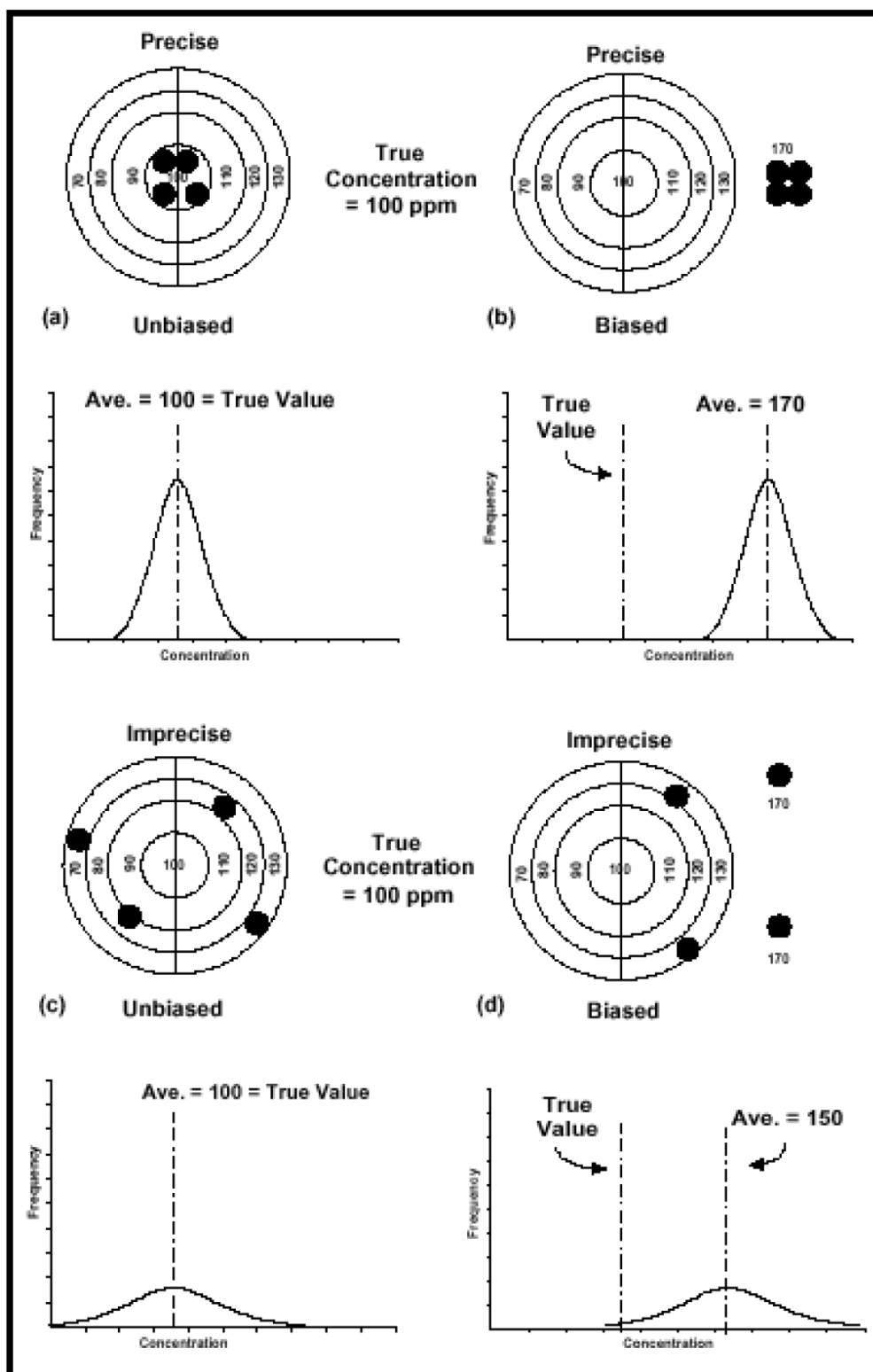


Figure 1 : Précision et biais

II.1.5. Biais (ou erreur systématique)

Il y a quatre sources potentielles de biais pour les analyses de sol qui sont liées à l'échantillonnage :

- sur le terrain et/ou au laboratoire, le biais introduit par l'usage de matériels inadéquats pour le prélèvement, le rééchantillonnage ou le quartage. C'est par exemple le cas lorsque les matériels utilisés ne restituent pas également les différentes fractions granulométriques du sol,
- le biais de représentativité causé par un plan d'échantillonnage inadéquat, dans lequel certaines parties du site vont être sur- ou sous-représentées. Même si les prélèvements et les analyses sont effectués parfaitement, les paramètres statistiques de la distribution vont être biaisés,
- la contamination de l'échantillon par des substances introduites (matériel ou récipients non propres, ou construits en matériaux non inertes). Ce biais peut être facilement réduit par l'emploi de matériels inertes (outils et récipients), et de procédures strictes de nettoyage entre prélèvements,
- la perte d'une partie des polluants à mesurer lors de l'échantillonnage, du transport ou du stockage (exemple des hydrocarbures volatils). Ce biais peut être facilement réduit par l'emploi de matériels adaptés aux substances concernées, et par le respect de procédures strictes dans la manipulation et le transport des échantillons.

Les autres biais pouvant affecter des analyses de sol sont :

- le biais analytique (biais instrumental, défaut ou dérive d'étalonnage, contamination de réactifs, problèmes d'extraction ou de mise en solution, effets de matrice, etc), et
- le biais statistique, qui résulte de l'application de méthodes inadaptées à la distribution observée lors du traitement des résultats.

La présence d'un biais dans des résultats de mesures environnementales est acceptable pour les étapes préliminaires ou pour la cartographie d'un site. Elle doit être corrigée avant toute prise de décision relative à une valeur réglementaire ou à un niveau de risque.

II.1.6. Limite de détection, limite de quantification

Ces notions sont fréquemment confondues et donnent lieu à de fréquentes erreurs de validation de méthodes analytiques. Elles s'expriment :

- pour une substance donnée sous une forme chimique donnée (spéciation),
- pour une matrice donnée, et
- pour une méthode analytique donnée, dans un laboratoire donné (équipement, personnel) à un moment donné.

La limite de détection (LD) est la plus petite quantité de l'espèce mesurée susceptible d'être distinguée de l'absence de l'espèce au niveau de confiance requis. A ce niveau, le résultat de la mesure ne peut être que « présent/absent ».

La limite de quantification inférieure ou limite de dosabilité inférieure (LDI) est la plus petite quantité de l'espèce mesurée susceptible d'être mesurée avec une incertitude quantifiable. L'incertitude à ce niveau est généralement très élevée. Entre LD et LDI, l'espèce peut être détectée mais non dosée, car la courbe d'étalonnage n'est pas assez linéaire. On observe souvent que la LDI est de l'ordre de 3 fois la LD.

La limite de quantification supérieure ou limite de dosabilité supérieure (LDS) est la plus grande quantité de l'espèce mesurée susceptible d'être mesurée avec une incertitude acceptable. L'incertitude à ce niveau est de nouveau élevée. Au-dessus de la LDS, l'espèce peut être détectée mais non dosée, car la courbe d'étalonnage n'est plus assez linéaire.

II.1.7. Intervalles de confiance

Les intervalles de confiance sont utilisés pour évaluer le degré de certitude d'une mesure, et donc d'une décision basée sur des résultats de mesure. Lorsqu'on place une limite de confiance de 90%, 95% ou 99% (nn) sur la moyenne d'une mesure, on définit un intervalle de valeurs pour cette mesure de part et d'autre de la moyenne. Si une valeur tombe dans cet intervalle, on exprime qu'il n'y a pas de différence significative entre la valeur mesurée et la valeur de référence, au seuil de nn %.

Les intervalles de confiance sont calculés à partir de l'écart type et d'une valeur t prise dans les tables de Student. Cette valeur est basée sur le nombre n d'échantillons et représente un degré de certitude. " μ " est le niveau de confiance et "s" est l'écart-type. L'intervalle de confiance est alors :

$$CL\mu = \bar{x} \pm \frac{ts}{\sqrt{n}}$$

t dépend du niveau de confiance choisi (90%, 95% ou 99%), du nombre n d'échantillons, du biais et de la précision des processus d'échantillonnage et de mesure. On utilise en général des tables de valeurs de t, telles que l'exemple ci-dessous (Tableau 1).

Nombre d'échantillons	Facteur t pour un niveau de confiance de 90%	Facteur t pour un niveau de confiance de 95%	Facteur t pour un niveau de confiance de 99%
1	6.31	12.7	63.7
2	2.92	4.3	9.92
3	2.35	3.18	5.84
4	2.13	2.78	4.60
5	2.02	2.57	4.03
6	1.94	2.45	3.71

Tableau 1: Exemples de valeurs "t" pour 90%, 95% et 99%, et pour 1 à 6 échantillons

II.2. TYPES D'INCERTITUDE IMPLIQUANT MESURE ET PRELEVEMENT

La variance de mesure globale - (s^2 mesure) (incertitude) – incorporant les variances liées à chaque étape (échantillonnage et analyse) peut être contrôlée et évaluée.

La variance d'échantillon (s^2 échantillon) (incertitude) – peut contenir une composante systématique et une composante aléatoire d'erreur, aussi bien due à la représentativité qu'au protocole d'échantillonnage. Ces composantes sont additives :

$$s^2 \text{ échantillonnage} = s^2_1 + s^2_2 + s^2_3 \dots s^2_n$$

$$s^2 \text{ échantillon} = s^2 \text{ échantillonnage} + s^2 \text{ population}$$

L'ensemble de ces erreurs constitue l'erreur d'échantillonnage. Elle s'additionne à l'erreur de mesure (erreur analytique) pour former l'erreur totale sur le résultat.

Situation	Signification		Contexte
	variance de mesure	variance d'échantillon	
A	Non	Non	Analyse d'échantillons discrets Analyses semi-quantitatives
B	Oui	Non	Sols très homogènes
C	Non	Oui	Une mesure unique par échantillon donne des résultats satisfaisants
D	Oui	Oui	Cas le plus fréquent: variance au sein de mesures répétées sur un échantillon, variabilité d'un échantillon à l'autre

Tableau 2 : Types d'incertitude impliquant mesure et prélèvement

II.3. INDICATEURS DE REPRESENTATIVITE

La représentativité spatiale de l'échantillonnage peut être aisément mesurée si l'objectif retenu est celui d'une équiprobabilité pour tout point du site d'être échantillonné. Ce choix est celui sous-tendant les approches statistique et systématique lors du dessin du plan d'échantillonnage (voir § Plans d'échantillonnage).

La mesure de la représentativité, pour un échantillonnage en grille régulière, est la maille de cette grille. Plus la grille est serrée, plus l'échantillonnage sera représentatif. La seule limitation à cette approche est le coût qui augmente au carré de la densité !

Pour tous les autres plans d'échantillonnage, aléatoires ou arbitraires, la probabilité pour un point d'être échantillonné est une fonction complexe. Deux estimateurs simples peuvent cependant être utilisés :

- pour les plans aléatoires, la densité globale (nombre total de points échantillonnés sur le site / surface du site) est un estimateur satisfaisant,
- pour les plans arbitraires ou complexes, il est possible en tout point de calculer la distance au point échantillonné le plus proche. On peut intégrer cette distance pour tout le site, il en résulte une distribution de distances dont le minimum est zéro (pour tous les points échantillonnés) et le maximum D est la distance à l'échantillon le plus proche du point du site le plus mal représenté. Ce maximum, ou le décile (II.1.3) de la distance, sont des estimateurs acceptables de la représentativité. En effet ils prennent en compte à la fois le nombre d'échantillons total et la présence d'hétérogénéités dans la localisation des échantillons, qui résulte en de plus ou moins grandes zones du site non échantillonnées.

III. PRINCIPALES SOURCES D'ERREUR OU D'INCERTITUDE EN ECHANTILLONNAGE DES SOLS

Le Tableau 3 présente un résumé des principales sources d'erreur ou d'incertitude en échantillonnage des sols. On constate que la plupart de celles-ci peuvent être réduites en s'assurant que :

- le programme de travail est défini à partir d'une connaissance précise des objectifs de l'étude, et des besoins en qualité des données résultant du niveau de confiance requis pour les décisions à prendre,
- l'état de l'art est respecté pour les méthodes et techniques mises en œuvre lors des campagnes d'échantillonnage,
- les préconisations usuelles en termes de démarche qualité sont appliquées à l'enregistrement et à la traçabilité de toutes les opérations effectuées.

Description	Cause	Effet
Artefacts ou contamination	Contamination	Résultat trop élevé
Perte d'analyte	Instabilité ou volatilité de la substance	Résultat trop faible
Choix de l'échantillon	Plan d'échantillonnage, protocole inadéquat	Résultat peu significatif
Préservation de l'échantillon, transport, stockage	Température, chocs,.. Instabilité de la substance	Altération de la substance, résultat trop faible ou peu significatif
Transport	Vibrations	Grano-classement, hétérogénéité
Biais analytique	Extraction, calibration, effet de matrice, etc.	Inexactitude plus ou moins grande du résultat
Hétérogénéité du sol	Echantillon insuffisant	Résultat peu significatif
Identification	Echantillon incorrect	Résultat sans valeur
Sous-échantillonnage	Prélèvement incorrect au labo	Résultat peu significatif
Echantillon inadapté	Non-prise en compte des DQO	Résultat sans valeur

Tableau 3 : Principales sources d'erreur en échantillonnage et analyse des sols

Afin de s'assurer de manière indépendante du respect de l'ensemble des bonnes pratiques et des procédures relatives à chaque échantillon, il est vivement souhaitable de mettre en œuvre un programme de contrôle qualité indépendant des mesures proprement dites (§ VI).

L'objectif final des campagnes d'échantillonnage, de mesure et des analyses est de pouvoir répondre avec un degré de confiance mesurable aux questions suivantes :

- est-ce que la moyenne des résultats sur les sols du site se situe dans des limites acceptables ? (généralement, par rapport à des valeurs guides réglementaires, à des valeurs issues d'un calcul de risque, ou par rapport à des objectifs basés sur la réutilisation du site),
- est-ce qu'une fraction de ces résultats se trouve en dehors des limites acceptables ?

IV. LES OBJECTIFS DE QUALITE (DQO)

IV.1. DEFINITION ET PRINCIPE

Les DQO (objectifs de qualité des données) sont une notion introduite dans l'analyse environnementale par l'agence pour l'environnement des Etats-Unis (US-EPA, 1994, 2000a). Un DQO est une déclaration précise du niveau de confiance que l'on peut associer avec les résultats d'une étude, en fonction de contraintes portées sur les données.

Les objectifs de qualité (DQO) sont des énoncés qualitatifs et quantitatifs, développés à l'aide d'un processus précis (Tableau 4). Ils clarifient les objectifs de l'étude, définissent le type de données appropriées, et établissent le niveau tolérable pour les erreurs potentielles de décision. C'est ce niveau qui va servir de base pour établir la qualité et la quantité des données nécessaires pour prendre la décision. Les DQO définissent les critères de performance qui limitent la probabilité de commettre une erreur de décision en tenant compte de l'objectif des mesures, du type de données requises et de la probabilité acceptable d'erreur (US-EPA, 2000a).

La démarche sur laquelle sont basés les DQO est présentée dans le Tableau 4. Elle amène dans les investigations environnementales une logique du management de la qualité, qui est de formaliser les principales étapes pour maîtriser le processus.

1. Exposer le problème.
2. Identifier la décision.
3. Identifier les données menant à la décision.
4. Définir les limites de l'étude.
5. Formaliser une règle menant à la décision.
6. Déterminer les limites acceptables pour une erreur de décision.
7. Optimiser le plan d'acquisition des données.

Tableau 4 : Les sept étapes du processus menant aux objectifs de qualité

La notion d'objectifs de qualité couvre l'ensemble du cycle de planification (IV.3), et toutes les activités nécessaires à la réalisation de l'étude : échantillonnage, mesure et évaluation des données (Lesnik & Crumbling, 2001).

Les DQO déterminent le degré de variabilité totale (incertitude d'erreur) admissible sur les résultats en fonction de celui des données. Ces limites doivent être précisées dans le plan d'échantillonnage et/ou le rapport d'échantillonnage, afin que les objectifs de la campagne puissent être pris en compte pour les opérations d'échantillonnage et d'analyse, ainsi que dans le rapport d'étude, afin de pouvoir en évaluer la pertinence.

IV.1.1. Etape 1 : Description concise du problème

Cette étape comprend :

- l'identification des parties prenantes et des décideurs avec qui établir le planning,
- la description du problème; modèle conceptuel de l'impact ou du risque environnemental à étudier,
- la détermination des ressources : budget, personnel, et chronogramme.

IV.1.2. Etape 2 : Identifier la décision

Cette étape comprend :

- l'identification de la principale question posée pour l'étude,
- expliciter la décision à prendre,
- l'organisation des relations entre décisions multiples.

Cette étape représente souvent la prise en compte des aspects risque et des contraintes réglementaires.

IV.1.3. Etape 3 : Identifier les données menant à la décision

Cette étape comprend :

- l'identification du type de données nécessaires pour l'étude,
- l'identification de la source de ces données,
- la détermination des bases sur lesquelles s'appuiera la décision à prendre,
- en conséquence, l'identification des méthodes d'échantillonnage et d'analyse à utiliser qui répondent aux exigences sur les données.

Quelques exemples:

- liste des composés chimiques susceptibles d'être rencontrés sur le site,
- sensibilité des méthodes analytiques en fonction des matrices et des niveaux de risque sensibles,
- représentativité des procédures d'échantillonnage par rapport à la variabilité spatiale du site.

IV.1.4. Etape 4 : Définir les limites de l'étude

Cette étape comprend :

- la définition de la population cible pour l'étude (dans le cas des sols, l'ensemble des terrains pouvant être échantillonnés), et donc de l'aire totale où s'effectuera l'étude,
- l'identification de l'aire qui détermine ce que les données doivent représenter,
- la définition de la période où doit s'effectuer l'échantillonnage, et du délai dans lequel doit être prise la décision,
- l'identification des contraintes pratiques à prendre en compte pour la collecte des données (par exemple : accès à la zone, météo, substances dangereuses, coopération avec l'occupant de la parcelle...),
- la définition de la plus petite zone ou sous-population pour laquelle devra être prise une décision spécifique.

IV.1.5. Etape 5 : Formaliser une règle menant à la décision

Cette étape comprend :

- le choix de l'estimateur approprié pour les données (moyenne, médiane, percentile...),
- vérifier que la limite de quantification (réf §) des méthodes retenues excède largement les seuils de prise de décision (teneur de l'échantillon en une substance donnée, par exemple),
- l'expression de la règle de décision, sous forme d'une condition (SI... ALORS...) ou de plusieurs conditions formant un arbre logique.

IV.1.6. Etape 6 : Déterminer les limites acceptables pour une erreur de décision

Cette étape comprend :

- la détermination de la gamme de variation des données (en général, des teneurs),
- le choix d'une « hypothèse nulle »,
- l'évaluation des conséquences possibles d'une décision incorrecte,
- la détermination d'une gamme de teneurs où ces conséquences restent mineures (appelée aussi « zone grise »),
- l'affectation de valeurs de probabilité à deux ou plusieurs teneurs, situées de part et d'autre du seuil de décision, qui représenteront le niveau d'erreur tolérable.

Les différents types théoriques d'erreur de décision sont présentés dans le Tableau 5 ci-dessous.

Types d'erreurs de décision par rapport aux données :

	Situation réelle : état effectif du site, risque objectif...	
Décision prise à partir des données	Pollution/risque non significatifs	Pollution/risque significatifs
Action non nécessaire	Décision correcte	Erreur de décision (risque, action nécessaire non déclenchée)
Action nécessaire	Erreur de décision (action inutile)	Décision correcte

Tableau 5 : types d'erreurs de décision

Mesure de la performance de la décision par rapport aux données:

Le Tableau 5 présente les erreurs de décision de manière dichotomique. Dans la pratique, une décision résulte d'une accumulation de mesures et d'informations. Toutes n'ont pas la même importance et les informations proches des seuils de décision prennent un poids plus important. Certaines décisions environnementales sont basées sur une analyse du sol, comparée à une valeur guide, à un seuil de risque, etc. Le résultat de cette analyse intègre des incertitudes de mesure et d'échantillonnage ; la réalisation d'un nombre donné d'analyses influe sur l'incertitude de décision. Réduire ces incertitudes revient à accroître la performance de la mesure et la qualité des données. La performance de la décision s'accroît par rapport à la qualité des données de manière non linéaire.

La qualité du processus de décision peut être mesurée par une construction graphique appelée Courbe de performance de décision (Figure 2). Elle représente la probabilité cumulative d'exactitude de la décision en fonction de la gamme possible des valeurs du paramètre mesuré, y compris le seuil de décision. Une courbe de performance parfaite serait obtenue avec une probabilité 0 pour toutes les valeurs de paramètre inférieures à sa vraie valeur, et 1 au dessus. Les courbes de performance réelles sont bien plus émoussées, et n'atteignent des valeurs de probabilité proches de 1 que nettement au-dessus de la vraie valeur.

Le nombre d'échantillons prélevés et la qualité d'échantillonnage accroîtront le caractère abrupt de la courbe et la précision du diagnostic.

Outre les variations des mesures et informations, un autre paramètre entre en ligne de compte : c'est le seuil de confiance accordé à la décision. Définir ce seuil, c'est définir jusqu'à quel niveau d'écart au critère choisi l'on tolérera que la «mauvaise» décision ait été prise. Cette approche est représentée sur la Figure 3.

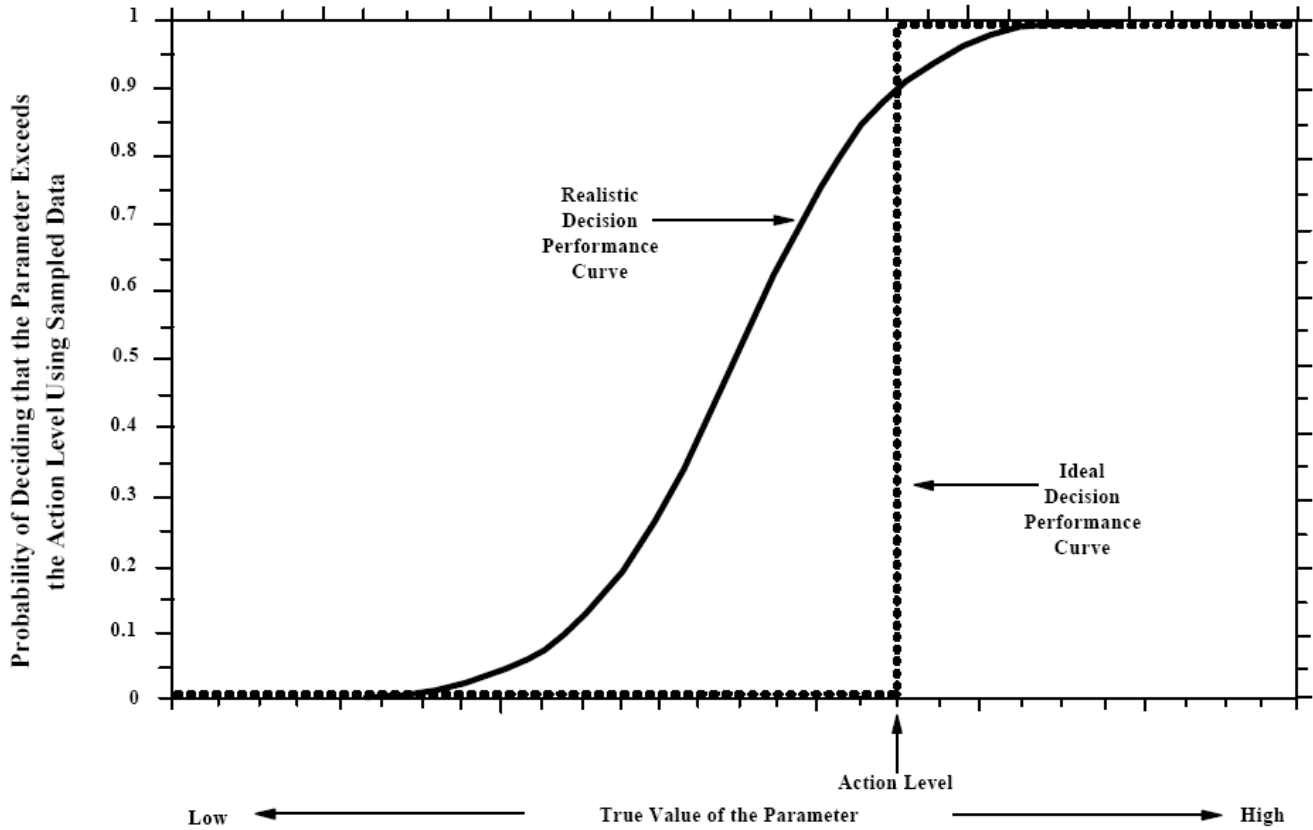


Figure 2 : Courbe de performance de décision (US-EPA, 2000a)

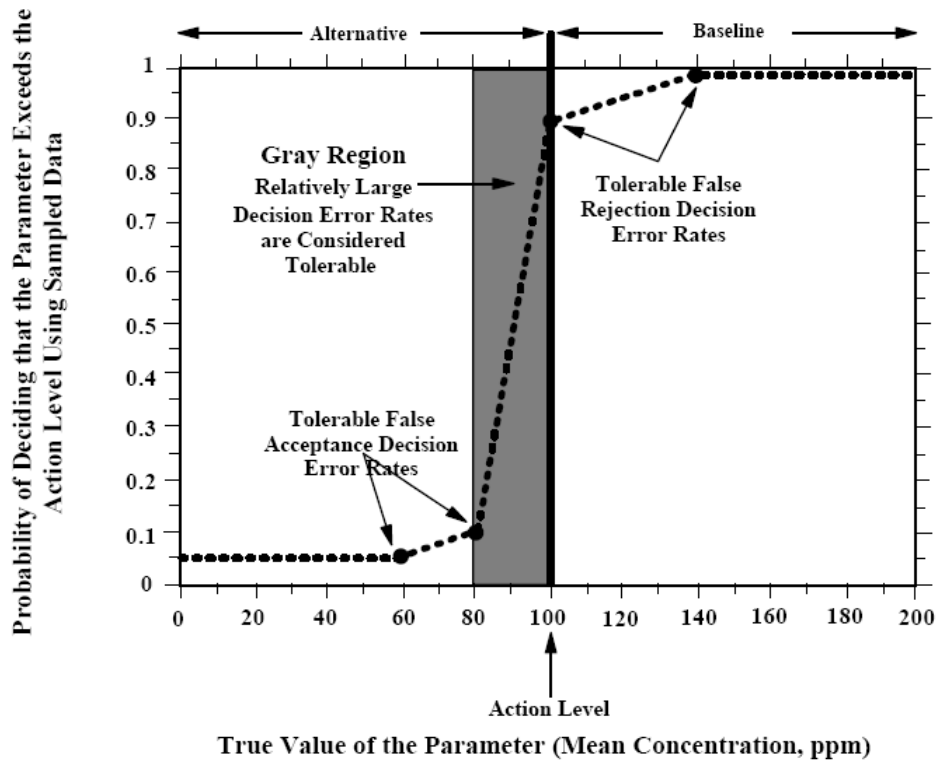


Figure 3 : Exemple de diagramme de performance réel, avec les zones d'erreur de décision acceptables (US-EPA, 2000a)

IV.1.7. Etape 7 : Optimiser le plan d'acquisition des données

Cette étape comprend :

- le sommaire des livrables résultant des DQO,
- l'identification de méthodes alternatives pour l'obtention des données,
- la formulation mathématique de chaque méthode,
- la définition de la taille minimale de l'«échantillon» permettant d'atteindre les DQO (en pratique, pour les sols, le nombre d'échantillons minimum à collecter),
- la sélection de la stratégie la plus efficace (en termes de coût ou d'utilisation de ressources), notamment parmi les méthodes alternatives,
- l'enregistrement des différentes étapes dans le document de projet (plan qualité de l'étude environnementale, voir) , .

A ce stade, il est encore possible d'optimiser le coût de la campagne, par exemple en écartant les mesures non essentielles à la réalisation des DQO.

IV.2. L'APPROCHE PBMS (PERFORMANCE-BASED MEASUREMENT SYSTEMS)

Les stratégies de mesure à objectifs de performance se placent dans un contexte analogue : elles se définissent comme un ensemble de processus dans lesquels les besoins en qualité des données, le mandat et/ou les limitations du programme sont spécifiés, et servent de critères pour choisir les méthodes adéquates pour remplir ces objectifs au meilleur coût.

Il est alors possible de répondre aux questions suivantes:

- à quoi va servir cette mesure/cette analyse ?
- que va-t-on faire des résultats, comment vont-ils être utilisés pour une décision ?
- jusqu'à quel niveau ces résultats ont-ils besoin d'être précis ? Quelle est la qualité des données nécessaire pour prendre la décision ?

Contrairement aux procédures normalisées, l'analyste est ici libre du choix de la méthode. Par contre, il doit pouvoir démontrer que la méthode qu'il a choisie va pouvoir satisfaire aux objectifs de qualité des données (DQO) du projet, et il doit documenter son choix.

Il en va de même, pour une campagne d'échantillonnage des sols, du choix de la stratégie (plan d'échantillonnage), du matériel ou de la technique d'échantillonnage. Tout choix peut être légitime pourvu qu'il soit suffisant et justifié.

Pour démontrer qu'une méthode est applicable, surtout dans le cas de méthodes non normalisées, il faut démontrer:

- que la méthode est opérationnelle sur un milieu non contaminé, et
- qu'elle produit des résultats utilisables sur le milieu d'étude (ce qui implique une sélectivité, une sensibilité et une précision suffisante dans la matrice concernée pour atteindre les objectifs fixés).

IV.3. LA PLANIFICATION SYSTEMATIQUE

L'approche par "planification systématique" (Lesnik & Crumbling, 2001) introduit au stade de la conception d'un programme d'investigations environnementales des notions telles que l'approche pas à pas, l'objectivité du choix de l'approche et l'acceptabilité des résultats. Elle veille à ce que le niveau de détail du plan de travail et l'importance des travaux à effectuer soient à la mesure de l'usage qui sera fait des résultats, et des ressources disponibles. Elle encourage la communication entre toutes les organisations et individus impliqués dans l'étude. Elle fournit ainsi un cadre pour une approche négociée des critères d'acceptation et des indicateurs de performance, ce qui la rend particulièrement adaptée aux travaux concertés de réhabilitation.

On peut la décrire comme une généralisation du processus DQO (III) et à ce titre, elle représente une approche qualité, pouvant sous-tendre un plan de management environnemental.

Les relations entre un processus sous planning systématique (US-EPA, 2000d) et sous DQO sont précisées ci-dessous (Tableau 6).

Eléments du processus de planning systématique	Etape correspondante en processus DQO
Identifier et impliquer le responsable de projet et/ou décideur, et l'équipe de projet	Etape 1 : Exposer le problème
Identifier le planning du projet, ses ressources, ses points de contrôle et ses contraintes	Etape 1 : Exposer le problème
Décrire les objectifs du projet	Etape 2 : Identifier la décision
Identifier le type de données requises	Etape 3 : Identifier les données menant à la décision
Identifier les contraintes sur la collecte des données	Etape 4 : Définir les limites de l'étude
Déterminer la qualité des données requises	Etapas 5 : Formaliser une règle menant à la décision, et 6 : Déterminer les limites acceptables pour une erreur de décision
Déterminer la quantité des données requises	Etape 7 : Optimiser le plan d'acquisition des données
Décrire comment, quand et où les données seront obtenues	Etape 7 : Optimiser le plan d'acquisition des données
Spécifier les actions QA/QC à mener pour vérifier les critères de performance qualité	Fait partie du PAQ
Décrire les méthodes à utiliser pour l'analyse des données, leur évaluation et leur validation vis-à-vis de l'usage prévu et des critères de performance qualité	Fait partie du PAQ (DQA Process)

Tableau 6 : Eléments du processus de planification systématique comparé aux DQO

V. RELATION ENTRE DENSITE D'ECHANTILLONNAGE ET INTERVALLE DE CONFIANCE DU DIAGNOSTIC

V.1. CRITERES OBJECTIFS

Les principaux critères quantifiables permettant d'évaluer la qualité d'un plan d'échantillonnage sont

- la probabilité de localiser efficacement une zone polluée ou une source de pollution non connue et non observable, sur le site,
- la probabilité d'émettre un diagnostic exact ou inexact sur le risque que représente le site pour la santé humaine (dans le cadre d'une réutilisation du site aussi bien que dans un contexte de confinement), et/ou pour l'environnement.

Ces deux critères reflètent l'application d'un principe de bon sens : plus une campagne d'échantillonnage est précise, plus elle est chère. Les moyens dévolus aux investigations environnementales n'étant pas illimités, le dessin de toute campagne résulte d'un compromis entre le coût et un niveau de risque acceptable pour la collectivité.

Il convient donc, lorsque les résultats de la campagne présentent des enjeux publics importants, de s'assurer auprès des autorités concernées du niveau de risque accepté, d'en quantifier l'impact sur le plan d'échantillonnage et sur le coût de la campagne, et éventuellement de négocier ces points avant de débiter les travaux.

V.2. DENSITE D'ECHANTILLONNAGE ET DETECTION D'UNE ANOMALIE

Des tables ont été publiées (US-EPA, 1989) et présentent la probabilité d'omettre une tache en fonction de ses dimensions et par rapport à la maille de recherche choisie (cf. Tableau 7). Il s'agit là d'une probabilité mécanique, basée sur la notion de « coup au but ». Elle ne tient pas compte de la probabilité relative de fortes valeurs, déduite de l'interpolation des autres données. Cette interpolation est le domaine de la géostatistique (voir chapitre 2, Hétérogénéité et densité d'échantillonnage).

Type de grille (G/M)	Probabilité de ne pas détecter une auréole de contamination					
	FE					
	1,0	0,80	0,60	0,40	0,20	0,10
Grille à maille triangulaire						
0,1	0,95	0,96	0,97	0,98	0,98	0,99
0,3	0,66	0,74	0,80	0,86	0,93	0,96
0,5	0,08	0,27	0,44	0,63	0,82	0,91
0,7	0,00	0,00	0,08	0,33	0,65	0,83
0,9	0,00	0,00	0,00	0,10	0,47	0,72
1,0	0,00	0,00	0,00	0,04	0,37	0,66
Grille à maille carrée						
0,1	0,97	0,97	0,98	0,98	0,98	0,99
0,3	0,72	0,77	0,80	0,88	0,94	0,97
0,5	0,21	0,38	0,54	0,69	0,85	0,92
0,7	0,00	0,02	0,16	0,42	0,70	0,85
0,9	0,00	0,00	0,00	0,17	0,53	0,76
1,0	0,00	0,00	0,00	0,08	0,44	0,70

FE = Forme de l'ellipse ; FE = P/G, où P = petit axe de l'auréole de contamination et G = grand axe de l'auréole de contamination.
G/M = grand axe de l'auréole de contamination/valeur de la maille de la grille.

D'après EPA, 1989 (Source : The Hazardous Waste Consultant, Nov/Dec 1992)

Tableau 7 : Probabilité de ne pas détecter une auréole de contamination en fonction de sa forme et du type de grille utilisé

V.3. RELATION ENTRE DENSITE ET INTERVALLE DE CONFIANCE DU DIAGNOSTIC

L'intervalle de confiance du diagnostic repose sur deux aspects :

- la confiance que l'on peut apporter aux résultats de mesure eux-mêmes. Ceci va intégrer la précision des résultats analytiques, mais aussi la fiabilité de la procédure d'échantillonnage et de préparation de l'échantillon,
- la représentativité statistique du plan d'échantillonnage par rapport à la distribution de la pollution réelle sur le site. Ce point est lié à la densité d'échantillonnage par des relations de probabilité, décrites dans le modèle de pollution.

Cette approche est un des composants du modèle généralisé de qualité des données (DQO, voir chapitre 2, Hétérogénéité et densité d'échantillonnage). Toutefois, s'il est possible de ne pas aborder le formalisme exigeant des DQO lors des discussions préliminaires à la préparation du plan d'échantillonnage (V.1), il est cependant nécessaire de quantifier la relation entre confiance et densité. Un estimateur rustique mais efficace de cette relation est la distance maximale pouvant exister entre un point du site et l'échantillon le plus proche. Une illustration de cette distance figure dans le chapitre 1, Plans d'échantillonnage, § Eléments de coût.

La méthode de calcul est détaillée dans l'annexe A (Derivation of sample size formula for testing mean of normal distribution versus an action level) du manuel DQO (US-EPA, 2000a).

Une approche simplifiée est décrite dans le chapitre 2, Hétérogénéité et densité d'échantillonnage, § V.7).

VI. PROCEDURES DE CONTROLE DE LA QUALITE

Ce paragraphe est inspiré des préconisations des Bulletins d'assistance technique (BAT) sur les lieux contaminés publiés par Environnement Canada (2002).

VI.1. ÉCHANTILLON DU SITE DE CONTROLE

Cet échantillon est utilisé pour déterminer les niveaux de base des produits chimiques dans un sol propre afin de les comparer avec le sol contaminé. Deux échantillons du site de contrôle (échantillons témoins doubles) devraient être obtenus et analysés pour chaque site évalué.

Le site de contrôle devrait avoir des caractéristiques pédologiques communes avec le site contaminé, mais il ne doit pas être lui-même contaminé. Il devrait être situé près du site contaminé et en hauteur par rapport à ce dernier. S'il n'existe pas d'endroit témoin sans contamination, il faudrait choisir un site dans le voisinage. L'échantillon du site de contrôle devrait être prélevé juste avant les échantillons sur le terrain.

VI.2. ÉCHANTILLONS TEMOINS

Trois types d'échantillon témoins en vue du contrôle de la qualité sont utilisés au cours de l'échantillonnage.

- Échantillon témoin pour le déplacement : Utilisé pour vérifier si la contamination de l'échantillon s'est produite dans les contenants de l'échantillon ou à la suite de contamination croisée au cours du transport et de l'entreposage. On recherche ici une contamination éventuelle par le contenant utilisé, et non par l'outil de prélèvement (voir ci-dessous) ;
- Échantillon témoin sur le terrain : Utilisé pour vérifier si la contamination de l'échantillon est survenue à la suite d'une nouvelle contamination environnementale telle que l'air contaminé à l'endroit de l'échantillonnage.
- Échantillon témoin pour l'équipement : Ces échantillons sont destinés à vérifier la contamination de l'équipement d'échantillonnage (pompes et écopos). L'équipement témoin permet d'évaluer l'efficacité des procédures de décontamination du matériel.

Préparation témoin

- Utiliser les mêmes contenants d'échantillonnage pour les échantillons témoins que vous utilisez pour recueillir les échantillons sur le terrain. Toutefois, les échantillons témoins sont préparés en utilisant de l'eau non contaminée. Pour les métaux et autres paramètres, utilisez de l'eau qui respecte les normes de l'ASTM¹ (American Society for Testing and Materials) en matière de réactifs. La plupart des laboratoires fournissent de l'eau de type II.

Préparation témoin pour le déplacement :

- Remplir les contenants d'échantillons avant de se rendre sur le terrain. Ils sont transportés avec les échantillons prélevés sur le terrain dans la même glacière et ne sont pas ouverts sur le terrain.

Préparer un échantillon témoin de chaque type tous les 20 échantillons.

VI.3. ÉCHANTILLON PAR AJOUTS

Cette technique est constituée par l'ajout en quantités connues, sur le site, d'une ou plusieurs substances à mesurer, à des témoins. Les échantillons « ajoutés » donnent une mesure quantitative de la perte par dégradation microbienne, par volatilisation, par absorption de l'équipement d'échantillonnage et autres mécanismes. Pour éviter la contamination croisée, les échantillons ajoutés ne devraient pas être transportés dans la même glacière que les échantillons sur le terrain.

Les échantillons ajoutés sont préparés en ajoutant une masse connue des substances recherchées à un volume connu d'eau ou de sol sans contaminant. Le niveau de concentration ajoutée des composés cibles devrait être environ 20 fois la limite de détection analytique. La concentration des composés cibles dans les solutions d'ajout et leur stabilité doit être vérifiée de manière indépendante.

Les échantillons témoins et les échantillons ajoutés devraient être obtenus auprès du laboratoire analytique.

VI.4. DOUBLES DU CONTROLE DE LA QUALITE

La collecte d'échantillons doubles permet l'évaluation de la performance du laboratoire en comparant les résultats analytiques de deux échantillons venant du même endroit. Un échantillon en double au moins devrait être prélevé tous les 20 échantillons.

Pour obtenir des échantillons en double du sol, il faut homogénéiser la partie aliquote de l'échantillon avant de remplir les contenants d'échantillon. Pour ce faire, il faut remplir correctement un plateau en acier inoxydable bien décontaminé ou un bol et faire un mélange avec un instrument propre. Une fois le mélange terminé, l'échantillon devrait être divisé en deux et les contenants devraient être remplis au moyen d'une coupelle alternativement pour chaque moitié ».

VII. RELATION ENTRE COUT ET OBJECTIFS DE QUALITE

En France et en Europe, cette relation fait généralement l'objet d'approches « de bon sens », négociées entre l'administration et le détenteur du site. Ces approches sont rarement formalisées et ne peuvent guère être systématisées. La relation entre coût et objectifs de qualité sera donc abordée ici à travers des concepts issus de la pratique nord-américaine.

Les notions de données efficaces (ci-dessous), de plan d'échantillonnage et d'analyse (SAP, § VII.2), et de planning systématique ont été développées par Lesnik & Crumbling (2001) afin de permettre un compromis praticable entre les exigences réglementaires américaines (RCRA) et la maîtrise du coût des investigations.

¹ En France, on se référera à la norme ISO sur les eaux utilisées au laboratoire (ISO 3696:1987).

VII.1. DONNEES EFFICACES

VII.1.1. Définition

L'usage des meilleures techniques analytiques disponibles ne garantit pas nécessairement qu'une étude va générer des données pertinentes. Les spécialistes de l'environnement sont souvent réticents à mettre en œuvre des techniques rapides ou simplifiées, susceptibles de fournir pour le même coût une densité bien supérieure de mesures. Ces techniques sont généralement admises lors des phases de reconnaissance, mais leur rôle peut s'étendre à la cartographie du site, laissant aux méthodes les plus performantes et les plus coûteuses le rôle de valider l'évaluation des secteurs où les teneurs sont proches du niveau critique. Lorsque le résultat obtenu par une technique rapide (zone contaminée ou zone non contaminée) est assez tranché pour ne pas être affecté par la moindre précision de cette technique, celle-ci reste pleinement valide. Il n'y a pas de dichotomie entre technique rapide (ou simplifiée) et technique optimale, ces techniques ne se distinguent que par leur niveau d'exactitude. Par contre, lorsqu'il s'agit de mesure sur site, l'usage de telles méthodes modifie considérablement le plan d'échantillonnage, en réduisant dans de larges proportions le nombre d'échantillons envoyés au laboratoire.

VII.1.2. Méthodes et données

Même si la sensibilité intrinsèque d'une méthode de laboratoire est généralement supérieure à celle d'une méthode de terrain, elle peut se montrer moins performante pour mettre en évidence une pollution locale:

- la méthode de terrain bénéficiera généralement d'une densité de mesures bien plus élevée, permettant une détection plus fine des anomalies (voir Figure 2),
- elle peut échapper localement à des conditions de matrice inhibant la sensibilité de la méthode de laboratoire, bridée par ses conditions normalisées de mise en oeuvre.

Toutefois, dans le cadre d'un projet donné et des décisions spécifiques à y prendre, il est possible de corriger ces incertitudes avec des informations issues de l'étude historique du site.

Comme indiqué sur la Figure 2, les moindres coût et délai des méthodes sur site permettent de collecter et traiter davantage d'échantillons, ce qui permet de mieux faire face au problème de l'hétérogénéité. Ce choix est valide tant que l'incertitude analytique est significativement inférieure à l'incertitude d'échantillonnage. La représentativité d'un faible nombre de points de haute qualité reste alors très discutable.

VII.1.3. Notion de données efficaces

Ce terme est proposé afin de combler le fossé entre données validées, obtenues par les meilleures méthodes de laboratoire, et données de reconnaissance, pour lesquelles la facilité d'obtention prime sur l'exactitude. Il concerne des données dont la qualité, bien qu'inférieure, est suffisante pour une prise de décision. Cette notion est évidente dans le cadre du suivi d'une dépollution : les échantillons présentant, lors de l'analyse rapide, une teneur très nettement inférieure ou supérieure au seuil fixé, permettront l'orientation du lot vers la destination « sol non pollué » ou « sol à traiter » sans autre recours au laboratoire. Seuls les échantillons proches du seuil sont susceptibles de générer un doute et de requérir un contrôle plus poussé. Et dans nombre de cas, le coût de l'analyse de contrôle sera plus élevé que celui du traitement du lot, incitant à choisir le traitement pour ce lot, en vertu du principe de précaution.

VII.2. PLAN D'ECHANTILLONNAGE ET D'ANALYSE (SAP)

VII.2.1. Constituants des SAPs

Les plans d'échantillonnage et d'analyse (SAPs) sont partie intégrante des processus de planning systématique. Le choix des méthodes y est initialement libre pourvu qu'il soit justifié et respecté ensuite, alors que dans l'approche PBMS (§ VII.3) il reste continuellement flexible.

Les éléments clé des SAPs sont détaillés ci-dessous.

VII.2.1.1. Etape 1. Préparation d'un SAP à partir de l'information disponible au début du projet

Un SAP est typiquement un recueil des "quoi faire" et "comment le faire" relatifs à un projet donné. Théoriquement, il devrait être formalisé avant de commencer l'échantillonnage. C'est rarement le cas, et beaucoup de données inutiles sont générées avant le recueil des données requises. Il est donc conseillé de bâtir un premier SAP à partir des informations disponibles sur le site.

Les questions à avoir en tête lors de la préparation du SAP de site comprennent:

- pourquoi mène-t-on cette étude (litige, contrainte réglementaire, permis, réhabilitation,...),
- quelle est l'autorité réglementaire,
- comment seront utilisées les données, et comment sera évaluée leur qualité,
- est-ce que la décision finale sera basée sur le risque ou la technologie?

Les deux dernières questions déterminent la qualité de données requise. Par exemple, le contrôle d'une décontamination est beaucoup plus strict qu'une évaluation simplifiée de risque.

VII.2.1.2. Etape 2. Définition claire des objectifs et buts du projet

Cet aspect est essentiel mais spécifique à chaque projet.

VII.2.1.3. Etape 3. Définition claire des objectifs de qualité (DQOs et MQOs²)

Cette définition permet de préciser "Quels types de données seront nécessaires?" et "Quelle est leur qualité minimale pour permettre la prise de décision?" Si la confiance relative en la décision doit être quantifiée, il faut en outre se demander, "quel est le niveau maximum tolérable d'erreur de décision?"

Dans nombre de cas, on retiendra des DQO basés sur un intervalle de confiance à 90% autour de la moyenne des données, mais ceci peut varier avec le contexte du projet et la précision des MQO en fonction de la technologie.

Lorsque les données historiques du site sont incomplètes, il est souvent nécessaire d'analyser une plus large liste de substances, basée sur le type d'industrie et non sur l'histoire réelle du site.

VII.2.1.4. Etape 4. Prévoir la flexibilité du plan, pour permettre son évolution en fonction des résultats analytiques

La flexibilité se rapproche ici du concept de "plans de travail dynamiques" (VII.4), elle permet de faire évoluer le programme lorsque des résultats imprévus l'exigent. Il faut donc prévoir fréquemment des revues de données, et la possibilité d'un changement d'approche analytique si les MQOs ne sont pas atteints, ou s'il y a des surprises. Exemples : révision de la liste des analytes (composés attendus et non trouvés, à supprimer; composés non attendus, trouvés, à analyser systématiquement); gammes de teneurs plus hautes ou plus basses que prévu, imposant un changement de méthode d'analyse; déplacement des points d'échantillonnage pour résoudre des difficultés. Tous ces changements au SAP doivent être documentés et expliqués (dans le SAP ou le PAQ du projet).

VII.2.1.5. Etape 5. Définir le nombre et le type d'échantillons requis à partir des DQOs

Le plan d'échantillonnage doit mentionner le nombre et le type d'échantillons requis pour que les données soient suffisantes pour les DQOs du projet, notamment la représentativité. Ce nombre sera plus élevé si les teneurs sont voisines du seuil fixé ou si le site est très hétérogène, alors qu'il sera plus faible si la plupart du site présente des teneurs très inférieures à ce seuil.

² Les MQOs sont les objectifs de qualité des mesures, ils sont indépendants de la qualité de l'échantillonnage.

VII.2.1.6. Etape 6. Développer un plan optimisé en termes de coût à partir de techniques de préparation et mesure sur les échantillons, à partir des DQOs

La flexibilité maximum est obtenue à partir de l'approche PBMS (§ IV.2 et § VII.3) pour obtenir un maximum de données efficaces (§ VII.1). Ce choix de méthode doit s'appuyer sur les DQOs spécifiques au projet, pour prendre en compte les besoins en sélectivité, sensibilité, biais et précision dans les matrices concernées.

Le choix d'une méthode moins sensible peut être compensé par l'acceptation de toutes les détections comme points suspects. Lorsque la reproductibilité des analyses est plus médiocre que prévu, il est intéressant de vérifier si l'hétérogénéité des procédures d'échantillonnage n'est pas en cause.

Le nombre d'échantillons nécessaire pour la démonstration variera avec le type d'échantillon et la proximité du seuil. Une démonstration négative peut être menée avec relativement peu d'échantillons lorsque les concentrations sont très inférieures au seuil.

La détection de "points chauds" sera aussi moins exigeante en nombre d'échantillons que la démonstration de leur absence.

VII.2.1.7. Etape 7. Optimiser l'emploi des techniques de balayage

Les méthodes semi-quantitatives, de balayage ou sur site, peuvent générer des données efficaces, par exemple les tests immunoenzymatiques, les kits colorimétriques, la fluorescence X portable (FPXRF). Ces méthodes permettent aussi de présumer de l'absence sur un site de familles spécifiques de contaminants (PCB ou HAP par tests immunoenzymatiques, par exemple). Ces vérifications doivent faire partie intégrante du SAP.

L'application traditionnelle des méthodes de balayage est la sélection des échantillons à soumettre à l'analyse de laboratoire. Ceci doit être enregistré dans le SAP. Toutefois ces résultats ne sont pas utilisés pour la prise de décision, mais pour sa validation à posteriori.

VII.2.1.8. Etape 8. Inclure des procédures de contrôle clairement définies

Ces procédures permettent de s'assurer que les DQOs et MQOs du projet ont été atteints, mais aussi que l'état de l'art relatif aux méthodes utilisées a été respecté.

Ces procédures (blancs, ajouts ou spikes, doubles de contrôle (réplicats) de terrain ou de laboratoire, étalons internes, standards, etc) sont rappelées au § VI. Elles doivent être mentionnées dans le SAP.

VII.2.1.9. Etape 9. Documenter soigneusement les méthodes d'échantillonnage et d'analyse, et les procédures de contrôle qualité utilisées

Ne pas oublier que "si ce n'est pas écrit, c'est que ce n'a pas été fait..." et ne pas se contenter de mentionner la référence normative de la méthode utilisée.

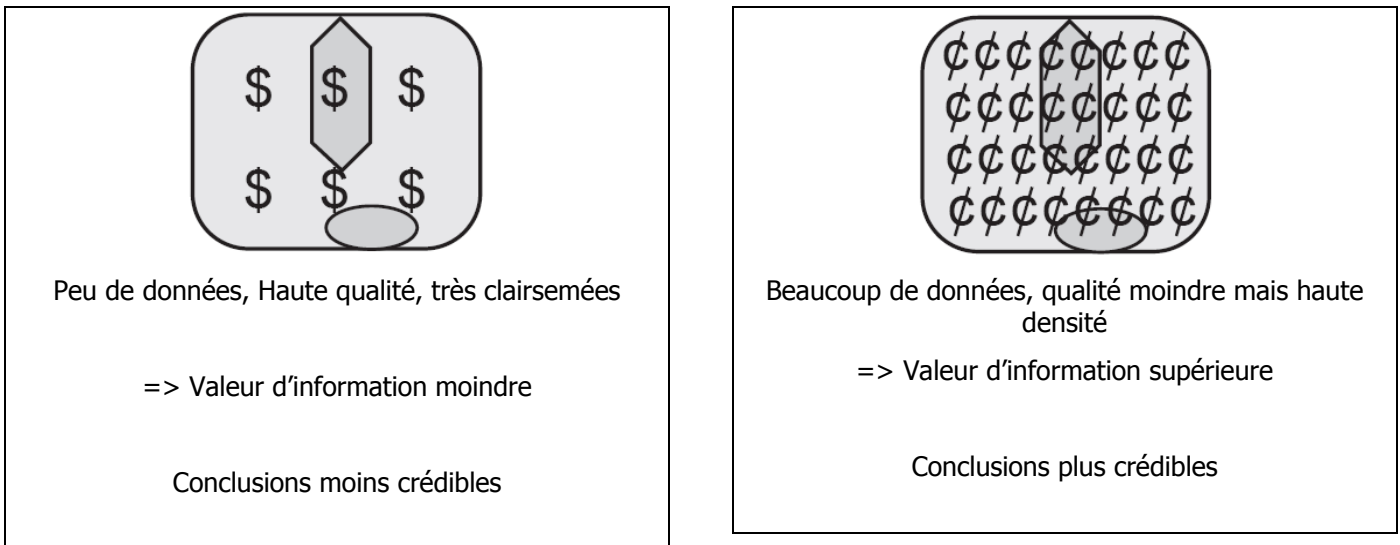
On se reportera aux systèmes qualité des laboratoires pour connaître la liste des observations qui doivent être enregistrées. Dans le cas où le personnel et/ou le laboratoire opèrent dans le cadre d'une accréditation, il suffit de se référer à celle-ci si les informations sont déjà enregistrées dans le cadre de ce système qualité. Les informations de terrain à enregistrer sont rappelées dans le chapitre « Gestion des données et SIG ».

L'ensemble des données enregistrées doit permettre à un auditeur qualité ou chimiste de reconstituer l'ensemble du processus et d'évaluer sa pertinence.

VII.3. MESURES A OBJECTIFS DE PERFORMANCE (PBMS)

Cette approche, décrite plus haut (§ IV.2) est à prendre en compte attentivement lorsque la relation entre coût et objectifs de qualité est critique. Il est toutefois important de ne pas perdre de vue que l'efficacité optimale (cf. ci-dessus) s'acquiert au prix de libertés avec les référentiels réglementaires et normatifs. Ces libertés sont légitimes lorsqu'il est démontré qu'elles n'affectent pas la qualité de l'étude ou le niveau de risque. Mais elles peuvent

nécessiter une phase de négociation avec les autorités concernées, qui généralement admettent ce type de dérogation uniquement si l'opérateur en démontre lui-même l'absence de risque.



Objectif: Une décision sur le site dont les fondements sont basés sur l'état réel

Figure 4: Qualité des données et valeur de l'information (d'après Lesnik & Crumbling, 2001)

VII.4. PLAN DE TRAVAIL DYNAMIQUE

La technique des Plans de travail dynamiques (Dynamic work plans) a été mise au point par l'US-EPA pour répondre aux besoins de la caractérisation simplifiée de site (ESC). Contrairement à l'ESR française, l'ESC n'est pas une évaluation de risque, elle est avant tout destinée à caractériser rapidement un site en vue d'évaluer les besoins et le coût de sa réhabilitation. Ce concept est également mis en œuvre au Canada, où l'on pourra trouver des documents techniques en français. Les différents composants de l'ESC interagissent dans une logique de résolution de problème, plutôt que de suivre une « check-list » d'opérations à effectuer. Les résultats obtenus à l'avancement sont utilisés pour réorienter et simplifier les autres opérations de caractérisation à venir. Les techniques à utiliser pour ces opérations et les mesures à effectuer peuvent être changées, dans une logique plus scientifique que formaliste. Cette souplesse est destinée à réduire les coûts et les délais.

VII.5. PLAN D'ÉCHANTILLONNAGE ET D'ANALYSES ADAPTATIF (ASAP)

La mise en œuvre systématique de méthodes analytiques sur site permet de pousser encore plus loin cette logique. La technique des Plans d'échantillonnage et d'analyses adaptatifs (ASAP : Adaptive Sampling and Analysis Programs, US-DOE/OEM/OST, 2001, Crumbling et al., 2001) utilise ces méthodes pour générer des résultats à l'avancement suffisamment vite pour pouvoir adapter le programme et le plan d'échantillonnage en cours. Il s'agit donc d'un Plan de travail dynamique où l'on décrit la logique qui va déterminer à l'avancement le choix des points d'échantillonnage et les mesures à effectuer, au lieu de dessiner un plan d'échantillonnage à priori. Les ASAPs doivent aussi décrire la logique des prises de décision sur site ou contenir des outils d'aide à la décision. Les ASAPs nécessitent

- la disponibilité de méthodes analytiques de terrain pour les principaux contaminants attendus sur le site, et le cas échéant, de matériel de préparation d'échantillon adapté à la nature des sols, et
- un support aux décisions à prendre sur site (logigramme, logiciel support...) adapté aux objectifs du programme. L'US-EPA utilise pour la stratégie d'échantillonnage des ASAP une base de données orientée objet spécifique pour intégrer, gérer et visualiser les données au fur et à mesure de leur obtention (SitePlanner™).

VIII. REFERENCES

- Crumbling DM, Groenjes C, Lesnik B, Lynch K, Shockley J, van Ee J, Howe R, Keith L, McKenna J. (2001) - Managing uncertainty in environmental decisions. *Environ Sci Technol.* 2001 Oct 1;35(19):404A-409A.
- Deming, W.E. Some Theory of Sampling. *Wiley*, New York, NY. 1950.
- Environnement Canada (2002) – Bulletin d'assistance technique (BAT) sur les lieux contaminés n°4: Échantillonnage et analyse des sols contaminés par les hydrocarbures.
- Keith, L.H. (1988) - Principles of Environmental Sampling, *American Chemical Society, Professional Reference Book*.
- Keith, L. H. (1990) - Environmental sampling: A Summary. *Env.Sci. & Tech.*, 24, 5, pp. 610-617.
- Lesnik B., Crumbling D. (2001) – Guidelines for Preparing SAPs Using Systematic Planning and PBMS. *Environmental Testing & Analysis*, January/February 2001.
- US-DOE/OEM/OST (U.S. Department of Energy, Office of Environmental Management, Office of Science and Technology) (2001) - Adaptive Sampling and Analysis Programs (ASAPs). Characterization, Monitoring, and Sensor Technology Crosscutting Program and Subsurface Contaminants Focus Area. Rapport DOE/EM-0592, 25 p.
- United States Environmental Protection Agency (1989) - Soil Sampling Quality Assurance User's Guide. *Rapport EPA -600-8-89-046*, 279 p.
- United States Environmental Protection Agency (1994) - Guidance for the Data Quality Objectives Process. *Rapport EPA QA/G-4*. September 1994.
- United States Environmental Protection Agency (US-EPA) (2000a) - Guidance for the Data Quality Objectives Process - EPA QA/G-4 manual. *Rapport EPA/600/R-96/055*.
- United States Environmental Protection Agency (2000d) - EPA Quality Manual For Environmental Programs. EPA 5360 A1 manual, 53p.
- Van Ee J.J., Blume, L.J. & Starks, T.H. (1990) – A Rationale for the Assessment of Errors in the Sampling of Soils - *Rapport EPA 600-R-90-013*, 57 p.
- Youden, W. J. (1981) – *J. Assoc. Off. Anal. Chem.*, 50, p.1007.

STRATEGIE ET TECHNIQUE D'ECHANTILLONNAGE DES SOLS POUR L'EVALUATION DES POLLUTIONS

Fascicule III : Glossaire, normes et références

SOMMAIRE

GLOSSAIRE

- I. DEFINITIONS NORMATIVES
- II. DEFINITIONS ISSUES DES GUIDES EDR ET ESR (MEED, BRGM 2000A & B)
- III. DEFINITIONS ISSUES DU GLOSSAIRE JURIDIQUE SIMPLIFIE DES SOLS POLLUES (POLE DE COMPETENCE SITES ET SEDIMENTS POLLUES, MAI 2002)
- IV. DEFINITIONS ISSUES DU NFESC USER'S GUIDE (2002).....

NORMES APPLICABLES

- I. ISO
- II. AFNOR.....
- III. ASTM (AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS).....
- IV. US-EPA (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY)

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Le présent **fascicule III** regroupe :

1. un glossaire définissant certains termes spécifiques employés dans les fascicules I et II,
2. les normes applicables dans le domaine de l'échantillonnage des sols,
3. l'ensemble des références bibliographiques citées dans les 2 précédents fascicules.

**STRATEGIE ET TECHNIQUE D'ECHANTILLONNAGE DES
SOLS POUR L'EVALUATION DES POLLUTIONS**

Glossaire

Sommaire

I. DEFINITIONS NORMATIVES	3
II. DEFINITIONS ISSUES DES GUIDES EDR ET ESR (MEED, BRGM 2000A & B)	3
III. DEFINITIONS ISSUES DU GLOSSAIRE JURIDIQUE SIMPLIFIE DES SOLS POLLUES (POLE DE COMPETENCE SITES ET SEDIMENTS POLLUES, MAI 2002).....	22
IV. DEFINITIONS ISSUES DU NFESC USER'S GUIDE (2002)	26

I. DEFINITIONS NORMATIVES

Les termes employés dans le présent document sont autant que possible en accord avec les normes suivantes :

ISO 11074-1 « Qualité du sol – Vocabulaire – Partie 1 : Termes et définitions relatifs à la protection et à la pollution du sol » (1997)

ISO 11074-2 « Qualité du sol – Vocabulaire – Partie 2 : Termes et définitions relatifs à l'échantillonnage » (1999)

ISO 11074-3 « Qualité du sol – Vocabulaire – Partie 3 : Termes et définitions relatifs à l'évaluation des risques de sites contaminés » (projet de norme, non publiée).

ISO 11074-4 « Qualité du sol – Vocabulaire – Partie 4 : Termes et définitions relatifs à la réhabilitation des sols et sites » (2000)

II. DEFINITIONS ISSUES DES GUIDES EDR ET ESR (MEED, BRGM 2000A & B)

La stratégie mise en œuvre depuis 1996 par les différents ministères en charge de la politique environnementale en France est basée sur l'évaluation du risque constitué par chaque site pollué. Cette évaluation s'effectue avec deux outils : l'ESR (évaluation simplifiée), et pour les sites reconnus pouvoir présenter un risque significatif à l'issue de celle-ci, l'EDR (évaluation détaillée). Cette stratégie est en cours de réexamen complet par le MEED mais il est de toute manière intéressant de la présenter, dans la mesure où elle affecte toutes les investigations effectuées ces dix dernières années.

ABSORPTION : Pénétration d'une substance à travers une barrière d'échange (cf. barrières d'échange) avec l'organisme.

Synonyme anglosaxon : Absorption.

ANALYSE : Ensemble de déterminations contribuant à caractériser, à un temps donné, les propriétés physiques, chimiques et/ou biologiques d'un échantillon.

Synonyme anglosaxon : Analysis.

ANALYSE HISTORIQUE DE SITE : Collecte et examen technique des informations existantes et disponibles afin d'identifier la présence (vraisemblable) de produits dangereux sur un site dans des conditions indiquant un rejet existant ou ayant existé, ou une menace de rejet dans des structures ou dans l'environnement (sol, eaux souterraines, eaux superficielles, air). Les informations à rechercher concernent les activités (installations, procédés, produits, ...), les pratiques de gestion environnementale (rejets, déchets, ...), les accidents ou incidents (incendies, explosions, chargement / déchargement, ...). La reconstitution de l'histoire du site doit être menée en tenant compte des évolutions dans le temps (usages et activités du site et de ses environs, limites de propriétés).

Equivalent anglosaxon : Historical investigation, Historical review, Desk study, Records review.

ARGILE : Terme désignant soit une fraction granulométrique (ensemble des particules dont la taille est inférieure à 2 µm), soit un minéral (famille de silicates en feuillets dont les cristaux excèdent parfois 2 µm et possédant des propriétés très particulières notamment en ce qui concerne la

fixation et l'échange d'ions), soit une roche (roches sédimentaires ou résiduelles à grain très fin contenant au moins 50 % de minéraux argileux).

Equivalent anglosaxon : Clay, Claystone.

ASSURANCE QUALITÉ : Cf. contrôle qualité.

AUDIT D'ACQUISITION DE SITE : Evaluation, réalisée par ou pour le compte d'une entreprise qui souhaite acquérir une usine ou un terrain, d'un certain nombre de paramètres liés à la gestion antérieure et actuelle du dit site (dont capacités techniques, hygiène - sécurité, contraintes et atteintes environnementales, ...).

Equivalent anglosaxon : Due diligence.

BANALISATION (DU SITE) : Possibilité, pour un site donné, d'y pratiquer, au vu des données disponibles et de l'état des connaissances au moment de l'évaluation simplifiée des risques, un ou plusieurs usages (résidentiel, agricole, commercial, industriel, ...) sans investigations complémentaires, ni travaux particuliers.

BIODISPONIBILITE : Aptitude d'une substance présente dans l'environnement à être prélevée et absorbée par un organisme vivant et disponibilité pour interagir avec les processus métaboliques de cet organisme.

Synonyme anglosaxon : Bioavailability.

BIOINDICATEUR : Organisme ou espèce (animal ou végétal, individu ou populations) qui rend compte de facteurs environnementaux particuliers (température, froid, sécheresse, ...), ou qui est capable de rendre compte de la présence ou de l'impact, sur l'un des milieux (air, eau, sol) d'un xénobiotique par ses capacités à l'accumuler.

Equivalent anglosaxon : Bioindicator.

BLANC : Echantillon artificiel destiné à contrôler l'introduction d'artefacts dans un procédé, une méthode, ... De nombreux types de blancs existent :

Blanc d'équipement : Utilisé pour vérifier la propreté des équipements de prélèvement de terrain.

Equivalent anglosaxon : Equipment blank

Blanc de terrain : Matériau utilisé sur le site, pendant et sur l'emplacement des prélèvements et échantillonnages, pour déterminer si l'un des polluants présents sur le site a pu fausser l'intégrité des échantillons prélevés.

Equivalent anglosaxon : Field blank.

Blancs de laboratoire : Matériaux utilisés pour tester la méthode, l'appareillage et les réactifs de laboratoire en termes d'interférence ou de pollution.

Equivalent anglosaxon : Equipment blank, rinsate blank.

Ces blancs sont différents d'autres échantillons faisant partie intégrante du contrôle qualité (estimation du biais, de la précision, ...).

BONNES PRATIQUES DE LABORATOIRE (BPL) : Méthodes et systèmes requis dans les laboratoires afin de garantir la haute qualité des études effectuées ; les principaux domaines couverts par les BPL sont :

- * l'équipement des laboratoires et le personnel spécialisé,
- * le programme de contrôle de qualité,
- * les installations,
- * l'appareillage, le matériel et les réactifs,
- * les systèmes de test,
- * les substances de référence,
- * les modes opératoires standard,
- * l'exécution de l'étude,
- * la rédaction des résultats de l'étude,
- * l'archivage et la conservation des dossiers et des études.

Equivalent anglosaxon : Good Laboratory Practice (GLP).

BRUIT DE FOND : Concentration représentative ambiante en un élément, en un composé, ou en une substance dans un milieu donné. Elle tient compte des concentrations naturelles (fond géochimique naturel) et de celles provenant éventuellement de sources d'origine anthropique autres que celles du site étudié (exemple : pollution diffuse par engrais, pesticides, ...).

Equivalent anglosaxon : Background level.

CIBLE : Récepteur physique ou environnemental, être vivant exposés (homme, faune, flore, eau, bâtiments, ...) aux effets d'un danger, direct ou indirect, ou soumise à un risque.

Equivalent anglosaxon : Target, receptor.

COEFFICIENT DE PARTAGE CARBONE ORGANIQUE - EAU (KOC) : Rapport entre la quantité de substance adsorbée par unité de poids de carbone organique et la concentration restant en solution à l'équilibre.

Synonyme anglosaxon : Soil organic matter - water partition coefficient, organic carbon adsorption coefficient.

COEFFICIENT DE PARTAGE OCTANOL - EAU (KOW) : Rapport entre la concentration d'une substance dans une phase octanol et sa concentration dans une phase aqueuse à l'équilibre. Ce coefficient permet d'indiquer l'affinité d'une substance entre les phases organique et aqueuse. Il reflète la propension des substances à s'adsorber sur la matière organique présente dans les sols.

Synonyme anglosaxon : Octanol - water partition coefficient.

COEFFICIENT DE PARTAGE SOLIDE - LIQUIDE (KD OU KP) : Rapport entre la concentration d'une substance dans un substrat solide (sol, sédiment, ...) et sa concentration résiduelle dans la phase aqueuse. Ce coefficient est un indicateur des capacités d'adsorption des dites substances sur des substrats solides.

Synonyme anglosaxon : Soil - water partition coefficient.

COMPOSE : Tout formé de plus d'un élément chimique.

Synonyme anglosaxon : Compound.

COMPOSE ORGANIQUE VOLATIL (COV): tout composé organique ayant une pression de vapeur de 0.01 kPa ou plus à une température de 293.15 K ou ayant une volatilité correspondante dans les conditions d'utilisation particulières.

(Directive du Conseil relative à la réduction des émissions de composés organiques dues à l'utilisation de solvants organiques volatils dans certaines activités industrielles, 1999/13/CEE du 11/03/1999, parue au JO L85 du 29-03-1999).

Synonyme anglosaxon : Volatile organic compound (**VOC**)

CONDITIONNEMENT : Emballage de contenu et de présentation, et/ou de vente d'une substance, d'un produit, d'une marchandise au sens large.

Equivalent anglosaxon : Packaging, Conditioning.

CONTAMINATION : Présence anormale d'une substance, de micro-organismes dans un milieu, un objet, ou un être vivant. La notion de contamination est appliquée historiquement et dans l'ordre aux micro-organismes, puis aux substances radioactives.

Equivalent anglosaxon : Contamination.

CONTENEUR : Terme générique désignant toute structure ou tout récipient, quelles que soient sa forme, sa taille, sa nature, ouvert ou fermé, contenant des produits / déchets ; ces conteneurs peuvent être faits de papier, carton, bois, plastique, métal, béton ou autres matériaux composites (carton - métal, tissu - goudron, ...) ; ce sont des :

- citernes, cuves, réservoirs, ...
- bidons, ...
- fûts, tonneaux, ...
- flacons, bonbonnes, dames - janne, ...
- caisses, emballages, boites, ...

L'aptitude d'un conteneur à empêcher ou à limiter la propagation ou l'extension de substances dangereuses dans l'environnement est liée à son état physique et à la compatibilité produits / déchets - matériau(x) constitutif(s) du conteneur.

Equivalent anglosaxon : Container.

CONTROLE QUALITÉ : Ensemble des règles et procédures, techniques et opérationnelles, qui permettent de garantir la conformité des actions entreprises à différents stades de l'opération, et ce afin de garantir les résultats, le tout étant géré par un système d'Assurance Qualité.

Equivalent anglosaxon : Quality control (**QC**) +/- Quality Assurance (**QA/QC**).

CRIBLAGE DE TERRAIN : Opération destinée à localiser les zones d'un terrain où un composé ou un groupe de composés est présent.

Synonyme anglosaxon : Screening.

CRITÈRE : Terme générique pour des valeurs numériques ou des énoncés narratifs servant de guide ou d'orientation pour la protection, la conservation et l'amélioration d'usages spécifiés des milieux.

Equivalent anglosaxon : Criterion.

DANGER : Situation ou possibilité pour une substance, du fait de ses caractéristiques ou propriétés intrinsèques, de provoquer des dommages aux personnes, aux biens, à l'environnement, dans des conditions déterminées d'exposition.

Equivalent anglosaxon : Hazard.

DÉCHET : Tout résidu d'un procédé de production, de transformation ou d'utilisation ; toute substance, matériau, produit ou plus généralement tout bien meuble abandonné, ou que son détenteur destine à l'abandon ; toute substance ou tout objet dont le détenteur a l'obligation de se défaire (Loi n° 75.633 du 15 juillet 1975). La réglementation française distinguait les déchets inertes, des banals (déchets ménagers et assimilés), et des industriels spéciaux.

Note : Cette distinction entre catégories de déchets est actuellement obsolète.

Equivalent anglosaxon : Waste, refuse.

DECONTAMINATION : Elimination partielle ou totale des substances dangereuses dans les milieux environnementaux, dans l'intention de restaurer les fonctions de ceux-ci et de les remettre en état pour une utilisation.

Synonyme anglosaxon : decontamination.

DÉPOLLUTION : Opération qui consiste à traiter, partiellement ou totalement, un milieu pollué (sol, eaux, air) pour en supprimer ou en diminuer fortement le caractère polluant, dans le but de restaurer leurs fonctions et les remettre en état pour un usage.

Equivalent anglosaxon : Decontamination, pollution control.

DÉPÔT : Accumulation de produits divers (matières premières, produits finis, déchets, ...) stockés en un même lieu, en vrac ou en conteneurs.

Equivalent anglosaxon : Deposit (pile, ...).

DIAGNOSTIC INITIAL : cf. étude des sols

Synonyme anglosaxon : Preliminary investigation, preliminary assessment.

DIAGNOSTIC (ENVIRONNEMENTAL) : Action visant à dresser un état des lieux (évaluation des atteintes à l'environnement) et à proposer des objectifs. Le diagnostic couvre la totalité des étapes suivantes :

- recueil de données sur les antécédents et sur le contexte actuel,
- constat des effets (valeurs prises par différents critères pertinents),
- analyse des phénomènes (endogènes, exogènes) en relation avec les effets,
- analyse des risques (criticité des dommages) encourus,
- recommandation des voies d'amélioration, de traitement, ou des mesures d'urgence et de prévention.

Equivalent anglosaxon : Environmental audit.

EAUX DE SURFACE : eaux douces superficielles (toutes les eaux stagnantes et les eaux courantes à la surface du sol en amont de la limite des eaux douces), estuaires (zone de transition à l'embouchure d'un fleuve entre les eaux douces et les eaux côtières) et eaux côtières (eaux situées en deçà d'une ligne dont tout point est situé à une distance d'un mille marin au delà du point le plus proche de la ligne de base servant pour la mesure de la largeur des eaux territoriales et qui s'étendent, dans le cas des cours d'eau, jusqu'à la limite extérieure de l'estuaire, le cas échéant) - (proposition de directive cadre sur l'eau - projet COM 97-49 du 26 février 1997 – depuis la publication de cette définition, la directive 200/60/CE du 23 octobre 2000 est parue au JO L327 du 22-12-2000)

Synonyme anglosaxon : Superficial waters

EAUX SOUTERRAINES : toutes les eaux se trouvant sous la surface du sol dans la zone de saturation qui sont en contact direct avec le sol (proposition de directive cadre sur l'eau - projet COM 97-49 du 26 février 1997 – depuis la publication de cette définition, la directive 200/60/CE du 23 octobre 2000 est parue au JO L327 du 22-12-2000)

Synonyme anglosaxon : Groundwater

ÉCHANTILLON : Quantité de matière sur laquelle les observations faites peuvent fournir des données sur l'ensemble dans lequel l'échantillon a été prélevé.

Equivalent anglosaxon : Sample.

ÉCHANTILLON COMPOSITE : Echantillon. Se composant de divers (sous-) échantillons, le mélange ayant entraîné la perte de l'identité des échantillons d'origine.

Equivalent anglosaxon : Composite sample.

ECHANTILLON GLOBAL : Ensemble des prélèvements élémentaires.

Synonyme anglosaxon : Gross sample.

ECHANTILLON GLOBAL TRIE : Echantillon global obtenu après tri des éléments grossiers de taille supérieure à 2 cm.

ECHANTILLON LOCALISE / PONCTUEL : Echantillon d'effectif spécifique ou de quantité spécifique, prélevé à un endroit précis, dans un matériau ou en un lieu et à un moment précis dans un écoulement, et considéré comme représentatif de son environnement immédiat ou proche.

Synonyme anglosaxon : Spot sample.

ECHANTILLON SELECTIF : Echantillon choisi délibérément en utilisant un plan d'échantillonnage qui élimine les matériaux présentant certaines caractéristiques et/ou qui ne sélectionne qu'un matériau présentant d'autres caractéristiques pertinentes.

Synonyme anglosaxon : Selective sample.

ÉCHANTILLONNAGE : Action qui consiste à prélever une partie considérée comme représentative d'un milieu en vue de l'examen de diverses caractéristiques définies.

Equivalent anglosaxon : Sampling.

ÉCOTOXICITÉ : Capacité d'une substance, du fait de sa toxicité, de produire des effets nuisibles ou incommodants pour des micro - organismes, des animaux, des plantes, ou pour l'homme par le biais de l'environnement.

Equivalent anglosaxon : Ecotoxicity.

ÉCOTOXICOLOGIE : Science qui étudie l'impact des substances chimiques sur les écosystèmes. Elle prend en compte d'une part le devenir des substances dans l'environnement (phénomènes de dégradation biotique et abiotique) et d'autre part les effets toxiques ou l'écotoxicité des substances, et les mécanismes par lesquels s'effectue la pollution de la biosphère.

Equivalent anglosaxon : Ecotoxicology.

EFFLUENT : Liquide, traité ou non, qui provient d'ouvrages urbains, d'installations individuelles (fosses septiques), d'une activité industrielle ou agricole, et qui est rejeté dans l'environnement.

Equivalent anglosaxon : Effluent.

ÉMISSION : Rejet dans un milieu, à partir d'une source, de substances solides, liquides ou gazeuses, de rayonnements, ou de formes diverses d'énergies.

Equivalent anglosaxon : Emission.

ETALONNAGE : Opération consistant à établir la courbe de tarage d'un appareil d'acquisition de données ne fournissant pas une mesure directe de la grandeur recherchée.

Synonyme anglosaxon : Calibration.

ÉTUDE DE DANGER : Etude approfondie des conséquences du fonctionnement d'une installation, existante ou en projet, sur l'environnement, les personnes et les biens, en termes d'accidents, d'aléas naturels ou anthropiques, et de dommages. Elle est requise lors du dépôt d'un dossier de demande d'autorisation d'une installation classée(Décret n° 94.484 du 9 juin 1994).

Equivalent anglosaxon : Safety report.

ÉTUDE D'IMPACT : Etude méthodique des conséquences d'un projet industriel ou agricole sur les paysages, les milieux naturels, le sol, l'air et l'eau, la flore et la faune, ainsi que sur les populations avoisinantes. L'étude d'impact est précisée par de nombreux textes réglementaires :

- circulaire du 14 octobre 1980 relative aux installations classées et aux études d'impact,
- loi n°76-629 du 10 juillet 1976 relative à la protection de la nature,
- loi n°76-663 du 19 juillet 1976 relative aux installations classées pour la protection de l'environnement,
- décret n°77-1133 du 21 septembre 1977, modifié par décret du 9 juin 1994, pour l'application de la loi du 19 juillet 1976
- décret n°77-1141 du 12 octobre 1977, pour l'application de la loi du 19 juillet 1976
- circulaire n°4094/DPP/SEI/CET/AR du 14 octobre 1984 relative aux installations classées
 - études d'impact,
- décret n°85-453 du 23 avril 1985 pour l'application de la loi n°83-630 du 12 juillet 1983 relative à la démocratisation des enquêtes publiques et à la protection de l'environnement,
- circulaire n°2164/DPP/SEI du 30 avril 1985 relative aux installations classées - manipulations de substances toxiques et dangereuses induites par le fonctionnement d'une installation classée,
- directive 85/337/CEE du 27 juin 1985 concernant l'évaluation des incidences de certains projets industriels publics et privés sur l'environnement,
- décret n°93-245 du 25 février 1993, relatif aux études d'impact et au champ d'application des enquêtes publiques et modifiant le décret n°77-1141 du 12 octobre 1977,
- circulaire du 27 septembre 1993, prise pour l'application du décret n°93 - 245 du 25 février 1993,
- décret n°93 - 1412 du 29 décembre 1993 modifiant la nomenclature des installations classées,
- Circulaire ministérielle du 09 juin 1994, relative au décret 94484 du 09-06-1994 modifiant le décret 771133 du 21-09-1977 pris pour l'application de la loi 76663 du 19-07-1976 relative aux installations classées pour la protection de l'environnement et du titre I de la loi 641245 du 16-12-1964 relative au régime et à la répartition des eaux et à la lutte contre leur pollution et modifiant le livre IV du code de l'urbanisme, publiée au Journal officiel "Lois et Décrets" du 12 juin 1994,

- Décret en Conseil d'Etat 2000-258 du 20 mars 2000, modifiant le décret n° 77-1133 du 21 septembre 1977 pris pour l'application de la loi n° 76-663 du 19 juillet 1976 relative aux installations classées pour la protection de l'environnement,
- Décret du Président de la République non délibéré en Conseil des Ministres 2001-1176 du 05 décembre 2001, portant publication de la convention sur l'évaluation de l'impact sur l'environnement dans un contexte transfrontière (ensemble sept appendices), signée à Espoo (Finlande) le 25 février 1991,
- Décret en Conseil d'Etat 2003-767 du 01 août 2003, modifiant le décret n° 77-1141 du 12 octobre 1977 sur les études d'impact pris pour l'application de l'article 2 de la loi n° 76-629 du 10 juillet 1976 sur la protection de la nature et le décret n° 85-453 du 23 avril 1985 pris pour l'application de la loi du 12 juillet 1983 relative à la démocratisation des enquêtes publiques et à la protection de l'environnement.

Note : cette liste, actualisée à partir de celle figurant au glossaire EDR, n'est en aucun cas exhaustive.

ÉTUDE DES SOLS : Etude préliminaire d'un site (potentiellement) pollué visant à :

- (1) identifier les pollutions potentielles, voire à constater l'impact sur la santé humaine et l'environnement des activités, passées ou présentes, pratiquées sur ce site,
- (2) recueillir les informations indispensables pour mettre en oeuvre la méthode d'évaluation des risques simplifiée et de classement des sites en vue de hiérarchiser les priorités d'intervention.

Se référer au logigramme de présentation de la politique nationale de gestion et de réhabilitation des sites et sols pollués.

Ne pas confondre avec la pédologie, science de l'étude des sols.

Equivalent anglosaxon : Preliminary investigation, Preliminary assessment.

ÉVALUATION DES DANGERS : Evaluation des caractéristiques conduisant à des effets indésirables qu'une substance est intrinsèquement capable de provoquer.

Equivalent anglosaxon : Hazard assessment.

ÉVALUATION DES RISQUES : Processus en quatre étapes qui comprend l'identification du potentiel dangereux des substances, l'évaluation de la relation dos – effet, l'évaluation de l'exposition et la caractérisation des risques.

Equivalent anglosaxon : Risk assessment.

EXPLOITANT : Toute personne, physique ou morale, qui exploite une installation (titulaire de l'arrêté d'autorisation), ainsi que celle qui détient ou s'est vu déléguer un pouvoir économique déterminant sur celle - ci (Loi n° 76.663 du 19 juillet 1976, décret n°77.1133 du 21 septembre 1977).

EXPOSITION : Contact d'une cible avec un agent chimique ou physique pendant une certaine période. L'exposition est quantifiée par la quantité de substance entrant en contact avec les barrières d'échange de l'organisme et disponible pour une éventuelle absorption.

Equivalent anglosaxon : Exposure.

Evaluation de l'exposition : Détermination des émissions, des voies de transfert et des vitesses de déplacement d'une substance et de sa transformation ou de sa dégradation, afin d'évaluer les concentrations ou doses auxquelles les populations humaines ou les composantes de l'environnement sont exposées ou susceptibles de l'être.

Equivalent anglosaxon : Exposure assessment.

FOND GÉOCHIMIQUE NATUREL : Concentration naturelle en un élément, en un composé ou en une substance dans un milieu donné, en l'absence de tout apport extérieur spécifique, tel que l'activité humaine.

Equivalent anglosaxon : Geochemical background.

FRICHE : Espace laissé à l'abandon, temporairement ou définitivement, à la suite de l'arrêt d'une activité agricole, portuaire, industrielle, de service, de transformation, de défense militaire, de stockage, de transport.

Equivalent anglosaxon : Derelict land (brownfield).

GÉOPHYSIQUE : Ensemble des techniques d'études permettant la caractérisation du sous - sol en s'appuyant sur la mesure de paramètres physiques (résistivité, densité, susceptibilité magnétique, ...) à partir de la surface ou de sondages.

Equivalent anglosaxon : Geophysics.

GRANULOMÉTRIE : Répartition des minéraux par catégorie de grosseur (diamètre).

Equivalent anglosaxon : Granulometry.

IMPACT : Effet d'une action, d'un aménagement, d'une exploitation de matière première, ..., sur un milieu naturel, des organismes, un écosystème, des paysages, ...

Equivalent anglosaxon : Impact.

INDICATEUR : Paramètre ou valeur calculée à partir de paramètres donnant des indications sur (ou décrivant) l'état d'un phénomène, de l'environnement ou d'une zone géographique et d'une portée supérieure aux informations directement liées à la valeur du paramètre (OCDE) - exemple : DBO5, DCO, L'indicateur doit remplir quatre fonctions : (1) validité (traduction fidèle et synthétique de la préoccupation du départ), (2) mesurabilité (facilité d'accès à l'information en tenant compte du coût et du temps), (3) lisibilité (simplicité d'interprétation et non ambiguïté), (4) cohérence (dans le temps, dans l'espace, et entre les divers éléments de la population. Il doit, en outre, être caractérisé par sept attributs : nom, définition, mode de calcul, unité de mesure, fréquence d'actualisation, source d'origine, maille de validité.

Indicateur de pollution : Variable synthétique chimique, physique, ou biologique (animal ou végétal) qui, à partir d'une certaine concentration, témoigne de la réalité ou de l'importance d'une pollution du milieu.

Equivalent anglais : Pollution indicator.

Indice de pollution : Fonction arbitraire de la concentration d'un ou plusieurs polluants qui est une mesure de la nocivité potentielle de la pollution.

IN SITU : Mesure ou traitement en place, dans l'environnement naturel (terme latin).

INSTALLATION : Unité technique dans laquelle une ou plusieurs activités ou procédés sont exercés.

Koc (Coefficient de partage avec le carbone organique) ; Rapport entre la quantité adsorbée d'un composé par unité de poids de carbone organique du sol ou du sédiment et la concentration en ce même composé en solution aqueuse à l'équilibre. La tendance d'un composé à s'adsorber sur un sol dépend de ses propriétés physico- chimiques et de la teneur en carbone organique du sol ou du sédiment. Koc peut être utilisé pour déterminer la répartition d'un composé entre l'eau et le solide.

Kow (Coefficient de partage Octanol / Eau (Water)) ; Rapport entre la concentration à l'équilibre d'une substance chimique dans l'octanol et la concentration en cette même substance dans l'eau. Il est utilisé pour estimer, de façon indirecte, la sorption d'une substance organique dans un sol ou le facteur de bioconcentration.

Kp (ou Kd) (Coefficient de partage eau / solide) ; rapport entre la concentration en élément adsorbé et la concentration à l'état dissous à l'équilibre. Il est généralement utilisé pour quantifier la sorption sur les sols, les sédiments ou les particules en suspension. L'intensité de cette sorption dépend des propriétés de l'élément étudié et de celles du sol.

LESSIVAGE : Entraînement par l'eau à travers les horizons de sols des substances fixées sur des particules fines.

Equivalent anglosaxon : Leaching.

LIMITE DE DETECTION (MÉTHODE) : Plus basse concentration d'un élément ou d'une substance décelable pour une méthode et une matrice données.

Equivalent anglosaxon : (Method) detection limit.

LIMITE DE QUANTIFICATION : Concentration au dessus de laquelle dans une matrice définie, une mesure quantitative peut être réalisée par une méthode donnée, avec un niveau de confiance spécifié.

Equivalent anglosaxon : Limit of quantification.

LIMONS : Terme désignant soit une fraction granulométrique (particules élémentaires dont les dimensions sont comprises entre 2 et 50 μm), soit des dépôts meubles de dimensions intermédiaires entre les sables et les argiles, d'origine fluviatile, lagunaire ou éolienne (dénommés alors généralement par loess).

Equivalent anglosaxon : Loam, silt.

LITHOLOGIE : Description de la composition des sédiments ou des roches, comprenant les caractéristiques physiques et chimiques, telles que la couleur, la composition minéralogique, la dureté ou la taille des grains.

Equivalent anglosaxon : Lithology.

LIXIVIATION : Dissolution et entraînement de substances d'un solide complexe sous l'action d'un solvant (exemple : eau à travers les horizons d'un sol).

Equivalent anglosaxon : Leaching.

MILIEU : Air, sol, eau et biote (faune, flore et micro-organismes).

Synonyme anglosaxon : Medium.

MOBILITÉ : Aptitude d'une substance ou de particules à migrer, soit sous l'action de la gravité, soit sous l'influence de forces locales.

Equivalent anglosaxon : Mobility.

NIVEAU DE CONFIANCE : Probabilité pour que la valeur réelle soit comprise dans un intervalle de confiance calculé. Un intervalle de confiance au niveau de 95 % de la valeurs moyenne \bar{x} d'une concentration calculée à partir d'un échantillon pour lequel il y a n résultats signifie qu'il y a 95 chances sur 100 que l'intervalle contienne la valeur réelle X .

Equivalent anglosaxon : Confidence level.

NIVEAU GUIDE (ou VALEUR GUIDE) : Valeur de référence pour une grandeur (concentration en un élément donné), destinée à servir d'aide à la réflexion ou à la décision. Valeur en règle générale recommandée par une autorité, sans obligation légale, utilisée (avec un jugement professionnel) lors de l'évaluation d'un site pollué.

Equivalent anglosaxon : Guideline (guide value).

NORME : Spécification technique approuvée par un organisme reconnu à activité normative, pour application rationnelle, répétée ou continue, sur la base des techniques opérationnelles du moment, mais dont l'observation n'est pas obligatoire.

Equivalent anglosaxon : Standard.

POLLUANT : Produit, substance ou composé chimique responsable d'une pollution. On distingue les polluants primaires, rejetés directement dans le milieu naturel, des polluants secondaires qui proviennent de réactions sur les premiers, ou entre eux.

Equivalent anglosaxon : Pollutant.

POLLUTION : Introduction, directe ou indirecte, par l'activité humaine, de substances, préparations, de chaleur ou de bruit dans l'environnement, susceptibles de contribuer ou de causer :

- un danger pour la santé de l'homme,
- des détériorations aux ressources biologiques, aux écosystèmes ou aux biens matériels,
- une entrave à un usage légitime de l'environnement.

Equivalent anglosaxon : Pollution, contamination.

POROSITÉ : Ensemble des volumes de vides occupés par des fluides à l'intérieur d'un corps ou d'un milieu solide. Elle s'exprime par le rapport du volume des vides occupés par des fluides au volume total du solide.

Equivalent anglosaxon : Porosity.

PRÉLÈVEMENT : Recueil d'une portion représentative d'un milieu pour l'analyse et les essais.

PRELEVEMENT ELEMENTAIRE : Quantité de matière prélevée en une seule fois dans une unité d'échantillonnage (quantité définie de matière dont les limites peuvent être physiques ou hypothétiques).

PRÉPARATION : Cf. Produit.

PRETRAITEMENT (DES ECHANTILLONS) : Ensemble des opérations que l'on fait subir aux échantillons en vue de les soumettre à des analyses physiques, chimiques ou biologiques. Il comporte en général cinq types : séchage, broyage, tamisage, séparation et pulvérisation.

Synonyme anglosaxon : Pretreatment.

PRISE D'ESSAI : Partie discrète d'un échantillon qui sera soumise aux analyses.

PRODUIT : On distingue deux types de produits : les substances et les préparations.

Substances : Éléments chimiques ou composés comme ils se présentent à l'état naturel, ou tels qu'ils sont produits par l'industrie, pour leur mise sur le marché (arrêté du 20 avril 1994 modifié).

Préparation : Mélange ou solution composé de deux ou plusieurs substances (Arrêté du 9 novembre 2004).

Références :

- Arrêté du 10 octobre 1983 relatif à la liste et aux conditions d'étiquetage et d'emballage de substances dangereuses,
- Arrêté du 20 avril 1994 relatif à la déclaration, la classification, l'emballage et l'étiquetage des substances,
- Arrêté du 8 juin 1998 modifiant l'arrêté du 20 avril 1994 relatif à la déclaration, la classification, l'emballage et l'étiquetage des substances,
- Arrêté du 9 novembre 2004 définissant les critères de classification et les conditions d'étiquetage et d'emballage des préparations dangereuses et transposant la directive 1999/45/CE du Parlement européen et du Conseil du 31 mai 1999, concernant le rapprochement des dispositions législatives, réglementaires et administratives relatives à la classification, à l'emballage et à l'étiquetage des préparations dangereuses.

Note : ces références, actualisées à partir de celles figurant au glossaire EDR, ne sont en aucun cas exhaustives.

RECEPTEUR : Organisme vivant potentiellement exposé à une substance. Synonyme de cible.

Synonyme anglosaxon : Receptor.

RECHERCHE HISTORIQUE : Première étape de la politique de gestion et de traitement des sites et sols pollués visant à identifier, à recenser les secteurs géographiques sur lesquels ont été pratiquées par le passé des activités susceptibles d'engendrer une pollution de l'environnement. Ces inventaires historiques sont, en général, réalisés à l'échelle d'une région, à partir d'une analyse critique des archives locales (administrations, archives départementales et communales, Institut Géographique National, chambres de commerce et d'industrie, directions régionales des affaires culturelles, ...).

RÉFÉRENTIEL : Ensemble des mesures référencées et datées constituant un état de référence d'un milieu physique (air, eaux, sol) ou biologique (faune, flore d'un biotope).

Equivalent anglosaxon : Reference.

RÉHABILITATION : Ensemble d'opérations (réaménagement, traitement de dépollution, résorption, contrôles institutionnels...) effectuées en vue de rendre un site apte à un usage donné. Cette opération englobe à la fois les opérations de traitement de dépollution, celles de confinement et de résorption des déchets sur un site pollué en vue de permettre un nouvel usage.

Equivalent anglosaxon : Reclamation.

RÉSORPTION : Opération d'élimination des déchets présents sur un site pollué.

Equivalent anglosaxon : Resorption.

RISQUE : Probabilité qu'un effet indésirable se réalise dans des conditions d'exposition données.

Equivalent anglosaxon : Risk.

SENSIBILITÉ : Pente de la courbe d'étalonnage, c'est à dire différentielle de la mesure en fonction de la concentration observée.

Equivalent anglosaxon : Sensitivity.

SENSIBILITE (POPULATIONS, CIBLES) : Aptitude d'un organisme à réagir à des excitations externes, en l'occurrence à une pollution de site, suite à une exposition directe (présence sur le site ou aux alentours immédiats) ou indirecte (consommation d'eau en provenance d'une alimentation contaminée, consommation d'aliments contaminés, pratique de sports aquatiques, ...).

Sont considérées comme populations sensibles les nourrissons et enfants, les femmes enceintes, les personnes âgées, les malades, voire les populations à haut risque (travailleurs soumis à de fortes expositions).

Synonyme anglosaxon : Sensitivity.

SITE : Ensemble du secteur géographique sur lequel une pollution de l'environnement est susceptible d'être rencontrée du fait des anciennes activités pratiquées.

Site (industriel) : Secteur géographique correspondant à l'emprise industrielle (limites de propriété).

Site (pollué) : Site présentant un risque pérenne, réel ou potentiel, pour la santé humaine ou l'environnement du fait d'une pollution de l'un ou l'autre des milieux, résultant de l'activité actuelle ou ancienne.

Site (orphelin) : Site (potentiellement) pollué dont le responsable n'est pas connu ou insolvable (notamment du fait du montant des travaux à engager pour réduire ou supprimer les risques constatés) ; un site est reconnu orphelin par décision du Ministre de l'Environnement, qui saisit le comité visé à l'article 22.3 de la loi n° 75.633 du 15 juillet 1975. Après décision du comité d'affectation des crédits sur ce site, le Préfet est autorisé à charger alors l'ADEME de l'exécution d'office des études, traitements et actions de toute nature nécessaires pour en maîtriser autant que faire se peut l'impact sur la santé humaine et l'environnement.

Note : la définition de **Site (orphelin)** ne figure plus au glossaire EDR depuis 2000.

Equivalent anglosaxon : Site.

SOL : " Couche supérieure de la croûte terrestre composée de particules minérales, de matière organique, d'eau, d'air et d'organismes" (NF ISO 11074-1 (X 31-002-1) « Qualité du sol – Vocabulaire – Partie 1 : Termes et définitions relatifs à la protection et à pollution du sol » (1997)).

Ce projet de norme rappelle aussi que "dans le contexte de la protection du sol, il faut prêter attention au sol superficiel, au sous-sol et aux couches plus profondes, et aux gîtes minéraux associés à l'eau souterraine. Il faut aussi faire attention aux matériaux d'origine anthropique introduits dans ou sur le sol, comme les déchets domestiques ou industriels, les boues, les boues de curage de cours d'eau et les résidus miniers. Ceux-ci sont importants, parce qu'ils peuvent influencer certaines fonctions du sol et constituer une source de substances dangereuses pour le sol et affecter les sols naturels voisins. Les processus pédologiques peuvent, en temps et lieu, intervenir dans ces matériaux anthropiques de la même manière que dans la roche mère naturelle et les dépôts de surface".

Sens pédologique : partie des formations naturelles superficielles soumises aux processus pédologiques et subissant des évolutions plus ou moins importantes dans la composition chimique et la constitution minéralogique ; le type de sol qui va progressivement prendre naissance dépendra (1) de la nature de la roche mère de départ (conditions lithologiques), (2) de la nature des réactifs d'attaque (conditions physico-chimiques), (3) de la valeur des paramètres réglant l'équilibre thermodynamique (conditions thermohydriques).

Sens hydrogéologique : Partie des formations pédologiques et lithologiques comprises entre la surface et le niveau de la nappe phréatique (zone non saturée), dont les fonctions ou l'utilisation sont susceptibles d'être affectées, de façon négative, du fait de l'apport de substances ou polluants dangereux.

Equivalent anglosaxon : Soil.

SOLVANT ORGANIQUE : tout composé organique utilisé seul ou en association avec d'autres agents, sans subir de modification chimique, pour dissoudre des matières premières, des produits ou des déchets, ou utilisé comme agent de nettoyage pour dissoudre des salissures, ou comme dissolvant, disperseur, correcteur de viscosité, correcteur de tension superficielle, plastifiant ou agent protecteur.

(Directive Européenne 1999/13/CE du 11 mars 1999, parue au JO L85 du 29-03-1999)

Synonyme anglosaxon : Organic solvent

SOLVANT ORGANIQUE HALOGENE : un solvant organique contenant au moins un atome halogène par molécule.

(Directive Européenne 1999/13/CE du 11 mars 1999, parue au JO L85 du 29-03-1999)

SORPTION : Terme générique incluant l'absorption, l'adsorption, la désorption et l'échange d'ions ; la sorption est le processus majeur de subsurface affectant le devenir et le transport des polluants dans l'environnement.

Equivalent anglosaxon : Sorption.

SOURCE (DE POLLUTION) : Terme générique désignant une entité (spatialement délimité, foyer) ou un ensemble d'entités dont les caractéristiques ou les effets permettent de les considérer comme à l'origine de nuisances ou de dangers. Il s'agit en général de zones où des substances dangereuses, des déchets ont été déposés, stockés ou éliminés.

Equivalent anglosaxon : Source of pollution.

SPÉCIATION : Définition de la forme chimique ou de la phase porteuse, dans laquelle se trouve un élément (forme ionique, structure moléculaire, association physique, support minéral ou organique).

Equivalent anglosaxon : speciation.

SUBSTANCE : Cf. Produit.

TOPOGRAPHIE : Figuration des formes du terrain sur une carte qui constitue une représentation plane du relief terrestre.

Equivalent anglosaxon : Topography

TOXICITÉ : Résultat de l'action plus ou moins néfaste pour un organisme vivant que peuvent exercer des substances chimiques entrant en contact avec celui – ci.

On dit qu'une substance est toxique lorsque, après pénétration dans l'organisme, par quelque voie que ce soit - à une dose appropriée, en une fois ou en plusieurs fois très rapprochées, ou par petites doses longtemps répétées - elle provoque, dans l'immédiat ou après une phase de latence plus ou moins prolongée, de façon passagère ou durable, des troubles d'une ou plusieurs fonctions de l'organisme pouvant aller jusqu'à leur suppression complète et entraîner la mort : on parle alors de toxicité létale.

On distingue la toxicité aiguë (causant la mort ou des désordres physiologiques importants immédiatement ou peu de temps après l'exposition), subaiguë (effets dus à des doses plus faibles, se produisant à court terme, sur des organes cibles, parfois réversibles), ou chroniques (causant des effets irréversibles à long terme par une absorption continue de petites doses de polluants ou des effets cumulatifs).

TOXICOLOGIE : Science ayant pour objet l'identification et l'étude des substances susceptibles de nuire aux organismes vivants.

Equivalent anglosaxon : Toxicology.

TRANSFERT : Migration de substances dissoutes ou non à l'intérieur d'un sol, à travers ou à sa surface, causée par l'eau, l'air et les activités humaines, ou bien par les organismes du sol.

Synonyme anglosaxon : Transfer.

UNITÉ DE FABRICATION : Unité regroupant les équipements nécessaires à la mise en oeuvre d'un procédé ou d'une partie d'un procédé.

Equivalent anglosaxon : Process unit, installation.

"USAGE" DE L'EAU :

- ♦ le captage, la distribution et la consommation d'eau de surface ou d'eau souterraine,
- ♦ toute autre utilisation d'eau de surface ou souterraine susceptible d'influer de manière sensible sur l'état écologique des eaux.

(Directive Européenne 200/60/CE du 23 octobre 2000, parue au JO L327 du 22-12-2000).

Synonyme anglosaxon : Water use

USAGE (D'UN SITE) : Emploi, utilisation d'un bien meuble ou immeuble, d'un milieu pour satisfaire un besoin, une fonction, un service.

Equivalent anglosaxon : Use.

VALEUR DE CONSTAT D'IMPACT (VCI) : Valeur guide française générique, utilisée dans le cadre de la méthode nationale d'évaluation simplifiée des risques, permettant de constater l'impact de la pollution d'un milieu, en fonction de son usage. Dans le cas des sols, elles sont développées par le groupe de travail "santé et environnement", sur une base méthodologique d'évaluation des risques pour la santé humaine (études génériques). Ces valeurs prennent en compte les risques chroniques pour la santé des populations liés à l'usage actuel des sites. Elles intègrent les différentes voies d'exposition des populations (inhalation, ingestion, contact cutané) et sont définies pour deux types d'usage, l'un résidentiel et l'autre industriel.

Dans la première version de cette notion, les usages étaient déclinés selon quatre scénarios d'exposition :

- ♦ résidentiel avec culture d'un jardin potager,
- ♦ résidentiel sans jardin potager,
- ♦ industriel (ou commercial), avec travail en plein air (exemples : travaux de construction, ...),
- ♦ industriel (ou commercial) avec un travail de type bureau.

Les notions de VCI et VDSS sont en passe de devenir obsolètes dans le cadre de la nouvelle stratégie sur l'évaluation du risque constitué par chaque site pollué. Il est important de les conserver ici pour la lecture des études réalisées entre 1996 et 2006.

VALEUR DE DEFINITION DE SOURCE SOL (VDSS) : Valeur guide française, spécifique d'une substance, devant servir à identifier une source de pollution constituée de sols, et à délimiter sa surface. Ces valeurs sont valables pour la source quels que soient les milieux de transfert et d'exposition retenus dans le schéma conceptuel du site / de la source. Valeur à utiliser dans le cadre de la mise en oeuvre de la méthode nationale d'évaluation simplifiée des risques.

VALEUR GUIDE : Cf. Niveau guide

VALEUR LIMITE : Valeur numérique (concentration, flux, ...) dont l'application peut être imposée par voie réglementaire. En général, une valeur limite est définie pour une substance, un milieu donné et un usage spécifié (cf. concentration maximale admissible pour l'alimentation en eau potable).

Equivalent anglosaxon : Maximum contaminant level (MCL)

VALEUR LIMITE D'EXPOSITION A COURT TERME (VLE) : Concentrations, exprimées en cm^3/m^3 (ppm) et en mg^3/m^3 , visant à protéger les travailleurs contre des effets aigus ou des effets d'une exposition momentanée estimée préjudiciable à terme (exposition d'une durée au maximum égale à 15 minutes). Ces valeurs sont utilisées en France dans le cadre de la protection de la santé et de la sécurité des travailleurs contre les risques liés à une exposition à des agents chimiques sur le lieu de travail.

Equivalent anglosaxon : Threshold Limit Value / Short Term Exposure Limit (TLV/STEL).

VALEUR LIMITE DE MOYENNE EXPOSITION (VME) : Concentrations, exprimées en cm^3/m^3 (ppm) et en mg^3/m^3 , visant à protéger les travailleurs contre des effets résultant d'une exposition prolongée (exposition au cours d'un poste de huit heures). Ces valeurs sont utilisées en France dans le cadre de la protection de la santé et de la sécurité des travailleurs contre les risques liés à une exposition à des agents chimiques sur le lieu de travail.

Equivalent anglosaxon : Threshold Limit Value / Time - Weighted Average (TLV/TWA).

VALEUR SEUIL : Valeur limite au delà de laquelle un phénomène physique, chimique ou biologique peut provoquer un effet donné.

Equivalent anglosaxon : Threshold.

VECTEUR (DE POLLUTION) : Milieu, organisme, support physique minérale ou organique, liquide ou solide ou gazeux, susceptible de transmettre un élément polluant ou infectieux vers une cible à partir d'une source de pollution, par des processus de transport identifiés.

Equivalent anglosaxon : Pollution vector, pollution pathway.

VOLATILITÉ : Aptitude d'une substance à s'évaporer, généralement mesurée par la tension de vapeur.

Equivalent : Volatility.

VULNÉRABILITÉ : Aptitude d'un milieu, d'un bien, d'une personne à subir un dommage à la suite d'un événement, naturel ou anthropique.

Equivalent anglosaxon : Vulnerability.

Vulnérabilité des eaux souterraines : ensemble des caractéristiques d'un aquifère qui détermine la plus ou moins grande facilité d'accès à ce réservoir et de propagation dans celui-ci d'une substance considérée comme indésirable.

XÉNOBIOTIQUE : Substance possédant des propriétés toxiques, même lorsqu'elle est présente dans le milieu à de très faibles concentrations.

ZONE DE PRELEVEMENT : Zone d'échantillonnage présumée homogène. Un site, une parcelle peuvent être divisés en plusieurs zones de prélèvement.

III. DEFINITIONS ISSUES DU GLOSSAIRE JURIDIQUE SIMPLIFIE DES SOLS POLLUES (POLE DE COMPETENCE SITES ET SEDIMENTS POLLUES, MAI 2002)

AUDIT ENVIRONNEMENTAL : Outil de gestion qui comporte une évaluation systématique, documentée, périodique et objective du fonctionnement de l'organisation, du système de management et des procédés destinés à assurer la protection de l'environnement (Règlement CEE °1836/93 du Conseil du 23/06/93).

BASIAS : Base des Anciens Sites Industriels et d'Activités de Service. Base de données regroupant les informations recueillies dans le cadre des inventaires historiques régionaux initiés par la circulaire du 03/12/93. Créée par l'arrêté du 10/12/98 et autorisée par la CNIL le 30/07/98, cette base de données regroupe la liste départementale des anciens sites industriels et activités de service qui ont pu, en raison de la nature des activités exercées, conduire à une pollution des sols. La finalité de cette base est de conserver la mémoire des anciens sites afin de fournir des informations utiles à la planification urbaine et à la protection de l'environnement. Le service chargé de la mise en oeuvre de la banque de données est le Bureau de Recherches Géologiques et Minières (BRGM) par l'intermédiaire de ses services régionaux. L'inscription d'un site dans cette banque de données ne préjuge pas de la présence ou non d'une pollution sur ce site (Article 1er de l'arrêté du 10/12/98).

DECHET : Tout résidu d'un processus de production, de transformation ou d'utilisation, toute substance, matériau, produit ou plus généralement tout bien meuble que son détenteur destine à l'abandon (art. L541-1 du Code de l'Environnement).

DECHET INDUSTRIEL BANAL : Déchet non toxique ou à faible toxicité généré par les entreprises, dont les caractéristiques sont proches de celles des résidus urbains. Ils peuvent être soit stockés en décharge de classe 2 (soumises au régime des installations classées), soit recyclés ou incinérés.

DECHET INDUSTRIEL SPECIAL : Déchet dangereux autre que les déchets dangereux des ménages et les déchets d'activité de soins à risques infectieux. Les Déchets dangereux sont énumérés à l'annexe II du décret 97-517 du 05/05/97 (JO du 23/05/97). Ces déchets doivent être dirigés vers des centres de stockage de classe 1 (sites imperméables soumis à la législation sur les installations classées).

DECHET INERTE : On entend par déchet inerte «les déchets qui ne subissent aucune modification physique, chimique ou biologique importante. Les déchets inertes ne se décomposent pas, ne brûlent pas et ne produisent aucune autre réaction physique ou chimique, ne sont pas biodégradables et ne détériorent pas d'autres matières avec lesquelles ils entrent en contact, d'une manière susceptible d'entraîner une pollution de l'environnement ou de nuire à la santé humaine. La production totale de lixiviats et la teneur des déchets en polluants ainsi que l'écotoxicité des lixiviats doivent être négligeables et, en particulier, ne doivent pas porter atteinte à la qualité des eaux de surface et/ou des eaux souterraines» (Directive du Conseil 1999/31/CEE du 26/04/99 concernant la mise en décharge des déchets , parue au JOCE n° L182/1 du 16/07/99).

DECHET ULTIME : Déchet résultant ou non du traitement d'un déchet, qui n'est plus susceptible d'être traité dans les conditions techniques et économiques du moment, notamment par extraction de la part valorisable ou par réduction de son caractère polluant ou dangereux (art. L541-1 du Code de l'Environnement).

DIAGNOSTIC INITIAL : Etude préliminaire d'un site pollué ou potentiellement pollué visant à : identifier les pollutions potentielles, voire constater l'impact sur la santé humaine et l'environnement des activités, passées ou présentes, pratiquées sur ce site ; recueillir les informations indispensables pour mettre en oeuvre la méthode d'évaluation simplifiée des risques et de classement des sites en vue de hiérarchiser les priorités d'intervention (Guide "Gestion des sites potentiellement pollués", BRGM, mars 2000). Voir Etude de sols.

DIRECTIVE SEVESO :

1°) Directive en date du 24/06/82 concernant les risques d'accident majeur de certaines activités industrielles. Elle oblige les Etats membres de la CEE à prendre toutes dispositions imposant aux exploitants et aux autorités publiques concernés de prendre toutes mesures de précaution et de surveillance nécessaires pour prévenir tout risque d'accident majeur.

2°) Directive du conseil n° 96/82/CE du 09/12/96 (directive SEVESO 2) concernant la maîtrise des dangers liés aux accidents majeurs impliquant des substances dangereuses ; elle est entrée en vigueur le 03/02/97 et se substitue à

la directive SEVESO 1. Les Etats membres de la CEE devaient prendre les mesures de transposition et d'application avant le 03/02/99.

ETUDE DE DANGER : Evaluation de l'impact sur l'environnement des effets nocifs que peut provoquer une substance chimique ou une Installation classée pour la protection de l'environnement.

ETUDE D'IMPACT : Elle a deux fonctions : c'est un outil juridique de protection de l'environnement et un outil technique d'évaluation des préoccupations environnementales. C'est également un instrument d'information. Elle constitue un préalable à toute décision d'une importance définie par le Code de l'Environnement et s'inscrit dans la procédure réglementaire existante. Elle est destinée à évaluer les effets sur l'environnement et la santé d'un projet et les mesures envisagées pour les suppressions, les réductions et si possible compenser les conséquences dommageables du projet pour l'environnement et la santé. En ce qui concerne les seuls projets d'infrastructures et de transport, l'étude d'impact doit présenter une analyse des coûts collectifs des pollutions et des nuisances et des avantages induits pour la collectivité (voir le Code de l'Environnement et un décret d'application du 12/10/77). En ce qui concerne les Installations classées pour la protection de l'environnement, le contenu de l'étude d'impact est défini par l'article 3 du décret 77-1133 du 21/09/77 pris pour l'application de la législation relative aux Installations classées pour la protection de l'environnement.

ETUDE DE SOLS : Ancienne dénomination du Diagnostic initial (voir ce terme). La modification a été introduite par la publication de la version 1 du Guide "Gestion des sites potentiellement pollués", BRGM, juin 1997.

EVALUATION DES DANGERS : Evaluation des caractéristiques conduisant à des effets indésirables qu'une substance est intrinsèquement capable de provoquer (Guide "Gestion des sites potentiellement pollués", BRGM, mars 2000).

EVALUATION DES RISQUES : Evaluation de l'exposition et caractérisation des risques suite à l'identification du danger et, le cas échéant, du rapport dose (concentration) – réponse (effet). Estimation de l'incidence et de la gravité des effets indésirables susceptibles d'affecter une population humaine ou une composante de l'environnement en raison de l'exposition, réelle ou prévisible, à une substance (Guide "Gestion des sites potentiellement pollués", BRGM, mars 2000).

EVALUATION SIMPLIFIEE DES RISQUES : Méthode de classification des sites potentiellement pollués, dont les paramètres de base correspondent aux principes de l'évaluation des risques. Néanmoins, il ne s'agit pas d'une évaluation des risques, aucune quantification des risques identifiés sur le site n'étant réalisée. L'évaluation simplifiée des risques (ou ESR) a pour objet de classer les sites étudiés en trois classes : - Classe 3 : sites utilisables sans remise en état ; - Classe 2 : sites à surveiller ; - Classe 1 : sites nécessitant des investigations approfondies L'ESR est faite pour un usage, actuel ou futur, donné. Toute modification de cet usage conduira à la réalisation d'une nouvelle ESR. Les données relatives au site nécessaires pour la réalisation de l'ESR sont obtenues par le diagnostic initial (Guide "Gestion des sites potentiellement pollués", BRGM, juin 1997).

EVALUATION DETAILLEE DES RISQUES : L'évaluation détaillée des risques (ou EDR) est destinée à évaluer l'impact d'un site sur la base d'une analyse des risques sur des cibles identifiées (prises sur le site et dans son environnement immédiat, voire à plus longue distance en cas de risques importants, notamment vis à vis des milieux « eaux souterraines » et « eaux superficielles »), et en relation avec l'usage actuel du site, mais aussi celui envisagé à court ou moyen terme. Les cibles qui sont prises en compte dans cette étape de la procédure de traitement et de réhabilitation des sites et sols pollués sont : - L'homme (considéré à ce stade comme cible prioritaire) ; - Les ressources naturelles (eau souterraine ou superficielle : autre cible prioritaire ; les écosystèmes : faune et flore) - Les biens matériels. Les objectifs de l'EDR sont : 1. L'identification des sites présentant des risques importants, inacceptables pour l'homme et l'environnement, et nécessitant de ce fait une remise en état pour limiter, voire éliminer les risques encourus ; 2. La définition des objectifs de dépollution, sur la base de connaissances scientifiques du moment, compatibles avec un usage pré-établi du site et de son environnement. Ces objectifs ou niveaux de risques tolérables devront être confrontés aux limites (techniques, économiques) des technologies disponibles au moment des travaux ; 3. La détermination d'une stratégie de réhabilitation, adaptée au site étudié, en indiquant les différents types d'actions permettant de diminuer le risque jusqu'à une limite jugée acceptable (pouvant comprendre le changement d'affectation du site et son réaménagement).

FRICHE INDUSTRIELLE : Ancien site industriel laissé à l'abandon pour lequel toute utilisation nécessite une réhabilitation préalable, sans que le site soit nécessairement un site pollué.

INVENTAIRE HISTORIQUE : Recensement des anciens sites industriels ou activités de service qui ont pu être à l'origine d'une pollution du sol compte tenu des activités qui y ont été pratiquées.

INVENTAIRE NATIONAL DES SITES POLLUES : Recensement national des sites et sols pollués connus. Ce recensement a été institué par la circulaire du Ministère de l'Environnement en date du 09/02/94. Il s'agit de l'inventaire des sites pollués avérés connus.

METHODOLOGIE NATIONALE EN MATIERE DE SITES ET SOLS POLLUES :

Politique mise en place par le Ministère de l'Environnement (circulaire du 03/12/93) concernant les sites pollués par des activités industrielles et visant à :

- Recenser les sites potentiellement pollués ;
- Sélectionner les sites pollués prioritaires ;
- Surveiller et si nécessaire traiter les sites pollués.

NUISANCE : Tout facteur à caractère permanent, continu ou discontinu, qui constitue une gêne, un danger immédiat ou différé, une entrave, un préjudice immédiat ou différé pour la santé d'un organisme, l'environnement ou le fonctionnement d'un système (nuisance olfactive, visuelle, auditive, encombrement, promiscuité, etc.) et qui rend la vie malsaine ou pénible (Guide "Gestion des sites potentiellement pollués", BRGM, mars 2000).

PASSIF ENVIRONNEMENTAL : Ensemble des obligations non exécutées, normalement à la charge d'une personne physique ou morale dans le cadre du respect des législations dans le domaine de l'environnement.

POLLUANT : Substance responsable d'une pollution.

POLLUTION : Introduction, directe ou indirecte, par l'activité humaine, de substances, préparations, de chaleur ou de bruit dans l'environnement, susceptibles de contribuer ou de causer : un danger pour la santé de l'homme, la détérioration des ressources biologiques, des écosystèmes ou des biens matériels, une entrave à un usage légitime de l'environnement (Guide "Gestion des sites potentiellement pollués", BRGM, mars 2000). Introduction directe ou indirecte, par l'activité humaine, de substances, de vibrations, de chaleur ou de bruit dans l'air, l'eau ou le sol, susceptible de porter atteinte à la santé humaine ou à la qualité de l'environnement (Directive 96/61/CE du Conseil du 24/09/96 relative à la prévention et à la réduction intégrée de la pollution).

POLLUTION RESIDUELLE : Pollution subsistant sur un site après son traitement.

PRINCIPE DE PRECAUTION : Principe énoncé par l'article L 110-1 du Code de l'Environnement selon lequel, l'absence de certitudes quant à la connaissance scientifique et technique du moment ne doit pas retarder l'adoption de mesures effectives et proportionnées visant à prévenir un risque de dommage grave et irréversible à l'environnement. Ce principe ne s'applique que si les mesures envisagées ont un coût économiquement acceptable.

PRINCIPE POLLUEUR/PAYEUR : Principe énoncé par l'article L 110-1 du Code de l'Environnement selon lequel les frais résultant des mesures de prévention, de réduction de pollution et de lutte contre celle-ci doivent être supportés par le pollueur.

QUALITE DU SOL : Etat du sol au vu des valeurs guide et pour un usage donné.

REHABILITATION : Restauration de constructions et de bâtiments anciens consistant à y réaliser des travaux d'amélioration. OU Opération de démolition de bâtiments sur une friche industrielle, suivie d'un aménagement paysager. Ce terme est employé d'une manière générale pour désigner les opérations menées sur un site pollué dans le cadre de sa remise en état.

REMISE EN ETAT : Actions ou opérations réalisées sur un site pollué visant à réduire ou supprimer les risques liés à la pollution du sol en vue de permettre un usage donné.

SITE : Périmètre délimité sur lequel une pollution du sol ou de l'environnement en général est susceptible d'être rencontrée du fait des activités qui sont ou qui y ont été pratiquées.

SITE INDUSTRIEL : Terrain sur lequel sont exercées (sous le contrôle d'une entreprise) des activités industrielles y compris de stockage de matières premières ou de déchets. (règlement CEE n°1836/93 du 29/6/1993).

SITE ORPHELIN : Site pollué ou potentiellement pollué dont le responsable n'est pas connu ou est insolvable. Un site est reconnu orphelin par décision du Ministre de l'Environnement (circulaire du 07/06/96). La gestion en est confiée à l'ADEME (Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie). Cette expression est aujourd'hui remplacée par l'expression « site à responsable défaillant ».

SITE POLLUE : Site présentant un risque pérenne, réel ou potentiel, pour la santé humaine ou l'environnement du fait d'une pollution de l'un ou l'autre des milieux, résultant d'une activité actuelle ou ancienne (Guide "Gestion des sites potentiellement pollués", BRGM, mars 2000). Un site est reconnu pollué lorsque l'évaluation simplifiée des

risques le place soit dans la classe 1 (site prioritaire pour un diagnostic approfondi), soit dans la classe 2 (site à surveiller).

TRACABILITE : Suivi de l'usage d'un site défini lors de sa remise en état et suivi de son éventuelle contamination résiduelle.

USAGE FUTUR : C'est l'utilisation qui est ou sera faite d'un bien immeuble après sa réhabilitation ou sa remise en état. Elle doit être conforme à l'affectation prévue par le Plan local d'urbanisme. La connaissance de l'usage futur est un préalable nécessaire à toute étude de sol.

VALEUR DE CONSTAT D'IMPACT (V.C.I.) : Les V.C.I. permettent le constat de l'impact de la pollution pour une substance donnée et dans un milieu donné. Elles sont définies selon les critères français (d'après la méthode d'évaluation des risques sur la santé humaine) ou à défaut par :

- les projets de valeurs fédérales allemandes, fonction de l'usage du sol ;
- les valeurs d'intervention des Pays-Bas de mai 1994, corrigées au cas par cas en fonction de certains paramètres (exemple : teneur en argile) ;
- éventuellement les Soils Screening Levels de l'US-EPA selon la voie d'exposition prépondérante. (Guide "Gestion des sites potentiellement pollués", BRGM, juin 1997).

VALEUR DE DEFINITION DE SOURCE SOL (V.D.S.S.) : Les V.D.S.S. permettent de définir la source de pollution constituée d'un sol. Elles sont définies substance par substance. Elles sont aujourd'hui déterminées à partir de valeurs reconnues d'une manière internationale (valeurs néerlandaises – 1994 – ou suédoises – Sensitive Land Use du Swedish EPA) ou en cas d'absence de valeur pour la substance considérée à partir d'une mesure du bruit de fond. Dans ce cas, elles sont définies comme étant égales à 2 fois le bruit de fond géochimique local pour les substances ubiquistes et à 5 fois ce bruit de fond pour les autres substances (Guide "Gestion des sites potentiellement pollués", BRGM, juin 1997).

VALEUR GUIDE : Valeur de référence pour une grandeur (concentration en un élément donné), destinée à servir d'aide à la réflexion ou à la décision. Valeur en règle générale recommandée par une autorité, sans obligation légale, utilisée (avec un jugement professionnel) lors de l'évaluation d'un site pollué (Guide "Gestion des sites potentiellement pollués", BRGM, mars 2000).

IV. DEFINITIONS ISSUES DU NFESC USER'S GUIDE (2002)

Ces définitions éditées pour les besoins des programmes environnementaux de l'US Navy couvrent des notions utiles souvent absentes des autres glossaires, notamment en statistique. Elles ne sont disponibles qu'en langue anglaise (<http://enviro.nfesc.navy.mil>) et ne sont donc pas traduites ici.

Alternative Hypothesis (Ha) The hypothesis that is accepted if the null hypothesis is rejected.

Anthropogenic Background Chemicals present in the environment due to human activities that are not related to specific point sources or site releases.

Background Chemicals Chemicals present in the environment due to naturally occurring geochemical processes and sources, or to human activities not related to specific point sources or site releases.

Comparative Method Application of statistical two-sample tests for identifying COPCs. In this method, results collected from a nearby uncontaminated or "background" area are statistically compared to results from samples collected at a site suspected to be contaminated.

Confidence Interval The interval within which an unknown population parameter, such as the mean or the expected value of a predicted value, falls with a given probability. The estimated interval is calculated from a given set of sample data.

Confidence Limits The lower and upper boundaries of a confidence interval for a given probability (i.e., the values that define the range of a confidence interval). For example, the upper and lower bounds of a 95% confidence interval are the 95% confidence limits.

Correlation Coefficient (r) A number between -1 and 1 that measures the degree to which two variables are linearly related. If there is a perfect linear relationship with positive slope between the two variables, the correlation coefficient is 1; if there is positive correlation, whenever one variable has a high (low) value, so does the other. If there is a perfect linear relationship with negative slope between the two variables, the correlation coefficient is -1; if there is negative correlation, whenever one variable has a high (low) value, the other has a low (high) value. A correlation coefficient of zero means that there is no linear relationship between the variables.

Correlation Matrix A matrix that represents the correlation coefficient between paired measurements of different variables.

Data Quality Assessment (DQA) Process The scientific and statistical evaluation of data to determine if data obtained from environmental data operations are of the right type, quality, and quantity to support their intended use.

Data Quality Objective (DQO) Process A series of planning steps based on the scientific method which are designed to ensure that the type, quantity, and quality of environmental data used in decision-making are appropriate for the intended application.

Degree of Freedom (f) Describes the number of values in the final calculation of a statistic that are free to vary.

Distribution The frequency (either relative or absolute) with which measurements in a dataset fall within specified classes. A graphic display of a distribution is referred to as a histogram.

Enrichment Factor Analysis A study of metal enrichments and potential metal-contaminated concentrations in soils. The metals are compared to concentrations of naturally occurring metals found in source rocks such as igneous, sedimentary, and metamorphic formations. The enrichment factor (E_i) is defined as the ratio of the concentration of element i (contaminated) to a naturally occurring metal in the soil sample divided by this ratio in source rocks.

Exploratory Data Analysis A statistical and graphic procedure for examining data in order to describe the data's main distributional features.

Geostatistics A class of techniques for the analysis of spatially correlated data. In these analyses, variograms or related techniques are used to quantify and model the spatial correlation structure. Also includes various estimation techniques, such as kriging, that utilize spatial correlation models.

Hypothesis An assumption about a property or characteristic of a set of data under study. The goal of statistical inference is to decide which of two complementary hypotheses is likely to be true. The null

hypothesis (Ho) describes what is assumed to be the true state of nature; the alternative hypothesis (Ha) describes the complementary situation.

Inflection Point A point on a curve where the direction of the curvature changes. For probability plots in background analysis, an inflection point that marks a distinct increase in slope typically represents the upper bound of the background concentration range. (As noted in Section 2, probability plot inflection point analysis alone is not sufficient to conclusively define the background range.)

Inter-Quartile Range (IQR) A measure of the spread of or dispersion within a dataset. The IQR is difference between the 25th and 75th percentiles of the measured values of the sample. IQR is not affected by outliers.

Kriging In geostatistics, a weighted-moving-average interpolation method in which the set of weights assigned to samples minimizes the estimation variance.

Lognormal Distribution A family of positive-valued, skewed distributions commonly used in environmental work.

Mean A measure of the central tendency of a distribution, which is computed by averaging (totaling the various individual results and dividing by the number of results involved) a dataset.

Median A measure of the central tendency of a distribution, which is obtained by ranking the individual results in a dataset from smallest to largest and selecting the middle value. For an even number of results, the median is computed as the arithmetic average of two middle values.

Mode A measure of the central tendency of a distribution, which is defined as the value in the population that occurs most frequently.

Naturally Occurring Background Ambient concentrations of chemicals present in the environment that have not been influenced by human activity.

Nondetects Measurements that are reported by the analytical laboratory to be below some quantitative upper limit, such as the detection limit or the quantitation limit.

Nonparametric Test A statistical test that does not require any specific assumptions about the exact form of the underlying probability distributions of the investigated measures. Consequently, nonparametric tests are generally valid for a fairly broad class of distributions.

Normal (Gaussian) Distribution A family of bell-shaped distributions described by the mean and variance.

Null Hypothesis (Ho) The hypothesis that represents a theory that has been put forward, either because it is believed to be true or because it is to be used as a basis for argument, but has not been proved. The null hypothesis is assumed to be true, unless data and other evidence demonstrate otherwise with sufficient confidence.

Outlier A measurement that is unusually large or small relative to others in the same dataset, and which therefore is suspected of misrepresenting the population from which it was collected.

Parametric Test A test that requires specific assumptions about the exact form of the underlying probability distributions of the investigated measures. Parametric tests are not valid unless the underlying assumptions are met.

Partial Correlation The correlation between two continuous variables that remains after the influence of one or more variables has been controlled or eliminated

Population The entire collection of items that constitute the variable of interest.

Power The probability that a test will reject the null hypothesis, when the alternative hypothesis is true. Power is defined to be $1 - \beta$.

Prediction Interval The interval within which a new observation of the predicted variable falls with a given probability. Often plotted on scatter plots, this interval displays the limit around the fitted line in which a single new observation can be expected to fall with a given probability.

Probability Distribution The probability distribution of a discrete random variable is a list of probabilities associated with each of its possible values. It sometimes is referred to as the probability function or the probability mass function.

Pth Percentile The specific value of a distribution that divides the set of measurements in such a way that the P percent of the measurements fall below (or are equal to) this value, and 100 – P percent of the measurements exceed this value.

Pth Quantile The specific value of a distribution that divides the set of measurements in such a way that the proportion, P, of the measurements fall below (or are equal to) this value, and the proportion 1 – P of the measurements exceed this value.

Random Sample A set of items that have been drawn from a population in such a way that each time an item was selected, every item in the population had an equal opportunity to appear in the sample. In environmental field investigations, random samples imply data that are collected in an unbiased, uncorrelated, and nonclustered manner.

Range In descriptive statistics, the difference between the highest and lowest measured value. In geostatistics, the separation distance between any pair of measured values beyond which the pair are uncorrelated.

Significance Level In statistical hypothesis tests, the significance level is a fixed probability tolerated of wrongly rejecting the null hypothesis (Ho). It is the probability of a Type I error and is set by the investigator in relation to the consequences of such an error. Usually, the significance level is chosen to be 0.01, 0.05, or 0.10 (i.e., 1%, 5%, or 10%).

Skewness A measure of asymmetry of the distribution of the sample data values.

Soil Horizon A layer of soil or soil material approximately parallel to the land surface and differing from adjacent genetically related layers in physical, chemical, and biological properties or characteristics such as color, structure, texture, consistency, kinds and number of organisms present, and degree of acidity or alkalinity.

Standard Deviation (s) A measure of dispersion of the distribution of the sample data values.

Standard Error A measure of the variability (or precision) of a sample estimate, such as the computed arithmetic mean. Standard errors are needed to construct confidence intervals for the computed statistics.

Statistic A measure of a statistical property of a population, computed based on sample results. An example of a statistic is the mean (i.e., average) of the measures in the sample.

Target Population For the purposes of this document, the set of environmental space/time units within spatial and time boundaries for which a decision is needed on whether a chemical of interest is a COPC.

Type I Error Falsely rejecting the null hypothesis when it is in fact true, and accepting the alternative hypothesis.

Type II Error Falsely accepting the null hypothesis as being true.

Variance A measure of dispersion of the distribution of a set of data values. The variance is the square of the standard deviation.

Variogram A plot of the variance (one-half the mean squared difference) of paired sample measurements as a function of the distance (and optionally of the direction) between samples. Typically, all possible sample pairs are examined. Variograms provide a means of quantifying the commonly observed relationship that samples close together tend to have more similar values than samples far apart.

STRATEGIE ET TECHNIQUE D'ECHANTILLONNAGE DES SOLS POUR L'EVALUATION DES POLLUTIONS

Normes applicables

Sommaire

I. ISO	3
II. AFNOR.....	17
III. ASTM (AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS)	21
IV. US-EPA (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY).....	22

Le présent chapitre liste, et résume chaque fois que nécessaire, les principales normes internationales et françaises applicables aux opérations d'échantillonnage des sols. Il fournit également une liste de normes ou standards étrangers largement reconnus internationalement auxquels on peut se référer pour compléter les normes en vigueur en France.

I. ISO

ISO 10381-1 « Qualité du sol – Echantillonnage – Partie 1 : Lignes directrices pour l'établissement des programmes d'échantillonnage » (2002)

Introduction :

La présente norme internationale fait partie d'une série de norme internationale destinées à être utilisées conjointement en fonction des besoins. L'ISO 10381 (toutes les parties) traite des modes opératoires d'échantillonnage correspondant aux divers objectifs de l'étude du sol.

Domaine d'application :

La présente partie de l'ISO 10381 définit les principes généraux à appliquer à la conception des programmes d'échantillonnage qui visent à caractériser et contrôler la qualité du sol et à identifier les sources et les effets de la contamination du sol et du matériau associé, en mettant l'accent sur - les modes opératoires nécessaires à déterminer l'emplacement des points où des échantillons peuvent être prélevés en vue d'un examen ou sur lesquels des instruments peuvent être installés pour le mesurage in situ, y compris du point de vue statistique,

- les modes opératoires de détermination des quantités d'échantillons à prélever et des éventuelles combinaisons de ces derniers,
- les méthodes de collecte des échantillons,
- les méthodes de conservation, de stockage et de transport des échantillons afin d'éviter toute détérioration ou contamination.

ISO 10381-2 « Qualité du sol – Echantillonnage – Partie 2 : Lignes directrices pour les techniques d'échantillonnage » (2002)

Introduction :

La présente partie de l'ISO 10381 fait partie d'une série de normes destinées à être utilisées conjointement en fonction des besoins. Elle traite des divers aspects de l'échantillonnage pour les besoins de l'étude du sol, y compris les études agricoles et de contamination, mais ne couvre pas les études à des fins géotechniques.

Les principes généraux à appliquer à la conception des programmes d'échantillonnage pour les besoins de la caractérisation du sol et l'identification des causes et des effets de la pollution du sol et du matériau associé sont donnés dans l'ISO 10381-1. Il convient de consulter l'ISO 10381-1, l'ISO 10381-4 et l'ISO 10381-5 pour que ce qui concerne l'équipement adapté, les informations sur les emplacements d'échantillonnage, les essais à réaliser, le type d'échantillon, la profondeur d'échantillonnage, le type de sol et la représentativité requise du système d'échantillonnage.

Domaine d'application :

La présente partie de l'ISO 10381 donne des lignes directrices relatives aux techniques de prélèvement et de stockage des échantillons de sol en vue d'examiner ceux -ci ultérieurement pour obtenir des informations sur la qualité du sol.

La présente partie de l'ISO 10381 fournit des informations sur les équipements types qui peuvent être utilisés dans des situations d'échantillonnage particulières pour mettre en oeuvre des modes opératoires d'échantillonnage corrects et recueillir des échantillons représentatifs. Des lignes directrices sont fournies concernant la sélection des équipements et des techniques à utiliser pour prélever correctement des échantillons remaniés et non remaniés à différentes profondeurs.

Les lignes directrices fournies visent à faciliter le prélèvement d'échantillons pour déterminer la qualité du sol à des fins agricoles et donnent également des indications pour le prélèvement d'échantillons pour des études de contamination qui nécessiteront des techniques et des compétences distinctes.

La présente partie de l'ISO 10381 fait référence à certains aspects de la collecte d'échantillons d'eau souterraine et de gaz présents dans le sol dans le cadre d'un programme d'échantillonnage des sols.

Les présentes lignes directrices ne couvrent pas spécifiquement les études à des fins géotechniques, même si les études de qualité du sol et les études géotechniques peuvent être avantageusement associées lorsque l'on envisage le redéveloppement d'un site.

La présente partie de l'ISO 10381 n'est pas applicable à l'échantillonnage des strates dures, telles que les socles rocheux.

Les techniques de collecte d'information sur la qualité du sol sans prélèvement d'échantillons, telles que les méthodes géophysiques, ne sont pas couvertes par la présente partie de l'ISO 10381.

ISO 10381-3 « Qualité du sol –Echantillonnage – Partie 3 : Lignes directrices relatives à la sécurité » (2001)

La présente partie de l'ISO 10381 décrit les dangers pouvant se présenter au cours d'une investigation de site et lors du prélèvement d'échantillons de sols et d'autres matériaux terrestres, y compris les dangers inhérents aux opérations d'échantillonnage, les dangers pouvant provenir de la contamination et les autres dangers physiques. Sont indiquées les précautions à prendre pour que les risques liés à tout échantillonnage ou investigation sur site puissent être contrôlés et minimisés. La présente partie de l'ISO 10381 donne des lignes directrices relatives aux dangers et aux risques qui peuvent être rencontrés lors d'une investigation de site - en général, - sur des zones agricoles, - sur des zones contaminées, - au cours d'études géologiques, ainsi qu'une indication des activités qui peuvent engendrer des risques. Elle décrit ensuite les modes opératoires qui peuvent être appliqués pour contrôler les risques. La présente partie de l'ISO 10381 est conçue spécifiquement pour traiter des problèmes de sécurité durant l'échantillonnage et l'investigation sur site, et n'est pas destinée à fournir des lignes directrices pour d'autres situations telles que la construction.

ISO 10381-4 « Qualité du sol –Echantillonnage – Partie 4 : Lignes directrices pour les procédures d'investigation des sites naturels, quasi naturels et cultivés » (2003)

Introduction :

La présente partie de l'ISO 10381 fait partie d'une série de norme internationale destinées à être utilisées conjointement en fonction des besoins. L'ISO 10381 traite des modes opératoires d'échantillonnage correspondant aux divers objectifs de l'étude du sol.

La terminologie générale utilisée est conforme à celle établie par l'ISO/TC 190 et, plus précisément, à la terminologie de l'échantillonnage présentée dans l'ISO 11074-2.

Domaine d'application :

La présente partie de l'ISO 10381 décrit l'échantillonnage des sols provenant de

- sites naturels et quasi naturels,
- zones utilisées pour l'agriculture (terre arables et pâturage),
- zones utilisées pour l'horticulture (y compris les jardins privés et les lotissements),
- zones utilisées pour les cultures particulières, l'arboriculture, les vignobles, etc.,
- zones forestières et bois.

Elle est applicable aux domaines suivants

- les études de sols et les évaluations sur le terrain,
- la caractérisation chimique, géochimique, physique, biologique et radiologique en laboratoire, après échantillonnage du sol et des matériaux qu'il contient.

La présente partie de l'ISO 10381 définit des stratégies appropriées pour la conception de programmes d'échantillonnage, de modes opératoires de terrain et de traitement ultérieur des échantillons, ainsi que pour le transport et le stockage avant le prétraitement des échantillons (par exemple le séchage et le broyage).

NOTE Il convient d'utiliser la présente partie de l'ISO 10381 avec d'autres parties de l'ISO 10381, selon les cas.

ISO 10381-5 « Qualité du sol –Echantillonnage – Partie 5 : Lignes directrices relatives à l'investigation des sites pollués en sites urbains et industriels » (2005)

Introduction :

La présente partie de l'ISO 10381 fait partie d'une série de normes relatives aux différents aspects de l'investigation et de l'échantillonnage des sites. Il convient que la présente norme soit utilisée conjointement avec les autres parties de l'ISO 10381 (voir Avant-propos).

Si les cas graves de pollution des sols se produisent principalement sur les sites urbains et industriels, les terrains agricoles peuvent également subir une pollution grave (par exemple suite à l'emploi de pesticides, à une irrigation prolongée et à l'épandage de déchets organiques). Dans ce cas, il peut être judicieux de combiner les méthodologies de l'ISO 10381-4 et de l'ISO 10381-5. Lorsque l'objectif de l'investigation est lié à la croissance des plantes, il convient de se référer à l'ISO 10381-4.

La terminologie générale utilisée est conforme à celle établie par l'ISO/TC 190 «Qualité du sol» et, plus précisément, à la terminologie présentée dans l'ISO 11074.

L'investigation des eaux souterraines, des gaz du sol et des eaux de surface n'entre pas dans le domaine d'application (de la présente partie) de l'ISO 10381. Pour plus d'informations sur l'échantillonnage des eaux souterraines et des eaux de surface, voir l'ISO 5667. L'ISO 10381-7 fournit quant à elle des informations relatives à l'échantillonnage des gaz du sol.

Domaine d'application :

La présente partie de l'ISO 10381 donne des lignes directrices pour la procédure d'investigation de sites urbains et industriels sur lesquels une pollution est avérée ou suspectée. Elle s'applique également lorsqu'il est nécessaire de définir l'état de pollution du site ou d'évaluer la qualité environnementale du site à d'autres fins.

La présente partie de l'ISO 10381 comporte des lignes directrices sur la collecte des informations nécessaires à l'évaluation des risques et/ou à l'élaboration de plans d'actions correctives (par exemple nécessité éventuelle d'une dépollution et suggestions relatives à la meilleure méthode pour y parvenir). Toutefois, elle ne fournit des indications que sur les informations nécessaires au plan général. Il est à noter que certaines méthodes de dépollution spécifiques peuvent nécessiter l'obtention d'informations supplémentaires.

La présente partie de l'ISO 10381 est également applicable aux sites sur lesquels aucune pollution du sol n'est suspectée, mais pour lesquels la qualité du sol doit être déterminée (par exemple pour vérifier l'absence de toute pollution).

Les sites en question ont été définis comme des sites urbains et industriels, mais les lignes directrices fournies par la présente partie de l'ISO 10381 sont également applicables à tout autre site sur lequel il est nécessaire d'établir le degré et l'étendue de la pollution.

NOTE 1 La pollution est définie comme le résultat d'activités humaines; toutefois, les méthodes d'investigation décrites sont également applicables en cas de concentrations naturellement fortes en substances potentiellement dangereuses.

NOTE 2 Différents objectifs relatifs à l'investigation de la qualité du sol sont répertoriés à l'Annexe A, avec des références aux différentes parties de l'ISO 10381 concernées.

NOTE 3 Bien que la plus grande partie des informations relatives à l'évaluation des risques et/ou à l'élaboration de plans d'actions correctives soit collectée par application de la présente partie de l'ISO 10381, celle-ci ne fournit aucune ligne directrice sur les décisions et actions consécutives à l'investigation d'un site, par exemple évaluation des risques et décisions sur la nécessité d'une dépollution (le cas échéant).

NOTE 4 La présente partie de l'ISO 10381 traite uniquement de l'investigation du sol. Il est important de savoir que les anciens sites urbains et industriels peuvent comporter des bâtiments à l'abandon et/ou des installations industrielles en attente de démolition, démantèlement ou rénovation. Leur non prise en compte dans l'investigation peut mettre les ouvriers en danger ou conduire à la propagation de la pollution sur et autour du site. L'investigation de bâtiments à l'abandon ou des restes des fondations n'entre pas dans le domaine d'application de la présente partie de l'ISO 10381.

NOTE 5 Dans de nombreuses situations, il existe une relation étroite entre la pollution du sol, des eaux souterraines, des gaz du sol et, dans une moindre mesure, des eaux de surface.

ISO 10381-6 « Qualité du sol. Échantillonnage. Partie 6 : lignes directrices pour la collecte, la manipulation et la conservation de sols destinés à une étude en laboratoire des processus microbiens aérobies » (1993)

Introduction (AFNOR) :

Les sols sont à la fois complexes et hétérogènes, en raison de leur composition en éléments vivants et inertes qui se présentent en combinaisons diverses. L'étude de l'état d'un sol, de sa collecte à l'aboutissement d'une expérience, doit tenir compte des répercussions sur sa microflore. Il est bien connu que la température, la teneur en eau, la disponibilité en oxygène et la durée de conservation affectent la microflore du sol et, par conséquent, les processus qu'elle gère.

On peut donc étudier en laboratoire les processus régis par le système microbien d'un sol, à condition toutefois de prendre en considération les dynamiques de microflore vivante. La présente partie de l'ISO 10381 propose des lignes directrices pour la collecte, la manipulation et la conservation d'un sol destiné à une étude en laboratoire axée essentiellement sur l'activité microbienne aérobie. Elle explique comment réduire l'impact des différences de température, de la teneur en eau et en oxygène libre sur les processus aérobies afin d'obtenir en laboratoire des déterminations reproductibles [Anderson (1987), Bartha et Pramer (1965)].

Domaine d'application :

La présente partie de l'ISO 10381 propose des lignes directrices pour la collecte, la manipulation et la conservation d'un sol destiné à des essais en laboratoire dans des conditions aérobies. Ces recommandations ne s'appliquent pas à la manipulation de sols qui doivent faire l'objet d'une étude dans des conditions anaérobies.

ISO 10381-7 « Qualité du sol –Échantillonnage – Partie 7 : Lignes directrices pour l'investigation et l'échantillonnage des gaz du sol » (2005)

Introduction :

L'ISO 10381-7 fait partie d'une série de Normes internationales destinées à être utilisées conjointement en fonction des besoins. L'ISO 10381 (toutes les parties) traite des modes opératoires d'échantillonnage correspondant aux divers objectifs de l'étude du sol. Les mesurages indiqués pour les gaz du sol et les gaz de décharge ne fournissent aucune indication quantitative sur la quantité totale de matériaux détectée dans les gaz du sol ou dans le sol. Les résultats des mesurages peuvent être influencés notamment par la température, l'humidité, la pression atmosphérique, la profondeur minimale d'extraction, etc.

La terminologie générale utilisée est conforme à celle établie par l'ISO/TC 190 et, plus précisément, à la terminologie présentée dans l'ISO 11074-2.

Outre les principaux constituants (azote, oxygène, dioxyde de carbone), les gaz du sol peuvent contenir d'autres gaz (méthane, monoxyde de carbone, mercaptans, hydrogène sulfuré, ammoniac, hélium, néon, argon, xénon, radon, etc.). Ils peuvent également contenir des composés organiques très volatils ou des vapeurs inorganiques (mercure) qui présentent un intérêt particulier dans le cadre de l'analyse de la contamination du sol et des eaux souterraines.

Compte tenu des différentes propriétés physiques et des gammes de concentrations des gaz dans le sol et dans les décharges, ainsi que de l'étendue des objectifs de l'échantillonnage des gaz du sol, la présente partie de l'ISO 10381 est divisée en deux sections, après les articles généraux 1 à 4:

- a) les gaz permanents des gaz du sol et des gaz de décharge (Article 5); et
- b) les composés organiques volatils (COV) (Article 6).

Par conséquent, certains détails sont inévitablement répétés dans ces deux articles afin que les lignes directrices soient complètes.

ISO/FDIS 10381-8 « Qualité du sol -- Échantillonnage -- Partie 8: Lignes directrices pour l'échantillonnage des stocks de réserve » (disponible en anglais seulement)

ISO 11074-1 « Qualité du sol – Vocabulaire – Partie 1 : Termes et définitions relatifs à la protection et à la pollution du sol » (1996)

Introduction :

L'évaluation de la qualité d'un sol est un sujet complexe du fait de la variété des utilisations, des risques et des changements du sols.

L'ISO/TC 190 a décidé de donner la priorité à deux aspects :

- la qualité de l'environnement (y compris celle de l'eau), dans laquelle le sol joue un rôle essentiel ;
- la qualité du milieu de production agricole constitué par le sol.

Etant donné l'importance accordée aux problèmes des substances dangereuses dispersées ou localisées, d'érosion, de compaction et aux autres problèmes associés à la production agricole, il est essentiel d'établir clairement des concepts définis et une terminologie commune pour décrire les sols.

Dans la présente partie de l'ISO 11074, la plupart des termes qui sont définis sont ceux qui décrivent les changements dans la composition chimique du sol et les effets de tels changements sur les fonctions du sol.

Cependant, lorsque c'était possible, les changements physiques et biologiques ont aussi été pris en compte.

Il y a plusieurs définitions possibles du terme sol. Pour les besoins de la présente partie de l'ISO 11074, le sol est la couche supérieure de la croûte terrestre composée de particules minérales, de matière organique, d'eau, d'air et d'organismes.

Dans le contexte de la protection du sol, on doit prêter attention à l'horizon superficiel, à l'horizon sous-jacent et aux horizons plus profonds du sol, ainsi qu'aux nappes phréatiques et aux dépôts minéraux associés.

Il faut aussi porter l'attention sur la présence dans ou sur le sol de matériaux résultant de l'activité humaine comme les déchets domestiques et industriels, les boues de curage des cours d'eau et les résidus miniers. Ils peuvent constituer une source de substances dangereuses pour le sol et affecter les sols naturels voisins. Les processus d'évolution des sols se produisent dans ces matériaux résultant de l'activité humaine de la même manière que dans la roche mère naturelle et les dépôts de surface.

Il faut aussi noter que les activités de construction nécessitent souvent l'excavation et le redépôt (déplacement) des sols naturels.

Les fonctions du sol décrivent le rôle des sols pour l'homme et pour l'environnement. Les fonctions importantes du sol comprennent :

- le contrôle des cycles des éléments et de l'énergie en tant que compartiment des écosystèmes ;
- le support des plantes, des animaux et de l'homme ;
- la base des constructions et des immeubles ;
- la production agricole ;
- la rétention de l'eau et des dépôts ;
- la constitution d'une réserve génétique ;
- la conservation en tant que mémoire de l'histoire de la nature ;
- la protection en tant qu'archive archéologique et paléoécologique.

De plus, l'homme utilise les sols pour stocker des matériaux résultant de l'activité humaine (voir ci-dessus) et les polluants d'origine atmosphérique ou provenant de l'eau peuvent s'accumuler dans les sols.

La présente partie de l'ISO 11074 est applicable à la pollution du sol. Le comité technique ISO/TC 190 a rencontré des difficultés particulières pour s'entendre sur des termes tels que pollution et contamination.

Le comité technique ISO/TC 190 reconnaît l'importance de distinguer les différents états des sols qui renferment des substances potentiellement dangereuses.

En pratique, la concentration d'une substance dans le sol peut être :

a) à son niveau de fond ;

ou bien

b) au-dessus, à cause des influences anthropiques.

Avec l'accroissement de la concentration 1) une certaine concentration est atteinte, ce qui peut produire un effet négatif sur des fonctions spécifiques du sol ;
et finalement
2) le sol peut être considéré comme un sol dégradé.

De fortes concentrations d'une même substance peuvent aussi apparaître naturellement et cela peut causer des effets négatifs sur les fonctions du sol.

Les termes pollutions et contamination et leurs équivalents dans les autres langues ont été appliqués respectivement aux conditions b), 1) et 2) avec un manque de cohérence à l'intérieur des pays et entre les pays. Différents professionnels ou groupes d'experts et les autorités responsables les utilisent dans des contextes et des occasions différentes. Parfois, ils sont considérés comme synonymes et parfois des tentatives sont faites pour limiter leur utilisation à un sens restrictif. Ils sont utilisés pour décrire le processus et l'état de la qualité d'un sol.

Le comité technique ISO/TC 190 a ainsi évité les définitions des termes contamination et pollution mais, en revanche, souligne le fait que ceux qui les utilisent devront être clairs quant à ce qu'ils entendent par l'utilisation de ces termes.

Domaine d'application :

La présente partie de l'ISO 11074 définit une liste de termes employés dans certains domaines de la caractérisation de la qualité du sol. Elle recouvre les termes relatifs à la protection et à la pollution des sols, et quelques termes divers.

NOTE – En complément des termes et définitions utilisés dans les trois langues officielles de l'ISO (anglais, français, russe) la présente partie de l'ISO 11074 donne les termes équivalents et leurs définitions en allemand : ils ont été inclus à la demande du comité technique ISO/TC 190 et sont publiés sous la responsabilité des comités membres d'Allemagne (DIN), d'Autriche (ON), et de la Suisse (SNV). Toutefois, seuls les termes et définitions donnés dans les langues officielles peuvent être considérés comme termes et définitions ISO.

ISO 11074-2 « Qualité du sol – Vocabulaire – Partie 2 : Termes et définitions relatifs à l'échantillonnage » (1998)

Introduction :

L'évaluation de la qualité d'un sol est un sujet complexe du fait de la variété des utilisations, des risques et de la variabilité des sols (voir ISO 11074-1). L'ISO/TC 190 a décidé de donner la priorité à deux aspects :

- la qualité de l'environnement (y compris celle de l'eau), dans laquelle le sol joue un rôle essentiel ;
- la qualité du milieu de production agricole constitué par le sol.

L'évaluation de la qualité des sols implique normalement le prélèvement d'échantillons de sols dans la zone concernée. L'échantillonnage ne s'arrête pas là, puisque le laboratoire ne considère l'échantillonnage (par séparation des sous-échantillons) comme terminé qu'au moment où la dernière prise d'essai ou solution d'essai est soumise à l'analyse. Cependant, l'échantillonnage n'aboutit pas forcément à une analyse ou à un essai. Il peut également être effectué pour disposer d'un matériau destiné à être stocké pendant un certain temps dans une banque de sols ou à être intégré à une collection.

Domaine d'application :

La présente partie de l'ISO 11074 définit une liste de termes utilisés dans certains domaines de la caractérisation de la qualité des sols. Elle recouvre les termes relatifs à l'échantillonnage des sols sur le terrain et en laboratoire. Le terme « sols » employé dans la présente partie de l'ISO 11074 est conforme à la définition donnée dans l'ISO 11074-1.

Les termes marqués d'un astérisque sont conformes aux « Recommandations de 1990 sur la nomenclature d'échantillonnage en chimie analytique » publiées par l'IUPAC.

Les termes et définitions relatifs à l'évaluation des risques de sites contaminés et à la réhabilitation des sols contaminés seront respectivement traités dans l'ISO 11074-3 et dans l'ISO 11074-4.

ISO 11074-3 « Qualité du sol – Vocabulaire – Partie 3 : Termes et définitions relatifs à l'évaluation des risques de sites contaminés »

Non publiée.

ISO 11074-4 « Qualité du sol – Vocabulaire – Partie 4 : Termes et définitions relatifs à la réhabilitation des sols et sites » (1999)

Introduction :

Les sols et sites dégradés ou contaminés sont en principe soumis à une réhabilitation si l'estimation du risque encouru et du dommage subi le justifient. La gamme des techniques employées est large et comporte, à titre d'exemple : le traitement des sols sur sites et hors sites, l'excavation totale ou partielle du sol et sa mise en décharge en tant que déchets, ou le confinement du sol contaminé.

Une réhabilitation peut également être nécessaire pour les sols ayant subi par exemple une érosion, un compactage ou une induration ou pour les sols exposés à nouveau après avoir été couverts suite à la construction de routes, bâtiments, etc. pendant un certain temps.

Les objectifs principaux visés par la réhabilitation des sols et des sites sont multiples :

- protéger la santé humaine et l'environnement contre l'effet de la contamination de sols et de sites en réduisant les contaminations jusqu'à un niveau tolérable ;
- assurer la sécurité du site en attendant la mise au point de moyens de restauration adaptés ;
- permettre l'utilisation des sites à des fins définies ;
- restaurer la multifonctionnalité des sols et des sites.

Domaine d'application :

La présente partie de l'ISO 11074 définit une liste de termes fréquemment employés dans le domaine de la réhabilitation des sols et des sites.

ISO 11259:1998 Qualité du sol -- Description simplifiée du sol

Introduction (AFNOR)

Traditionnellement, la description des sols et de leur environnement se faisait à partir de levés de terrains et d'inventaires dont l'objet était de définir le contexte pédogénétique et d'évaluer les aspects appliqués, notamment le potentiel agronomique de ces sols.

Aujourd'hui de nombreuses observations se font dans le cadre beaucoup plus large d'études environnementales et englobent dans leurs objectifs les aspects suivants :

- l'identification de l'influence de l'homme sur les sols, et plus particulièrement les effets négatifs de cette influence (par exemple la pollution et la détérioration des propriétés physiques) ;
- la protection des terres dans le contexte d'une agriculture « durable » ;
- la prévision du sort réservé aux polluants introduits dans le sol ;
- l'évaluation des conséquences résultant de modifications dans l'exploitation du sol ;
- la mise au point de bases de données spatiales (utilisées dans le cadre de SIG) visant à faciliter la représentation géographique de celles-ci, ainsi que pour de nombreux autres usages.

Le texte qui suit repose donc sur des aspects de l'approche traditionnelle de la description des sols [par exemple les Directives pour la description des profils de sol de l'Organisation pour l'alimentation et l'agriculture (FAO), 1990]. La seule description des sols et des sites ne suffit toutefois pas. Il est nécessaire de procéder également à des mesures physiques, chimiques ou biologiques, en laboratoire. Une attention particulière doit être portée à la description précise des sites, au choix des méthodes d'échantillonnage et au nombre d'échantillons. Il faut donc impérativement replacer ce texte dans le contexte des autres Normes internationales élaborées dans le cadre de l'ISO/TC 190, Qualité des sols.

Domaine d'application :

Le présent document doit être utilisé comme un guide pour la description du sol et de son contexte environnemental sur un site donné. Il est important de noter que plusieurs échantillons peuvent être prélevés sur un même site. Les informations fournies par les descriptions qui suivent permettront, lors de la présentation des résultats, de situer le contexte dans lequel ont été réalisés les prélèvements des échantillons analysés.

NOTE Il est possible de ne pas enregistrer des données sous toutes les têtes de chapitre des présentes descriptions.

ISO 11648-1:2003 Aspects statistiques de l'échantillonnage des matériaux en vrac -- Partie 1: Principes généraux

Résumé

L'ISO 11648-1:2003 établit des principes généraux pour l'application et le traitement statistique de l'échantillonnage des matériaux en vrac. Elle fournit également des lignes directrices générales et des exemples pour l'évaluation des variances nécessaires et la vérification de la fidélité et du biais lorsque la valeur moyenne de la caractéristique qualitative fait l'objet d'une analyse. De plus, l'ISO 11648-1:2003 donne des informations relatives aux analyses statistiques de données sérielles, par l'utilisation de variogrammes et de corrélogrammes.

L'ISO 11648-1:2003 définit également les termes fondamentaux relatifs à l'échantillonnage des matériaux en vrac. Ces termes sont nécessaires pour une meilleure compréhension des méthodes d'échantillonnage et permettent de satisfaire plus facilement aux exigences.

ISO 11648-2:2001 Aspects statistiques de l'échantillonnage des matériaux en vrac -- Partie 2: Échantillonnage des matériaux particuliers

Résumé

La présente partie de l'ISO 11648 établit les méthodes de base d'échantillonnage des matériaux particuliers en vrac (par exemples minerais, concentrés minéraux, charbon, produits chimiques industriels en poudre ou en grains, et produits agricoles tels que les grains) prélevés dans des écoulements et en des lieux fixes, y compris l'échantillonnage par bande de manipulation à l'arrêt, afin de produire des échantillons pour mesurer une ou plusieurs variables avec justesse et un degré de fidélité connu. Les variables sont mesurées par analyse chimique et/ou essai physique. Ces méthodes d'échantillonnage s'appliquent aux matériaux qui nécessitent un contrôle afin de vérifier la conformité avec les spécifications du produit ou les accords contractuels, en vue de calculer la valeur de la moyenne de lot d'une grandeur mesurable comme base d'accord entre les partenaires, ou d'estimer l'ensemble de variables et de variances qui décrit un système ou une méthode.

ISO 14507:2003 Qualité du sol -- Prétraitement des échantillons pour la détermination des contaminants organiques

Introduction :

Les caractéristiques des micropolluants organiques peuvent présenter des différences importantes en fonction de leur espèces chimiques :

- leur gamme de volatilité peut aller des composants non volatils aux composants très volatils (pression de vapeur à élevée) ;
- ils peuvent être labiles ou réactifs à température ambiante comme à des températures élevées ;
- ils peuvent être biodégradables ou dégradables aux UV ;
- leur solubilité dans l'eau peut être extrêmement variable ;
- ils nécessitent différentes méthodes d'analyse.

Ces différences font qu'il n'est pas possible de proposer une méthode générale de prétraitement. Le but d'une méthode de prétraitement est de préparer un échantillon pour essai dont le contaminant a une concentration identique à celle du sol d'origine, à condition, toutefois, que cette méthode ne modifie pas l'espèce chimique à analyser. Par exemple, si l'échantillon contient uniquement des petites particules et que le contaminant est répartie

de façon homogène, il n'est pas nécessaire de broyer l'échantillon. Dans la présente norme internationale, la taille de 2 mm est utilisée pour faire la distinction entre petites et grosses particules de sol.

La compatibilité entre les aspects suivants est importante :

- la diversité du sol ;
- le but de l'analyse (y compris sa précision) ;
- la nature de l'espèce chimique à analyser.

La répartition granulométrique de l'échantillon par rapport à la masse d'échantillon prélevée pour l'analyse est importante pour le prétraitement. Pour l'analyse des contaminants organiques, la masse prélevée pour analyse est d'environ 20 g dans la plupart des cas.

Avec cette masse d'échantillon et à condition que la répartition du contaminant soit homogène et que la taille des particules soit inférieure à 2 mm environ dans l'échantillon, il n'est pas nécessaire de procéder à un nouveau broyage de l'échantillon. Si l'échantillon contient de grosses particules ou si la répartition du contaminant est hétérogène (comme c'est le cas, par exemple, avec les particules de goudron), il est impossible de prélever un échantillon pour essai représentatif de 20 g environ sans broyer l'échantillon. Pour améliorer l'homogénéité, les échantillons sont broyés à moins de 1mm.

Avant l'analyse, on ne dispose très souvent d'aucune information sur la répartition du contaminant dans le sol.

Certaines méthode d'analyse démarrent avec un échantillon brut prélevé sur le terrain. Le séchage de l'échantillon donnera des résultats d'extraction inférieurs. Si l'échantillon n'est pas séché, le broyage est impossible.

Dans une situation nécessitant des résultats précis, il convient d'utiliser la meilleure méthode de prétraitement disponible. Le prétraitement le plus simple peut répondre aux besoins si les analyseurs ont pou objectif de contrôler le dépassement de centaines limites et si l'on sait déjà que le sol est fortement pollué. Dans ce cas, le résultat ne peut pas être présenté comme une valeur représentative de la totalité de l'échantillon.

Le choix dépend avant tout de la volatilité des composés organiques soumis à l'analyse. Il dépend également de la répartition granulométrique du sol, de l'hétérogénéité de l'échantillon et de la méthode d'analyse qui suit.

Domaine d'application :

La présente Norme internationale spécifie trois méthodes de prétraitement des échantillons de sol en laboratoire avant détermination des contaminants organiques :

- une méthode de prétraitement s'il faut mesurer des composés organiques volatils ;
- une méthode de prétraitement s'il faut mesurer des composés organiques peu volatils à non volatils et si le résultat de l'analyse ultérieure doit être précis et reproductible. L'échantillon contient des particules de taille supérieure à 2 mm et/ou le contaminant est réparti de manière hétérogène ;
- une méthode de prétraitement s'il faut mesurer des composés organiques non volatils et si la méthode d'extraction prescrit un échantillon brut prélevé sur le terrain ou encore si les particules les plus grosses de l'échantillon sont inférieures à 2 mm et que le contaminant est réparti de manière homogène. Cette méthode peut également être utilisée si une précision et une répétabilité réduites sont acceptables.

Le choix dépend avant tout de la volatilité des composés organiques soumis à l'analyse. Il dépend également de la répartition granulométrique du sol, de l'hétérogénéité de l'échantillon et de la méthode d'analyse qui suit.

Le prétraitement décrit dans la présente Norme internationale a pour but de préparer un échantillon pour essai dans lequel la concentration de contaminant est aussi proche que possible de celle du sol d'origine ou de ce qui est nécessaire pour la recherche. La méthode de prétraitement doit être associée à une méthode d'extraction adaptée aux contaminants recherchés.

NOTE Pour le prétraitement des échantillons de sol en vue de déterminer les composés inorganiques non volatils et les caractéristiques physico-chimiques du sol, se reporter à l'ISO 11464.

ISO 15009 :2003 Qualité du sol – Détermination par chromatographie en phase gazeuse des teneurs en hydrocarbures aromatiques volatils, en naphtalène et en hydrocarbures halogénés volatils – Méthode par purge et piégeage avec désorption thermique.

Domaine d'application :

La présente norme internationale spécifie une méthode pour la détermination quantitative par chromatographie en phase gazeuse des hydrocarbures volatils, du naphthalène et des hydrocarbures halogénés volatils contenus dans les sols.

La présente norme internationale est applicable à tous les types de sols.

Dans les conditions spécifiées dans la présente norme internationale, les limites inférieures de détermination suivantes sont applicables (exprimées sur la base de la masse de matière sèche) :

- hydrocarbures volatils et naphthalène : 0,1 mg/kg ;
- hydrocarbures halogénés volatils : 0,01 mg/kg.

La limite inférieure de détermination dépend du matériel utilisé et de la qualité du méthanol utilisé pour l'extraction de l'échantillon de sol.

ISO 15175:2004 Qualité du sol -- Caractérisation des sols en relation avec la nappe phréatique

Résumé

L'ISO 15175:2004 fournit des lignes directrices sur les principes régissant l'évaluation des sites, des sols et des matériaux provenant du sol, et sur les principales méthodes correspondantes, en relation avec leur rôle comme source de pollution des eaux souterraines et avec leur fonction de transfert, de dégradation et de transformation des contaminants.

Elle identifie et énumère des stratégies de surveillance, des méthodes d'échantillonnage, des méthodes de traitement des sols et des méthodes analytiques applicables.

Elle est applicable à l'évaluation de l'impact des contaminants sur les eaux souterraines, en relation avec les aspects suivants:

- la qualité de l'eau potable;
- la qualité de l'eau de l'irrigation;
- l'usage industriel;
- le débit de base naturel d'alimentation des cours d'eau.

ISO 15176 « Qualité du sol –Caractérisation de la terre excavée et d'autres matériaux du sol destinés à la réutilisation » (2002)

Introduction :

La présente norme internationale fait partie d'une série de lignes directrices relatives à l'évaluation des sols et des matériaux du sol en vue de certaines fonctions et utilisations. Il convient de la lire conjointement avec les autres normes internationales, dont certaines donnent des lignes directrices plus spécifiques en fonction de certaines utilisations énoncées dans le domaine d'application ou des aspects d'évaluation particuliers. Par exemple, l'ISO 15800 donne des lignes directrices concernant les études relatives à l'exposition des personnes à des substances potentiellement dangereuses et l'ISO 15175 donne des lignes directrices sur la caractérisation du sol en relation avec les nappes phréatiques.

Les sols sont le résultat dynamique de processus chimiques, physiques et biologique, ils résultent des interactions entre la nature inhérente des matériaux « parents », des conditions environnementales prédominantes et des activités humaines. Ils constituent une ressource naturelle qu'il convient de conserver dans la mesure du possible. Si des activités de construction, d'exploitation minière ou autres requièrent une excavation des sols et leur déplacement par rapport à leur situation naturelle, il convient, dans la mesure du possible, de les réutiliser de façon cohérente en fonction de leur propriétés naturelles et de l'utilisation prévue dans le nouvel endroit d'implantation. Les sols prévus pour une réutilisation doivent généralement présenter un comportement à la lixiviation et des propriétés chimiques, géotechniques, physiques, biologiques et radiochimiques cohérentes avec cette utilisation ultérieure. Il convient de faire particulièrement attention dans les cas où il est impossible que le sol soit contaminé.

Il convient que les sols devant être excavés soient étudiés pour déterminer de quelle manière il est possible de les réutiliser de façon à réduire au minimum les quantités devant être éliminées sous forme de déchets et pour déterminer les impacts sur l'environnement susceptibles de résulter de la réutilisation. Le traitement des sols et des matériaux du sol visant à supprimer ou à détruire les contaminants ou à réduire leur présence dans

l'environnement peut altérer les propriétés du sol. Il convient par conséquent de déterminer ces propriétés avant la réutilisation. Pour les sols artificiels, il est possible qu'il soit nécessaire de déterminer à la fois les caractéristiques des composants et celles du produit fabriqué.

L'objectif de la caractérisation du sol (ou de toute autre substance) tel que suggéré dans la présente norme internationale est généralement de permettre des jugements relatifs à son aptitude à une utilisation définie (par exemple l'exploitation des terres arables, les jardins de particuliers). Ces jugements peuvent être effectués par référence aux lignes directrices internationales ou nationales définissant des critères physiques, chimiques ou génériques qu'il est nécessaire de remplir ou par rapport à des critères établis sur une base spécifique au site. Lorsque des substances susceptibles de nuire à la santé humaine ou à l'environnement sont présentes, il est également possible que le jugement soit basé sur une évaluation du risque qualitative, semi-quantitative ou complètement quantitative spécifique au site. Des lignes directrices formelles relatives à ces évaluations ont également été publiées par de nombreuses instances. Dans certains cas, ces lignes directrices s'inscrivent dans un cadre législatif. Des organisations professionnelles et certains organismes de normalisation ont également produit des lignes directrices.

Lors de la décision de réutiliser ou non les matériaux du sol, il est possible que d'autres objectifs complémentaires ou concurrents comme la protection du sol, de la mesure de l'eau et de l'air, les exigences de planification physique et les exigences législatives nationales soient à respecter.

L'évaluation du matériau du sol destiné à être réutilisé peut nécessiter le mesurage des caractéristiques chimiques, physiques, biologiques, géotechniques et radiochimiques du matériau du sol et du site d'origine aussi bien que du site d'accueil. Il convient d'identifier les paramètres qui sont en adéquation avec la tâche entreprise.

La présente norme internationale identifie les fonctions et les propriétés des matériaux du sol à l'endroit initial (site source) ainsi que les propriétés du nouveau site (site d'accueil) qui peuvent être applicables aux utilisations potentielles énoncées dans le domaine d'application et indique les normes internationales disponibles pour tel paramètre ou mode opératoire. Les aspects radiochimiques et géotechniques ne sont pas traités. Concernant des lignes directrices relatives aux aspects géotechniques de l'utilisation des matériaux du sol comme matériaux de construction, il convient de se référer aux autres normes internationales applicables (par exemple celles qui ont été produites par l'ISO/TC 182, Géotechnique, ou aux nationales en vigueur).

Le mode de traitement du sol après excavation peut affecter les propriétés du sol. Certaines suggestions concernant une méthode correcte de manipulation du sol et des pratiques et surveillance relatives après placement sont fournies à l'annexe B.

Domaine d'application :

La présente norme internationale fournit les lignes directrices concernant les essais pouvant être nécessaires pour caractériser les matériaux du sol destinés à être excavés et réutilisés, avec ou sans traitement préliminaire. Les matériaux du sol incluent la terre excavée, les matériaux de dragage, les matériaux de remblayage, les sols artificiels et les sols initialement pollués mais ayant été traités dans le but de supprimer ou de détruire les contaminants.

Elle prend en compte les différentes exigences du sol superficiel, du sous-sol et d'autres matériaux du sol comme les sédiments ou les sols traités. Des méthodes normalisées ISO sont listées, lorsqu'elle sont disponibles.

Les méthodes d'essai sont destinées à couvrir une grande variété d'utilisations finales possibles comme :

- les zones de jeu pour les enfants en bas âge, y compris les écoles maternelles, les jardins d'enfants, etc. ;
- les écoles ;
- les jardins et autres zones résidentielles ;
- les lotissements ;
- l'horticulture ;
- l'agriculture ;
- les travaux forestiers ;
- les zones de loisirs, par exemple les parcs, les terrains de sport ;
- la restauration d'écosystèmes endommagés ;
- les chantiers.

Elle est prévue pour être utilisée dans le cadre de la détermination de l'aptitude des matériaux du sol à une réutilisation et l'évaluation des impacts sur l'environnement pouvant résulter de la réutilisation.

La présente norme internationale n'est pas applicable au dépôt des matériaux du sol dans l'eau ou la restauration du sous-sol. Elle ne traite pas des exigences géotechniques lorsque les matériaux du sol doivent être utilisés comme matériau de construction.

ISO 15799 :2003 Qualité du sol – Lignes directrices relatives à la caractérisation écotoxicologique des sols et des matériaux du sol

Introduction :

La plupart des méthodes d'essai écotoxicologique existantes (essais biologiques) en cours d'harmonisation au plan international ont été mises au point pour décrire le potentiel écotoxique d'une substance lorsqu'on l'ajoute à un sol/matériau du sol. Ces méthodes peuvent être utilisées sous réserve de quelques modifications pour la caractérisation écotoxicologique des sols/matériaux du sol pour ce qui concerne leur fonction, suivant l'utilisation prévue. Néanmoins, dans ce contexte, il convient que les utilisateurs des présentes méthodes gardent à l'esprit que la validation de celles-ci n'est pas terminée.

Les essais biologiques complètent les analyses chimiques classiques pour les substances ayant des propriétés toxiques. Les résultats obtenus par une analyse chimique peuvent être utilisés pour effectuer des évaluations écotoxicologiques à partir de données relatives aux substances identifiées, y compris les produits chimiques telles que leur potentiel de bioaccumulation. Ces données sont souvent rares (pour autant qu'elles existent) et ne comprennent pas les éventuelles interactions (synergie/antagonisme) entre les produits chimiques et la matrice complexe du sol. En outre, une identification et une quantification exhaustives des substances sont irréalisables. Par conséquent, pour étudier l'éventuelle toxicité de mélanges chimiques complexes dans les sols, il est possible d'utiliser les essais écotoxicologiques des sols. L'extrapolation des essais de laboratoire aux conditions de terrain nécessite une prise en compte adéquate des facteurs environnementaux essentiels dans les conditions d'essai ainsi que le choix de critères d'effet écotoxicologiques appropriés.

La présente norme internationale fait partie d'une série de normes qui donnent des recommandations relatives aux sols et aux matériaux du sol eu égard à certaines fonctions et utilisations, y compris la préservation des organismes vivants. Il convient de la lire conjointement avec ces autres normes.

Domaine d'application :

La présente norme internationale fournit les lignes directrices relatives à la sélection des méthodes expérimentales permettant l'évaluation du potentiel écotoxique des sols et des matériaux du sol (par exemple terre excavées ayant fait l'objet d'une remédiation, remblai, talus) par rapport à leur utilisation prévue et aux effets éventuellement défavorables pour les organismes vivant dans l'eau et le sol, et le maintien des fonctions d'habitat et de rétention du sol.

La présente norme internationale ne traite pas des essais relatifs à la bioaccumulation. Les essais de génotoxicité utilisant des organismes eucaryotes du sol ne sont pas encore disponibles. La présente norme internationale ne s'applique pas à l'évaluation écologique des sols non contaminés en vue d'une utilisation naturelle, agricole ou horticole, de tels sols pouvant être intéressants s'ils peuvent servir de référence pour l'évaluation de sols provenant de sites contaminés. De même, elle ne concerne pas l'interprétation des résultats obtenus d'après les méthodes proposées dans son domaine d'application.

ISO 15800 :2003 Qualité du sol – Caractérisation des sols relative à l'exposition des personnes

Des caractérisations de sols et de sites relatives à l'exposition des personnes sont effectuées dans le monde entier. En général, elles sont planifiées et conduites par des bureaux d'études ou des groupes d'experts. Les données issues de ces caractérisations sont utilisées pour l'évaluation de l'exposition des personnes. En outre, ces caractérisations interviennent non seulement dans les processus de prises de décisions au niveau des entreprises, des individus et des instances locales et nationales mais aussi dans les recommandations et réglementations édictées par des instances nationales et internationales.

Les évaluations relatives aux effets potentiels sur la santé des personnes, dus à l'exposition, peuvent être utilisées dans les cadres suivants :

- classification des sites contaminés ;
- recommandations relatives à la réhabilitation des sites, des sols et des matériaux du sol, par exemple fixation de priorités pour la dépollution ;

- décisions quant à l'usage futur/planifié des sites contaminés ;
- décisions à propos de l'élimination/du traitement/de la réutilisation des sols/matériaux du sol pollués ou dépollués.

Les données nécessaires à l'évaluation de l'exposition des personnes dépendent, dans une certaine mesure, de la façon dont l'exposition est évaluée. Ainsi, les calculs peuvent reposer sur des scénarios nécessitant chacun des données différentes.

L'étendue des investigations nécessaires à cette évaluation peut varier en fonction du niveau de contamination et de l'usage du site en question. Dans certains cas, l'évaluation de l'exposition potentielle sur la santé des personnes ne peut s'appuyer que sur des informations concernant les substances présentes dans le sol, leurs niveaux de concentration et les paramètres pertinents du sol. Dans d'autres cas, des informations plus détaillées sur la disponibilité de la substance se révèlent nécessaires. Ces informations dépendront de la nature et de la concentration de la substance, des paramètres pertinents du sol et du type d'exposition concernant l'usage du site en question. En outre, la méthode et les stratégies d'échantillonnage peuvent découler de l'usage du site et des voies d'exposition possibles.

En raison des dépenses élevées qui tendent à s'imposer à la fois pour les propriétaires fonciers privés et les fonds publics destinés aux mesures correctives concernant les terres contaminées, aux mouvements généraux de capitaux et aux entreprises industrielles/commerciales, la demande en matière de normes internationales concernant la caractérisation des sols contaminés est très forte, notamment au regard de la santé des personnes.

Les normes internationales associées à ce domaine complexe viendront à l'appui de la création d'une base scientifique commune pour l'échange d'informations, le développement des connaissances et d'une solide évaluation commerciale.

Domaine d'application :

La présente norme internationale spécifie les lignes directrices concernant la nature et l'étendue de la caractérisation des sols nécessaire à l'évaluation de l'exposition des personnes aux substances pouvant être à l'origine d'effets néfastes.

La présente norme internationale ne prend pas en compte les possibilités de normalisation des calculs qui sont utilisés pour l'évaluation de l'exposition des personnes.

En outre, la présente norme internationale ne tient pas compte des informations nécessaires à l'évaluation de l'exposition, des personnes relative à des produits contaminants lixiviés depuis le sol vers les eaux de surface et/ou souterraines ou transferts par écoulement. De la même manière, elle ne prend pas en compte les aspects liés à la radioactivité et aux bactéries pathogènes présentes dans le sol et à l'exposition potentielle des personnes qui en découle.

ISO 15903 « Qualité du sol -- Format d'enregistrement des données relatives aux sols et aux sites » (2002)

Introduction (AFNOR):

Dans tout système traitant de données relatives aux sols, mais en particulier dans le cadre de détermination de la qualité du sol et d'évaluations pour la protection des sols ou des utilisations durables d'un sol, il est essentiel d'obtenir et d'enregistrer des informations fiables et compatibles les unes avec les autres. Ces données doivent permettre d'identifier clairement le site de le localiser.

Il convient que la documentation comprenne les données recueillies sur la nature du site au moment des recherches les concernant et sur le type d'échantillonnage. Les détails relatifs à l'échantillonnage comprendront le lieu, la date et le mode d'échantillonnage, la taille de l'échantillon, une mention indiquant s'il s'agit d'un échantillon unitaire ou composite, ainsi que les conditions de stockage et de transport. Il y a lieu, en outre, d'enregistrer des précisions concernant la préparation des échantillons et les résultats des méthodes d'analyse utilisées. Il convient également de fournir des informations sur les méthodes d'analyse utilisée et sur leur fidélité, avec des détails relatifs au laboratoire mettant en oeuvre ces méthodes, à son accréditation et à son engagement dans des programmes d'assurance de la qualité.

Domaine d'application :

La présente norme internationale a pour objectif de permettre l'obtention d'un degré d'harmonisation en matière de notation des résultats des enregistrements effectués sur site, des résultats d'échantillonnage, des analyses d'échantillons conduites sur site et de celles réalisées pour exprimer les résultats d'analyse, les méthodes employées et leur fidélité. Elle fournit également des informations permettant un référencement unique de l'échantillon, au laboratoire aussi bien que sur le terrain, afin de garantir la traçabilité des résultats.

ISO 16133:2004 Qualité du sol -- Lignes directrices pour l'établissement et l'entretien de programmes de surveillance

Introduction :

La surveillance est le processus consistant à observer de façon répétée, pour répondre à des besoins définis, un ou plusieurs composants environnementaux selon des planifications prédéfinies dans l'espace et dans le temps, à l'aide de méthodes comparables de détection environnementale et de collecte des données. Des programmes de surveillance sont utilisés à travers le monde pour un grand nombre d'applications. La surveillance du sol, notamment, est une action entreprise sur le long terme. La qualité et l'utilité des informations recueillies par le biais de la surveillance dépendent, dans une large mesure, du choix des sites de surveillance, de leur entretien au fil des ans et de l'existence d'un contrôle qualité approprié à toutes les étapes du processus.

La surveillance des sites industriels (contaminés) peut donner lieu à de nombreuses considérations spécifiques, notamment à des exigences légales. A cet égard, les lignes directrices du présent document ne sont ni conçues pour de telles situations, ni destinées à y répondre.

Domaine d'application :

La présente norme internationale donne des lignes directrices générales pour la sélection de procédures visant à établir et entretenir des systèmes de surveillance à long terme de la qualité du sol. Elle tient compte du grand nombre d'objectifs visés par les programmes de surveillance du sol. La présente norme internationale vise à fournir une aide à l'instauration d'une base de dialogue entre les parties susceptibles d'être impliquées dans un système de surveillance. Des exemples de programmes de surveillance du sol appliqués dans plusieurs pays sont donnés dans l'Annexe A.

ISO 19258 « Qualité du sol -- Guide pour la détermination des valeurs de bruit de fond » (2005)

Résumé

L'ISO 19258:2005 fournit des lignes directrices concernant la détermination des valeurs de bruit de fond pédogéochimiques et des valeurs de bruit de fond des substances inorganiques et organiques dans les sols. L'ISO 19258:2005 fournit également des lignes directrices en matière de stratégies d'échantillonnage et de traitement des données et identifie des méthodes d'échantillonnage et d'analyse. En revanche, l'ISO 19258:2005 ne donne pas de lignes directrices concernant la détermination des valeurs de bruit de fond pour les eaux souterraines et les sédiments.

ISO/AWI 23909 « Qualité du sol -- Prélèvement secondaire des échantillons en vrac »

ISO 3696:1987 - Eau pour laboratoire à usage analytique -- Spécification et méthodes d'essai

Résumé

La présente Norme internationale spécifie les caractéristiques et les méthodes d'essai correspondantes concernant trois qualités d'eau à usage de laboratoire pour l'analyse des produits de chimie inorganique. La présente Norme internationale n'est pas applicable à l'eau pour l'analyse de traces organiques, pour l'analyse des agents de surface, pour l'analyse biologique ou pour les analyses médicales.

NOTE -- Dans certains cas (par exemple certaines méthodes analytiques ou essais pour lesquels il est requis de l'eau stérile ou exempte de pyrogènes, ou de tension superficielle définie), des essais spécifiques complémentaires et une purification supplémentaire peuvent être nécessaires.

II. AFNOR

NF X 31-003 « Qualité des sols – Description du sol » (1998)

Introduction :

Traditionnellement, la description des sols et de leur environnement se faisait à partir de levés de terrains et d'inventaires dont l'objet était de définir le contexte pédogénétique et d'évaluer les aspects appliqués, notamment le potentiel agronomique de ces sols. Aujourd'hui, de nombreuses observations se font dans le cadre beaucoup plus large d'études environnementales et englobent dans leurs objectifs les aspects suivants :

- l'identification de l'influence de l'homme sur les sols, et plus particulièrement les effets négatifs de cette influence (par exemple la pollution et la détérioration des propriétés physiques) ;
- la protection de terres dans le contexte d'une agriculture « durable » ;
- la prévision du sort réservé aux polluants introduits dans le sol ;
- la mise au point de bases de données spatiales (utilisées dans le cadre de SIG) visant à faciliter leur représentation géographique, ainsi que pour de nombreux autres usages.

Le présent document repose donc sur des aspects de l'approche traditionnelle de la description des sols (par exemple les « Directives pour la description des profils de sols » de la FAO 1990). La seule description des sols et des sites ne suffit toutefois pas. Il est nécessaire de procéder également à des mesures physiques, chimiques ou biologiques, en laboratoires. Une attention particulière doit être portée à la description précise des sites, au choix des méthodes d'échantillonnage et au nombre d'échantillons. Il faut donc impérativement placer le présent document dans le contexte des autres normes élaborées dans le domaine de la qualité des sols soit dans le cadre international de l'ISO/TC 190 « Qualité des sols », soit dans le cadre de la normalisation française.

Domaine d'application :

Le présent document doit être utilisé comme un guide pour la description du sol et de son contexte environnemental sur un site donné. Il est important de noter que plusieurs échantillons peuvent être prélevés sur un même site. Les informations fournies par cette description permettront, lors de la présentation des résultats, de situer le contexte dans lequel ont été réalisés les prélèvements des échantillons analysés.

Il est possible de ne pas enregistrer les données sous toutes les têtes de chapitres de la présente description.

X 31-071 Février 1983 Qualité des sols. Matériaux types - Définitions - Prélèvement (Expérimentale)

Thèmes ICS: 13.080.01 Qualité du sol et pédologie en général

Résumé

La présente norme expérimentale a pour objet de :

- définir des types de sols et un type de sous-sol, utilisés comme matériau type pour essai,
- donner des principes pour l'exécution des prélèvements de ces matériaux, leur transport et leur conservation.

Descripteurs

sol, qualité, terre, caractéristique, ph, détermination de la teneur, argile, carbone, matière organique, échange d'ions, cation, prélèvement d'échantillon

X 31-100 Décembre 1992 Qualité des sols. Échantillonnage. Méthode de prélèvement d'échantillons de sol.

Statut : Norme expérimentale

Thèmes ICS : 13.080.05 Essais des sols en général

Résumé

La présente norme a pour objet de définir une méthode générale d'échantillonnage des sols en vue d'analyses destinées à une interprétation agronomique afin d'évaluer certains paramètres de la fertilité. Cette méthode s'applique également en vue de l'analyse des sols sur lesquels peut être appliqué tout substrat susceptible d'augmenter la teneur en éléments tels que des boues des ouvrages de traitement des eaux usées urbaines. Ces analyses peuvent comprendre par exemple des déterminations de granulométrie, humidité, capacité d'échange,

pH, carbonates, carbone organique, azote total, phosphore, cations échangeables¹, oligo-éléments et traces d'éléments polluants (voir article 12).

Elle ne s'applique pas aux prélèvements pour études pédologiques, étude de drainage, détermination de l'azote minéral du sol frais, etc., pour lesquels des méthodes appropriées sont à utiliser, ni aux prélèvements de sol pour diagnostic ou expertise de sites pollués ou susceptibles de l'être.

Descripteurs

sol, qualité, agronomie, échantillonnage, échantillon, caractéristique physico-chimique, matériel d'échantillonnage

Note: bien que cette norme soit destinée davantage à des applications agricoles qu'environnementales, elle décrit des techniques de prélèvement appropriées pour certaines des mesures environnementales.

FD X31-611-1 Juillet 1997 Qualité du sol - Méthodes de détection et de caractérisation des pollutions - Partie 1 : guide général pour les analyses des gaz des sols in situ employées en criblage de terrain.

Le présent document s'applique aux analyses des gaz du sol réalisées in situ, avec du matériel portable.

Le but de l'opération est de disposer d'une analyse de la phase gazeuse interstitielle de la zone non saturée du sol (zone vadose) soit parce que cette information est utile par elle-même, soit parce qu'elle est indicative des produits présents dans le sol.

Les techniques de criblage de terrain par analyse des gaz du sol peuvent être utilisées pour une étude de sol soit à l'étape de l'étude simplifiée des risques soit à celle de l'étude détaillée des risques à des fins de dégrossissage. Dans les deux cas on fait appel à cette technique après exploitation des informations disponibles sur la nature et l'état du sol. Elle permet de détecter et de délimiter sommairement une zone polluée et doit être complétée le cas échéant par une détermination quantitative selon la précision requise.

Les produits recherchés sont volatils en tant que tels ou sont des substances volatiles issues de la dégradation des composés organiques lourds dans les conditions spécifiques de l'ensemble étudié (sol + produits). Pour une même concentration, certains COV seront détectés ou pas en fonction de leur tension de vapeur et de la température extérieure.

Selon la technique utilisée, des composés volatils autres que les COV peuvent aussi être détectés (comme, par exemple, CO₂, H₂S,...).

XP X31-612 Novembre 1997 Qualité du sol - Méthodes de détection et de caractérisation des pollutions - Mesure in situ des COV dans les gaz du sol et du sous-sol d'un site.

Le présent document décrit des méthodes de dosage des COV prélevés en direct dans les gaz du sol et du sous-sol d'un site (voir notamment la norme expérimentale X 31-613 sur le prélèvement dynamique des gaz).

Il décrit deux méthodes de détermination d'un indice global à l'aide de deux types de détecteurs :

-- le Détecteur à Ionisation de Flamme ou FID (Flame Ionisation Detector) ;

-- le Détecteur à Photo-Ionisation ou PID (Photo-Ionisation Detector).

Il n'inclut pas les dispositifs combinés avec des systèmes de séparation des espèces, comme la chromatographie gazeuse, placés en amont du détecteur.

Ces méthodes semi-quantitatives ont pour but de fournir une évaluation de la répartition spatiale des COV dans la zone non saturée du sol et du sous-sol.

Elles ne concernent pas les prélèvements de COV réalisés dans la zone saturée au moyen de matériels et méthodes spécifiques (tubes à perméation).

Les mesures ne sont pas recommandées dans certaines conditions climatiques comme, par exemple, les périodes de gel ou de fortes pluies.

¹ Dénommés par convention «bases échangeables».

Descripteurs : sol, qualite, detection, pollution, gaz, gaz polluant, analyse de gaz, dosage, compose organique, essai in situ, methode d'analyse

XP X31-613 Novembre 1997 Qualité des sols - Méthodes de détection et de caractérisation des pollutions - Prélèvement dynamique des gaz dans les sols en vue d'un criblage de terrain.

Le présent document décrit les méthodes de prélèvement de gaz lors d'un criblage de terrain qui permettent de détecter et de délimiter une zone polluée par analyse de la phase gazeuse interstitielle de la zone non saturée.

Descripteurs sol, qualite, detection, pollution, gaz, analyse de gaz, gaz polluant, prelevement d'echantillon, crible

NF X 31-620 « Qualité des sols – Prestations de services relatives aux sites et sols pollués (études, ingénierie, réhabilitation de sites pollués et travaux de dépollution » (2003)

Thèmes ICS : 13.080.01 Qualité du sol et pédologie en général

Domaine d'application :

Le présent document porte sur les activités d'étude, de conseil, d'ingénierie, de travaux de dépollution et de surveillance des sites pollués.

Il ne s'applique pas aux sites pollués :

- par des substances radioactives, pour lesquelles il existe des agréments spécifiques ;
- par l'amiante, qui sont couverts par la norme X 46-010.

Le présent document s'applique également aux opérations d'urgence, sauf pour les clauses qui engendreraient un délai incompatible avec le degré d'urgence.

Le présent document définit les exigences de service applicables aux prestataires de service de la dépollution des sols : études préliminaires, études approfondies, ingénierie des travaux de dépollution et/ou maîtrise des risques, exécution des travaux et surveillance.

Il vise à assurer aux clients que les prestataires agissent conformément à leur demande et en assurant la préservation de la santé des intervenants et des riverains, la protection de l'environnement, le respect de la réglementation en vigueur et en particulier celle du travail et de la santé, ainsi que celle régissant les déchets et les Installations Classées pour la Protection de l'Environnement (ICPE).

Il a pour objectif de guider les clients utilisateurs dans leurs relations avec les prestataires : meilleure définition de leur besoin, clarification des relations contractuelles, évaluation objective de la qualité des prestations.

Descripteurs

sol, qualité, protection de l'environnement, pollution, détection, lutte anti-pollution, nettoyage, service, mise en oeuvre, contrat, exigence

NF ISO 10381-1 (X 31-008-1) « Qualité du sol – Echantillonnage – Partie 1 : Lignes directrices pour l'établissement des programmes d'échantillonnage » (2003): voir ISO 10381-1. Cette norme remplace également le projet X 31-008-1 Février 1996 : Qualité du sol, échantillonnage, partie 1 : lignes directrices pour l'établissement des programmes d'échantillonnage.

NF ISO 10381-2 (X 31-008-2) « Qualité du sol – Echantillonnage – Partie 2 : Lignes directrices pour les techniques d'échantillonnage » (2003) : voir ISO 10381-2

NF ISO 10381-3 (X 31-008-3) « Qualité du sol – Echantillonnage – Partie 3 : Lignes directrices relatives à la sécurité » (2002) : voir ISO 10381-3

NF ISO 10381-4 (X 31-008-4) « Qualité du sol – Echantillonnage – Partie 4 : Lignes directrices pour les procédures d'investigation des sites naturels, quasi naturels et cultivés » (2003) : voir ISO 10381-4

NF ISO 10381-5 (X 31-008-5) « Qualité du sol –Echantillonnage – Partie 5 : Lignes directrices relatives à l'investigation des sites pollués en sites urbains et industriels » (2005) : voir ISO 10381-5

NF ISO 10381-6 (X 31-008-6) Qualité du sol. Échantillonnage. Partie 6 : lignes directrices pour la collecte, la manipulation et la conservation de sols destinés à une étude en laboratoire des processus microbiens aérobies (1994) : voir ISO 10381-6

NF ISO 10381-7 (X 31-008-7) « Qualité du sol –Echantillonnage – Partie 7 : Lignes directrices pour l'investigation et l'échantillonnage des gaz du sol » (2006) : voir ISO 10381-7

PR NF ISO 10381-8 (X 31-008-8PR) « Qualité du sol –Echantillonnage – Partie 7 : Lignes directrices pour l'échantillonnage des matériaux en tas » (2004) : voir ISO 10381-8

NF ISO 11074-1 (X 31-002-1) « Qualité du sol – Vocabulaire – Partie 1 : Termes et définitions relatifs à la protection et à pollution du sol » (1997) : voir ISO 11074-1

NF ISO 11074-2 (X 31-002-2) « Qualité du sol – Vocabulaire – Partie 2 : Termes et définitions relatifs à l'échantillonnage » (1999) : voir ISO 11074-2

NF ISO 11074-4 (X 31-002-4) « Qualité du sol – Vocabulaire – Partie 4 : Termes et définitions relatifs à la réhabilitation des sols et sites » (2000) : voir ISO 11074-4

NF ISO 11259 (X31-001) "Qualité du sol - Description simplifiée du sol" (1998) : voir ISO 11259

NF ISO 14507 (X 31-425) « Qualité du sol – Prétraitement des échantillons pour la détermination des contaminants organiques» (2003) : voir ISO 14507:2003

NF ISO 15009 (X 31-426) « Qualité du sol – Détermination par chromatographie en phase gazeuse des teneurs en hydrocarbures aromatiques volatils, en naphtalène et en hydrocarbures halogénés volatils – Méthode par purge et piégeage avec désorption thermique » (2003) : voir ISO 15009

NF ISO 15175 (X31-601) "Qualité du sol - Caractérisation des sols en relation avec la nappe phréatique" (2004) : voir ISO 15175

NF ISO 15176 (X 31-602) « Qualité du sol –Caractérisation de la terre excavée et d'autres matériaux du sol destinés à la réutilisation » (2003) : voir ISO 15176

NF ISO 15799 (X 31-603) « Qualité du sol – Lignes directrices relatives à la caractérisation écotoxicologique des sols et des matériaux du sol » (2003) : voir ISO 15799

NF ISO 15800 (X 31-604) « Qualité du sol – Caractérisation des sols relative à l'exposition des personnes » (2003) : voir ISO 15800

NF ISO 16133 (X 31-605) « Qualité du sol – Lignes directrices pour l'établissement et l'entretien de programmes de surveillance » (2004) : voir ISO 16133

Fascicule documentaire :

FD X 31-610 (X 31-610) « Qualité du sol – Méthode de détermination semi-quantitative des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) dans les sols – Guide de sélection et d'utilisation des kits de dosage immunoenzymatiques » (1997)

Domaine d'application :

Le présent document décrit les kits utilisés dans le contexte d'un diagnostic de pollution ou de l'exécution de travaux de réhabilitation comme méthode de criblage rapide sur le terrain afin de positionner les échantillons relativement à un ou plusieurs seuils préétablis de teneurs en HAP.

III. ASTM (AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS)

ASTM C 998 – 90	Standard Practice for Sampling Surface Soil for Radionuclides
ASTM D 1452 – 80	Standard Practice for Soil Investigation and Sampling by Auger Borings
ASTM D 1586 - 99	Test Method for Penetration Test and Split-Barrel Sampling of Soils
ASTM D 1587 – 00	Standard Practice for Thin-Walled Tube Sampling of Soils for Geotechnical Purposes
ASTM D 3550 – 01	Standard Practice for Thick Wall, Ring-Lined, Split Barrel, Drive Sampling of Soils
ASTM D 4220 – 95	Standard Practices for Preserving and Transporting Soil Samples
ASTM D 4547 – 98	Standard Guide for Sampling Waste and Soils for Volatile Organic Compounds
ASTM D 4700 – 91	Standard Guide for Soil Sampling from the Vadose Zone
ASTM D 5434 – 97	Standard Guide for Field Logging of Subsurface Explorations of Soil and Rock
ASTM D 5451 – 93	Standard Practice for Sampling Using a Trier Sampler
ASTM D 5633 – 94	Standard Practice for Sampling with a Scoop
ASTM D 5730 – 98	Standard Guide for Site Characterization for Environmental Purposes With Emphasis on Soil, Rock, the Vadose Zone and Ground Water
ASTM D 5911 – 96	Standard Practice for Minimum Set of Data Elements to Identify a Soil Sampling Site
ASTM D 5956 – 96	Standard Guide for Sampling Strategies for Heterogeneous Wastes
ASTM D 6009 – 96	Standard Guide for Sampling Waste Piles
ASTM D 6044 – 96	Standard Guide for Representative Sampling for Management of Waste and Contaminated Media
ASTM D 6051 – 96	Standard Guide for Composite Sampling and Field Subsampling for Environmental Waste Management Activities
ASTM D 6151 – 97	Standard Practice for Using Hollow-Stem Augers for Geotechnical Exploration and Soil Sampling
ASTM D 6168 – 97	Standard Guide for Selection of the Minimum Set of Data Elements Required to Identify Locations Chosen for the Field Collection of Information to Describe Soil, Rock, and Their Contained Fluids
ASTM D 6169 – 98	Standard Guide for Selection of Soil and Rock Sampling Devices Used With Drill Rigs for Environmental Investigations
ASTM D 6232 – 00	Standard Guide for Selection of Sampling Equipment for Waste and Contaminated Media Data Collection Activities
ASTM D 6282 – 98	Standard Guide for Direct Push Soil Sampling for Environmental Site Characterizations
ASTM D 6311 – 98	Standard Guide for Generation of Environmental Data Related to Waste Management Activities: Selection and Optimization of Sampling Design
ASTM D 6418 – 01	Standard Practice for Using the Disposable En Core Sampler for Sampling and Storing Soil for Volatile Organic Analysis
ASTM D 6519 – 00	Standard Practice for Sampling of Soil Using the Hydraulically Operated Stationary Piston Sampler
ASTM D 6582 – 00	Standard Guide for Ranked Set Sampling: Efficient Estimation of a Mean Concentration in Environmental Sampling

ASTM D 6640 – 01 Standard Practice for Collection and Handling of Soils Obtained in Core Barrel Samplers for Environmental Investigations

IV. US-EPA (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY)

- EPA 540/P-91-006 Compendium of ERT Soil Sampling and Surface Geophysics Procedures. January 1991. OSWER Directive 9360.4-02 (NTIS / PB91-921273)
- EPA 540/4-91-001 Ground-Water Issue: Soil Sampling and Analysis for Volatile Organic Compounds. February 1991 (EMSL-LV)
- EPA 600/8-89-046 Soil Sampling Quality Assurance User's Guide. Second edition, March 1989. (NTIS / PB89-189864)
- EPA 600/R-92-128 Preparation of Soil Sampling Protocols: Sampling Techniques and Strategies. July 1992. (NTIS / PB92-220532)
- EPA 625/12-91-002 Description and Sampling of Contaminates Soils: A Field Pocket Guide. November 1991. (ORD)

STRATEGIE ET TECHNIQUE D'ECHANTILLONNAGE DES SOLS POUR L'EVALUATION DES POLLUTIONS

Références bibliographiques

- Barnes, R.J. (1988) - Bounding the required sample size for geologic site characterization. *Math. Geol.* 20, 477-490.
- Bertoni, Malcolm J., Morgan, Kara M., Small, Mitchell J., Stahl, Andrew D., & Warren, John (2002) - Considerations and Recommendations Regarding the Use of Judgmental Sampling in Soil Investigations. Discussion Draft Report Presented to Indiana Department of Environmental Management. *Rapport RTI International* 08312.000, 35 p.
- BRGM (2000a) - Gestion des sites (potentiellement) pollués. Evaluation simplifiée des risques et classification des sites. Version 2. *Editions BRGM*. Téléchargeable sur : [http://www.fasp.info/guidesmethodologiques/guidesevaluations/evaluationsimplifiee/TelechargementESR/ClassGes tionSites\(pot\)Pollues-ESR.exe](http://www.fasp.info/guidesmethodologiques/guidesevaluations/evaluationsimplifiee/TelechargementESR/ClassGes tionSites(pot)Pollues-ESR.exe)
- BRGM (2000b) - Gestion et traitement des sites pollués. Diagnostic approfondi et évaluation détaillée des risques. Guide technique. *Editions BRGM*. Téléchargeable sur :
- Brus D. J. & de Gruijter, J. J. (1997) - Random sampling or geostatistical modelling? Choosing between design-based and model-based sampling strategies for soil (with discussion). *Geoderma*, 80, 1-2, pp. 1-44.
- Camm, G. Simon, Glassa, Hylke J., Bryceb, Derek W., & Butcher, Alan R. (2004) - Characterisation of a mining-related arsenic-contaminated site, Cornwall, UK. *Journal of Geochemical Exploration* 82, 1 –15.
- Cancès, B., 2004. Spéciation et mécanismes de transfert de l'arsenic sur une friche industrielle contaminée. Rapport final. Rapport CNRSSP 04/05, 93p + annexe.
- Cheremisinoff, P. (1992) - A Guide to Underground Storage Tanks: Evaluation, Site Assessment and Remediation. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, NJ, 1992.
- Cousins, I.T., Gevao, B., & Jones, K.C. (1999) - Measuring and modelling the vertical distribution of semivolatile organic compounds in soils. I- PCB and PAH soil core data. *Chemosphere*, Vol. 39, No. 14, pp. 2507-2518.
- Cressie, N. & Kornak, J. (2003) - Spatial Statistics in the Presence of Location Error with an Application to Remote Sensing of the Environment. *Statistical Science*, 18, 4, pp. 436–456.
- Critto, A., Carlon, C., & Marcomini, A. (2003) - Characterization of contaminated soil and groundwater surrounding an illegal landfill (S. Giuliano, Venice, Italy) by principal component analysis and kriging. *Environmental Pollution* 122, pp. 235–244
- Crumbling DM, Groenjes C, Lesnik B, Lynch K, Shockley J, van Ee J, Howe R, Keith L, McKenna J. (2001) - Managing uncertainty in environmental decisions. *Environ Sci Technol.* 2001 Oct 1;35(19):404A-409A.
- D. J. Brus and J. J. de Gruijter (1997) - Random sampling or geostatistical modelling? Choosing between design-based and model-based sampling strategies for soil (with discussion). *Geoderma*, 80, 1-2, pp. 1-44.
- De Zorzi, P., Barbizzi, S., Belli, M., Ciceri, G., Fajgelj, A., Moore, D. & Sansone, U. (2003) - Terminology in soil sampling (IUPAC Recommendations 2003). *International Union Of Pure And Applied Chemistry, Analytical Chemistry Division Draft Report*, 15 p.
- Deming, W.E. Some Theory of Sampling. Wiley, New York, NY. 1950.
- Demougeot-Renard H, De Fouquet C, Renard P. (2004) - Forecasting the number of soil samples required to reduce remediation cost uncertainty. *J Environ Qual.* 33(5):1694-1702.
- Demougeot-Renard H. & De Fouquet C. (2004) - Geostatistical Approach for Assessing Soil Volumes Requiring Remediation: Validation Using Lead-Polluted Soils underlying a Former Smelting Works. *Environ. Sci. Technol.* 2004, 38, 5120-5126
- Desaules, A., Sprengart, J., Wagner, G., Muntau, H. & Theocharopoulos S.P. (2001) - Description of the test area and reference sampling at Dornach. *Science of The Total Environment*, 264, 1-2, pp. 17-26
- Doran, J.W., Sarrantonio, M. & Liebig, M.A. (1996) - Soil health and sustainability. *Advances in Agronomy* 56, pp. 1-54.
- Environnement Canada (2002) – Bulletin d'assistance technique (BAT) sur les lieux contaminés n°2: Procédures d'évaluation du site.
- Environnement Canada (2002) – Bulletin d'assistance technique (BAT) sur les lieux contaminés n°4: Échantillonnage et analyse des sols contaminés par les hydrocarbures.

- Environnement Canada (2002) – Bulletin d'assistance technique (BAT) sur les lieux contaminés n°6: Autres méthodes de tri sur le terrain.
- Ersoy, A., Yunsel, T.Y., & Cetin, M. (2004) – Characterisation of Land Contaminated by Past Heavy Metal Mining Using Geostatistical Methods. *Arch. Environn. Contam. Toxicol.* 46, pp. 162-175
- Federal Soil Protection and Contaminated Sites Ordinance (BBodSchV), Germany (12 July 1999)
- Ferguson, C.C. (1992) The statistical basis for spatial sampling of contaminated land. *Ground Engineering*, 25(1), pp 34–38.
- Gallego, J.L.R., Ordóñez, A. & Loredó, J. (2002) - Investigation of trace element sources from an industrialized area (Avilés, northern Spain) using multivariate statistical methods. *Environment International*, 27, 7, pp. 589-596
- Gerlach, R.W., Dobb, D.E., Raab, G.A., & Nocerino, J.M. (2002) – Gy's sampling theory in environmental studies – 1. Assessing soil splitting protocols. *J. Chemometrics* 16, 321-328.
- Gilbert, R.O. (1987) Statistical Methods for Environmental Pollution Monitoring. *Van Nostrand Reinhold*, New York.
- Goovaerts, P. (1999) - Geostatistics in soil science: state-of-the-art and perspectives. *Geoderma*, 89, pp.1–45.
- Goovaerts, P. (1999) - Geostatistics in soil science: state-of-the-art and perspectives. *Geoderma*, 89, pp.1–45.
- Grigorieff, A., Costa, J.F., & Koppe, J. (2004) - Quantifying the influence of grain top size and mass on a sample preparation protocol. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems* 74, pp. 201– 207
- Gy P. (1988) - Hétérogénéité, échantillonnage, homogénéisation. Ensemble cohérent de théorie. *Sciences de l'ingénieur - Collection Mesures Physiques, Ed. Masson, Paris*, 608 p.
- Gy, P. (2004a) - Sampling of discrete materials—a new introduction to the theory of sampling I. Qualitative approach. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems* 74 (2004) 61– 70
- Gy, P. (2004b) - Sampling of discrete materials II. Quantitative approach—sampling of zero-dimensional objects. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems* 74 (2004) 61– 70
- Gy, P. (2004c) - Sampling of discrete materials III. Quantitative approach—sampling of one-dimensional objects. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems* 74 (2004) 61– 70
- Gy, P. (2004d) - Part IV: 50 years of sampling theory—a personal history. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems* 74 (2004) 61– 70
- Gy, P. (2004e) - Part V: Annotated literature compilation of Pierre Gy. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems* 74 (2004) 61– 70
- Hammade, V. Laperche, V. & Theveniaut, H. (2004) - Diagnostic rapide sur site - Utilisation de méthodes d'évaluation de la teneur en métaux de sols pollués par mesure de leur susceptibilité magnétique et par fluorescence X - Rapport Final. Rapport CNRSP/04/01
- Hendricks, A., & Lubchenko, S. - Analysis and Remediation Plan for Lead Contamination at the Cal West Site in Lemitar, NM. Rapport L & H Environmental Engineering Agency, 12 p.
- Hsiao, C.K., Juang K-W., Lee, D-Y (2000) - Estimating the second-stage sample size and the most probable number of hot spots from a first-stage sample of heavy-metal contaminated soil. *Geoderma* 95, pp.73–88
- IAEA (2004) - Soil sampling for environmental contaminants. Rapport IAEA-TECDOC-1415
- Jeannée, N. (2001) - Caractérisation géostatistique de pollutions industrielles de sols. Cas des hydrocarbures aromatiques polycycliques sur d'anciens sites de cokeries. THESE, Ecole des Mines de Paris, 163 p.
- Jeannot R., Lemièrre B., Chiron S. (2000) - Guide méthodologique pour l'analyse des sols pollués. Rap. BRGM R 50128, 110 p., 44 fig, 3 ann.. Document du BRGM n°298, Editions BRGM.
- Keith L.H. (1990) - Environmental sampling: A summary. *Environ. Sci. Technol.*, 24, 5, pp 610 - 617
- Keith, L.H. (1988) - Principles of Environmental Sampling, American Chemical Society, Professional Reference Book. 1988.
- Lamé F.P.J. & Defize P.R. (1993) - Sampling of contaminated soil: Sampling error in relation to sample size and segregation. *Environ. Sci. Technol.*, 27, 10, pp. 2035-2044.

- Laperche, V., Eisenlohr, L. (2001) - Echantillonnage d'un site contaminé par l'arsenic - Comparaison de différentes stratégies et représentativité de l'échantillonnage des sols. Rapport CNRSSP/01/11, 33 p.
- Lecomte P. & Maton D. (1996) - Caractérisation des polluants et de leurs phases porteuses dans le sol d'une friche sidérurgique située dans l'Est de la France. *Rapport BRGMN 2388* - 26 p., 5 fig., 2 tabl., 4 ann. (Non publié).
- Lecomte P. (1994) - Compte-rendu de campagne d'échantillonnage - Mission à Thionville - Projet S15 de la DR. *Note ANTEA 1299/94* - 20 p. (Non publié).
- Lecomte P. (1997) - L'investigation des sols pollués : les aspects échantillonnage des sols. *Communication à la Conférence sur l'Après-Charbon, Lille, 17-21 mars 1997*.
- Lemière B., Seguin J.J., Le Guern C., Guyonnet D., Baranger, P., Conil P. (2001) - Guide sur le comportement des polluants dans les sols et les nappes. Applications dans un contexte d'Évaluation détaillée des risques pour les ressources en eau. Rapport BRGM/RP-50662-FR, 103 p., 20 fig., 9 tabl., 5 ann. Document du BRGM n°300, Editions BRGM.
- Lesnik B., Crumbling D. (2001) – Guidelines for Preparing SAPs Using Systematic Planning and PBMS. Environmental Testing & Analysis, January/February 2001.
- Lewandowski, A. (1999) - Assessing the soil system - a review of soil quality literature. Minnesota Department of Agriculture, Energy and Sustainable Agriculture Program, 65 p.
- Li, X., Lee, I.L., Wong, S.C., Shi, W., & Thornton, I. (2004) - The study of metal contamination in urban soils of Hong Kong using a GIS-based approach. *Environmental Pollution*, 129, 1, , Pages 113-124
- Lock, W.H. (1996) - Composite Sampling. National Environmental Health Forum Monographs, Soil Series No. 3, National Environmental Health Forum, 19 p.
- Mason, B.J. (1992) - Preparation Of Soil Sampling Protocols: Sampling Techniques And Strategies. Rapport US-EPA (United States Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Washington DC) EPA/600/R-92/128, 102 p., 5 app.
- McCammon, R.B., (1986) - The muPROSPECTOR Mineral Consultant System: *U.S. Geological Survey Bulletin 1697*, 35 p.
- McCammon, R.B., (1995) - PROSPECTOR II — an expert system for mineral deposit models. Geological Association of Canada Special Paper, 40, 1993(1995), pp 679–684.
- McCammon, R.B., Boudette, E.L., Cameron, C.C., Cox, L.J., and Moench, R.H., (1984) - An expert system for mineral resource assessment in the Sherbrooke-Lewiston 1 degree by 2 degree quadrangles, Maine, New Hampshire, and Vermont: *U.S. Geological Survey Open-File Report 84-751*, 37 p.
- Milon V. (2001) - Campagne d'échantillonnage d'une ancienne cokerie. Rapport CNRSSP/01/17, 19 p.
- Ministry for the Environment, New Zealand (2004) - Site Investigation and Analysis of Soils. *Contaminated Land Management Guidelines* No. 5. Ministry for the Environment, PO Box 10-362, Wellington, New Zealand
- Minkkinen P. (2004) - Practical applications of sampling theory. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems* 74 (2004) 85– 94
- New South Wales Environmental Protection Agency (1995) - Appendix 1 - Contaminated Sites - Sampling Design Guidelines
- Ohio Environmental Protection Agency (2005) - Technical guidance for ground water investigations, chapter 15: use of direct push technologies for soil and ground water sampling. <http://www.epa.state.oh.us/ddagw/>
- Pellet M & Laville-Timsit L. (1993) - Echantillonnage de sols pour caractérisation d'une pollution : guide méthodologique. *Rapport BRGM n°37865* - 74 p., 29 fig., 11 tabl., 1 annexe, 1993.
- Petersen, L., Dahl, C.K. & Esbensen, K.E. (2004) - Representative mass reduction in sampling—a critical survey of techniques and hardware. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems* 74, pp. 95– 114
- Pitout C. (1998) - Développement et utilisation des Systèmes d'Information Géographiques appliqués à l'investigation des sites pollués - Rapport bibliographique - Rapport CNRSSP/98/06 (voir § **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**).

Pitout C. (1999) - Guide méthodologique de construction d'un SIG pour la réalisation de diagnostics de pollution sur un site industriel. Rapport CNRSSP 99/33, 65 p., 7 annexes.

Rieuwerts, J. & Farago, M. (1996) - Heavy metal pollution in the vicinity of a secondary lead smelter in the Czech Republic. *Applied Geochemistry*, 11, pp. 17-23.

Rubio R. & Ure A.M. (1993) - Approaches to sampling and sample pretreatments for metal speciation in soils and sediments. - *Intern. J. Environ. Anal. Chem.*, 51, pp. 205-217.

Scovazzo P. & Strubble R. (1990) - The environmental redevelopment of a railyard and port facility. *Journal of Hazardous Materials*, 25, pp. 277-287.

Steyer E. (2000) - Ancienne cokerie du site X - Compte-rendu de la campagne d'échantillonnage - Mai, juin et juillet 2000 - Rapport CNRSSP/00/09

Szczepski C. (2000) - Etude de la répartition de polluants organiques (HAP) au sein d'une maille d'échantillonnage de sols. *Rapport CNRSSP/00/12*, 54 p., annexes.

Total (2005) - Réhabilitation du site Grande Paroisse de Toulouse - Présentation à la commission S3PI/ORDIMIP, Réunion du 07 mars 2005. <http://www.ordimip.com>

URS (2002) - BP Darwin Terminal Facility, Lot A of Remediation Zone 1, Environmental Audit Report - Volume 1 of 3. Rapport BP Australia Pty Ltd Re 51614-008-R005, 74 p.

United States Air Force (2004) - Elmendorf Air Force Base, Alaska - Environmental Restoration Program, Field Sampling Plan - Soil Sampling At Bioventing Systems - ST32 Tanks 7 AND 8, ST61 AND ST68, Elmendorf AFB, Alaska. Final report

US-DOE/OEM/OST (U.S. Department of Energy, Office of Environmental Management, Office of Science and Technology) (2001) - Adaptive Sampling and Analysis Programs (ASAPs). Characterization, Monitoring, and Sensor Technology Crosscutting Program and Subsurface Contaminants Focus Area. Rapport DOE/EM-0592, 25 p.

US-EPA (United States Environmental Protection Agency) (1992) - Superfund record of decision (EPA Region 6): Cal West Metals Site, Lemitar, NM. (First remedial action), September 1992. Final report

US-EPA (United States Environmental Protection Agency) (1994) - Guidance for the Data Quality Objectives Process. EPA QA/G-4.

US-EPA (United States Environmental Protection Agency) (1995) - EPA Observational Economy Series, Volume 1: Composite Sampling. Rapport EPA -230-R-95-005, 19 p.

US-EPA (United States Environmental Protection Agency) (1996) - Soil Screening Guidance: Technical Background Document. Rapport EPA 540/R-95/128.

US-EPA (United States Environmental Protection Agency) (1997) - Sector Notebook Refresh-1997 (report EPA/310-R-97-0010), 203 p. avec référence aux 27 documents sectoriels.

US-EPA (United States Environmental Protection Agency) (2000a) - Guidance for the Data Quality Objectives Process. EPA QA/G-4 manual (report EPA/600/R-96/055)

US-EPA (United States Environmental Protection Agency) (2000b) - Data Quality Objectives Process for Hazardous Waste Site Investigations. EPA QA G-4HW manual (report EPA/600/R-00/007)

US-EPA (United States Environmental Protection Agency) (2000c) - Guidance Data Quality Practical Methods for Data Analysis EPA QA/G-9 manual (report EPA/600/R-96/084)

US-EPA (United States Environmental Protection Agency) (2000d) - EPA Quality Manual For Environmental Programs. EPA 5360 A1 manual, 53p.

US-EPA (United States Environmental Protection Agency) (2002a) - Guidance for Quality Assurance Project Plans for Modeling. EPA QA/G-5M manual (report EPA/240/R-02/007)

US-EPA (United States Environmental Protection Agency) (2002b) - Guidance on Environmental Data Verification and Data Validation. EPA QA/G-8 manual (report EPA/240/R-02/004)

US-EPA (United States Environmental Protection Agency) (2002c) - Guidance on Choosing a Sampling Design for Environmental Data Collection for Use in Developing a Quality Assurance Project Plan. EPA QA/G-5S manual (report EPA/240/R-02/005)

- US-EPA (United States Environmental Protection Agency) (2003) - Guidance for Geospatial Data Quality Assurance Project Plans QA/G-5G manual (report EPA/240/R-03/003)
- van der Gaast, N.G., & de Jonghe, L.H. (1988) – The use of expert systems for determining sampling strategies in contaminated site investigations. *Trends in Analytical Chemistry*, 7, 8, pp. 283-285.
- Van Ee J.J., Blume, L.J. & Starks, T.H. (1990) – A Rationale for the Assessment of Errors in the Sampling of Soils - Rapport EPA 600-R-90-013, 57 p.
- van Groenigen, J.W., Siderius, W., & Stein, A. (1999) - Constrained optimisation of soil sampling for minimisation of the kriging variance. *Geoderma*, 87, pp. 239–259
- van Groenigen, J.W., Stein, A., & Zuurbier, R. (1997) - Optimisation of environmental sampling using interactive GIS. *Soil technology*, 10, pp. 83–97.
- Verner, J.F., Ramsey, M.H., Helios-Rybicka, E. & Jedrzejczyk, B. (1996) - Heavy metal contamination of soils around a Pb-Zn smelter in Bukowno, Poland. *Applied Geochemistry*, 11, pp. 11-16.
- Wagner, G., Lischer, P., Theocharopoulos, S.P., Muntau, H., Desaulles A. & Quevauviller, P. (2001) - Quantitative evaluation of the CEEM soil sampling intercomparison. *Science of The Total Environment*, 264, 1-2, pp. 73-101
- Wagner, G., Mohr, M.-E., Sprengart, J., Desaulles, A., Muntau, H., Theocharopoulos, S.P., & Quevauviller, P. (2001) - Objectives, concept and design of the CEEM soil project. *Science of The Total Environment*, 264, 1-2, pp. 3-15
- Walsh, M.E., Collins, C.M., Bailey, R.N., & Grant C.L. (1997) - Composite Sampling of Sediments Contaminated with White Phosphorus. *Rapport CRREL Special Report 97-30*, 19 p.
- Wang X.J. & Qi F. (1998) - The effects of sampling design on spatial structure analysis of contaminated soil. *The Science of The Total Environment*, 224, 1-3 , pp. 29-41
- Washington State Department of Ecology (2002) - Toxics Cleanup Program, Tacoma Smelter Plume Site, King County Mainland Soil Study. US-EPA Superfund report.
- Wavrer P. (1997) - Méthodologies et stratégies d'échantillonnage de sols. Etude bibliographique. *Rapport CNRSSP/1997/11*.
- Wavrer Ph. (1996) - Apport à la théorie de l'échantillonnage des solides hétérogènes. Application à des grandeurs mesurées sur matières premières, secondaires et ultimes. *Documents du BRGM*, 265, 211 p., 27 fig., 20 tabl.
- WAVRER Ph. (1997a) - Ancienne cokerie du site de X. Compte-rendu de la campagne d'échantillonnage. *Rapport CNRSSP 1997/08*, 14 p., 4 ann.
- Wavrer Ph. (1997b) - Méthodologies et stratégies d'échantillonnage de sols. Etude bibliographique. *Rapport CNRSSP 1997/11*.
- Wavrer Ph. (1998) - Echantillonnage de sites contaminés par des polluants organiques. Comparaison de différentes stratégies et outils. *Rapport CNRSSP 1998/27*.
- Wavrer Ph., Jeannée N. (1998) - Ancienne cokerie du site de Y. Compte-rendu de la campagne d'échantillonnage. *Rapport CNRSSP 1998/03*, 13 p. 2 ann.
- World Bank (1997) - Pollution Prevention and Abatement Handbook, 88 fichiers accessibles sur <http://www-esd.worldbank.org/pph/toc.htm>
- Youden, W. J. (1981) – J. Assoc. Off. Anal. Chem., 50, p.1007.
- Yu-Jing Cui, Yong-Guan Zhu, Ri-Hong Zhai, Deng-Yun Chen, Yi-Zhong Huang, Yi Qiu and Jian-Zhong Liang (2004) - Transfer of metals from soil to vegetables in an area near a smelter in Nanning, China. *Environment International*, 30, 6 , pp. 785-791.