



Canadian Council  
of Ministers  
of the Environment

Le Conseil canadien  
des ministres  
de l'environnement

**GUIDE SUR LA CARACTÉRISATION  
ENVIRONNEMENTALE DES SITES DANS LE  
CADRE DE L'ÉVALUATION DES RISQUES POUR  
L'ENVIRONNEMENT ET LA SANTÉ HUMAINE**

**VOLUME 1 ORIENTATIONS**

**PN 1552**

**ISBN 978-1-77202-027-4 PDF**

© Le Conseil canadien des ministres de l'environnement, 2016

## PRÉFACE

Le guide, qui se divise en plusieurs volumes, vise à fournir des instructions sur la caractérisation environnementale des sites pour faciliter l'évaluation des risques pour l'environnement et la santé humaine sur les sites contaminés. Le Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) a lancé le Programme national d'assainissement des lieux contaminés (PNALC), d'une durée de cinq ans (1989-1995), afin d'élaborer une approche cohérente pour l'évaluation et l'assainissement des sites contaminés canadiens, particulièrement les sites orphelins à risque élevé. Afin de fournir des outils nationaux de caractérisation, le PNALC a publié le *Guide pour l'échantillonnage, l'analyse des échantillons et la gestion des données des lieux contaminés* (volume I : Rapport principal et volume II : Sommaire des méthodes d'analyse) en 1993, ainsi que le *Manuel d'évaluation de la subsurface des lieux contaminés* en 1994. Le présent volume et ceux qui le suivent sont destinés à remplacer le guide de 1993. Le nouveau guide a été préparé par le Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des sols, qui a été formé par le CCME pour élaborer les recommandations canadiennes pour la qualité des sols et pour continuer à fournir des orientations nationales sur les sites contaminés après la disparition du PNALC.

L'objectif du guide est d'offrir aux Canadiens une approche cohérente pour l'échantillonnage et l'analyse de matrices environnementales complexes, de façon à ce que les données obtenues soient représentatives et de qualité connue. Le guide présente un sommaire des éléments clés devant être réalisés et dont il faut rendre compte au cours des études sur le terrain. Il recommande également des règles de manipulation et d'entreposage pour les échantillons, des méthodes d'analyse ainsi que des procédures de contrôle et d'assurance de la qualité propres à chaque méthode pour garantir que les résultats des analyses de laboratoire présentés selon les *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement* soient d'une qualité suffisante pour permettre la prise de décisions.

Le guide sur la caractérisation environnementale des sites comprend quatre volumes :

- Volume 1 : Orientations (le présent document)
- Volume 2 : Listes de contrôle
- Volume 3 : Modes opératoires recommandés
- Volume 4 : Méthodes d'analyse.

Les méthodes et tout le matériel d'échantillonnage présentés dans le guide le sont à titre indicatif uniquement et le CCME ne s'en porte pas garant. L'utilisateur est seul responsable de leur choix et de leur utilisation.

## REMERCIEMENTS

Les principaux auteurs qui ont rédigé les quatre volumes du Guide sur la caractérisation des sites contaminés étaient les suivants : M. Ian Hers, *Ph.D.*, M. Guy Patrick, M. Reidar Zapf-Gilje, *Ph.D.* (Golder Associates Ltd) ont contribué au volume 1 (chapitres 1-8), au volume 2 et aux MOR (1-6) du volume 3. M<sup>me</sup> Miranda Henning, M<sup>me</sup> Andrea Fogg et M<sup>me</sup> Katrina Leigh (Environ International Corp.) ont travaillé au volume 1 (chapitres 9-11), aux sections du chapitre 4, aux sections portant sur les matériaux dans des milieux particuliers du volume 2 et aux MOR (7-17) du volume 3. M. Barry Loescher a contribué au volume 4, avec le soutien d'Elizabeth Walsh (Maxxam Analytics).

Les entreprises Golder, Environ et Maxxam ont apporté leur aide dans l'analyse des commentaires obtenus par suite de l'examen public. Les quatre volumes ont été examinés de façon approfondie par les membres du Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des sols du CCME et leurs collègues de leurs administrations respectives.

Le CCME souhaite remercier les évaluateurs qui ont fourni de la rétroaction tout au long du processus d'examen public. Nous tenons à remercier sincèrement tous les participants de leur temps et de leur expertise.

## TABLE DES MATIÈRES

<b>1</b>	<b>INTRODUCTION .....</b>	<b>1</b>
1.1	Contexte et objectif .....	1
1.2	Clientèles cibles et utilisation du guide.....	1
1.3	Portée.....	1
1.4	Aperçu du guide .....	2
<b>2</b>	<b>PROCESSUS D'ÉTUDE ET DE GESTION DES SITES CONTAMINÉS .....</b>	<b>6</b>
2.1	Processus de gestion intégrée des risques appliqué aux sites contaminés .....	6
2.2	Processus de caractérisation du site.....	6
2.2.1	Étude par étapes.....	7
2.2.2	Qualité des données : élément central de la caractérisation du site .....	7
2.3	Élaboration d'un modèle conceptuel de site.....	8
2.4	Contexte et but du projet.....	12
2.5	Énoncé des objectifs de l'étude .....	13
2.6	Préparation d'un plan d'échantillonnage et d'analyse .....	14
2.6.1	Examen des données existantes .....	14
2.6.2	Tâches préparatoires .....	15
2.6.3	Milieus d'échantillonnage, types de données et outils utilisés dans le cadre de l'étude .....	15
2.6.4	Conception et justification de l'échantillonnage .....	16
2.6.5	Méthodes d'échantillonnage et d'analyse et plan d'assurance de la qualité .....	19
2.7	Exécution du programme d'étude sur le terrain – approche conventionnelle par étape et processus accéléré d'évaluation de site .....	20
2.8	Validation et interprétation des données .....	22
2.9	Ressources et liens Internet .....	24
2.10	Références .....	24
<b>3</b>	<b>ASSURANCE ET CONTRÔLE DE LA QUALITÉ.....</b>	<b>26</b>
3.1	Plan d'assurance de la qualité .....	26
3.2	Indicateurs de la qualité des données.....	28
3.3	Contrôle de la qualité.....	29
3.3.1	Contrôle de la qualité et vérification des échantillons .....	29
3.3.2	Fréquence minimale recommandée pour le contrôle de la qualité des échantillons.....	30
3.4	Objectifs de qualité des données .....	31
3.4.1	Duplicata d'échantillons .....	32
3.5	Présentation des résultats du programme d'AQ/CQ .....	32
3.6	Références .....	33

<b>4</b>	<b>MODÈLE CONCEPTUEL DE SITE POUR LES SITES CONTAMINÉS .....</b>	<b>34</b>
4.1	Sources et types de contamination .....	35
4.1.1	Vue d'ensemble .....	35
4.1.2	Types de contamination fréquents .....	35
4.1.3	Sources de contamination diffuses .....	37
4.1.4	Produits chimiques nouveaux ou moins répandus .....	39
4.2	Modèle conceptuel pour la caractérisation des LNAL et des LNAD .....	41
4.3	Modèle conceptuel pour la caractérisation de l'eau souterraine .....	42
4.3.1	Répartition des contaminants.....	43
4.3.2	Transport des substances chimiques dans les zones non saturées .....	44
4.3.3	Transport des contaminants dans les eaux souterraines.....	45
4.3.4	Considérations relatives au substratum rocheux fracturé.....	47
4.3.5	Considérations relatives au pergélisol.....	48
4.4	Modèle conceptuel de site pour la caractérisation du sol .....	49
4.5	Modèle conceptuel de site pour les vapeurs du sol.....	52
4.5.1	Sources de contamination.....	54
4.5.2	Passage des substances chimiques à la phase vapeur (volatilisation).....	55
4.5.3	Mécanismes de devenir et de transport dans la zone vadose .....	57
4.5.4	Processus d'infiltration des vapeurs du sol à proximité des bâtiments .....	59
4.5.5	Résumé .....	60
4.5.6	Scénarios conceptuels d'infiltration de vapeurs.....	61
4.5.7	Ressources, références et liens .....	70
4.6	Modèle conceptuel de site pour la caractérisation de l'eau de surface.....	70
4.6.1	Définition de la zone d'étude et de la zone de référence .....	72
4.7	Modèle conceptuel de site pour la caractérisation des sédiments.....	75
4.8	Modèle conceptuel de site pour la caractérisation biologique .....	77
4.9	Références .....	79
<b>5</b>	<b>CARACTÉRISATION DES SOLS .....</b>	<b>82</b>
5.1	Contexte, but et portée .....	82
5.2	Modèle conceptuel de site pour la caractérisation des sols.....	83
5.3	Conception du plan d'échantillonnage .....	84
5.3.1	Enjeux de l'échantillonnage représentatif.....	86
5.3.2	Stratégies de planification de l'échantillonnage.....	87
5.3.3	Méthodes statistiques utilisées aux fins de la conception de l'échantillonnage .....	93
5.3.4	Échantillons ponctuels et composites.....	96
5.4	Méthodes d'échantillonnage des sols .....	98
5.5	Méthodes d'analyse sur le terrain .....	101
5.5.1	Technique de l'espace de tête .....	102
5.5.2	Essais colorimétriques .....	103
5.5.3	Technique de dosage immunologique.....	104

5.5.4	Fluorescence X (XRF) .....	105
5.6	Conservation des échantillons de sol pour les analyses de COV .....	106
5.7	Méthodes d'interprétation des données .....	108
5.7.1	Analyse des données statistiques aux fins de la caractérisation des sols .....	109
5.7.2	Valeurs non détectées .....	111
5.7.3	Méthode statistique de caractérisation des sols contaminés .....	112
5.8	Présentation des données et production de rapports .....	112
5.9	Ressources et liens utiles .....	113
5.10	Références .....	115
<b>6</b>	<b>CARACTÉRISATION DES EAUX SOUTERRAINES .....</b>	<b>122</b>
6.1	But, contexte et besoin .....	122
6.1.1	Prélèvement d'échantillons représentatifs d'eau souterraine.....	123
6.1.2	Liquides non aqueux (LNA).....	127
6.2	Modèles conceptuels de site pour la caractérisation des eaux souterraines.....	128
6.3	Méthode et plan d'échantillonnage .....	129
6.3.1	Programme d'intervention sur le terrain pour la caractérisation de l'eau souterraine .....	129
6.3.2	Question d'échelle .....	130
6.3.3	Collecte d'information au sujet de la qualité de l'eau.....	132
6.3.4	Techniques disponibles.....	133
6.3.5	Techniques de poussée directe pour la caractérisation de l'eau souterraine.....	136
6.4	Information hydrogéologique .....	138
6.4.1	Direction de l'écoulement de l'eau souterraine.....	139
6.4.2	Vitesse de l'eau souterraine .....	140
6.5	Surveillance et réseau de surveillance.....	142
6.5.1	Longueur des filtres de puits et intervalles d'achèvement des puits .....	142
6.5.2	Espacement horizontal des points de données .....	145
6.5.3	Espacement vertical des points de données .....	148
6.6	Données de terrain et de laboratoire.....	148
6.6.1	Développement d'un puits.....	149
6.6.2	Purge du puits et échantillonnage .....	149
6.6.3	Laboratoires de terrain.....	153
6.6.4	Considérations particulières.....	153
6.6.5	Choix des essais d'analyse.....	155
6.6.6	Validation des données et assurance et contrôle de la qualité .....	155
6.7	Abandon d'un puits.....	156
6.8	Évaluation et interprétation des données .....	157
6.8.1	Élaboration du modèle conceptuel de site.....	157

6.8.2	Présentation des données et production de rapports .....	157
6.8.3	Questions liées aux modèles .....	158
6.9	Références .....	159
<b>7</b>	<b>CARACTÉRISATION DES VAPEURS DU SOL.....</b>	<b>161</b>
7.1	Contexte, but et portée .....	161
7.2	Modèle conceptuel de site pour la caractérisation des vapeurs du sol.....	162
7.3	Objectifs de l'étude .....	162
7.4	Méthodes et conception de l'échantillonnage des vapeurs du sol.....	163
7.4.1	Aperçu de la stratégie d'échantillonnage.....	163
7.4.2	Emplacements des points d'échantillonnage par rapport au modèle conceptuel .....	164
7.4.3	Recommandations concernant l'emplacement des échantillonnages des vapeurs du sol.....	169
7.4.4	Fréquence et moment de l'échantillonnage.....	172
7.4.5	Évaluation de la biodégradation aérobie des hydrocarbures .....	173
7.5	Construction et installation des sondes de vapeurs du sol.....	174
7.5.1	Installation dans des trous de forage.....	174
7.5.2	Sondes installées à l'aide de la technique de poussée directe .....	176
7.5.3	Sondes commandées .....	177
7.5.4	Utilisation des puits d'observation de la nappe phréatique pour le prélèvement de vapeurs du sol .....	178
7.5.5	Sondes de vapeurs du sol installées sous la dalle .....	178
7.5.6	Matériaux utilisés pour les sondes .....	179
7.5.7	Décontamination des matériaux et de l'équipement d'échantillonnage.....	179
7.6	Procédures d'échantillonnage des vapeurs du sol .....	180
7.6.1	Mise en place et équilibrage des sondes de vapeurs du sol.....	180
7.6.2	Vérification de l'écoulement et du vide (performance des sondes).....	181
7.6.3	Essais d'étanchéité des sondes et des lignes de prélèvement .....	181
7.6.4	Contenants et matériel d'échantillonnage .....	182
7.6.5	Purge de la sonde et échantillonnage .....	184
7.7	Analyse des vapeurs du sol.....	187
7.7.1	Choix de la méthode.....	187
7.7.2	Détecteurs utilisés sur le terrain.....	188
7.7.3	Méthodes d'analyse en laboratoire.....	190
7.7.4	Analyses par des laboratoires.....	191
7.7.5	Assurance et contrôle de la qualité .....	196
7.8	Caractérisation du sol et de l'eau souterraine .....	199
7.8.1	Données relatives à l'eau souterraine .....	199
7.8.2	Données provenant des échantillons de sol.....	200
7.9	Données connexes .....	201
7.10	Interprétation et analyse des données .....	204

7.10.1	Organisation et présentation des données.....	204
7.10.2	Analyse de la qualité des données.....	204
7.10.3	Analyse de la cohérence des données.....	206
7.10.4	Autres évaluations .....	207
7.11	Ressources et liens Internet .....	207
7.12	Références .....	208
<b>8</b>	<b>CARACTÉRISATION DE L’AIR INTÉRIEUR.....</b>	<b>215</b>
8.1	Contexte, but et portée .....	215
8.2	Modèle conceptuel de site pour l’évaluation de l’air intérieur .....	216
8.2.1	Concentrations de fond dans l’air intérieur .....	216
8.2.2	Fondations des bâtiments .....	219
8.2.3	Ventilation des bâtiments .....	219
8.2.4	Pression dans les bâtiments et conditions atmosphériques .....	220
8.2.5	Mélange des vapeurs à l’intérieur d’un bâtiment .....	221
8.2.6	Mécanismes de réduction des vapeurs.....	222
8.3	Élaboration d’une méthode et d’un plan pour l’étude de la qualité de l’air intérieur .....	222
8.3.1	Objectifs de l’étude .....	222
8.3.2	Composés cibles.....	223
8.3.3	Élaboration du programme de communication .....	223
8.3.4	Expertise du bâtiment avant l’échantillonnage .....	224
8.3.5	Examen préalable.....	224
8.3.6	Préoccupations relatives à la santé et à la sécurité.....	225
8.3.7	Nombre et emplacements des échantillons d’air intérieur et extérieur.....	225
8.3.8	Durée de la période d’échantillonnage.....	226
8.3.9	Fréquence d’échantillonnage.....	226
8.3.10	Préparation du bâtiment en vue de l’échantillonnage .....	227
8.4	Méthodes d’analyse de l’air intérieur.....	228
8.4.1	Analyses d’échantillons d’air à l’aide des méthodes TO-15 et TO-17 de l’USEPA .....	229
8.4.2	Analyse d’échantillons d’air au moyen de dosimètres passifs .....	229
8.5	Interprétation et analyse des données .....	231
8.5.1	Organisation et présentation des données.....	231
8.5.2	Évaluation de la qualité des données.....	232
8.5.3	Méthodes servant à établir la contribution des sources de fond dans l’air intérieur .....	232
8.6	Ressources et liens Internet .....	238
8.7	Références .....	239
<b>9</b>	<b>CARACTÉRISATION DE L’EAU DE SURFACE .....</b>	<b>244</b>
9.1	Contexte, but et portée .....	244
9.2	Modèle conceptuel de site pour la caractérisation de l’eau de surface.....	246



9.3	Méthode et conception de l'étude pour la caractérisation de l'eau de surface.....	249
9.3.1	Buts et objectifs .....	249
9.3.2	Objectifs de qualité des données .....	250
9.3.3	Aperçu des approches d'échantillonnage.....	251
9.3.4	Assurance et contrôle de la qualité .....	262
9.4	Équipement d'échantillonnage pour la caractérisation de l'eau de surface.....	264
9.4.1	Considérations générales .....	265
9.4.2	Matériaux de contact.....	266
9.4.3	Équipement d'échantillonnage ponctuel.....	267
9.4.4	Équipement d'échantillonnage composite .....	270
9.4.5	Équipement d'échantillonnage de la glace et de l'eau de surface sous la glace.....	271
9.5	Conservation et entreposage des échantillons.....	272
9.6	Analyse des données pour la caractérisation de l'eau de surface .....	272
9.7	Ressources et liens Internet .....	274
9.8	Références .....	275
<b>10</b>	<b>CARACTÉRISATION DES SÉDIMENTS .....</b>	<b>277</b>
10.1	Contexte, but et portée .....	277
10.2	Modèle conceptuel de site pour la caractérisation des sédiments.....	278
10.3	Approche et conception de l'étude pour la caractérisation des sédiments .....	279
10.3.1	Buts et objectifs .....	280
10.3.2	Objectifs de qualité des données .....	281
10.3.3	Considérations relatives à la conception de l'échantillonnage des sédiments .....	281
10.4	Considérations générales relatives au prélèvement, à la manipulation et à l'analyse des échantillons .....	290
10.4.1	Matériaux de contact.....	291
10.4.2	Types d'échantillons .....	291
10.4.3	Manipulation des échantillons .....	292
10.4.4	Volume, conservation et entreposage des échantillons.....	293
10.4.5	Considérations relatives à l'analyse des échantillons de sédiments.....	294
10.5	Considérations relatives à l'assurance et au contrôle de la qualité .....	296
10.6	Méthode et équipement d'échantillonnage des sédiments .....	297
10.6.1	Méthodologie générale .....	298
10.6.2	Types d'équipements d'échantillonnage de sédiments .....	298
10.7	Méthode de prélèvement des sédiments dans l'eau interstitielle.....	303
10.7.1	Méthodes de prélèvement d'eau interstitielle <i>in situ</i> .....	304
10.7.2	Méthodes d'extraction de l'eau interstitielle <i>ex situ</i> .....	305

10.8	Analyse des données pour la caractérisation des sédiments .....	306
10.9	Ressources et liens Internet .....	307
10.10	Références .....	308
<b>11</b>	<b>CARACTÉRISATION BIOLOGIQUE .....</b>	<b>321</b>
11.1	Contexte, objectif et portée .....	321
11.2	Modèle conceptuel de site pour la caractérisation biologique .....	324
11.3	Approche et conception de l'étude .....	328
11.3.1	Buts et objectifs .....	328
11.3.2	Objectifs de qualité des données .....	329
11.3.3	Considérations relatives à la conception de l'échantillonnage biologique .....	330
11.3.4	Considérations relatives aux échantillons .....	336
11.3.5	Assurance et contrôle de la qualité .....	337
11.4	Méthodes d'échantillonnage et d'étude du biote .....	338
11.4.1	Plantes terrestres et aquatiques .....	340
11.4.2	Invertébrés terrestres .....	342
11.4.3	Invertébrés aquatiques .....	344
11.4.4	Poissons .....	350
11.4.5	Petits mammifères .....	353
11.4.6	Entreposage .....	355
11.5	Analyse des données en vue d'une caractérisation biologique .....	356
11.6	Ressources et liens Internet .....	358
11.7	Références .....	362
<b>12</b>	<b>ABRÉVIATIONS ET ACRONYMES .....</b>	<b>365</b>

## LISTE DES ANNEXES

Annexe 5-1	: Échantillons de confirmation à la suite de travaux d'assainissement .....	118
Annexe 5-2	: Plan d'échantillonnage – caractérisation <i>ex situ</i> .....	119
Annexe 7-1	: Méthodes choisies d'analyse de laboratoire .....	211
Annexe 7-2	: Méthodes applicables aux fractions d'hydrocarbures .....	213
Annexe 8-1	: Compilation de données relatives à la qualité de l'air intérieur provenant d'études canadiennes .....	242
Annexe 10-1	: Avantages et inconvénients des dispositifs d'échantillonnage de sédiments et d'eau interstitielle .....	312

## LISTE DES TABLEAUX

TABLEAU 2-1 : Liste de contrôle des éléments d'un modèle conceptuel de site.....	10
TABLEAU 2-2 : Besoins possibles de données d'un modèle de voie d'exposition.....	16
TABLEAU 2-3 : Variabilité spatiale et temporelle entre les différents milieux .....	19
TABLEAU 3-1 : Composantes d'un plan d'assurance de la qualité .....	27
TABLEAU 3-2 : Description des principaux indicateurs de la qualité des données .....	28
TABLEAU 4-1 : Contaminants couramment associés à diverses activités .....	37
TABLEAU 5-1 : Description des principales méthodes d'échantillonnage des sols.....	98
TABLEAU 5-2 : Caractérisation des dépôts de sol .....	120
TABLEAU 6-1 : Types d'information relative à la qualité de l'eau .....	134
TABLEAU 7-1 : Comparaison des mesures de vapeurs du sol selon leur emplacement .....	165
TABLEAU 7-2 : Contenants et matériel d'échantillonnage de vapeurs souterraines.....	183
TABLEAU 7-3 : Résumé des méthodes d'échantillonnage et d'analyse des gaz souterrains les plus courantes .....	188
TABLEAU 8-1 : Principales sources de COV dans l'air des habitations.....	218
TABLEAU 8-2 : Éléments de preuve à retenir pour l'évaluation de la contribution des sources de contamination de fond dans l'air intérieur .....	233

## LISTE DES FIGURES

Figure 1-1: Résumé du processus de caractérisation de site et du guide .....	4
Figure 2-1 : Processus de gestion intégrée des risques .....	6
Figure 2-2 : Modèle conceptuel de site – axé sur les risques (tiré et modifié d’USEPA, 2003b).....	11
Figure 2-3 : Modèle conceptuel de site – axé sur l’hydrogéologie .....	11
Figure 2-4 : Modèle conceptuel d’exposition pour des scénarios résidentiels.....	12
Figure 4-1 : Modèle conceptuel de voie d’eau souterraine .....	43
Figure 4-2 : Modèle conceptuel d’équilibre hydrique.....	45
Figure 4-3 : Distribution du pergélisol continu et discontinu au Canada.....	49
Figure 4-4 : Modèle conceptuel de site généralisé pour le sol.....	51
Figure 4-5 : Exemple d’un modèle conceptuel de site concernant l’infiltration des contaminants volatils du sol dans un bâtiment d’habitation (USEPA, 2002) .....	53
Figure 4-6 : Lentilles d’eau douce .....	61
Figure 4-7 : Développement d’une zone d’interface du panache.....	62
Figure 4-8 : Abaissement de la nappe phréatique .....	63
Figure 4-9 : Diffusion latérale et voies préférentielles.....	64
Figure 4-10 : Modèle conceptuel de biodégradation aérobie.....	66
Figure 4-11 : Effet cheminée et action du vent sur la dépressurisation .....	68
Figure 4-12 : Modèle conceptuel de site généralisé pour l’eau de surface .....	71
Figure 4-13 : Modèle conceptuel de site généralisé pour la caractérisation des sédiments .....	75
Figure 4-14 : Modèle conceptuel de site généralisé pour la caractérisation biologique .....	79
Figure 5-1 : Processus de définition des limites de l’étude.....	87
Figure 5-2 : Approches d’échantillonnage bidimensionnel courantes.....	88
Figure 5-3 : Espacement des mailles de la grille d’échantillonnage correspondant à la probabilité acceptable ( $\beta$ ) de ne pas trouver de point névralgique de contamination. G = espacement des mailles de la grille; L = demie de l’axe de longueur d’une source de contamination elliptique (le rayon dans le cas d’un cercle); S = longueur de l’axe court/long de la source de contamination (égal à 1 dans le cas d’une source circulaire) (tiré de Gilbert, 1987).....	94
Figure 6-1 : A. Puits de pompage et d’observation dans un aquifère hétérogène. B. Variations des concentrations dans un système à couches multiples.....	124
Figure 6-2 : Modèle conceptuel de LNAL.....	125
Figure 6-3 : A. Plan illustrant les contours d’élévation de la surface piézométrique d’un site. B et C. Plans illustrant les contours de cis-1,2-dichloroéthène dans l’eau souterraine. (prendre note que les dessins utilisent le même ensemble de données, mais s’appuient sur des hypothèses d’interpolation différentes).....	147
Figure 7-1 : Emplacements des échantillons de contaminants volatils du sol et concept de profil vertical .....	164
Figure 7-2 : Résultats d’une modélisation en 3-D du transport de contaminants volatils du sol dans des conditions d’oxygène limité pour une source de forte concentration ( $C_g =$ 100 mg/L) et une source de concentration modérée ( $C_g = 20$ mg/L). Les contours de concentrations d’hydrocarbures normalisés en fonction de la concentration des contaminants volatils à la source sont présentés à gauche; les contours des concentrations d’oxygène normalisés en fonction de la concentration atmosphérique sont présentés à droite (Abreu et Johnson, 2005).....	167
Figure 7-3 : Concept de transect latéral .....	172
Figure 7-4 : Sonde de gaz souterrain recommandée pour l’échantillonnage sous la dalle, USEPA (2004).....	179
Figure 8-1 : Cadre du programme d’échantillonnage et d’analyse de la QAI .....	217
Figure 8-2 : Facteurs d’atténuation des concentrations de trichloroéthylène sous la dalle par rapport à celles dans l’air intérieur – bases de données de l’USEPA et de Santé Canada.....	234

Figure 8-3 : Diagramme trinéaire comparant les vapeurs du sol et l'air intérieur d'un site contaminé par des hydrocarbures pétroliers.....	236
Figure 9-1 : Approche d'échantillonnage aléatoire simple (Source : USEPA, 1995).....	252
Figure 9-2 : Illustration d'un échantillonnage riverain utilisant des transects et la stratification de l'échantillon .....	253
Figure 9-3 : Stratification d'un lac .....	260
Figure 9-4 : A) Bouteille d'échantillonnage van Dorn. B) Échantillonneur Kemmerer. C) Échantillonneur à rosette contenant des bouteilles Niskin.....	268
Figure 9-5 : Échantillonneur d'eau automatique.....	269
Figure 10-1 : Aperçu du processus de conception de l'échantillonnage des sédiments.....	282
Figure 10-2: Boîte à gants.....	293
Figure 10-3 : Petit Ekman .....	299
Figure 10-4: van Veen .....	300
Figure 10-5: Petit Ponar .....	300
Figure 10-6: Carottier à piston.....	301
Figure 10-7: Carottier à gravité.....	301
Figure 10-8: Carottier à boîte.....	301
Figure 10-9: Carottier par vibration.....	302
Figure 10-10 : Échantillonneur McNeil.....	303
Figure 10-11 : Plateaux de dialyse.....	305
Figure 11-1: Piège à vairon.....	345
Figure 11-2: Épuisette.....	345
Figure 11-3 Filet à plancton.....	345
Figure 11-4: Seau à tamisage.....	346
Figure 11-5: Verveux.....	351
Figure 11-6: Senne.....	351
Figure 11-7: Pêche à l'électricité .....	351
Figure 11-8: Piège Havahart .....	354
Figure 11-9: Piège Sherman.....	354

## 1 INTRODUCTION

### 1.1 Contexte et objectif

Le présent document fournit des orientations sur la caractérisation environnementale des sites contaminés en vue de faciliter l'évaluation des risques pour l'environnement et la santé humaine. Il vise à soutenir le Conseil canadien des ministres de l'environnement en offrant des orientations nationales, de la formation et des avis en ce qui a trait à l'évaluation des risques pour l'environnement et la santé humaine. Ce guide décrit le processus de caractérisation des sites et les mécanismes servant à recueillir les données environnementales pertinentes pour évaluer les risques pour l'environnement et la santé humaine dans les sites contaminés.

Le Canada compte des milliers de sites contaminés présentant des caractéristiques très variées quant aux paramètres géologiques et hydrogéologiques, aux types de contaminations et à leur distribution, aux voies de contamination ou d'exposition et aux récepteurs potentiels. Ce guide est une feuille de route globale en matière d'évaluation des sites. Il présente des approches et des méthodes à la fine pointe de la technologie qui permettent de recueillir les données qui serviront à évaluer les risques. Dans ce contexte, le but principal du guide est de décrire une approche et des méthodes de collecte de données représentatives pouvant être utilisées dans le cadre des programmes de caractérisation des sites contaminés.

### 1.2 Clientèles cibles et utilisation du guide

Ce guide s'adresse aux gestionnaires de sites contaminés et aux consultants du secteur privé — incluant les évaluateurs de risques et les gestionnaires de projets qui sont chargés d'étudier les rapports d'évaluation — de même qu'aux intervenants responsables de la mise en œuvre des programmes d'études sur les sites contaminés. Il peut également être utile pour d'autres participants et intervenants clés qui prennent part au processus de gestion des sites contaminés.

### 1.3 Portée

Le guide comporte quatre volumes : 1 : Orientations; 2 : Listes de contrôle; 3 : Modes opératoires recommandés; 4 : Recueil des méthodes d'analyse. Il aborde de manière globale les divers éléments qui permettent d'évaluer la qualité de l'environnement : le processus de gestion des sites contaminés; l'élaboration du modèle conceptuel de site (MCS); le prélèvement et l'analyse d'échantillons de sol, d'eau souterraine, de vapeurs du sol, d'air intérieur, d'eau de surface, de sédiments et de biotes. Le guide met l'accent sur le MCS et l'importance du prélèvement d'échantillons représentatifs, car de nombreux programmes d'étude de sites contaminés pourraient ne pas atteindre leurs objectifs s'ils s'appuient sur des données non représentatives au moment de l'évaluation des risques et/ou de la conception du plan d'assainissement. Les méthodes d'échantillonnage et d'analyse ainsi que l'assurance de la qualité et le contrôle de la qualité (AQ/CQ) sont également des éléments très importants de ce guide.

Ce guide est normatif, car il présente des exigences minimales et des méthodes précises concernant des éléments clés qui doivent être respectées. Toutefois, des méthodes de

remplacement peuvent être acceptables, avec justifications à l'appui. Dans les cas où la méthode ne fait pas l'unanimité ou si différentes approches peuvent donner des résultats acceptables, le guide décrit les facteurs à prendre en considération au moment de la conception du programme de caractérisation environnementale d'un site.

Le guide vise à améliorer la qualité des données qui serviront à l'évaluation des risques, mais il présente aussi des approches et des méthodes très utiles et pertinentes dans le cadre de l'évaluation des sites contaminés. Il s'appuie sur les connaissances et l'expérience des auteurs et des pairs examinateurs ainsi que sur les informations et données techniques les plus récentes. Cela dit, il ne prétend pas traiter tous les sujets ni aborder tous les problèmes qui peuvent survenir au cours de l'évaluation d'un site contaminé. Il demandera vraisemblablement des mises à jour au fil des innovations à venir.

À la fin de la plupart des chapitres, le guide fournit une liste d'outils, de logiciels ou d'autres ressources utiles. Dans le cas des logiciels, nous avons cherché à trouver des programmes gratuits ou à faible coût. Toutefois, cela ne constitue pas une reconnaissance des ressources et outils en question de la part du Conseil canadien des ministres de l'environnement. Il incombe à l'utilisateur d'en établir la pertinence et l'applicabilité.

### 1.4 Aperçu du guide

Volume 1 : Orientations – À la suite du présent chapitre, le guide est divisé en dix thèmes principaux :

- Chapitre 2 ***Processus d'étude et de gestion des sites contaminés.*** Ce chapitre présente un aperçu des étapes qui permettront de procéder avec succès à l'étude d'un site contaminé. Cela comprend l'élaboration d'un modèle conceptuel de site (MCS), la description du projet, des buts et des objectifs de l'étude, la préparation d'un plan d'échantillonnage, ainsi que la validation et l'interprétation des données.
- Chapitre 3 ***Assurance et contrôle de la qualité.*** Ce chapitre décrit les éléments clés d'un plan d'assurance et de contrôle de la qualité (AQ/CQ), ainsi que les indicateurs de qualité des données et les vérifications qui doivent être faites dans le cadre du programme d'étude d'un site contaminé.
- Chapitre 4 ***Modèle conceptuel de site pour les sites contaminés.*** Ce chapitre fournit l'information pertinente concernant la conception des programmes d'étude et l'interprétation des données. Il décrit également les éléments clés du modèle conceptuel de site, les sources et types de contamination, et les processus de transport et de devenir.
- Chapitre 5 ***Caractérisation des sols.*** Ce chapitre décrit le processus et les points à examiner au moment de la collecte de données valides et représentatives servant à la caractérisation de la qualité du sol. Il porte notamment sur le plan et les méthodes d'échantillonnage, la collecte de données statistiques et les méthodes d'analyse sur le terrain.

## Chapitre 1 : Introduction

- Chapitre 6 ***Caractérisation des eaux souterraines.*** Ce chapitre décrit le processus et les points à examiner au moment de la collecte de données représentatives servant à la caractérisation de la qualité des eaux souterraines. Il porte notamment sur les difficultés de l'évaluation de la qualité des eaux souterraines, les méthodes et les approches recommandées et les données complémentaires et les analyses nécessaires à la caractérisation des eaux souterraines.
- Chapitre 7 ***Caractérisation des vapeurs du sol.*** Ce chapitre décrit les approches et les mécanismes d'étude des vapeurs du sol, l'installation de sondes et la collecte d'échantillons de vapeurs du sol ainsi que les méthodes d'analyse et d'interprétation des données.
- Chapitre 8 ***Caractérisation de l'air intérieur.*** Ce chapitre décrit le processus de caractérisation de l'air intérieur, notamment les étapes préparatoires, les méthodes d'échantillonnage, les points à examiner au moment de l'analyse des données recueillies et les données auxiliaires pouvant être utiles afin d'évaluer les infiltrations de vapeurs du sol.
- Chapitre 9 ***Caractérisation de l'eau de surface.*** Ce chapitre décrit le processus et les possibilités d'obtention de données représentatives sur l'eau de surface, sous diverses conditions. Il met l'accent sur l'élaboration de l'échantillonnage et les méthodes utilisées.
- Chapitre 10 ***Caractérisation des sédiments.*** Ce chapitre décrit le processus et les options pour l'obtention de données représentatives sur les sédiments, sous diverses conditions. Il met l'accent sur l'élaboration de l'échantillonnage et les méthodes utilisées.
- Chapitre 11 ***Caractérisation biologique.*** Ce chapitre décrit les méthodes d'obtention d'échantillons représentatifs de tissus biologiques d'une variété de végétaux et d'animaux, dans le cadre de l'évaluation du risque pour la santé humaine et pour l'environnement.

La figure 1-1 donne un bref aperçu du processus de caractérisation de site et du présent guide (volume 1).



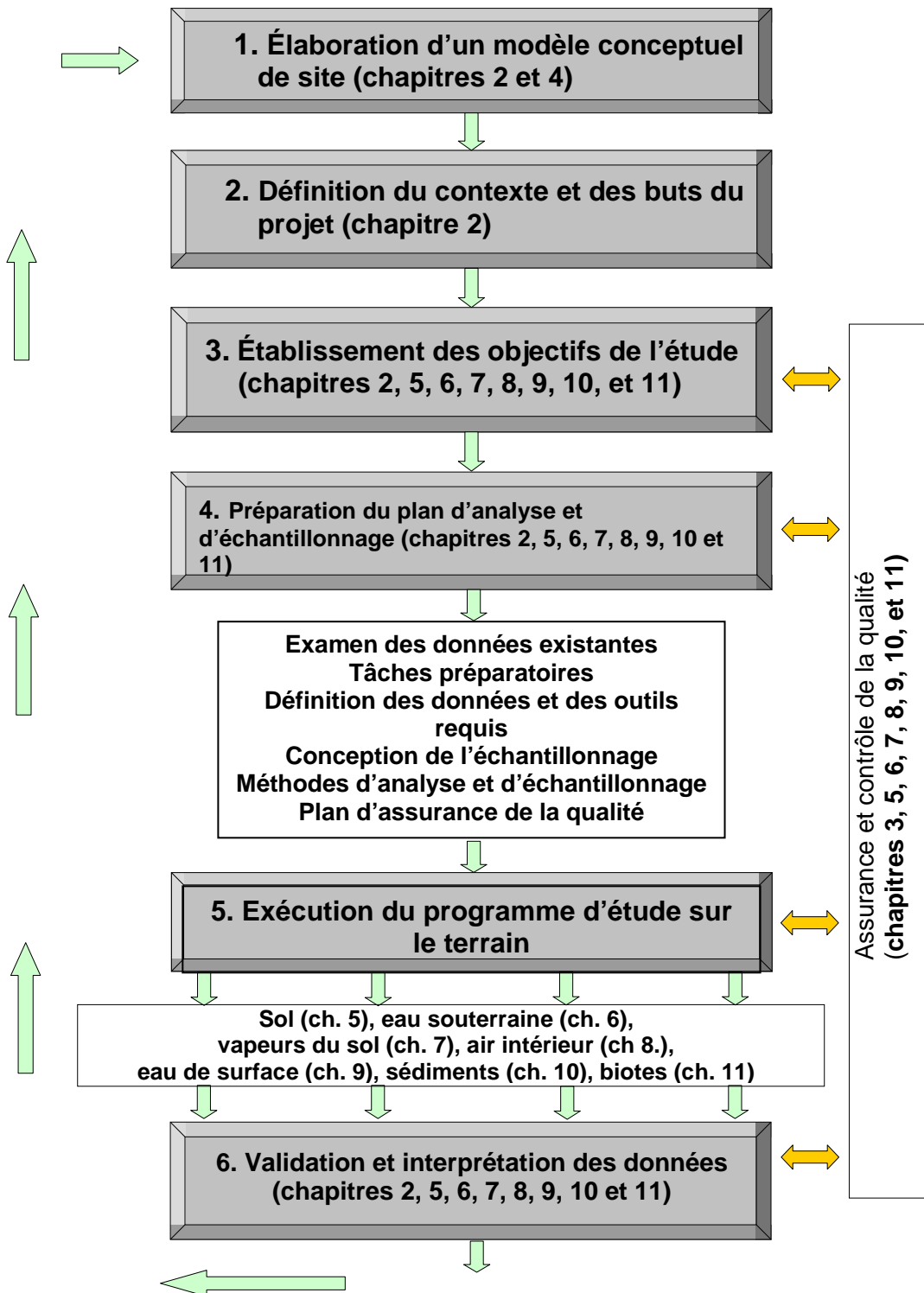


Figure 1-1: Résumé du processus de caractérisation de site et du guide

## Chapitre 1 : Introduction

Volume 2 : Listes de contrôle – L'objectif du document est d'aider à établir le condensé des renseignements essentiels relatifs au site et de faciliter la révision des éléments clés de l'évaluation environnementale, pour déterminer si l'évaluation est complète et relever les lacunes possibles.

Volume 3 : Modes opératoires recommandés – Le document offre un guide d'échantillonnage plus détaillé que celui décrit dans le volume 1 en ce qui a trait à certains aspects du processus d'étude sur le site :

- MOR n° 1 : Forage et installation de puits d'observation des eaux souterraines dans les morts-terrains.
- MOR n° 2 : Échantillonnage du sol
- MOR n° 3 : Échantillonnage de l'eau souterraine par une méthode à faible débit
- MOR n° 4 : Installation de sondes de gaz souterrains
- MOR n° 5 : Échantillonnage des gaz souterrains
- MOR n° 6 : Essais d'étanchéité des sondes de gaz souterrains
- MOR n° 7 : Mesure *in situ* des paramètres de la qualité de l'eau
- MOR n° 8 : Prélèvement d'échantillons ponctuels d'eau de surface à faible profondeur par immersion directe
- MOR n° 9 : Prélèvement d'échantillons ponctuels d'eau de surface au moyen de dispositifs mécaniques
- MOR n° 10 : Prélèvement d'échantillons ponctuels de sédiments de surface et de subsurface
- MOR n° 11 : Prélèvement de carottes de sédiments
- MOR n° 12 : Prélèvement d'échantillons d'eau interstitielle
- MOR n° 13 : Échantillonnage des végétaux
- MOR n° 14 : Échantillonnage des invertébrés terrestres
- MOR n° 15 : Prélèvement et traitement des invertébrés benthiques
- MOR n° 16 : Échantillonnage des poissons
- MOR n° 17 : Échantillonnage des petits mammifères

Volume 4 : Recueil des méthodes d'analyse : Le volume 4 présente les exigences relatives à la manipulation et à l'entreposage des échantillons, aux méthodes d'analyse et aux procédures de contrôle et d'assurance de la qualité propres aux méthodes pour les laboratoires. Ces informations visent à garantir que les échantillons voulus soient envoyés aux laboratoires, qu'ils soient analysés selon les méthodes appropriées et que les résultats des analyses présentés soient d'une assez bonne qualité pour permettre la comparaison avec les *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*.

## 2 PROCESSUS D'ÉTUDE ET DE GESTION DES SITES CONTAMINÉS

### 2.1 Processus de gestion intégrée des risques appliqué aux sites contaminés

Le processus de gestion intégrée des risques concernant les sites contaminés est illustré à la figure 2-1. Ce processus comprend trois composantes principales, soit i) l'étude et l'assainissement du site; ii) la gestion des risques et iii) l'évaluation des risques pour la santé humaine et des risques écologiques. Le présent guide se concentre sur la caractérisation des sites, un des éléments clés du processus d'étude et d'assainissement des sites contaminés. De manière fondamentale, il est essentiel d'intégrer le processus d'étude du site et le processus d'évaluation et de gestion des risques. Les décisions concernant l'échantillonnage et les analyses doivent permettre d'obtenir une caractérisation adéquate du site afin de répondre aux besoins d'évaluation et d'appuyer les décisions de gestion des risques. Il est important d'entreprendre la planification dès le début du processus de caractérisation du site.

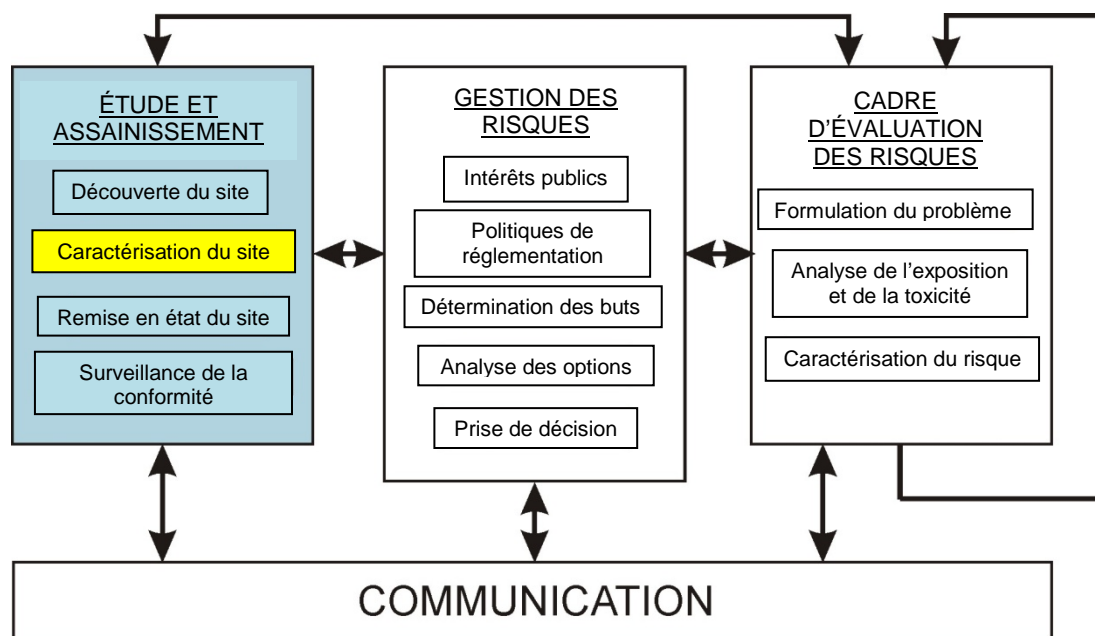


Figure 2-1 : Processus de gestion intégrée des risques

### 2.2 Processus de caractérisation du site

La caractérisation du site est un processus scientifique qui requiert une planification et une mise en œuvre consciencieuses des étapes suivantes (figure 1-1) :

1. élaboration d'un modèle conceptuel de site (MCS);
2. définition du contexte et des buts du projet;
3. établissement des objectifs de l'étude;
4. préparation du plan d'analyse et d'échantillonnage;
5. exécution du programme d'étude sur le terrain;
6. validation et interprétation des données.

Le processus de caractérisation d'un site peut être vu comme une hypothèse scientifique fondée sur l'utilisation antérieure et actuelle du site, continuellement mise à jour et modifiée au fur et à mesure que de nouvelles informations sont obtenues. Les éléments mentionnés précédemment doivent être inclus dans une proposition écrite et/ou dans le plan de travail d'un projet. Ces étapes sont décrites dans les sections 2.3 à 2.8.

### 2.2.1 Étude par étapes

Le processus de caractérisation d'un site est très souvent effectué en plusieurs étapes qui sont décrites en des termes propres à chaque étape, mais ce sont les concepts sous-jacents qui sont les plus importants. La première de ces étapes, parfois appelée « phase I de l'évaluation environnementale de site (EES) » ou « évaluation préalable de site (EPS) », comprend une évaluation des usages antérieurs et actuels du site visé, une reconnaissance des lieux et d'autres techniques de collecte d'information qui permettent d'évaluer la contamination possible du site. La phase I de l'EES ne comprend généralement pas de composante d'échantillonnage et d'analyse. Son but consiste à identifier les zones de préoccupation environnementale potentielle (**ZPEP**) et les contaminants potentiellement préoccupants (**CPP**). Les documents ASTM (2005) et CSA (2001) contiennent des orientations concernant l'exécution de la phase I de l'EES.

Les étapes subséquentes de l'étude sont souvent appelées « phase II de l'EES », conçue pour vérifier la présence ou non de contaminants (p. ex. pour exclure la présence de CPP), et « phase III de l'EES », conçue pour déterminer le niveau de contamination et fournir l'information requise pour procéder à l'évaluation des risques et à la planification des travaux d'assainissement. Les documents ASTM (2013) et CSA (2012) contiennent des orientations concernant l'exécution de la phase II de l'EES.

### 2.2.2 Qualité des données : élément central de la caractérisation du site

La qualité des données est d'une grande importance pour atteindre les buts et les objectifs fixés dans le cadre du processus de caractérisation d'un site. Elle doit être comprise au sens le plus large du terme, car elle est influencée par tous les aspects du processus de caractérisation du site allant de l'élaboration du MCS en passant par l'identification des buts et des objectifs et les phases de planification plus détaillées du projet impliquant la planification de l'échantillonnage et la détermination des méthodes appropriées. Cette planification globale est parfois appelée « énoncé des objectifs de qualité des données »; elle décrit un processus de planification globale établi dans le cadre de l'étude d'un site contaminé visant à recueillir des données de qualité acceptable (USEPA, 2006).

Plus précisément, la qualité des données peut être vue comme un ensemble d'éléments ou de caractéristiques qui permettent d'atteindre les buts et les objectifs du projet en s'appuyant sur l'utilisation des données. La qualité des données va bien au-delà de l'exactitude ou de la précision analytique; elle touche de nombreux aspects du processus de caractérisation d'un site, incluant le choix des points d'échantillonnage, le nombre d'échantillons prélevés, le moment choisi pour prélever les échantillons, les méthodes d'échantillonnage, les paramètres d'analyse, la manutention des échantillons et les méthodes d'analyse. Comme l'un des buts essentiels de

l'étude consiste à recueillir des données représentatives qui permettent de prendre des décisions éclairées, le prélèvement d'échantillons non représentatifs produira des données non pertinentes ou erronées même si la qualité de l'analyse des échantillons s'avère quasi parfaite.

Le prélèvement de données représentatives est étroitement lié à la planification de l'échantillonnage au cours de laquelle il faut tenir compte de l'étendue et de la fréquence à laquelle les échantillons seront analysés. Il importe de bien contrôler l'incertitude pour qu'elle se situe à l'intérieur de limites tolérables en concevant un échantillonnage compatible avec les objectifs de l'évaluation des risques. Les sources d'incertitude concernant les données doivent être bien comprises et communiquées de manière efficace à la personne chargée d'évaluer les risques. L'importance de prélever des échantillons représentatifs est soulignée tout au long du présent guide en raison de la variabilité des conditions de terrain rencontrées dans les différents sites contaminés.

### 2.3 Élaboration d'un modèle conceptuel de site

Les paragraphes qui suivent donnent un aperçu du processus d'élaboration du MCS. Le chapitre 4 aborde la question de manière beaucoup plus détaillée.

L'élaboration du MCS constitue la première étape de caractérisation d'un site. Le MCS est une représentation visuelle et une description des processus physiques, chimiques et biologiques qui se produisent ou se sont produits sur un site. Il doit présenter l'historique de la contamination du site, les voies de transport passées et actuelles des contaminants ainsi que les lieux et les personnes qui risquent d'être touchés par la contamination. Un MCS bien élaboré fournit aux décideurs un outil efficace

#### **Définition du modèle conceptuel de site**

*Le modèle conceptuel de site, (MCS) est une représentation visuelle et une description écrite des liens entre les processus physiques, chimiques et biologiques du site et les récepteurs humains et environnementaux.*

qui les aide à organiser, communiquer et interpréter les données existantes tout en permettant d'identifier les zones où des données additionnelles sont requises. Le MCS est un document évolutif qui doit être constamment mis à jour et partagé avec les différents intervenants lorsque de nouvelles informations sont ajoutées (USEPA, 2002a; 1996).

Le MCS doit renseigner sur les sources, les types et l'étendue de la contamination, ses mécanismes de déversement et de transport, les voies possibles de migration souterraine des contaminants, les voies d'exposition et les récepteurs possibles. Il doit également contenir toute l'information pertinente concernant les usages passés et futurs du site ainsi qu'une liste des préoccupations soulevées par la collectivité. Le MCS devrait notamment inclure :

- un aperçu des utilisations passées, présentes et futures du site sous étude;
- une description détaillée du site et de son aménagement physique qui sera utilisée pour formuler des hypothèses au sujet de la dispersion et du devenir de la contamination sur le site;

## Chapitre 2 : Processus d'étude et de gestion des sites contaminés

- les sources de contamination sur le site, les substances chimiques potentiellement préoccupantes, et les milieux qui peuvent être touchés (sol, eau souterraine, eau de surface, sédiments, vapeurs du sol, air intérieur et extérieur, aliments ou biote);
- la répartition des substances chimiques dans les différents milieux, incluant l'information au sujet des concentrations, de la masse et/ou de leur transport;
- une description indiquant de quelle manière les contaminants peuvent migrer de leur(s) source(s), une description des milieux et des voies de transport de migration et d'exposition possibles des récepteurs humains ou écologiques, et l'information requise pour interpréter la migration des contaminants, notamment la géologie, l'hydrogéologie, l'hydrologie et les voies de migrations préférentielles;
- des renseignements sur les conditions climatiques et météorologiques pouvant influencer sur la répartition et la migration de la contamination;
- lorsque cela est pertinent, de l'information concernant l'infiltration de vapeurs du sol dans les bâtiments, incluant des données au sujet des bâtiments (p. ex. la taille, l'âge, la profondeur et le type de fondations, la présence de fissures dans la fondation, les points d'entrée des divers services publics), la conception et le fonctionnement des modes de chauffage, de ventilation et de climatisation (CVC), les corridors souterrains utilisés par les services publics;
- des renseignements sur les récepteurs humains et écologiques et les activités habituelles sur le site ou dans les zones touchées par le site

Une liste de contrôle des divers éléments d'un modèle conceptuel de site est fournie au tableau 2-1. Le MCS est plus amplement décrit dans le chapitre 4, et des informations supplémentaires pertinentes à chaque milieu échantillonné sont fournies dans les chapitres subséquents.

Pour élaborer le MCS, il est utile de préparer des plans et des coupes transversales (bidimensionnelles), et de prendre en considération, au moins de manière conceptuelle, la répartition tridimensionnelle des contaminants présents sur le site. Un exemple de MCS axé sur les risques est illustré à la figure 2-2, tandis que la figure 2-3 présente un MCS axé sur l'hydrogéologie. Le MCS devrait fournir suffisamment de détails et être si possible dessiné à l'échelle, afin d'illustrer de manière réaliste les caractéristiques du site (voir les exemples au chapitre 6).

Un MCS axé sur le risque peut également être qualifié de modèle conceptuel d'exposition (MCE). La figure 2-4 présente un exemple de ce type de MCS, élaboré pour délimiter les voies d'exposition de la source aux récepteurs dans une évaluation du risque.

**TABLEAU 2-1 : Liste de contrôle des éléments d'un modèle conceptuel de site**

<p><b>Description du site</b></p> <ul style="list-style-type: none"><li><input type="checkbox"/> Emplacement, description officielle et superficie</li><li><input type="checkbox"/> Topographie</li><li><input type="checkbox"/> Climat</li><li><input type="checkbox"/> Bâtiments et structures de surface (p. ex. un terrain de stationnement)</li><li><input type="checkbox"/> Services publics souterrains</li><li><input type="checkbox"/> Végétation</li><li><input type="checkbox"/> Eaux de surface (lacs, rivières, ruisseaux, milieux humides)</li><li><input type="checkbox"/> Drainage de l'eau de surface</li></ul> <p><b>Description de l'utilisation du site</b></p> <ul style="list-style-type: none"><li><input type="checkbox"/> Utilisation actuelle</li><li><input type="checkbox"/> Utilisation proposée</li><li><input type="checkbox"/> Historique d'utilisation</li></ul> <p><b>Particularités régionales</b></p> <ul style="list-style-type: none"><li><input type="checkbox"/> Géologie</li><li><input type="checkbox"/> Hydrogéologie</li><li><input type="checkbox"/> Hydrologie</li><li><input type="checkbox"/> Météorologie</li></ul> <p><b>Étude du site, caractéristiques et migration des contaminants</b></p> <ul style="list-style-type: none"><li><input type="checkbox"/> Résultats des études antérieures du site</li><li><input type="checkbox"/> Contaminants préoccupants</li><li><input type="checkbox"/> Sources de contamination</li><li><input type="checkbox"/> Variation des contaminants dans le temps et l'espace (à petites et grandes échelles)</li><li><input type="checkbox"/> Transport et devenir des contaminants</li><li><input type="checkbox"/> Voies privilégiées</li><li><input type="checkbox"/> Caractéristiques des bâtiments et météorologie (voies d'infiltration des vapeurs du sol)</li></ul> <p><b>Voies d'exposition et récepteurs potentiels</b></p> <ul style="list-style-type: none"><li><input type="checkbox"/> Voies d'exposition</li><li><input type="checkbox"/> Description de l'habitat</li><li><input type="checkbox"/> Caractéristiques des récepteurs et activités usuelles</li></ul> <p><b>Résumé</b></p> <ul style="list-style-type: none"><li><input type="checkbox"/> Zones de préoccupation environnementale potentielle ou connue (ZPEP ou ZPEC)</li><li><input type="checkbox"/> Contaminants potentiellement préoccupants (CPP)</li><li><input type="checkbox"/> Lacunes dans les données existantes et données supplémentaires requises</li></ul>
--

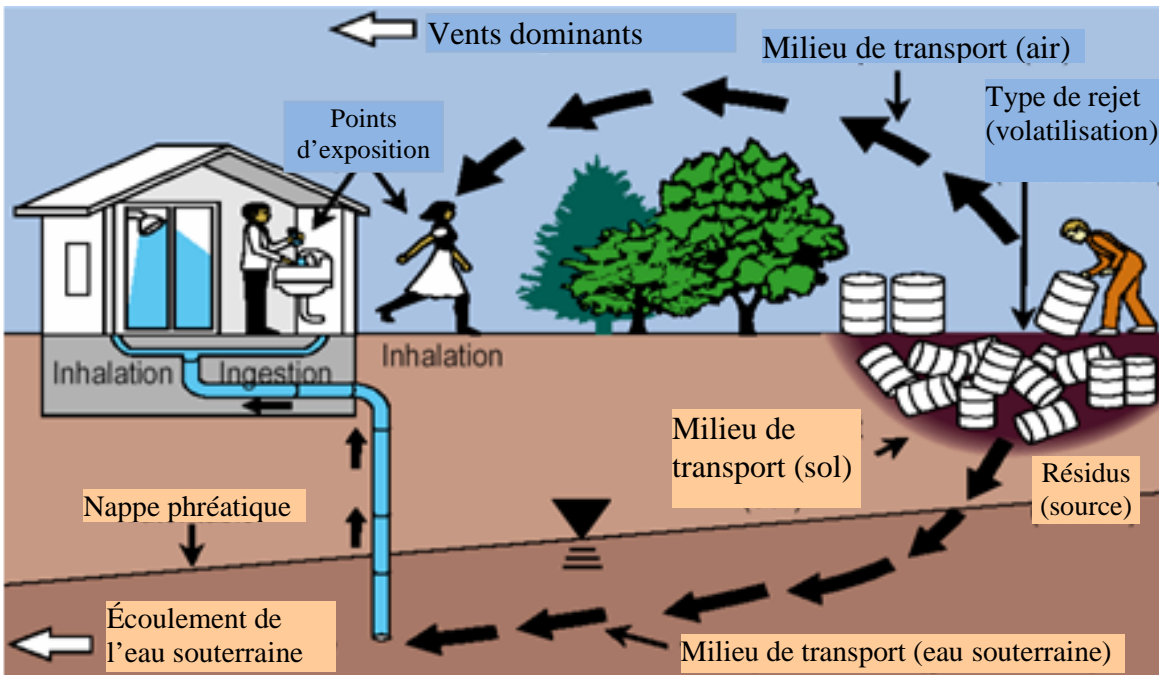


Figure 2-2 : Modèle conceptuel de site – axé sur les risques (tiré et modifié d'USEPA, 2003b)

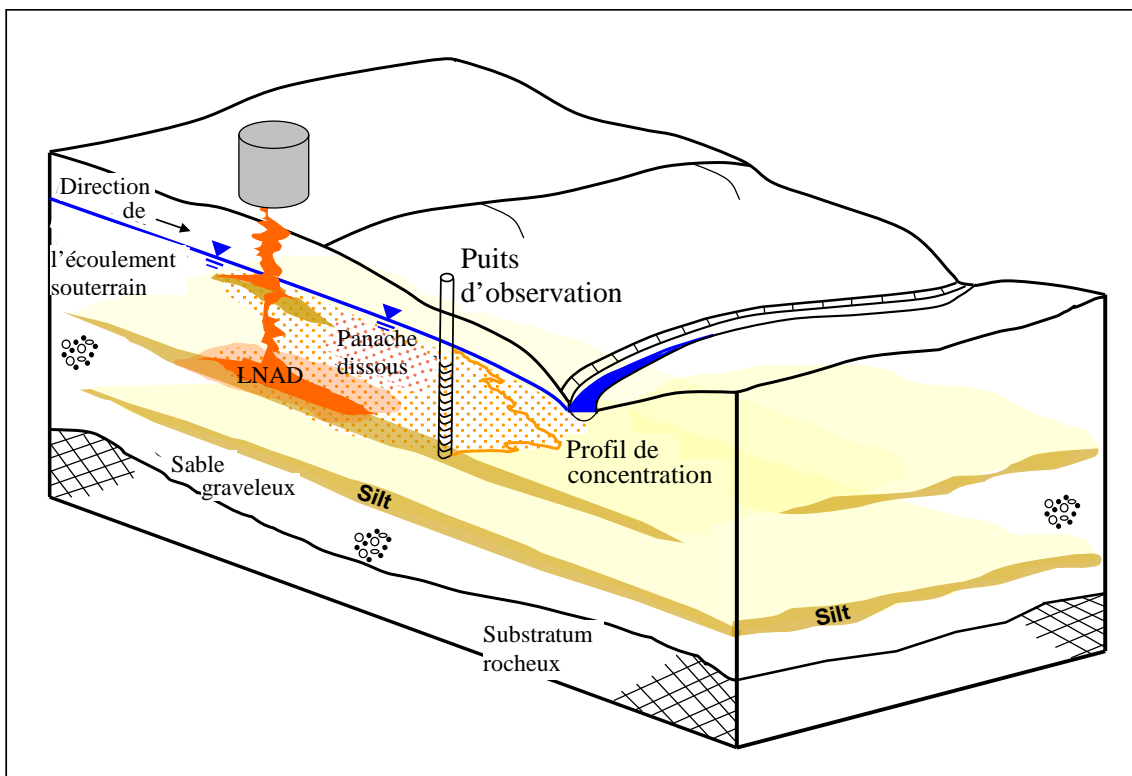
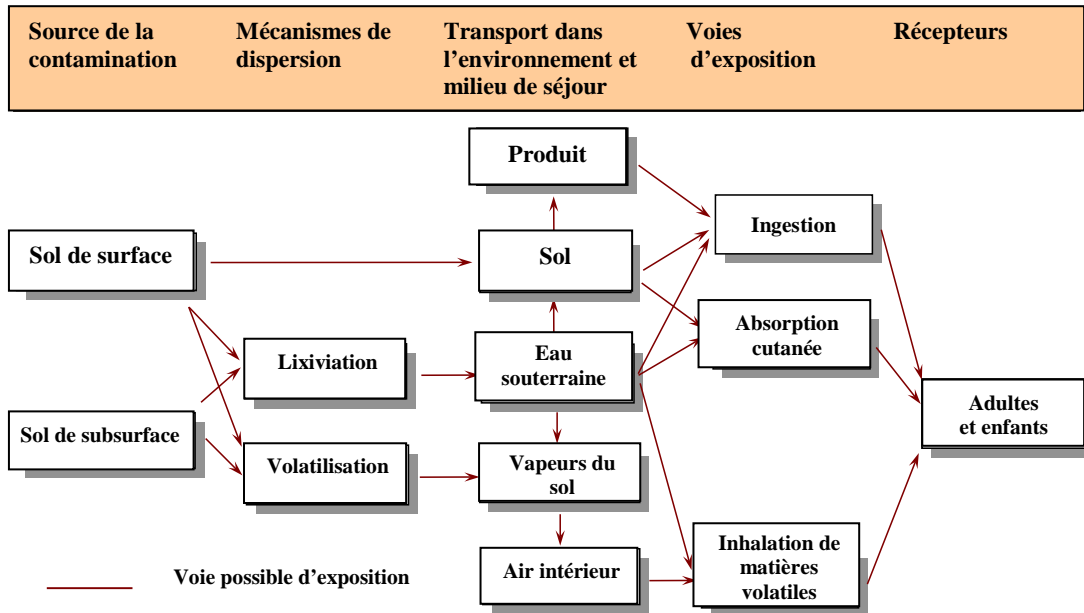


Figure 2-3 : Modèle conceptuel de site – axé sur l'hydrogéologie





**Figure 2-4 : Modèle conceptuel d'exposition pour des scénarios résidentiels**

## 2.4 Contexte et but du projet

La phase de planification initiale du processus de caractérisation de site sert à définir le projet dans une perspective globale. Elle inclut la rédaction d'un énoncé de problème, l'énumération des exigences du projet, une liste des utilisateurs de données, la description des types de décisions à prendre et les buts du projet.

La première étape consiste à formuler un énoncé précis du problème connu ou potentiel avec l'information disponible. Voici un exemple portant sur un site contaminé par des hydrocarbures pétroliers : « Une étude préliminaire a permis de déceler que le sol et les eaux souterraines d'un site commercial ayant déjà contenu deux réservoirs de stockage souterrains sont contaminés par des résidus d'hydrocarbure (essence et diesel). L'étendue de la contamination n'est pas connue, et la migration possible des contaminants à l'extérieur du site n'a pas encore été évaluée. »

Il est par la suite important de produire un résumé des données historiques disponibles, afin de présenter le contexte qui permettra d'entreprendre le processus de planification de caractérisation du site, notamment :

- la description du site (superficie, limites, etc.);
- la liste des utilisations passées, présentes et futures du site;
- la liste des exigences réglementaires de nature fédérale, provinciale et/ou municipale;

- les contraintes pouvant influencer sur le processus de caractérisation du site, notamment celles ayant trait aux aspects financiers, au calendrier des travaux, et/ou à l'accessibilité au site;
- les intervenants et les types de décisions qui doivent être prises.

La description du projet doit clairement indiquer si l'étude du site a pour but d'appuyer une demande d'autorisation ou de permis réglementaire, une demande de projet en vertu de la *Loi canadienne sur l'évaluation environnementale*, ou si l'étude du site requiert une approbation particulière, comme cela peut être le cas pour des sites qui ont été cédés par le gouvernement fédéral.

Cette phase devrait se conclure par le résumé du but principal de l'étude. Voici un exemple de description d'étude détaillée de site lorsque l'étude préliminaire du site a permis de découvrir que la contamination se limite à la présence de métaux dans le sol : « L'étude a pour but d'obtenir les données requises pour procéder à l'évaluation des risques pour la santé humaine, notamment sur les limites de l'étendue verticale et latérale de la contamination par les métaux, la répartition des contaminants, les statistiques pertinentes et les données complémentaires concernant les propriétés du sol. »

#### **Objectif de l'étude et données requises**

Le processus de caractérisation du site est influencé par l'objectif de l'étude et les décisions qui devront être prises en s'appuyant sur les données pertinentes, incluant notamment les données relatives :

- aux risques;
- à la conformité;
- aux travaux d'assainissement;
- aux questions juridiques.

Les données pourront varier selon l'objectif de l'étude.

La phase initiale de planification du projet comprend également la formation d'une équipe chargée d'exécuter le travail. Souvent, une équipe multidisciplinaire composée de personnes possédant de l'expérience dans les domaines de l'hydrogéologie, de l'échantillonnage environnemental, de l'analyse environnementale, de l'évaluation des risques pour la santé humaine ou des risques écologiques et des statistiques est formée pour procéder à l'évaluation des risques.

### **2.5 Énoncé des objectifs de l'étude**

La troisième étape du processus de caractérisation de site consiste à énoncer des objectifs plus détaillés et précis que les buts du projet. Les objectifs généraux présentés dans les paragraphes qui suivent s'appliquent dans de nombreux processus de caractérisation de site.

- Caractérisation des types de contaminants présents sur le site
- Compréhension de la géologie et de l'hydrogéologie du site
- Délimitation de l'étendue et de la répartition (verticale et latérale) de la contamination
- Caractérisation de la migration actuelle et potentielle des contaminants
- Collecte de données pour identifier et évaluer les effets néfastes actuels et possibles sur la santé publique et l'environnement

Les objectifs de l'étude doivent être aussi précis que possible. Les objectifs généraux mentionnés précédemment sont utiles, mais l'énoncé d'objectifs spécifiques à atteindre constitue également une étape essentielle du processus de planification. Les objectifs spécifiques sont habituellement répartis en deux catégories : problèmes décisionnels et problèmes d'estimation. Le tableau qui suit présente des exemples des deux types de problèmes

Problèmes décisionnels	Problèmes d'estimation
La concentration de contaminant dans l'eau souterraine excède-t-elle les valeurs des critères réglementaires?	Quel est le taux de migration d'un contaminant dans un aquifère et le temps de parcours de ce contaminant vers un récepteur potentiel?
La concentration de contaminant dans le sol de surface ou à proximité de la surface présente-t-elle un risque pour la santé humaine?	Les liquides non aqueux denses (LNAD) à l'état libre présents sur le site sont-ils mobiles?
La concentration de contaminant dans les eaux souterraines d'une unité hydrogéologique donnée est-elle significativement plus élevée que les concentrations de fond?	Quelle est la variation temporelle des concentrations dans les vapeurs du sol à proximité du bâtiment?

## 2.6 Préparation d'un plan d'échantillonnage et d'analyse

La quatrième étape du processus de caractérisation de site consiste à élaborer un plan d'échantillonnage et d'analyse. Ce plan doit être élaboré en s'appuyant sur les informations disponibles concernant le site, le MCS et les objectifs de l'étude. Le plan d'échantillonnage et d'analyse devrait inclure les éléments suivants :

- examen des données existantes;
- tâches préparatoires;
- milieux d'échantillonnage, types de données et outils utilisés dans le cadre de l'étude;
- conception de l'échantillonnage;
- méthodes d'échantillonnage et d'analyse et plan d'assurance de la qualité du projet.

La portée du plan d'échantillonnage pourra varier selon la nature du projet. Les éléments du plan d'échantillonnage et d'analyse ci-haut mentionnés sont décrits dans les paragraphes qui suivent.

### 2.6.1 Examen des données existantes

L'examen critique des données existantes constitue une première étape essentielle dans tous les projets, car il sert à élaborer le MCS et à établir les paramètres des études sur le terrain. L'examen approfondi doit comprendre une évaluation de la fiabilité et de l'utilité des données dans le cadre du projet en cours, en plus d'indiquer clairement la source des données utilisées. Le volume 2 du présent guide contient une liste de contrôle portant sur l'examen des rapports antérieurs.

### 2.6.2 Tâches préparatoires

Les tâches préparatoires comprennent la préparation d'un plan de santé et de sécurité (PSS) pour le projet et la localisation des structures et des services publics en surface et souterrains qui pourraient affecter le programme d'étude du site ou être touchés par ce dernier.

La préparation et la mise en œuvre d'un PSS propre à un projet sont un élément essentiel du processus de caractérisation de site, puisque le PSS permet de veiller à ce que les activités d'échantillonnage soient menées de manière à ne pas mettre en danger la santé et la sécurité des travailleurs, des passants ou d'autres personnes. Les informations et les données existantes au sujet d'un site doivent être prises en considération au moment de l'élaboration du PSS. Il existe de nombreux documents portant sur l'élaboration des PSS. Par conséquent, ce sujet ne sera pas abordé plus à fond dans le présent guide.

### 2.6.3 Milieux d'échantillonnage, types de données et outils utilisés dans le cadre de l'étude

Le processus de caractérisation de site visant à évaluer les risques peut comprendre l'échantillonnage de différents milieux, notamment le sol, les sédiments, les eaux souterraines, les vapeurs du sol, l'air intérieur, l'air extérieur, le biote, les eaux de surface, la poussière intérieure et la poussière extérieure. Le présent guide cible les milieux suivants : le sol, les eaux souterraines, les vapeurs du sol, les vapeurs dans l'air intérieur, les sédiments, l'eau de surface et les biotes.

Le tableau 2-2 présente succinctement les différents types de données habituellement requises pour l'évaluation des risques par rapport aux divers milieux pouvant contenir une source de contamination. Cela comprend notamment :

- les concentrations de substances chimiques, qui peuvent être présentées sous forme de masse par unité de poids ou de volumes;
- les données relatives à l'écoulement de la masse du contaminant (p. ex. la masse par unité de surface par unité de temps), soit la vitesse à laquelle les contaminants migrent dans une unité de surface;
- les propriétés physiques comme la conductivité hydraulique, la perméabilité, la teneur en humidité, et la granulométrie, entre autres;
- la lixivibilité des contaminants.

Les évaluateurs ont accès à un grand nombre d'outils pour procéder à l'étude d'un site. Le processus de planification de la caractérisation d'un site sert souvent à déterminer s'il est possible d'utiliser des méthodes non intrusives ou moins intrusives dans le cadre du programme d'étude sur le terrain. Une étude géophysique peut s'avérer un outil fort utile pour localiser diverses structures et unités géologiques et des structures souterraines (p. ex. des infrastructures publiques, des réservoirs, des barils). Une telle étude est souvent menée avant d'entamer la

portion plus intrusive de l'étude afin d'identifier les lieux d'échantillonnage proposés et les dangers possibles pour la sécurité. La géophysique de surface, est utilisée de plus en plus souvent afin d'identifier les zones de contamination. Le chapitre 6 décrit l'utilisation d'applications environnementales spécifiques, impliquant l'utilisation de capteurs de fond (en lien avec des technologies de poussée directe). Une étude des vapeurs est une méthode non intrusive pouvant être utilisée pour localiser des zones de contamination et optimiser les étapes subséquentes de l'étude. Le chapitre 7 décrit les approches et les méthodes prescrites pour effectuer des études des vapeurs du sol. Le choix des méthodes intrusives est généralement lié aux objectifs de l'étude, au milieu d'échantillonnage, au type de données requises et aux conditions particulières du site.

**TABLEAU 2-2 : Besoins possibles de données d'un modèle de voie d'exposition**

Sources des substances chimiques	Géométrie, caractéristiques physiques, concentrations et répartition, débit d'émission, teneur du rejet polluant, géographie
Sol	Géologie, granulométrie, poids sec, pH, potentiel redox, type de minéral, teneurs en carbone organique et en argile, densité apparente du sol, porosité du sol
Vapeurs du sol	Granulométrie, porosité du sol, densité apparente du sol, teneur en eau du sol, texture du sol, teneur en carbone organique, gradient chimique, gradient de pression, coefficient effectif de diffusion, coefficient de diffusion de l'air et de l'eau, demi-vies de biodégradation, propriétés des bâtiments (pour les modèles d'infiltration des vapeurs du sol)
Eau souterraine	Charge hydraulique, conductivité hydraulique, épaisseur de la zone saturée de l'aquifère, gradient hydraulique, coefficient de porosité efficace, teneur en carbone organique, demi-vies de biodégradation, pH, potentiel redox, coefficient de partition sol/eau, conductivité électrique, température
Air	Vents dominants, vitesse du vent, classe de stabilité, topographie, profondeur des matières résiduelles, concentration des substances chimiques dans le sol et les gaz souterrains, teneur en carbone organique, teneur en silt du sol, pourcentage de végétation, densité apparente, porosité du sol
Eau de surface	Dureté, pH, potentiel redox, oxygène dissous, salinité, température, conductivité, total des solides en suspension, débit et profondeur des rivières/ruisseaux, paramètres des estuaires et des échancrures comme le cycle des marées, étendue de l'incursion de l'eau salée, profondeur et superficie, paramètres des lacs comme la superficie, volume, profondeur, profondeur jusqu'à la thermocline
Sédiments	Distribution granulométrique, teneur organique, pH, concentrations d'oxygène dans la zone benthique, teneur en eau
Biote	Poids sec, ensemble du biote, concentration de produits chimiques dans un organe particulier et/ou une portion comestible, pourcentage d'humidité, teneur en lipides, dimension/âge, cycle biologique, stade d'évolution biologique, sexe

#### 2.6.4 Conception et justification de l'échantillonnage

La justification et la conception de l'échantillonnage s'appuient sur le MCS, les objectifs de l'étude, le milieu d'échantillonnage et le type de données souhaitées. Le processus débute habituellement par l'identification des zones de préoccupation environnementale potentielle

(ZPEP) et des contaminants potentiellement préoccupants (CPP). La justification de l'échantillonnage et la portée de l'étude peuvent varier selon le milieu à échantillonner. Par exemple, lorsqu'on soupçonne la présence de contaminants dans le sol de surface ou à proximité de la surface, l'échantillonnage sert généralement à prélever des échantillons à faible profondeur qui permettront d'effectuer une caractérisation statistique de la moyenne et des centiles de la distribution des concentrations de contaminants et d'établir les limites verticales et horizontales de la contamination. Dans les cas de contamination de l'eau souterraine, l'échantillonnage peut servir à caractériser les gradients de concentration dans le but de délimiter le panache de dispersion et ses tendances au fil du temps. Les concepts statistiques qui s'appliquent à la conception de l'échantillonnage sont résumés dans les paragraphes qui suivent.

Le **plan d'échantillonnage** doit préciser le nombre, le type et l'emplacement (spatial et temporel) des unités d'échantillonnage choisies pour effectuer les mesures requises. Le plan d'échantillonnage identifie également la **population cible** qui fera l'objet de l'évaluation à la suite de la découverte de ZPEP sur un site (USEPA, 2002a; Environnement Canada, 2012). Il pourrait être approprié de diviser la population cible en sous-populations relativement homogènes dans chacune des zones ou en sous-unités en s'appuyant sur les connaissances acquises grâce au modèle conceptuel, au sujet des variations ou des changements des mesures d'intérêt pour la population cible dans l'espace et dans le temps.

La population échantillonnée correspond à la partie de la population cible qui est accessible et disponible pour l'échantillonnage. Par exemple, la population cible peut être définie comme étant une couche du sol, tandis que la population échantillonnée pourrait être la partie du site non couverte par un bâtiment. S'il existe des différences entre la population cible et la population échantillonnée, l'évaluateur du site doit déterminer si ces différences auront un impact significatif sur les conclusions qui seront tirées de l'analyse des données.

Une unité d'échantillonnage en milieu continu comme le sol, l'eau souterraine, les vapeurs du sol ou l'air est définie comme étant une zone, un volume ou une masse qui peut être choisie au sein de la population cible. Dans le cas du sol, il peut s'agir de tous les échantillons de 0,3 m de longueur prélevés par carottage dans une unité pédologique donnée; dans le cas de l'air intérieur, il peut s'agir d'un échantillon composite de 6 litres collecté dans une pièce donnée.

Les contraintes et les limites spatiales et temporelles sont des éléments importants dont il faut tenir compte au moment de l'élaboration du plan d'échantillonnage. Les limites spatiales de la population cible visée par le processus de prise de décision et d'estimation devraient être définies de manière non ambiguë à l'aide de données spatiales (p. ex. latitude, longitude, élévation) ou de références physiques (p. ex. bornes de propriété, clôture, ruisseau). Il peut être approprié dans certains cas d'utiliser une sous-unité particulière (p. ex. une unité pédologique ou stratigraphique) à titre de limite spatiale du plan d'échantillonnage.

Il faut également définir l'unité de temps de chaque ensemble de données. Les conditions peuvent varier au fil du temps selon les situations météorologiques, les fluctuations de la nappe phréatique, les modes de fonctionnement ou les activités (p. ex. l'air intérieur). Les échelles de temps liées aux variations météorologiques peuvent aller des variations au cours d'une heure donnée aux variations saisonnières. L'évaluateur du site doit déterminer à quel moment et dans

quelles conditions il est préférable de prélever les échantillons pour qu'ils soient représentatifs. Par exemple, lorsque le MCS indique que les concentrations dans l'eau souterraine varient de manière saisonnière, il pourrait être approprié de prélever des échantillons sur une base semestrielle ou trimestrielle. Dans un même ordre d'idée, lorsque les concentrations dans l'air intérieur varient selon un cycle de 24 heures, il peut s'avérer approprié de recueillir des échantillons composites correspondant à cette période de temps. Le choix des unités de temps devrait être expliqué dans le rapport.

Les objectifs spécifiques de l'évaluation des risques devraient être intégrés au plan d'échantillonnage lorsque cela est possible. Par exemple, si l'objectif consiste à évaluer le risque potentiel par exposition directe à des contaminants présents dans le sol (p. ex. ingestion, absorption cutanée, inhalation de matières particulaires en suspension), il pourrait être approprié d'établir comme unité d'intérêt une couche de sol « de surface » d'une épaisseur déterminée. La définition précise de sol de surface sera différente d'un site à l'autre selon l'utilisation du site, les définitions réglementaires applicables et les hypothèses d'évaluation des risques. La profondeur du sol peut varier de  $\leq 5$  cm à 1,5 m. Le CCME (2006) définit le sol de surface comme étant l'intervalle entre la surface et 1,5 m sous la surface du sol. Cette définition devrait être utilisée comme point de départ pour déterminer la limite du sol de surface par rapport au sous-sol, mais elle peut être ajustée en tenant compte des données relatives au sol mince et des particularités du site étudié. En ce qui a trait à l'évaluation des risques pour la santé humaine, la couche de surface du sol où se produit la majorité des expositions accidentelles se situe habituellement à  $\leq 5$  cm, dans la mesure où le sol n'est pas labouré, excavé, utilisé pour du jardinage ou d'autres activités similaires. Dans le cas des terrains résidentiels, les gens peuvent creuser à une profondeur de  $> 5$  cm, notamment pour des activités de jardinage. Par conséquent, la profondeur de la couche de surface du site étudié doit être clairement définie et les données de caractérisation du site doivent être liées de manière très claire à la définition de sol de surface. Il est important de souligner que cela ne signifie aucunement qu'une couche de 5 cm de sol propre est considérée comme une couche de surface adéquate à des fins de gestion des risques.

Il convient en outre de prendre en compte aux fins de la justification et de la conception de l'échantillonnage les caractéristiques granulométriques des sols à échantillonner (Santé Canada, 2010). Le choix de la classe granulométrique qui fera l'objet des analyses chimiques dépendra des objectifs de l'évaluation des risques et influera sur :

- la distribution des contaminants dans le sol;
- la biodisponibilité de ces contaminants (par les voies cutanée, orale ou respiratoire).

Dans le cadre de l'élaboration et de la conception d'une stratégie d'échantillonnage, il est important de reconnaître les importantes différences de variabilité spatiale et temporelle entre les divers milieux, comme cela est illustré au tableau 2-3.

Plusieurs types d'approches d'échantillonnage (p. ex. aléatoire, stratifié, en grille) peuvent être utilisées pour évaluer des sites. Certaines de ces approches s'appuient sur des interprétations statistiques. Le chapitre relatif à la caractérisation du sol (chapitre 5) présente divers types d'approches d'échantillonnage).

**TABLEAU 2-3 : Variabilité spatiale et temporelle entre les différents milieux**

Milieu	Variabilité temporelle	Variabilité spatiale
Sol	Négligeable	Élevée
Eau souterraine	Faible à modérée Peu dépendre du débit ou de l'influence des marées	Faible à modérée Les panaches d'eau souterraine ont tendance à se disperser, bien qu'il puisse y avoir de forts gradients de concentration à leur limite
Vapeurs du sol	Modérée Augmentation à proximité de la surface du sol et des bâtiments	Modérée à élevée Notamment en cas de variabilité géologique et/ou de bioatténuation
Eau de surface	Modérée à élevée	Liée au type d'eau de surface, à la stratification et au mélange des couches d'eau
Sédiments	Modérée, avec changements rapides suite à la perturbation des sédiments	Modérée à élevée La variabilité de la taille des grains et de la teneur en carbone organique a un effet sur la distribution spatiale
Biote	Modérée, selon le cycle biologique et le stade d'évolution biologique des espèces étudiées	Modérée, selon la mobilité des espèces étudiées

### 2.6.5 Méthodes d'échantillonnage et d'analyse et plan d'assurance de la qualité

Les méthodes d'échantillonnage et d'analyse et les procédures de contrôle de la qualité varient de façon plus ou moins importante selon le type de milieu étudié. La présente section énumère les éléments et les concepts communs qui doivent être pris en considération au moment de l'élaboration du plan d'assurance de la qualité d'un projet. Des directives plus précises concernant les mesures d'assurance et de contrôle de la qualité sont énoncées au chapitre 3, tandis que les directives propres à l'échantillonnage dans différents milieux sont énoncées dans les chapitres 5 à 11.

#### **Assurance et contrôle de la qualité**

L'assurance et le contrôle de la qualité sont des éléments clés du processus de caractérisation. Le système d'assurance de la qualité est un système de gestion des activités visant à assurer le respect des exigences d'un projet, tandis que le contrôle de la qualité comprend les mesures techniques qui permettent d'évaluer les aspects qualitatifs.

Le système d'assurance de la qualité est un système intégré de gestion des activités qui comprend la planification, le contrôle et l'évaluation de la qualité, et la mise en œuvre d'améliorations de la qualité dans le but de s'assurer que les exigences des projets et les attentes des utilisateurs de données sont respectées. Le contrôle de la qualité comprend des mesures techniques d'évaluation des effets des erreurs ou de la variabilité dans le cadre de l'échantillonnage



et de l'analyse des données. Il peut également inclure des critères d'acceptation des données et des mesures correctives qui doivent être appliquées lorsque les critères ne sont pas respectés.

Il est entendu que la qualité des données est influencée par l'ensemble du processus de caractérisation du site. Toutefois, un plan d'assurance de la qualité cible habituellement les exigences d'accréditation et de formation, les méthodes d'échantillonnage, les protocoles d'analyse, les vérifications du contrôle de la qualité et les procédures de gestion des données (USEPA, 2002b). Il est important de reconnaître qu'il existe de nombreuses sources et raisons de variabilité des données incluant l'hétérogénéité des concentrations (ou des propriétés) mesurées, les méthodes d'échantillonnage, l'entreposage et la manipulation, la manipulation et la préparation des échantillons en laboratoire et les analyses de laboratoire. Même si les analyses d'échantillons de contrôle de la qualité sont précieuses afin d'évaluer la précision et l'exactitude des données, l'incertitude est accrue lorsqu'il existe un niveau significatif de variabilité à petite échelle parmi les échantillons. Il faut être bien conscient qu'une toute petite quantité d'un échantillon est d'ordinaire analysée (habituellement de 1 à 10 grammes, selon le test effectué).

Il est important de souligner que la qualité des données et les critères d'acceptation sont souvent exprimés en termes d'indicateurs de la qualité des données (IQD), et qu'il s'agit là d'un concept clé. Les paramètres PERCE représentent les cinq principaux IQD : précision, exactitude (utilisée dans ce contexte pour souligner les distorsions ou les biais), représentativité, comparabilité et exhaustivité. L'aptitude de la méthode d'analyse à détecter les analytes d'intérêt à la concentration requise (p. ex. la limite de détection) peut également être considérée comme un IQD principal. Le chapitre 3 présente de manière plus détaillée les composantes d'un plan d'assurance de la qualité, les définitions des IQD, les cibles de qualité des données et les règles et procédures de vérification du contrôle de la qualité.

### **2.7 Exécution du programme d'étude sur le terrain – approche conventionnelle par étape et processus accéléré d'évaluation de site**

Les programmes d'étude sur le terrain sont souvent exécutés par étape au fil du temps. La première étape consiste à déterminer quelles sont les informations minimales requises à l'aide du MCS. Suivent l'acquisition de nouvelles données, la mise à jour du MCS et l'identification, au besoin, de nouveaux renseignements requis pour répondre aux objectifs de l'étude. Plusieurs étapes peuvent être nécessaires pour exécuter l'ensemble des objectifs de l'étude. Alors que le but de l'approche par étape est d'éviter si possible les forages et les prélèvements d'échantillons inutiles, cette approche peut entraîner des délais assez longs dans le cadre du processus de caractérisation qui peuvent à leur tour causer une augmentation des dépenses.

Au cours de la dernière décennie, de nouveaux paradigmes ont été introduits pour accélérer ou simplifier le processus de caractérisation de site, et pour fournir plus rapidement et plus efficacement des données devant servir au processus de prise de décision. Cette nouvelle approche est souvent appelée « processus accéléré d'évaluation de site » ou encore « approche triade » ([www.triadcentral.org/tech/](http://www.triadcentral.org/tech/)). Elle comprend trois éléments clés – la planification systématique, des stratégies de travail dynamique et des techniques de mesure en temps réel (Crumbling, 2004; ITRC, 2003; USEPA, 2003a; 2003b).

L'approche classique comprend habituellement l'utilisation d'outils d'étude standards (p. ex. puits de forage, puits d'observation) et le prélèvement d'échantillons provenant du milieu étudié pour qu'ils soient analysés en laboratoire. L'approche accélérée ou triade utilise des méthodes d'analyse sur le terrain pour recueillir des données plus rapidement, accroître la quantité d'informations utiles recueillies, et réduire les coûts globaux de collecte de données et de caractérisation de site. Le recours à l'utilisation de plans de travail dynamiques, la collecte de données en temps réel ou en temps quasi réel et la mise en place d'un processus de prise de décision souple capable de tenir compte des imprévus offrent ainsi la possibilité d'obtenir efficacement des données plus complètes qui décriront l'ensemble des conditions du site.

Les paragraphes qui suivent présentent brièvement les trois principales composantes de l'approche triade :

- **Planification systématique.** Le processus de planification systématique est essentiel pour assurer la réussite d'un programme accéléré d'évaluation de site. Il comprend l'élaboration d'un MCS, une bonne compréhension des buts et des objectifs de l'étude, la définition des rôles et des responsabilités des membres de l'équipe, l'élaboration d'un cadre pour soutenir le processus de prise de décision sur le site et l'énoncé des exigences concernant la qualité des données. La planification est importante pour tous les types d'études, mais elle s'avère particulièrement importante dans le cadre d'un programme accéléré d'évaluation, car les études sur le terrain progressent beaucoup plus rapidement.
- **Stratégies de travail dynamique.** La souplesse permettant une adaptation à l'information obtenue par les techniques de mesure en temps réel est la clé des plans de travail dynamique. Les éléments importants des décisions et leur logique devraient être définis conjointement avec les actions urgentes pouvant être requises sur le terrain dans le cadre de l'étude du site. Des stratégies de communication bien structurées sont importantes lorsque des stratégies de travail dynamique sont utilisées. Des ressources adéquates doivent être octroyées pour le traitement et l'interprétation des données afin de s'assurer que les décisions appropriées soient prises.
- **Techniques de mesure en temps réel.** Au cours de la dernière décennie, des progrès sensibles ont été réalisés en matière de techniques de collecte de données et de systèmes de mesures. Une vaste gamme de méthodes d'analyse sur le terrain a été élaborée allant des méthodes rapides d'évaluation à la présence sur le site de laboratoires qui possèdent presque les mêmes capacités qu'un laboratoire fixe, mais qui permettent d'obtenir des concentrations en temps quasi réel. L'utilisation de systèmes de positionnement global (GPS) permet d'établir de manière raisonnablement précise l'emplacement des points d'échantillonnage dans l'espace. Les techniques de poussée directe permettent de recueillir rapidement de multiples échantillons afin de dresser des profils de concentrations. Il est également possible d'utiliser un système de capteurs qui peut être combiné aux techniques de poussée directe dans le but de détecter et d'établir les limites des zones de contamination. Ces nouvelles technologies sont importantes pour la mise en œuvre de l'approche triade et sont présentées dans les prochains chapitres de ce guide.

L'approche triade met l'accent sur la gestion de l'incertitude liée à la décision au lieu de se limiter simplement à l'incertitude analytique. Par exemple, elle reconnaît qu'il peut s'avérer plus utile d'obtenir une plus grande quantité de données moins précises pour caractériser les conditions d'un site plutôt qu'un plus petit nombre de données analytiques précises.

Plusieurs exigences doivent être respectées pour assurer la mise en œuvre fructueuse de l'approche triade. Les autorités de réglementation et les parties intéressées doivent s'entendre au sujet des méthodes de collecte de données. Il n'est pas logique d'entreprendre une étude sur le terrain pour collecter des données qui ne répondraient pas aux exigences minimales. Il est donc essentiel de mettre en place des mesures d'assurance et de contrôle de la qualité sur place. L'équipe qui exécute le travail doit être suffisamment expérimentée pour prendre les décisions appropriées sur le terrain. Les dispositions contractuelles devraient accorder suffisamment de flexibilité pour faciliter l'exécution du travail.

### 2.8 Validation et interprétation des données

La validation et l'interprétation des données forment la sixième étape du processus de caractérisation de site. Dans le cadre de la validation des données, il faut notamment s'assurer que les objectifs généraux de l'étude de site ont été respectés, vérifier si les résultats de l'assurance et du contrôle de la qualité (AQ/CQ) se situent dans les limites acceptables, et procéder à diverses vérifications des données afin de s'assurer qu'elles sont exhaustives. Les paramètres PERCE (précision, exactitude, représentativité, comparabilité et exhaustivité) devraient être évalués pour déterminer si les critères de performance et d'acceptation ont été respectés. Voici une liste de contrôle qui permettra de valider les diverses données :

- Les données sont-elles complètes et fondées sur le plan d'échantillonnage et d'analyse?
- La documentation est-elle complète, incluant les données recueillies sur le terrain, les registres des trous de forage et des puits d'observation, les rapports d'analyse de laboratoire et tous les autres documents à l'appui de l'étude?
- Les trous de forage et les points d'échantillonnage ont-ils tous été clairement identifiés sur des dessins produits à l'échelle?
- Les données AQ/CQ ont-elles été vérifiées et se situent-elles à l'intérieur des limites acceptables? Faut-il recommencer certains essais ou procéder à la vérification des essais? Peut-on se fier aux données recueillies?
- Les données qui paraissent aberrantes ont-elles été examinées et évaluées?
- Les données ont-elles été vérifiées pour s'assurer qu'elles ne contiennent pas d'erreurs de transcription ou de manipulation?
- Les ZPEP ont-elles été évaluées adéquatement pour tous les CPP?
- Les objectifs de l'étude ont-ils été respectés, incluant toutes les données requises dans le cadre de l'évaluation des risques?
- Les travaux antérieurs qui sont fiables et disponibles ont-ils été synthétisés dans l'interprétation des données?

- Les objectifs du plan d'échantillonnage ont-ils été respectés? En se fondant sur la version à jour du modèle conceptuel de site, a-t-on prélevé suffisamment d'échantillons sur le site compte tenu des limites de l'étude, des ZPEP et des populations identifiées?
- Les résultats sont-ils raisonnables par rapport au MCS et aux hypothèses de contamination du site?
- A-t-on utilisé les critères et les normes appropriés pour chaque milieu étudié?
- A-t-on décelé une migration de contaminant vers l'extérieur du site étudié?
- Convierait-il de procéder à des évaluations supplémentaires pour délimiter l'étendue horizontale et/ou verticale de la contamination sur le site?

L'interprétation des données est spécifique au type et à la quantité de données recueillies, au milieu échantillonné et aux autres considérations propres à chaque projet. Des orientations et des principes généraux relatifs à l'interprétation des données sont contenus dans les paragraphes qui suivent, tandis que l'information plus détaillée propre à chaque milieu (sol, eau souterraine, vapeurs du sol, eau de surface, sédiments et biotes) se trouve dans les chapitres suivants.

L'analyse des données exploratoires devrait être complétée à l'aide de techniques qui fournissent de l'information sur des tendances, des corrélations ou d'autres modèles caractéristiques. Voici une liste de divers types de données exploratoires :

- données servant à illustrer la répartition des concentrations présentées à l'aide de vues en plan et de coupes transversales;
- tableaux de fréquences;
- histogrammes;
- graphiques de fréquences cumulées;
- graphiques de corrélation;
- tracés de courbes de niveau.

Lorsqu'il apparaît probable qu'une évaluation des risques pour la santé humaine ou une évaluation des risques écologiques sera requise, des statistiques sommaires devraient être calculées pour chaque ensemble de données (p. ex. nombres d'échantillons, minimums, maximums, moyenne arithmétique, écart-type, coefficient de variation, centiles de distribution). À cette fin, les données doivent être réunies en groupes logiques qui reflètent les limites de l'étude, le MCS et les ZPEP. Dans la mesure du possible, les données doivent viser une seule population, bien que dans certains cas des analyses statistiques puissent être requises pour établir des regroupements de données appropriés et déceler les possibles observations aberrantes.

Les statistiques sommaires peuvent servir à décrire un ensemble d'observations (ensemble d'échantillons prélevés accompagnés des données de concentration correspondantes). Pour approfondir l'analyse statistique et formuler des conclusions concernant la population d'où proviennent les données, on peut avoir recours à la statistique déductive. Cette méthode s'appuie sur une série d'hypothèses aux fins de la modélisation de la population sous-jacente à partir de laquelle les échantillons ont été prélevés aux fins des analyses. Par exemple, les ensembles de données environnementales sont souvent asymétriques et suivent une répartition lognormale

approximative. Les ensembles de données doivent être évalués soigneusement en ce qui a trait à leur distribution sous-jacente, car l'utilisation de paramètres statistiques usuels comme la moyenne arithmétique et l'écart-type fondés sur une hypothétique distribution normale risque de conduire à des estimations biaisées (Gilbert, 1987). La statistique déductive peut être paramétrique ou non paramétrique, selon le degré de subjectivité des hypothèses du modèle et le nombre de paramètres requis pour le décrire. En statistique paramétrique, on utilise un nombre fini de paramètres pour décrire une distribution sous-jacente dont les données sont présumées faire partie (p. ex. une distribution normale décrite par deux paramètres : la moyenne et la variance). En revanche, il existe des cas où les données ne peuvent être raisonnablement ou facilement décrites par la statistique paramétrique et où le recours à la statistique non paramétrique est préférable. En statistique non paramétrique, aucune hypothèse n'est formulée concernant l'appartenance des données à une distribution particulière. Des orientations supplémentaires concernant l'évaluation statistique des données relatives au sol sont fournies au chapitre 5. Même lorsque des concentrations élevées paraissent anormales, il faut examiner le tout avec grand soin avant de retrancher d'un ensemble des données qui semblent aberrantes, car elles peuvent représenter des points névralgiques constituant une population distincte. Les données aberrantes ne devraient être supprimées qu'au terme d'une analyse exhaustive des circonstances qui leur ont donné naissance.

### 2.9 Ressources et liens Internet

**United States Environmental Protection Agency** : L'USEPA diffuse une quantité considérable d'informations sur son site Web intitulé *Hazard Waste Clean-up Information* (CLU-IN). On trouvera par ailleurs à l'adresse <http://www.clu-in.org/courses/> des publications générales et des cours de formation sur l'évaluation et l'assainissement des sites. Le Programme d'innovation technologique de l'USEPA possède son propre site Web sur les techniques de caractérisation et de surveillance ([http://clu.in.org/char1\\_edu.cfm](http://clu.in.org/char1_edu.cfm)) et publie un bulletin mensuel (inscription : <http://www.epa.gov/tio/techdrct/>). Il est également possible de trouver de l'information au sujet du Superfund program de l'USEPA, et des liens vers un imposant centre de documentation à l'adresse <http://www.epa.gov/superfund/about.htm>. Il est enfin possible de consulter diverses directives concernant l'étude et l'assainissement des sites de Brownfield à l'adresse <http://www.epa.gov/swerosps/bf/>.

**Modèles conceptuels de sites** : Le document *Soil Screening Guidance : User's Guide* (USEPA, 1996) contient en annexe A un exemple de MCS, incluant un diagramme pour l'examen préalable des sols : [http://www.epa.gov/superfund/health/conmedia/soil/pdfs/attacha.pdf](http://www.epa.gov/superfund/health/conmedia/soil/pdfs/attach.pdf)

**Modèles conceptuels d'exposition** : Le Département américain de l'Énergie a mis au point un logiciel d'application intitulé *Site Conceptual Exposure Model Builder* qui peut produire des diagrammes de modèles conceptuels d'exposition (MCE) et aider à comprendre les données, le devenir et les mécanismes de transport propres à un site.

### 2.10 Références

American Society for Testing and Materials Standards (ASTM) E1527-13 (2013). *Standard Practice for Environmental Site Assessments: Phase I Environmental Site Assessment Process*, ASTM International, 47 p.

## Chapitre 2 : Processus d'étude et de gestion des sites contaminés

- American Society for Testing and Materials Standards (ASTM) E1903-11 (2011). *Standard Guide for Environmental Site Assessments: Phase II Environmental Site Assessment Process*, ASTM International, 21 p.
- CAN/CSA-Z768-01, 2012. *Phase I de l'évaluation environnementale d'un site*, Association canadienne de normalisation, Toronto (Ontario).
- CAN/CSA-Z769-00, 2013. *Phase II de l'évaluation environnementale d'un site*, Association canadienne de normalisation, Toronto (Ontario).
- Conseil canadien des ministres de l'Environnement (CCME). 2006. *Protocole d'élaboration de recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement et de la santé humaine*. N° de publication 1332
- Crumbling, D.M. 2004. *The Triad Approach to Managing the Uncertainty in Environmental Data*, 25 mars. Livre blanc préparé pour la United States Environmental Protection Agency.
- Environnement Canada. 2012. *Guide d'échantillonnage et de préparation de sol contaminé aux fins d'essais biologiques*, Direction générale de la science et de la technologie. Rapport SPE 1/RM/53.
- Gilbert, R.O. 1987. *Statistical Methods for Environmental Pollution Monitoring*, Van Nostrand Reinhold Company, New York, NY, 320 p.
- Hers, I. et R. Zapf-Gilje. 1991. *The Use of Statistics for Interpretation of Soil Contamination at the Former Expo '86 Site*, préimprimé, 44<sup>e</sup> Congrès annuel canadien de géotechnique, Calgary.
- Interstate Technology & Regulatory Council (ITRC). 2003. *Technical and Regulatory Guidance for the Triad Approach: A New Paradigm for Environmental Project Management*, décembre. Préparé par la Sampling, Characterization and Monitoring Team.
- Santé Canada. 2010. *L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada, partie V : l'évaluation quantitative détaillée des risques pour la santé humaine associés aux substances chimiques (ÉQDRCHIM)*, Division des lieux contaminés, Direction de la sécurité des milieux, Santé Canada, Ottawa.
- Starks, T. H. 1986. « *Determination of Support in Soil Sampling* », *Mathematical Geology*, vol. 18, n° 6, p. 529-537.
- U.S. Environmental Protection Agency. 1996. « *Soil Screening Guidance: User's Guide* », *United States Office of Solid Waste and Publication*, 9355, p. 4-23., juillet.
- U.S. Environmental Protection Agency. 2002a. *Guidance on Choosing a Sampling Design for Environmental Data Collection for Use in Developing a Quality Assurance Project Plan*, Washington, DC 20460, décembre. Rapport EPA QA/G-5S.
- U.S. Environmental Protection Agency. 2002b. *Guidance for Quality Assurance Project Plans*, Washington, DC., décembre. Rapport EPA/240/R-02/009.
- U.S. Environmental Protection Agency. 2003a. *Using Dynamic Field Activities for On-Site Decision Making: A Guide for Project Managers*, Office of Solid Waste and Emergency Response U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC 20460. Rapport OSWER n° 9200.1-40; EPA/540/R-03/002, mai.
- U.S. Environmental Protection Agency. 2003b. *Using the Triad Approach to Streamline Brownfield's Site Assessment and Cleanup – Brownfield's Technology Primer Series*, Office of Solid Waste and Emergency Response Brownfield's Technology Support Center Washington, DC, 20460, juin.
- U.S. Environmental Protection Agency. 2006. *Guidance on Systematic Planning Using the Data Quality Objectives Process EPA QA/G-4*, Office of Environmental Information Washington, DC, 20460. Rapport EPA/240/B-06/001, février.

### 3 ASSURANCE ET CONTRÔLE DE LA QUALITÉ

Le but du prélèvement d'échantillons représentatifs est de recueillir des échantillons qui donneront des résultats qui caractérisent les conditions du site de façon précise. L'assurance et le contrôle de la qualité ont pour but de limiter les erreurs et les biais dans l'échantillonnage et l'analyse en ayant recours à des mesures de gestion, d'évaluation et de contrôle facilitant ainsi la production de données utiles pour les fins auxquelles elles sont prévues. La présente section débute par une description des diverses composantes d'un plan d'assurance de la qualité, une phase de planification essentielle qui aide à assurer la qualité des données qui seront prélevées. Ce chapitre aborde par la suite le sujet des cibles et des indicateurs de la qualité des données pour conclure en abordant la question des procédures de vérification et de contrôle de la qualité des données.

#### 3.1 Plan d'assurance de la qualité

Le plan d'assurance de la qualité (PAQ) fait partie intégrante du plan d'échantillonnage et d'analyse. Il définit tous les aspects du programme de caractérisation de site pouvant influencer sur la qualité des données. Le tableau 3-1 donne un aperçu des composantes du PAQ. Plusieurs aspects du PAQ portent sur des milieux et des méthodes spécifiques, et il est nécessaire de consulter les protocoles pertinents pour obtenir plus d'information (USEPA, 2002).

Le PAQ doit contenir des dispositions concernant l'accréditation des laboratoires et les protocoles d'analyse. Les laboratoires doivent être accrédités selon la norme internationale ANS/ISO/IEC 17025 — *Exigences générales concernant la compétence des laboratoires d'étalonnages et d'essais*. Un laboratoire accrédité doit avoir une « portée d'accréditation » dressant la liste de la matrice, de la méthode et des paramètres utilisés, pour lesquels le laboratoire est accrédité (plusieurs laboratoires effectuent également des analyses qui se situent en dehors de leur portée d'accréditation, ce qui signifie qu'ils ne sont pas accrédités pour ces analyses). Le Canada compte trois agences reconnues d'accréditation des laboratoires à vocation environnementale : i) l'Association canadienne pour la reconnaissance officielle des laboratoires (CALA – en juin 2008, l'Association canadienne des laboratoires d'analyse environnementale [ACLAE] est devenue la CALA; ii) le Conseil canadien des normes (CCN); iii) le ministère québécois du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC). Des méthodes normalisées sont habituellement utilisées pour l'analyse de nombreux paramètres chimiques. On trouvera dans le volume 4 une liste complète de références sur ces méthodes.

Il existe des protocoles obligatoires pour certains composés dans le cadre de programmes déterminés (p. ex. les fractions F1 à F4 telles que définies dans le document *Standards pancanadiens relatifs aux hydrocarbures pétroliers dans le sol* [CCME, 2008]). De plus, les provinces et les territoires appliquent des exigences diverses concernant les procédures à suivre en matière d'échantillonnage et d'analyse, le cas échéant.

**TABLEAU 3-1 : Composantes d'un plan d'assurance de la qualité**

<b>Certification et formation</b>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Certifications requises pour les laboratoires d'analyse</li> <li>• Certifications requises et formation spécialisée pour le personnel sur le terrain (p. ex. santé et sécurité, utilisation de l'équipement, méthodes d'échantillonnage)</li> </ul>
<b>Méthodes d'échantillonnage</b>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Plan d'échantillonnage</li> <li>• Méthode et équipement d'échantillonnage</li> <li>• Procédures de décontamination de l'équipement</li> </ul>
<b>Équipement utilisé sur le terrain</b>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Types d'instrument et spécification des modèles</li> <li>• Exigences relatives à l'étalonnage et documentation</li> <li>• Exigences relatives à l'inspection et à l'entretien des équipements</li> <li>• Exigences relatives à la formation des opérateurs</li> <li>• Étalonnage et inspection</li> </ul>
<b>Manipulation, conservation et analyse des échantillons</b>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Protocoles d'analyse</li> <li>• Contenants des échantillons</li> <li>• Méthode de conservation sur le terrain</li> <li>• Temps de conservation</li> <li>• Exigences relatives à l'entreposage des échantillons (p. ex. emballage, type, température)</li> <li>• Chaîne de conservation, constance de l'étiquetage et de la nomenclature dans la chaîne de conservation et sur les contenants d'échantillons</li> <li>• Objectifs de qualité des données (p. ex. limites de détection, précision, exactitude)</li> <li>• Échantillons de contrôle de la qualité sur le terrain (p. ex. échantillons en duplicata, blancs de transport, blancs de terrain)</li> <li>• Échantillons de contrôle de la qualité en laboratoire (p. ex. échantillons en duplicata, blancs de méthode, matrices et substituts enrichis, matières de référence certifiées ou normalisées)</li> <li>• Fréquence du contrôle de la qualité des échantillons analysés</li> <li>• Autres mesures d'évaluation du rendement (p. ex. audits, analyses interlaboratoires)</li> <li>• Temps de traitement des analyses d'échantillons</li> </ul>
<b>Conservation des documents et des dossiers</b>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Liste de l'équipement informatique et des logiciels utilisés sur le terrain</li> <li>• Exigences relatives à la documentation sur le terrain (p. ex. liste des registres, formulaires, dossiers photographiques)</li> <li>• Procédures concernant l'entreposage et l'archivage des données de terrain</li> <li>• Procédures relatives au transfert de données provenant du laboratoire d'analyse</li> <li>• Procédures relatives à la sécurité des données</li> </ul>
<b>Validation des données</b>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Contrôle des erreurs de transcription ou de manipulation</li> <li>• Revue des paramètres PERCE</li> <li>• Examen des indicateurs de la qualité des données par rapport aux objectifs de qualité et critères d'approbation des méthodes d'analyse</li> </ul>



### 3.2 Indicateurs de la qualité des données

Les critères de rendement et d’approbation des données sont souvent présentés sous forme d’indicateurs de la qualité des données (IQD) (tableau 3-2). Les paramètres PERCE désignent les cinq principaux IQD — précision, exactitude (utilisés dans ce contexte pour déceler les biais), représentativité, comparabilité et exhaustivité. La sélectivité peut également être considérée comme l’un des principaux IQD. Cet indicateur décrit les substances pouvant être quantifiées par la technique et également discriminées des autres substances ciblées ou de substances non ciblées ayant un comportement similaire. Les méthodes de spectrométrie de masse, comparativement aux détecteurs à ionisation de flamme et à d’autres détecteurs non spécifiques, permettent habituellement d’identifier de manière plus sélective et non équivoque un composé chimique. La sélectivité peut s’avérer importante au moment de l’utilisation d’essais de dépistage comme les essais immunologiques visant à repérer des contaminants environnementaux, car les réactifs de trousse d’essais réagissent fréquemment à la présence de composés chimiques de structure similaire et fournissent par conséquent des résultats qui peuvent être fortement biaisés.

**TABLEAU 3-2 : Description des principaux indicateurs de la qualité des données**

<b>IQD</b>	<b>Définition et quantification</b>	<b>Méthodes</b>
Précision	Le degré de concordance entre des mesures répétées d’un même paramètre prises dans des conditions identiques ou similaires. Quantifié à titre de variation relative en pourcentage (VRP) : $\text{VRP (\%)} = (C1-C2) / [(C1+C2)/2] * 100$	Analyses répétées du même échantillon par le laboratoire : mesure de l’échantillon et de la variabilité de la méthode d’analyse. Division d’un échantillon sur le terrain et analyse des deux échantillons : mesure de l’échantillon divisé, des méthodes de manipulation et de la variabilité provenant de l’analyse en laboratoire. Collecte d’échantillons colocalisés et analyse des deux échantillons : mesure de la variabilité à l’échelle locale, de l’acquisition d’échantillons, de la variabilité provenant de la manipulation ou de l’analyse en laboratoire.
Biais	Le degré d’erreur systématique s’éloignant dans une direction ou l’autre de la valeur réelle. $\% \text{ biais} = \% \text{ récupération} - 100$ $\% \text{ biais} = (C - C_{\text{standard}}) / C_{\text{standard}}$	Utilisation de matériel de référence ou analyse d’échantillons de matrice enrichie.
Exactitude	Le degré global de concordance d’une mesure par rapport à une valeur connue; cela inclut les erreurs aléatoires (précision) et les erreurs systématiques (biais).	Analyse d’un document de référence ou nouvelle analyse d’un échantillon auquel on a ajouté une concentration connue de matériel; habituellement présenté sous forme de pourcentage de récupération ou de biais exprimé en pourcentage.
Représentativité	Le degré auquel les données représentent la population à l’étude par rapport à la décision qui doit être prise.	Il faut vérifier si les échantillons prélevés et les mesures effectuées reflètent de manière appropriée les caractéristiques

IQD	Définition et quantification	Méthodes
		mesurées ou étudiées.
Comparabilité	Examen des différents ensembles de données pour déterminer s'ils peuvent être considérés équivalents par rapport à un but commun.	Comparaison du prélèvement et de la manipulation des échantillons, des protocoles d'analyse, des limites de détection et des résultats du CQ (p. ex. récupération, comparaison avec du matériel de référence certifié) pour différents ensembles de données.
Exhaustivité	Degré d'intégralité des données valides recueillies.	Comparaison du nombre de mesures valides (échantillons collectés ou analysés) par rapport aux objectifs de qualité du projet.
Sensibilité	Description de la plus faible concentration ou du plus petit prélèvement que la technique utilisée est capable de détecter ou de quantifier avec un certain niveau de confiance.	Détermination de la concentration minimale ou du plus petit attribut pouvant être mesuré au moyen d'une méthode donnée (limite de la méthode de détection) ou par un laboratoire (limite quantitative).

### 3.3 Contrôle de la qualité

Le contrôle de la qualité comprend des activités techniques utilisées pour mesurer ou évaluer les effets des erreurs ou de la variabilité dans l'échantillonnage et les analyses. Il peut également comprendre des critères d'approbation des données et des mesures correctives en cas de non-respect des critères. Le contrôle de la qualité comprend des vérifications servant à évaluer la qualité analytique du laboratoire, des vérifications visant à évaluer l'influence combinée de l'échantillonnage sur le terrain et des analyses de laboratoire, et des vérifications dans le but d'évaluer spécifiquement les contaminations croisées qui auraient pu survenir pendant l'échantillonnage et la manipulation des échantillons.

#### 3.3.1 Contrôle de la qualité et vérification des échantillons

Voici une liste des principales activités de contrôle de la qualité et de vérification des échantillons effectuées par les **laboratoires** :

- **Étalonnage** des instruments; **ajustement** des spectromètres de masse.
- **Blancs de méthode** — Activité qui consiste à traiter un échantillon propre en même temps et dans les mêmes conditions (p. ex. en utilisant les mêmes réactifs ou solvants) que les échantillons analysés; méthode utilisée pour confirmer que l'instrument, les réactifs ou les solvants utilisés ne sont pas contaminés.
- **Duplicata de laboratoire** — Technique utilisée pour évaluer la précision du laboratoire en procédant à l'analyse de deux échantillons provenant du même contenant d'échantillon.

- **Échantillon substitut enrichi** — Technique utilisée pour évaluer l'efficacité de la récupération en ajoutant à un échantillon dont la concentration est connue, une masse connue de composé qui n'est pas présent dans la nature (p. ex. des composés deutérés comme le toluène-d8) mais qui possèdent des caractéristiques semblables à celles des composés analysés.
- **Échantillon de matrice enrichie** — Technique qui consiste à ajouter une masse connue de substance-cible à un échantillon de matrice possédant une concentration connue dans le but d'évaluer l'influence de la matrice par rapport à l'efficacité de récupération d'une méthode.
- **Matériel de référence normalisé ou certifié** — Matériel de référence dont le contenu ou la concentration a été établi à un niveau très élevé de certitude (habituellement par une agence nationale de réglementation) et qui sert à vérifier l'exactitude des échantillons.

Liste des principales activités de contrôle sur le **terrain** :

- **Échantillons en duplicata** — Technique qui consiste à présenter au laboratoire, sans identification particulière, des échantillons en duplicata ou colocalisés obtenus sur le terrain au moyen d'une méthode d'échantillonnage identique; cette technique a pour but d'évaluer la précision de l'échantillonnage et de l'analyse.
- **Blancs de transport** — Technique par laquelle un échantillon propre de la matrice à analyser est transporté vers le site et à l'extérieur du site sans être ouvert, dans le même contenant que les échantillons analysés; cette technique permet de déterminer si de la contamination croisée a pu se produire pendant l'entreposage et le transport de l'échantillon.
- **Blancs d'équipement** — Échantillons préparés sur le terrain en utilisant par exemple de l'eau non contaminée (distillée – désionisée) ou en passant de l'air à travers le matériel d'échantillonnage (p. ex. les pompes et les tubes); cette technique permet d'évaluer les procédures de décontamination de l'équipement.
- **Blancs de terrain** — Il peut s'agir d'un échantillon propre (p. ex. de l'eau distillée-désionisée) dans une situation où le contenant d'échantillon est exposé aux conditions réelles d'échantillonnage (couvercle retiré) ou lorsqu'un échantillon d'air ambiant est prélevé; cette technique est utilisée pour vérifier la présence d'artefacts qui peuvent être introduits par des conditions de fond.

Les contrôles sur le terrain devraient être exécutés tôt au cours du processus d'étude du site afin d'effectuer les ajustements nécessaires au besoin.

### 3.3.2 Fréquence minimale recommandée pour le contrôle de la qualité des échantillons

La fréquence minimale recommandée pour analyser les duplicata en laboratoire est de 1 sur 20; celle recommandée pour analyser les échantillons de terrain est d'un sur dix. Dans les cas des programmes de plus petite envergure requérant moins de 20 ou de 10 analyses d'échantillons, il

est néanmoins recommandé d'inclure un duplicata dans le lot d'échantillons analysés. Les échantillons en duplicata soumis pour analyse devraient avoir des niveaux suffisamment élevés de contaminants (si possible) pour permettre d'évaluer la précision. Dans le cas du contrôle de la qualité d'autres échantillons, il est recommandé d'inclure un échantillon de vérification par lot (maximum de 20 échantillons par lot).

### 3.4 Objectifs de qualité des données

Les sections précédentes ont décrit les indicateurs de la qualité des données utilisés pour évaluer la précision et l'exactitude des données ainsi que les mécanismes de vérification servant à évaluer la qualité des données. Le plan d'assurance de la qualité d'un projet doit également établir des objectifs de qualité des données ou établir la précision et l'exactitude de la méthode utilisée en s'appuyant sur la méthode d'analyse et la matrice analysée.

Les critères cibles d'approbation pour tous les échantillons de contrôle de la qualité (blancs de méthode, échantillons de contrôle en laboratoire, matrices enrichies, duplicata, substituts [analyses de substances organiques]) de l'ensemble des méthodes d'analyse utilisées à l'appui des *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement (RCQE)* sont énumérés à la section 5 du volume 4.

Habituellement, les laboratoires adoptent ou établissent leurs propres critères d'approbation qui, à différents degrés, se basent sur les exigences de rendement prévues aux protocoles d'analyse applicables (p. ex. USEPA SW-846). En règle générale, les tolérances admissibles concernant le sol sont plus élevées que pour les eaux souterraines en raison de la variabilité causée par la matrice. De façon similaire, la portée des récupérations admissibles est légèrement plus élevée pour les substances semi-volatiles que pour les substances volatiles.

Les objectifs de qualité des données

#### Limites de détection

Plusieurs définitions de limites de détection existent, mais voici celles qui sont les plus pertinentes pour les praticiens :

**Limites de détection de la méthode (LDM) :** La concentration minimale d'une substance à analyser qui peut être mesurée et rapportée, dans le cas d'une matrice donnée ou d'une méthode spécifique, comme étant plus grande que zéro avec un degré de confiance atteignant 99 %.

**Limite de dosage (LD) :** La plus faible concentration d'une substance à analyser qui peut être mesurée de manière fiable à l'intérieur de limites de précision et d'exactitude déterminées dans un contexte de fonctionnement normal, par opposition à la simple détection de cette substance (sans quantification; USEPA, 2002; Gibbons et Coleman, 2001).

**Limite de dosage pratique (LDP) :** Peut également correspondre à la LD, aux limites de déclaration de la méthode ou à d'autres définitions.

**Limite des données de laboratoire (LDL) :** La plus faible concentration d'une substance à analyser rapportée avec un degré raisonnable d'exactitude et de précision, idéalement synonyme de LD ou de LDP. La LDL correspond généralement à 3 à 10 fois la LDM (certaines limites recommandées sont tellement faibles que la LDL correspond à la LDM).

L'incertitude au sujet des concentrations augmente à proximité des limites de détection. Certains laboratoires font état de concentrations détectées en dessous de la LDL (résultats annotés « J »); toutefois, ces concentrations devraient être considérées comme des estimations. Les limites de détection peuvent être augmentées en raison des effets de matrice ou de la dilution des échantillons.

devraient être comparés aux spécifications de rendement de la méthode d'analyse. La limite des données de laboratoire (LDL) constitue une exigence de qualité des données de base; idéalement, l'objectif de qualité des données est de 5 à 10 plus bas que la norme réglementaire. Voici un exemple d'objectif de qualité des données pour un projet : « La méthode de mesure choisie pour le projet doit être capable de détecter la présence de composés X, Y et Z dans l'eau souterraine à une limite de dosage de 1 µg/L avec un taux de récupération (par rapport au matériel de référence certifié) de 70 à 130 % et une précision, par rapport à la VRP, de moins de 20 % . »

### 3.4.1 Duplicata d'échantillons

Les programmes d'échantillonnage doivent inclure des échantillons en duplicata qui seront analysés sur le terrain et en laboratoire. Les critères d'approbation dépendront du protocole d'analyse et du milieu étudié. Le présent document contient des orientations au sujet des substances à analyser les plus courantes (hydrocarbures extractibles, métaux, substances chimiques organiques volatiles et semi-volatiles).

Dans le cas d'échantillons en duplicata d'eau souterraine analysés en laboratoire, la variation relative en pourcentage (VRP) pour les paramètres inorganiques s'établit d'ordinaire à moins de 20 %. Il existe une plus grande variabilité dans le cas des matrices de sol; par conséquent, des VRP légèrement plus élevées, de l'ordre de 30 %, pourraient être jugées raisonnables.

Il existe une plus grande variabilité dans le cas des duplicata de terrain en raison de la variabilité des matrices et des procédures de manipulation et d'échantillonnage. Le degré de précision raisonnable est une question de jugement. Tenant pour acquis que les erreurs pouvant survenir sur le terrain et en laboratoire sont d'ampleur similaire, des critères d'approbation équivalant au double de ceux mentionnés précédemment en résulteraient (c.-à-d. une VRP de 40 % pour l'eau souterraine et de 60 % pour le sol). Signalons que comme les analyses de substances organiques portent sur des « bouteilles entières », tous les duplicata utilisés pour ces analyses sont par nécessité des duplicatas de terrain.

À l'approche de la limite de détection, les critères d'acceptation sont plus souples. Par exemple, à l'intérieur de cinq fois la LDL, il est possible d'utiliser comme critère le fait que la différence entre les concentrations en duplicata devrait être inférieure à deux fois la LDL. Lorsque les critères d'approbation ne sont pas respectés, les procédures d'échantillonnage devraient être revues et les matrices de sol et d'eau souterraine examinées attentivement. La précision réduite prend plus d'importance lorsque les concentrations chevauchent ou se rapprochent des lignes directrices réglementaires.

### 3.5 Présentation des résultats du programme d'AQ/CQ

Les résultats du programme d'AQ/CQ constituent une partie importante du rapport de caractérisation de site. La section du rapport portant sur l'AQ/CQ (ou les annexes) devrait contenir l'information suivante :

- Exhaustivité des données conformément au plan d'échantillonnage et d'analyse.
- Spécifications et registres d'étalonnage des équipements utilisés sur le terrain.

## Chapitre 3 : Assurance et contrôle de la qualité

- Liste du personnel ayant procédé à l'échantillonnage et vérification de leurs champs de compétence lorsque cela est justifié.
- Liste des équipements d'échantillonnage utilisés et description des procédures et des protocoles suivie pendant l'échantillonnage.
- Noms des laboratoires ayant effectué les analyses et preuves de certification concernant les paramètres analysés.
- Contenants d'échantillons et agents de préservation utilisés sur le terrain.
- Procédures d'entreposage et de transport des échantillons.
- Méthodes d'analyse, limites de détection et formulaires de chaînes de conservation.
- Respect des temps de conservation.
- Liste des objectifs de qualité des données prévus au plan d'échantillonnage (p. ex. limites de détection, précision, exactitude).
- Résultats des tests de contrôle de la qualité effectués sur le terrain et en laboratoire (échantillons en duplicata, échantillons enrichis, substitués et échantillons témoins).
- Calcul des indicateurs de qualité des données (p. ex. VRP) concernant les échantillons en duplicata sur le terrain et en laboratoire.
- Explications concernant les dérogations au plan d'échantillonnage et les impacts anticipés sur les résultats.
- Conclusions au sujet de la fiabilité des données fondées sur les résultats du programme d'AQ/CQ.

### 3.6 Références

American Public Health Association (APHA). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. Consulter la mise à jour la plus récente.

American Society for Testing and Materials (ASTM). *Annual Book of ASTM Standards, Section 11 – Water and Environmental Technology*. Consulter la mise à jour la plus récente.

Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2008. *Standards pancanadiens relatifs aux hydrocarbures pétroliers dans le sol : guide d'utilisation*, Conseil canadien des ministres de l'Environnement, Winnipeg. N° de publication 1492.

Gibbons, R.G. et D.E. Coleman, 2001. *Statistical Methods for Detection and Quantification of Environmental Contamination*, Wiley, juillet, 400 p.

United States Environmental Protection Agency, 2002. *Guidance for Quality Assurance Project Plans*, Washington, DC, décembre 2002. Rapport EPA/240/R-02/009. Pour des documents additionnels : [www.epa.gov/quality/qapps.html](http://www.epa.gov/quality/qapps.html).

United States Environmental Protection Agency, *Test Methods for Evaluating Solid Wastes*, SW-846. [www.epa.gov/epaoswer/hazwaste/test/main.htm](http://www.epa.gov/epaoswer/hazwaste/test/main.htm).

United States Environmental Protection Agency. *Methods for Chemical Analysis of Water and Wastes (MCAWW)*. National Technical Information Service (NTIS), 800 553-6847.

## 4 MODÈLE CONCEPTUEL DE SITE POUR LES SITES CONTAMINÉS

Conformément à la description donnée au chapitre 2, un modèle conceptuel de site (MCS) offre une représentation narrative ou graphique des sources de contamination et des processus physiques, chimiques et biologiques ayant lieu, ou ayant eu lieu, dans un site contaminé. L'élaboration d'un MCS propre au site est une première étape cruciale pour caractériser la nature et l'étendue des CPP présents dans la zone étudiée. Le MCS a plusieurs utilités. Il permet la visualisation et le compartimentage des CPP liés à la zone d'étude. Il facilite la compréhension des voies d'exposition possibles et des processus de devenir et de transport qui peuvent altérer la forme et l'emplacement d'un CPP dans l'environnement, et il sert à orienter la conception du programme d'échantillonnage. Le MCS sert également à comprendre quels sont les CPP qui peuvent être présents sur le site, et il permet de visualiser des mécanismes importants de devenir et de transport. Enfin, il offre au personnel du projet et aux décideurs un instrument pour comprendre et faire connaître les risques d'exposition.

Le tableau 2-1 et le volume 2 du guide donnent la liste des éléments généraux à prendre en compte lorsqu'on élabore un MCS propre au site. Comme il a été indiqué plus haut, un MCS doit, au minimum, tenir compte 1) de la migration et des voies d'exposition propres au site; 2) des processus physiques du site; 3) des propriétés chimiques du milieu potentiellement touché; 4) des attributs et des comportements des récepteurs écologiques (p. ex. habitat favorisé, comportement de recherche de nourriture, préférences alimentaires); 5) de la présence et du comportement de récepteurs humains (p. ex. pratiques de pêche et de consommation, accessibilité pour les enfants, présence de travailleurs) (voir le chapitre 9). Il est important de reconnaître que les MCS sont dynamiques (USEPA, 1996; 2002) et susceptibles de changer au fur et à mesure que d'autres informations sur la zone d'étude sont obtenues.

### **Définition du modèle conceptuel de site**

Le modèle conceptuel de site, ou MCS, est une représentation visuelle et une description écrite des liens entre les processus physiques, chimiques et biologiques du site et les récepteurs humains et environnementaux.

L'objet du présent chapitre est de décrire les facteurs importants à prendre en compte au moment de l'élaboration d'un MCS avant l'étude d'un site. Le chapitre est divisé comme suit : 1) examen des sources et des types de produits chimiques qu'on peut trouver dans les sites contaminés; 2) élaboration d'un MCS pour les milieux contaminés suivants : eau souterraine, sol, vapeurs du sol, LNAL et LNAD, eau de surface, sédiments et biotes. Selon les conditions du site, un MCS pour un site particulier tient compte de façon détaillée seulement de l'eau souterraine ou du sol, ou il peut devoir tenir compte de tous ces milieux. Par conséquent, chaque milieu est traité séparément ci-dessous, mais il est important de comprendre et de prendre en considération les interactions entre les milieux avant de planifier l'étude d'un site.

La complexité et l'importance des mécanismes du devenir et du transport diffèrent selon les milieux, et les divers niveaux de détail présentés pour chaque milieu reflètent ces différences. L'examen de l'eau souterraine et des vapeurs du sol, en particulier, se limite à une vue d'ensemble des processus et des questions clés. Il n'est pas destiné à fournir les renseignements théoriques nécessaires à la compréhension des processus complexes du devenir et du transport

des produits chimiques, puisque ces renseignements peuvent être obtenus ailleurs (p. ex. Fetter, 2004; Domenico et Schwartz, 1998; Zheng et Bennett, 1995).

### 4.1 Sources et types de contamination

#### 4.1.1 Vue d'ensemble

Il existe une vaste gamme de sources de contamination de l'environnement que l'on peut classer en deux grandes catégories : sources ponctuelles et sources non ponctuelles ou diffuses. Les fuites de réservoirs de combustible, les déversements accidentels sur des sites industriels, les installations d'élimination des matières résiduelles et les sites d'enfouissement sont des exemples de sources ponctuelles de contamination, tandis que les infiltrations d'eau contenant des engrais agricoles ou les matières salines provenant des eaux de ruissellement des routes constituent des sources diffuses de contamination. Les contaminants potentiellement préoccupants (CPP) peuvent être des substances chimiques organiques ou inorganiques artificielles, des éléments naturels comme l'arsenic ou les radionucléides, des contaminants microbiologiques ou des nutriments de sources agricoles.

Plusieurs contaminants peuvent subir une biodégradation en conditions naturelles. Certains produits de dégradation ou de filiation sont inoffensifs (p. ex. l'eau, le dioxyde de carbone), tandis que d'autres sont plus toxiques ou plus mobiles que la source de contamination (p. ex. le chlorure de vinyle). L'identification des CPP doit donc inclure l'identification des produits de dégradation potentiels.

#### 4.1.2 Types de contamination fréquents

Les types et les sources de contamination les plus fréquents comprennent les composés d'hydrocarbures de pétrole (produits pétroliers, lubrifiants, mazout), les hydrocarbures aromatiques polycycliques (créosote, goudron de houille), les solvants chlorés (solvants de dégraissage, solvants de nettoyage à sec), les solvants non chlorés (essences minérales, naphta), les chlorophénols (produits de préservation du bois), les biphényles polychlorés (équipements électriques, huiles hydrauliques) et les métaux (sites de résidus miniers, de traitement du bois et de placage des métaux). Le tableau 4-1 contient une liste d'activités et d'utilisations du territoire causant de la contamination ainsi que les types et les classes de substances chimiques pouvant être associées à ces utilisations et à ces activités.

L'information du tableau 4-1 est fournie à titre indicatif, car les sources et les types de contaminants peuvent être très variés et complexes. Les évaluateurs de sites devraient effectuer leur propre évaluation concernant la présence de CPP et les activités susceptibles de causer de la contamination. Il est important de comprendre les sources de contamination ainsi que les types et les propriétés des substances chimiques présentes sur un site afin de bien planifier l'étude de ce site. Plusieurs types de contamination très répandus sont décrits dans les paragraphes qui suivent. Ils illustrent de manière non exhaustive la gamme de compositions et de propriétés chimiques devant être prises en considération.



De nombreux sites sont contaminés par des hydrocarbures pétroliers en raison de fuites dans les tuyaux de distribution ou les réservoirs souterrains et en surface (p. ex. les stations-service, les dépôts de stockage, les raffineries ou d'autres installations de manipulation de combustibles). Les produits pétroliers comprennent des distillats légers (p. ex. essence), des distillats légers à moyens (p. ex. kérosène, carburant jet A et jet B), des distillats moyens (p. ex. diesel, mazout n° 2) et des distillats lourds (p. ex. mazout n° 6).

Il convient de prendre en compte les additifs lors de l'analyse des sites contaminés par des hydrocarbures pétroliers. Dans le passé, certains produits d'essence contenaient des additifs comme du plomb tétraéthyle et, moins fréquemment, du dibromoéthylène et du 1,2-dichloroéthane (Falta *et al.*, 2005). Plus récemment, des combustibles oxygénés comme le méthyl-tertiobutyl éther (MTBE), l'alcool tert-butyle (combustible oxygéné qui est aussi un produit de dégradation du MTBE), le tert-amyl méthyl éther (TAME) et l'éthanol ont été ajoutés aux carburants. Enfin, le diesel risque de contenir des agents destinés à réduire les niveaux de suie et de corrosion et contenant des métaux comme le fer, le manganèse et le chrome.

De nombreuses propriétés physiques, chimiques et biologiques importantes sont associées aux additifs. Par exemple, le MTBE est un composé relativement soluble et moins facilement biodégradable que le benzène, l'éthylbenzène, le toluène et les xylènes (BTEX). Des quantités plus élevées d'éthanol peuvent entraîner la création de LPNA résiduels et une solubilité accrue des BTEX.

On trouve souvent de la contamination au goudron de houille sur d'anciens sites de production de gaz manufacturés qui servaient à la production de gaz utilisés pour le chauffage et l'éclairage à l'aide du procédé de gazéification du charbon. La créosote, un produit de préservation du bois courant, est un distillat provenant du goudron de houille qui possède une gamme moins étendue de composés que le goudron de houille. Le goudron de houille et la créosote sont tous deux des mélanges complexes d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) qui représentent généralement environ 85 % des composés présents avec de plus petites quantités d'alkyl-HAP, d'hydrocarbures aromatiques monocycliques (HAM), de phénol du goudron et de résine phénolique (p. ex. les crésols et les phénols), des composés du goudron et d'azote (N)-hétérocyclique (p. ex. quinoléine et carbozole), des hétérocycliques de soufre (p. ex. les tiophènes), d'oxygène (O)-hétérocyclique (p. ex. les dibenzofuranes) et d'amines aromatiques (p. ex. les anilines). Les contaminants non organiques (p. ex. le cyanure) et les métaux peuvent être également associés aux résidus de goudron de houille. Les HAP présents dans le goudron de houille et la créosote possèdent des propriétés physiques et chimiques très variées (p. ex. solubilité, volatilité, coefficients de partage).

Les sources de contamination par les solvants chlorés comprennent les nettoyeurs à sec, les ateliers d'entretien, les fabricants de semi-conducteurs ou d'autres applications industrielles qui utilisent les solvants comme dégraissateurs. Les solvants chlorés les plus répandus comprennent le tétrachloroéthylène (PCE), souvent désigné sous l'appellation perchloroéthylène ou PERC, qui est un contaminant présent sur de nombreux sites de nettoyeurs à sec à l'échelle du Canada et le trichloroéthylène (TCE) souvent utilisé comme dégraisseur. Les produits chimiques comme le PCE et le TCE peuvent se dégrader pour former des composés à plus faible teneur en chlore comme le cis-1,2-dichloroéthylène et le trans-1,2-dichloroéthylène, le 1,1-dichloroéthylène, le

chlorure de vinyle et l'éthène. La dégradation de solvants à plus forte teneur en chlore (PCE et TCE) se produit principalement par un procédé anaérobie de déchloration réductive. L'évaluateur du site devrait être bien au fait de l'existence des réactions potentielles et des produits de filiation rattachés aux solvants chlorés à l'étude. Notons parmi les propriétés importantes la densité (les solvants chlorés sont plus denses que l'eau; voir la section 4.2) et la biotransformation (les taux sont très variables et dépendent de la nature des composés et des conditions biogéochimiques [p. ex. Wiedemeier *et al.*, 1999]).

#### 4.1.3 Sources de contamination diffuses

Une étude exhaustive de la qualité des eaux souterraines au Canada a passé en revue les données disponibles concernant la contamination de ces eaux souterraines par le nitrate, les pesticides et les bactéries. Cette étude a conclu que le niveau de nitrate dans les eaux souterraines constitue une source de préoccupation constante au Canada. Elle a également souligné que de la contamination bactérienne des eaux souterraines avait été observée, tout particulièrement dans les zones où de grandes quantités de fumier sont appliquées (Agriculture et Agroalimentaire Canada, 2000). Les sources de nitrate proviennent principalement des pratiques agricoles, particulièrement dans les zones d'agriculture intensive ou les zones d'exploitation d'élevage à haute densité.

**TABLEAU 4-1 : Contaminants couramment associés à diverses activités**  
(adapté des orientations de Santé Canada sur l'EQPR 2007)  
*Nota : les abréviations sont expliquées à la fin du tableau*

Établissement industriel/Activités	Contaminants potentiels
Activités agricoles	Pesticides, métaux (à titre de composants des pesticides), produits microbiologiques, nitrates
Ateliers d'entretien de machines, fabrication de métaux	Métaux, COV, TCE et produits de dégradation
Ateliers d'imprimerie	Métaux, COV, toluène, xylène, variations du pH
Carrières	Métaux, COV
Cendres provenant d'incinérateurs ou d'autres installations thermiques	Métaux, variations du pH, HAP, BPC, dioxines/furanes (tout dépendant des matières biologiques)
Champs de tir	HAP, métaux (notamment de l'arsenic, de l'antimoine, du plomb), possibilité de pièces d'artillerie (voir « sites de matériel militaire »), herbicides
Cours de triage, entretien des voies ferrées	CHP, BTEX, HAP, COV (incluant solvants et produits dégraissants), phénols, BPC, métaux (notamment arsenic, cadmium, plomb et mercure)
Décharges	Métaux (incluant fer, mercure, plomb, zinc), CHP, BTEX, HAP, COV, phénols, cyanure, PBV, PCDD/PCDF, pesticides, gaz (incluant le méthane, le dioxyde de carbone)
Électroplacage	Métaux (notamment cadmium, chrome, cuivre, nickel, zinc), cyanure, TCE et produits de dégradation, TCA, variations du pH
Élimination et recyclage de batteries	Métaux (notamment arsenic, cadmium, chrome, cuivre, plomb, mercure, nickel, zinc), variations du pH
Entreposage en vrac et recyclage d'antigel	Glycols
Équipement électrique/transformateurs	BPC, HCP (huiles minérales), possibilité d'HAP et métaux

## Chapitre 4 : Modèle conceptuel de site pour les sites contaminés

Établissement industriel/Activités	Contaminants potentiels
Fabrication d'acier/Four à coke	Métaux, BTEX, HAP, CHP, phénol
Fabrication d'encre	HCP, BTEX, métaux
Fabrication d'explosifs ou de munitions	Métaux, nitrates
Fabrication de matériel électronique et d'ordinateurs	Solvants, TCE, TCA et produits de dégradation, HCP, métaux
Fabrication de plastiques	CHP, BTEX, styrène, isocyanure, EDP
Fabrication de produits ignifuges	Métaux (notamment des composés d'antimoine et des composés bromés comme l'éther diphenylique polybromé) PFO, APFO
Fabrication de verre	Métaux (notamment arsenic, cobalt, thorium, uranium, zinc), matériel radioactif, HCP, BTEX, HAP
Fabrication et entreposage d'engrais	Nitrate, chlorure, sulfure, métaux
Fabrication ou entreposage d'adhésifs	Variés selon le type; à base d'eau ou de solvant, produits à base de résine époxyde, adhésifs naturels (p. ex. caoutchouc), solvants, HCP, isocyanate ou cyanocrylates
Fabrique de pâtes et papier	Métaux (notamment bore, cadmium, chrome, mercure, plomb, zinc, argent, titane), COV, phénols, dioxines/furanes, BPC, variations du pH, cyanure
Fonderies et fusion de ferraille	Métaux
Installations de photographie	Métaux (notamment chrome, plomb et mercure), TCA
Laboratoires et installations chimiques abandonnés	Métaux, cyanure, MCA, variations du pH, COV, HAP, BPC, solvants, produits chimiques spécifiques utilisés, entreposés ou manufacturés sur le site
Mines d'amiante, transformation, entreposage en vrac et expédition d'amiante	MCA
Mines de charbon	Métaux, variations du pH, sulfure, HAP
Mines, fusion, traitement du minerai, résidus miniers	Métaux, variations du pH, MCA, cyanure
Nettoyage à sec	PCE et produits de dégradation, certains nettoyeurs à sec plus récents utilisent des produits nettoyants à base d'hydrocarbure
Parcs à ferraille	Métaux, MCA, BTEX, solvants halogénés (notamment TCE, TCA et produits de dégradation), BPC
Parcs à neige	Métaux, chlorure, sel
Pétrole et gaz – sites de forage et d'exploration (têtes de puits, bassins à boue, fosses de brûlage)	Huile brute (CHP (F1 à F4), HAP, BTEX, métaux), eau produite (salinité, sodicité, chlorures, sulfates, solubles inorganiques), fluides de reconditionnement (pH, salinité, méthanol, glycol, dichlorure d'éthylène), additifs chimiques (pH, sel, potassium, salinité, chlorure, sulfates), solvants halogénés
Pétrole et gaz – Huiles usées (retraitement, recyclage ou entreposage en vrac)	CHP, BTEX, COV, métaux
Pétrole et gaz – Installations en aval (stations-service, parcs de stockage)	CHP (notamment F1 et F2), BTEX, HAP (notamment naphthalène), MTBE, composés organiques de plomb, glycols, autres additifs, changements des conditions redox (possible mobilisation de certains métaux)
Pétrole et gaz – pipelines (stations de transfert, fuites, nettoyage)	Huile brute et condensat (CHP (F1 à F4), HAP, BTEX, métaux), cires (F3 et F4), solvants halogénés utilisés pour nettoyer les pipelines
Pétrole et gaz – Raffineries	CHP (F1 à F2), BTEX, COV, métaux

## Chapitre 4 : Modèle conceptuel de site pour les sites contaminés

Établissement industriel/Activités	Contaminants potentiels
Pistes d'atterrissage/aérogares	HCP, BTEX, HAP, éthylène glycol, COV (notamment des solvants de dégraissage), métaux
Placage ou finition de métaux	Métaux, variations du pH, cyanure, solvants chlorés si utilisés pour le nettoyage des métaux
Production et utilisation de pesticides	Benzène, xylène, tétrachlorure de carbone, cyanure, métaux (notamment arsenic, cadmium, plomb et mercure), CCA, COV, pesticides
Quais et embarcadères	Chlorophénols, HAP, CHP, TBT
Récupération de ferraille	Métaux, COV, MCA, cyanure, BPC, CHP, BTEX, HAP
Recyclage de tonneaux et de barils	Cyanure, variations du pH, pesticides, CHP, BTEX, HAP, solvants
Réparation et entretien d'automobiles, ateliers de carrosseries d'automobiles	Métaux (notamment aluminium, cadmium, chrome, plomb, mercure), COV, CHP, BTEX, HAP, acétone, tétrachlorure de carbone, PCE et produits de dégradation, TCE et produits de dégradation, éthylène glycol, CFC, variations du pH
Sel, entreposage	Chlorure, sel
Sites de matériel militaire	Métaux, phénols nitrosubstitués et benzènes, trinitrotoluène (TNT), composés nitroaromatiques, cyclonite (RDX), hexahydro-1,3,5-trinitro-1,3,5-triazine, nitroglycérine, COV et COSV (incluant la formaldéhyde), toluène, herbicides, perchlorate, explosif nitramine cyclique HMX (octahydro-1,3,5,7-tétranitro-1,3,5,7-tétrazocine) et munitions non explosées (UXO)
Tanneries	Métaux, benzène, cyanure, COV, phénols, formaldéhyde, variations du pH, tanins et lignines
Teintureries	HAP, benzène, toluène, métaux (notamment cadmium, chrome, cuivre, plomb, mercure, nickel, zinc) anilines, amines, quinoléines, variations du pH
Traitement et préservation du bois	Chlorophénols, phénols, HAP, CHP, BTEX, métaux (ACC)
Usine de peinture	Benzène, toluène, xylène, métaux (notamment cadmium, chrome, plomb, mercure, zinc), herbicides/fongicides, COV
Usines de gazéification du charbon/sites de goudron de houille	HAP, BTEX, cyanure, phénols, ammoniacque, métaux (notamment de l'aluminium, du chrome, du fer, du plomb, du nickel), variations du pH
Zone de formation de lutte contre les incendies	CHP, HAP, COV (notamment des solvants), plomb, MTBE, PFOS, APFO

ACC = arséniate de cuivre chromaté, composé contenant de l'arsenic, du chrome et du cuivre; APFO = acide perfluorooctanoïque; BPC = biphenyles polychlorés; CFC = chlorurofluorurocarbone; MTBE = méthyl tert-butyl éther; CHP = composés d'hydrocarbures pétroliers; COSV = composés organiques semi-volatils; COV = composés organiques volatils; EDP = éther diphénylique polybromé; F1 à F4 = fractions d'hydrocarbures pétroliers telles que définies dans CCME (2008); HAP = hydrocarbures aromatiques polycycliques; MCA = matériaux contenant de l'amiante; BTEX = benzène, toluène, éthylbenzène, xylène; PCDD/PCDF = polychlorodibenzodioxines et polychlorodibenzofuranes; PCE = tétrachloroéthylène; PFOS = perfluorooctanesulfonate; TCA = trichloroéthane; TCE = trichloréthylène; TBT = tributylétain; UXO = munition explosive non explosée.

### 4.1.4 Produits chimiques nouveaux ou moins répandus

Il existe plusieurs produits chimiques nouveaux ou moins répandus qui sont présents dans les milieux environnementaux et qui reçoivent une attention grandissante, par exemple : 1,4-dioxane, perchlorate, N-nitrosodiméthylamine (NDMA), perfluorooctanesulphonate (PFOS) et 1,2,3-trichloropropane (encadré 4-1). Même si les informations au sujet de l'identification et de l'importance des produits chimiques non visés par les *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement* sont parfois limitées, l'évaluateur du site devrait être conscient qu'il est essentiel de procéder à l'évaluation de tous les produits chimiques potentiellement

préoccupants. Le CCME recommande au promoteur d'évaluer les concentrations de fond et d'examiner les critères applicables dans d'autres territoires ou pays. Le promoteur est invité à contacter les autorités de réglementation appropriées afin de discuter des approches qu'elles proposent. Une évaluation plus poussée des substances chimiques pour lesquelles il n'existe pas jusqu'à présent de lignes directrices réglementaires devrait normalement avoir lieu dans le cadre de l'évaluation du risque d'un site.

Les méthodes décrites dans le volume 4 peuvent servir à l'analyse de ces contaminants et d'autres produits chimiques émergents.

### **ENCADRÉ 4-1 : Produits chimiques nouveaux ou moins répandus potentiellement préoccupants**

**1,4-dioxane** : Ce produit chimique est utilisé comme stabilisateur des solvants chlorés, particulièrement dans le cas du 1,1,1-trichloroéthane. Le rejet de solvants chlorés peut s'avérer la principale source de 1,4-dioxane dans l'environnement. Il s'agit d'une substance chimique très soluble et par conséquent très mobile dans les eaux souterraines.

**Éther diphenylique polybromé (EDP)** : Une famille d'ignifugeants utilisés dans de nombreux produits comprenant les ordinateurs, les imprimantes, les téléphones cellulaires, les téléviseurs, les appareils à micro-ondes, les meubles rembourrés, les mousses plastiques et les tapis. Ces produits chimiques ont récemment été détectés dans des biosolides provenant de boues d'épuration (Gorgy *et al.*, 2006).

**Perchlorates** : Ces produits chimiques sont des sels dérivés de l'acide perchlorique (p. ex. le perchlorate d'ammonium). Ils sont produits de manière naturelle et par des procédés industriels comme oxydants dans le carburant de fusée et comme composants de pièces pyrotechniques et de coussins de sécurité gonflables et comme engrais au Chili. La plupart des perchlorates sont solubles dans l'eau, et par conséquent très mobiles dans les eaux souterraines.

**Perfluorooctanesulfonate** : Le perfluorooctanesulfonate (PFOS) est un composé exceptionnellement stable dans les applications industrielles et dans l'environnement à cause des liaisons très fortes entre le carbone et le fluor. Le PFOS est un fluorosurfactant plus efficace que les hydrocarbures pour abaisser la tension superficielle de l'eau. Bien que l'on porte d'ordinaire une attention particulière à l'isomère à chaîne linéaire (n-PFOS), le plus souvent rencontré dans les préparations commerciales et les échantillons prélevés dans l'environnement, il existe 89 congénères à chaînes linéaires ou ramifiées qui risquent de présenter des propriétés physiques, chimiques et toxicologiques différentes. Le PFOS et l'APFO (acide perfluorooctanoïque) sont également utilisés dans la fabrication de mousse à formation de pellicule aqueuse (mousse AFFF) ou de mousse « alcoolisée » utilisées pour combattre les incendies.

**N-nitrosodiméthylamine (NDMA)** : L'une des nombreuses nitrosamines, la NDMA est un sous-produit de la chloration des eaux usées et de la fabrication de pesticide, de pneus en caoutchouc, d'alkylamines et de teintures, et une composante du carburant liquide de fusées (Environnement Canada, 2002). Il peut s'agir d'une substance chimique potentiellement préoccupante lorsque les eaux usées traitées sont utilisées pour réalimenter les eaux souterraines, bien que la NDMA semble pouvoir se biodégrader assez facilement dans les eaux souterraines (Bradley *et al.*, 2005).

## 4.2 Modèle conceptuel pour la caractérisation des LNAL et des LNAD

Les objectifs de la sous-section sont : 1) de permettre de comprendre la façon dont le MCS est utilisé dans l'évaluation des liquides non aqueux (LNA); 2) de reconnaître les mécanismes de devenir et de transport qui influent sur la migration des LNA dans l'environnement et 3) d'aborder les caractéristiques uniques des LNA qui doivent être prises en considération au moment de l'élaboration d'un MCS pour la caractérisation d'un site.

Les liquides non aqueux (LNA) sont des liquides en phase séparée et sont immiscibles lorsqu'ils se trouvent en contact avec l'eau. Les différences de propriétés physiques et chimiques entre l'eau et les LNA créent une interface entre les liquides qui les empêchent de se mélanger. Les LNA sont habituellement classés comme étant légers (LNAL, qui possèdent une densité moindre que l'eau) ou comme étant denses (LNAD, qui ont une densité plus supérieure à l'eau). Les LNAL courants comprennent les produits pétroliers comme l'essence, le diesel, le carburant pour avions et les lubrifiants. Les LNAD courants comprennent des produits comme la créosote, la houille de goudron et les solvants chlorés comme le trichloréthylène et le tétrachloroéthylène.

Le mouvement des LNAL sous la surface du sol est contrôlé par divers procédés. Quand ils sont rejetés, les LNAL se déplacent vers le bas sous la force de la gravité et latéralement sous l'effet des forces capillaires. Lorsqu'un petit volume de LNA est rejeté, il s'infiltré dans les zones non saturées jusqu'à ce que sa masse soit immobilisée dans les pores du sol par l'effet des forces capillaires. Les LNAL peuvent également se répandre latéralement dans la zone non saturée s'ils rencontrent des couches à grains fins. Lorsqu'un volume suffisant de LNAL est rejeté, il migre jusqu'à atteindre la frange capillaire où tous les pores sont remplis d'eau. Les forces de flottabilité et l'augmentation du contenu en eau ont pour effet de limiter l'étendue des mouvements verticaux des LNAL. Par conséquent, les LNAL moins denses migrent de manière latérale parallèlement aux franges capillaires. Règle générale, la migration des LNAL suit la direction des gradients de la nappe phréatique. Toutefois, lorsque le mouvement des LNAL à la surface est plus important que la migration latérale, on observe parfois un renflement ou un écoulement radial des LNAL.

Le mouvement des LNAD est semblable à celui des LNAL dans les zones non saturées; toutefois, puisque les LNAD sont plus denses que l'eau, on les trouve souvent sous la nappe phréatique. Dans le cas des LNAD, les forces capillaires, qui sont une fonction à la fois des propriétés du fluide (LNAD) et du sol, ont un effet critique sur la distribution souterraine des LNAD. Lorsque des dépôts de sol à grains plus fins (p. ex. argile ou silt) sont rencontrés, le LNAD peut migrer le long de ces dépôts et avoir tendance à former des bassins ou des flaques. Toutefois, la pénétration du LNAD peut parfois survenir à des endroits où les couches semi-perméables ne sont pas uniformes ou sont discontinues (p. ex. il peut y avoir des « fenêtres » dans la couche semi-perméable permettant le passage des LNAD), ou par des voies

### **Définitions des LNA**

Les liquides non aqueux qui sont continus et interreliés dans les pores du sol (potentiellement mobiles) sont souvent désignés comme étant des **LNA en phase continue** ou **en phase libre**. Les taches ou les poches de LNA qui sont laissées derrière au cours du processus de migration (immobilisées par les forces capillaires) sont souvent désignées sous l'appellation **saturation résiduelle** ou **LNA résiduel**.

préférentielles (p. ex. des fractures verticales ou des trous de racines dans le till ou l'argile) lorsqu'elles existent.

L'évaluateur de site devrait être bien conscient des enjeux importants liés à la contamination par les LNAL et les LNAD. Les zones contenant des LNAL et des LNAD sont souvent des sources à long terme de contaminants dissous dans le panache de l'eau souterraine qui doivent être adéquatement délimitées avant le début des travaux d'assainissement. Bien qu'il soit essentiel d'utiliser les techniques d'enquête appropriées pour les deux types de contamination du panache de l'eau souterraine, l'étude des LNAD présente des défis importants, car leurs zones et leurs voies de migration peuvent être difficiles à repérer. Une approche indirecte est souvent utilisée pour repérer la présence de LNAD en comparant les concentrations de substances chimiques dissoutes mesurées dans un puits d'eau souterraine avec la limite de solubilité théorique de la substance chimique. Très souvent le seuil choisi pour détecter la présence possible de LNAD équivaut à une concentration dissoute excédant 1 % de sa « solubilité théorique effective » (c.-à-d. « 1 % en règle pratique »). La stabilité des zones de LNAL et de LNAD est un autre facteur de grande importance. Encore une fois, cette stabilité peut être difficile à déterminer, car leurs mouvements peuvent être lents et de subtils changements des conditions hydrogéologiques peuvent entraîner une nouvelle mobilisation. Le document SABCS (2006a) fournit une évaluation détaillée de la mobilité des LNAL.

### 4.3 Modèle conceptuel pour la caractérisation de l'eau souterraine

Les objectifs de la sous-section sont : 1) de permettre de comprendre comment le MCS est utilisé pour déterminer les emplacements probables des CPP dans une zone d'étude où l'eau souterraine est un milieu environnemental d'intérêt et 2) de reconnaître les mécanismes de devenir et de transport importants pour les CPP dans l'eau souterraine et les façons dont l'exposition aux CPP peut se produire dans l'eau souterraine.

La figure 4-1 présente un exemple de modèle conceptuel de site se rapportant à une voie d'eau souterraine. Les sections suivantes donnent un aperçu du devenir et des processus de transport pertinents dans le cadre de ce modèle. Pour procéder à l'évaluation des voies d'eaux souterraines, il est essentiel de comprendre le devenir des contaminants et leur processus de transport vers les récepteurs. Les contaminants dissous dans l'eau interstitielle du sol migreront vers la nappe phréatique par la voie des eaux d'infiltration. En dessous de la nappe phréatique, les eaux d'infiltration migreront par advection, dispersion et diffusion en se mélangeant avec l'eau souterraine en mouvement. Le mélange sera favorisé par les fluctuations des eaux souterraines. Le panache de contamination peut se répandre au fur et à mesure qu'il migre de sa source par l'effet d'un nouvel apport d'eau propre le long de l'écoulement. Le contaminant migrera, à divers degrés, dans la direction du mouvement des eaux souterraines et pourra entrer en contact avec des récepteurs humains par les eaux de puits, ou des récepteurs écologiques au moment de la décharge dans des eaux de surface.

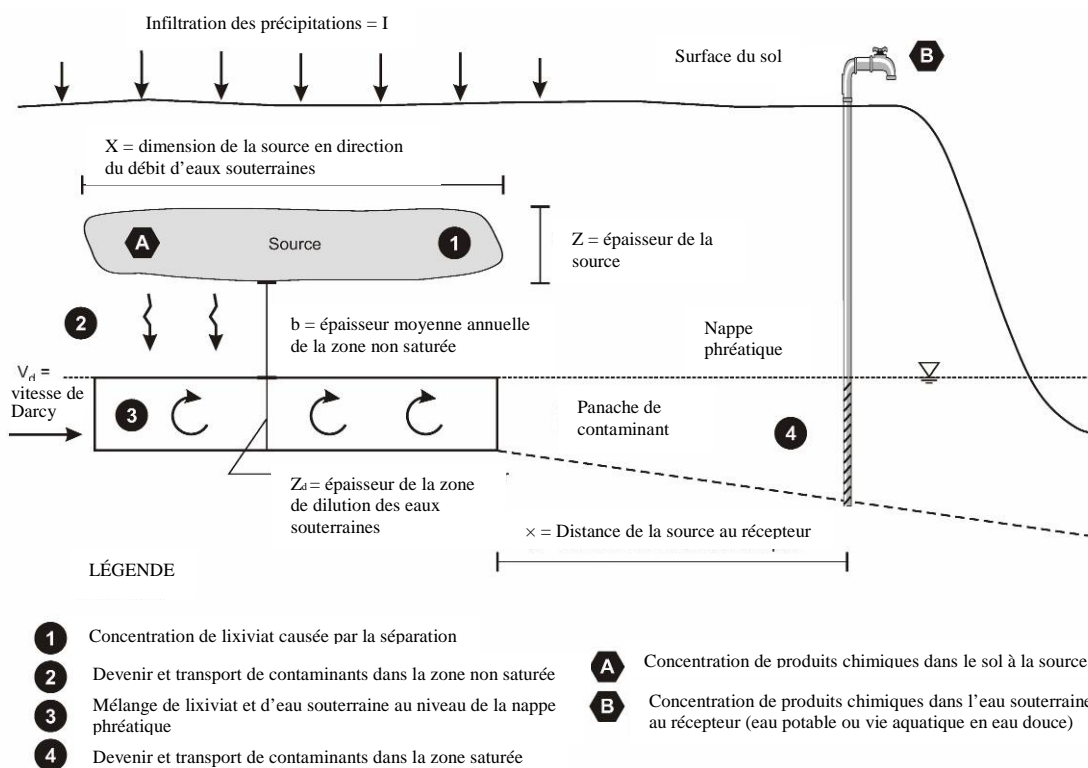


Figure 4-1 : Modèle conceptuel de voie d'eau souterraine

#### 4.3.1 Répartition des contaminants

Les substances chimiques absorbées par les particules du sol ou présentes sous forme de LNA se répartissent à divers degrés dans l'eau du sol qui se trouve dans la zone non saturée. Il existe des modèles de répartition bien établis concernant les composés organiques non ioniques qui s'appuient sur une répartition linéaire d'équilibre entre les contaminants en phase aqueuse et ceux absorbés par des carbones organiques (en l'absence de LNA). Ces modèles sont décrits de manière plus détaillée dans la section 4.5.2. Les processus qui influent sur la répartition des contaminants sont beaucoup plus complexes dans le cas des métaux et comprennent notamment la complexation d'ions, la complexation de surface et la précipitation. Citons parmi les facteurs importants de répartition des métaux le pH, la concentration de métaux dans la solution, la teneur en carbone organique et la teneur en oxyde de fer hydraté.

Lorsqu'un LNA composé d'une seule substance chimique est présent, la solubilité de cette substance chimique représente la plus forte concentration possible en phase dissoute pouvant se trouver dans l'eau souterraine. Toutefois, lorsqu'il s'agit d'un mélange de substances chimiques, la solubilité d'une substance chimique individuelle sera moindre que sa solubilité pure (théorique). Sa solubilité dans le mélange sera approximativement proportionnelle au produit de sa fraction molaire dans le liquide et de son coefficient d'activité :



$$C_i w = \gamma_i X_i S_i \quad [4.1]$$

où  $C_i w$  représente la concentration aqueuse (mg/L),  $\gamma_i$  le coefficient d'activité (adimensionnel),  $X_i$  la fraction molaire (adimensionnelle) et  $S_i$  la solubilité chimique pure (mg/L). Dans la plupart des cas, on peut présumer que le coefficient d'activité est égal à l'unité pour les mélanges de substances chimiques organiques. Des corrections sont requises pour les substances chimiques comme le naphthalène, qui sont normalement solides, mais qui existent à l'état liquide dans des mélanges comme le diesel et la créosote (Schwarzenbach *et al.*, 2003).

### 4.3.2 Transport des substances chimiques dans les zones non saturées

Le devenir et le transport des substances chimiques en phase aqueuse dans la zone non saturée (ou zone vadose) dépendent de nombreux processus incluant l'advection, la dispersion, la diffusion, la sorption, la dégradation ou la désintégration et la volatilisation. L'advection correspond au mouvement de masse de l'eau sous un gradient hydraulique, tandis que la diffusion correspond au processus de transfert de substances chimiques d'un potentiel chimique élevé vers un potentiel chimique plus faible par l'entremise d'un mouvement moléculaire aléatoire (Robinson et Stokes, 1959). La sorption des substances chimiques dissoutes dans l'eau du sol sur le carbone organique ou les surfaces minérales entraînera un ralentissement de leur mouvement de masse.

Dans le cas des substances chimiques organiques courantes comme le benzène, le toluène, l'éthylbenzène et les xylènes, la biodégradation se produit dans l'eau souterraine dans des conditions aérobies ou anaérobies. Des réactions cinétiques semblables seraient attendues dans la zone non saturée, sauf dans des conditions très sèches. La volatilisation peut constituer un important mécanisme de perte de masse des substances chimiques volatiles dans la zone vadose. La dispersion mécanique dans la zone non saturée n'a pas fait l'objet de recherches aussi intensives que la dispersion en zone saturée, bien que certaines expériences aient été menées sur le terrain dans lesquelles on a mesuré une dispersivité longitudinale de plus de 10 cm (Charbonneau et Daniel, 1993). Théoriquement, la dispersion transversale dans la zone non saturée peut être très variable selon le potentiel de digitation ou d'expansion dans un sol à stratification horizontale.

En ce qui a trait au transport de l'eau souterraine en milieu non saturée, la quantité d'eau qui s'infiltre dans le sol de la zone vadose par advection a un impact direct sur les quantités de substances chimiques transportées vers la phase aqueuse par les eaux souterraines. Il est possible de caractériser les processus atmosphériques et superficiels qui influent sur l'infiltration à l'aide d'un modèle d'équilibre hydrique décrivant les composantes fondamentales de l'hydrologie superficielle en ce qui a trait aux précipitations, à la fonte de la neige, aux eaux de ruissellement, à l'évaporation potentielle, à l'évaporation du sol, à l'absorption et à la transpiration par les plantes, aux changements d'humidité du sol à proximité de la surface et enfin à l'infiltration nette ou à la percolation (figure 4-2). La prédiction de l'infiltration doit s'appuyer sur une caractérisation adéquate de l'hydrologie superficielle et tenir compte des forces et des processus qui dirigent les mouvements de montée et de descente de l'eau (et de vapeur d'eau) à la surface du sol et dans la couche limite de surface.

Tout comme dans les couches aquifères saturées, le flux descendant de l'eau à travers la zone non saturée (advection) est ralenti par les grains solides. Toutefois, contrairement à l'écoulement en milieu saturé, les interactions entre l'air, l'eau et la matrice du sol créent des effets capillaires qui affectent le niveau d'humidité dans la zone vadose et la vitesse des mouvements de l'eau (conductivité hydraulique).

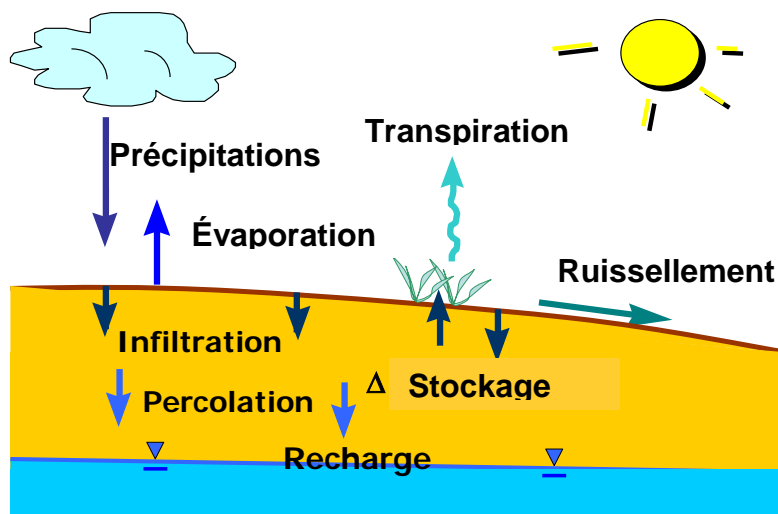


Figure 4-2 : Modèle conceptuel d'équilibre hydrique

### 4.3.3 Transport des contaminants dans les eaux souterraines

Le devenir et le transport des substances chimiques dans les zones saturées dépendent de processus similaires à ceux rencontrés dans les zones non saturées, notamment l'advection, la dispersion, la diffusion, la sorption, la dégradation ou la désintégration et la volatilisation. Il existe des modèles de répartition bien établis concernant les composés organiques non ioniques qui s'appuient sur une répartition linéaire d'équilibre entre les contaminants en phase aqueuse et ceux absorbés par des carbones organiques. La biodégradation aérobie et la biodégradation anaérobie entraînent toutes deux une atténuation importante des panaches dissous composés d'hydrocarbures pétroliers (Wiedemeier *et al.*, 1999). Les mécanismes d'advection

#### Concepts d'écoulement de l'eau souterraine

Les spécialistes des eaux souterraines ont élaboré plusieurs concepts hydrogéologiques utiles qui aident à comprendre les mouvements des eaux souterraines. Les eaux souterraines s'écoulent essentiellement dans deux types de milieux souterrains : les milieux poreux et les milieux fracturés. Les milieux poreux sont composés d'agrégats de particules individuelles comme le silt, le sable ou le gravier. Les milieux fracturés sont faits de sols (p. ex. l'argile) ou de substratums rocheux au sein desquels les eaux souterraines s'écoulent par les fractures, les fissures ou d'autres ouvertures. Les zones aquifères sont définies comme étant des dépôts géologiques relativement perméables (parfois définis sur la base des eaux souterraines retenues en quantités économiques) tandis que les aquitards sont des unités relativement imperméables. Un aquifère non confiné est limité par la nappe phréatique alors qu'un aquifère confiné se trouve en dessous d'un aquitard.

et de dispersion influent sensiblement sur le transport des substances chimiques dissoutes dans des sols relativement perméables, tandis que les autres mécanismes de transport ont une plus grande importance dans les sols de perméabilité faible ou modérée.

Les eaux souterraines se déplacent en fonction des différences de charges hydrauliques qui sont le résultat des différences de potentiel énergétique provenant de la pression et de l'élévation des eaux souterraines. À une échelle régionale, les eaux souterraines s'écoulent à partir des zones d'alimentation dans les hautes terres, où surviennent les précipitations, vers les zones de décharge de faible élévation en formant des sources et en se jetant dans les ruisseaux, les rivières, les lacs, les milieux humides et les océans. Dans les zones de décharge, les charges hydrauliques mesurées en profondeur sont parfois plus élevées que la surface du sol, créant ainsi des conditions de puits artésien jaillissant (le niveau de l'eau du puits s'élève au-dessus de la surface du sol et du débit normal du puits.) À l'échelle locale et régionale, les eaux souterraines s'écoulent à partir de l'emplacement qui présente la charge hydraulique la plus élevée vers les régions de moindre altitude en perdant de l'énergie tout au long du trajet d'écoulement. La perte d'énergie est proportionnelle à la conductivité hydraulique ( $K$ ), qui correspond à la capacité de diffusion de l'eau dans le sol en fonction des propriétés du sol et du fluide. La porosité, la dimension des pores et la continuité des pores sont des éléments importants qui influent sur la conductivité hydraulique. La loi de Darcy qui régit l'écoulement des eaux souterraines est exprimée de la façon suivante :

$$q = -K \cdot dh/dl \quad [4.2]$$

où  $q$  représente la décharge spécifique [ $(L^3/L^2)/T$ ] et  $dh$  (L) la différence de charge hydraulique sur une distance  $dl$  (L). La décharge spécifique est également connue sous le nom de flux de Darcy ou de vitesse de Darcy. La décharge spécifique, ou le volume d'eau souterraine s'écoulant à travers une unité de la surface de la section mouillée, ne doit pas être confondue avec la vitesse  $v$  (L/T) :

$$v = q/n_e \quad [4.3]$$

où  $n_e$  représente la porosité effective (-) du sol.

La conductivité hydraulique peut varier de plusieurs ordres de grandeur sur des distances relativement courtes sous la surface du sol. Par exemple, dans une séquence hydrostratigraphique où une unité de sable grossier laisse progressivement la place à une unité de silt, le changement de conductivité hydraulique pourrait varier de  $10^{-3}$  m/s dans le sable à  $10^{-7}$  m/s dans le silt. Comme la vitesse de l'eau souterraine est proportionnelle à la conductivité hydraulique, cela peut entraîner un changement de vitesse de quatre ordres de grandeur entre ces unités. De plus, la vitesse de l'eau souterraine varie généralement à l'intérieur d'une même unité hydrostratigraphique en raison de l'hétérogénéité du milieu souterrain, quoique ces changements soient généralement de moins d'un ordre de grandeur.

La dispersion entraîne dans les faits une dilution de la contamination pendant la migration du panache et est habituellement beaucoup plus importante en direction longitudinale qu'en direction transversale au débit. Le degré de dispersion dépend de « l'échelle », ce qui signifie que

plus la région occupée par le panache du contaminant est grande, plus grande est l'importance de la dispersion. La dispersion dépend également de l'hétérogénéité de l'aquifère. En raison de ces facteurs, cette variable relativement difficile à mesurer sur le terrain est généralement estimée en s'appuyant sur des connaissances empiriques tirées de la documentation scientifique.

À l'exception du chlorure et des produits chimiques similaires, qui ne sont pas affectés par la sorption, les substances chimiques dissoutes dans l'eau souterraine se déplacent généralement en milieu souterrain à des vitesses moindres que celle de l'eau. La vitesse des contaminants  $v_c$  (L/T) est exprimée de la façon suivante :

$$v_c = v / R \quad [4.4]$$

où  $R$  correspond à un facteur de ralentissement tenant compte des effets de la sorption sur la migration des contaminants. Pour la plupart des contaminants, le facteur de ralentissement est plus élevé dans les sols riches en matières organiques que dans les sols principalement minéraux. Le contenu en matière organique dans les échantillons de sol est généralement exprimé sous forme de fraction de carbone organique  $f_{oc}$  (-).

### 4.3.4 Considérations relatives au substratum rocheux fracturé

Les propriétés du substratum rocheux fracturé peuvent varier considérablement, allant du substratum granitique parsemé de petites fractures aux dépôts de calcaire comprenant de larges ouvertures causées par la dissolution, communément appelée dépôts karstiques. Dans la plupart des aquifères du substratum rocheux, les eaux souterraines migrent principalement de manière discontinue, dans les fractures et les joints de la matrice rocheuse. L'écoulement peut également se produire dans la matrice rocheuse en présence d'une porosité secondaire importante (p. ex. dans le calcaire vacuolaire). La vitesse de l'eau souterraine peut être rapide et l'influence du pompage peut être perceptible dans les grandes superficies, ce qui peut avoir des implications potentielles pour la protection des têtes de puits de sources d'approvisionnement en eau potable (Crowe *et al.*, 2003).

L'écoulement des eaux souterraines dans le substratum rocheux fracturé est un processus complexe. Par conséquent, les connaissances et les techniques utilisées pour caractériser l'écoulement de l'eau souterraine et le transport des substances chimiques dans les milieux poreux ne peuvent pas être facilement appliquées à ce milieu. Deux approches sont traditionnellement utilisées pour conceptualiser l'écoulement des eaux souterraines dans le substratum rocheux fracturé : i) une approche sans continuum (réseau de fractures discrètes ou RFD); ii) une approche de continuum (milieu poreux équivalent ou MPE). Ces approches sont décrites dans le document CNR 1996 et résumées dans les paragraphes qui suivent. Les modèles de RFD peuvent être appliqués lorsque des fractures individuelles ou des groupes de fractures influent sensiblement sur l'écoulement des eaux souterraines et le transport de soluté. La modélisation de l'écoulement et du transport au moyen d'une approche de RFD est très complexe et tient pour acquis que l'écoulement des fluides peut être prédit en s'appuyant sur la connaissance de la géométrie des fractures et les données relatives aux propriétés hydrauliques des fractures individuelles. Comme il existe toujours des incertitudes au sujet de la géométrie et des priorités des réseaux de fractures, les modèles de RFD s'appuient beaucoup sur des concepts

statistiques pour formuler des prédictions. Dans le cas de l'approche du MPE, les fractures individuelles ne sont pas traitées de manière explicite, et les propriétés hydrauliques représentent plutôt le comportement moyen de plusieurs fractures. Des concepts similaires à ceux appliqués dans le cas des milieux poreux peuvent servir à modéliser le transport des contaminants sous le MPE. Toutefois, ces prédictions ne sont valides que lorsqu'il est possible d'établir un volume moyen raisonnable.

L'écoulement de l'eau souterraine dans les fractures individuelles peut être décrit à l'aide d'une loi cubique où la conductivité hydraulique d'une fracture est fonction de son ouverture. Dans le cas d'un ensemble de fractures planes, la conductivité hydraulique d'un milieu poreux peut être estimée lorsque de l'information est disponible au sujet de la densité et de l'espacement des fractures (Snow, 1968).

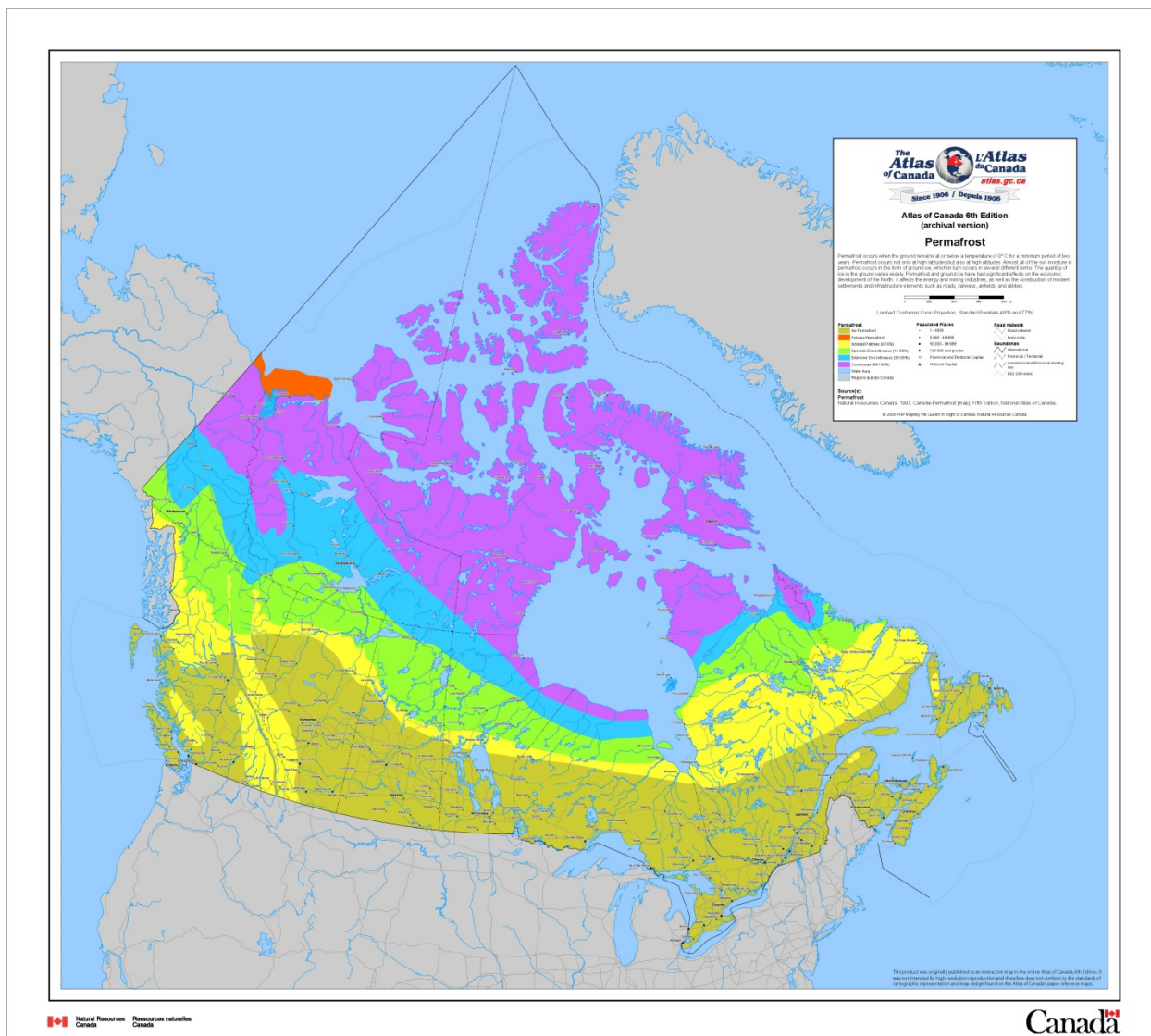
Les méthodes de caractérisation de sites décrites dans le présent guide sont, à divers degrés, applicables pour le substratum rocheux fracturé, particulièrement si ce substratum peut être caractérisé à l'aide d'une approche de MPE, selon les conditions du site. Il est recommandé de consulter des spécialistes dans ce domaine pour obtenir des directives plus approfondies lorsque cela est pertinent.

### 4.3.5 Considérations relatives au pergélisol

La plus grande partie des trois territoires du Canada de même que certaines régions nordiques des provinces sont couvertes par des zones de pergélisol continu ou discontinu (figure 4-3). Le pergélisol est généralement défini comme un terrain (sol ou roche) qui conserve une température de 0 °C ou moins pendant deux ans ou plus (NRC, 1988). Quatre phases sont présentes dans le pergélisol : glace, eau, air et sol. Généralement on ne trouve pas de pergélisol sous les lacs et les rivières, mais plutôt des taliks.

Le régime d'écoulement des eaux souterraines, tout particulièrement dans le pergélisol discontinu, peut être extrêmement complexe; il est contrôlé par la saturation en glace, des fractures discrètes et des canaux dans le sol, et varie souvent selon les saisons. À une échelle locale, le développement saisonnier d'une couche active peut offrir des voies perméables pour le mouvement de l'eau et des contaminants sous la surface. Le dessus du pergélisol peut également comprendre une zone saturée appelée « eau souterraine suprapergélisol ». Le contenu de glace du pergélisol peut varier considérablement, et on ne devrait pas présumer que le pergélisol constitue une barrière pouvant contrer la migration des contaminants. Le pergélisol sec désigne le sol ou le substratum rocheux où la température demeure sous 0 °C, mais où les pores sont pour la plupart libres de glace.

La caractérisation de l'écoulement des eaux souterraines et des voies de transport des contaminants dans le pergélisol peut s'avérer très complexe. Outre les méthodes classiques, des techniques spécialisées peuvent être utilisées afin de caractériser les zones de pergélisol, incluant des techniques géophysiques comme le géoradar, la résistivité en courant continu, et le débitmètre à impulsion thermique. Les méthodes de caractérisation des contaminants dans le pergélisol vont bien au-delà de la portée du présent guide. Des spécialistes de cette question devraient être consultés au besoin.



**Figure 4-3 : Distribution du pergélisol continu et discontinu au Canada**  
(Atlas du Canada, 6<sup>e</sup> édition, Ressources naturelles Canada

<http://geogratis.gc.ca/api/fr/nrcan-mcan/ess-sst/dc7107c0-8893-11e0-aa10-6cf049291510.html>

#### 4.4 Modèle conceptuel de site pour la caractérisation du sol

Les objectifs de la sous-section sont : 1) de permettre de comprendre comment un MCS est utilisé pour déterminer l'emplacement probable des CPP dans le sol dans les zones d'étude où le sol est un milieu d'intérêt et 2) de reconnaître les mécanismes de devenir et de transport importants pour les CPP dans le sol et les façons dont l'exposition aux CPP peut se produire dans le sol.

Tel qu'indiqué plus haut, il existe une vaste gamme de sources de contamination du sol, ponctuelles et non ponctuelles. Les fuites de réservoirs de combustible, les déversements accidentels dans des sites industriels et les installations d'élimination des matières résiduelles comme les fosses de brûlage, les lagunes et les décharges sont des exemples de sources

ponctuelles qui peuvent causer la contamination du sol. L'eau de ruissellement des routes contenant du sel, l'eau de ruissellement contenant des fertilisants agricoles et les dépôts de sédiments contaminés ou de terre transportés au cours d'inondations représentent des sources non ponctuelles de contamination.

Dans le cadre de l'évaluation du risque, il est primordial de comprendre les sources de contamination du sol et la répartition des contaminants dans le but d'évaluer les voies d'exposition potentielles.

Plusieurs facteurs différencient le sol des autres milieux en ce qui a trait aux exigences de caractérisation du site (voir le tableau 2-3). Par exemple, la contamination du sol est souvent très variable sur des distances relativement petites. Alors que les substances chimiques organiques présentes dans l'eau souterraine ont tendance à former des panaches de manière relativement prévisible, la contamination du sol peut être discontinue et dispersée selon la nature de la source de contamination. Les changements temporels des concentrations dans le sol ont tendance à être très lents et sont généralement sans grandes conséquences; par conséquent, les considérations temporelles ne sont habituellement pas d'une très grande importance dans le cas de la contamination des sols<sup>1</sup>.

Il est possible d'obtenir une vue d'ensemble de la distribution des contaminants présents dans le sol en développant une bonne compréhension de la source de contamination, du type de contaminant et de la géologie du site. Plusieurs exemples illustrant la variabilité des scénarios de contamination sont présentés dans l'encadré *Exemples de scénarios de contamination*. La distribution des contaminants dans le sol dépend également de la géologie et de l'hétérogénéité du site. Par exemple, la contamination du sol dans un substratum rocheux fracturé est très variable, tandis que la contamination dans des dépôts de sable deltaïques a tendance à être moins variable.

### **Exemples de scénarios de contamination**

1. *Enfouissement historique* : Les sols contaminés peuvent être dispersés de manière aléatoire et constituer des « poches » de contamination de tailles variées.
2. *Déversements de carburant* : Les fuites de réservoirs de carburant peuvent créer des zones de contamination irrégulières dans la zone non saturée, qui suivent des voies de migration influencées par la stratigraphie du site pour aller créer une couche de contamination distincte au niveau de la nappe phréatique.
3. *Contamination éolienne* : Une source ponctuelle peut causer de la contamination à faible profondeur dans le sol en fonction de la tendance des vents dominants. Les concentrations diminuent généralement à mesure qu'on s'éloigne de la source de contamination.

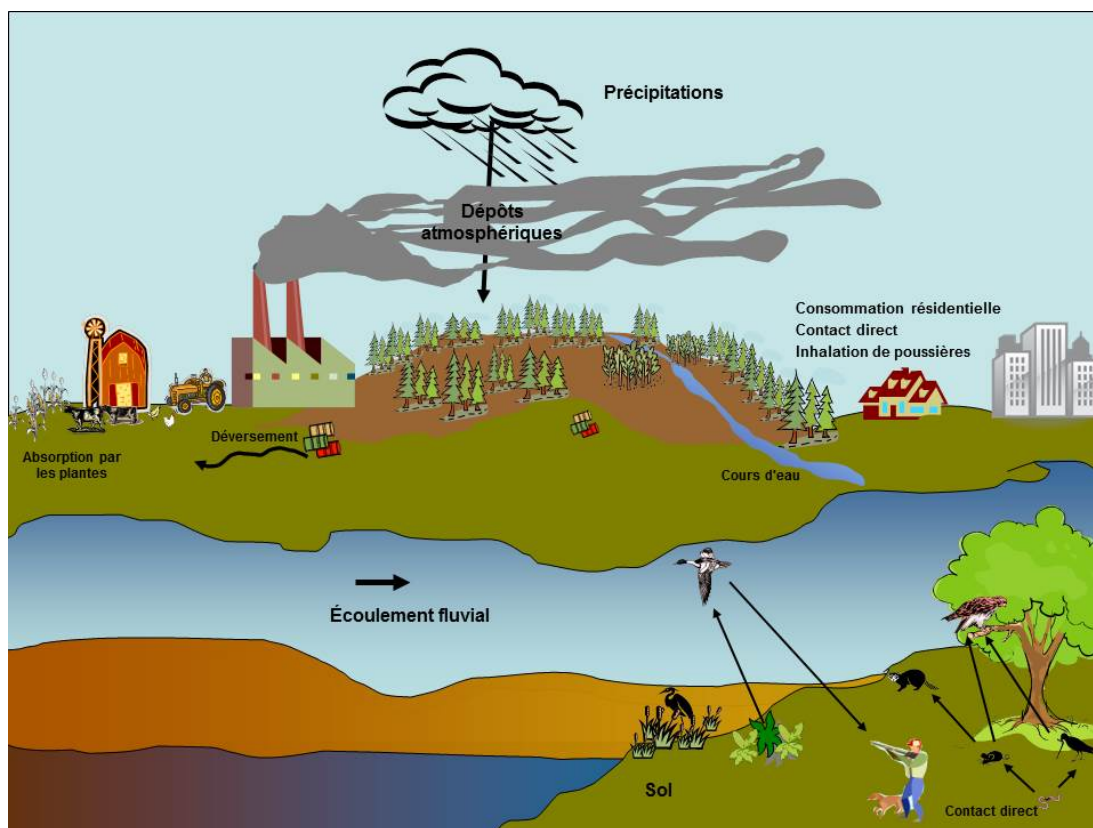
<sup>1</sup> Là où le risque d'érosion est fort (pentes longues, escarpées et sans végétation, sols meubles, manque de couverture de neige, etc.), des changements temporels dans la distribution des contaminants du sol pourraient survenir. En plus d'examiner les indicateurs d'érosion sur le terrain et les données météorologiques du site, on peut utiliser l'équation universelle de l'érosion (EUE) ou l'équation d'érosion éolienne (WEQ) pour comprendre le potentiel d'érosion d'un site. Les modèles de sédimentation des matières érodées sont très variables; après d'importants épisodes d'érosion, il pourra être nécessaire de procéder à un nouvel échantillonnage des sols pour maintenir à jour le MCS.



Les indicateurs sur le terrain d'une contamination potentielle du sol peuvent inclure la présence d'éléments tels que des citernes, des fûts, des fosses de brûlage ou des lagunes, ainsi que la présence de sols malodorants, décolorés ou tachés, la présence de matériaux étrangers tels que des matériaux de remblayage, des dépôts de matériaux ou des débris, ainsi que la présence de végétaux affectés ou d'espèces végétales tolérant les contaminants. Au fur et à mesure que l'évaluation du site progresse, le MCS doit être mis à jour, les lacunes comblées et les besoins en matière de données redéfinis. Outre les données analytiques pour les CPP dans le site, la topographie et la géologie du site, incluant la stratigraphie et les caractéristiques physiques et chimiques du sol de chaque unité stratigraphique revêtent une importance particulière pour évaluer le devenir et le transport des CPP dans les sols. Plusieurs phases d'enquête peuvent s'avérer nécessaires avant que les objectifs ne soient satisfaits, bien qu'un processus d'enquête accéléré puisse être suivi pour réduire le nombre de phases requises.

La figure 4-4 illustre un MCS du sol. Il s'agit d'un exemple général, et on s'attend à ce que les évaluateurs du risque le modifient ou utilisent le format de présentation qu'ils préfèrent pour les MCS propres au site. Le MCS illustre :

- les facteurs de stress naturels et anthropiques connus ou soupçonnés;
- les voies de migration des substances chimiques;
- les milieux sources et récepteurs;
- les récepteurs humains et écologiques.



**Figure 4-4 : Modèle conceptuel de site généralisé pour le sol**



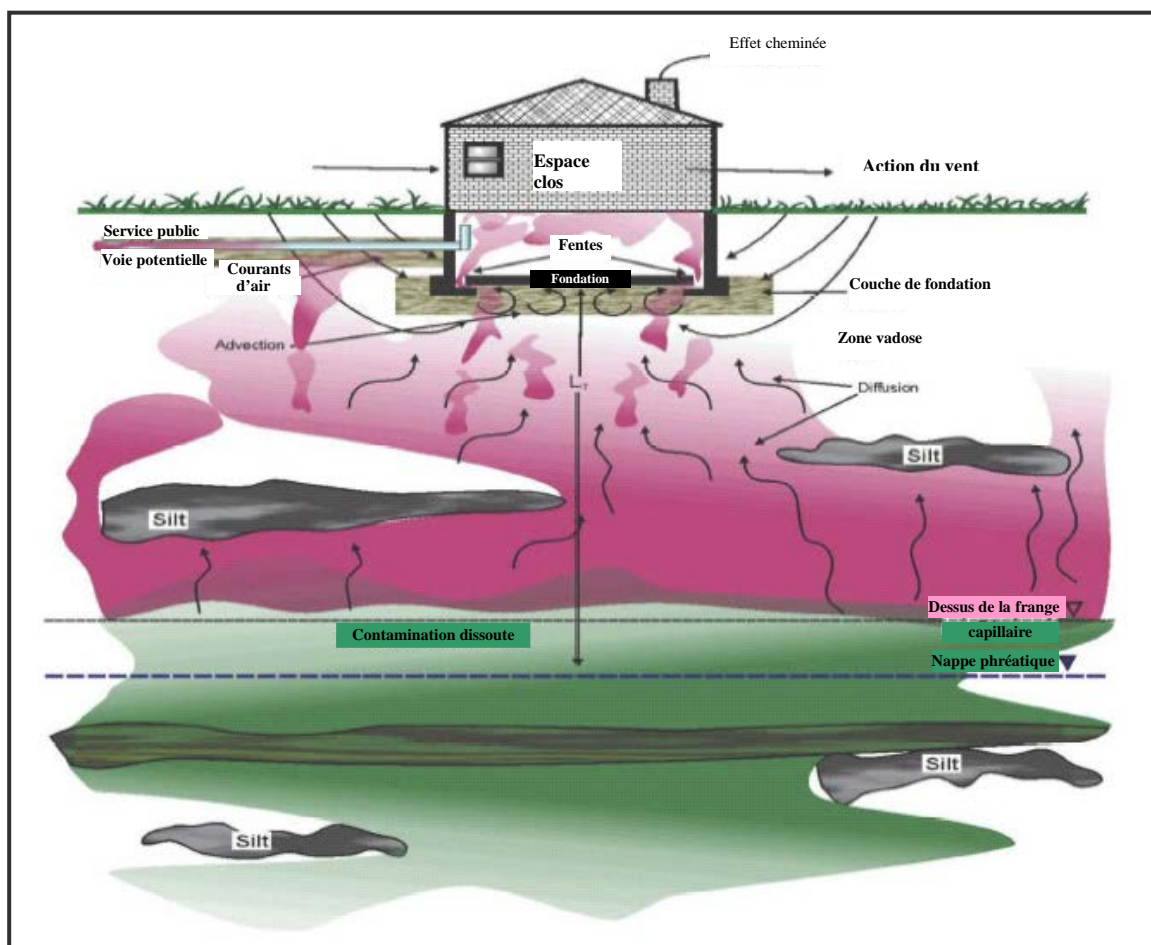
Le devenir et le transport des contaminants du sol, et l'exposition subséquente à ces contaminants, peuvent se produire selon les mécanismes suivants :

- Sol *in situ* contenant des CPP. Le contact direct avec le sol et l'ingestion de sol par des humains peuvent se produire, en particulier lorsque des sols contaminés sont présents dans les zones d'activité humaine (p. ex. dans les zones résidentielles avec des jardins, des terrains de jeu, etc.). Les récepteurs écologiques qui ingèrent du sol ou vivent en étroit contact avec le sol (p. ex. les invertébrés vivant dans la terre et les autres animaux fouisseurs) peuvent aussi subir une exposition directe par contact direct et ingestion. Certains récepteurs écologiques peuvent également être exposés aux CPP par l'ingestion de proies (p. ex. invertébrés vivant dans le sol, petits mammifères) qui ont accumulé des CPP provenant du sol dans leurs tissus.
- Les végétaux absorbent les CPP du sol. Ils ont la capacité d'extraire et d'assimiler certains métaux et d'autres composés du sol. Les récepteurs humains et écologiques peuvent être exposés aux CPP du sol par la consommation de cultures et de plantes ayant poussé dans des sols contaminés.
- Formation de poussière de sols contenant des CPP. Les sols secs, sans végétation et meubles peuvent être propices à la formation de poussières, surtout en présence de vent ou d'agitation mécanique (remblayage, circulation intense, etc.). Les CPP du sol présents dans la poussière peuvent être inhalés par les récepteurs humains et écologiques.
- Érosion du sol et eau de ruissellement du sol contenant des CPP. Des épisodes de pluie ou des inondations peuvent éroder le sol (et les CPP du sol) et transporter des particules de sol le long des pentes ou des plans d'eau de surface, où les récepteurs humains et écologiques peuvent être exposés aux CPP. Une fois les vitesses réduites, les particules de sol entraînées se déposent et sont incorporées dans les sédiments. On trouvera plus de détails sur le devenir et le transport des CPP des sédiments à la section 4.7.
- Passage des CPP du sol en phase gazeuse (volatilisation). Les vapeurs du sol peuvent être inhalées par les récepteurs humains ou écologiques. L'infiltration de vapeurs est une source de préoccupation particulière dans certaines situations. On trouvera plus de détails sur le devenir et le transport des vapeurs du sol à la section 4.5.
- Passage des CPP du sol dans les eaux interstitielles ou les eaux souterraines (lessivage). Les contaminants lessivés dans le sol peuvent toucher les sources d'eau potable ou d'autres plans d'eau; les récepteurs écologiques, qui peuvent ensuite être consommés par les humains, sont ainsi exposés. On trouvera plus de détails sur le devenir et le transport des CPP lessivés dans les sections 4.2 et 4.3.

### 4.5 Modèle conceptuel de site pour les vapeurs du sol

Les objectifs de la sous-section sont les suivants : 1) permettre de comprendre la façon dont un MCS est utilisé pour déterminer les zones d'étude et les CPP pour lesquels l'infiltration de vapeurs souterraines risque d'être un problème et 2) reconnaître les mécanismes de devenir et de transport touchant l'infiltration de vapeurs souterraines.

La figure 4-5 montre un exemple de MCS pour une voie d'infiltration de vapeurs. Lorsqu'on élabore un MCS décrivant la voie d'infiltration de vapeurs, il est particulièrement important de prendre en considération le devenir des contaminants et le processus de transport des sources de contamination vers les récepteurs. Lorsque des contaminants volatils ou semi-volatils sont présents dans la zone non saturée, ils se fractionnent et passent ainsi à la phase vapeur. La décomposition biologique des composés organiques peut également produire du méthane, du dioxyde de carbone ou d'autres types de gaz. Les vapeurs du sol migrent de leurs sources et, selon les conditions du site, peuvent migrer dans des bâtiments par divers processus. Une fois à l'intérieur des bâtiments, les vapeurs peuvent se diluer et se mélanger sous l'effet de la ventilation et du mouvement de l'air. Les sections qui suivent abordent sommairement les aspects du devenir et des processus de transport propres à ce modèle, tandis que la section 4.5.6 présente des modèles d'infiltration de vapeurs du sol. Le volume 2 contient une liste de contrôle liée à ce modèle conceptuel de site.



**Figure 4-5 : Exemple d'un modèle conceptuel de site concernant l'infiltration des contaminants volatils du sol dans un bâtiment d'habitation (USEPA, 2002)**

### 4.5.1 Sources de contamination

Les CPP les plus courants en ce qui a trait à l'infiltration de vapeurs du sol comprennent une gamme de substances chimiques organiques incluant les hydrocarbures pétroliers provenant de carburants, le goudron de houille, la créosote et les solvants chlorés.

Les hydrocarbures pétroliers sont associés aux carburants comme l'essence, le carburant d'aviation et le diesel et sont des mélanges de centaines de composés. Le benzène, le toluène, l'éthylbenzène et les xylènes (BTEX) ainsi que les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) sont souvent ciblés dans les évaluations de risques. Toutefois, ces composés ne représentent qu'une petite fraction des vapeurs d'hydrocarbures et il existe d'autres composés d'intérêt comme l'hexane, le décane, les triméthylbenzènes et le naphthalène, selon les types de carburants. Généralement, les essais analytiques de vapeurs d'hydrocarbures comprennent aussi des fractions d'hydrocarbures identifiées en fonction de la longueur de la chaîne carbonée (p. ex. F1 et F2 selon la définition du CCME [2008]) ainsi que des fractions aromatiques et aliphatiques.

Le goudron de houille, associé aux anciennes usines de production de gaz (UPG), et la créosote, associée à la préservation du bois, contiennent des contaminants organiques similaires potentiellement préoccupants composés d'hydrocarbures aromatiques monocycliques comme des BTEX et des HAP. Les HAP peuvent être d'une volatilité et d'une mobilité très variables allant du naphthalène, qui est considéré semi-volatile, aux HAP à cinq ou six cycles qui sont essentiellement non volatils. Même si certains composés d'HAP plus lourds correspondent à la définition de CPP selon des méthodes d'évaluation préalable plus conservatrices dans le domaine des voies d'infiltration des vapeurs (p. ex. les guides relatifs à l'infiltration des vapeurs de Santé Canada et de l'USEPA), leurs concentrations de vapeur sont relativement faibles et leurs coefficients de répartition de carbone organique ( $K_{oc}$ ) sont habituellement plus élevés. Par conséquent, la mobilité par le transport des vapeurs du sol des HAP possédant un poids moléculaire plus élevé demeure limitée et ne constitue pas en pratique une préoccupation potentielle en ce qui a trait aux infiltrations de vapeurs du sol. Le même constat s'applique pour d'autres substances chimiques organiques possédant des propriétés similaires et un poids moléculaire plus élevé.

Les solvants chlorés les plus courants comprennent notamment le tétrachloroéthylène ou perchloréthylène (PCE), le trichloréthylène (TCE) et le 1,1,1-trichloroéthane (TCA), ainsi que les produits de dégradation ou de transformation abiotique (p. ex. le cis- et le trans-1,2-dichloroéthylène (cis-1,2-DCE), le 1,1-dichloroéthylène (1,1-DCE) et le chlorure de vinyle). On trouve aussi communément du chloroforme provenant dans certains cas de sources anthropiques (p. ex. fuites d'une conduite principale d'eau) ou naturelles. La plupart des solvants chlorés sont relativement mobiles et persistants dans les zones non saturées en raison de leur assez faible solubilité, de leur grande volatilité et de leur résistance à la dégradation dans des conditions aérobies.

Des substances chimiques inorganiques comme le mercure peuvent également présenter un risque d'inhalation de vapeurs, car le mercure élémentaire possède une pression de vapeur élevée.

Les gaz souterrains comme le méthane, le dioxyde de carbone et, dans certains cas, le sulfure d'hydrogène peuvent être générés par la décomposition anaérobie de substances chimiques organiques comme des carburants à base de pétrole, des matières résiduelles (p. ex. des déchets) et/ou des matières organiques naturelles (p. ex. de la tourbe). La présence de ces gaz peut représenter un risque potentiel d'accident par explosion ou asphyxie. Le méthane est explosif lorsqu'il est présent dans une proportion de 5 à 15 % par volume dans l'air. Les gaz produits par l'activité microbiologique peuvent générer des gradients de pression qui favorisent la migration des vapeurs souterraines par advection. Les fuites des conduites de gaz naturel constituent une autre source possible de gaz dispersés sous pression. Le MCS décrit plus en détail dans le présent chapitre n'aborde pas la question de l'évaluation des sites où pourrait survenir un écoulement important de gaz sous pression.

### 4.5.2 Passage des substances chimiques à la phase vapeur (volatilisation)

Le passage des substances chimiques à la phase vapeur peut résulter de la transformation d'un LNA présent au-dessus de la nappe phréatique en gaz souterrain (vaporisation) ou de la transformation de substances chimiques dissoutes dans l'eau du sol en gaz souterrain (volatilisation). Le LNA est une *source primaire* de vapeurs tandis que le panache en phase dissoute est défini comme une *source secondaire*. La contamination du sol dans la zone non saturée représente également une source potentielle de vapeurs.

La répartition des LNA par rapport à la nappe phréatique influence grandement le potentiel de volatilisation et de migration vers l'air intérieur. Lorsque le LNA est situé en dessous de la nappe phréatique, sa volatilisation est relativement limitée puisque, comme nous l'expliquerons plus loin dans ce chapitre, le transport de la masse à travers l'eau souterraine se fait relativement lentement en raison de la faible vitesse de diffusion dans l'eau et parce que la dispersion verticale est généralement limitée.

Dans le cas des sources secondaires, lorsque les substances chimiques ne sont présentes qu'en phase dissoute dans l'eau souterraine, leur distribution en dessous de la nappe phréatique influence également leur potentiel de volatilisation. Lorsque des substances chimiques volatiles sont présentes à proximité de la surface de la nappe phréatique, la volatilisation se produit généralement assez facilement. Au contraire, la vitesse de volatilisation est plus faible lorsque l'eau contaminée est recouverte d'une couche d'eau souterraine « propre ».

Des modèles de répartition d'équilibre sont généralement utilisés pour estimer la répartition des substances chimiques entre différentes phases. Lorsque le LNA se trouve au-dessus de la nappe phréatique, un modèle à deux phases fondé sur la pression de vapeur de la substance chimique est utilisé pour estimer la concentration dans les vapeurs du sol. La loi de Raoult est utilisée pour tenir compte de la répartition d'un mélange de substances chimiques à plusieurs composantes. Cette répartition, établie en fonction de la fraction molaire et de la pression de vapeur, est exprimée selon la formule suivante :

$$C_v = \frac{1000M_W XVP}{RT} \quad [4-5]$$

où  $C_v$  représente la concentration des vapeurs du sol ( $\text{mg}/\text{m}^3$ ),  $M_W$  la masse moléculaire ( $\text{g}/\text{mole}$ ),  $X$  la fraction molaire (adimensionnelle),  $VP$  la pression de vapeur ( $\text{atm}$ ),  $R$  la constante des gaz parfaits ( $\text{m}^3\text{-atm}/\text{K-mole}$ ), et  $T$  la température ( $\text{K}$ ).

Dans le cas des substances chimiques dissoutes dans l'eau souterraine, la constante de la loi de Henry est généralement utilisée pour estimer la concentration de vapeur à l'équilibre avec l'eau selon la formule suivante :

$$C_v = 1000C_gH' \quad [4-6]$$

où  $C_g$  représente la concentration dans l'eau souterraine ( $\text{mg}/\text{L}$ ) et  $H'$  la constante adimensionnelle de la loi de Henry. Comme il est impossible d'obtenir un échantillon de gaz souterrain au niveau de la nappe phréatique (en raison de la présence de la frange capillaire), la concentration de vapeurs du sol mesurée devrait être plus faible que celle prédite au moyen de la constante de la loi de Henry. Cela est dû à l'atténuation des concentrations de substances chimiques en raison de la diffusion (et possiblement de la biodégradation) dans la frange capillaire et dans la zone de transition entre la nappe phréatique et la région où les pores du sol sont continuellement remplis de gaz. L'atténuation qui se produit dans la frange capillaire influence la modélisation des infiltrations de vapeurs du sol et les comparaisons effectuées entre les prédictions et les mesures des concentrations dans les vapeurs du sol.

Dans les cas de contamination du sol sans présence de LNA, un modèle à trois phases<sup>2</sup> mesurant la répartition entre les phases sorbée, aqueuse et gazeuse peut être utilisé pour estimer la concentration de vapeurs du sol selon la formule suivante :

$$C_t = C_w \left( K_d + \left( \theta_w + \frac{\theta_a H'}{\rho_b} \right) \right) \quad \text{où } K_d = K_{oc} f_{oc} \quad [4-7]$$

où  $C_t$  représente la concentration totale dans le sol ( $\text{mg}/\text{kg}$ ),  $C_w$  la concentration dans l'eau interstitielle du sol ( $\text{mg}/\text{L}$ ),  $K_{oc}$  le coefficient de partage carbone organique/eau),  $f_{oc}$  la fraction de carbone organique (adimensionnelle),  $\theta_w$  la porosité en eau (adimensionnelle),  $\theta_a$  la porosité en air (adimensionnelle),  $H'$  la constante de la loi de Henry (adimensionnelle) et  $\rho_b$  la densité apparente du sol sec ( $\text{kg}/\text{L}$ ). Si, selon la règle d'équilibre, les trois phases deviennent saturées par la substance chimique, le reste de la substance chimique sera dans sa forme pure (c.-à-d. un LNA). Le document USEPA (1996) contient des lignes directrices concernant le calcul de la saturation du sol («  $C_{sat}$  ») par rapport à la concentration de LNA).

Dans le cas des substances chimiques organiques non ionisantes, un modèle de répartition linéaire d'équilibre est très souvent utilisé pour prédire l'absorption des substances organiques

<sup>2</sup> Un modèle à quatre phases destiné à mesurer la répartition des phases sorbée, aqueuse, gazeuse et LNA a été élaboré et appliqué aux voies d'infiltration de la vapeur (Park et San Juan, 2000). Ce modèle tient mieux compte de la masse et du volume de conservation entre les quatre phases et pourrait permettre d'obtenir des estimations plus précises de la fraction molaire dans la phase LNA, dans le cas des mélanges à composantes multiples.

par le carbone organique naturel. Des études ont démontré que la sorption des substances organiques dans le sol est fortement corrélée avec la  $f_{oc}$  (p. ex. Chiou *et al.*, 1979; Hassett *et al.*, 1980; Hassett et Banwart, 1989), dans la mesure où la  $f_{oc}$  se situe au-dessus d'un niveau critique. L'USEPA (1996) indique que, lorsque la  $f_{oc}$  se situe en dessous de 0,001, l'adsorption aux surfaces minérales inorganiques devient importante. Les modèles de répartition du sol sont bien établis, mais s'avèrent très imprécis pour prédire les concentrations des vapeurs du sol. Par conséquent, il n'est généralement pas recommandé d'essayer d'estimer les concentrations des vapeurs du sol à l'aide de données portant sur les concentrations dans le sol. Il est préférable de faire de telles prédictions à l'aide des données sur l'eau souterraine mesurées directement ou en utilisant la constante de la loi de Henry lorsque cela s'avère approprié.

### 4.5.3 Mécanismes de devenir et de transport dans la zone vadose

Les mécanismes de devenir et de transport dans la zone vadose ayant une influence sur le mouvement de substances chimiques d'une source de contamination vers un bâtiment comprennent la diffusion, l'advection, la dispersion, la répartition entre les phases du sol, de l'eau et des gaz, et les réactions de biodégradation. Plusieurs de ces mécanismes de devenir et de transport des vapeurs du sol sont illustrés de manière conceptuelle à la figure 4-5. Dans cet exemple, la volatilisation à l'origine des vapeurs du sol se produit juste au-dessus de la frange capillaire. Ces vapeurs sont par la suite transportées vers la surface du sol par diffusion. Le transport par advection des gaz du sol est le mécanisme le plus fréquemment rencontré à proximité d'un bâtiment qui subit une dépressurisation par rapport à la pression atmosphérique. Le taux de volatilisation à la source de contamination est contrôlé par la vitesse de migration du flux de la substance chimique s'éloignant de la source. Ce taux peut varier dans le temps selon les fluctuations de différents facteurs comme l'humidité, la température ou l'élévation de la nappe phréatique.

#### Diffusion

La diffusion est le mouvement des molécules qui passent d'une zone de concentration plus élevée vers une zone de concentration plus faible sous l'effet de leur énergie cinétique. La vitesse de diffusion d'une substance chimique est une fonction de la différence de concentration, ou gradient, et du coefficient de diffusion dépendant du composé et de la température. Le flux de masse,  $J$  ( $M/L^2-T$ ), est calculé en utilisant la loi de Fick selon la formule suivante :

$$J = -D^{eff} \frac{\partial C_v}{\partial z} \quad [4.8]$$

où  $D^{eff}$  représente le coefficient de diffusion efficace ( $L^2/T$ ),  $C$  la concentration de vapeur (masse/volume de gaz) et  $z$  la distance sur laquelle le changement de concentration est mesuré ( $L$ ). Le flux de diffusion est plus important dans un volume rempli de gaz que dans le sol en raison de la voie de migration tortueuse ou non linéaire de diffusion des espèces gazeuses. Mathématiquement, cela est exprimé sous forme de coefficient de diffusion efficace, généralement estimé à l'aide de la formule de Millington-Quirk (1961) :

$$D^{eff} = \frac{D_a \theta_a^{3.33}}{\theta^2} + \frac{D_w \theta_w^{3.33}}{H' \theta^2} \quad [4.9]$$

Les coefficients de diffusion dans l'air ( $D_a, L^2/T$ ) sont approximativement de quatre ordres de grandeur plus élevés que dans l'eau ( $D_w, L^2/T$ ); par conséquent, la diffusion est beaucoup plus rapide dans les pores du sol remplis d'air que dans les pores du sol remplis d'eau, et le deuxième terme de l'équation 4-9 n'a pas vraiment d'importance sauf dans des conditions de quasi-saturation ou lorsque les composés possèdent une constante de la loi de Henry très faible (c.-à-d. un  $H'$  adimensionnel de moins de 0,001). Lorsque la contamination se limite à des substances chimiques dissoutes dans l'eau souterraine, la diffusion qui traverse la frange capillaire correspond souvent à l'étape cinétiquement limitante, car la teneur en eau de la frange capillaire est élevée, et peut même être complètement saturée. L'épaisseur de la frange capillaire augmente avec la diminution de la granulométrie. La vitesse de diffusion peut également être très sensible à la présence de grains fins, et de couches de sol à forte teneur en humidité dans la zone vadose. On note parfois la présence d'une « ombre pluviométrique » sous un bâtiment où le sol est localement plus sec (bien que les drains et les gouttières puissent influencer sur la répartition de l'humidité du sol).

### Sorption

À mesure que les vapeurs du sol migrent à partir des sources de contamination, leur transport peut être retardé en raison du processus de sorption sur la matrice du sol et du transfert de substances chimiques dans l'eau du sol. Les sols qui contiennent de fortes concentrations de carbone organique naturel ont tendance à posséder une capacité de sorption plus élevée. Alors que la répartition dans l'eau du sol se produit rapidement, la biodégradation de certaines substances chimiques se produit parfois simultanément, réduisant ainsi la concentration dans l'eau du sol. Cela permet la répartition continue de la substance chimique dans l'eau du sol, réduisant ainsi la concentration dans la phase gazeuse.

### Biodégradation

Différents composés organiques se biodégradent à des vitesses différentes et avec des besoins différents en oxygène. Par exemple, la biodégradation aérobie d'hydrocarbures pétroliers volatils dans la zone vadose (p. ex. les BTEX) a été démontrée dans le cadre de nombreuses études (Ostendorf et Campbell, 1991; Ririe *et al.*, 1998; Roggemans *et al.*, 2002; Hers *et al.*, 2000; Hers *et al.*, 2002; Davis *et al.*, 2009; Patterson et Davis, 2009). Plusieurs de ces études font état de divers ordres de grandeur de bioatténuation des concentrations de vapeurs d'hydrocarbures sur des distances relativement courtes dans la zone vadose. Puisque les solvants chlorés comme le PCE et le TCE se dégradent principalement dans des conditions anaérobies par le procédé de la déchloration réductive (Wiedemeier *et al.*, 1999), la biotransformation de ces composés sera généralement limitée en raison de la présence d'oxygène dans la zone non saturée. Il existe des preuves de la biodégradation aérobie du chlorure de vinyle.

### Processus d'advection dans la zone vadose

Le transport par advection en phase gazeuse peut être le résultat de fluctuations de la pression atmosphérique (p. ex. le pompage barométrique), de la circulation de l'eau, de fluctuations de la

nappe phréatique, des gradients de densité causés par des variations de composition et de température (advection des gaz souterrains en raison de la dépressurisation d'un bâtiment comme cela a été souligné à la section 4.5.4). Dans la plupart des milieux géologiques, la diffusion constitue le principal processus de transport dans la zone vadose; toutefois, l'advection des gaz souterrains peut s'avérer importante en présence d'un coefficient de perméabilité élevé, de dépôts relativement profonds en zone non saturée (des dizaines de mètres de profondeur) et/ou d'un processus de méthanogénèse important. Choi et Smith (2005) ont noté dans le cadre d'une étude de modélisation que le flux d'advection sous pression augmente en présence de dépôts profonds, plus secs et perméables; néanmoins, dans tous les scénarios, le flux de diffusion était d'au moins un ordre de grandeur supérieur aux flux d'advection. Dans les endroits où la vitesse d'advection des gaz souterrains est assez élevée, la dispersion peut également être importante. La dispersion est un processus de mélange causé par des variations à petite échelle de la vitesse de l'air dans le sol. Les effets de ces variations de vitesse sont semblables aux effets de la diffusion (Auer, 1996).

### 4.5.4 Processus d'infiltration des vapeurs du sol à proximité des bâtiments

L'infiltration des vapeurs du sol dans les bâtiments se fait généralement par advection, mais leur migration peut également résulter de la diffusion à travers la fondation du bâtiment. Les analyses de sensibilité des modèles suggèrent que l'advection des gaz souterrains constitue le principal mécanisme d'infiltration lorsque la dépressurisation d'un bâtiment (par rapport à l'air ambiant) est plus élevée qu'environ 1 pascal (Hers *et al.*, 2003; Johnson, 2005), ce qui sera le cas pour de nombreux bâtiments résidentiels.

L'advection des gaz souterrains peut se produire par les drains sans siphons, les fissures d'angle aux interfaces des dalles de plancher et des murs (figure 4-5), les points d'entrée de services publics non scellés, les joints d'expansion ou toutes autres fissures ou ouvertures. Les programmes de recherche sur le terrain qui comprennent des données de pression concernant les sols à proximité des fondations des bâtiments résidentiels indiquent que la majeure partie de la circulation de gaz souterrains se fait généralement à une distance d'un à deux mètres de la fondation (Garbesi *et al.*, 1993; Hers *et al.*, 2002). Par conséquent, les propriétés des matériaux de remblayage entourant la fondation et l'assise sont importantes, tout comme les corridors des services publics situés à proximité des bâtiments. Les mesures effectuées sur le terrain et les simulations à partir de modèles indiquent que, pour la majorité des sites, la perméabilité du sol à proximité du bâtiment influera sur le débit de circulation des gaz souterrain de façon plus importante que la perméabilité de la fondation du bâtiment.

La dépressurisation du vide d'air d'un bâtiment par rapport à la pression de l'air ambiant (extérieur) peut être causée par plusieurs facteurs — notamment, les différences de température entre l'air intérieur et extérieur (c.-à-d. « l'effet cheminée »), la résistance au vent et le fonctionnement des systèmes de chauffage, de ventilation et de climatisation d'air (CVCA). Le fonctionnement des systèmes CVCA peut entraîner la dépressurisation d'un bâtiment en raison de la combustion insuffisante d'air des appareils de chauffage ou du déséquilibre des systèmes de chauffage et de ventilation lorsque le débit d'évacuation d'air excède le débit d'air entrant. Les bâtiments commerciaux sont pressurisés de manière positive ou négative selon la conception et le fonctionnement du système CVCA et les conditions environnementales. La diffusion à travers



les fondations se produira sans difficulté à travers les fissures et les ouvertures de la fondation. La vitesse de diffusion à travers des matériaux de construction intacts est relativement faible, mais dépend en partie du type de matériel utilisé (p. ex. dalle de béton coulée, mur en blocs de béton). Les feuilles pare-vapeur installées pendant la construction des dalles peuvent réduire la diffusion jusqu'à un certain point, mais auront peu d'effet sur l'advection puisque d'importantes infiltrations de gaz souterrains peuvent se produire par de petites ouvertures.

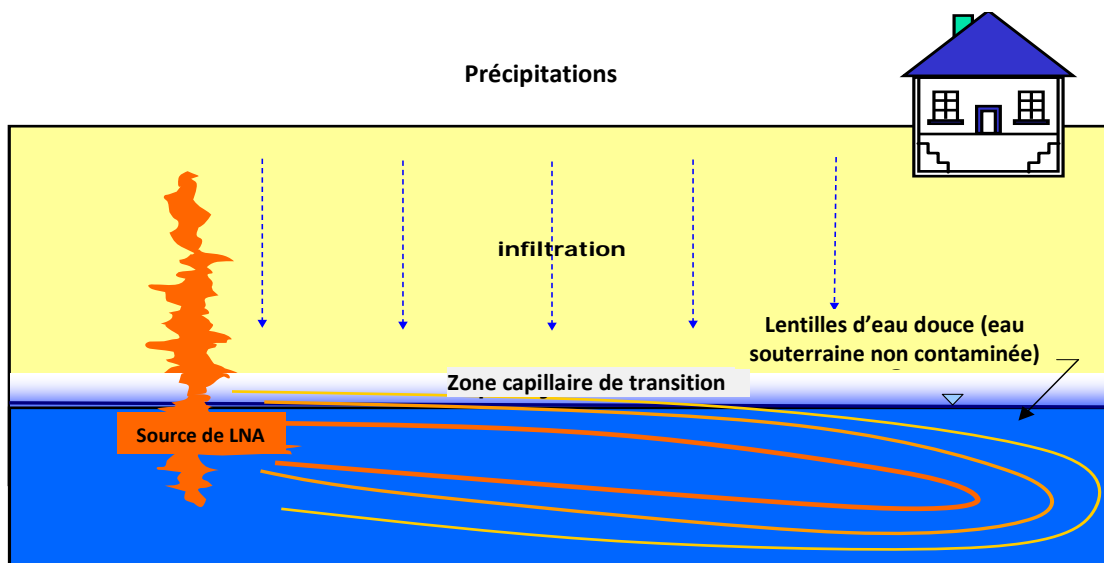
### 4.5.5 Résumé

La diffusion constitue le principal mécanisme de transport des vapeurs du sol dans de nombreux milieux géologiques, bien que la biodégradation aérobie des vapeurs d'hydrocarbures puisse constituer un mécanisme important d'atténuation des vapeurs. Plus on se rapproche des bâtiments, plus le transport par advection des gaz souterrains risque de prendre de l'importance. L'infiltration des vapeurs du sol est influencée par les caractéristiques des bâtiments, le milieu géologique et les éléments anthropogéniques. D'importantes variations temporelles peuvent exister en ce qui a trait aux infiltrations des vapeurs du sol compte tenu des conditions environnementales ou des conditions du bâtiment. Des effets transitoires à long terme importants peuvent survenir en cas d'épuisement de la source de contamination par volatilisation, lixiviation ou biodégradation.

4.5.6 Scénarios conceptuels d'infiltration de vapeurs

**Lentilles d'eau douce**

Dans le cas des substances chimiques présentes uniquement dans l'eau souterraine (c.-à-d. les sources en phase dissoute), leur distribution en dessous de la nappe phréatique déterminera leur potentiel de volatilisation et de migration vers l'air intérieur. Si les substances chimiques volatiles sont présentes près de la surface de la nappe phréatique, la volatilisation peut facilement se produire. Par contre, si une couche d'eau souterraine « propre » recouvre l'eau contaminée, la vitesse de volatilisation sera alors plus faible puisque le transport de la masse est contrôlé par la diffusion et la dispersion dans l'eau souterraine. Dans le cas de certains sites en zones plus humides, on a observé que la couche d'eau souterraine « propre » tendait à augmenter en épaisseur à mesure qu'on s'éloignait de la source de contamination vers l'aval (formation de lentilles d'eau douce) (figure 4-6). Les fluctuations de la nappe phréatique et des gradients verticaux peuvent empêcher la formation de lentilles d'eau douce. Ainsi, pour les besoins de l'échantillonnage, il serait utile de recourir à des puits munis de filtres courts à la nappe phréatique ou à des profils d'eau souterraine.



**Figure 4-6 : Lentilles d'eau douce**

### Développement d'une zone d'interface du panache

Si des vapeurs diffusent à partir de la source de contamination dans la zone non saturée, elles se répartiront dans l'eau souterraine (figure 4-7). Ce processus combiné aux fluctuations de la nappe phréatique peut créer une zone d'interface entre le panache et l'eau souterraine qui est un panache de faible profondeur situé dans la frange capillaire et dans l'eau souterraine juste en dessous de la nappe phréatique (Rivett, 1995). Il y a dans la frange capillaire un écoulement à la fois latéral et vertical et un transport de soluté (Silliman *et al.*, 2002), ce qui contraste avec la conceptualisation commune de l'écoulement principalement vertical des fluides dans la zone non saturée, avec une transition vers un écoulement tridimensionnel sous la nappe phréatique. La volatilisation à partir de l'interface d'un panache peut être assez importante.

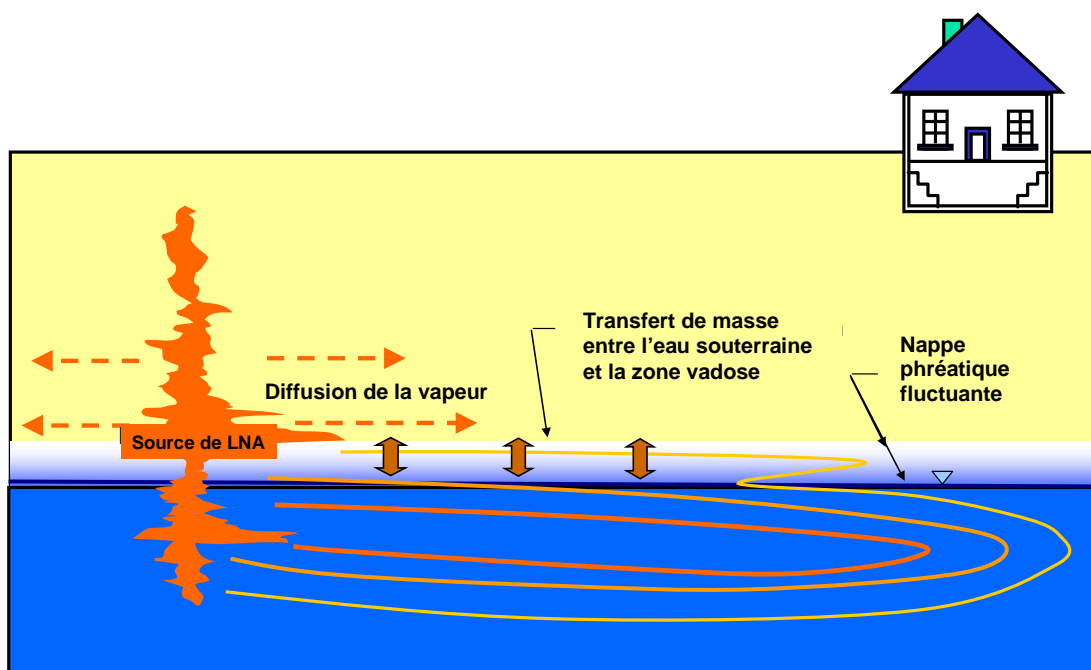
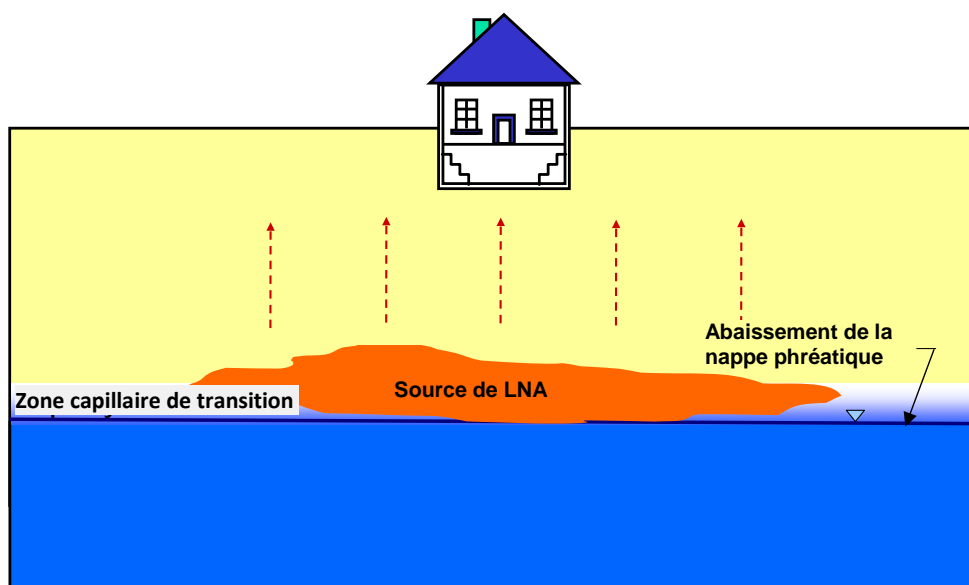


Figure 4-7 : Développement d'une zone d'interface du panache

### Abaissement de la nappe phréatique

Lorsqu'il y a un abaissement important de la nappe phréatique, des niveaux plus élevés de contaminants dissous ou de LNA peuvent devenir exposés aux gaz souterrains (figure 4-8). Cela peut entraîner une augmentation de la vitesse de volatilisation. De plus, les effets bénéfiques de la présence d'une lentille d'eau douce peuvent disparaître en cas de sécheresse importante lorsque la nappe phréatique s'abaisse sur une distance plus grande que l'épaisseur des lentilles d'eau douce. Les données à long terme des niveaux d'eau devraient être examinées lorsqu'elles sont disponibles afin d'évaluer l'influence potentielle des fluctuations de la nappe phréatique sur la vitesse de volatilisation dans le but de déterminer à quel moment effectuer l'échantillonnage

des gaz souterrains. Pour les programmes d'échantillonnage des vapeurs du sol, cela signifie qu'il serait utile d'utiliser des données saisonnières lorsque la nappe phréatique s'abaisse.



**Figure 4-8 : Abaissement de la nappe phréatique**

### Diffusion latérale des vapeurs du sol

Les substances organiques libérées à proximité de la surface du sol peuvent créer une source de contamination dans la zone non saturée qui peut éventuellement se répandre vers les bâtiments adjacents par diffusion latérale (figure 4-9). Dans le cas des sources en zone non saturée, la diffusion des vapeurs se produit dans toutes les directions, ce qui a pour effet d'entraîner un déclin rapide des concentrations des vapeurs du sol au fur et à mesure qu'on s'éloigne de la source dans le sens latéral, particulièrement dans les cas des sources de contamination de moindre importance. La présence d'éléments anthropogéniques comme des surfaces pavées, des dalles de béton et des matériaux de remblai à grains fins peut réduire le flux des vapeurs du sol vers l'atmosphère et favoriser leur diffusion latérale. L'évolution sédimentaire et la superposition des couches du sol peuvent entraîner une plus grande diffusion latérale que verticale, bien que l'effet dans la plupart des sols soit relativement mineur.

Les bâtiments situés à plus de 30 m des sources de contamination ont été exclus du processus d'évaluation préalable prévu dans le cadre des orientations de Santé Canada concernant l'infiltration des vapeurs du sol (Santé Canada, 2010) en s'appuyant notamment sur les études de modélisation comprenant des composantes de diffusion latérale, ces études démontrant un déclin significatif des concentrations dans les vapeurs prédites sur cette distance (Mendoza, 1995; Abreu, 2005; Lowell et Eklund, 2004). Un graphique semi-logarithmique des concentrations par rapport au logarithme de la distance peut aider à estimer la distance à laquelle les concentrations de vapeurs dans le sol tombent en dessous des niveaux potentiellement préoccupants.

### Voies préférentielles

La présence de voies préférentielles comme les conduits des services publics avec du remblai granulaire, qui croisent des sources de contamination et qui sont rattachés aux bâtiments peuvent favoriser l'infiltration des vapeurs du sol. Comme la plupart des bâtiments possèdent des conduits de services publics souterrains, leur seule présence ne constitue généralement pas une préoccupation. Il faut toutefois se préoccuper des voies qui facilitent le mouvement des vapeurs du sol vers et dans un bâtiment. Les COV peuvent se répandre rapidement dans l'air lorsque l'eau souterraine contaminée entre en contact avec un puisard ou des tuyaux souterrains. Il faut en tenir compte dans l'évaluation de la qualité de l'air intérieur.

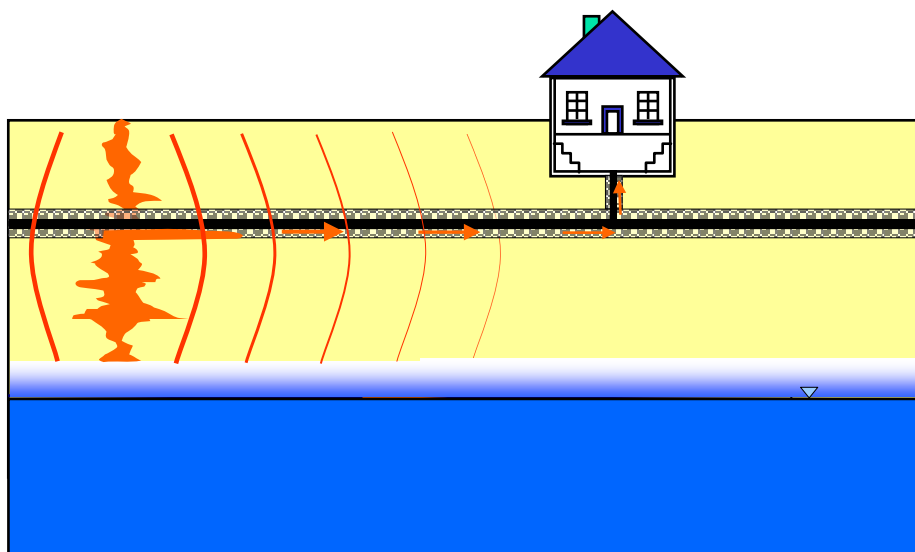


Figure 4-9 : Diffusion latérale et voies préférentielles

### Migration transitoire des contaminants volatils du sol

Après un déversement, la sorption dans le carbone organique à l'état naturel entraînera la création de concentrations transitoires pendant la migration des vapeurs du sol à partir de la source. Après un certain temps, un profil de vapeur continu se développera une fois que les sites de sorption seront remplis (dans l'hypothèse où il n'y aura pas de biodégradation). Des effets transitoires se produisent également en raison de la répartition dans l'humidité du sol. Ces effets peuvent être importants dans le cas de substances chimiques solubles comme le MTBE. Le temps requis pour atteindre un profil stable dépend de la substance chimique, des propriétés du sol et de l'épaisseur de la couche de sol non contaminée. Le temps requis pour atteindre un état stable peut être estimé à l'aide d'une solution analytique conçue pour une diffusion stable unidimensionnelle et une répartition linéaire dans le carbone organique à l'état naturel basée sur la sorption. Par exemple, en s'appuyant sur les solutions à cette équation proposées par Johnson *et al.* (1998) pour le trichloréthylène, le temps approximatif requis pour le développement d'un

profil de diffusion stable serait d'approximativement 0,5 an pour une contamination à 3 m de profondeur, et de 5,7 ans pour une contamination à 10 m de profondeur<sup>3</sup>. Le temps requis pour atteindre l'état stable peut influencer sur la conception des programmes d'échantillonnage des gaz souterrains (c.-à-d. emplacement et moment de l'échantillonnage).

### **Biodégradation des vapeurs d'hydrocarbures**

Beaucoup d'hydrocarbures à base de pétrole se dégradent rapidement en dioxyde de carbone ( $\text{CO}_2$ ) en présence d'oxygène ( $\text{O}_2$ ) et des microbes présents dans le sol. L'oxygène vient de l'atmosphère par diffusion, pompage barométrique et diel, et par l'infiltration de l'eau contenant de l'oxygène dissous. La biodégradation aérobie des hydrocarbures de pétrole est un processus rapide qui se produit souvent dans des couches souterraines relativement fines (figure 4-10). Elle est généralement contrôlée principalement par les niveaux d'oxygène et par d'autres facteurs potentiellement importants comme la présence de microbes, le taux d'humidité, la disponibilité des nutriments et le pH. Comme la biodégradation aérobie des hydrocarbures peut également se produire dans des zones pauvres en oxygène, il peut y avoir génération de méthane ( $\text{CH}_4$ ). Comme le méthane subit également une biodégradation aérobie, sa présence crée une demande additionnelle d'oxygène dans l'environnement souterrain. On a observé des taux de génération de méthane plus élevés dans le cas de l'essence contenant de l'éthanol (Golder Assoc., 2013, et références citées dans ce document). Une bioatténuation significative des vapeurs d'hydrocarbures se produit lorsque le flux descendant d'oxygène est suffisant pour satisfaire les exigences de la biodégradation aérobie. Lorsque le flux des hydrocarbures dépasse l'apport en oxygène, sous un bâtiment par exemple, une zone anaérobie (parfois appelée « ombre d'oxygène ») peut se développer.

La biodégradation comprend deux éléments clés, soit les concentrations de la source (« force ») et la distance entre la source et le bâtiment. La superficie et la profondeur du bâtiment peuvent être importantes, selon que l'oxygène pénètre facilement par la fondation ou que la majorité de l'apport en oxygène provient de l'extérieur du bâtiment. Des processus comme le pompage barométrique peuvent également accroître le transfert d'oxygène sous un bâtiment. Les sites caractérisés par des niveaux de contamination élevés et peu profonds et par la présence de grands bâtiments ou de surfaces pavées à côté du bâtiment présentent conceptuellement le plus grand potentiel de présence d'une « ombre d'oxygène ». La respiration naturelle dans les sols à teneur élevée en carbone organique peut aussi conduire à une réduction de la concentration d'oxygène.

Les solvants chlorés peuvent également être biodégradés, mais le processus a tendance à se produire dans des conditions anaérobies (sauf pour le chlorure de vinyle) et s'effectue beaucoup plus lentement que la dégradation aérobie des BTEX.

---

<sup>3</sup> Les paramètres de ce calcul sont fondés sur une porosité remplie d'eau égale à 0,1, une porosité totale de 0,3 et une fraction de carbone organique de 0,006.

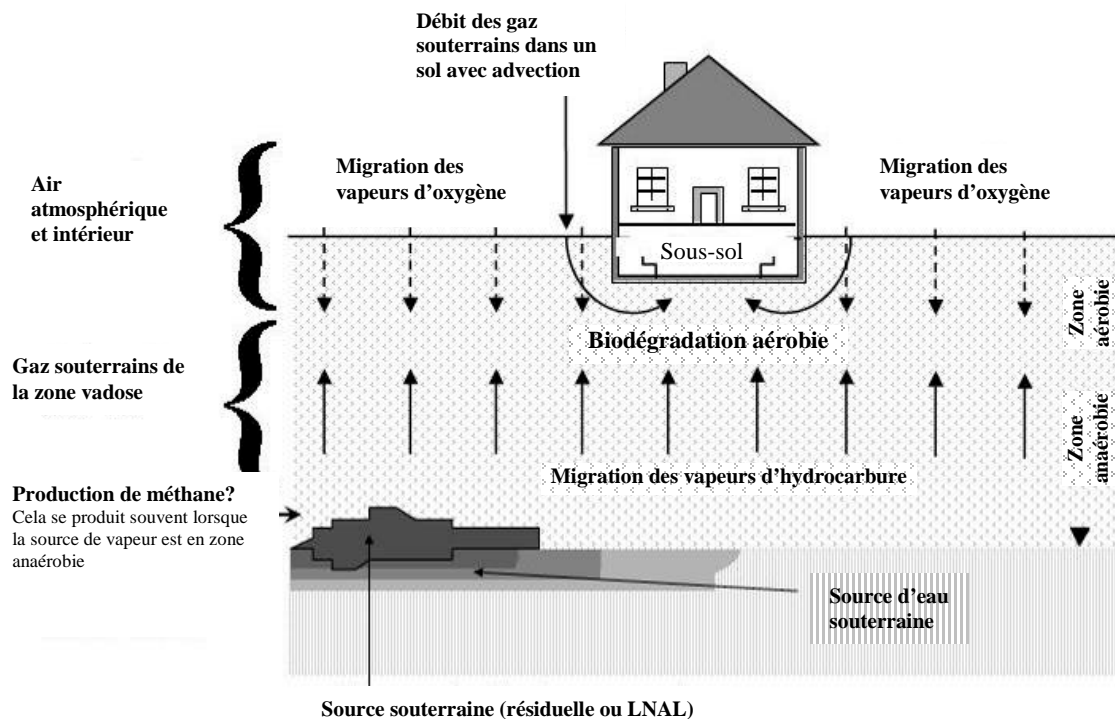


Figure 4-10 : Modèle conceptuel de biodégradation aérobie

### Pompage barométrique

Le « pompage barométrique » causé par les changements cycliques de pression atmosphérique constitue un mécanisme potentiellement important en ce qui a trait à l'advection des gaz souterrains. Ces changements créent une force semblable à celle d'un piston sur les gaz souterrains, causant une compression de ces gaz lorsque la pression de l'air augmente, et une expansion lorsqu'elle baisse. Cela peut donc entraîner un mouvement cyclique à la hausse ou à la baisse des vapeurs des contaminants dans l'intervalle touché. Généralement, la variation maximale de pression barométrique dans une période de 24 heures est approximativement de 3 % (Massman et Farrier, 1992).

Dans l'hypothèse où la compression des gaz se fait selon la loi des gaz parfaits, l'air atmosphérique sera poussé dans le sol de surface à une profondeur atteignant jusqu'à environ 3 % de la profondeur totale de la zone non saturée. Dans le cas d'une colonne de sol non saturé homogène de 10 m, cela signifie que 0,3 m de la partie supérieure du sol sera affecté par la totalité des oscillations barométriques des gaz souterrains.

L'ampleur de l'effet de pompage diminue à mesure que la profondeur augmente. Elle est également influencée par la baisse de pression et par le décalage dans le temps de la réponse de la pression qui peuvent être importants dans le cas des dépôts de grains plus fins. Des comptes-rendus non publiés font état de pompage barométrique causant des mouvements significatifs de gaz souterrains au sein de profonds (plus de 100 m) dépôts de substratum rocheux fracturés non

saturés où des phénomènes de « respiration » ont été observés (c.-à-d. de l'air entrant et sortant de puits).

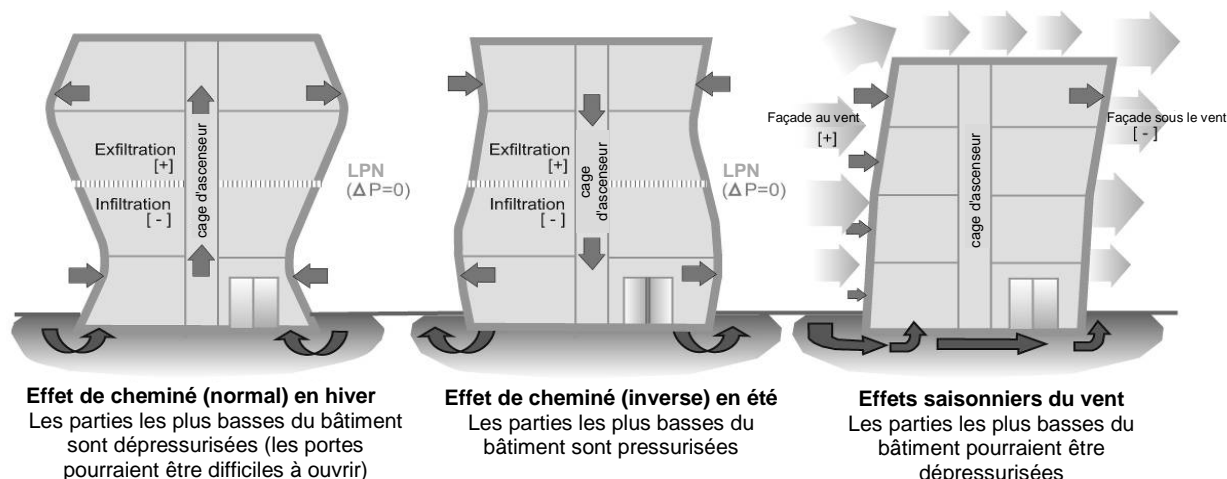
À proximité d'un bâtiment, le pompage barométrique peut causer un mouvement d'air atmosphérique entrant et sortant dans les fondations souterraines. Les fluctuations de la pression barométrique peuvent également causer des infiltrations occasionnelles de gaz souterrains. Lorsqu'un scellant de surface de faible perméabilité est situé à proximité des bâtiments, des gradients de pression peuvent se produire sur la dalle de fondation lorsque la pression atmosphérique diminue. Une étude a noté des différences de pression sur une dalle pouvant atteindre 500 pascals (Adomait et Fugler, 1997).

### **Action du vent et effet de cheminée**

Le chauffage d'un bâtiment à l'aide d'une fournaise, d'un radiateur ou d'autres sources (p. ex. des panneaux solaires sur la toiture) crée un « effet de cheminée » lorsque l'air chaud monte dans le bâtiment (figure 4-11). Cela crée une pression d'air vers l'extérieur aux étages supérieurs et une pression d'air vers l'intérieur à la base du bâtiment. L'air chaud qui s'échappe est remplacé par des infiltrations d'air par les portes et les fenêtres et des gaz souterrains migrant à travers la fondation. L'ampleur de la dépressurisation à la base du bâtiment est proportionnelle à la hauteur du bâtiment, quoique les immeubles de grande hauteur soient conçus de manière à minimiser les fuites d'air entre les étages et la dépressurisation excessive.

Les cages d'ascenseurs constituent une voie préférentielle pour l'infiltration des gaz souterrains à la base des bâtiments (un drain est souvent présent dans la cuvette d'ascenseur) et pour le mouvement de l'air vers le haut. La force du vent sur le côté du bâtiment cause une pression positive sur le côté du bâtiment exposé au vent et une pression négative sur le côté sous le vent, ce qui peut entraîner une dépressurisation du bâtiment.





**Figure 4-11 : Effet cheminée et action du vent sur la dépressurisation (LPN = ligne de pression neutre)**

### Construction de la fondation

Théoriquement, différents types de fondations peuvent conduire à différents processus d'infiltration des vapeurs du sol. Par exemple, on peut s'attendre à rencontrer une vitesse plus élevée d'advection des gaz souterrains dans le cas des maisons avec un sous-sol en raison d'une plus grande dépressurisation et de la présence d'une plus grande surface de fondation souterraine. Dans le cas des maisons construites sur un vide sanitaire, le niveau de ventilation provenant de l'air extérieur, l'influence du mélange d'air entre les étages et les fuites entre le vide sanitaire et le rez-de-chaussée peuvent avoir un impact sur le taux d'infiltration des vapeurs. Dans les régions froides, les vides sanitaires sont habituellement bien scellés pour diminuer l'entrée d'air froid dans la maison. Les bâtiments qui possèdent une fondation en terre battue sont particulièrement susceptibles de subir des infiltrations de vapeur de solvants chlorés puisqu'une grande surface permet la migration des vapeurs du sol dans le bâtiment. Dans le cas des hydrocarbures pétroliers, les fondations en terre battue sont propices à la biodégradation aérobie puisqu'une migration efficace de l'oxygène vers le sous-sol peut permettre de compenser la diffusion des vapeurs que des fondations en béton auraient normalement bloquée. Enfin, les ouvertures à proximité des services publics et les fissures dans la fondation, souvent observées au point de contact entre les murs de fondation et la dalle de plancher, constituent de possibles voies d'entrée importantes pour la migration des gaz souterrains.

Certaines hypothèses de travail ont été élaborées, mais l'incidence du type de fondation utilisé sur l'infiltration de vapeurs du sol demeure mal comprise. Toutefois, des données empiriques indiquent que cette infiltration peut être importante pour plusieurs types de fondations de bâtiments, incluant les sous-sols, les vides sanitaires et les dalles posées sur le sol. L'incidence de la fondation sur les infiltrations de vapeurs du sol peut dépendre de la distance entre la source de contamination et le bâtiment. Lorsque la distance est élevée, le type de fondation peut avoir peu d'effet sur le taux d'infiltration des vapeurs. Lorsque la source de contamination est plus rapprochée ou en contact direct avec le bâtiment (p. ex. puits, sous-sols humides), les propriétés de la fondation ont généralement une plus grande importance.

Les immeubles en copropriété et les bâtiments commerciaux possèdent très souvent des espaces de stationnement souterrains. Comme le taux de renouvellement d'air est plus élevé dans ces endroits, on observe une dilution plus élevée des vapeurs pouvant migrer dans le garage souterrain comparativement à d'autres types de bâtiments.

### **Considérations temporelles et saisonnières**

Les facteurs temporels potentiels pouvant influencer sur l'infiltration des vapeurs du sol sont complexes. On peut généralement s'attendre à trouver des taux de dépressurisation et d'infiltration de gaz souterrains plus élevés pendant la saison de chauffage. Les périodes de gel d'hiver ou un taux plus élevé d'humidité à faible profondeur dans le sol peuvent limiter le transfert de substances volatiles vers l'atmosphère. Par conséquent, la migration des vapeurs du sol vers des sols plus secs sous les bâtiments peut être favorisée. Dans certains cas, la fonte rapide de la neige, la pluie ou la présence de fronts d'humectation peuvent causer un mouvement par advection des gaz souterrains qui, à leur tour, peuvent causer un transfert de masse non équilibré des contaminants entre les phases aqueuse et gazeuse (Cho *et al.*, 1993).

Les sols de surface à forte teneur en humidité peuvent également réduire la migration d'oxygène atmosphérique dans le sol, ce qui peut réduire la biodégradation aérobie des vapeurs d'hydrocarbures. Notons cependant qu'au cours de l'été, les températures du sol à proximité de la surface peuvent être plus élevées et entraîner une augmentation du taux de volatilisation puisque la constante de la loi de Henry est dépendante de la température. L'amplitude des variations saisonnières de température diminue avec l'augmentation de la profondeur en dessous de la surface du sol, et à de nombreux endroits les effets de la température sont négligeables.

Il est difficile de prédire l'influence des facteurs saisonniers sur la ventilation des bâtiments ayant pour effet de diluer les vapeurs. Alors que la ventilation naturelle produite par l'ouverture des portes et des fenêtres est réduite en hiver, il est possible que l'échange d'air soit augmenté en raison de la dépressurisation du bâtiment et du fonctionnement d'un système de chauffage. De plus, on note souvent des variations importantes à court terme non reliées aux saisons causées par des fluctuations dielles de la température, les habitudes des occupants du bâtiment (p. ex. ouverture des portes et des fenêtres) ainsi que les variations du vent et de la pression barométrique. Dans l'ensemble, les facteurs mentionnés ci-dessus amènent à penser qu'au Canada, les infiltrations de vapeurs du sol ont tendance à être plus élevées au cours des mois d'hiver compte tenu des conditions climatiques.

### **Bâtiments et réservoirs comme sources de vapeurs du sol**

Selon le paradigme usuel, les vapeurs du sol migrent vers le haut à partir d'une source de contamination située au niveau ou à proximité de la nappe phréatique. Toutefois, lorsque la source de contamination se trouve près de la surface du sol, les vapeurs migrent dans toutes les directions, y compris vers le bas. L'air intérieur affecté par les sources de contamination qui se trouvent dans les bâtiments peut avoir une incidence sur les concentrations de vapeurs souterraines lorsque le bâtiment est positivement pressurisé (McHugh *et al.*, 2006). Dans ce cas, l'air se déplace vers le bas et traverse la fondation. Une fois sous le bâtiment, les vapeurs peuvent se diffuser en s'éloignant du bâtiment, créant ainsi une zone perturbée de vapeurs

souterraines. Bien qu'il soit rare que les bâtiments aient un impact significatif sur les concentrations de vapeurs souterraines, cela peut se produire dans le cas des nettoyeurs à sec. Les fuites des réservoirs souterrains peuvent également constituer une source potentielle de vapeurs du sol.

### 4.5.7 Ressources, références et liens

L'USEPA a mis au point plusieurs outils d'évaluation accessibles en ligne concernant les eaux souterraines et les vapeurs du sol. Parmi ces outils, mentionnons des calculateurs servant à déterminer le gradient hydraulique des eaux souterraines, les facteurs de rétention du soluté, la plongée du panache, les coefficients de diffusion, le calculateur alpha et les unités de conversion de Johnson et Ettinger (<http://www.epa.gov/athens/onsite/>).

## 4.6 Modèle conceptuel de site pour la caractérisation de l'eau de surface

Les objectifs de la sous-section sont les suivants : 1) permettre de comprendre la façon dont un MCS est utilisé pour déterminer l'emplacement probable des CPP dans une zone d'étude spécifique, où l'eau de surface constitue un milieu environnemental d'intérêt; 2) reconnaître les mécanismes de devenir et de transport aquatiques qui sont importants pour ces CPP et 3) déterminer les récepteurs humains et écologiques potentiellement exposés aux CPP dans l'eau de surface et, de là, orienter la conception de l'échantillonnage de l'eau de surface.

Si des CPP possédant des propriétés physiques et chimiques très variables sont présents, les renseignements sur leur solubilité, le rapport de distribution octanol/eau, les constantes de la loi de Henry, etc. aideront à définir les principaux processus de transport et de devenir (p. ex. l'évaporation, la sorption) et les réservoirs (c.-à-d. les endroits où auront tendance à s'accumuler les contaminants). Si les voies de migration sont susceptibles de subir l'influence de la température, les données climatiques et météorologiques peuvent améliorer le MCS.

Les sources courantes et importantes de CPP dans les eaux de surface aux sites contaminés sont énumérées dans l'encadré intitulé *Mécanismes courants de rejets chimiques dans l'eau de surface*, ci-contre. Il ne faut pas négliger des sources moins courantes, comme les dépôts de matières polluantes transportées par voie aérienne, surtout en ce qui concerne le mercure et d'autres contaminants à l'état de trace dont les apports atmosphériques représentent la principale voie d'entrée dans l'eau de surface.

La figure 4-12 illustre un MCS d'eau de surface. On s'attend à ce que les évaluateurs de risques modifient cet exemple ou utilisent

### **Mécanismes courants de rejets chimiques dans l'eau de surface**

1. Drainages et écoulements ponctuels, superficiels et profonds, à partir de décharges ou de sites de stockage terrestres
2. Écoulement diffus (ruissellement) à partir de zones de construction, d'exploitation forestière et d'exploitation agricole
3. Afflux de sources inconnues dans les affluents et les amenées d'eau par temps de pluie
4. Rejets continus ou intermittents d'effluents (eau de traitement ou d'orage)
5. Rejets d'eaux souterraines dans les eaux de surface
6. Dépôts atmosphériques

leur présentation préférée pour les modèles conceptuels propres à un site. Le MCS décrit ici s'accorde avec le guide de l'USEPA (USEPA, 1995; 1996; 2000a; 2002) en ce qu'il illustre :

- les facteurs de stress naturels et anthropiques connus ou soupçonnés;
- les voies de migration des substances chimiques;
- les milieux sources et récepteurs;
- les récepteurs humains et écologiques;
- les lieux de référence potentiels.

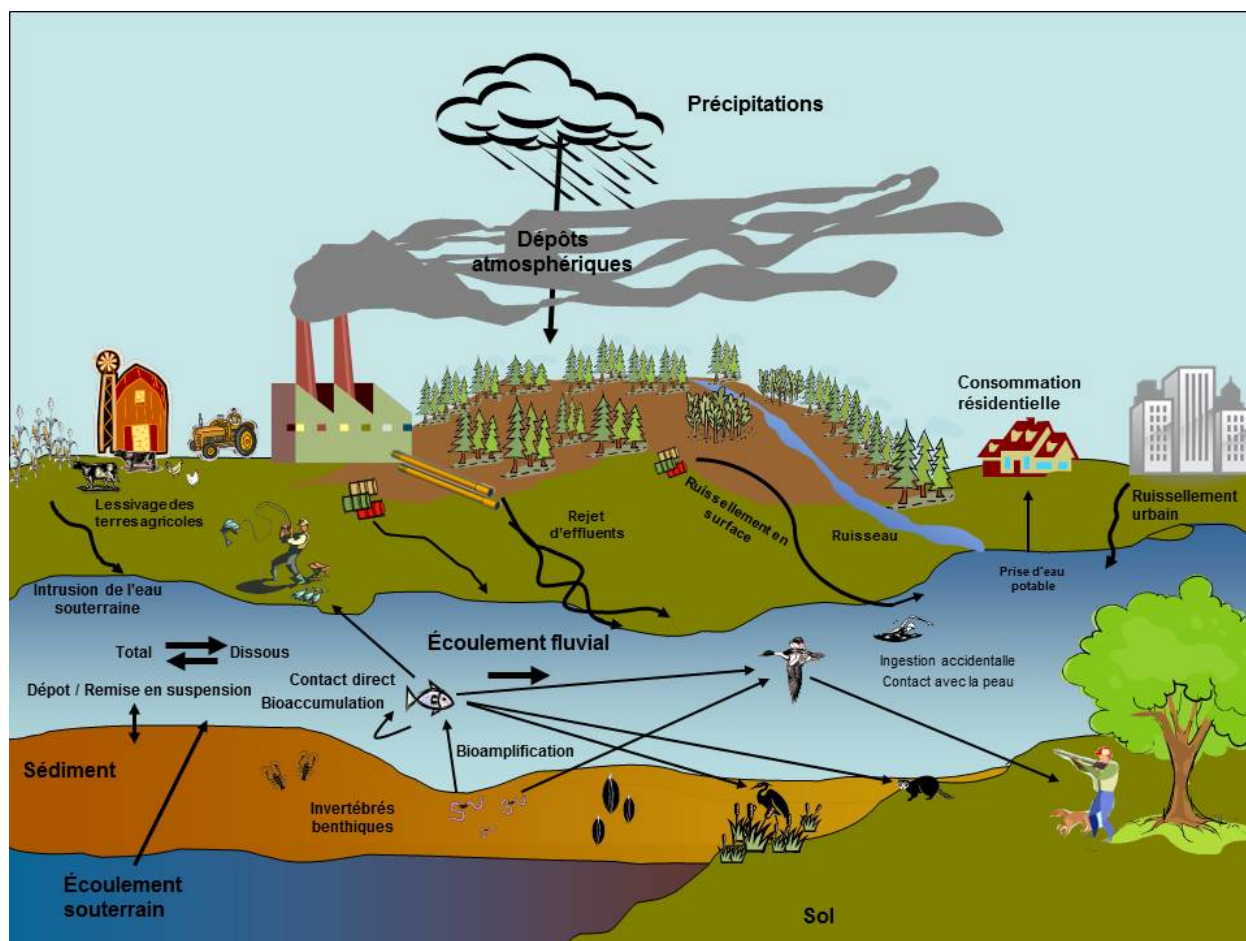


Figure 4-12 : Modèle conceptuel de site généralisé pour l'eau de surface

De plus, la description narrative accompagnant toute illustration d'un MCS peut décrire en détail la dégradation de la zone d'étude ainsi que ses causes probables, la nature et la portée des facteurs de stress (concentration, durée, variabilité spatiale ou temporelle) de même que les processus biogéochimiques susceptibles de modifier la biodisponibilité et la toxicité des CPP.

Plusieurs processus de devenir et de transport méritent une attention particulière lorsqu'on élabore un MCS pour l'eau de surface. Les sources de contaminants dans l'eau de surface incluent les sources ponctuelles (p. ex. fuites de réservoirs de combustible ou déversements accidentels sur des sites industriels) et les sources non ponctuelles (p. ex. sel provenant des eaux de ruissellement des routes ou des parcs de stationnement). L'eau de surface étant un milieu unique puisqu'elle rarement assainie, on contrôle plutôt les apports des autres milieux (p. ex. contrôle ou assainissement de l'eau souterraine contaminée se déversant dans l'eau de surface, ou assainissement de sédiments contaminés si ces derniers sont la source de la contamination de l'eau de surface). Il est donc important de comprendre les sources potentielles de CPP dans l'eau de surface, ainsi que les processus de devenir et de transport des CPP dans l'eau de surface. Les sources potentielles (p. ex. effluent, eau souterraine, sédiments ou sol près de la surface) doivent être prises en considération durant les premières phases pour documenter le MCS et orienter les efforts de caractérisation vers la portion du plan d'eau de surface la plus susceptible d'être touchée. Si l'eau souterraine se déversant dans l'eau de surface est suspecte, il faut identifier les régions ou les zones de déversement d'eau souterraine probables ou connues. Les caractéristiques de sorption/désorption des CPP, les changements liés à l'oxydoréduction dans le système et la volatilisation des contaminants déversés dans l'eau de surface sont des processus dont il faut tenir compte. Si la distribution des CPP des sédiments est préoccupante, la prise en compte des caractéristiques physiques des sédiments (p. ex. contenu en carbone organique) et des mouvements potentiels de l'eau de surface (p. ex. courants, marées, vagues, inondations) sont importants pour élaborer le MCS. En présence de substances chimiques bioaccumulables, l'absorption par les organismes biologiques et l'ingestion subséquente par les récepteurs humains ou écologiques doivent également être prises en considération. D'autres aspects concernant les MCS pour la caractérisation biologique sont examinés à la section 4.8.

Les MCS destinés aux zones d'étude comportant une quantité importante d'eau de surface peuvent nécessiter la prise en compte de facteurs propres au plan d'eau, comme la stratification thermique lacustre, les obstacles à la salinité et la stratification dans les estuaires, les marées, les déversements et les sécheresses saisonnières ainsi que les débits d'orage dans les cours d'eau. Les MCS destinés à de telles zones d'étude peuvent également aborder des considérations particulières aux CPP, comme les rejets discontinus ou pulsés d'effluents industriels, le rejet en débit de pointe d'effluents municipaux, l'infiltration pendant la saison des pluies provenant des décharges et des matières résiduelles enfouies et l'effet des fluctuations des marées (c.-à-d. le pompage tidal) sur les interactions entre l'eau souterraine et l'eau de surface dans la zone côtière. La prise en compte de ces facteurs aidera à cerner les priorités liées à l'échantillonnage à l'étape de la conception de l'étude. En outre, les MCS narratifs et/ou illustrés devraient reconnaître et analyser les sites de référence auxquels seront comparées les conditions du site contaminé dans l'évaluation des risques.

### 4.6.1 Définition de la zone d'étude et de la zone de référence

Les MCS destinés aux zones d'étude comportant une grande masse d'eau de surface peuvent tenir compte d'une ou de plusieurs zones de référence, de même que des facteurs naturels et des facteurs liés à l'utilisation des terres qui, dans la zone, pourraient avoir une incidence sur les ressources en eau de surface ou apporter une source de CPP ne provenant pas nécessairement de la zone d'étude.

La zone d'étude correspond au plan d'eau à surveiller et/ou évaluer, ainsi que des zones adjacentes (terre ou eau) qui pourraient soit influencer sur les conditions locales, soit être touchées par les rejets en provenance du site examiné (USEPA, 2001a). Il importe de délimiter clairement la zone d'étude puisque sa taille définit l'étendue et la portée du projet et influe grandement sur la conception de l'échantillonnage de l'eau de surface. La zone d'étude devrait englober toute la zone d'impact associée au site, y compris l'activité des vagues, de la marée et du courant, et être suffisamment vaste pour permettre de caractériser la gravité des répercussions en la comparant à une zone non touchée ou à une zone de référence (MEEQ, 1996). Toutefois, si la zone d'étude est très étendue, comme c'est habituellement le cas pour les ports industriels et les systèmes marins, on peut la subdiviser en zones plus petites pour faciliter et concentrer les activités d'études de site; la division d'une zone d'étude en plusieurs sous-zones (unités d'exposition ou zones d'exposition) peut également faciliter les prises de décisions futures concernant la gestion du site. Souvent, dans les systèmes marins plus vastes, on ne peut circonscrire la zone d'étude avant que le premier échantillonnage ait délimité les répercussions liées au site. Dans ce cas, la zone d'étude est définie de manière opérationnelle en tenant compte du mouvement possible des CPP reliés au site dans l'eau de surface sous l'effet des vagues, des marées et du courant, et cette zone définie provisoirement est beaucoup plus vaste que la zone d'étude « définitive ». Le chapitre 5 (y compris la figure 5-1) décrit le processus de définition des limites d'une zone d'étude<sup>4</sup>.

Une zone de référence est une zone non perturbée ou relativement peu perturbée qui présente des caractéristiques physiques et biologiques semblables à celles de la zone d'étude, sauf pour le rejet des substances chimiques en cause dans celle-ci. En raison de la difficulté, sur le plan pratique, de trouver une zone de référence idéale, il est souvent nécessaire de choisir des emplacements ayant des concentrations de CPP qui équivalent aux concentrations de fond dans la région.

Il est souvent bon de choisir plus d'une zone de référence pour représenter la gamme des conditions de fond et/ou la gamme des caractéristiques physiques et biologiques du site et pour permettre des comparaisons statistiques plus significatives. L'évaluation de deux zones de référence ou plus permettra de représenter avec davantage de précision la véritable situation de référence. Si on ne trouve qu'une zone de référence, il faut absolument tenir compte des hypothèses et des limites de cette comparaison (c.-à-d. l'hypothèse selon laquelle cette zone est raisonnablement représentative d'autres zones de référence et que les multiples échantillons prélevés dans cette seule zone de référence constituent des pseudo-réplicats plutôt que de vrais échantillons indépendants).

On devrait définir *a priori* les critères du choix des zones de référence, et ces critères peuvent comprendre (p. ex. Apitz *et al.*, 2002) :

- la nature physique du sol ou du sédiment (p. ex. granulométrie, teneur en carbone organique);

---

<sup>4</sup> Bien que le milieu utilisé pour cette figure soit le sol, le processus est semblable dans les milieux terrestres et les milieux aquatiques.

- la dynamique des flux (p. ex. rapide plutôt que lent ou immobile, risques de crues soudaines, ordre du cours d'eau);
- la composition chimique (p. ex. apports provenant de l'eau de ruissellement des routes, des dépôts atmosphériques, des substances chimiques inorganiques d'origine naturelle);
- le type d'habitat (habitats aquatiques ou humides particuliers);
- la composition biologique (p. ex. communautés d'invertébrés benthiques);
- la géomorphologie (p. ex. cours d'eau anastomosés, à méandres, canalisés);
- la classification des terres humides (p. ex. tourbières, marais, marécages, zones d'eau peu profonde);
- les conditions océanographiques (p. ex. courants);
- les marées (marée descendante ou marée montante);
- la proximité de la zone d'étude

Dans les systèmes lotiques (d'eaux courantes), les zones de référence qui conviennent sont souvent situées immédiatement en amont de la zone d'étude, au-delà de l'influence du site. Dans les systèmes lentiques (d'eaux statiques), on devrait cibler un ou des plans d'eau à l'intérieur du même bassin versant, mais hors de la zone d'impact.

**Concentration naturelle de fond :**

Concentration représentative, d'origine naturelle, de substances chimiques dans l'environnement, reflétant surtout les variations géologiques naturelles.

**Concentration ambiante de fond :**

Concentration représentative de substances chimiques dans l'environnement reflétant la présence de sources naturelles et de sources anthropiques régionales (non liées au site) de substances chimiques.

Les comparaisons entre la zone d'étude et les zones de référence constituent un moyen de déterminer les effets potentiels des CPP liés au site. Les zones de référence peuvent aider à distinguer les apports de CPP hors site de ceux liés au site. Qui plus est, les zones de référence donnent une idée des concentrations de fond de substances chimiques, en particulier celles qui peuvent avoir une source naturelle ou anthropique, mais non liée au site (p. ex. application de pesticides, eau de ruissellement des routes, dépôts atmosphériques (Gandesbury et Hetzel, 1997). Prenons, comme premier exemple, une évaluation des risques

écologiques qui ferait état de poissons morts dans un étang touché à la fois par des rejets de substances chimiques liés au site et par des précipitations acides; il serait essentiel de procéder à une évaluation concurrente d'un ou de plusieurs étangs de référence pour déterminer si les rejets chimiques et/ou les précipitations acides sont la cause de la mortalité observée. À titre de deuxième exemple, prenons une évaluation des risques pour la santé humaine qui prédirait que les risques découlant de l'ingestion de poisson sont inacceptables en raison de la présence de mercure dans les tissus des poissons; il serait alors important de caractériser avec précision les concentrations de mercure (y compris les concentrations anthropiques non liées au site) afin de garantir que les décisions en matière de gestion des risques réduiront effectivement les risques.



#### 4.7 Modèle conceptuel de site pour la caractérisation des sédiments

Les objectifs de la sous-section sont les suivants : 1) permettre de comprendre la façon dont un MCS est utilisé pour déterminer l'emplacement probable des CPP dans une zone d'étude spécifique où se trouvent les sédiments d'intérêt; 2) reconnaître les mécanismes de devenir et de transport des CPP et 3) déterminer les récepteurs humains et écologiques potentiellement exposés. Le MCS orientera la conception de l'échantillonnage des sédiments. Il est souvent utile de créer plus d'un MCS pour un site donné, chacun mettant l'accent sur des aspects différents. On peut par exemple produire des MCS différents pour les différents processus relatifs à la santé humaine et à l'écologie ou pour différents types d'habitat (p. ex. zones de marécages et de ruisseau ou habitats secs et habitats aquatiques). Un MCS général pour un site de sédiments contaminés est présenté à la figure 4-13. On s'attend à ce que les évaluateurs de risques le modifient ou utilisent leur format de présentation préféré pour des MCS spécifiques. En outre, les MCS narratifs ou illustrés pour des sites individuels devraient reconnaître et analyser les sites de référence auxquels seront comparées les conditions du site contaminé dans l'évaluation des risques.

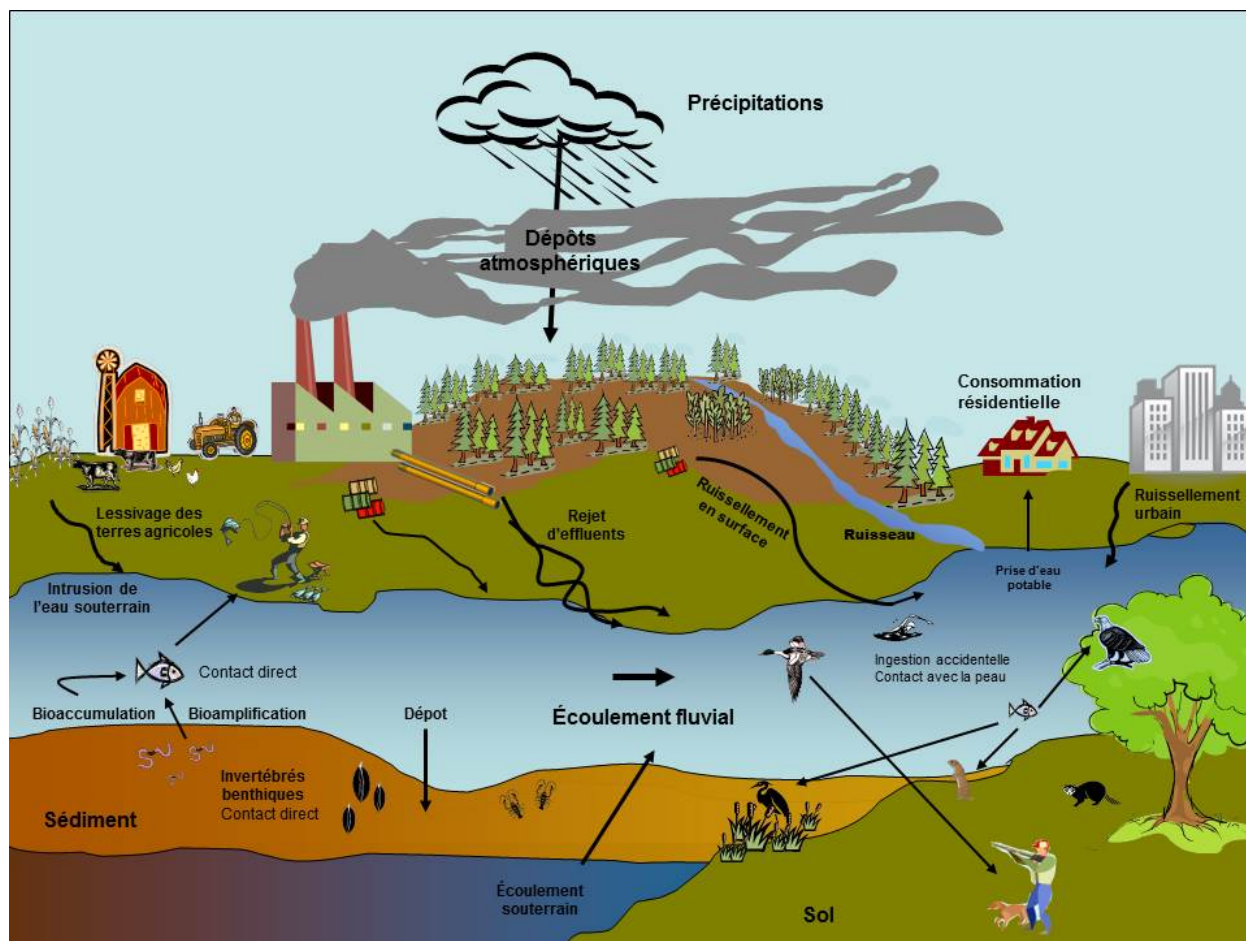


Figure 4-13 : Modèle conceptuel de site généralisé pour la caractérisation des sédiments



Les types de substances chimiques, les sources, le devenir et la migration, les voies d'exposition et les récepteurs potentiels sont des facteurs importants pour la caractérisation des sédiments. La section 4.1 présente un sommaire détaillé des types de substances chimiques associés à diverses activités anthropiques et naturelles. Les sources de contamination de sédiments sont groupées en « sources ponctuelles » et en « sources non ponctuelles ». Dans le premier cas, il s'agit de points de rejet distincts et définis (p. ex. conduites d'évacuation, déversements pétroliers et autres rejets directs) et, dans le deuxième, de sources diffuses (p. ex. écoulement de surface, dépôts atmosphériques). L'eau joue un rôle essentiel dans le devenir et la migration des substances chimiques associées aux sédiments. L'écoulement des eaux de surface, les inondations, les remontées d'eau souterraine et les mouvements d'eau (p. ex. courants, marées, vagues) peuvent mettre en suspension et redistribuer les sédiments. Les sédiments contaminés peuvent également servir de source de substances chimiques pour l'eau, car les perturbations naturelles et anthropiques relâchent des substances chimiques associées à des particules sédimentaires dans l'eau interstitielle ou la colonne d'eau. Parmi d'autres facteurs qui influent sur la migration des sédiments et des substances chimiques qui y sont associées, on compte :

- l'érosion des berges;
- l'érosion et l'accrétion dans le chenal;
- la bioturbation;
- l'absorption par le biais de la chaîne alimentaire;
- les aménagements ou le dragage pour la navigation;
- le souffle des hélices;
- les courants et les marées;
- les échouages de navires ou autres (p. ex. barrages flottants);
- l'érosion par la glace;
- les prises d'eau de surface et les rejets;
- les activités de remise en état.

Les données d'échantillonnage et la modélisation mathématique peuvent être utiles pour prédire la migration et le devenir des sédiments et des substances chimiques qui y sont associées (USEPA, 2005a).

De nombreux facteurs propres au site influent sur la possibilité d'exposition aux substances chimiques associées aux sédiments ainsi que sur les risques qui en découlent. Par exemple, les propriétés physicochimiques des sédiments comme leur granulométrie, leur teneur en matière organique et leur composition, leur potentiel d'oxydoréduction (redox) et le pH déterminent la quantité et le type de la ou des substances chimiques qui peuvent être présentes et biodisponibles dans les sédiments (voir les sections 10.3.3 et 10.4.5 pour en savoir plus; Wenning *et al.*, 2002; USEPA, 2007a). En outre, l'adsorption d'une substance chimique à des particules sédimentaires (et hors de la phase aqueuse) est déterminée par le coefficient de partage carbone organique-eau ( $K_{oc}$ ) particulier à cette substance, tandis que la tendance d'une substance chimique à s'attacher

aux lipides est déterminée par le coefficient de partage octanol-eau ( $K_{ow}$ ) qui lui est propre. Il est important de tenir compte de ces propriétés physiques et chimiques particulières — y compris la volatilité — pour élaborer le MCS et déterminer les voies possibles d'exposition.

Parmi les exemples de récepteurs humains pouvant être exposés directement (p. ex. par ingestion accidentelle, par contact cutané) ou indirectement (p. ex. par le biais de la chaîne alimentaire) à des substances chimiques associées aux sédiments, on compte les personnes qui dépendent du biote (poissons, mollusques, crustacés et plantes aquatiques) pour leur subsistance ou qui l'exploitent à des fins récréatives, les personnes qui nagent ou pataugent dans l'eau ou qui marchent ou s'amuse sur les plages, de même que les travailleurs. Des exemples de voies d'exposition pour la santé humaine à des substances chimiques associées aux sédiments comprennent : l'ingestion de poissons et fruits de mer, le contact avec la peau et l'ingestion accidentelle de sédiments. L'inhalation de composés organiques volatils (COV) et de matières particulaires provenant des sédiments est une voie mineure ou négligeable d'exposition des humains aux substances chimiques associées à des sédiments, parce que : 1) les contaminants aéroportés sont dilués de façon importante dans l'air extérieur et 2) l'eau qui se trouve au-dessus des sédiments atténue la production de poussière. Toutefois, les sédiments exposés à marée basse ou durant les basses eaux saisonnières peuvent être diffusés par le vent et constituer une source d'exposition par inhalation dont il faut se préoccuper. Il existe aussi un risque d'exposition aux substances chimiques associées à des sédiments lorsque ces sédiments servent à l'amendement du sol des jardins.

En ce qui concerne les évaluations de risques écologiques, les composantes valorisées de l'écosystème (CVE) comprennent souvent les invertébrés épibenthiques ou benthiques, les poissons, les oiseaux et les mammifères. Parmi les voies d'exposition environnementale, on compte l'alimentation, l'ingestion accidentelle, l'absorption directe par contact avec l'eau interstitielle ou la colonne d'eau, la consommation d'eau, le contact avec la peau et le transfert par les branchies. Cependant, le contact avec la peau constitue généralement une voie d'exposition négligeable pour la plupart des oiseaux et des mammifères, parce que les plumes, les écailles et la fourrure qui recouvrent ces CVE empêchent le contact avec la peau. L'inhalation a aussi tendance à constituer une voie d'exposition négligeable pour les CVE pour les raisons abordées plus haut dans le cas des récepteurs humains. Toutefois, l'inhalation et, dans une moindre mesure, l'exposition cutanée peuvent représenter d'importantes voies pour les espèces benthiques exposées à l'eau interstitielle des sédiments (Fuchsman *et al.*, 2001; Smith *et al.*, 1996). Par exemple, la ventilation de l'eau peut représenter une voie importante, puisque de vastes quantités d'eau traversent les branchies, et que l'équilibre entre le tissu corporel et le milieu s'établit rapidement (de Voogt *et al.*, 1991; USEPA, 2000a).

### 4.8 Modèle conceptuel de site pour la caractérisation biologique

Les objectifs de la sous-section sont les suivants : 1) permettre de comprendre la façon dont un MCS est utilisé pour déterminer les conditions sous lesquelles l'échantillonnage biologique est garanti; 2) reconnaître les mécanismes de devenir et de transport importants pour le déplacement des CPP dans les tissus biologiques; 3) identifier les types de CPP cibles les plus couramment pris en considération dans l'échantillonnage biologique et 4) décrire les types d'échantillonnage biologique habituellement pertinents pour les évaluations du risque pour les humains et

l'environnement. Chacun de ces objectifs est important pour orienter la conception des programmes d'échantillonnage biologique.

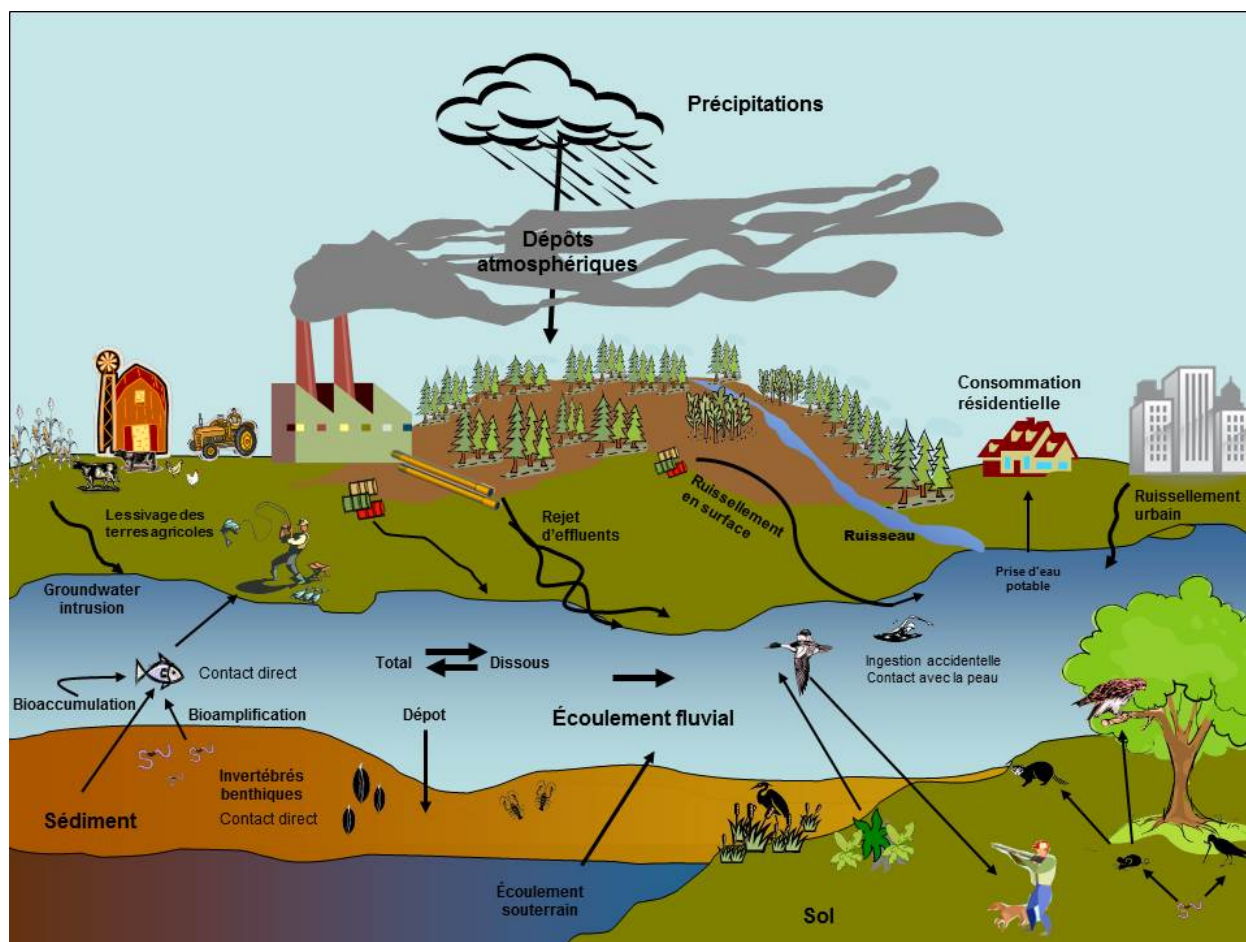
Les voies biologiques décrites dans le MCS de la figure 4-14 correspondent généralement à celles présentées dans les guides de l'USEPA (1995; 1996; 2000; 2002a). Ce MCS est fourni à titre d'exemple général; on s'attend à ce que les évaluateurs du risque le modifient ou utilisent le format de présentation qu'ils préfèrent pour les MCS propres au site. L'élaboration d'un modèle conceptuel propre à un site peut être utile pour déterminer les conditions dans lesquelles l'échantillonnage biologique est justifié et pour déterminer le type d'échantillonnage biologique requis pour la caractérisation du risque. Un des principaux mécanismes de devenir et de transport présentant le plus d'intérêt pour les organismes biologiques est le mouvement du CPP d'un milieu abiotique (p. ex. sol, sédiments ou eau) à un milieu biotique (c.-à-d. tissus biologiques). Ce mécanisme est souvent appelé « bioconcentration ».

Les CPP les plus couramment évalués dans les échantillons biologiques sont les composés bioaccumulables, incluant les pesticides organochlorés comme le dichlorodiphényltrichloroéthane (DDT) et la dieldrine, ainsi que les biphényles polychlorés (BPC), les dioxines et les furanes, le plomb et le méthylmercure. D'autres CPP peuvent être ciblés, en particulier si les calculs préliminaires touchant la chaîne alimentaire laissent croire qu'ils peuvent poser un risque pour les récepteurs humains ou écologiques.

De tels produits chimiques sont absorbés par le biote des autres milieux, incluant les proies, l'eau de surface, les sédiments, l'air et le sol. Les voies d'exposition par lesquelles le biote peut entrer en contact avec les CPP incluent l'ingestion de proies, de sédiments, de sol et d'eau, le contact cutané avec les sédiments, les échanges par l'eau à travers les branchies et l'inhalation d'air. De ces nombreuses voies, l'ingestion de proies est souvent celle qui est prépondérante, en particulier dans le cas des produits chimiques bioaccumulables.

Les poissons, ainsi que les invertébrés aquatiques et benthiques sont des groupes de récepteurs couramment ciblés par l'échantillonnage biologique dans les systèmes aquatiques. Les invertébrés terrestres (p. ex. le lombric) et les petits mammifères (p. ex. la souris et la musaraigne) sont habituellement les espèces ciblées pour la caractérisation des risques écologiques dans les systèmes terrestres. Les espèces de gibier courantes (p. ex. le gibier à plumes et les cervidés) ou les végétaux peuvent aussi être échantillonnés pour caractériser les risques pour la santé humaine ou l'environnement.

En général, les espèces ciblées pour l'échantillonnage biologique sont sélectionnées d'après la faisabilité (p. ex. présence, facilité de capture, permissibilité, outils disponibles) et la pertinence par rapport aux questions de risque posées par l'évaluation du risque. Les espèces échantillonnées peuvent refléter les composantes valorisées de l'écosystème ou le régime alimentaire préféré de ces CVE et des récepteurs humains.



**Figure 4-14 : Modèle conceptuel de site généralisé pour la caractérisation biologique**

De plus, les MCS narratifs ou illustrés pour des sites individuels devraient reconnaître et analyser les sites de référence auxquels seront comparées les conditions du site contaminé dans l'évaluation des risques et tenir compte des facteurs naturels et/ou liés à l'utilisation de la terre dans la région qui pourraient influencer sur les ressources naturelles ou fournir une source de produits chimiques pouvant ne pas provenir de la zone d'étude. Par exemple, dans les bassins hydrographiques agricoles, les nutriments (phosphore et azote), les boues, les pesticides et les herbicides peuvent altérer les plans d'eau ou représenter des sources de produits chimiques. Le fait de ne pas reconnaître l'influence de telles conditions pourrait mener à des conclusions erronées pour ce qui est des causes d'altération ou mal orienter la conception de l'étude.

#### 4.9 Références

- Abreu, L. 2005. *A Transient Three Dimensional Numerical Model To Simulate Vapor Intrusion Into Buildings*. Mémoire présenté dans le cadre des travaux exigés au programme de doctorat ès sciences à l'Arizona State University, mai 2005.
- Adomait, M. et D. Fugler. 1997. *A Method to Evaluate Vapour Influx into Houses*. Présenté à la 90<sup>e</sup> réunion de l'AWMA, 8 au 13 juin, Toronto (Ontario), Canada.

## Chapitre 4 : Modèle conceptuel de site pour les sites contaminés

- Agriculture et Agroalimentaire Canada, 2000. *La santé de l'eau : vers une agriculture durable au Canada*. Édité par Coote D.R. et L.J. Gregorich (dir.), publication 2020/E.
- Anderson, M. R., R. L. Johnson et J. F. Pankow. 1992. « Dissolution of dense chlorinated solvents into ground water: 1. Dissolution from a well-defined residual source », *Ground Water*, 30(2), p. 250-256.
- Auer, L.H., N.D. Rosenberg, K.H. Birdsell et E.M. Whitney. 1996. « The effects of barometric pumping on contaminant transport », *J. Contaminant Hydrology*, vol. 24, p. 145-166.
- Bradley, P.M., S.A. Carr, R.B. Baird et F.H. Chapelle. 2005. « Biodegradation of N-nitrosodimethylamine in soil from a water reclamation facility », *Bioremediation Journal*, 9(2), p.115-120.
- Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2008. *Canada-Wide Standard for Petroleum Hydrocarbon (PHC) in Soil: Scientific Rationale*, Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg, janvier 2008. N° de publication 1399 (contient un résumé en français).
- Conseil national de recherches du Canada. 1988. *Glossary of Permafrost and Related Ground-ice Terms*, Comité associé de recherches géotechniques, Sous-comité du pergélisol, Ottawa. Note de service technique n° 142.
- Charbeneau, R.J. et D.E. Daniel. 1993. « Contaminant Transport in Unsaturated Zone (Chapter 15) », dans *Handbook of Hydrology*, David Maidment (rédacteur en chef), McGraw Hill, New York.
- Choi, J.W. et J. A. Smith. 2005. « Geoenvironmental Factors Affecting Organic Vapor Advection and Diffusion Fluxes from the Unsaturated Zone to the Atmosphere under Natural Conditions », *Environmental Engineering Science*, vol. 22, n° 1, 2005.
- Chiou, C.T., L.J. Peters et V.H. Freed. 1979. « A physical concept of soil-water equilibrium for non-ionic organic compounds », *Science*, vol. 206, p. 831-832.
- Cho, H.J., P.R. Jaffe et J.A. Smith. 1993. « Simulating the volatilization of solvents in unsaturated soils during laboratory and field infiltration experiments », *Water Resources Research*, vol. 29, n° 10, p. 3329-3342.
- Crowe, A.S., K.A. Schaefer, A. Kohut, S.G. Shikaze et C.J. Ptacek. 2003. *Groundwater Quality*. Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg, Manitoba, Série d'ateliers du CCME sur les sciences de l'eau et les politiques, Rapport No. 2, 52 p.
- Davis, G.B., B.M. Patterson et M.G. Trefry. 2009. « Evidence for instantaneous oxygen-limited biodegradation of petroleum hydrocarbon vapors in the subsurface », *Groundwater Monitoring and Remediation*, vol. 29(1), p. 126-137.
- Domenico, P.A. et F.W. Schwartz. 1998. *Physical and Chemical Hydrogeology*, 2<sup>e</sup> édition, John Wiley and Sons, Inc.
- Environnement Canada, 2001. « Rapport d'évaluation – N-Nitrosodiméthylamine », <http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-smc/pubs/contaminants/psl2-lsp2/nitrosodimethylamine/index-eng.php>.
- Falta, R.W., B. Bulsara, J.L. Henderson et R.A. Mayer. 2005. « Leaded-Gasoline Additives Still Contaminate Groundwater », *Environ. Sci. and Technol.*, vol. 39(18), p. 379A-384A.
- Fetter, C.W. 2004. *Applied Hydrogeology*, Prentice Hall.
- Garbesi, K., R.G. Sextro, W.J. Fisk, M.P. Modera et K.L. Revzan. 1993. « Soil-Gas Entry into an Experimental Basement: Model Measurement Comparisons and Seasonal Effects », *Environ. Sci. Technol.*, vol. 27(3), p. 466-473.
- Gouvernement du Canada (2003), *Cadre canadien de collaboration en matière d'eau souterraine*, p. 1.
- Gorgy, T.A., L. Li et J. Grace. 2006. *Fate and Transport of Polybrominated Biphenyl Ethers from Biosolids*. ISSMGE 5<sup>th</sup> International Conference on Environmental Geotechnics, Cardiff, Wales.
- Hassett, J.J. et W.L. Banwart. 1989. « The sorption of nonpolar organics by soils and sediments », dans *Reactions and movement of organic chemicals in soils*, Sawney, B.L., et K. Brown (éd.), SSSA Spec. Publ. 22, Soil Science Society of America Inc., Madison, WI.
- Hassett, J.J., J.C. Means, W.L. Banwart et S.G. Wood. 1980. *Sorption properties of sediments and energy-related pollutants*, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC. Rapport EPA-600/3-80-041.
- Hers, I., Zapf-Gilje, R., P.C. Johnson et L. Li. 2003. « Evaluation of the Johnson and Ettinger Model for Prediction of Indoor Air Quality », *Ground Water Monitoring and Remediation*, vol. 23(2), p. 119-133.
- Hers, I., J. Atwater, L. Li et R. Zapf-Gilje. 2000. « Journal of Contaminant Hydrology », vol. 46, p. 233-264.
- Hers, I., D. Evans, R. Zapf-Gilje et L. Li. 2002. « Comparison, Validation and Use of Models for Predicting Indoor Air Quality from Soil and Groundwater Contamination », *Journal of Soil and Sediment Contamination*, vol. 11(4), p. 491-527.
- Johnson, P.C. 2005. « Identification of application-specific critical inputs for the 1991 Johnson and Ettinger vapor intrusion algorithm », *Groundwater Monitoring & Remediation*, vol. 25(1), p. 63-78.
- Johnson, P.C., W. Kemblowski et R.L. Johnson. 1998. *Assessing the Significance of Subsurface Contaminant Vapour Migration to Enclosed Spaces – site specific alternatives to generic estimates*, API Publication.
- Golder Associates Ltd. 2013. *Investigation of Risks & Hazards of Methane Production from Environmental Releases of Motor fuel Ethanol and Ethanol-Gasoline Mixtures to the Soil & Groundwater Environment*, API-Golder-UBC Ethanol Study. Rapport présenté à l'American Petroleum Institute, Groupe technique sur les sols et les eaux souterraines, 27 mai 2013.

## Chapitre 4 : Modèle conceptuel de site pour les sites contaminés

- Lowell, P.S. et B. Eklund. 2004. « VOC Emission Fluxes as a Function of Lateral Distance from the Source », *Environmental Progress*, vol. 23(1), p. 52-58
- Massman, J. et D.F. Farrier. 1992. « Effects of Atmospheric Pressures on Gas Transport in the Vadose Zone », *Water Resources Research*, vol. 28, p. 777-791.
- McHugh, T., P.C. De Blanc et R.J. Pokluda. 2006. « Indoor Air as a Source of VOC Contamination in Shallow Soils Below Buildings », *Journal of Soil & Sediment Contamination*, vol. 15, p. 103-122.
- Mendoza, C.A. 1995. *Conceptual Models and Effective Transport Parameters for Long-term Vapour Transport in Heterogeneous Unsaturated Media*. Présenté au XXVI<sup>e</sup> Congrès international de l'AIH tenu du 5 au 9 juin 1995 à Edmonton en Alberta.
- Millington, R.J. et J.M. Quirk. 1961. « Permeability of porous solids », *Transactions of the Faraday Society*, vol. 57, p. 1200-1207.
- National Research Council (US). 1996. *Rock Fractures and Fluid Flow: Contemporary Understanding and Applications*, Committee of Fracture Characterization and Fluid Flow, U.S. National Committee for Rock Mechanics. National Academy Press, Washington, D.C.
- Ostendorf, D.W. et D.H. Campbell. 1991. « Biodegradation of hydrocarbon vapours in the unsaturated zone », *Water Resources Research*, vol. 27(4), p. 453-462.
- Patterson, B.M. et G.B. Davis. 2009. « Quantification of vapor intrusion pathways into a slab-on-ground building under varying environmental conditions », *Environmental Science and Technology*, vol. 43(3), p. 650-656.
- Park, H.S. et C. San Juan. 2000. « A Method for Assessing Leaching Potential for Petroleum Hydrocarbons Release Sites », *Soil and Sediment Contamination*, vol. 9(6), p. 611-632.
- Ririe, T., R. Sweeney, S. Daughery et P. Peuron. 1998. « A Vapour Transport Model That is Consistent with Field and Laboratory Data », dans *Proceedings: Petroleum Hydrocarbons and Organic Chemicals in Ground Water: Prevention, Detection, and Remediation Conference*, Ground Water Association Publishing, Houston, TX, p. 299-308.
- Rivett, M.O. 1995. « Soil-gas signatures from volatile chlorinated solvents: Borden field experiments », *Ground Water*, vol. 33(1), p. 84-98.
- Robinson, R.A. et R.H. Stokes. 1959. *Electrolyte solutions*, Butterworths, London.
- Roggemans, S., C.L. Bruce et P.C. Johnson. 2002. *Vadose Zone Natural Attenuation of Hydrocarbon Vapors: An Empirical Assessment of Soil Gas Vertical Profile Data*. Rapport technique de l'American Petroleum Institute.
- Santé Canada, 2007. *L'évaluation du risque pour les lieux contaminés fédéraux au Canada – Partie I : L'évaluation quantitative préliminaire des risques (ÉQPR) pour la santé humaine*, Division des sites contaminés, Direction de la sécurité des milieux, Ottawa.
- Santé Canada, 2010. *L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada, Partie VII : Guide d'orientation pour l'évaluation de l'intrusion de vapeurs du sol sur les sites contaminés*, Division des sites contaminés, Direction de la sécurité des milieux, Ottawa.
- Schwartz, W. et H. Zhang. 2002. *Fundamentals of Ground Water*, 1<sup>re</sup> édition, John Wiley & Sons, 592 p.
- Schwarzenbach, R.P., P.M. Gschwend et D.M. Imboden. 2003. *Environmental Organic Chemistry*, John Wiley and Sons, Inc.
- Science Advisory Board for Contaminated Sites (SABCS). 2006a. *Approaches and Methods for Evaluation of Light Non Aqueous Phase Liquid Mobility*, Colombie-Britannique. Rapport préparé par Golder Associates Ltd. (Hers, I., G. Patrick et M. Mailloux).
- Science Advisory Board for Contaminated Sites (SABCS). 2006b. *Approaches and Methods for Evaluation of Unsaturated Zone Contaminant Transport processes and Effects on Groundwater*, Colombie-Britannique. Rapport préparé par Golder Associates Ltd (Hers, I. et D. Fredlund).
- Silliman, S.E., B. Berkowitz, J. Simunek et M.Th. van Genuchten. 2002. « Fluid flow and chemical migration within the capillary fringe », *Ground Water*, vol. 40(1), p. 76-84.
- Snow, D.T. 1968. « Rock fracture spacings, openings and porosities », *J. Soil Mech. Found. Div. Proc. Am. Soc. Civil Eng.*, vol. 94, p. 73-91.
- United States Environmental Protection Agency (USEPA). 1996. *Soil Screening Guidance: Technical Background Document*, EPA/540/R95/128. Internet : <http://www.epa.gov/superfund/resources/soil/toc.htm>.
- United States Environmental Protection Agency (USEPA). 2002. *Draft Guidance for Evaluating the Vapor Intrusion to Indoor Air Pathway from Groundwater and Soils (Subsurface Vapour Intrusion Guidance)*, Office of Solid Waste and Emergency Response.
- Wiedemeier, T.H., H.S. Rafai, J.T. Wilson et C.J. Newell, 1999. *Natural Attenuation of Fuels and Chlorinated Solvents in the Subsurface*, John Wiley and Sons, Inc., 617 p.
- Zheng, C. et G.D. Bennett. 1995. *Applied Contaminant Transport Modeling Theory and Practice*, Van Nostrand Reinhold.



## 5 CARACTÉRISATION DES SOLS

### 5.1 Contexte, but et portée

Les sources de contaminants se trouvent généralement dans le sol et se répartissent par la suite dans l'eau souterraine et dans les vapeurs du sol. Il est donc essentiel de bien comprendre la présence, l'étendue et les caractéristiques de la contamination des sols pour comprendre le devenir ultime et les impacts potentiels des contaminants sur les récepteurs humains et écologiques. Par exemple, il peut être nécessaire de mesurer les concentrations de substances chimiques dans le sol afin d'évaluer une possible exposition humaine par voie d'ingestion ou par contact cutané. Il peut également être nécessaire de procéder à la caractérisation du sol pour évaluer les effets potentiels de la contamination sur d'autres milieux comme l'eau souterraine, les vapeurs du sol, l'air intérieur ou l'air ambiant.

#### Caractérisation des sols

Ce chapitre décrit la planification, le processus et les méthodes de caractérisation des sols. Voici une liste des principaux éléments et des sections qui s'y rapportent :

- Élaboration d'un modèle conceptuel de site (5.2)
- Conception de l'échantillonnage et méthodes statistiques (5.3)
- Méthodes d'échantillonnage du sol, description du sol et méthodes d'analyse sur le terrain (5.4 à 5.6)
- Méthodes d'interprétation des données (5.7)

Outils connexes : listes de contrôle de l'échantillonnage des sols (volume 2) et *Procédure opératoire recommandée pour l'échantillonnage des sols* (MOR 2, volume 3).

Le but principal du présent guide de caractérisation des sols est de décrire les approches et les méthodes qui peuvent servir à recueillir des données représentatives (encadré 5-1). La collecte de données représentatives est étroitement liée à la conception de l'échantillonnage et nécessite la prise en compte de l'échelle à laquelle les échantillons sont analysés.

Les sources d'incertitude dans les données devraient être comprises et efficacement communiquées à l'évaluateur de risques. Les incertitudes peuvent notamment être dues à la variabilité de la répartition des contaminants, à la conception du plan d'échantillonnage et aux méthodes d'échantillonnage et d'analyse. Comme il sera expliqué plus loin dans le présent chapitre, l'incertitude est atténuée grâce à l'élaboration d'un modèle conceptuel de site constamment mis à jour au fur et à mesure que de nouvelles informations sont disponibles, à la mise en place d'une stratégie et d'une conception d'échantillonnage appropriées et à l'utilisation de techniques statistiques visant à faciliter la conception de l'échantillonnage et l'interprétation des données.

La caractérisation des sols des sites contaminés devrait respecter le processus de caractérisation décrit au chapitre 2 et brièvement présenté dans l'encadré ci-dessus. Le présent guide n'aborde pas la question des protocoles d'analyse de laboratoire, laquelle est examinée en détail dans le volume 4. Ce chapitre porte sur l'échantillonnage intrusif, mais également sur des méthodes indirectes comme les techniques géophysiques qui peuvent également servir à identifier les zones potentiellement contaminées et à recueillir de l'information stratigraphique. L'annexe 5-1

contient des lignes directrices concernant le prélèvement d'échantillons de confirmation à la suite de travaux d'assainissement.

On trouvera dans le document intitulé *Guide d'échantillonnage et de préparation de sol contaminé aux fins d'essais biologiques* (Environnement Canada, 2012) des orientations supplémentaires ayant trait plus particulièrement à la forêt boréale, à la taïga, à la toundra et aux sols cryosoliques ainsi qu'aux sols rocailloux/peu profonds, organiques ou appartenant à des milieux humides.

### **ENCADRÉ 5-1 : Caractéristiques des données représentatives**

Les données représentatives possèdent les caractéristiques suivantes :

1. Les points d'échantillons doivent être choisis en se fondant sur la bonne compréhension des activités passées du site et sur les conditions géologiques et hydrogéologiques.
2. Les échantillons doivent être prélevés en utilisant des méthodes acceptables.
3. Les analyses chimiques doivent inclure tous les contaminants préoccupants connus et potentiels identifiés à la suite d'un examen exhaustif de l'historique du site.
4. Les données doivent être validées et interprétées de manière appropriée.
5. Les incertitudes que comportent les données doivent être décrites et si possible quantifiées.

L'utilisation de données non représentatives est une faille commune des évaluations du risque. L'utilisation de résultats validés au sujet d'un contaminant provenant d'échantillons de sol prélevés aux mauvais endroits peut conduire à une évaluation du risque qui n'est pas représentative de l'état du site.

## **5.2 Modèle conceptuel de site pour la caractérisation des sols**

Comme il en a été question au chapitre 2, la première étape du processus de caractérisation de site consiste à élaborer un modèle conceptuel de site (MCS) qui rassemble l'information des composantes historiques, physiques, chimiques et biologiques du site dans le but de bien cerner le problème. Dans le cadre de l'évaluation du risque, il est primordial de comprendre les sources de contamination du sol et la répartition des contaminants pour évaluer les voies d'exposition potentielles.

Des facteurs différencient le sol des autres milieux (eau souterraine et vapeurs du sol) en ce qui a trait aux exigences de caractérisation du site (voir le tableau 2-3). Il est particulièrement important de ne jamais oublier que la contamination des sols est souvent très variable sur des distances relativement courtes. Alors que les substances chimiques organiques présentes dans l'eau souterraine ont tendance à former des panaches de manière relativement prévisible, la contamination du sol peut être discontinue et dispersée selon la nature de la source de



contamination. Sauf pour les substances volatiles et très solubles, l'évolution temporelle des concentrations dans le sol tend à se produire lentement et est généralement sans importance; par conséquent, les facteurs temporels n'ont pas une grande incidence sur la contamination des sols.

Il est possible d'obtenir une vue d'ensemble de la distribution des contaminants présents dans le sol en développant une bonne compréhension de la source de contamination, du type de contaminant et de la géologie du site. Plusieurs exemples illustrant la variabilité des scénarios de contamination du sol sont décrits dans l'encadré intitulé *Exemples de scénarios de contamination*.

La distribution des contaminants dans le sol dépendra aussi de la géologie et de l'hétérogénéité du site. Par exemple, la contamination du sol dans la roche fracturée sera très variable, tandis que la contamination dans des dépôts de sable deltaïques aura tendance à être moins variable.

Les éléments ou les composantes du MCS doivent respecter ceux énoncés au tableau 2-1. Il est particulièrement important de posséder, au moment de la caractérisation des sols, de l'information au sujet des matériaux de remblayage et des types de couches du sol présents sur le site étudié. Au fur et à mesure que l'évaluation du site progresse, le MCS doit être mis à jour, les lacunes comblées et les besoins en matière d'information redéfinis. Plusieurs phases peuvent être nécessaires pour atteindre les objectifs de l'étude, bien qu'un processus accéléré d'évaluation de site, tel que décrit au chapitre 2, puisse être utilisé dans certains cas pour réduire le nombre d'étapes à franchir.

### 5.3 Conception du plan d'échantillonnage

Le plan d'échantillonnage prévoit le nombre d'échantillons à prélever ainsi que leur emplacement et le moment de leur prélèvement. Il a pour but de fournir des données représentatives et valables qui pourront ainsi servir à l'usage prévu et aux prises de décisions. La représentativité correspond au degré d'exactitude et de précision avec lequel les données représentent les caractéristiques du sol ciblé. Règle générale, la représentativité d'un programme d'échantillonnage augmente et l'incertitude diminue lorsque le nombre d'échantillons analysés augmente.

Les plans d'échantillonnage visent des objectifs parfois très variés qui incluent généralement les suivants :

#### **Exemples de scénarios de contamination**

1. *Historique de remblayage* : Un historique de remblayage avec des sols de rebut peut occasionner des « poches » dispersées et plutôt aléatoires de contamination de diverses tailles.
2. *Déversement de carburant* : Les fuites de réservoirs de combustible peuvent occasionner, à l'intérieur de la zone non saturée, l'apparition de zones de contamination irrégulières qui suivent les voies de migration influencées par la stratigraphie du site et une couche distincte de contamination dans la nappe phréatique.
3. *Contaminants transportés par le vent* : Une source d'émission ponctuelle peut occasionner une contamination près de la surface suivant la direction prédominante du vent. Les concentrations diminueront à mesure qu'on s'éloigne de la source.

- caractériser la nature et l'étendue de la contamination sur le site;
- soutenir le processus de prise de décision servant à déterminer si les concentrations de contaminants excèdent les critères réglementaires, les concentrations de fond ou un seuil de risque acceptable;
- estimer la moyenne ou les centiles des concentrations de contaminants dans le sol ciblé (c'est-à-dire, utiliser la statistique déductive pour décrire quantitativement la population à partir de laquelle les données sont recueillies) avec un certain niveau de confiance;
- déterminer si les concentrations de contaminants mesurées dans deux unités de sols peuvent être ou non considérées comme appartenant à la même population (c'est-à-dire, si elles sont semblables ou différentes pour un niveau de confiance donné);
- identifier les « points névralgiques » potentiels (les zones contenant un niveau élevé de contamination);
- délimiter les points névralgiques ou les zones contenant des niveaux de concentration excédant les critères réglementaires ou les seuils préoccupants.

**Objectifs du plan d'échantillonnage pour l'évaluation des risques**

Le responsable de l'étude du site, avec l'aide de l'évaluateur du site, doit élaborer des objectifs d'échantillonnage compatibles avec les buts de l'évaluation des risques. Les objectifs peuvent être généraux, par exemple « déterminer si les concentrations de métaux dans le sol excèdent un niveau de dépistage axé sur les risques », ou très spécifiques par rapport aux données requises et à l'intérêt relatif à l'évaluation des risques, par exemple « fournir des estimations (limite supérieure de confiance de la moyenne et 90<sup>e</sup> centile) des concentrations de métal dans la couche supérieure de 0,5 m du sol pour évaluer la voie de contamination par contact direct; et obtenir des données au sujet de la fraction de carbone organique et de la granulométrie ».

L'utilisation efficace du temps et des ressources financières et humaines constitue également un élément important du plan d'échantillonnage. Un bon plan doit répondre aux besoins de l'étude avec le minimum possible de dépenses de ressources.

Un plan d'échantillonnage complet indique le nombre d'échantillons à prélever ainsi que les lieux et le moment des échantillonnages. Outre ces informations, un plan d'échantillonnage complet doit également inclure une explication et une justification du nombre et des emplacements des échantillons.

5.3.1 Enjeux de l'échantillonnage représentatif

L'élaboration de plans d'échantillonnage et d'analyse représentatifs présente plusieurs défis. Les concentrations de contaminants qui se trouvent dans les sites étudiés présentent souvent une grande variabilité spatiale et les distributions sont généralement asymétriques (lognormales) (Ott, 1990; Ott, 1995). Les analyses portent uniquement sur une petite quantité de sol en provenance d'un site. Par exemple, dans le cas de nombreux paramètres chimiques, les analyses portent sur des sous-échantillons de cinq à dix grammes prélevés dans des bouteilles de 60 à 250 ml. Pour de nombreux sites, cela signifie que les décisions relatives à l'évaluation du site et aux mesures d'assainissement s'appuient sur les analyses chimiques se limitant à quelques centaines de grammes d'échantillons de sol. Il s'agit d'une minuscule quantité par rapport à la quantité de sol (en masse et en volume) qui pourrait être analysée.

La représentativité des échantillons d'un site peut être améliorée à l'aide d'un plan d'échantillonnage bien conçu et d'observations méticuleuses sur le terrain. L'utilisation de méthodes et d'outils statistiques pour l'analyse des données peut également aider à guider la conception du plan d'échantillonnage et fournir des indications concernant la variabilité des concentrations de contaminants sur un site. La représentativité des échantillons peut également être améliorée en augmentant la densité des échantillons analysés. L'analyse d'un plus grand nombre d'échantillons en utilisant des méthodes d'analyse sur le terrain moins précises, comparativement à un nombre moins élevé d'échantillons en utilisant des méthodes d'analyse plus rigoureuses, peut être justifiée pour certains sites.

**Incidence du volume des échantillons sur la variabilité des concentrations**

Une étude citée par Gilbert et Doctor (1985) illustre l'influence de la taille des échantillons sur la représentativité et la variabilité des concentrations. Différents sous-échantillons provenant d'un échantillon de sol de cinq kilogrammes ont été analysés pour mesurer leur contenu en métaux. Les résultats ci-dessous indiquent que la gamme de concentration augmente lorsque la masse du sous-échantillon analysé est plus faible (concentration moyenne de 1,92 ppm).

Volume des sous-échantillons (g)	Gamme des résultats obtenus pour 20 sous-échantillons (ppm)
1	1,01-8,00
10	2,36-3,43
50	1,55-2,46
100	1,70-2,30

Adapté de Gilbert et Doctor (1985)

5.3.2 Stratégies de planification de l'échantillonnage

La définition des limites géographiques, l'identification de la population d'intérêt et la division du site en strates basées sur des caractéristiques distinctes sont également des éléments importants du plan d'échantillonnage. Le type de contamination, en surface ou souterraine, influe également sur la conception du plan d'échantillonnage. La figure 5-1 illustre ce processus. Les objectifs de l'échantillonnage déterminent le choix d'une approche probabiliste ou non probabiliste d'échantillonnage du sol (Environnement Canada, 2012; USEPA, 2002). La figure 5-2 présente divers exemples courants d'approches d'échantillonnage probabiliste. Peu importe l'approche retenue, il est recommandé de recueillir au préalable des informations sur l'historique du site, de faire des inspections visuelles et d'obtenir des avis d'experts.

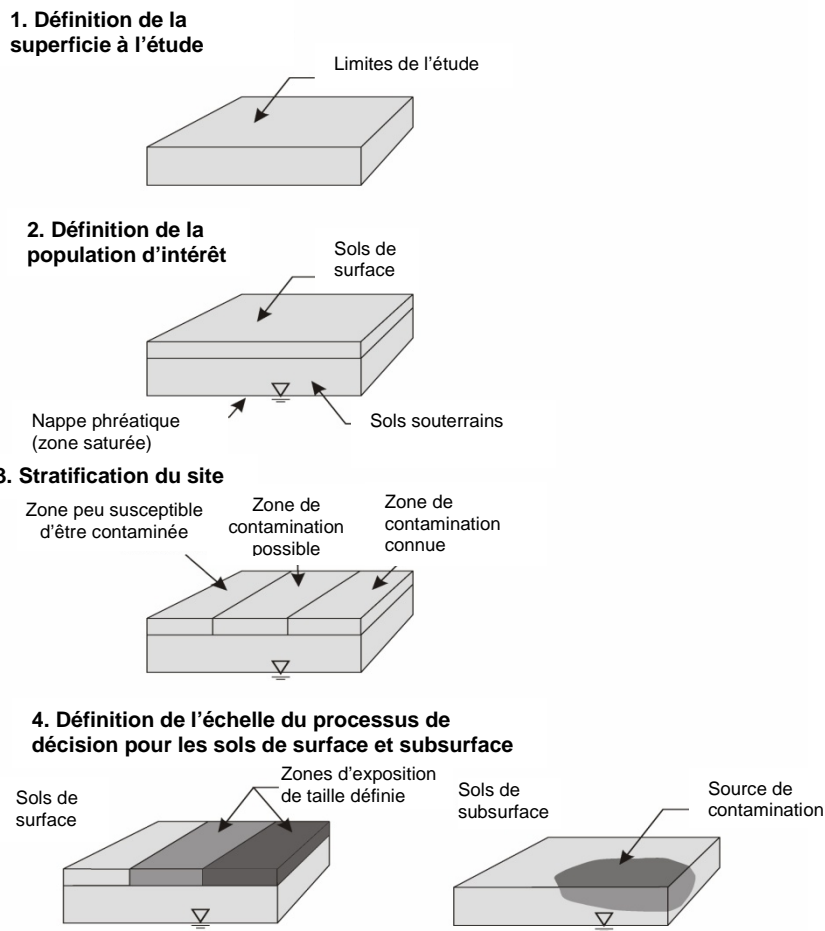
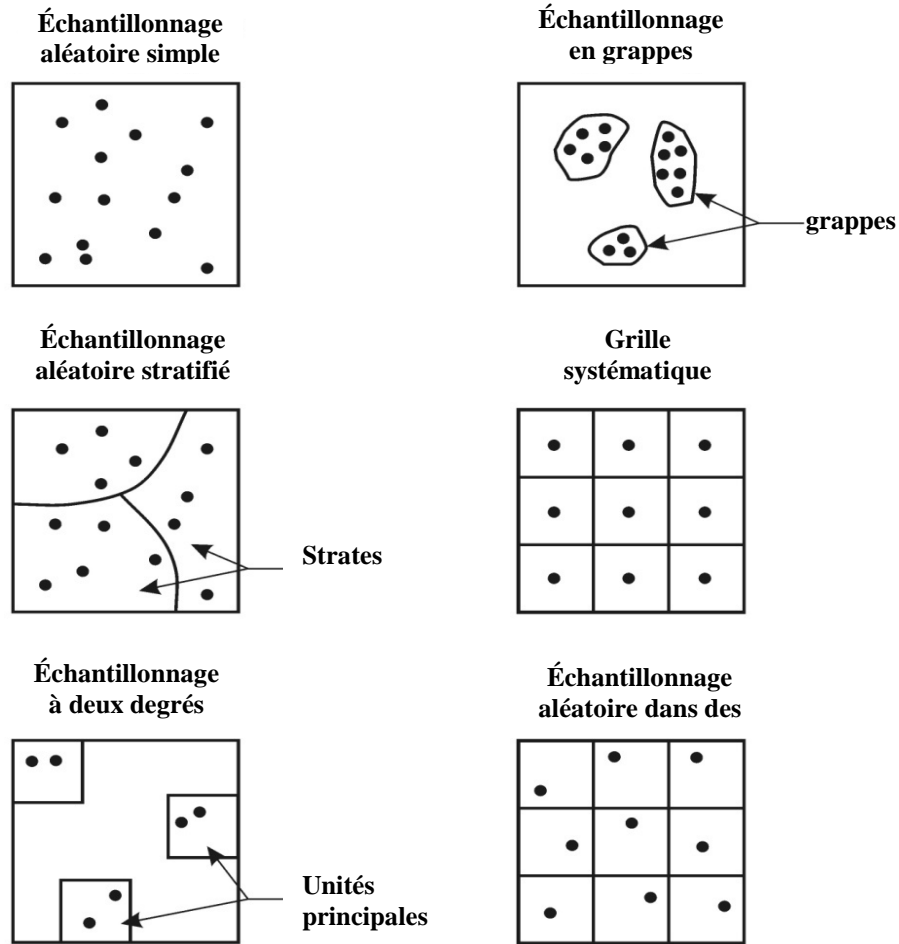


Figure 5-1 : Processus de définition des limites de l'étude



**Figure 5-2 : Approches d'échantillonnage bidimensionnel courantes**

### 5.3.2.1 Échantillonnage non probabiliste

L'échantillonnage non probabiliste, aussi appelé « ciblé », « de commodité » ou « au jugé » (Environnement Canada, 2012), constitue un choix subjectif de points d'échantillonnage fondé sur les données historiques, l'inspection visuelle et le jugement professionnel. Il sert généralement à déterminer la présence ou l'absence de contaminants dans des sites donnés ou à identifier les contaminants présents dans les zones qui semblent contenir les plus fortes concentrations (c.-à-d. qui présentent les pires conditions). Dans les deux cas, on ne prélève souvent qu'un petit nombre d'échantillons et on dispose d'informations fiables sur les sites. L'échantillonnage non probabiliste est aussi d'ordinaire la méthode retenue par défaut en situation d'urgence, où l'objectif consiste à recueillir des données rapidement. On utilise cette méthode lorsqu'il n'est pas nécessaire de dériver des inductions statistiques concernant le sol ciblé (ou la population sous-jacente) duquel les échantillons sont prélevés. Cette méthode est fréquemment utilisée dans les cas de déversements connus provenant, par exemple, d'un ancien réservoir de carburant et où il conviendra, dans un premier temps, d'échantillonner le sol et l'eau souterraine au voisinage de la source de contamination.

### 5.3.2.2 Échantillonnage probabiliste

On a recours à l'échantillonnage probabiliste lorsque les objectifs poursuivis aux fins de l'étude ou de l'évaluation du risque exigent une description quantitative des concentrations de contaminants dans le sol ciblé (c'est-à-dire la population sous-jacente d'où proviennent les échantillons). Pour de plus amples renseignements sur l'utilisation de la statistique déductive aux fins de l'interprétation des données, voir la section 5.7. Les stratégies d'échantillonnage probabiliste sont plus difficiles à mettre en œuvre et exigent souvent l'intervention d'un statisticien (Environnement Canada, 2012). Nous présentons ci-dessous quelques exemples de ces stratégies.

#### Échantillonnage en grappes

Dans le cas de l'échantillonnage en grappes, les échantillons sont choisis en s'appuyant notamment sur les observations, l'historique du site ou d'autres justifications. Chaque grappe est mesurée de manière indépendante. Cette méthode est souvent utilisée dans les zones de préoccupation environnementale potentielle dans les premières étapes de l'évaluation du site pour déterminer s'il est nécessaire de procéder à une évaluation supplémentaire. L'échantillonnage en grappes n'est pas nécessairement représentatif de l'ensemble de la population, parce que les échantillons ne sont pas prélevés de façon aléatoire, ce qui augmente les possibilités d'erreurs d'échantillonnage et risque de conduire à des distorsions dans les calculs statistiques.

#### Échantillonnage aléatoire

Dans le cadre de l'échantillonnage aléatoire, les unités d'échantillonnage sont choisies en utilisant des nombres aléatoires. Tous les points d'échantillonnage possibles situés à l'intérieur des limites de la zone préoccupante ont une chance égale d'être choisis. L'échantillonnage aléatoire comporte deux limites principales : i) comme tous les points d'échantillonnage ont une chance égale d'être choisis, l'échantillonnage n'est pas réparti également sur l'ensemble du site et la répartition des points d'échantillonnage peut donc être déficiente à moins qu'un très grand nombre d'échantillons ne soient prélevés; ii) l'échantillonnage aléatoire ne tient pas compte des informations préalables ou des connaissances professionnelles existantes. Comme l'échantillonnage aléatoire s'avère plutôt inefficace, il est rarement utilisé pour la caractérisation des sols contaminés.

#### Échantillonnage aléatoire à plusieurs degrés

L'échantillonnage aléatoire à plusieurs degrés consiste à prélever des échantillons (unités du premier degré) à l'aide de la méthode d'échantillonnage aléatoire, puis à prélever des parties aliquotes de ces échantillons (figure 5-2). Cette méthode comporte une possibilité d'erreur plus faible que l'échantillonnage en grappes, mais plus élevée que l'échantillonnage aléatoire simple.

### Échantillonnage stratifié

L'échantillonnage stratifié s'appuie sur les données historiques, l'évaluation préalable et les résultats analytiques antérieurs pour diviser la zone d'échantillonnage en plus petites zones désignées sous le nom de strates. Chaque strate est plus homogène que l'ensemble du site. Les strates peuvent être délimitées en se fondant sur divers facteurs incluant les usages antérieurs du site et les ZPEP, le type de sol, la profondeur, les niveaux de concentration des contaminants et les connaissances concernant les voies de migration prévues des contaminants dans différents milieux (p. ex. l'eau souterraine, les vapeurs du sol, le vent).

### Échantillonnage en grille

L'échantillonnage en grille se fait en subdivisant la zone préoccupante à l'aide d'une grille carrée, rectangulaire ou triangulaire et en collectant des échantillons à chacun des nœuds (c.-à-d. aux intersections de la grille). L'origine et l'orientation de la grille peuvent être déterminées de manière aléatoire. L'échantillonnage en grille est souvent utilisé pour délimiter l'étendue de la contamination et peut être utilisé pour établir les gradients de concentration des contaminants. Il s'agit également d'une méthode pratique pour choisir les points d'échantillonnage, qui permet une couverture uniforme du site.

Ce type d'échantillonnage présente l'inconvénient d'entraîner de possibles biais dans les cas de contamination cyclique lorsque la taille des mailles de la grille correspond à un multiple de la période des cycles de concentration. Un tel scénario est fort peu probable, mais s'il constitue une source de préoccupation, cette hypothèse peut être évaluée en utilisant, sur une partie du site, des mailles de taille différente qui seront superposées à la grille principale.

L'échantillonnage à l'aide d'une grille systématique est fréquemment utilisé sur des sites de grande superficie où la contamination est dispersée et où il faut obtenir suffisamment d'échantillons. La figure 5-3 et l'encadré 5.2 contiennent des lignes directrices pour l'échantillonnage à l'aide d'une grille systématique. Ce type d'échantillonnage peut notamment être approprié pour les dépôts de remblais, la contamination de surface par des contaminants atmosphériques ou d'autres dépôts de surface. Lorsque le point de départ de la grille d'échantillonnage est choisi de manière aléatoire, l'échantillonnage constitue une méthode fondée sur les probabilités qui peut être utilisée pour dériver des inductions statistiques. L'échantillonnage à l'aide d'une grille systématique peut également être utilisé pour délimiter les gradients et les tendances de la contamination.

**ENCADRÉ 5-2 : Lignes directrices concernant les intervalles de prélèvement des échantillons**

Les intervalles latéraux dépendent des objectifs de caractérisation, du plan d'échantillonnage et, lorsque cela est pertinent, des objectifs statistiques. Il est impossible de proposer des intervalles de prélèvement des échantillons pour chaque site; toutefois, les recommandations contenues ci-dessous peuvent être considérées comme étant raisonnables pour la plupart des sites :

<b>Étape de caractérisation</b>	<b>Objectif de l'étude</b>	<b>Intervalle de grille recommandé</b>
Phase II de l'évaluation environnementale du site	Étudier de vastes zones de contamination présumées	25 à 50 m <sup>1</sup>
Phase III de l'évaluation environnementale du site	Étudier des zones de contamination connues à l'aide de la méthode d'échantillonnage par grille systématique	5 à 20 m
Échantillonnage servant à délimiter la zone de contamination	Délimitation de points névralgiques de contamination connus	Échantillons périphériques dans 3 ou 4 directions à 5 ou 10 m d'intervalle <sup>2</sup>

- 1 Dans le cas de vastes sites de remblais présentant des observations d'échantillonnage régulières, un plus petit nombre d'échantillons peut représenter adéquatement les sols du site. Les rapports devraient justifier la fréquence réduite d'échantillonnage.
- 2 Les intervalles dépendent du niveau de contamination. Un intervalle de 5 m devrait être utilisé pour des concentrations 10 fois supérieures à la norme réglementaire. Un intervalle plus grand peut être utilisé pour des niveaux de contamination plus faibles.

### Échantillonnage par transect

L'échantillonnage par transect est une variante de l'échantillonnage en grille. Il est utilisé lorsque certaines caractéristiques spatiales de la contamination sont ciblées. Il constitue une approche valide lorsque la contamination semble présenter de fortes tendances linéaires. L'échantillonnage par transect peut notamment être utilisé pour mesurer des contaminants atmosphériques transportés par des vents dominants à partir du point d'émission (p. ex. des cheminées d'usine), des contaminants provenant des véhicules le long d'une route ou des sédiments à la base d'une tranchée de drainage. Comme l'évolution de la concentration dans chacun des scénarios mentionnés ci-dessus varie de manière prévisible, des transects comprenant des points d'échantillonnage espacés de manière appropriée peuvent être utilisés pour caractériser efficacement les tendances linéaires.



### Sommaire des considérations relatives à la conception de l'échantillonnage

Les trois types d'approches d'échantillonnage les plus couramment utilisés aux premières étapes d'une étude visant à identifier les types de contamination potentiels sont l'échantillonnage non probabiliste (ou au jugé), l'échantillonnage à l'aide d'une grille systématique et l'échantillonnage par transect. Les trois approches sont souvent utilisées en combinaison.

L'approche d'échantillonnage qui sera utilisée dans le cadre de l'étude détaillée est liée au MCS choisi, incluant les résultats de l'échantillonnage préliminaire, l'analyse des statistiques (lorsque cela est pertinent), la géologie du site étudié, les contaminants préoccupants ou potentiellement préoccupants, l'emplacement des sources possibles de contamination, les sources d'émission et les mécanismes de transport. Dans le cadre de l'étude détaillée, des échantillons sont souvent prélevés dans le but de délimiter l'étendue de la contamination (*in situ*) déjà identifiée sur le site. Cet échantillonnage doit tenir compte de la distribution verticale et latérale des contaminants. L'approche d'échantillonnage de type latéral peut dépendre de la taille de la zone de contamination. Dans le cas de points névralgiques de plus petite taille, on recueille souvent plusieurs échantillons périphériques espacés également de manière radiale (comme les rayons d'une roue) dans le but de délimiter le site contaminé. L'échantillonnage peut également s'appuyer sur des techniques de mesure en temps réel lorsque cela est approprié.

Lorsque l'analyse des données révèle un scénario de contamination dispersée appartenant à une seule population, il peut être justifié de procéder à un nouvel échantillonnage à l'aide d'une grille plus serrée dans le but d'améliorer le niveau de confiance par rapport aux données. L'analyse statistique décrite à la section 5.7 devrait alors être exécutée afin de déterminer si cette approche est valide.

À des fins de comparaison, des échantillons de référence devraient également être prélevés loin de la source de contamination (Rencz *et al.*, 2011). Le guide technique n° 16 du ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique contient des informations utiles sur la sélection des sites locaux de référence (BC MOE, 2005a).

L'encadré 5.2 contient des lignes directrices concernant la détermination des intervalles de prélèvement des échantillons pour les phases I et II de l'EES. Il conviendra de porter une attention particulière à la profondeur définie du sol de surface applicable, le cas échéant, à l'utilisation du site aux fins de l'évaluation des risques tel qu'expliqué à la section 2.6.4.

Conformément aux objectifs de l'échantillonnage et compte tenu des impératifs de l'évaluation des risques, il conviendra de choisir la fraction granulométrique appropriée du sol aux fins des analyses chimiques tel qu'expliqué à la section 2.6.4.

La liste de contrôle ci-dessous permet à l'évaluateur du site de vérifier les éléments qui doivent être inclus dans le plan d'échantillonnage :

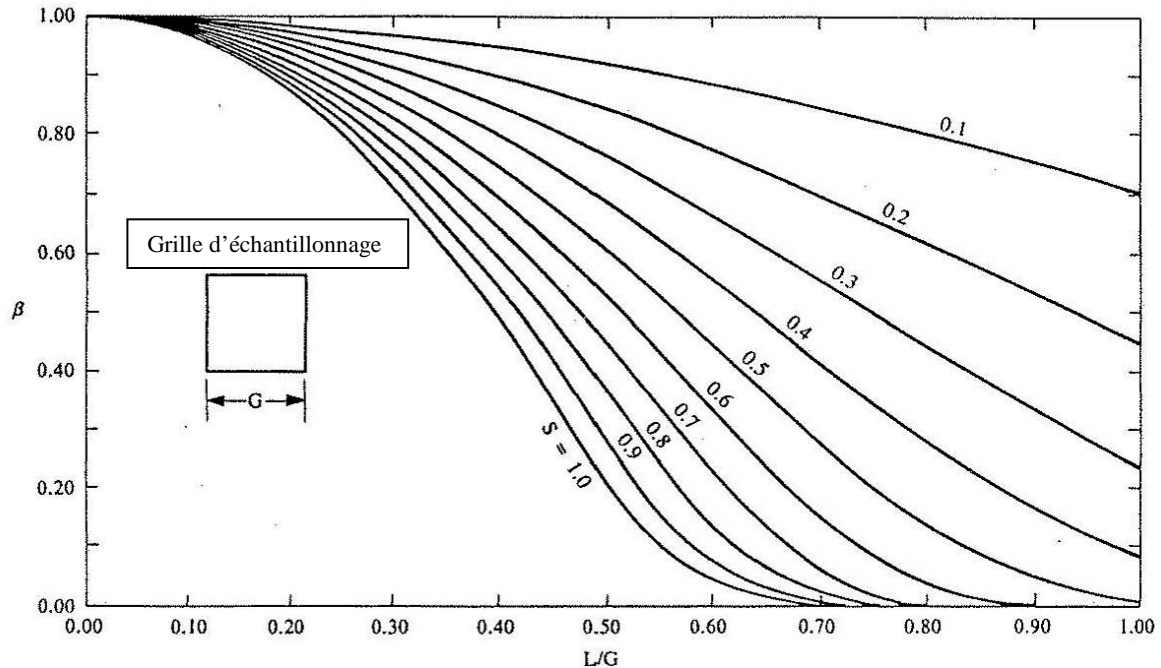
- l'emplacement physique de chaque échantillon;
- la méthode d'échantillonnage choisie et la justification pour chaque emplacement d'échantillonnage;
- les analyses statistiques de soutien;
- les intervalles approximatifs entre les échantillons;
- le type d'échantillon (p. ex. ponctuel ou composite);
- les paramètres des analyses des substances chimiques;
- le volume des échantillons requis;
- une description du protocole d'échantillonnage utilisé ou une référence à ce protocole;
- tout écart de l'intervalle recommandé pour les échantillons dans les paragraphes précédents avec justification à l'appui.

### 5.3.3 Méthodes statistiques utilisées aux fins de la conception de l'échantillonnage

Trois méthodes ou outils statistiques pouvant être utilisés à des fins de conception de l'échantillonnage sont présentés dans les paragraphes qui suivent. Les méthodes statistiques relatives à l'interprétation des données sont décrites à la section 5.7.

#### Échantillonnage préliminaire

L'échantillonnage préliminaire se fait à l'aide d'une méthode d'échantillonnage en grille dans le but de localiser les zones où la contamination dépasse les critères en vigueur. Le nombre d'échantillons et la taille des mailles sont établis en se fondant sur le niveau acceptable d'erreur (c.-à-d. le risque d'omettre un point névralgique). Dans le cadre de l'échantillonnage préliminaire, il est nécessaire de formuler des hypothèses concernant la taille, la forme et la profondeur des points névralgiques. Plus les points névralgiques seront petits ou étroits, ou plus le niveau acceptable d'erreur sera faible, plus les mailles de la grille devront être petites. Cela signifie qu'il faudra alors recueillir un plus grand nombre d'échantillons. Après avoir choisi la taille des mailles de la grille, il est possible d'estimer la probabilité de localiser un point névralgique en forme d'ellipse à l'aide de la figure 5-3. Réciproquement, si la probabilité acceptable de rater un point névralgique est précisée, il est alors possible de déterminer la taille du point névralgique qui pourra être localisé en appliquant ce niveau de probabilité.



**Figure 5-3 : Espacement des mailles de la grille d'échantillonnage correspondant à la probabilité acceptable ( $\beta$ ) de ne pas trouver de point névralgique de contamination.  $G$  = espacement des mailles de la grille;  $L$  = demie de l'axe de longueur d'une source de contamination elliptique (le rayon dans le cas d'un cercle);  $S$  = longueur de l'axe court/long de la source de contamination (égal à 1 dans le cas d'une source circulaire) (tiré de Gilbert, 1987).**

**Exemple de taille d'une grille d'échantillonnage préliminaire**

Un examen des données historiques laisse croire que des résidus sont enterrés sur un site à un emplacement inconnu. On présume que la zone contenant des résidus possède une forme circulaire ( $S = 1$ ) d'un rayon de 5 m ( $L = 5$  m). La probabilité souhaitée de ne pas trouver ce point névralgique est de 0,05. Selon la figure 5-3,  $L/G$  est égal à 0,58. L'espacement des mailles souhaité est donc de 8,6 m.

**Nombre minimal d'échantillons pour la vérification des hypothèses statistiques**

Pour atteindre l'objectif d'échantillonnage, il pourrait s'avérer nécessaire de recourir à la vérification des hypothèses statistiques. Par exemple, veiller à ce que la concentration moyenne d'un contaminant dans le sol ciblé (c'est-à-dire la population d'où est prélevé le sol) ne dépasse pas un critère réglementaire donné ou comparer le site ciblé à des sites de référence.

Les tests d'hypothèse et les types d'erreurs de décision sont décrits en détail à la section 5.7.1. En règle générale,  $\alpha$  désigne la probabilité d'un faux positif et  $\beta$  la probabilité d'un faux négatif. Les probabilités d'éviter les erreurs  $\alpha$  et les erreurs  $\beta$  sont définies respectivement par le niveau de confiance ( $1-\alpha$ ) et la puissance statistique ( $1-\beta$ ). Par exemple, si la vérification des hypothèses statistiques est fondée sur l'hypothèse nulle — selon laquelle les concentrations de contaminants présentes dans un site en cours de remise en état ne répondent pas aux normes réglementaires — mais que cette hypothèse est rejetée, la puissance statistique définit la probabilité de reconnaître que le site a été correctement dépollué (c'est-à-dire que les concentrations sont inférieures à la

norme prescrite). La puissance statistique dépend du nombre de mesures, de l'écart-type et du niveau de confiance du test ( $1-\alpha$ ).

Le document USEPA (2002) présente diverses formules de calcul de la taille de l'échantillon s'appliquant à différentes vérifications d'hypothèse. Ces formules sont également disponibles dans des logiciels comme ProUCL (USEPA, 2013a,b). Le nombre minimal d'échantillons requis pour atteindre un niveau de confiance souhaité comportant une différence minimale détectable déterminée (c.-à-d. précision) peut être estimé comme il est expliqué dans l'encadré de droite intitulé *Exemple du nombre minimal d'échantillons estimé fondé sur des statistiques*. L'annexe C du document d'Environnement Canada (2012) présente par ailleurs des exemples de calculs du nombre d'échantillons pour diverses stratégies d'échantillonnage.

### **Exemple du nombre minimal d'échantillons estimé fondé sur des statistiques**

Une contamination au plomb associée à des boues de raffinage a été décelée sur un site. Elle semble distribuée de manière approximativement aléatoire dans le sol. Le niveau de confiance souhaité ( $1-\alpha$ ) et la puissance statistique ( $1-\beta$ ) sont respectivement de 95 et 80 %. Selon les estimations, l'écart-type varie de 250 à 500 mg/kg, ce qui constitue une plage raisonnable dans le cas d'un site bien caractérisé présentant une contamination raisonnablement uniforme. La norme réglementaire pour le plomb est de 500 mg/kg. On suppose que la différence minimale détectable est de 100 mg/kg. Le nombre minimal d'échantillons requis (déterminé à l'aide du test de Wilcoxon pour observations appariées) pour répondre à l'éventail fixé des valeurs de l'écart-type et pour atteindre le niveau de confiance et la puissance statistique souhaités se situe entre 47 et 181. Cet exemple donne une idée du grand nombre d'échantillons requis pour satisfaire des normes fondées sur des statistiques.

### Méthodes géostatistiques

Pour certains sites contaminés, les objectifs du plan d'échantillonnage prévoient le recours à des méthodes géostatistiques pour quantifier les dépendances spatiales et pour cerner les données relatives aux concentrations. Ces méthodes peuvent servir à estimer la superficie de la zone contaminée pour décider de l'utilité de procéder à des échantillonnages plus précis, le cas échéant, et elles peuvent aussi servir à estimer le degré d'exposition.

L'évaluation de la dépendance spatiale peut être requise si les méthodes statistiques utilisées aux fins de l'interprétation des données s'appuient sur des données indépendantes non corrélées spatialement (voir section 5.7.3). En présence d'une dépendance spatiale, les concentrations des échantillons situés les uns à proximité des autres changeront de manière moins drastique que les concentrations des échantillons plus espacés. S'il existe une dépendance spatiale significative par rapport aux espacements de la grille d'échantillonnage utilisée, l'échantillonnage effectué à l'aide de cette grille systématique produira des estimations biaisées de la moyenne si les échantillons ne sont pas ajustés pour tenir compte du degré de continuité spatiale (USEPA, 2002).

L'analyse géostatistique utilisée pour cerner les données relatives aux concentrations est réalisée en deux étapes. Premièrement, la dépendance spatiale des données est quantifiée à l'aide d'un variogramme ou d'un demi-variogramme. Le variogramme est un diagramme de la variance des

mesures d'échantillons appariés en fonction de la distance entre les échantillons. Lorsqu'il y a peu de distance entre les points, la variabilité entre les points est faible. Lorsque la distance entre les points augmente, la différence ou la variabilité entre les points augmente également. Un modèle de variogramme est combiné aux données empiriques en se fondant sur la relation observée. On détermine alors la distance de la corrélation spatiale à l'aide des données empiriques et du modèle de variogramme. Le krigeage constitue la deuxième étape de l'analyse géostatistique. Cette étape sert à estimer les concentrations de substances chimiques aux points de grille ou dans des blocs de la zone préoccupante à l'aide du modèle de variogramme. Il est alors possible d'établir la distribution des concentrations aux différents points ciblés. Le document d'Environnement Canada intitulé *Guide d'échantillonnage et de préparation de sol contaminé aux fins d'essais biologiques* (Environnement Canada, 2012) présente une description plus détaillée des procédures de sélection et de construction d'un variogramme, et de l'interpolation des données par krigeage.

Il est difficile à première vue de déterminer si un site contaminé peut faire l'objet d'une approche géostatistique et d'établir l'intervalle approprié entre les échantillons. Dans certains cas, une approche itérative peut être suivie après avoir choisi l'intervalle du quadrillage et procédé à l'analyse des données à l'aide de méthodes géostatistiques. S'il semble exister une faible corrélation spatiale qui pourrait être améliorée par l'ajout d'échantillons supplémentaires, un tel échantillonnage devrait être effectué pour répondre aux objectifs de l'approche géostatistique. Une autre option pourrait consister à superposer sur une partie du site une grille à intervalles plus petits sur une grille à intervalles plus larges afin de déterminer s'il est nécessaire de prélever des échantillons supplémentaires.

### 5.3.4 Échantillons ponctuels et composites

Aux fins du présent document, les échantillons ponctuels et composites sont définis comme suit :

#### **Échantillon ponctuel :**

*Échantillon provenant d'un seul point ou emplacement d'échantillonnage, normalement prélevé en une seule opération de l'appareil d'échantillonnage utilisé.*

#### **Échantillon composite :**

*Échantillon obtenu en combinant un certain nombre d'échantillons ponctuels en un seul échantillon homogène en vue de représenter la concentration moyenne caractéristique de la zone étudiée et le volume de matériel à partir duquel les échantillons ponctuels combinés ont été prélevés.*

Le sol est, par nature, variable dans l'espace et constitué d'éléments pouvant présenter des variations sensibles sur des distances d'à peine un mètre, même en conditions naturelles. Pour la caractérisation des sites contaminés, un échantillonnage fondé uniquement sur des échantillons ponctuels peut conduire à ignorer cette variabilité et à formuler ainsi des hypothèses inexactes et invérifiables concernant la représentativité des échantillons. Pour obtenir un échantillonnage raisonnablement représentatif en n'utilisant que des échantillons ponctuels, il faut souvent

prélever un très grand nombre de ces échantillons, ce qui n'est souvent pas pratique. Il est donc souvent utile de combiner un certain nombre d'échantillons ponctuels dans un échantillon composite qui représente la zone préoccupante. Lorsqu'on utilise des échantillons composites pour la caractérisation des sites contaminés, il faut prendre des précautions pour que des données importantes ne se perdent pas dans le processus de composition, que la présence possible d'importantes zones de fortes concentrations ne soit pas « camouflée » par le calcul d'une moyenne englobant des zones de faibles concentrations et que l'échantillon composite soit représentatif de la zone échantillonnée et remplisse les objectifs du programme d'échantillonnage. Un échantillon composite doit être confiné à une seule unité de sol et une seule unité de contamination, doit englober une superficie et une profondeur limitées conformes aux objectifs du plan d'échantillonnage et ne doit généralement pas provenir de l'interface entre les zones saturées et non saturées. Si ces règles ne sont pas respectées (dans certains cas, les objectifs fixés et les fluctuations de la nappe phréatique peuvent rendre inévitable l'échantillonnage à l'interface), la personne responsable de l'échantillonnage devrait bien comprendre les raisons qui l'obligent à enfreindre les règles établies et les conséquences de ce choix, compte tenu de la situation particulière du site faisant l'objet de l'échantillonnage.

L'encadré de droite énumère les exigences à respecter pour établir un échantillon composite acceptable. Les échantillons utilisés dans le cadre d'analyses portant sur la présence de composés volatils devraient provenir d'un seul point (échantillon ponctuel). À moins que toutes les conditions ci-contre soient remplies, l'utilisation d'échantillons composites n'est généralement pas recommandée pour la caractérisation *in situ* en raison des limites potentielles causées par l'hétérogénéité des concentrations et la non-représentativité des échantillons résultant du mélange de sols présentant différentes propriétés de contamination. Il convient par ailleurs de consulter les autorités réglementaires afin de déterminer les valeurs maximales acceptables du volume, de la taille ou de la superficie de la zone échantillonnée (ou de la durée dans le cas des échantillons d'air ou d'eau) pour l'échantillonnage composite et s'il sera nécessaire d'ajuster les critères réglementaires à l'issue d'une comparaison des résultats des échantillons composites avec les critères réglementaires (p. ex. critères réglementaires ÷ nombre de sous-échantillons ponctuels).

### **Exigences relatives à l'utilisation de l'échantillonnage composite**

Un échantillon composite de sol doit répondre à toutes les exigences suivantes :

1. Prélèvement à partir d'une seule unité de sol et d'un seul lieu de contamination.
2. L'étendue spatiale sur laquelle les échantillons ponctuels sont prélevés dépend des objectifs d'échantillonnage.
3. Échantillons prélevés à partir de la surface du sol jusqu'à 1,5 m de profondeur, à un intervalle vertical maximal de 0,5 m et à plus de 1,5 m de profondeur à un intervalle vertical maximal de 1 m.
4. Aucun prélèvement dans l'interface entre les zones saturées et non saturées.
5. Éviter le mélange de matériel contaminé et non contaminé (tenir compte des observations et des essais effectués sur le terrain).

#### 5.4 Méthodes d'échantillonnage des sols

Deux méthodes de base d'échantillonnage des sols (*in situ*) sont utilisées, soit l'excavation de fosses d'essai et le forage. Les fosses d'essai peuvent être creusées à la main à de faibles profondeurs ou par des machines à des profondeurs plus élevées. Les échantillons peuvent être prélevés sur les parois des fosses d'essai de faible profondeur; il est sécuritaire d'effectuer ces collectes conformément aux règles prévues dans le plan de santé et de sécurité du projet et selon les normes établies par les organismes de réglementation concernés. Les fosses d'essai permettent à l'échantillonneur d'observer une plus grande surface de sol exposé, de procéder à une inspection visuelle des horizons du sol et des possibles zones de contamination et de prélever un plus grand volume d'échantillons de sol. Parmi les désavantages des fosses d'essai, mentionnons une plus grande perturbation du sol et les limites de profondeur des échantillons.

Lorsque des forages sont effectués, plusieurs techniques peuvent être utilisées pour obtenir des échantillons de sol selon la méthode de forage choisie. Les techniques les plus utiles dans le cadre des études environnementales sont celles qui permettent d'obtenir des carottes de sol continues ou quasi continues avec un degré de perturbation faible ou modéré. Les techniques « rotonsonic » et de poussée directe (p. ex. Geoprobe<sup>MC</sup>) ou les échantillons prélevés à l'aide de cuillères fendues à une fréquence relativement élevée respectent ces critères. Les méthodes les moins recommandées sont celles qui causent une grande perturbation des échantillons de sols (p. ex. les échantillons obtenus à l'aide de foreuses rotatives). Le tableau 5-1 résume les principales techniques d'échantillonnage par forage.

**TABLEAU 5-1 : Description des principales méthodes d'échantillonnage des sols**

Méthode	Description	Commentaires
Rotosonic	Le carottier vibrant et rotatif permet d'obtenir des carottes continues (généralement 100 mm de diamètre).	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Possibilité de prélever des carottes continues</li> <li>• Possibilité de prélever des échantillons à de bonnes profondeurs et dans du sol dense</li> <li>• Peut chauffer les carottes de sol (perte potentielle de substances volatiles)</li> <li>• Fournit des échantillons de sol légèrement perturbés avec quelques particules migrant vers l'extérieur de la carotte</li> </ul>
Geoprobe	Le carottier vibrant permet de recueillir des carottes continues (généralement 38 mm de diamètre).	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Possibilité de prélever des carottes continues</li> <li>• Limites de profondeur, impossibilité de prélever des échantillons dans des sols très denses ou à texture grossière</li> </ul>
Cuillère fendue	Des tarières à tige creuse sont enfoncées à la profondeur désirée, une cuillère fendue est insérée dans le sol (généralement 0,45 m de longueur, 38 mm de diamètre).	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Technique très courante</li> <li>• Le prélèvement d'échantillons peut être mauvais pour certains types de sols (p. ex. le sable non consolidé)</li> <li>• Échantillons de sols modérément perturbés</li> </ul>

## Chapitre 5: Caractérisation des sols

Méthode	Description	Commentaires
Tarière	Collecte d'échantillons directement en retirant la tarière du trou de forage.	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Méthode rapide</li> <li>• Piètre méthode pour l'échantillonnage environnemental</li> <li>• Possibilité de contamination croisée en raison du traînage et de l'éboulement de sols dans le trou non tubé</li> <li>• Profondeur des échantillons plutôt imprécise</li> <li>• Récupération médiocre pour certains types de sol (p. ex. le sable non consolidé)</li> <li>• Les désavantages augmentent en fonction de la profondeur</li> <li>• Non approprié pour l'échantillonnage de substances volatiles dans le sol.</li> </ul>
Tube Shelby	Tube à paroi mince avec tête de forage pénétrant le sol	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Généralement utilisé pour des études géotechniques, mais utile également pour prélever des échantillons qui feront l'objet d'analyses chimiques</li> <li>• Échantillons non perturbés</li> <li>• Utilisable uniquement dans des sols meubles</li> </ul>
Forage à l'air à l'aide d'un cyclone	Coupe du sol de surface à l'aide d'un cyclone	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Échantillons fortement perturbés</li> <li>• La profondeur de l'échantillon ne peut être contrôlée et n'est pas précise</li> <li>• Piètre méthode pour l'échantillonnage environnemental</li> <li>• Inapproprié pour les substances volatiles</li> </ul>

La description des sols est une importante composante du programme d'études sur le terrain. Cette description, préparée au moment de l'échantillonnage, est essentielle car elle fournit l'information de base qui permet d'identifier les possibles sources de contamination, de choisir les échantillons qui seront sujets à une évaluation sur le terrain et ceux qui seront analysés en laboratoire et qui serviront au moment de l'interprétation des résultats des analyses chimiques. Il existe plusieurs systèmes de classification des sols, dont les suivants : les systèmes fondés sur des caractéristiques géotechniques (utilisés par les ingénieurs en géotechnique), comme celui qui est décrit dans le Manuel canadien d'ingénierie des fondations (Société canadienne de géotechnique, 2006) et le Système de classification unifié des sols (SCUS, 2006), principalement utilisé aux États-Unis; et les systèmes fondés sur la genèse et la morphologie des sols, comme le Système canadien de classification des sols (Agriculture et Agroalimentaire Canada, 1998) et le système de classifications des sols fondé sur la taxonomie du ministère de l'Agriculture des États-Unis. Une de ces méthodes doit être choisie, communiquée et expliquée au personnel qui se chargera de l'appliquer sur le terrain.

Dans le cadre des études environnementales, les systèmes de classification géotechnique des sols sont généralement modifiés en ce qui a trait à la classification et à la description des sols. Les classifications géotechniques des sols divisent les sols en sols à gros grains et à grains fins; les sols à gros grains (sable, gravier, pierres ou galets) sont subdivisés en fonction de leur granulométrie tandis que les sols à grains fins (silt et argile) sont généralement classifiés en



fonction de leur plasticité. Une description géotechnique de base comprend de l'information sur la compaction du sol dans le cas des sols à gros grains, sur la consistance dans le cas des sols à grains fins ainsi que sur la teneur en eau *in situ*, la couleur et le type de sol. Les descriptions comprennent souvent de l'information sur l'assemblage et la structure du sol, la morphologie des particules, la granulométrie, la dégradation et la stratification. Lorsqu'ils sont connus, les noms des zones stratigraphiques peuvent être inclus (p. ex. la « Formation Ottawa »). Dans le cas des sols à grains fins, plusieurs types d'essais sur le terrain (dilatance, résistance, plasticité et résistance à la sécheresse) peuvent fournir de l'information supplémentaire au sujet des propriétés du sol et de la teneur en silt et en argile. La méthode suggérée par le présent guide est un système hybride composé du système géotechnique décrit dans le document de la Société canadienne de géotechnique (2006) et des caractéristiques décrites ci-dessous.

Liste de vérification des éléments à inclure dans une description du sol dans le cadre d'une étude du milieu :

- Teneur en eau** : le degré d'humidité du sol doit être précisé : sec, moite, humide ou mouillé.
- Couleur** : description qualitative de la couleur ou recours à une échelle des couleurs (p. ex. Munsell).
- Marbrures** : les marbrures ou les taches contrastées de couleurs intercalées avec la couleur dominante du sol.
- Composition du sol** : la quantité relative de roches, de galets, de sable, de silt et d'argile dans le sol.
- Morphologie des particules** : la morphologie des diverses particules du sol.
- Structure ou assemblage** : la forme naturelle des agrégats du sol, incluant l'épaisseur et l'orientation de la stratification, la présence de joints et de fissures, les pores, les racines de plantes et les trous de racines.
- Débris** : les débris comme les résidus ligneux, le métal, la cendre, les écailles de peinture, mâchefer, amiante; le type et la quantité approximative de débris dans l'horizon du sol devraient être notés.
- Odeurs** : dans la mesure du possible décrire les types d'odeurs (p. ex. diesel, sucré, âcre) et leur force (faible, modérée, forte).
- Imprégnations** : décrire la couleur et l'intensité des imprégnations lorsqu'il y a signe de décoloration causée par la contamination.
- Combustibles et solvants** : présence visible d'huile, d'essence, de solvants ou d'autres liquides organiques.

- **Compaction ou consistance (optionnel)** : résistance du sol (sols à gros grains) ou degré de résistance à la désagrégation ou au concassage (sols à grains fins).
- **Épaisseur de l'horizon** : couches de sol présentant des changements évidents des éléments mentionnés précédemment.

### 5.5 Méthodes d'analyse sur le terrain

Plusieurs nouvelles méthodes d'analyse sur le terrain peuvent être utilisées pour évaluer les concentrations de substances chimiques présentes dans le sol des sites contaminés. Les méthodes sur le terrain comprennent des essais relativement simples, comme les tests de vapeur utilisant la technique de l'espace de tête et les essais colorimétriques ou des analyses plus poussées à l'aide d'équipements permettant des analyses de traces au moyen de techniques comme la spectrométrie d'absorption atomique (SAT) ou la chromatographie en phase gazeuse/spectrométrie de masse (CPG/SM). Au cours de la dernière décennie, d'importants développements sont survenus dans le domaine des sondes et des capteurs, y compris la fluorescence X, les biocapteurs et les détecteurs électrochimiques utilisés pour l'analyse des métaux, la fluorescence ultraviolette (UV), la fluorescence induite par laser et la spectrométrie pour les analyses organiques (USEPA Technology Innovation Program : Site Characterization and Monitoring : <http://www.epa.gov/superfund/remedytech/char.htm>; Reible et Demnerova, 2002).

Cette section du guide décrit quatre techniques utilisées de manière assez courante sur le terrain pour évaluer la contamination du sol : l'analyse des vapeurs à l'aide de la technique de « l'espace de tête »; les essais colorimétriques; la technique de dosage immunologique pour les composés organiques; la fluorescence X (XRF) pour les métaux. Le dosage des vapeurs de COV à l'aide de la technique de l'espace de tête est la méthode d'essai la plus simple sur le terrain, mais elle fournit le niveau de quantification le plus faible, tandis que les techniques de la colorimétrie, du dosage immunologique et de la fluorescence X (métaux) offrent un niveau plus élevé de quantification.

Ces méthodes d'analyse sur le terrain ont notamment comme avantage d'offrir des résultats en temps quasi réel et potentiellement à moindre coût. Les méthodes d'analyse sur le terrain peuvent être efficaces pendant les phases de suivi d'un programme de caractérisation de site, lorsqu'une densité d'échantillonnage plus élevée offrant des données moins précises est acceptable, ou encore pendant la phase d'assainissement, lorsque l'obtention de résultats en temps quasi réel peut faciliter une prise de décision plus efficace et plus rapide.

Parmi les désavantages potentiels de ces méthodes d'analyse sur le terrain, mentionnons l'acceptabilité de ces méthodes pour les autorités de réglementation et les diverses parties intéressées. Une étude préliminaire visant à comparer les résultats de ces méthodes et ceux des analyses de laboratoire est souvent requise pour vérifier la performance de la méthode utilisée sur le terrain. Les essais de vérification doivent être effectués à l'aide d'un ensemble d'échantillons de taille suffisamment grande pour procéder à des inductions statistiques, ce qui requiert au moins de 15 à 25 échantillons. Il peut être important de procéder à des essais de

vérification dans le cadre d'essais pilotes à la première étape d'un projet et d'effectuer par la suite des vérifications périodiques pendant le déroulement du programme sur le terrain.

Certaines méthodes d'analyse sur le terrain requièrent un niveau de formation assez élevé de la part du personnel. Il est essentiel de bien documenter la formation du personnel, les mécanismes de contrôle de la qualité et les procédures d'essais lorsque des techniques d'analyse et d'essais sur le terrain sont utilisées.

### 5.5.1 Technique de l'espace de tête

La technique de l'espace de tête, qui permet de mesurer les vapeurs organiques à l'aide de détecteurs, est couramment utilisée pour le dosage de composés organiques volatils ou semi-volatils. La procédure comprend le prélèvement d'un échantillon qui est placé dans un contenant hermétique (bocal en verre ou sac en polyéthylène) et l'analyse de la vapeur qui se forme dans l'espace de tête à l'aide d'un instrument d'analyse portable. L'espace de tête est la partie de l'échantillon formée d'air (c'est-à-dire que le contenant est seulement en partie rempli par l'échantillon de sol).

Procédures recommandées :

1. Remplir à demi un bocal de 250 ou 500 ml; un bocal plus grand est préférable lorsque la méthode d'échantillonnage permet de prélever suffisamment de sols.
2. Sceller le bocal à l'aide de deux épaisseurs de papier d'aluminium.
3. Secouer le bocal pendant une dizaine de secondes.
4. Attendre de 15 à 30 minutes pour permettre aux substances chimiques de se volatiliser dans l'espace de tête. Si la température ambiante est sous 0 °C, placer l'échantillon dans un véhicule ou un bâtiment chauffé.
5. Percer le sceau avec la pointe de sonde et enregistrez la concentration maximale de vapeur à l'aide du détecteur utilisé sur le terrain.
6. Les résultats des essais doivent être inscrits dans le registre des forages ou des puits de reconnaissance.

Les essais visant à mesurer la vapeur présente dans l'espace de tête peuvent être effectués à l'aide d'un détecteur à photoionisation (DPI) équipé d'une lampe ayant une énergie minimale de 10,2 eV, d'un détecteur à ionisation de flamme (DIF) ou d'un explosimètre. Dans le cas de la technique de l'espace de tête, il est préférable d'utiliser un DPI ou un DIF, car ils permettent généralement de déceler des limites de détection plus faibles. Le DPI doit être utilisé très méticuleusement, car un biais positif peut être enregistré si de l'air humide ou de la poussière sont captés par l'instrument. Les DIF ne sont pas sensibles à la vapeur d'eau, mais ont besoin d'une source d'hydrogène pour fonctionner. Lorsque de l'hydrogène est utilisé, les exigences réglementaires applicables concernant le transport et l'entreposage doivent être respectées. Les

caractéristiques des instruments doivent être bien comprises et les instruments doivent être étalonnés tous les jours (ou plus souvent) avant leur utilisation conformément aux spécifications du fabricant. Généralement, les DPI sont étalonnés à l'aide de gaz de réglage de sensibilité (p. ex. de l'isobutylène) de 50 ppm ou 100 ppm. Dans les cas où les concentrations élevées de COV dans l'air ambiant pourraient affecter le processus d'étalonnage, un gaz zéro (air pur certifié) doit être utilisé pour ramener l'instrument à zéro. Il est également bon d'analyser régulièrement un échantillon de terrain composé de sol humide propre placé dans un bocal en utilisant la procédure expliquée plus haut.

La technique de l'espace de tête présente l'avantage d'être simple, rapide et peu coûteuse. Les résultats obtenus à l'aide de cette technique peuvent être utilisés pour choisir des échantillons qui feront l'objet d'essais analytiques. Parmi les désavantages de ces essais, mentionnons qu'ils sont non quantitatifs et fournissent seulement une indication relative des concentrations potentielles des composés volatils ou semi-volatils présents dans le sol contaminé. Bien que ce test soit simple, il est essentiel d'appliquer la procédure de manière constante et systématique et de bien documenter la méthode utilisée sur le terrain (c.-à-d. la taille du bocal, le volume de sol, la durée d'équilibration, la température).

### 5.5.2 Essais colorimétriques

#### Description de la méthode

Les essais colorimétriques se fondent sur des indicateurs chimiques utilisés pour produire des réactions lorsque mis en présence de composés individuels ou de classes de composés. La colorimétrie est généralement exécutée en mélangeant des réactifs en quantités préétablies avec les échantillons de sol et en observant le changement de couleur dans la solution boueuse. L'intensité de la couleur obtenue est un indicateur de la concentration des substances chimiques d'intérêt. Le changement de couleur est observé soit visuellement, par comparaison avec des échelles colorimétriques, ou de manière électronique à l'aide d'un colorimètre manuel. Des trousseaux d'essais colorimétriques ont été conçus pour les hydrocarbures pétroliers totaux, les HAP totaux et certains contaminants explosifs. L'USEPA a mis au point les méthodes SW-846 pour le RDX et le HMX (méthode 8510) et le trinitrotoluène (méthode 8515) présents dans le sol (USEPA, 1996).

#### Application

Comme les limites de détection se situent généralement dans la gamme de valeurs faibles de ppm, ces trousseaux d'essais sur le terrain sont principalement utilisés comme outil d'évaluation semi-quantitatif dans le cadre de la caractérisation du site ou comme guide à l'étape de l'assainissement du site. Du côté des avantages, les essais colorimétriques sont assez faciles à utiliser et fournissent des résultats en temps quasi réel. Parmi les désavantages des essais colorimétriques, mentionnons les limites de détection plus élevées (dépendant de la trousse utilisée) et les interférences possibles causées par des co-contaminants, des substances chimiques naturelles et d'autres matières organiques. La performance de cette méthode sur un site donné devrait être évaluée en procédant à des comparaisons entre les résultats d'essais colorimétriques et d'analyses de laboratoire.

5.5.3 Technique de dosage immunologique

Description de la méthode

Les trousse de dosage immunologique constituent un outil de vérification rapide qui produit des résultats quantitatifs ou semi-quantitatifs dans le cas de certains composés ou groupes de composés précis. Elles sont conçues pour détecter des substances chimiques en mesurant la réaction des substances chimiques par rapport à des anticorps précis. Les anticorps élaborés sont propres à certains composés individuels tels que des pesticides ou des chlorophénols (p. ex. des pentachlorophénols) ou propres à des groupes de composés comme les HAP, les BPC ou les hydrocarbures pétroliers. Ils ne réagissent pas aux substances de nature différente. Ils peuvent toutefois être sensibles aux composés possédant des propriétés semblables. En pratique, les essais sont habituellement effectués en ajoutant un échantillon à un tube à essai enduit d'anticorps. On ajoute par la suite au tube à essai un réactif chimique qui réagit avec les enzymes relâchés par les anticorps. Le changement de couleur qui se produit dans la solution en réaction aux enzymes est lié à la concentration du contaminant. La quantification se fait de manière visuelle ou à l'aide d'un spectrophotomètre.

Plusieurs trousse de dosage immunologique ont été validées de manière appropriée (programme de vérification technologique [ETV] de l'USEPA) et font partie des méthodes SW-846 de l'USEPA (série 4000). Des trousse de dosage immunologique SW-846 existent pour les analytes suivants :

Analyte	Méthode SW-846
Pentachlorophénol (PCP)	4010A
Acide 2,4-dichlorophénoxyacétique dans le sol	4015
Biphényles polychlorés (BPC) dans le sol	4020
Hydrocarbures pétroliers totaux (HPT) dans le sol	4030
Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) dans le sol	4035
HAP cancérigènes dans le sol	4035
Toxaphène dans le sol	4040
Chlordane dans le sol	4041
DDT dans le sol	4042
Trinitrotoluène (TNT) dans l'eau et dans le sol	4050
Hexahydro-1,3,5-trinitro-1,3,5-triazinc (RDX) dans l'eau et dans le sol	4051
Triazène dans l'eau	4670

Si elles sont bien utilisées, les trousse de dosage immunologique permettent l'analyse de substances organiques en sous-parties par million (ppm) dans le sol et en sous-parties par milliard (ppb) dans l'eau.

Application

Les trousse de dosage immunologique ont l'avantage de fournir des résultats en temps quasi réel (généralement en moins de 30 minutes) à coût relativement faible et de permettre l'analyse rapide de nombreux échantillons. Ces trousse sont plus fréquemment utilisées dans les phases de suivi des programmes de caractérisation lorsqu'un plus grand nombre d'échantillons est

requis ou pendant la phase d'assainissement du site (p. ex. pour guider un programme d'excavation).

Du côté des désavantages, notons que la technologie associée aux trousse de dosage immunologique ne cible pas de manière spécifique des substances organiques comme les HAP et les BPC; de plus, lorsqu'elle cible un composé précis, comme dans le cas des pesticides, on observe parfois une sensibilité croisée avec des composés semblables donnant des faux positifs. Pour cette raison, les types de contaminants présents sur le site et les gammes de concentration doivent être bien connus pour déterminer si l'utilisation de trousse immunologiques est appropriée. Les limites de détection de la technique de dosage immunologique pour certains composés sont semblables à celles des analyses de laboratoire classiques (p. ex. 0,1 à 1 ppm pour les BPC dans le cas de certaines trousse), alors qu'elles sont plus élevées que les limites de détection des laboratoires pour d'autres composés. La technique de dosage immunologique peut également être sensible au type de matrice utilisée. Par exemple, l'essai peut ne pas être très efficace dans des sols argileux lorsque les contaminants sont fortement liés aux particules d'argile. La technique de dosage immunologique est relativement simple, mais elle doit être exécutée par des personnes ayant reçu une formation adéquate, et les essais doivent être menés avec soin pour donner des résultats précis et reproductibles. Il est essentiel de fournir de l'information concernant la formation du personnel, la conduite des essais et les procédures de contrôle de la qualité.

### 5.5.4 Fluorescence X (XRF)

#### Description de la méthode

La fluorescence X (XRF) est un outil d'évaluation rapide utilisé pour déterminer les concentrations des éléments majeurs ou des éléments présents à l'état de traces dans le sol. Le principe est simple : lorsque les émissions de rayons X provenant d'une source radioactive frappent un atome présent dans l'échantillon, l'énergie est absorbée par l'atome. Si l'énergie est suffisamment élevée, les électrons se déplacent et produisent un rayon X dégageant une énergie propre à l'élément présent. Le rayon X émis est détecté par un détecteur de fluorescence, qui est soit un spectromètre dispersif en longueur d'onde, où les photons sont séparés par diffraction sur un cristal simple avant d'être détectés, soit un spectromètre dispersif en énergie (EDX ou EDS), où le détecteur permet de déterminer l'énergie du photon lorsqu'elle est détectée. La technologie XRF s'applique uniquement à certains éléments majeurs et éléments traces. Plusieurs de ces éléments peuvent être détectés simultanément; toutefois, il existe un risque de sensibilité croisée ou d'interférences qui peut nuire à l'exactitude et à la précision de la méthode.

Une méthode précise a été mise au point par l'USEPA (méthode 6200) pour les analyses XRF. Les études de vérification de la technologie indiquent que le rendement de la technologie XRF est variable selon l'élément détecté, la matrice et l'instrument utilisé (USEPA, 2006b; 2004). Les limites de détection varient généralement de 5 à 500 ppm. Dans le cas de certains éléments, les études de vérification indiquent que la précision et l'exactitude de certains instruments XRF sont semblables à celles obtenues dans le cadre d'analyses de laboratoire menées à l'aide de spectromètres d'absorption atomique (SAA) (USEPA, 2006b). Au cours de la dernière décennie,

les progrès réalisés concernant la technologie des détecteurs ont amélioré les limites de détection, la précision et la vitesse des analyses effectuées avec des détecteurs XRF manuels.

### Application

Parmi les avantages de la technique XRF, mentionnons l'obtention de résultats en temps réel si la technique est utilisée en mode balayage à la surface du sol ou de résultats en temps quasi réel lorsque des échantillons sont collectés et analysés (c'est-à-dire moins de 20 minutes par essai) ainsi que des coûts généralement moindres que les méthodes de laboratoire. Les modalités de préparation des échantillons pour les essais XRF sont relativement simples et consistent à assécher et à pulvériser les échantillons. La technique XRF est non destructive, et les échantillons choisis peuvent donc être expédiés au laboratoire aux fins des contrôles. La technique XRF est plus fréquemment utilisée pendant la phase de suivi d'un programme de caractérisation, lorsque les contaminants potentiellement préoccupants ont été identifiés et qu'une densité d'échantillonnage plus élevée est souhaitée. Elle peut notamment être utilisée dans les cas de contamination de sols de surface par des éléments majeurs et des éléments traces aéroportés, des écaillés de peinture contenant du plomb ou des éléments majeurs et des éléments traces issus de résidus d'opérations minières.

La technique XRF comporte certains désavantages, notamment des limites de détection plus élevées que les analyses de laboratoire et des possibilités de sensibilité croisée dans le cas de certains éléments majeurs et éléments traces. La matrice du sol et l'humidité peuvent influencer sur les résultats, bien que cela puisse être amélioré en séchant, tamisant, concentrant ou pulvérisant l'échantillon. Il est généralement utile d'effectuer un essai pilote, au cours duquel des échantillons fractionnés seront analysés à l'aide de la technique XRF et selon les méthodes utilisées en laboratoire. Les personnes qui utilisent certains détecteurs XRF doivent posséder la certification requise et une formation sur l'équipement émettant des radiations. Il est également nécessaire d'étalonner chaque unité en fonction de la matrice du sol et/ou des sédiments concernée. Cette étape est habituellement effectuée dans des études préliminaires détaillées (mais à petite échelle) du site d'intérêt, où un nombre limité d'échantillons de sol ou de sédiments sont prélevés et analysés au moyen de méthodes d'analyse de laboratoire (absorption atomique); ces résultats sont ensuite utilisés pour étalonner le détecteur XRF sur le terrain.

### 5.6 Conservation des échantillons de sol pour les analyses de COV

Le prélèvement traditionnel d'échantillons de sol en vrac pour les analyses de COV exige le remplissage de petits pots de verre (50 à 100 ml) à l'aide d'une cuillère de type spatule sans laisser d'espaces vides, puis la fermeture de ces pots avec un couvercle vissé scellé par un septum. Les échantillons sont immédiatement refroidis à ~ 4 °C et conservés jusqu'à 14 jours.

Depuis l'établissement de lignes directrices générales et de méthodes d'analyse pour la détermination des COV au début des années 1990, les recherches ont démontré qu'à défaut d'utiliser des méthodes appropriées de conservation des échantillons de sol au moment de leur prélèvement, des pertes substantielles de COV (90 % ou plus) et, par conséquent, des sous-estimations importantes des concentrations (c.-à-d. concentrations biaisées vers le bas) pouvaient survenir (Minnich *et al.*, 1997; Ball *et al.*, 1997; USEPA, 1997; Hewitt, 1999; Sorini *et al.*,

2002). Ces pertes sont principalement causées par la volatilisation et la biodégradation. Pour les empêcher, particulièrement en cas de faibles concentrations, les méthodes de l'USEPA exigent désormais le recours à des méthodes de conservation sur le terrain qui utilisent du méthanol ou du bisulfate de sodium ( $\text{NaHSO}_4$ ) ou le recours à des échantillonneurs hermétiques. La plupart des États des États-Unis et l'Ontario respectent maintenant cette exigence.

En conséquence, le ministère ontarien de l'Environnement a adopté le principe de la conservation des échantillons, dont l'application est par ailleurs recommandée dans le volume 4. Les méthodes recommandées par l'USEPA (5035 et 5035A) qui utilisent des flacons déjà pesés de méthanol sont celles recommandées de préférence, à condition que les limites des données de laboratoire soient conformes aux RCQE relatives aux COV. Dans le cas contraire, on utilise des flacons déjà pesés contenant une solution aqueuse de bisulfate de sodium ou des flacons scellés hermétiquement. Il convient de communiquer avec les autorités compétentes du Canada pour vérifier si les méthodes de conservation destinées à réduire la perte des substances volatiles sont recommandées — par exemple, utilisation de méthanol ou congélation des échantillons de sol destinés à une analyse des COV.

Les méthodes 5035 et 5035A de l'USEPA décrivent l'équipement de terrain et fournissent des conseils sur le prélèvement, la conservation et l'entreposage des échantillons sur le terrain qui supposent l'utilisation d'un dispositif de prélèvement des échantillons acceptable (p. ex. un outil de carottage). Un échantillon de 5 g est prélevé à l'aide de ce dispositif, puis extrudé dans un flacon déjà pesé, destiné à l'analyse des composés organiques volatils (ACOV) et contenant de l'eau réactive acidifiée (avec du bisulfate de sodium) exempte de matières organiques pour le prélèvement d'échantillons à faible concentration de COV (0,05 à 200  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ) ou contenant du méthanol de qualité purge et piégeage pour le prélèvement d'échantillons à forte concentration de COV ( $> 200 \mu\text{g}/\text{kg}$ ). Les désavantages potentiels du procédé d'acidification sont la production d'acétone, le fait que l'acidification puisse occasionner la perte de certains COV (p. ex. l'oxyde de 2-chloroéthyl-vinyle) et le fait que certains sols peuvent occasionner une réaction effervescente. Dans sa méthode 5035A, l'USEPA décrit donc d'autres méthodes de prélèvement (sans acidification) des échantillons à faible concentration de COV, qui recourent à des techniques de « flacons vides » ou de flacons ACOV contenant de l'eau réactive seulement ou à l'utilisation d'un échantillonneur scellé hermétiquement. La dernière méthode sans agent de conservation a recours à l'extrusion de l'échantillon (dans les 48 heures qui suivent le prélèvement) en laboratoire dans un flacon ACOV pour une répartition en phase gazeuse ou extraction au méthanol ou au bisulfate de sodium, ou pour sa conservation aux fins d'analyse ultérieure des COV. Pour prélever des échantillons de sol à l'aide d'une autre méthode que celle du prélèvement de sol en vrac traditionnelle, un échantillon additionnel est requis pour la détermination de la teneur en eau.

Les délais de conservation sont de 14 jours pour les échantillons conservés dans le méthanol ou le  $\text{NaHSO}_4$  et maintenus à une température de  $\leq 10^\circ\text{C}$  (en transit) ou de 48 heures lorsqu'on utilise un échantillonneur hermétique maintenu à une température de  $\leq 10^\circ\text{C}$  (en transit). La congélation pourrait également être envisagée, mais cette technique de conservation n'a pas encore été pleinement validée. Les écarts des protocoles normalisés doivent être identifiés et justifiés. Le volume 4 du présent guide décrit les bonnes méthodes de manipulation et



d'entreposage des échantillons destinés à l'analyse des COV dans le sol ainsi que les méthodes reconnues d'introduction et d'analyse des échantillons.

Pour de plus amples orientations sur le prélèvement, la conservation et l'entreposage des échantillons de sol destinés à l'analyse des COV, reportez-vous à l'annexe A de la méthode 5035A et à la méthode 4547-98 de l'American Society for Testing and Materials (ASTM), *Standard Guide for Sampling Wastes and Soil for Volatile Organic Compounds*. Bien que ces documents abordent certaines approches traditionnelles, ils fournissent surtout des orientations sur les méthodes plus nouvelles de prélèvement et de conservation des échantillons, incluant les méthodes utilisant du méthanol, du NaHSO<sub>4</sub> et la congélation (les méthodes 5035A, ASTM D 4547-98 et 5035 mentionnent brièvement la congélation, mais ne la recommandent pas parce que les données nécessaires pour leur approbation n'étaient pas disponibles au moment de leur publication).

Plusieurs autres organismes de réglementation ont également adopté des protocoles relatifs à la préservation des échantillons sur le terrain (New Jersey Department of Environmental Protection, 1997; Massachusetts Department of Environmental Protection, 1999; California Regional Water Quality Control Board, 1999). Des vidéos de formation sur la conservation au méthanol et l'échantillonneur EnCore<sup>MC</sup> (dispositif de prélèvement scellé hermétiquement) sont disponibles à l'adresse <http://vimeo.com/ennovativetech>.

### 5.7 Méthodes d'interprétation des données

On peut utiliser des techniques de description générales pour résumer les données et produire une visualisation des données de distribution temporelle et spatiale des concentrations de CPP dans la zone d'étude. De telles techniques englobent généralement une compilation (c.-à-d. la mise en ordre des données et l'établissement de tableaux sommaires) ainsi que le traçage ou la mise en graphique des données concernant le moment, l'emplacement, les principales sources de CPP, etc. Le tracé graphique simple et d'autres techniques visuelles de présentation des données révèlent souvent des tendances qui orientent et affinent les échantillonnages à venir.

Il convient d'évaluer la qualité et la cohérence des données afin de vérifier s'il existe des lacunes ou des problèmes de qualité qui justifieraient des tests supplémentaires. Par ailleurs, les concentrations de CPP seront d'ordinaire comparées individuellement à des valeurs génériques fondées sur les risques (le cas échéant) ou à des critères propres au site. Si les données d'analyse en laboratoire comprennent des valeurs non détectées, il conviendra d'utiliser la limite de détection (LD) aux fins de comparaison aux critères applicables. La section 5.7.2 décrit les méthodes de traitement des ensembles de données contenant des valeurs non détectées.

Un examen des données exploratoires doit être effectué (chapitre 2), et des statistiques sommaires peuvent être calculées pour chaque ensemble de données. Le logiciel ProUCL est un exemple d'outil pouvant servir à la mise en graphique et à l'analyse des données (USEPA, 2013a,b; voir section 5.9). Lorsqu'on dispose de données suffisantes pour l'analyse statistique et que l'ensemble de données représente une population unique, une évaluation statistique de la qualité du sol est justifiée. Outre les techniques statistiques décrites ci-dessous, plusieurs approches peuvent être utilisées pour évaluer les caractéristiques d'un ensemble de données

touchant cette population unique, incluant un examen des données historiques et des caractéristiques de migration des contaminants. Les sols qui ont été contaminés par des processus ou des événements similaires présenteront vraisemblablement des concentrations de contaminants qui représentent une population unique.

La comparaison entre les conditions de la zone d'étude et celles de la zone de référence peut prendre deux formes : comparaison de chaque résultat avec une valeur limite ou test statistique permettant de vérifier s'il existe des différences significatives entre les ensembles de données de la zone d'étude et ceux de la zone de référence. Les tests d'acceptabilité, fondés sur un intervalle de tolérance ou sur un centile précis de l'ensemble de données de la zone de référence, sont généralement appliqués pour cerner des emplacements précis présentant des concentrations élevées (c.-à-d. pour délimiter les points névralgiques). Un statisticien qualifié conçoit et met en œuvre des analyses statistiques en fonction des buts du projet et de l'applicabilité des données aux techniques statistiques envisagées.

Le reste de la section 5.7 porte sur des méthodes statistiques destinées à évaluer des populations et des distributions de données ainsi que sur des tests statistiques pouvant aider à tirer des conclusions à partir des données du site. Il faut contacter l'organisme gouvernemental compétent pour s'informer de la façon de procéder pour interpréter les données du site lorsque, pour une raison ou une autre (données insuffisantes ou hypothèses invalides), il est impossible d'effectuer une analyse statistique, ou lorsque la politique gouvernementale applicable n'autorise pas le recours à des statistiques dans les prises de décisions (par exemple, pour définir ce qu'est un « site contaminé », certains gouvernements peuvent préférer utiliser une méthode réussite/échec basée sur des échantillons du site plutôt que des statistiques sommaires couvrant l'ensemble du site).

### 5.7.1 Analyse des données statistiques aux fins de la caractérisation des sols

**Distributions de fréquence et histogrammes :** Ces techniques peuvent être utilisées pour évaluer s'il existe une possibilité de populations multiples. Par exemple, un grand écart dans un graphique de distribution de fréquences peut donner à penser qu'on se trouve en présence de populations distinctes.

**Diagrammes de quartiles (ou tracés en rectangles et moustaches) :** Ces diagrammes sont utiles pour comparer différents ensembles de données portant sur le même paramètre (p. ex. concentrations d'arsenic dans différentes zones de préoccupation environnementale ou ZPE) et pour déterminer les valeurs aberrantes possibles d'un ensemble particulier de données. Même si les valeurs de concentrations élevées peuvent paraître de prime abord anormales, il faut examiner la situation bien attentivement avant de retirer ce qui peut sembler être des données aberrantes d'un ensemble de données, car ces dernières peuvent représenter des points névralgiques constituant une population séparée.

**Tests de validité de l'ajustement :** Les tests de validité de l'ajustement sont utilisés pour vérifier si les données suivent une distribution déterminée ou pour vérifier jusqu'à quel point une distribution déterminée correspond bien aux données. Tel que noté à la section 2.8, les données environnementales présentent d'ordinaire une distribution asymétrique et sont dans beaucoup de

cas mieux décrites par une distribution lognormale ou par une distribution gamma que par une distribution normale. Il existe également des cas où les données ne peuvent être raisonnablement décrites par les statistiques paramétriques (et où il convient de recourir à des méthodes non paramétriques). On peut avoir recours aux tests habituels de validité de l'ajustement ou à des méthodes graphiques — par exemple, diagrammes probabilité-probabilité (P-P) ou quantile-quantile (Q-Q) — pour évaluer la probabilité que les données appartiennent à une distribution particulière. Le logiciel ProUCL (USEPA, 2013a,b; voir section 5.9) permet de réaliser des tests de validité de l'ajustement pour des distributions normales, lognormales et gamma ainsi que des diagrammes Q-Q. Les graphiques de probabilités peuvent également servir à déterminer la présence de valeurs aberrantes et de populations multiples (c'est-à-dire des données appartenant à plus d'une population).

**Limites supérieures de confiance** (surtout la limite supérieure de l'intervalle de confiance à 95 % associée à la concentration moyenne ou LSCM 95 %) : Souvent nécessaire pour appuyer l'évaluation des risques, la LSCM 95 % est couramment employée comme concentration de point d'exposition dans l'évaluation des risques. Le logiciel ProUCL (USEPA, 2013a,b; voir section 5.9) offre une plateforme unique pour effectuer nombre de calculs de LSCM. Helsel et Gilroy (2012 – *The Unofficial User's Guide to ProUCL 4*) recommandent de faire preuve de prudence lorsqu'on utilise la version 4.0 du logiciel ProUCL. Certains des problèmes dont ils font mention ont été corrigés dans la nouvelle version du logiciel (5.0) (USEPA, 2013a,b), mais cette version n'a toujours pas fait l'objet d'un examen.

**Tests d'hypothèses** : On peut appliquer des tests statistiques standards pour déterminer d'importantes différences entre les divers points d'échantillonnage et entre la zone d'étude et les zones de référence. Les types d'essais utilisés pour les sites contaminés peuvent être répartis de manière générale en essais à un échantillon (site unique) ou à deux échantillons (deux sites). Dans le cas de l'essai à un échantillon, les données d'un site (moyenne, médiane ou centile) sont généralement comparées aux critères réglementaires. Dans le cas des essais à deux échantillons, les données d'un site sont comparées à celles d'un autre site ou de la zone de fond (*background*). Dans ce cas, le paramètre d'intérêt est généralement la différence entre deux moyennes, deux médianes ou deux centiles. La comparaison des données recueillies avant et après les travaux d'assainissement constitue un autre scénario d'essai à deux échantillons.

Les tests d'hypothèses tiennent compte des possibles erreurs de décision suivantes :

- L'hypothèse nulle (condition de base) est rejetée alors qu'elle est vraie, ce qui constitue un rejet erroné (type I). La probabilité d'une telle erreur dite alpha ( $\alpha$ ) est appelée « seuil de signification de la vérification d'hypothèse ».
- L'hypothèse nulle n'est pas rejetée alors qu'elle est fautive, ce qui constitue une acceptation erronée (type II). La probabilité d'une telle erreur est appelée beta ( $\beta$ ). La probabilité de rejeter à raison l'hypothèse nulle lorsqu'elle est fautive ( $1-\beta$ ) est appelée « puissance statistique ».

Prenons comme exemple le cas où la concentration moyenne d'un contaminant dans le sol ne devrait pas excéder un critère réglementaire. L'hypothèse nulle peut énoncer que la

concentration moyenne vraie est égale ou supérieure au critère, alors que l'hypothèse alternative énonce que la moyenne vraie est inférieure au critère<sup>1</sup>. S'il est conclu que la concentration moyenne est inférieure au critère alors que, dans les faits, elle est supérieure au critère, une erreur de type I est commise. S'il est conclu que la concentration moyenne est supérieure au critère alors que la moyenne vraie est inférieure au critère, une erreur de type II est commise. Dans le cas d'une erreur de type I, il est possible que les risques pour la santé ne soient pas adéquatement pris en considération, tandis que dans le cas d'une erreur de type II, il y a risque d'engager des travaux d'assainissement et des dépenses inutiles. Comme il est décrit à la section 5.3.3, la puissance statistique ( $1-\beta$ ) est la probabilité de rejeter à raison l'hypothèse nulle (et ainsi de ne pas commettre une erreur de type II).

Les mêmes principes statistiques qui servent de base à la vérification d'hypothèses peuvent être appliqués à l'interprétation des limites de confiance de la moyenne. Supposons, à titre d'exemple, qu'une limite supérieure de confiance de 95 % par rapport à la moyenne dépasse le critère réglementaire. On peut conclure dans un tel cas que l'hypothèse nulle ne peut être rejetée et qu'il faut plutôt accepter que la moyenne vraie puisse être supérieure au critère réglementaire à un seuil de signification de 0,05.

### 5.7.2 Valeurs non détectées

Les données chimiques du sol comprennent souvent des valeurs non détectées. Les méthodes communément utilisées pour analyser les ensembles de données comportant des valeurs non détectées comprennent la suppression de ces valeurs ou leur remplacement par une valeur constante. La méthode qui consiste à retirer les valeurs non détectées et à fonder les statistiques sur les ensembles de données résiduels a pour résultat de donner des concentrations moyennes qui sont biaisées à la hausse et des variances biaisées à la baisse. La méthode de remplacement des valeurs non détectées par une valeur constante comme la limite de détection (LD), LD/2 ou la racine carrée de LD/2 peut aussi conduire à des estimations biaisées de la moyenne et de la variance (voir par exemple Helsel, 2012).

Lorsque les statistiques calculées à l'aide des données comprennent des valeurs non détectées, il est préférable, pour obtenir des résultats plus précis, d'utiliser les méthodes fondées sur les estimations de vraisemblance maximale (Cohen, 1959, 1961; Helsel, 2005, 2012) ou les méthodes de calcul assignant des valeurs variables aux données non détectées à partir d'un graphique de probabilités fondé sur des méthodes graphiques ou une analyse de régression. Cette méthode tient pour acquis que la distribution des données au-dessus et en dessous de la limite de détection est la même. Gilbert (1987) recommande de ne pas utiliser cette méthode lorsque les valeurs non détectées excèdent 15 %, à moins que la distribution soit reconnue comme étant lognormale.

---

<sup>1</sup> Selon les objectifs du projet, la formulation des hypothèses peut être inversée, c'est-à-dire que l'hypothèse nulle énonce que la concentration moyenne vraie est inférieure ou égale au critère, tandis que l'hypothèse alternative énonce que la concentration moyenne vraie est supérieure au critère.

Helsel (2005) présente brièvement plusieurs études qui concluent que la méthode traditionnelle qui consiste à remplacer les valeurs non détectées par la moitié de la limite de détection peut causer des biais significatifs lorsque plus de 10 % des données sont des valeurs non détectées. Il recommande donc d'utiliser l'une des trois méthodes suivantes en présence de valeurs non détectées : i) l'estimation de vraisemblance maximale; ii) les méthodes d'imputation (par exemple, la méthode de régression sur les statistiques d'ordre [*robust regression on order statistics* – ROS]); et iii) la méthode Kaplan-Meier. Huston et Juarez-Colunga (2009) décrivent comment la sélection appropriée de ces méthodes dépend de la taille de l'échantillon, du pourcentage de valeurs non détectées et de la question de savoir si les données peuvent ou non être raisonnablement décrites par la statistique paramétrique (voir tableau 2.1 dans Huston et Juarez-Colunga, 2009). Les logiciels ProUCL et R sont des exemples d'outils qui peuvent servir à l'analyse des ensembles de données comportant des valeurs non détectées.

### 5.7.3 Méthode statistique de caractérisation des sols contaminés

Certaines autorités peuvent autoriser le recours aux statistiques pour déterminer l'état de contamination d'un site. Nous présentons ci-dessous un *exemple* d'utilisation des statistiques pour la caractérisation des sols qui ne doit cependant pas être interprété comme étant une prescription du CCME. Les autorités doivent être consultées sur leur façon de définir la contamination, cette règle constituant un élément clé de tout cadre de gestion des sites contaminés. À titre d'exemple, on présume que le volume de sol respecte les critères réglementaires lorsque :

- les données représentent clairement une population unique; et que pour cet ensemble de données :
- les concentrations des échantillons supérieures au 90<sup>e</sup> centile sont moindres que la concentration critère;
- la limite supérieure de confiance de 95 % (voir section 5.7.1) de la moyenne arithmétique des concentrations est moindre que la concentration critère;
- aucun des échantillons de l'ensemble de données ne présente une concentration plus de deux fois (BC MOE, 2009) ou de trois fois (USEPA, 1989a) supérieure à la concentration critère.

## 5.8 Présentation des données et production de rapports

Les rapports de caractérisation de sol doivent inclure des données présentées sous forme de tableaux et de figures afin de transmettre l'information pertinente au lecteur. Puisque les données concernant le sol et les eaux souterraines sont souvent présentées simultanément, le chapitre 6 offre une description plus détaillée du format de présentation à cet égard. Les rapports doivent inclure les éléments suivants :

- les données tabulées, incluant les points d'échantillonnage, les numéros d'identification des échantillons, les dates de collecte, la profondeur des échantillons, les méthodes

d'échantillonnage, les méthodes d'analyse chimique, les limites de détection du laboratoire et les résultats des analyses chimiques;

- les données tabulées des analyses effectuées sur le terrain et en laboratoire à des fins de comparaison;
- des descriptions détaillées de la stratigraphie, des indicateurs de contamination potentielle (p. ex. imprégnations, débris), des essais menés sur le terrain (p. ex. tests de l'espace de tête) et des registres de trous de forage et de fosses d'essais.

En outre, il est très souvent utile d'inclure des plans présentant les concentrations de contaminants afin d'illustrer la distribution spatiale des concentrations.

### 5.9 Ressources et liens utiles

Au cours de la dernière décennie, plusieurs outils logiciels, souvent appelés « logiciels d'aide à la décision » (LAD), ont été élaborés pour soutenir la planification de l'étude des sites, l'analyse des données et un processus structuré de prise de décisions en matière de gestion environnementale. Un recensement de ces outils par l'USEPA a permis d'en identifier plus de 50 couvrant une vaste gamme de champs de décisions incluant l'analyse et la visualisation des données dans le cadre du processus de caractérisation d'un site, l'analyse des données pertinentes, les options d'analyse à l'aide d'outils d'analyse décisionnelle, le choix de techniques d'assainissement, l'évaluation des risques pour la santé humaine et les analyses économiques coûts-avantages. Les nouveaux logiciels sont conçus pour servir à la préparation des plans d'échantillonnage, au traitement rapide et à l'intégration immédiate de l'information spatiale et des données relatives à la contamination ainsi qu'à la visualisation bidimensionnelle ou tridimensionnelle des données. Les outils logiciels présentent des niveaux de raffinement variés en ce qui a trait aux concepts statistiques et aux méthodes d'analyse. Certains logiciels comprennent un module d'évaluation des risques pour la santé humaine permettant d'évaluer l'exposition et les risques potentiels associés à des données de concentrations mesurées dans le cadre d'une étude. Si ces outils peuvent s'avérer fort utiles dans le cadre de l'évaluation et de la gestion de sites contaminés, il faut toutefois être conscient des limites des modèles statistiques. Il faut voir à choisir les outils en fonction des problèmes à l'étude. Certains types de logiciels (p. ex. les logiciels de visualisation 3-D utilisant des méthodes géostatistiques) exigent une quantité importante de données, ce qui n'est souvent pas possible sur un site contaminé.

**Spatial Analysis Decision Assistance (SADA)** : Conçu par la University of Tennessee Research Corporation pour l'USEPA, ce programme informatique intègre plusieurs outils de visualisation de données, d'analyse statistique, d'analyse décisionnelle et d'évaluation des risques pour la santé humaine et l'environnement. Le logiciel SADA comprend des modules **d'exploration des données** (résumés statistiques, recherche de bases de données, examen des données relatives à divers seuils), de **visualisation des données** (tranches bidimensionnelles et volumes tridimensionnels), **d'analyses géospatiales** (outils pour mesurer la corrélation spatiale des données, les interpolations de routine comme le krigage, la distance inverse, les plus proches voisins et les programmes de tracé des courbes), **d'évaluation des risques pour la santé humaine** (estimation des risques conformément au *Risk Assessment Guidance for Superfund* ou

RAGS), **d'analyse décisionnelle** (outils de synthèse, de visualisation et de modélisation soutenant le processus décisionnel), **d'analyses des coûts-avantages** (courbes coûts-avantages propres aux sites par rapport à divers objectifs d'assainissement) et **d'échantillonnage secondaire** (différentes stratégies pour établir des points d'échantillonnages futurs) (<http://www.sadaproject.net/>).

**Field Environmental Decision Support (FIELDS)** : Ce programme logiciel compatible avec ArcView<sup>®</sup> a été mis au point par l'USEPA. Il comprend un système d'information géographique (SIG), un système de localisation GPS et des technologies de stockage de données et d'imagerie pour aider à traiter, évaluer et communiquer des données environnementales. Le logiciel peut, grâce à la technologie GPS et à un lien direct avec les détecteurs installés sur le terrain (p. ex. DPI et XRF de certains fabricants), tracer une représentation bidimensionnelle des données en temps réel sur une photographie aérienne ou une carte du site. Les données peuvent être traitées dès leur réception par l'entremise de programmes permettant de calculer les paramètres statistiques, de comparer les mesures à un seuil donné ou de tracer des données de contour à l'aide d'un algorithme d'interpolation des voisins naturels. Le logiciel comprend également des fenêtres d'analyse des tendances qui illustrent les changements dans les données collectées au fil du temps. Il est également possible d'ajouter un module portant sur les risques pour la santé humaine et les risques écologiques ([www.epa.gov/region5fields/](http://www.epa.gov/region5fields/)).

**Visual Sampling Plan (VSP)** : Ce logiciel a été élaboré par le Pacific Northwest National Laboratory du ministère de l'énergie des États-Unis pour aider à la conception des plans d'échantillonnage. Le VSP est conçu pour aider à déterminer le nombre d'échantillons requis pour respecter les normes en vigueur et concevoir les plans d'échantillonnage bidimensionnels qui pourront être superposés sur les cartes des sites étudiés. Cet outil peut servir à construire une grille d'échantillonnage fondée sur un plan systématique ou sur des statistiques, notamment des plans d'échantillonnage aléatoire ou aléatoire stratifiée et des plans d'échantillonnage conçus pour détecter des points névralgiques selon une probabilité définie (voir la section 5.3.3). Le nombre d'échantillons peut être établi à l'aide d'hypothèses statistiques formulées pour correspondre à des critères de décision définis en comparant les moyennes ou les centiles à des valeurs seuils acceptables (voir la section 5.3.3). Le logiciel comprend également un module qui permet de tenir compte des échantillons intercalaires qui pourraient être collectés entre des intervalles d'échantillonnage plus grands (<http://vsp.pnnl.gov/dqo/>).

**Paraview** : Paraview est un programme de visualisation qui utilise des points géométriques en 2-D et 3-D comme données d'entrée. Plusieurs propriétés scalaires, vectorielles et de couleurs peuvent être rattachées à ces points. Des filtres de données sont par la suite utilisés pour créer des sections, des contours, des extrusions, du colmatage, etc. Les ensembles de données peuvent être manipulés à l'aide d'un filtre de calcul intégré, et divers effets comme le mappage de couleur et la création de transparents peuvent être produits par ce logiciel. Les sorties graphiques comprennent notamment des points de vue animés et des paramètres en formats MPG et AVI; des images fixes en formats JPG, BMP et PNG et des postscripts à très haute résolution qui peuvent être directement transmis à l'imprimante. Les options de sortie comprennent les ensembles de données transformées. Le programme permet de créer des fichiers de sessions ASCII qui enregistrent l'état actuel du modèle, peuvent être modifiés à la main et utilisés ultérieurement pour restaurer le modèle ou transmettre le modèle à d'autres utilisateurs. Le

perfectionnement de Paraview se poursuit chez Kitware, inc. et dans les laboratoires américains de Los Alamos, Sandia et Lawrence Livermore. Le but est de créer un programme de mémoire en accès libre, à la carte, en traitement parallèle et disponible gratuitement. La mise au point de ce programme est financée par le ministère de l'énergie des États-Unis (<http://www.paraview.org>).

**Surfer** : Ce programme commercial disponible à coût relativement peu élevé est très efficace pour exécuter des effets de contour, des grilles ou des quadrillages, de la cartographie de surface et d'autres analyses de même nature au moyen de différents algorithmes personnalisés. Les données d'entrées sont présentées sous forme de paramètres X ou Y que le programme peut transformer pour créer des graphiques de sortie en formats 2-D et 3-D étiquetés et en couleur sous forme de dessins au trait et de graphiques en mode points, de fichiers AutoCAD DXF et de grilles en format binaire ou ASCII qui pourront être intégrés à d'autres programmes (<http://www.goldensoftware.com/products/surfer>).

**Voxler** : Ce programme commercial disponible à coût relativement peu élevé possède des propriétés semblables à Paraview, avec toutefois certaines différences. Par exemple, Voxler est plus limité au niveau de la complexité des ensembles de données qu'il peut traiter tout en étant plus performant en ce qui a trait au mappage couleur. Son interface utilisateur ressemble davantage à la norme MS Windows que Paraview. Voxler a été créé par la même entreprise que Surfer et peut intégrer les grilles produites par Surfer. Le choix entre Paraview et Voxler dans le cadre d'un projet dépend des données d'entrées et des résultats attendus (<http://www.goldensoftware.com/products/voxler>).

La base de données Field Analytic Technologies de l'USEPA fournit de l'information au sujet des plus récentes méthodes utilisées sur le terrain, incluant des technologies comme les méthodes de chromatographie en phase gazeuse, les trousse de dosage immunologique, la fluorescence induite pas laser, la fluorescence X, les techniques de poussée directe, les échantillons de sol et de gaz souterrains et les mécanismes de diffusion passive pour l'échantillonnage des eaux souterraines <http://clu-in.org/characterization/technologies/>.

Le gratuiciel ProUCL de l'USEPA permet de calculer des statistiques sommaires, d'effectuer des tests de validité de l'ajustement servant à vérifier si les données respectent une distribution normale ou lognormale et de calculer la limite de confiance supérieure de la moyenne à l'aide de diverses méthodes paramétriques et non paramétriques <http://www.epa.gov/osp/hstl/tsc/software.htm>.

### 5.10 Références

- Agriculture et Agroalimentaire Canada. 1988. *Le système de classification des sols au Canada*, 3<sup>e</sup> édition, 187 p.
- American Society for Testing and Materials Standards (ASTM) D2487-06. 2006. *Standard Classification of Soils for Engineering Purposes (Unified Soil Classification System)*, 12 p.
- Ball, W.P., G. Xia, D.P. Durfee, R.D. Wilson, M.J. Brown et D.M. Mackay. 1997. « Hot Methanol Extraction for the Analysis of Volatile Organic Chemicals in Surface Core Samples for Dover Air Force Base, Delaware », *Ground Water Monitoring and Remediation*, hiver 1997, p. 104-121.
- British Columbia Ministry of Environment. 2005a. *Technical Guidance 16 on Contaminated Sites: Soil Sampling Guide for Local Background Reference Sites*.



## Chapitre 5: Caractérisation des sols

- British Columbia Ministry of Environment. 2005b. *Technical Guidance 1 on Contaminated Sites: Site Characterization and Confirmation Testing*.
- British Columbia Ministry of Environment. 2009. *Technical Guidance 2 on Contaminated Sites: Statistical Criteria for Characterizing a Volume of Contaminated Material*.
- California Regional Water Quality Control Board (CRWQB). 1999. *Fact Sheet Underground Storage Tank (US) Program (2/1/99)*.
- Cohen, A.C. 1959. « Simplified estimators for the normal distribution when samples are singly censored or truncated », *Technometrics*, 1: 217-237.
- Cohen, A.C. 1961. « Tables for maximum likelihood estimates: singly truncated and singly censored samples », *Technometrics*, 3: 535-541.
- Environnement Canada. 2012. *Guide d'échantillonnage et de préparation de sol contaminé aux fins d'essais biologiques*, rapport SPE 1/RM/53, Direction générale de la science et de la technologie.
- Gilbert, R.O. et P.G. Doctor. 1985. « Determining the Number and Size of Soil Aliquots for Assessing Particulate Contaminant Concentrations », *Journal of Environmental Quality*, vol. 14, p. 286-292.
- Gilbert, R.O. 1987. *Statistical Methods for Environmental Pollution Monitoring*, Van Nostrand Reinhold Company, New York, NY, 320 p.
- Hardin, J.W. et R.O. Gilbert. 1993. *Comparing Statistical Tests for Detecting Soil Contamination Greater than Background*, Report to U.S. Department of Energy, PNL-8989, UC-630, Pacific Northwest Laboratory, Richland, WA.
- Helsel, D. 2005. « More than Obvious: Better Methods for Interpreting Nondetect Data », *Environ. Science and Technol.*, 39(20): 409A-424A.
- Helsel, D. 2012. *Statistics for Censored Environmental Data Using Minitab and R*, 2<sup>e</sup> édition, Wiley. Hoboken, New Jersey.
- Helsel, D.R. et E.J. Gilroy. 2012. *The Unofficial Users Guide to ProUCLA*, Kindle ebooks.
- Hewitt, A.D. 1999. *Storage and Preservation of Soil Samples for Volatile Compounds Analysis*. Rapport préparé pour le US Army Corp of Engineers.
- Hirota, S. et P. Goovaerts. 2001. « Accounting for source location and transport direction into geostatistical prediction of contaminants », *Environ. Sci. Technol.*, 35(24), p. 4823-4829.
- Huston, C. et E. Juarez-Colunga. 2009. *Guidelines for Computing Summary Statistics for Data-Sets Containing Non-Detects*. Préparé pour le Bulkley Valley Research Center avec l'aide du ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique, 19 janvier 2009.
- Massachusetts Department of Environmental Protection. 1999. *Preservation Techniques for Volatile Organic Compound (VOC) Soil Sample Analyses*, Commonwealth of Massachusetts. Report WSC # 99-415.
- Minnich, M.M., B.A. Schumacher et J.H. Zimmerman. 1997. « Comparison of Soil VOCs Measured by Soil Gas, Heated Headspace, and Methanol Extraction Techniques », *J. Soil Contam.*, 6(2), p. 187-203.
- New Jersey Department of Environmental Protection. 1997. *Methanol Preservation/Extraction of Soil Samples: Policy Implementation Guidance*. Mémoire de Richard Gimello, commissaire adjoint, 1<sup>er</sup> juillet.
- Ott, W.R. 1990. « A Physical Explanation of the Lognormality of Pollutant Concentrations », *J. Air Waste Manag Assoc.*, 40: 1378.
- Ott, W.R. 1995. *Environmental Statistics and Data Analysis*, Lewis Publishers, Boca Raton, FL.
- Reible, D. et K. Demnerova (rédacteurs). 2002. *Innovative Approaches to the On-Site Assessment and Remediation of Contaminated Sites*, Kluwer Academic Publishers, Boston.
- Rencz, A.N., R.G. Garrett, I.M. Kettles, E.C. Grunsky et R.J. McNeil. 2011. *Using soil geochemical data to estimate range of background element concentrations for ecological and human-health risk assessments*, Commission géologique du Canada, série « Current Research », n° 2011-9, 22 p.  
<http://publications.gc.ca/site/eng/390785/publication.html>
- Société canadienne de géotechnique. 2006. *Manuel canadien d'ingénierie des fondations*, 4<sup>e</sup> édition, Bitech Publishers Ltd.
- Sorini, S.S., J.F. Schabron et J.F. Rovani. 2002. « Evaluation of VOC Loss from Soil Samples: Extrusion into Empty VOA Vials, Refrigerated Storage and Methanol Injection in Preparation for Volatile Organic Analysis », *AEHS Soil, Sediment and Water Magazine of Environmental Assessment and Remediation*, édition d'avril/mai.
- Steele, M.C. 2003. *The Power of Categorical Goodness-of-Fit Statistics*, Griffith University, Australie. Thèse de doctorat, <https://www120.secure.griffith.edu.au/rch/items/7b676c25-f764-0c98-621d-2f951f3f290e/1/>.
- U.S. Environmental Protection Agency. 2013a. *ProUCL Version 5.0.00 Technical Guide*, Office of Research and Development, Washington, DC. Rapport EPA/600/R-07/041.

## Chapitre 5: Caractérisation des sols

- U.S. Environmental Protection Agency. 2013b. *ProUCL Version 5.0.00 User Guide*, Office of Research and Development, Washington, DC. Rapport EPA/600/R-07/041.
- U.S. Environmental Protection Agency. 2006a. *Data Quality Assessment: Statistical Methods for Practitioners EPA QA/G-9S*, Washington, DC, février. Rapport EPA/24/B-06/003.
- U.S. Environmental Protection Agency. 2006b. *Innovative Technology Verification Report XRF Technologies for Measuring Trace Elements in Soil and Sediment Oxford X-Met 3000TX XRF Analyzer*. Washington, DC, février. Rapport EPA/540/R-06/008.
- U.S. Environmental Protection Agency. 2004. *Field Measurement Technology for Mercury in Soil and Sediment, NITON's XLi/XLt 700 Series X-Ray Fluorescence Analyzers*, Office of Research and Development, Washington, D.C., mai. Rapport EPA/600/R-03/148.
- U.S. Environmental Protection Agency. 2002. *Guidance on Choosing a Sampling Design for Environmental Data Collection for Use in Developing a Quality Assurance Project Plan*, Washington, DC, décembre. Rapport EPA QA/G-5S.
- U.S. Environmental Protection Agency. 1997. *Test Methods for Evaluating Solid Waste, No. SW846*. Dernière mise à jour III, méthode 5035, 13 juin.
- U.S. Environmental Protection Agency. 1996. *Project Summary Field Sampling and Sampling On-Site Analytical Methods for Explosives in Soil*, décembre. Rapport EPA/540/S-97/501.
- U.S. Environmental Protection Agency. 1994. *Methods for Evaluating the Attainments of Cleanup Standards: Volume 3: Reference-Based Standards*, Office of Policy, Planning, and Evaluation, NTIS: PB94-176831. Rapport EPA/230/R-94-004.
- U.S. Environmental Protection Agency. 1992. *Methods for Evaluating the Attainments of Cleanup Standards: Volume 2: Ground Water*, Office of Policy, Planning, and Evaluation, NTIS: PB94-138815. Rapport EPA/230/R-92/014.
- U.S. Environmental Protection Agency. 1989a. *Methods for Evaluating the Attainments of Cleanup Standards: Volume 1: Soils and Solid Media*, Office of Policy, Planning, and Evaluation, NTIS: PB89-234959. Rapport EPA/230/02-89-042.
- U.S. Environmental Protection Agency. 1989b. *Soil Sampling Quality Assurance User's Guide, 2<sup>e</sup> édition*, mars. Rapport Report EPA/600/8-89/046.

### **ANNEXE 5-1 : Échantillons de confirmation à la suite de travaux d'assainissement**

La présente annexe fournit des orientations au sujet du plan d'échantillonnage à mettre en place pour confirmer l'exécution des travaux d'assainissement des sols contaminés présents sur un site. Dans le cadre du processus d'assainissement, il faut souvent prélever des échantillons qui seront analysés sur le terrain selon les méthodes décrites au chapitre 5. Toutefois, des échantillons de confirmation sont habituellement analysés en laboratoire à la fin des travaux d'assainissement pour vérifier si les objectifs d'assainissement ont été respectés. Les sols excavés au cours du processus d'assainissement sont souvent mis en tas pour faciliter la ségrégation et la caractérisation dans le cadre des activités de gestion des sols.

Le processus d'assainissement comprend de nombreux aspects qui ne sont pas couverts par le présent guide. La présente annexe porte uniquement sur l'échantillonnage de confirmation effectué dans le cadre de programmes de caractérisation et d'assainissement des sols. Les paragraphes qui suivent contiennent, comme les pages précédentes, des orientations concernant la fréquence et les intervalles des échantillons. Toutefois, d'autres méthodes d'échantillonnage pourraient être acceptables selon les objectifs du projet. Tout écart par rapport aux orientations contenues dans la présente annexe doit être expliqué et justifié.

#### **A5-1 : PLAN D'ÉCHANTILLONNAGE – CONFIRMATION DE L'ASSAINISSEMENT**

À la fin de tout programme d'assainissement, on prélève et analyse des échantillons de sols excavés pour confirmer l'élimination de la contamination. L'échantillonnage de confirmation doit respecter les règles minimales suivantes :

- des échantillons ponctuels sont prélevés sur toutes les faces de l'excavation (c.-à-d. les parois et la base);
- dans le cas des COV, un échantillon ponctuel de confirmation est prélevé et analysé dans chaque intervalle de 10 m d'une grille d'échantillonnage (intervalles de 5 m dans le cas des déchets dangereux); pour les autres substances, on peut utiliser un échantillon composite conforme aux exigences énoncées à la section 5.3.4;
- des échantillons de confirmation plus rapprochés peuvent être nécessaires lorsqu'il y a des raisons de croire que de minces couches de sol bien distinctes sont contaminées;
- les échantillons sont prélevés à l'intérieur d'une distance perpendiculaire de 0,2 m de la surface d'excavation.

Selon le type de contamination, des méthodes d'analyse sur le terrain peuvent être utilisées pour cibler les échantillons qui devront faire l'objet d'analyses chimiques. Plusieurs méthodes d'évaluation sur le terrain sont décrites à la section 5.5.

Si les échantillons composites ne sont pas conformes aux exigences de la section 5.3.4, la concentration des échantillons composites est alors être comparée au critère réglementaire applicable divisé par le nombre d'échantillons que contient l'échantillon composite. Il est

recommandé d'analyser tous les échantillons ponctuels lorsque la concentration des échantillons composites est supérieure au critère réglementaire rajusté.

Lorsque les concentrations des échantillons de confirmation sont supérieures aux valeurs des critères réglementaires, il faut retirer des quantités additionnelles de sols et répéter le processus expliqué dans les paragraphes précédents à moins qu'une méthode de rechange ne soit appliquée (p. ex. gestion des risques ou traitement *in situ*).

### ANNEXE 5-2 : PLAN D'ÉCHANTILLONNAGE – CARACTÉRISATION *EX SITU*

L'échantillonnage de dépôts de sol peut servir à établir les niveaux de contamination de sols excavés qui seront entreposés ou traités à l'extérieur du site contaminé. Les détails de l'échantillonnage de dépôts de sol peuvent varier selon les objectifs, les exigences et les critères réglementaires applicables à chaque projet. Toutefois, la caractérisation des dépôts de sol doit respecter certains principes, décrits dans les paragraphes ci-après.

L'échantillonnage de dépôts de sol ne doit pas être utilisé pour la caractérisation d'un site. Le site doit être adéquatement caractérisé au moyen de l'échantillonnage *in situ*.

Les sols doivent être séparés pendant le processus d'excavation et placés en dépôts individuels correspondant au niveau de contamination présumé fondé sur les connaissances acquises dans le cadre de la caractérisation *in situ*, de l'évaluation et des analyses sur le terrain et, s'il y a lieu, des indices visuels et olfactifs de contamination. Par exemple, les sols d'un site pourraient être séparés en trois classes, soit les sols vraisemblablement contaminés, les sols possiblement contaminés et les sols vraisemblablement non contaminés.

La taille des dépôts de sol est liée à leur niveau de contamination. Généralement, un dépôt plus volumineux est acceptable pour des sols qui présentent un faible niveau de contamination, tandis que les sols ayant un niveau de contamination plus élevé (p. ex. des déchets dangereux) devraient être regroupés en plus petits dépôts. La taille du dépôt peut également être liée au type ou à la toxicité du contaminant présent, aux coûts d'élimination ou de traitement ou à d'autres considérations d'ordre pratique.

Le plan d'échantillonnage du dépôt de sol tient compte des caractéristiques du contaminant. À des fins d'échantillonnage, les dépôts sont divisés en cellules de volume égal. Dans le cas des contaminants organiques volatils, deux échantillons rapprochés sont prélevés dans chaque cellule. Un essai au moyen de la technique de l'espace de tête est effectué pour chacun des échantillons rapprochés. Les échantillons qui seront transmis pour une analyse en laboratoire sont choisis en s'appuyant sur les résultats des essais effectués à l'aide de la technique de l'espace de tête et des indices visuels et olfactifs de contamination potentielle. Le programme d'analyse est souvent biaisé en faveur des échantillons qui semblent présenter le plus grand potentiel de contamination. Dans le cas des contaminants non volatils, l'échantillonnage se fait généralement de manière progressive en commençant par le prélèvement de plusieurs spécimens à petite échelle qui sont combinés pour former une partie aliquote. Selon la taille de la cellule, une partie aliquote unique ou une combinaison de parties aliquotes est alors utilisée pour former un échantillon représentatif des propriétés de la cellule. Cet échantillon représentatif est ensuite divisé en deux sous-échantillons, et un échantillon composite est formé à partir de la moitié des

échantillons fractionnés qui sont analysés pour le dosage du contaminant préoccupant (un « dépôt » est d'ordinaire constitué de cinq cellules de volume égal).

Les points d'échantillonnage doivent être situés dans l'ensemble du dépôt. Il n'est pas acceptable de prélever des échantillons uniquement à la surface du dépôt. Il faut plutôt utiliser une méthode qui permet d'aller chercher des échantillons en profondeur dans le dépôt. Il importe de s'assurer que les parties aliquotes, les échantillons de cellules représentatifs ou les échantillons composites sont composés de parties égales (volumes égaux) de matériel.

Deux méthodes sont recommandées pour la caractérisation analytique des dépôts selon leur taille. La première méthode s'applique à des dépôts de petite taille de 10 à 50 m<sup>3</sup>, à l'analyse d'un échantillon composite dans le cas des substances non volatiles et à un échantillon ponctuel ayant supposément les niveaux de contamination les plus élevés dans le cas des substances volatiles. Un dépôt de 10 m<sup>3</sup> devrait être utilisé dans le cas des déchets dangereux, et un dépôt de 50 m<sup>3</sup> peut être accepté dans le cas des sols légèrement contaminés. Les résultats des analyses des échantillons composites et ponctuels sont comparés directement aux critères réglementaires (*nota* : les caractérisations *in situ* et *ex situ* traitent d'une manière différente la comparaison des échantillons composites aux critères réglementaires). La deuxième méthode s'applique à des dépôts de plus grande taille (de 50 à 250 m<sup>3</sup>). Comme il existe un risque de variabilité plus élevée pour les dépôts de plus grande taille, il est recommandé d'utiliser une méthode quasi statistique comprenant l'analyse d'échantillons ponctuels et composites. Le document BC MOE (2005b) décrit l'une des méthodes d'échantillonnage qui peut être utilisée dans ce cas. Selon l'hypothèse de base de cette procédure d'échantillonnage, tout le matériel d'une cellule est suffisamment homogène pour qu'un échantillon représente l'ensemble des caractéristiques de cette cellule.

**TABLEAU 5-2 : Caractérisation des dépôts de sol**

Scénario	Taille du dépôt	Échantillonnage	Analyse
Dépôts de petite taille	10 à 50 m <sup>3</sup>	3 parties aliquotes par cellule (ponctuelles) 5 cellules par dépôt (2 à 10 m <sup>3</sup> )	Substances non volatiles : échantillons composites Substances volatiles : échantillons ponctuels et censés posséder le plus haut niveau de contamination
Dépôts de grande taille	50 à 250 m <sup>3</sup>	3 à 5 parties aliquotes par cellule (ponctuelles) 5 cellules par dépôt (10 à 50 m <sup>3</sup> )	Substances non volatiles : échantillons composites plus échantillons ponctuels choisis <sup>a</sup> Substances volatiles : gamme d'échantillons ponctuels

<sup>a</sup>Pour un exemple de caractérisation d'échantillons ponctuels, voir le document du ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique (2005) intitulé *Technical Guidance 1 on Contaminated Sites: Site Characterization and Confirmation Testing*.

Il faut se montrer vigilant lorsque les résultats d'un dépôt révèlent des concentrations beaucoup plus faibles que celles attendues compte tenu des résultats d'évaluation *in situ*. L'excavation, la

## Chapitre 5: Caractérisation des sols

ségrégation et le programme d'évaluation du dépôt doivent être examinés et modifiés au besoin s'il apparaît que des sols possédant des niveaux de contamination différents ont été mélangés. Selon les circonstances, il pourrait être approprié de gérer le dépôt de sol en s'appuyant sur les résultats des analyses *in situ* plutôt que sur les résultats des analyses du dépôt de sol.

Les dépôts doivent être gérés de manière à limiter l'écoulement des contaminants. Cela peut notamment comprendre l'utilisation de couvertures, de membranes, de tampons ou de bermes, un suivi régulier ainsi que la collecte et l'élimination des produits de lixiviation.

## 6 CARACTÉRISATION DES EAUX SOUTERRAINES

### 6.1 But, contexte et besoin

L'eau souterraine est une ressource de grande valeur utilisée très fréquemment au Canada. Des critères de protection ont été élaborés concernant diverses utilisations de l'eau souterraine, notamment l'accès à l'eau potable, l'irrigation, l'abreuvement des animaux de ferme et la protection de la vie aquatique dans les cours d'eau alimentés par les eaux souterraines. Les critères relatifs à l'eau souterraine peuvent être appliqués de manière efficace uniquement s'ils s'appuient sur des données précises et fiables concernant la qualité des sources (les nappes aquifères) et les mécanismes d'extraction de l'eau (puits domestiques ou systèmes municipaux d'approvisionnement).

De nombreux programmes d'étude des eaux souterraines sur des sites contaminés n'atteignent pas les objectifs fixés, car les données non représentatives obtenues servent à tort de fondement pour l'évaluation des risques et la conception des systèmes d'assainissement des eaux souterraines. Ce guide décrit les procédures et les méthodes permettant d'acquérir des données représentatives qui devront être prises en considération dans le cadre des programmes de caractérisation des sites contaminés visant à évaluer les risques potentiels pour la santé humaine associés à la consommation et à l'utilisation de l'eau souterraine. Il est possible d'effectuer une caractérisation adéquate de l'eau souterraine en procédant à un examen détaillé des données historiques (comme cela est expliqué au chapitre 2) et en exécutant un programme sur le terrain bien ciblé et adapté aux risques potentiels et au mécanisme de prise de décision qui s'y rattache. Les incertitudes liées aux données doivent être bien comprises et tolérables. Ces incertitudes doivent être transmises de manière efficace à l'évaluateur des risques, qui doit en tenir compte dans le cadre de sa propre évaluation. Le présent guide met l'accent sur l'acquisition de données représentatives à l'échelle appropriée. Dans ce contexte, l'échelle désigne ce qui suit :

- a) ***l'échelle spatiale*** (la distribution verticale et horizontale des contaminants souterrains) sur un site qui est compatible avec l'échelle de retrait des eaux souterraines ou les concentrations variables de contaminants pouvant toucher un récepteur (p. ex. les concentrations présentes à la tête de puits d'un système d'approvisionnement en eau);

### Caractérisation des eaux souterraines

Ce chapitre décrit les mécanismes de planification, les procédures et les méthodes de caractérisation de l'eau souterraine. Voici la liste des éléments clés à cet égard et les sections correspondantes dans le présent chapitre :

- Élaboration du modèle conceptuel de site (6.2)
- Méthodes et plan d'échantillonnage (6.3)
- Collecte d'information hydrogéologique et réseaux de surveillance (6.4 et 6.5)
- Acquisition de données sur le terrain et en laboratoire (6.6)
- Abandon de puits (6.7)
- Évaluation, interprétation et présentation des données (6.8)

Outils connexes : Les MOR concernant l'échantillonnage des eaux souterraines à faible débit (MOR-2) ainsi que le forage et l'installation de puits d'observation (MOR-3), qui sont présentés dans le volume 3.

- b) *L'échelle chimique*, qui se rapporte à la gamme de substances chimiques préoccupantes qui doivent être analysées, incluant leurs possibles dérivés, et les LDL qui doivent être prises en considération dans l'évaluation des risques;
- c) *L'échelle temporelle*, qui établit avec certitude, dans les limites tolérables, les concentrations qui peuvent être observées au fil du temps dans un récepteur.

Les échelles temporelles comprennent notamment les variations de concentrations à court terme causées notamment par les marées, les changements saisonniers d'élévation ou d'écoulement des eaux souterraines ainsi que les tendances à plus long terme (s'échelonnant sur plusieurs années) des conditions chimiques et hydrogéologiques.

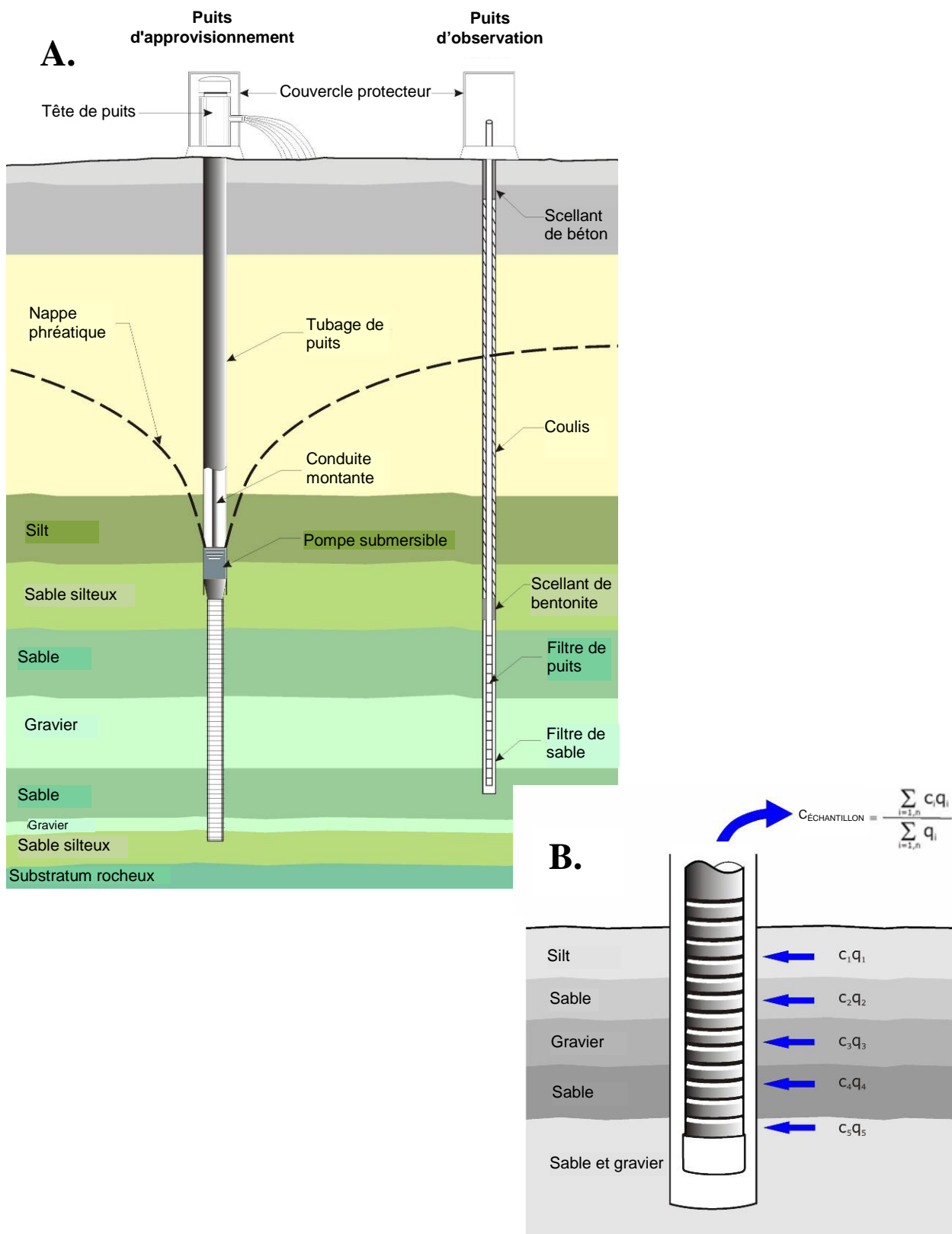
### 6.1.1 Prélèvement d'échantillons représentatifs d'eau souterraine

Des procédures d'échantillonnage rigoureuses couramment utilisées par les praticiens pour obtenir des échantillons d'eau souterraine jugés représentatifs sont disponibles (voir la section 6.6.2 et le volume 2). Toutefois, lorsque les propriétés hydrauliques d'un aquifère et les processus physiques du mouvement de l'eau de l'aquifère aux filtres de puits sont examinés plus attentivement, il devient évident que la plupart des procédures d'échantillonnage de l'eau souterraine, incluant celles qui sont censées minimiser les biais d'échantillonnage, peuvent fournir des échantillons de grande qualité qui ne sont pas entièrement représentatifs de l'aquifère. En effet, comme cela sera expliqué dans les pages suivantes, les échantillons représentent plus vraisemblablement la quasi-moyenne des conditions actuelles, et les concentrations contenues dans les échantillons peuvent souvent être biaisées vers le bas en raison de l'effet de la moyenne.

Si les concentrations d'un contaminant particulier étaient identiques dans l'ensemble de l'aquifère étudié, il serait beaucoup plus facile d'obtenir des données représentatives; il ne serait pas nécessaire de tenir compte de la longueur du filtre du puits d'observation au moment de la conception d'un programme de surveillance, peu importe à quel endroit ce puits serait situé dans l'aquifère. Tous les échantillons prélevés à l'aide d'une procédure similaire donneraient des résultats très similaires avec des variances principalement attribuables aux techniques d'échantillonnage et aux changements survenus pendant l'entreposage, le transport ou la manutention des échantillons avant leur analyse ou encore des variances liées aux procédures d'analyse.

En réalité, ces variances sont souvent éclipsées par les variances causées par la distribution hétérogène des contaminants dans l'aquifère. Par exemple, il est fréquent de trouver dans les aquifères touchés par la contamination des concentrations variables de contaminants à différentes profondeurs. L'ordre de grandeur des concentrations peut parfois varier sur des distances verticales de quelques centimètres seulement (p. ex. Pitkin *et al.*, 1999; Guilbeault *et al.*, 2005). Comme l'illustre la figure 6-1, lorsque de telles variations de concentrations sont présentes dans la formation géologique adjacente à un filtre de puits, les échantillons se mélangent au niveau du puits. Dans le cas des aquifères hétérogènes comme celui présenté ci-dessous, chaque type de sol peut présenter une concentration différente,  $C_i$ , d'une même espèce de substance chimique dissoute. Lorsque l'eau du puits est pompée, l'échantillon tiré de cette eau représente une quasi moyenne,  $C_{\text{ÉCHANTILLON}}$ , des concentrations contenues dans chaque type de sol.





**Figure 6-1 : A. Puits de pompage et d'observation dans un aquifère hétérogène. B. Variations des concentrations dans un système à couches multiples**

Pour illustrer cet effet, on peut également mentionner le cas très fréquent des hydrocarbures pétroliers qui migrent verticalement vers le bas à partir d'une source de contamination située à la surface ou à proximité de la surface du sol. Les plus fortes concentrations se trouvent généralement au niveau ou à proximité de la nappe phréatique, à quelques centimètres de la nappe ou de la frange capillaire, tandis que des valeurs très faibles ou non détectables se trouvent quelques mètres en dessous de la nappe phréatique (figure 6-2). Les filtres de puits qui s'étendent de la nappe phréatique jusqu'à une plus grande profondeur (un mètre ou deux sous la nappe phréatique selon la pratique courante) ont tendance à diluer les concentrations et à produire des valeurs moyennes considérablement moins élevées que celles obtenues à partir de puits possédant des filtres plus courts situés au niveau de la nappe phréatique. Dans de telles situations, l'évaluateur de risques pourra être plus intéressé par les concentrations présentes dans l'eau souterraine à proximité de la surface du sol et par les concentrations de vapeurs pouvant se transformer en vapeurs du sol qui chercheront à s'infiltrer à travers des fondations ou dans des espaces confinés. Toutefois, en s'éloignant de la source de contamination, le panache dissous peut avoir tendance à « plonger » en raison des infiltrations venant des précipitations et de l'alimentation de la nappe souterraine. Le degré de dilution résultant de la procédure d'échantillonnage doit être pris en considération dans l'estimation des concentrations présentes dans l'eau souterraine proche de la surface et l'estimation des concentrations de vapeurs.

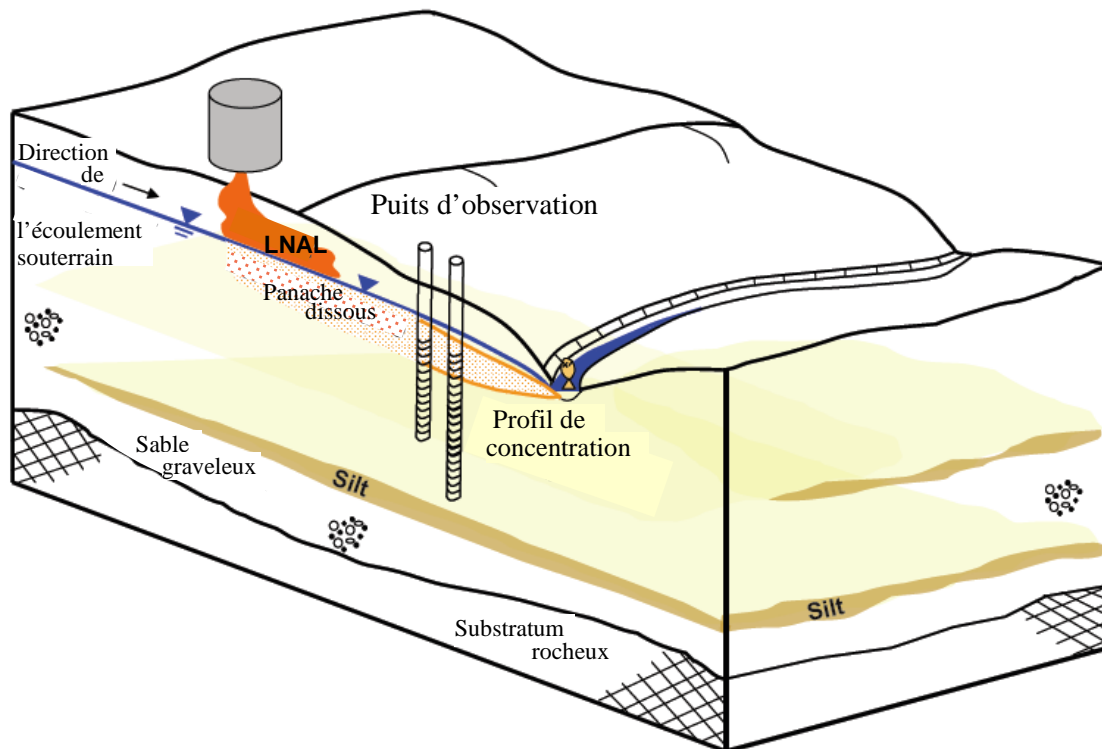


Figure 6-2 : Modèle conceptuel de LNAL

Des complications supplémentaires et probablement plus importantes encore surviennent lorsque l'aquifère n'est pas homogène (les propriétés hydrauliques de l'aquifère varient à différents endroits de l'aquifère) et qu'il est anisotrope (les propriétés hydrauliques varient en fonction de la direction considérée). Dans de tels aquifères, les filtres de puits traverseront vraisemblablement différentes zones de perméabilité plus ou moins grande, certaines contaminées et d'autres non. Lorsque les protocoles d'échantillonnage généralement acceptés sont utilisés, les concentrations moyennes obtenues dans un puits d'observation sont biaisées par rapport aux concentrations qui se trouvent dans les zones plus perméables. À une extrémité, un aquifère fortement contaminé peut fournir des échantillons d'eau qui paraissent peu contaminés lorsque les zones très perméables contiennent relativement peu de contaminants. À l'autre extrémité, un aquifère relativement propre qui contient de la contamination dans une ou deux minces couches perméables peut présenter un taux de contamination élevé au puits qui ne représente pas nécessairement l'état général de l'aquifère ou la qualité de l'eau qu'on peut s'attendre à observer dans un puits d'approvisionnement en eau ou une zone d'écoulement en eau souterraine en dessous d'un cours d'eau.

### **L'incertitude des données**

Compte tenu des réalités décrites dans la présente section, on peut se demander s'il est possible d'obtenir des données vraiment représentatives sur l'eau souterraine dans le cadre de l'évaluation d'un site. Malheureusement, on a trop souvent ignoré ce problème. Par conséquent, l'évaluateur de risques a souvent en main un ensemble de données qui ne fait aucune mention de l'incertitude liée à l'hétérogénéité et à l'anisotropie. Le présent guide encourage les praticiens à définir les limites de l'incertitude qui peut être tolérée, puis à planifier leurs études et la collecte des données qui s'y rattachent en tenant compte de cette incertitude. Lorsqu'il a en main un ensemble de données, l'évaluateur doit déterminer le degré d'incertitude de ces données, le comparer aux limites tolérables et obtenir des informations additionnelles au besoin afin de réduire l'incertitude.

Malheureusement, presque tous les aquifères sont non homogènes et présentent un certain degré d'anisotropie. Par exemple, les aquifères dans les sols à grains grossiers formés par l'action fluviale du passé géologique contiennent presque toujours une certaine stratification horizontale et présentent très fréquemment une conductivité hydraulique de cinq à dix fois supérieure en direction horizontale par rapport à la verticale (Freeze et Cherry, 1979). Le degré d'anisotropie peut être très significatif dans les systèmes de roc fracturé, où des fractures qui renferment de l'eau peuvent se trouver à quelques mètres d'un forage, ou lorsque la formation des failles et les crevasses du roc déterminent la direction de l'écoulement de l'eau souterraine.

Ce guide décrit en détail une technique plus fiable qui tient compte des effets d'échelle et de la moyenne dans le cadre de la caractérisation d'un site qui présente des signes de contamination. Lorsque l'ampleur du problème est bien comprise, une stratégie et un plan d'échantillonnage appropriés et raisonnables adaptés aux besoins de l'évaluateur des risques peuvent être mis en place. L'évaluateur pourra ainsi obtenir des données qui se situeront à l'intérieur des limites tolérables d'incertitude.

**Bien qu'un certain niveau d'hétérogénéité et d'anisotropie soit présent dans tous les aquifères, le filtre ne doit en aucun temps traverser une couche imperméable de manière à connecter deux ou plusieurs aquifères différents. Ces mauvaises méthodes de construction pourraient entraîner la migration de contaminants d'un aquifère vers un autre.**

### 6.1.2 Liquides non aqueux (LNA)

Dans de nombreuses études des eaux souterraines, les sources de contamination comprennent des liquides non aqueux (LNA) qui ont été déversés accidentellement en milieu souterrain et qui ont migré vers la nappe phréatique et même au-delà de cette nappe. Les LNA moins denses que l'eau sont désignés sous l'acronyme LNAL et comprennent les hydrocarbures pétroliers comme l'essence. Les LNA plus denses que l'eau sont désignés sous l'acronyme LNAD et comprennent notamment les solvants halogénés comme les solvants pour nettoyage à sec et le tétrachloroéthylène. De nombreux LNA sont volatils et peuvent constituer une source de contamination à long terme de l'eau souterraine et de vapeurs du sol tant qu'ils ne sont pas éliminés ou autrement contrôlés.

Il est très important de définir et de délimiter avec confiance l'étendue latérale de chaque source de contamination de l'eau souterraine. La nature de l'écoulement souterrain des LNA est rarement simple et facile à prédire (p. ex. SABCS, 2006; Cohen et Mercer, 1993). La délimitation des sources de LNA se fait en procédant notamment à l'évaluation des principales sources d'émission (p. ex. les emplacements des fuites ou des déversements provenant de réservoirs de stockage, de puisards, de conduites de transfert de liquides, etc.), d'où les LNA peuvent avoir migré verticalement vers le bas avec un certain déplacement latéral, et au repérage de possibles sources de contamination secondaires. Ces sources secondaires peuvent être le résultat d'une migration le long de voies préférentielles comme :

- la migration de LNA le long du remblai d'un service public souterrain avec migration verticale et déplacement latéral subséquents;
- La migration de LNA du remblai d'un service public vers le service public (p. ex. un égout sanitaire ou un égout pluvial), avec migration subséquente le long du service public jusqu'à un récepteur;
- L'écoulement de LNA dans un égout sanitaire ou un égout pluvial, et l'écoulement subséquent à partir du service public souterrain (p. ex. une fuite dans un joint de conduite) dans le remblai et le sol environnant.

Dans tous ces cas, l'échelle spatiale de la zone délimitée doit être compatible avec l'échelle des « points névralgiques » de la zone source et des zones d'exposition qui en résultent (p. ex. les zones touchées en dessous ou à proximité des dalles de plancher, des fondations, etc.). Dans la plupart des cas impliquant des LNA ayant migré jusqu'à la nappe phréatique et plus profondément encore, l'extension horizontale du panache atteint généralement au moins 5 m et la résolution spatiale des données doit couvrir une surface comparable. Par exemple, dans les cas où on soupçonne la présence de sources de LNA de 5 m d'étendue ou moins, les forages ou les puits d'observation doivent être placés horizontalement à une distance d'environ 5 m ou moins

selon l'échelle de la zone et du panache de LNA. Comme le soulignent Pankow et Cherry (1996), lorsque la présence de LNAD est soupçonnée, il faut prendre des mesures pour éviter de pénétrer accidentellement le LNAD et lui permettre ainsi de migrer encore plus loin sous la surface du sol.

### **6.2 Modèles conceptuels de site pour la caractérisation des eaux souterraines**

La méthode choisie pour l'étude d'un site doit être adaptée aux conditions et aux contraintes du site, incluant les conditions géologiques, stratigraphiques et hydrogéologiques souterraines du site et de ses environs. Comme il en a déjà été question (chapitre 4), les diverses composantes historiques, physiques, chimiques et biologiques qui serviront à caractériser un site et à cerner le problème doivent être regroupées dans un modèle conceptuel de site (MCS) dans le but d'élaborer un programme d'étude efficace. Lorsque la caractérisation des eaux souterraines est effectuée dans le cadre d'une évaluation des risques, l'étape de planification du MCS doit absolument inclure une vision tridimensionnelle du milieu physique qui couvre la profondeur et l'étendue de la zone étudiée. Le MCS doit notamment comprendre les limites physiques et hydrogéologiques qui servent à définir le système d'écoulement des eaux souterraines d'intérêt (incluant les zones d'alimentation et d'évacuation, les puits de pompage, etc.). Le MCS doit également intégrer les emplacements des sources potentielles (composition, nature, largeur et étendue) associées aux panaches de contamination en phase dissoute qui existent déjà ainsi que toutes les voies de transport possibles vers des récepteurs potentiels, incluant tous les panaches en phase dissoute ou en phase vapeur qui pourraient se développer dans le futur.

Presque toutes les études portant sur les eaux souterraines comprennent un programme d'intervention sur le terrain qui sera généralement composé d'activités de forage, de suivi hydrologique et d'échantillonnage des eaux souterraines. Les types de données et les méthodes de collecte seront parfois limités par des facteurs comme la profondeur de la nappe phréatique, la densité et la consistance du sol, la composition du substratum rocheux et divers autres facteurs. Par conséquent, la méthode optimale de collecte de données (p. ex. l'utilisation de techniques de forage classiques par rapport aux techniques de poussée directe) et la technique la mieux adaptée (p. ex. le type d'appareil de forage, le carottage continu par rapport à l'échantillonnage ponctuel, le profilage en profondeur des concentrations présentes dans le sol et les eaux souterraines, la géophysique de surface, etc.) pourront varier selon le milieu environnant et même parmi les sites se trouvant dans des milieux similaires. Selon la nature de la contamination et du milieu physique, des techniques d'évaluation non intrusives, comme des relevés géophysiques électromagnétiques, peuvent se révéler très utiles pour établir l'étendue de la contamination, bien que généralement des programmes de suivi intrusif doivent également être exécutés pour recueillir des échantillons d'eau souterraine de vérification et assurer la surveillance à long terme.

Un large éventail de techniques de forage et d'échantillonnage sont couramment utilisées au Canada pour effectuer des forages et installer des puits d'observation en milieu poreux (p. ex. tarière à tige creuse ou à tige torse, forage à l'air ou à la boue, sondes acoustiques ou acoustiques rotatives, etc.) et en milieu rocheux (forage à l'air, marteau fond de trou, foret Becker, Odex, foret rotatif au diamant, etc.). Nielsen (2006; chapitre 5) présente un excellent aperçu des techniques de forage qui peuvent être utilisées selon les diverses conditions de sol. Des

entreprises locales de forage peuvent être consultées au sujet des conditions géologiques et hydrologiques prévalant dans la région.

### 6.3 Méthode et plan d'échantillonnage

La caractérisation comprend habituellement deux étapes : 1) Un examen des données historiques incluant une visite du site qui servira à l'élaboration d'un MCS préliminaire (voir le chapitre 4); 2) un programme d'intervention sur le terrain qui permettra de mieux définir et de mettre à jour le MCS jusqu'à ce que les objectifs de caractérisation soient atteints (le programme d'intervention doit définir l'étendue de la contamination à l'intérieur de limites tolérables dans les conditions existantes et fournir les données qui permettront de procéder à une évaluation prédictive des risques actuels et probables pour le futur). Dans beaucoup de régions du Canada, et en particulier dans les milieux nordiques, il importe de bien connaître l'évolution des conditions des sites au fil des saisons (p. ex. enneigement, gel, crues soudaines et périodes sèches).

#### 6.3.1 Programme d'intervention sur le terrain pour la caractérisation de l'eau souterraine

Le présent guide présume que l'interprétation des données et la mise à jour du modèle conceptuel s'effectuent de manière continue à chaque étape du processus de caractérisation du site. Les évaluateurs de risques ont généralement besoin d'une estimation des concentrations futures de contaminants dans l'eau souterraine à un point donné (p. ex. puits d'approvisionnement en eau potable) ou à proximité d'un cours d'eau alimenté par les eaux souterraines. Selon le degré de certitude requis, un tel exercice exige au minimum une bonne compréhension de la vitesse d'écoulement de l'eau souterraine dans chacune des zones d'écoulement contaminées. Des données additionnelles pourraient être requises pour inférer ou prédire la vitesse d'écoulement des eaux souterraines dans des zones ou des parties de l'aquifère situées entre la zone de contamination et le récepteur le plus rapproché. Ces régions, situées d'un point de vue hydraulique en aval de la zone de contamination, pourront servir de voies de migration pour les contaminants dans l'avenir.

Des efforts additionnels seront vraisemblablement requis pour identifier les caractéristiques et la nature de chaque source de contamination souterraine (LNAL, LNAD, liquides aqueux, déchets solides, etc.), l'étendue spatiale de chacune de ces sources, les concentrations les plus élevées se dégageant de chacune de ces sources ainsi que les facteurs atténuants pouvant agir sur les contaminants au moment de leur migration vers des récepteurs potentiels en aval. Ces facteurs atténuants comprennent notamment :

#### **Méthode de caractérisation de l'eau souterraine**

Les personnes qui procèdent à l'évaluation de l'eau souterraine doivent accorder la ***préférence*** aux méthodes qui ***augmentent la densité spatiale et temporelle et l'étendue de l'information et des données utiles*** à recueillir, permettant ainsi d'obtenir un plus vaste ***ensemble de données tridimensionnelles*** servant à décrire de manière complète les conditions du site, à mieux cerner l'étendue du problème et à minimiser la possibilité que des enjeux préoccupants soient passés sous silence.

- le **ralentissement** de la vitesse d'écoulement du contaminant en raison de sa répartition dans les solides du sol ou de sa diffusion dans le sol ou la matrice rocheuse;
- les **transformations chimiques ou biologiques** du contaminant qui entraînent une perte de la masse et une diminution des concentrations et/ou une dégradation du contaminant en d'autres substances chimiques potentiellement plus toxiques ou mobiles;
- la **dispersion** du contaminant, entraînant une baisse des concentrations les plus fortes à mesure qu'on s'éloigne de la source.

Les questions du ralentissement et de la dispersion sont abordées de manière plus détaillée au chapitre 4 du présent guide. Lorsque les transformations chimiques et biologiques souterraines semblent importantes, il est nécessaire de recueillir des données additionnelles pour déterminer leur importance et quantifier au besoin les taux de dégradation. De l'information concernant les processus géochimiques (p. ex. les conditions d'oxydoréduction), les accepteurs d'électrons (p. ex. oxygène dissous, nitrates, sulfates, fer, etc.) et d'autres facteurs peut être obtenue et utilisée pour évaluer les conditions actuelles et futures. Les textes de Wiedemeier *et al.* (1995) et de Johnson *et al.* (2006) abordent cette question de manière plus approfondie.

### 6.3.2 Question d'échelle

Afin de bien cerner la question d'échelle, l'équipe du projet doit d'abord définir les limites d'incertitude acceptables par rapport à l'ensemble de données et reconnaître qu'aucune étude ne peut certifier de manière absolue que tous les types de contamination seront rencontrés et caractérisés. La taille minimale des zones de contamination ciblées (p. ex. les sources, les panaches) et la fréquence d'échantillonnage doivent faire partie du plan d'évaluation du site, bien qu'il faille se rappeler que des cibles de plus petite taille pourraient ne pas être décelées.

Les tailles par défaut des sources et des panaches de contamination aux fins de ce guide sont indiquées dans l'encadré 6-1. Elles sont fournies à titre indicatif et ne sont pas nécessairement appropriées pour tous les sites. Par conséquent, les praticiens doivent s'attendre à des variations par rapport à ces valeurs par défaut puisque chaque site est unique. Toutefois, ***tout écart par rapport aux valeurs par défaut indiquées ci-dessous doit être noté, et des explications doivent être fournies sur les conséquences de ces écarts relativement au degré d'incertitude de l'ensemble de données.***

#### **ENCADRÉ 6-1 : Points à examiner pour établir l'échelle de l'étude**

##### **Caractérisation spatiale**

L'étude du site doit établir l'échelle spatiale des variations de concentrations chimiques de manière à ce que :

- toutes **les sources de contamination** de taille significative (généralement **5 m de diamètre ou plus**) ou de volume significatif (généralement **5 m<sup>3</sup> ou plus**) d'un site soient identifiées avec confiance;

- tous les panaches souterrains de taille significative (généralement **10 m ou plus** de longueur longitudinale, **5 m ou plus** de largeur latérale et **0,1 m ou plus** d'épaisseur verticale) d'un site soient identifiés avec confiance;
- les effets de la **longueur du filtre de puits** et de la **dilution** à l'emplacement d'un récepteur potentiel soient bien compris et pris en considération au moment de la caractérisation et de l'évaluation des risques.

Lorsque les coûts à engager pour percer suffisamment de puits d'observation et de trous de forage pour satisfaire à ces critères s'avèrent trop élevés, la personne responsable de l'évaluation du site doit reconnaître l'incertitude accrue que cela ajoute au programme d'évaluation et noter de manière très claire ces incertitudes dans le rapport d'évaluation (p. ex. en indiquant la superficie minimale des panaches qui ont pu être identifiés dans le cadre de l'étude).

### **Caractérisation chimique**

Le processus de caractérisation du site doit inclure une gamme appropriée de substances chimiques, de paramètres et de limites de détection dans son programme d'analyse pour se conformer aux objectifs du programme de caractérisation. La combinaison chimique doit inclure :

- les **contaminants** connus ou potentiellement préoccupants et leurs **produits dérivés** souterrains potentiels qui peuvent présenter des risques pour les récepteurs potentiels.

La combinaison chimique peut également inclure :

- les **éléments non organiques** (plus fréquemment les principaux ions et, moins fréquemment, les gaz dissous et les isotopes) qui peuvent aider à la caractérisation hydrogéologique (p. ex. l'âge de l'eau souterraine, les zones de mélange, les zones d'alimentation et d'écoulement, etc.);
- **l'information géochimique et chimique** qui aidera à l'évaluation des voies de transport et du devenir des contaminants souterrains (p. ex. les conditions redox, le contenu en carbone organique du sol et dissous, l'oxygène dissous, le pH, les nutriments, etc.) pendant la migration de l'aquifère vers le récepteur.

### **Caractérisation temporelle**

Le processus de caractérisation doit prévoir le prélèvement d'un nombre suffisant d'échantillons au fil du temps pour :



- ***établir l'ampleur des variations temporelles de concentrations*** (p. ex. saisonnières ou en raison des marées) et permettre de formuler des prédictions avec un niveau suffisant de confiance.

Lorsque des effets saisonniers importants existent (p. ex. lorsque les concentrations peuvent varier dans une fourchette de 50 % d'une valeur critique), au moins un ***échantillonnage trimestriel*** devrait être exécuté ***sur une période minimale d'un an***.

Lorsque dans le cadre d'une telle approche une source de contamination est décelée ou soupçonnée, des données doivent être recueillies à plusieurs points d'échantillonnage afin de compléter le programme de caractérisation du site. Cette approche diffère des approches plus conventionnelles qui sont fondées sur le prélèvement d'un nombre relativement peu élevé d'échantillons à des endroits bien précis et l'analyse en laboratoire. Heureusement, plusieurs techniques élaborées au fil des ans sont maintenant disponibles et permettent d'obtenir de vastes ensembles de données à des coûts raisonnables. De nouvelles techniques de collecte et d'analyse des échantillons apparaîtront au cours des prochaines années, ce qui permettra d'accroître l'efficacité et de diminuer les coûts pour l'acquisition de grands ensembles de données, réduisant par le fait même l'incertitude au moment de la caractérisation d'un site. Par exemple, le repérage et la délimitation de l'étendue de sources de contamination à une échelle de quelques mètres ou moins peuvent être facilités par l'utilisation de levés géophysiques ou de vapeurs du sol, suivis par des forages et un échantillonnage de vérification. Plusieurs techniques de poussée directe sont maintenant disponibles pour délimiter l'étendue de la contamination verticale. Ces techniques peuvent fournir des profils verticaux continus ou quasi continus de la composition chimique du sol ou de la qualité de l'eau souterraine permettant d'obtenir une résolution spatiale à des échelles de quelques centimètres ou moins. Le tableau 6.1 présente brièvement certaines de ces techniques les plus courantes en notant leurs attributs et leurs limitations.

### 6.3.3 Collecte d'information au sujet de la qualité de l'eau

Les études sur le terrain qui mettent l'accent sur la qualité de l'eau souterraine comportent plus ou moins d'éléments selon les objectifs de l'étude et les besoins en matière de données. Presque toutes comprennent le prélèvement et l'analyse chimique d'échantillons représentatifs d'eau souterraine qui sont généralement obtenus à l'aide de puits d'observation installés dans des trous de forage. Toutefois, les données relatives à la qualité de l'eau peuvent également être obtenues par d'autres méthodes selon les objectifs du site.

En ce qui a trait à l'évaluation des risques, des échantillons de grande qualité permettant d'obtenir des données chimiques fiables, précises et exactes sont souvent requis ou jugés requis dans le cadre de la caractérisation d'un site. Toutefois, si la poursuite de la qualité se fait aux dépens des échelles spatiales, temporelles ou chimiques qui permettent d'établir la présence, l'ampleur et la nature de la contamination potentielle, les efforts peuvent s'avérer inadéquats et même futiles, notamment si des sources ou des panaches de contaminations sont ignorés ou non repérés.

En ce qui a trait à la question des échelles, des données de qualité « inférieure », dites « données de dépistage », peuvent être utilisées avec succès et de manière économique pour mesurer la contamination potentielle dans une zone de grande superficie ou dans l'épaisseur verticale du sol. D'autres méthodes d'évaluation peuvent également être utilisées pour acquérir un grand nombre de points de données fournissant de l'information au sujet de l'échelle spatiale de contamination. Lorsque l'ampleur du problème est bien comprise, des données de haute qualité peuvent être obtenues à certains emplacements stratégiques à des fins de vérification et de quantification. Lorsque cette méthode est bien appliquée, elle peut fournir un portrait beaucoup plus détaillé de la nature et de l'étendue des sources de contamination et des panaches d'eau souterraine qui s'y rattachent que les programmes d'échantillonnage basés uniquement sur l'acquisition de données de haute qualité provenant d'un nombre limité de puits d'observation classiques.

### 6.3.4 Techniques disponibles

Plusieurs techniques sont disponibles pour procéder à la caractérisation des eaux souterraines. Le tableau 6.1 compare les divers types d'information portant sur la qualité de l'eau souterraine en mettant l'accent sur la qualité des données et la résolution de l'échelle qui peut être obtenue à l'aide de ces données. Les échelles spatiales sont souvent mieux servies par des techniques qui permettent d'obtenir de nombreux points de données provenant de plusieurs emplacements sur une base instantanée (les données fournissent un « instantané » des conditions existantes). Certaines de ces techniques sont mieux adaptées pour établir les échelles spatiales latérales (p. ex. les mini-piézomètres), tandis que d'autres sont plus efficaces pour établir les échelles verticales (p. ex. Waterloo Profiler<sup>MC</sup>). Dans le cas des échelles temporelles, il est préférable de procéder à de l'échantillonnage multiple au fil du temps à des emplacements permanents ou semi-permanents (p. ex. les puits d'observation classiques). Le document USEPA (2004) contient un résumé des techniques disponibles pour la localisation et la caractérisation des sites contaminés par des LNAD.

Comme l'indique le tableau 6.1, en plus des méthodes directes d'échantillonnage des eaux souterraines, il existe plusieurs méthodes indirectes qui permettent d'inférer les conditions du sol et la qualité de l'eau souterraine afin de suppléer ou de compléter un ensemble de données limitées concernant la qualité de l'eau. Cela comprend notamment l'enregistrement de descriptions détaillées et d'observations effectuées sur le terrain pendant les activités de forage et d'échantillonnage (p. ex. les odeurs, les reflets, les taches et la coloration de LNA, etc.) ou des méthodes plus complexes de profilage vertical à l'aide d'outils spéciaux localisés au fond du trou de forage.

Parmi les méthodes indirectes, mentionnons la description du profil du sol (c.-à-d. le profil de la composition chimique du sol à l'aide de carottes de sol provenant d'un trou de forage). Cette méthode est l'une des nombreuses qui existent et qui peuvent fournir de l'information utile au sujet du profil vertical de l'eau souterraine. L'analyse de plusieurs échantillons ponctuels de sol le long d'une colonne verticale de sol (à une fréquence généralement d'un échantillon pour chaque longueur de 0,3 à 0,6 m de carotte) peut souvent résoudre la question de la distribution verticale de la contamination et, par conséquent, résoudre la question de l'échelle verticale. Ces données peuvent alors servir de justification technique pour éviter d'installer un nombre excessif de puits d'observation pendant le programme de caractérisation. Comme les échantillons de sol

provenant du dessous de la nappe phréatique contiendront de l'eau interstitielle, ces échantillons permettent également d'estimer sommairement les concentrations contenues dans l'eau souterraine après avoir pris en considération la répartition sol-eau. Comme l'indiquent le document USEPA (1992) et l'article de Feenstra *et al.* (1991), outre les concentrations de sol mesurées, le calcul doit comprendre un estimé des fractions de carbone organique du sol ( $f_{oc}$ ), et le coefficient de répartition de l'eau du sol ( $K_d$ ).

Plusieurs méthodes indirectes permettent également de tenir compte de certaines propriétés des substances chimiques dans le sol ou dans l'eau (p. ex. la fluorescence ultraviolette des hydrocarbures aromatiques) et peuvent fournir des données d'évaluation qui aident à cibler un nombre limité de points d'échantillonnage de l'eau souterraine.

L'information obtenue à l'aide de chacune de ces méthodes indirectes doit être utilisée conjointement avec d'autres informations stratigraphiques, hydrogéologiques et chimiques dans le but de tenir à jour le MCS par rapport à l'écoulement et au transport des contaminants présents dans les eaux souterraines.

**TABLEAU 6-1 : Types d'information relative à la qualité de l'eau**

Méthode d'échantillonnage		Qualité relative des données	Résolution relative de l'échelle			Observations
			Spatiale	Temporelle	Chimique	
<i>Méthodes directes</i>	Puits d'observation	Quantitative	Mauvaise	Bonne	Bonne	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Les échantillons représentent une moyenne s'échelonnant sur la période d'observation.</li> <li>▪ Suivi convenable pour établir des tendances à long terme, à condition de procéder à des inspections et d'assurer un entretien adéquats.</li> <li>▪ Permet également de recueillir de l'information hydraulique. (p. ex. niveaux d'eau)</li> <li>▪ Technologie facilement disponible convenant à presque toutes les conditions géologiques.</li> </ul>
	Mini-piézomètres	Quantitative	Mauvaise à bonne	Bonne	Mauvaise à bonne	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Comme ci-dessus. Technique habituellement limitée aux aquifères peu profonds. Plusieurs piézomètres peuvent être installés pour obtenir la résolution des échelles spatiales latérales.</li> <li>▪ Volume des échantillons généralement petit, ce qui peut limiter la gamme des substances chimiques analysées.</li> </ul>
	Pointes filtrantes	Quantitative	Mauvaise	Bonne	Mauvaise à bonne	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Mêmes commentaires que pour les mini-piézomètres.</li> </ul>

## Chapitre 6 : Caractérisation des eaux souterraines

Méthode d'échantillonnage	Qualité relative des données	Résolution relative de l'échelle			Observations	
		Spatiale	Temporelle	Chimique		
Échantillonneurs d'eau souterraine à poussée directe (Waterloo Profiler)	Quantitative	Bonne	Mauvaise	Mauvaise à bonne	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Échantillons ponctuels obtenus le long d'un profil vertical.</li> <li>▪ Volume des échantillons généralement petit, ce qui peut limiter la gamme des substances chimiques analysées.</li> <li>▪ Non convenable dans le till dense, les sols caillouteux ou le substratum rocheux.</li> </ul>	
<b>Méthodes indirectes</b>	Échantillons de sol ponctuels	Semi-quantitative	Bonne	Mauvaise	Mauvaise à bonne	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Limites de détection généralement beaucoup plus élevées dans le sol que dans l'eau souterraine.</li> <li>▪ Les concentrations d'eau interstitielle doivent être estimées.</li> <li>▪ Les techniques d'échantillonnage de sol sont courantes et facilement disponibles.</li> </ul>
	Échantillonneur passif	Quantitative	Mauvaise	Mauvaise à bonne	Mauvaise à bonne	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Efficace pour plusieurs composantes de l'eau souterraine, mais pas toutes.</li> <li>▪ Fournit des concentrations moyennes pendant la période d'installation.</li> </ul>
	Profileur à poussée directe (général)	Qualitative à quantitative	Bonne	Mauvaise	Mauvaise	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Les données non quantitatives ou semi-quantitatives doivent être corrélées avec les données d'analyse chimique pour obtenir des résultats significatifs.</li> <li>▪ Plusieurs ne sont pas convenables dans le till dense, les sols caillouteux ou le substratum rocheux.</li> </ul>
	Membrane Interface Probe (MIP)	Semi-quantitative	Bonne	Mauvaise	Mauvaise à bonne	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Cible les concentrations <i>in situ</i> de composés organiques volatils (COV) dans le sol le long d'un profil vertical.</li> </ul>
	Fluorescence induite par laser ou rayons ultraviolets (FIL /FIUV)	Qualitative à semi-quantitative	Bonne	Mauvaise	Mauvaise	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Cible les concentrations <i>in situ</i> de composés sensibles (p. ex. les hydrocarbures fluorescents aromatiques et polyaromatiques) dans le sol le long d'un profil vertical.</li> </ul>
	Observations sur le terrain	Qualitative	Mauvaise à bonne	Mauvaise à bonne	Mauvaise	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Les données doivent être corrélées avec les données d'analyse chimique.</li> <li>▪ Préférable de fournir des descriptions détaillées sur des intervalles continus d'échantillonnage (p. ex. sol continu ou carottes rocheuses).</li> </ul>

Méthode d'échantillonnage	Qualité relative des données	Résolution relative de l'échelle			Observations
		Spatiale	Temporelle	Chimique	
Géophysique : surface (p. ex. électromagnétique) ou fond du trou	Qualitative	Mauvaise à bonne	Bonne	Mauvaise	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Les données doivent être corrélées avec les données hydrostratigraphiques et les données d'analyse chimique.</li> <li>▪ Applicable à la plupart des sites, mais souvent sujet à des interférences (p. ex. structures, services publics souterrains).</li> </ul>

### 6.3.5 Techniques de poussée directe pour la caractérisation de l'eau souterraine

Les techniques de poussée directe comprennent diverses méthodes qui permettent d'obtenir de l'information sur les conditions souterraines comme la stratigraphie du sol, les caractéristiques géotechniques ainsi que la composition chimique du sol et des eaux souterraines. Les échantillons peuvent être prélevés dans l'environnement à l'aide de techniques de poussée directe, et il est possible d'obtenir de l'information *in situ* à l'aide d'outils et d'équipements d'extraction. Les paragraphes qui suivent contiennent un bref résumé des techniques de poussée directe les plus fréquemment utilisées en Amérique du Nord. Nielsen (2006, chapitre 6) donne un excellent aperçu des techniques de poussée directe existantes en notant les avantages et les limites de ces techniques. Il est également possible d'obtenir plus d'information à ce sujet en consultant les documents et les liens contenus dans la bibliographie à la fin du présent chapitre.

#### Profil stratigraphique

Dans les années 1930, les Hollandais ont été les précurseurs de l'utilisation des techniques de poussée directe pour dresser des profils stratigraphiques en mettant au point le pénétromètre hollandais servant à déterminer la capacité portante du sol *in situ*. Depuis ce temps, les essais à l'aide de pénétromètres à cône (EPC) sont devenus pratique courante dans le cadre de nombreuses études géotechniques pour obtenir de l'information au sujet de la stratigraphie souterraine et des caractéristiques géotechniques du sol. Les procédures d'EPC comprennent généralement un procédé qui consiste à attacher un cône électronique à l'extrémité d'un train de tige de forage qui est poussé dans le sol par un bélier hydraulique monté sur un camion lourd. Comme le cône déplace le sol plutôt que de l'excaver, il ne produit aucun déblai de forage, ce qui permet de limiter la manutention du sol et les coûts d'élimination. Les données électroniques générées par le cône comprennent notamment la résistivité du sol (pour établir sa teneur en eau), le frottement superficiel (pour mesurer la force de cohésion du sol) et la charge piézométrique (c.-à-d. la charge hydraulique). Les données sont généralement obtenues à une résolution spatiale de quelques centimètres ou moins, donnant ainsi un profil vertical très détaillé des caractéristiques du sol et de la stratigraphie supposée. Des profils pouvant atteindre une profondeur de plus de 30 m peuvent être obtenus dans des conditions favorables.

Au cours de la dernière décennie, des procédures et des outils spécialisés d'échantillonnage ont été élaborés pour obtenir des échantillons multiples d'eau souterraine le long d'un profil vertical et des mesures *in situ* de la composition chimique du sol. Parmi les techniques les plus courantes de poussée directe, mentionnons le Waterloo Profiler<sup>MC</sup>, la fluorescence induite par laser (FIL),

les sondes MIP ou autres (p. ex. [www.clu-in.org/download/remed/542r05007.pdf](http://www.clu-in.org/download/remed/542r05007.pdf)). Certaines de ces techniques sont présentées de manière plus détaillée dans les paragraphes qui suivent.

### Profil d'eau souterraine

L'exécution de profils d'eau souterraine a gagné en popularité à la fin des années 1980 et au début des années 1990 avec l'arrivée du Waterloo Profiler<sup>MC</sup> (Pitkin *et al.*, 1999). Le Waterloo Profiler<sup>MC</sup> est composé d'une pointe d'acier avec orifices grillagés rattachée à un tube de petit diamètre (généralement 6 mm ou ¼ pouce). La pointe est fixée à une tige de forage (p. ex. tiges en « A »), et le tube s'insère dans le centre creux des tiges pour pénétrer le sol et aller recueillir des échantillons d'eau souterraine dans des fioles à l'aide d'une pompe péristaltique. Pendant l'avancée de la pointe, de l'eau peut être pompée à très faible débit dans le trou et la sonde pour éviter que les orifices grillagés ne s'obstruent avec du silt. Dans le cadre d'une application usuelle, des échantillons d'eau souterraine sont obtenus à des intervalles de profondeur de 0,3 à 0,5 m, offrant ainsi une assez bonne résolution du profil d'eau souterraine. Cette technologie peut être très utile lorsque la nappe phréatique est relativement peu profonde (l'utilisation de la pompe péristaltique limite la profondeur de la nappe phréatique à quelques mètres sous la surface du sol) et lorsque des échantillons de petite taille sont adéquats pour les analyses chimiques (p. ex. des échantillons de 40 mL, bien que des échantillons de plus grande taille puissent être recueillis). Il faut faire preuve d'une grande prudence dans les sites fortement contaminés où il y a risque de pousser les contaminants vers le bas, car cela aurait pour résultat de surestimer l'épaisseur de la zone contaminée.

D'autres techniques peuvent être utilisées pour obtenir des profils d'eau souterraine, notamment l'échantillonneur Hydropunch ([www.state.nj.us/dep/srp/regs/agws/agws\\_06.htm](http://www.state.nj.us/dep/srp/regs/agws/agws_06.htm)), qui peut être installé à l'aide d'une tarière à tige creuse, et l'échantillonneur Geoprobe, qui peut être installé à l'aide d'un appareil de forage à poussée directe ([www.geoprobe.com](http://www.geoprobe.com)).

### Fluorescence induite au laser

La fluorescence induite au laser (FIL), parfois désignée sous le nom de fluorescence ultraviolette (FUV), est une technique qui s'appuie sur des lasers à longueur d'ondes fixe (généralement dans l'ultraviolet). Le laser transmet les impulsions optiques dans une fibre optique qui descend dans un train de tiges de forage d'EPC pour rejoindre une fenêtre de saphir de 6,4 mm de diamètre collée sur la tige de sonde, à environ 0,6 mètre au-dessus d'un cône d'EPC standard. La lumière ultraviolette excite les molécules d'hydrocarbures aromatiques présentes dans le sol à la fenêtre et induit leur fluorescence. La lumière émise est transmise vers un détecteur situé à la surface du sol au moyen d'une deuxième fibre optique. L'intensité spectrale de la fluorescence peut être directement reliée à la concentration d'hydrocarbures aromatiques détectée, permettant ainsi de quantifier les concentrations. Dans la pratique, les résultats de FIL sont souvent étalonnés sur le terrain en les comparant à des concentrations contenues dans des échantillons de sol prélevés dans des trous de forage adjacents. La technique de la FIL permet de mesurer des contaminants comme les hydrocarbures pétroliers (p. ex. essence, diesel, kérosène), le goudron de houille, la créosote et tout autre liquide contenant des concentrations importantes d'hydrocarbures aromatiques (p. ex. <http://www.clu-in.org/characterization/technologies/lif.cfm>).

### Sonde MIP

La sonde MIP (membrane interface probe) comprend une membrane semi-perméable collée sur le côté d'un cône. Après avoir poussé le cône à la profondeur souhaitée, la membrane est chauffée pour atteindre une chaleur allant de 100 à 125 °C, ce qui favorise la diffusion des COV présents dans le sol à travers la membrane et vers la sonde où un gaz porteur balaie l'intérieur de la membrane et transporte le gaz vers la surface. Les détecteurs à la surface enregistrent les concentrations de COV dans le gaz ainsi que la conductivité électrique et la température du sol. Les concentrations de COV peuvent être mesurées de manière semi-quantitative au moyen de divers détecteurs comme des détecteurs à photoionisation (DPI), à ionisation de flamme (DIF) ou à capture d'électrons (DCE). Les mesures quantitatives peuvent être effectuées en raccordant le système à un spectromètre de masse.

La sonde MIP est une technique de poussée directe utilisée assez fréquemment pour la quantification *in situ* des concentrations souterraines de composés organiques volatils (COV) et pour détecter la présence de LNAL et de LNAD. Les mesures sont habituellement prises à des intervalles relativement courts (environ 0,3 m), ce qui permet d'obtenir un profil vertical ou un registre de concentrations à diverses profondeurs. Les sites qui suivent présentent divers fournisseurs de cette technologie :

<http://geoprobe.com/mip-membrane-interface-probe>

<http://www.zebraenv.net/mip.htm>.

### Autres techniques

Plusieurs outils ont été mis au point ou sont en cours d'élaboration pour permettre d'obtenir *in situ* des mesures quantitatives de divers composés ou groupes de composés. Nielsen (2006, chapitre 6) présente certains exemples qui sont également mentionnés dans les paragraphes qui suivent :

- détecteurs fluorescents pour repérer les hydrocarbures pétroliers;
- EPC s'appuyant sur la spectroscopie Raman pour détecter divers composés, notamment des métaux et des complexes métalliques, et des LNAD (p. ex. TCE et PCE);
- capteurs de métaux utilisant la méthode par diffraction des rayons X (XRF) ou de la spectroscopie laser;
- capteurs d'explosifs pour caractériser les sols contenant divers explosifs nitroaromatiques.

### 6.4 Information hydrogéologique

Outre la question de l'échelle concernant la présence, la distribution et le devenir des contaminants, le programme de caractérisation des eaux souterraines doit absolument définir les conditions hydrologiques propres au site étudié (p.ex. la présence, l'étendue et les caractéristiques des aquifères et des aquitards [couches semi-perméables], la direction et la

vitesse d'écoulement de l'eau souterraine, etc.). Ces relevés doivent être effectués à une échelle compatible avec la taille des sources de contamination et les panaches qui s'y rattachent ainsi qu'avec la vitesse de migration et d'évolution de ces panaches. Les conditions stratigraphiques des sources et des panaches de contamination existants et des zones possibles de contamination futures doivent être bien définies. Il est également important de bien comprendre les conditions stratigraphiques dans la zone verticale ou dans l'épaisseur du sol contaminé, en mettant tout particulièrement l'accent sur la définition ou l'estimation des contrastes de perméabilité des différentes strates et l'identification des voies préférentielles de migration des contaminants.

L'information hydrogéologique est habituellement obtenue à l'aide de forages, de puits d'observation et de programmes d'essais. Des échantillons de sol et des carottes de roche sont prélevés et utilisés pour décrire les caractéristiques physiques de l'aquifère, tandis que des essais et des mesures hydrauliques sont effectués pour obtenir l'information hydraulique pertinente au sujet de l'aquifère. Les essais sur le terrain peuvent comprendre de simples mesures statiques du niveau de l'eau de la nappe phréatique, le calcul de la surface piézométrique de l'aquifère ou des essais de pompage de l'aquifère qui créent de la pression sur une région de l'aquifère et permettent d'obtenir des estimations des paramètres hydrauliques locaux ou régionaux (p. ex. la conductivité hydraulique, le coefficient d'emmagasinement, etc.). Divers textes permettent d'obtenir plus d'information à ce sujet, notamment Fetter (2001), Domenico et Schwartz (1998) ainsi que Freeze et Cherry (1979).

### 6.4.1 Direction de l'écoulement de l'eau souterraine

Les programmes de caractérisation de la contamination de l'eau souterraine doivent normalement identifier de manière très précise la direction et la vitesse d'écoulement de l'eau souterraine dans chacune des zones de débit d'intérêt. La direction de l'écoulement est généralement établie en mesurant l'élévation de l'eau souterraine dans des puits d'observation installés à divers emplacements d'un même aquifère et en compilant les données recueillies. Ces données permettent en outre d'interpréter correctement les niveaux d'eau, les contours piézométriques et les gradients hydrauliques. Il convient de mesurer les niveaux d'eau sur la période de temps la plus courte possible à cause des incidences du pompage barométrique; par ailleurs, la comparaison des niveaux d'eau mesurés sur de longs intervalles de temps (p. ex. jours ou semaines) ne permet pas de déterminer adéquatement la direction de l'écoulement ni les gradients hydrauliques.

Lorsque les puits se terminent par de longs filtres (p. ex. un mètre ou plus) ou sont installés à différentes profondeurs dans l'aquifère, la présence de gradients hydrauliques verticaux dans l'aquifère peut soulever des problèmes. L'utilisation de données provenant de puits installés dans plusieurs aquifères ou zones d'écoulement des eaux souterraines peut également être source de problèmes. Comme les mesures du niveau de l'eau dans un puits constituent une quasi-moyenne de la charge hydraulique rencontrée dans les intervalles d'achèvement, les cartes en courbes de niveau qui en résultent peuvent présenter des modèles anormaux, inexplicables ou même erronés de charge hydraulique et d'écoulement de l'eau souterraine. La construction inadéquate des puits permet parfois l'écoulement de l'eau souterraine entre deux zones et donc, dans certains cas, la migration de contaminants entre ces zones.



Outre les problèmes potentiels liés à l'utilisation de longs filtres de puits, la présence de LNAL dans un puits peut aussi produire des mesures erronées de l'élévation de l'eau. Lorsqu'une quantité importante de LNAL flotte à la surface de l'eau, il est nécessaire de soustraire l'élévation de LNAL pour établir l'élévation réelle de l'eau souterraine en tenant compte de la différence de densité entre le LNAL et l'eau souterraine. Comme le souligne le SABCS (2006), l'élévation de l'eau peut être calculée à l'aide de la densité relative de l'hydrocarbure par rapport à l'eau ( $\rho_{ro}$ ), de l'élévation de l'interface eau-hydrocarbure ( $Z_{ow}$ , m) et de l'épaisseur de LNAL mesurée dans le puits ( $H_o$ , m). L'élévation théorique de l'eau ( $Z_{aw}$ , m) dans un puits contenant du LNAL peut être estimée de la façon suivante :

$$Z_{aw} = Z_{ow} + (\rho_{ro}H_o) \quad [6-1]$$

Il importe de souligner que l'épaisseur de LNA mesurée dans un puits d'observation est généralement plus élevée que la hauteur réelle de LNA présent dans la zone saturée. L'API (2003) aborde cette question de manière plus approfondie.

Il est possible d'identifier et même d'éviter ces écueils sur le terrain en préparant des coupes stratigraphiques bidimensionnelles ou une visualisation bidimensionnelle ou tridimensionnelle de l'information stratigraphique et hydrogéologique recueillie sur le terrain. L'utilisation de ce type d'évaluation et d'interprétation des données sur le terrain et la mise à jour régulière du MCS permettent de déceler les problèmes et de prendre des décisions efficaces sur le terrain en temps opportun. Lorsqu'un problème potentiel est identifié, des mesures peuvent être prises sur le plan de la conception pour éviter que les zones d'écoulement communiquent entre elles (p. ex. utilisation de filtres de puits de petite taille, conception des puits de manière à surveiller des profondeurs précises ou une seule zone d'écoulement de l'aquifère, utilisation de méthodes de caractérisation de remplacement, etc.). Lorsqu'on constate sur le terrain que deux zones d'écoulement communiquent entre elles ou semblent communiquer entre elles, il est généralement préférable de retirer promptement les installations du puits pour éviter toute contamination croisée future.

### 6.4.2 Vitesse de l'eau souterraine

La vitesse de l'eau souterraine (vitesse à laquelle l'eau se déplace réellement) est généralement établie à l'aide d'un modèle analytique simple qui est une variante de l'équation de Darcy :

$$v = K * i / n \quad [6-2]$$

où  $v$  représente la vitesse d'advection estimée de l'eau souterraine (également appelée vitesse moyenne de pore),  $K$  la conductivité hydraulique de la formation,  $i$  le gradient hydraulique et  $n$  la porosité réelle de l'aquifère. Parmi ces variables,  $n$  se situe généralement dans un éventail de 0,2 à 0,5 (Freeze et Cherry, 1979) et est rarement mesurée. Le gradient hydraulique,  $i$ , est fréquemment calculé en s'appuyant sur de simples mesures des niveaux statiques de l'eau souterraine dans les puits d'observation. Lorsque la direction de l'écoulement est estimée adéquatement, les données de courbe de niveau peuvent servir d'estimation fiable de  $i$ . La conductivité hydraulique,  $K$ , peut être mesurée à l'aide de diverses méthodes, selon le niveau de certitude requis. Voici une liste de méthodes fréquemment utilisées :

- utilisation de *valeurs « théoriques »* fondées sur des descriptions de types de sols, sans essais sur le terrain (méthode la plus simple présentant le plus d'incertitude);
- utilisation de *relations empiriques* tirées des relations entre la granulométrie et la conductivité hydraulique (p. ex. méthode de Hazen telle que décrite par Freeze et Cherry, 1979, et Fetter, 2001) (méthode peu fiable pour les sols comportant plus qu'un faible pourcentage de matière fine);
- *essais dans un puits unique* ou essais à niveau variable, qui sont des essais effectués sur le terrain à divers puits d'observation en vue d'obtenir de l'information au sujet de la conductivité hydraulique horizontale au niveau du filtre de puits;
- *essais en laboratoire à l'aide d'un perméamètre*, effectués sur de petits échantillons de matière (généralement quelques centimètres de longueur). Plusieurs essais peuvent être requis pour estimer la conductivité hydraulique sur une grande échelle);
- *essais de pompage*, effectués dans des puits individuels en surveillant la diminution du niveau de l'eau dans d'autres puits (cette méthode couvre une plus vaste étendue de l'aquifère que les essais dans un puits unique et fournit généralement de l'information plus utile et plus fiable);
- *analyse de l'effet des marées*, les changements de niveaux d'eau causés par l'effet des marées sont surveillés et utilisés pour estimer la conductivité hydraulique (comme dans le cas des essais de pompage, l'analyse de l'effet des marées fournit des estimations assez fiables et à grande échelle de la conductivité hydraulique);
- *essais à l'aide d'un traceur*, le temps de déplacement d'un traceur dans les eaux souterraines (généralement un anion inorganique comme le chlorure) est suivi pendant un certain temps et utilisé pour estimer la vitesse de déplacement de l'eau souterraine (généralement la meilleure méthode pour estimer la vitesse).

Chacune des variables utilisées pour estimer la vitesse de l'eau doit être définie avec un certain niveau de certitude (p. ex. plus ou moins 20 %, 100 %, ordre de grandeur, etc.) afin que l'incertitude dans les estimations de vitesse, habituellement présentée sous forme d'éventail, puisse être suffisamment limitée pour faciliter la prise de décision. Dans le calcul de la vitesse de l'eau souterraine, *i* et *n* présentent relativement peu d'incertitude par rapport aux estimations de *K*, qui varient fréquemment par des facteurs de deux à dix ou plus dans un aquifère de manière verticale et latérale. Comme cela a été indiqué précédemment, les méthodes les plus sophistiquées (et généralement les plus coûteuses) pour estimer *K* fournissent habituellement un niveau de certitude plus élevé que les méthodes plus simples.

Dans de nombreux cas d'évaluation de sites, il n'est pas nécessaire d'obtenir des évaluations très précises de la vitesse de l'eau souterraine, et les évaluateurs peuvent utiliser des méthodes moins coûteuses pour obtenir une estimation. Par exemple, des approximations plus grossières peuvent être suffisantes lorsque le récepteur souterrain le plus rapproché se situe à plusieurs kilomètres et que le sol présente une granulométrie fine, donc de faible conductivité. Dans de tels cas, des

estimations brutes de la conductivité hydraulique (p. ex. des valeurs théoriques pour différentes classes de sol) et des mesures de gradients hydrauliques peuvent être suffisantes pour cerner la question de la vitesse de l'eau souterraine.

Lorsqu'il est nécessaire d'obtenir une plus grande certitude, notamment lorsque le temps de déplacement vers un récepteur est d'une importance critique, il faut utiliser des méthodes plus sophistiquées comportant des limites d'incertitudes plus strictes.

Lorsque le récepteur est situé à une certaine distance hydraulique en aval du site, il faut également procéder à une évaluation du gradient hydraulique et des caractéristiques hydrauliques de l'aquifère (p. ex.  $K$  et  $n$ ) qui servira de voie de transport aux contaminants. Lorsque les caractéristiques ne sont pas connues ou ne peuvent être estimées de manière raisonnable, il faudra alors vraisemblablement procéder à une étude sur le terrain.

### 6.5 Surveillance et réseau de surveillance

La surveillance de l'eau souterraine a souvent pour but d'obtenir un portrait instantané de la situation existante dans un aquifère, tandis que l'installation d'un réseau de points de surveillance ou de puits peut jouer un rôle de « sentinelle » afin de surveiller la progression ou de confirmer l'absence de contaminants particuliers à un emplacement précis ou encore d'établir des tendances temporelles au sujet du comportement d'un panache de contamination. La conception des puits d'observation et d'un réseau de puits doit se faire en portant une attention particulière aux conditions hydrostratigraphiques locales et au récepteur qui peut éventuellement recevoir des eaux souterraines contaminées ou y être exposé.

#### 6.5.1 Longueur des filtres de puits et intervalles d'achèvement des puits

Les puits d'approvisionnement en eau souterraine situés dans les milieux poreux et rocheux sont généralement conçus pour extraire de l'eau de qualité acceptable à un débit élevé soutenable. Ces puits possèdent habituellement des filtres de plus d'un mètre de longueur et peuvent, dans certains cas, posséder des filtres à divers intervalles le long du trou de forage interceptant parfois de l'eau provenant de multiples zones aquifères. Bien que ces puits soient conçus pour maximiser la productivité, ils n'interceptent pas toujours toutes les zones productives dans un système d'aquifère donné. Comme la qualité de l'eau souterraine de ces puits représente une condition moyenne, il est important que les données de caractérisation soient acquises à une plus petite échelle que celle des puits d'approvisionnement afin de bien comprendre l'effet de la moyenne. Les variations verticales et les tendances dans la distribution spatiale de la contamination doivent être évaluées et prises en compte dans le cadre du programme de caractérisation.

Dans les faits, cela signifie que l'intervalle maximal de contrôle dans les puits servant à la caractérisation des sites devrait correspondre à la plus courte longueur de filtres généralement utilisés dans les puits d'approvisionnement. Cet intervalle devrait même idéalement être beaucoup plus court que les filtres utilisés pour les puits d'approvisionnement. En outre, au moins un des puits du réseau de surveillance devrait être placé dans l'intervalle de profondeur à l'endroit où les concentrations dans l'aquifère sont les plus élevées afin que la pertinence de

toutes moyennes des conditions chimiques de l'aquifère soient bien comprise et prise en compte du point de vue de la gestion des risques.

À moins de pouvoir s'appuyer sur une justification propre à un site donné, les longueurs maximales des filtres de puits d'un réseau de surveillance devraient respecter les directives énoncées à l'encadré 6-2 :

Au moment du choix de la longueur des filtres de puits d'observation mis en place dans le cadre d'un programme de caractérisation, les intervalles surveillés devraient être suffisamment courts pour permettre de calculer la contamination sur une échelle des hauteurs dans le but de prédire de manière raisonnable les concentrations qui pourraient atteindre un récepteur donné. Par exemple, lorsque les récepteurs potentiels sont des puits d'approvisionnement de conception incertaine, il est important de tenir compte des variations qui peuvent exister dans la conception des divers puits et de leurs positions variables dans l'aquifère pour prédire les concentrations qui pourraient éventuellement atteindre les récepteurs. Aux fins du présent guide, les ***intervalles de surveillance devraient être d'une longueur maximale de 1,5 m***. Ainsi, lorsque les puits d'approvisionnement qui sont des récepteurs potentiels possèdent de longs filtres (p. ex. plusieurs mètres de longueur), le programme de caractérisation du site devrait utiliser des intervalles de surveillance de 1,5 m ou moins pour fournir des données à une échelle qui permet de faire des prédictions raisonnables au sujet des récepteurs potentiels. Comme chaque site est unique, il faut s'attendre à des variations par rapport à ces valeurs par défaut. Toutefois, ***tout écart par rapport aux valeurs par défaut doit être noté, et des explications doivent être fournies sur les conséquences de ces écarts relativement au degré d'incertitude de l'ensemble de données.***

Les progrès réalisés dans le domaine des techniques par poussée directe permettent d'obtenir un profil vertical détaillé de la chimie des eaux souterraines, car il est maintenant beaucoup plus facile de recueillir des données à des intervalles de 0,3 m ou moins. D'autre part, l'analyse d'échantillons ponctuels de sol à l'aide de méthodes d'échantillonnage *in situ* (p. ex. à l'aide de la sonde MIP ou par FIL) ou *ex situ* à des intervalles rapprochés (p. ex. 0,3 m ou moins) peut également être utilisée pour établir de manière efficace des profils verticaux des concentrations relatives présentes dans les eaux souterraines. Cette information peut être combinée aux données chimiques concernant l'eau souterraine provenant des puits d'observation classiques afin de prédire de manière semi-quantitative la qualité de l'eau qui peut être obtenue de puits possédant des filtres plus courts ou de puits placés à différents emplacements et à différentes profondeurs de l'aquifère.

### **ENCADRÉ 6-1 : Longueurs de filtres de puits recommandées**

#### **Longueur maximale des filtres de puits – Phases initiales d’une étude sur le terrain**

À la suite de l’analyse rétrospective du site (phase I de l’EES), il est possible dans le cadre de la phase initiale sur le terrain d’avoir recours à des méthodes d’évaluation qui permettront de repérer la présence de contaminants potentiels ou réels dans l’eau souterraine. Ces méthodes peuvent notamment comprendre le forage et la diagraphie d’un trou de forage « stratigraphique » situé à l’extérieur des zones potentielles de contamination dans le but d’établir les conditions stratigraphiques propres au site et d’identifier des intervalles cibles pour l’achèvement des puits. Il est recommandé de limiter l’utilisation du filtre de puits à l’unité stratigraphique touchée pour

éviter de créer une voie de contamination vers d’autres unités stratigraphiques. En tenant compte des informations propres à chaque site, les *intervalles de profondeur surveillés dans chaque aquifère pendant la phase d’évaluation peuvent varier de quelques centimètres à quelques mètres*, bien qu’il faille se rappeler qu’une certaine dilution des composantes se produira vraisemblablement en présence des filtres de puits plus longs.

Lorsque les intervalles d’achèvement de puits excèdent 1,5 m, les données chimiques provenant des échantillons prélevés dans ces puits ne doivent pas être comparées directement avec les normes et les critères de qualité de l’eau souterraine en raison du **phénomène de dilution**. Les puits qui possèdent de longs intervalles de filtres (p. ex. des intervalles excédant 1,5 m) et qui ne sont plus nécessaires devraient être rapidement abandonnés et démantelés pour éviter les risques de contamination croisée.

#### **Longueur maximale des filtres de puits – contamination soupçonnée ou confirmée**

Lorsque la contamination est soupçonnée ou confirmée, les activités de caractérisation du site mettent habituellement l’accent sur la définition de la présence et de l’étendue de la contamination dans un aquifère ou dans plusieurs aquifères séparés verticalement. En l’absence d’informations précises sur le site, les intervalles de profondeur surveillés dans chaque aquifère devraient mesurer *1,5 m ou moins*, incluant la longueur du filtre de puits et la couche filtrante. Il est préférable d’utiliser des intervalles plus courts, de *0,3 m ou moins*, afin que l’effet de moyenne attendu à un récepteur comme un puits d’approvisionnement puisse être mesuré. Dans le cas des aquifères d’une profondeur de plus d’un mètre ou deux, la possibilité d’installer de multiples puits dans des nids de puits ou de dresser un profil vertical de l’eau souterraine devrait être envisagée pour définir les conditions dans toute l’épaisseur de l’aquifère. Lorsque la surveillance porte sur les LNAL ou lorsqu’elle est effectuée à des fins d’évaluation des infiltrations de vapeur, la longueur du filtre ne doit pas s’étendre au-delà d’une profondeur d’un mètre en dessous du niveau saisonnier ou du niveau à marée basse de l’aquifère pour faire en sorte que les données soient représentatives des concentrations présentes dans les eaux souterraines à proximité de la nappe phréatique.

#### **Profils verticaux**

Les profils verticaux des données chimiques de l’eau souterraine sont forts utiles dans le cadre de l’évaluation des risques, et peuvent être utilisés pour :

- déterminer la zone d’eau souterraine possédant le niveau de concentration le plus élevé dans l’aquifère;
- évaluer l’effet de moyenne attendu dans un puits d’approvisionnement;
- justifier l’utilisation de filtres de puits plus longs lorsque l’effet de moyenne et les tendances verticales ont été établis.

Des *intervalles de filtres plus longs* peuvent être utilisés lorsque l'échantillonnage de reconnaissance s'avère approprié ou lorsque les coûts sont prohibitifs, dans la mesure où le risque de contamination croisée est pris en considération dans le but de le minimiser. Toutefois, en l'absence de justification à l'appui, les résultats chimiques ne doivent *pas* être considérés directement comparables aux normes et aux critères applicables en raison des effets de dilution.

### 6.5.2 Espacement horizontal des points de données

Sur le plan horizontal, l'espacement des points de données chimiques obtenues à l'aide de puits d'observation ou par d'autres moyens doit être suffisant pour établir les limites d'un panache de contaminant à une échelle appropriée. Afin d'établir les échelles appropriées, le présent guide présume que la dispersion latérale du panache est minimale tandis que la dispersion longitudinale est importante et dépend à la fois de la vitesse et de l'échelle. En vertu de ces hypothèses, l'échelle choisie pour délimiter la largeur des panaches potentiels doit être compatible avec la taille de la source de contaminants de chaque ZPE. Prenant l'exemple d'une ZPE d'au moins 5 m de diamètre, un espacement des puits d'environ 5 m est approprié. L'échelle appropriée pour établir et surveiller l'étendue du panache dépend fortement de la vitesse de l'eau souterraine, de la vitesse de dispersion du contaminant et de la taille du panache et doit être établie suite à l'obtention d'estimations raisonnables de ces paramètres.

La dispersion est beaucoup plus importante dans la direction longitudinale, et la précision avec laquelle l'étendue de la contamination longitudinale est établie peut être influencée par plusieurs contraintes et types de données. Par exemple, il peut être nécessaire d'établir la présence ou l'absence de contamination à certaines limites bien précises du site étudié ou dans des récepteurs potentiels ou encore de quantifier la vitesse de déplacement du contaminant. Les vitesses qui sont estimées en s'appuyant sur l'étendue connue du panache provenant de la source et le moment de la contamination initiale peuvent souvent être utilisées pour estimer le temps de parcours vers le récepteur le plus rapproché à un niveau de confiance relativement élevé. Dans un tel cas, une meilleure définition de l'étendue du panache permettra vraisemblablement d'obtenir une meilleure estimation de la vitesse.

La figure 6-3 présente un exemple de site où les données ont été obtenues à une échelle inappropriée pour établir de manière adéquate les emplacements et l'étendue de la source originale de contamination et des panaches qui s'y rattachent. Les limites établies à l'aide de différentes hypothèses d'interpolation, mais d'un ensemble de données identiques, aboutissent à des interprétations souvent très différentes de la chimie de l'eau souterraine. L'installation de puits d'observation beaucoup plus rapprochés sur le site serait nécessaire pour bien mesurer la contamination à des fins d'assainissement du site ou de gestion des risques.

En l'absence d'informations concernant l'étendue de la source de contamination sur un site et la vitesse de l'eau souterraine, les directives contenues à l'encadré 6-3 s'appliquent.

### **ENCADRÉ 6-3 : Espacement recommandé des puits**

#### **Espacement minimal horizontal – phases initiales de l'étude**

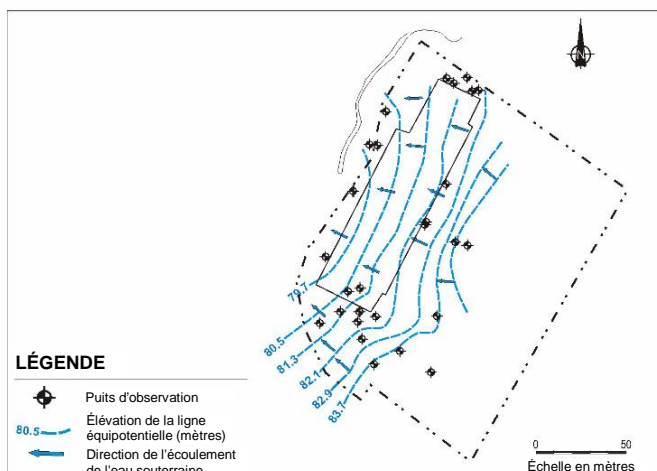
Au cours de la phase initiale de l'étude, les emplacements des puits d'observation doivent être choisis dans le but d'intercepter les concentrations les plus élevées de contaminants potentiels s'écoulant de chacune des zones sources potentielles. Toutefois, puisque la direction de l'écoulement de l'eau souterraine n'a généralement pas encore été établie de manière précise à cette étape et que l'existence et l'étendue de chacune des zones de contamination ne sont probablement pas connues, les méthodes d'évaluation (p. ex. puits avec de longs intervalles de filtres, choix des emplacements s'appuyant sur la géophysique, relevés des vapeurs du sol, topographie locale ou géologie du substratum rocheux) sont parfois appropriées.

Les données obtenues au moment de l'évaluation préalable doivent presque toujours être examinées avec prudence et ne doivent généralement pas être considérées concluantes lorsqu'elles indiquent l'absence de contamination. Par exemple, des différences subtiles entre la direction présumée et la direction réelle de l'écoulement de l'eau souterraine et les effets de dilution résultant de l'utilisation de filtres de puits relativement longs peuvent mener à des conclusions erronées concernant la présence de niveaux de contamination faibles, mais détectables. Afin d'éviter ces écueils, la direction de l'écoulement de l'eau devrait être établie pendant les phases initiales de l'étude, et les données recueillies devraient être utilisées pour confirmer les emplacements d'échantillonnage optimaux par rapport à l'emplacement présumé des concentrations les plus élevées. En outre, les données relatives à la qualité de l'eau souterraine doivent être considérées « préliminaires ». **En plus de l'absence (c.-à-d. la non-détection) de contaminants potentiellement préoccupants ou de la présence de contaminants à des concentrations moindre qu'un dixième des normes ou des critères applicables, il sera nécessaire d'évaluer de manière plus approfondie les voies d'écoulement de l'eau souterraine.**

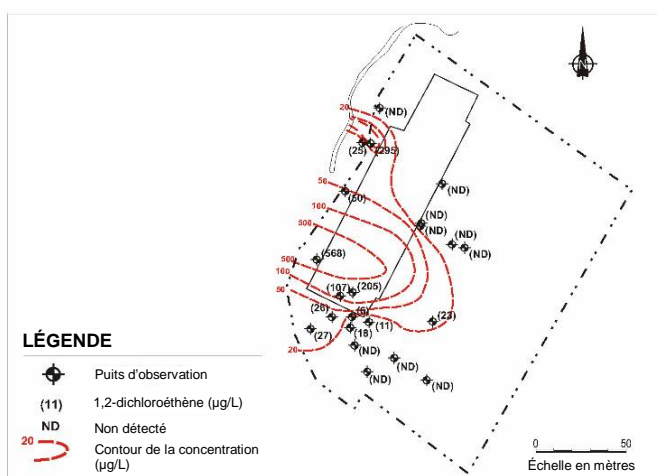
#### **Espacement minimal horizontal – contamination soupçonnée ou confirmée**

Lorsque la contamination est soupçonnée ou confirmée et que la direction de l'écoulement de l'eau souterraine a été établie, l'espacement horizontal des puits ou de points de données similaires devrait se situer dans un ordre de grandeur de **20 à 50 m en direction longitudinale** (en suivant la direction prévue de l'écoulement de l'eau souterraine) et de **10 à 20 m transversalement**. Il peut y avoir des exceptions, par exemple lorsque de vastes sources de contamination sont connues ou lorsque l'aquifère est relativement homogène et que la vitesse d'écoulement de l'eau souterraine est élevée. Dans de tels cas, des justifications propres au site étudié doivent être présentées pour expliquer l'espacement des puits.

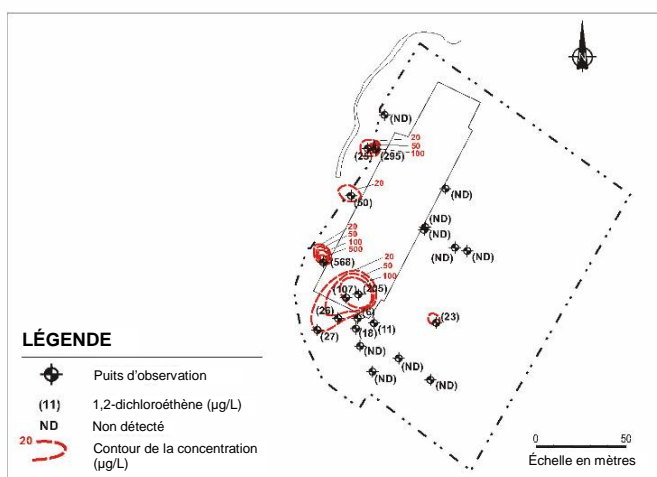
Lorsque les emplacements et la taille des différentes sources de contamination de l'eau souterraine ont été déterminés, l'espacement latéral doit alors être ajusté en tenant compte de cette information. Après avoir choisi l'échelle définitive qui sera utilisée dans le cadre de l'étude, il est alors nécessaire d'évaluer l'incertitude qui serait liée au fait de ne pas détecter un panache relativement étroit et les conséquences que cela pourrait avoir sur les prédictions de la qualité de l'eau. Cette information doit être intégrée dans le rapport d'évaluation et communiquée à l'évaluateur de risques.



A



B



C

**Figure 6-3 : A. Plan illustrant les contours d'élévation de la surface piézométrique d'un site. B et C. Plans illustrant les contours de cis-1,2-dichloroéthène dans l'eau souterraine. (prendre note que les dessins utilisent le même ensemble de données, mais s'appuient sur des hypothèses d'interpolation différentes)**



Dans le cas des programmes de caractérisation de l'eau souterraine visant à définir l'étendue de zones sources pouvant se transformer en vapeurs dans la zone vadose, une échelle de résolution beaucoup plus petite, de l'ordre de 5 m ou moins, est généralement nécessaire pour déterminer l'étendue de la zone et évaluer les risques. Les conditions propres à chaque site permettront d'établir l'échelle la plus appropriée.

La résolution de la taille des panaches à plus petites échelles diminuera l'incertitude et permettra d'obtenir un niveau de confiance plus élevé concernant les prédictions de concentrations. Outre l'installation de puits d'observation et l'échantillonnage effectué à l'aide de ces puits, d'autres méthodes peuvent contribuer à réduire l'incertitude, notamment :

- l'utilisation de techniques de poussée directe, comme la sonde MIP ou la FIL;
- les essais de pompage de l'eau souterraine pour évaluer et échantillonner de plus grands volumes de matériel de l'aquifère qui peuvent être obtenus à l'aide de points d'échantillonnages précis (il convient d'être prudent en présence de contaminants en phase libre);
- l'utilisation de techniques géophysiques pour cartographier certains types de panaches (p. ex. des panaches à conductivité très élevée comme des sels dissous situés dans des nappes phréatiques peu profondes);
- des relevés de vapeurs du sol servant à cartographier de manière plus précise les zones sources associées à des COV comme les LNA.

### 6.5.3 Espacement vertical des points de données

Sur le plan vertical, la résolution des panaches d'eau souterraine doit être établie de manière compatible avec l'échelle d'utilisation de l'eau souterraine, comme la longueur du filtre d'un puits d'approvisionnement en eau souterraine. En outre, il est nécessaire dans le cadre du processus de caractérisation d'un site de tenir compte de l'échelle des couches stratigraphiques existantes ainsi que de la présence et de l'évolution des panaches de contaminants qui sont rencontrés et qui migrent à travers les différentes couches. En l'absence d'informations antérieures concernant le site étudié, les données servant à définir et à délimiter l'étendue et l'épaisseur d'une panache doivent provenir d'emplacements *séparés verticalement par moins d'un mètre* entre le fond d'un puits et le dessus du prochain puits dans un aquifère donné. Lorsque des puits d'observation sont utilisés, il est important de choisir de petits intervalles de surveillance pour éviter la contamination croisée entre les aquifères ou même entre des couches stratigraphiques d'un même aquifère.

## 6.6 Données de terrain et de laboratoire

Plusieurs types d'informations au sujet de l'eau souterraine s'obtiennent plus facilement sur le terrain qu'au laboratoire d'analyse, dans la mesure où ces données sont obtenues par du personnel bien formé qui utilise des procédures et des protocoles acceptables. D'importantes mesures comme le pH de l'eau souterraine, la température, l'oxygène dissous, le potentiel redox, la conductivité électrique et l'alcalinité doivent être obtenues sur le terrain, car elles sont sujettes

à des changements significatifs et souvent rapides lorsque l'eau souterraine a été retirée du sol. Ces données et ces procédures doivent être notées dans le rapport d'évaluation, car elles sont souvent essentielles pour l'interprétation des conditions du site.

Ces mesures et d'autres qui peuvent être facilement obtenues sur le terrain peuvent fournir de l'information très utile à la personne chargée de l'étude concernant la conduite du programme sur le terrain. Par exemple, la conductivité électrique est mesurée à l'aide d'une sonde et fournit une estimation rapide du contenu de solides dissous, ce qui sert parfois d'excellent indicateur de la force d'un panache composé de lixiviats de décharge. Les concentrations de vapeurs organiques totales mesurées dans l'espace de tête d'un contenant hermétique renfermant un échantillon d'eau souterraine à l'aide d'un appareil de mesure de vapeurs organiques permettent souvent d'obtenir une estimation rapide des concentrations de substances chimiques organiques volatiles présentes dans l'échantillon d'eau. En plus de ces données, plusieurs types de mesures directes de la chimie du sol et de l'eau souterraine peuvent être obtenus à l'aide de techniques de poussée directe comme la FIL ou l'utilisation d'une sonde MIP (voir le tableau 6.1).

### 6.6.1 Développement d'un puits

Lorsque des données doivent être obtenues à l'aide d'échantillons provenant de puits d'observation, il est important de développer le puits rapidement après son installation afin de retirer les fluides possiblement introduits dans le puits pendant le forage et les particules qui ont pu être entraînées dans le puits et la couche filtrante. Toutefois, le développement d'un puits ne doit pas être fait avant qu'une période de 24 heures se soit écoulée après son installation afin d'assurer l'hydratation adéquate du scellant (bentonite) et l'assèchement du coulis. Certaines des méthodes les plus courantes comprennent : a) l'utilisation d'un piston de refoulement pour vider et propulser l'eau du filtre de puits vers la surface; b) le surpompage pendant une courte période de temps avant de passer à l'utilisation d'une pompe submersible; c) l'extraction par air comprimé des fluides en injectant de l'air au moyen d'un compresseur dans un tube descendant qui amène l'air à proximité du fond du puits. Le développement doit être effectué par des personnes d'expérience pour éviter de compromettre l'intégrité du puits et de la formation. L'eau de développement devrait être stockée en attendant de pouvoir en vérifier la conformité, puis rejetée.

### 6.6.2 Purge du puits et échantillonnage

Suite au développement d'un puits, il est peu probable que le puits d'observation soit en équilibre avec les conditions du milieu géologique environnant. Par exemple, la couche

#### **Temps d'arrêt entre le développement d'un puits et le début de l'échantillonnage**

Un délai d'au moins une semaine devrait normalement s'écouler avant de commencer l'échantillonnage de l'eau souterraine dans un puits d'observation nouvellement installé. Lorsqu'un délai plus court est souhaité ou requis, les données obtenues doivent être considérées « préliminaires » jusqu'à ce qu'un deuxième échantillon puisse être collecté et analysé une semaine plus tard afin de confirmer ou de modifier cet ensemble de données. Pour plus de certitude, surtout lorsque les décisions doivent être prises en se fondant sur l'absence de contamination, au moins deux échantillons obtenus à des dates différentes, espacés d'au moins un mois, doivent être analysés pour vérifier la présence des composantes préoccupantes.

de sable filtrant située entre le puits et la formation géologique peut ne pas être en équilibre géochimique, ou des gaz ont pu être introduits lorsque des méthodes de forage à l'air rotatif ont été utilisées. De plus, les LNA possiblement présents dans la formation n'ont probablement pas atteint un nouvel équilibre statique par rapport au puits, à la géométrie des pores et aux pressions hydrauliques à la suite du forage. Dans des sols argileux compacts, le développement de puits peut entraîner des délais d'au moins une semaine pour permettre l'alimentation du puits. Afin de réduire l'incertitude au sujet des ensembles de données de surveillance, il est de pratique courante d'attendre au moins une semaine (et si possible deux semaines) après l'installation du puits avant de prélever des échantillons. Toutefois, dans certaines circonstances, des résultats quasi immédiats sont requis. La pratique recommandée par le présent guide est expliquée ci-dessous.

Au moment de l'échantillonnage, l'eau souterraine est habituellement retirée du puits par un processus de *purge*, et les mesures sur le terrain sont contrôlées pendant un certain temps avant de procéder au prélèvement d'échantillons. Lorsqu'elles ont été stabilisées, les mesures permettent de vérifier si l'eau souterraine se trouve dans un état représentatif de manière à obtenir des échantillons représentatifs qui pourront faire l'objet d'une analyse chimique.

La pratique la plus courante pour obtenir des mesures de terrain (p. ex. pH, conductivité, température et autres) consiste à placer des sondes dans des cellules d'écoulement. Pendant que l'eau pompée à partir d'un puits d'observation traverse la cellule, des mesures de chaque variable sont obtenues à l'aide d'instruments étalonnés attachés à des sondes. La stabilisation des paramètres de terrain indique généralement l'atteinte de conditions de quasi-équilibre et permet de croire que les échantillons subséquents devraient être représentatifs de l'aquifère. En l'absence de cellule d'écoulement, il faut faire preuve de prudence afin de minimiser les possibilités d'exposition de l'eau à l'atmosphère avant la prise de mesures. Une exposition de quelques secondes à peine à l'atmosphère peut altérer de manière significative les lectures de variables comme l'oxygène dissous.

Selon la pratique usuelle, la purge consiste à retirer de trois à cinq « volumes de puits » avant l'échantillonnage; le volume de puits correspondant au volume d'eau stagnante du puits. Certains praticiens incluent également dans la purge le volume d'eau entraîné dans la couche de sable filtrant et dans l'espace annulaire entre le filtre de puits et la paroi du trou de forage. Les deux méthodes sont acceptables dans la mesure où la pratique est constante d'un puits à l'autre et dans les différentes campagnes d'échantillonnage. Les méthodes utilisées et les volumes purgés doivent être inscrits dans le rapport d'évaluation du site.

Dans de nombreuses évaluations de site, les objectifs du projet requièrent l'installation de puits d'observation dans des formations de perméabilité relativement faible (p. ex. argile et silts ou roche fracturée). La purge de ces puits est parfois difficile et a souvent pour effet d'assécher les puits. Dans de telles situations, il est recommandé de purger les puits lentement et de manière prudente afin *d'éviter la déshydratation du filtre de puits* (Puls et Barcelona, 1996). L'eau de purge doit être surveillée pour noter les paramètres de terrain. Les niveaux de l'eau dans le puits doivent être enregistrés au début et à la fin du processus de purge, et on doit laisser au niveau d'eau le temps de se rétablir avant de procéder à l'échantillonnage. Comme le rétablissement du niveau de l'eau peut prendre quelques heures ou quelques jours, il faut être bien conscient que

l'eau échantillonnée a vraisemblablement établi un équilibre total ou partiel avec les conditions atmosphériques et qu'il est peut-être impossible d'obtenir un échantillon d'eau souterraine vraiment représentatif. Plus particulièrement, les concentrations de substances chimiques organiques volatiles peuvent être substantiellement plus faibles dans l'échantillon que dans l'eau souterraine, et les composantes comme les métaux peuvent être biaisées à la baisse en raison des précipitations.

Compte tenu de l'effet de moyenne qui se produit dans le puits au moment de l'échantillonnage, tel que mentionné précédemment (6.1.1), il est important de reconnaître que l'obtention de mesures de terrain stables (conductivité, température, turbidité et pH) constituera vraisemblablement un indice de l'atteinte de conditions quasi équilibrées dans le puits. Les échantillons d'eau souterraine obtenus après une purge représentent un mélange d'eaux de formations diverses qui pénètrent le filtre de puits en provenance des diverses zones perméables rencontrées au niveau du filtre de puits ou de la couche filtrante du puits. Des purges et des techniques d'échantillonnage uniformes permettent de stabiliser le processus de mélange tout en favorisant des mesures de terrain stables.

Lorsque les conditions du puits sont jugées stables, différentes méthodes acceptables d'échantillonnage sont disponibles pour prélever des échantillons d'eau souterraine. Plusieurs de ces méthodes sont brièvement décrites ci-dessous.

- **Méthodes classiques d'échantillonnage** – Les méthodes d'échantillonnage les plus courantes pour prélever des échantillons d'eau souterraine comprennent notamment l'utilisation de soupapes, de pompes à inertie (p. ex. Waterra<sup>MC</sup>), de pompes à vessie et de pompes électriques submersibles installées au fond du puits. Lorsqu'elles sont utilisées de manière conventionnelle, les pompes purgent de trois à cinq fois le volume d'eau du puits avant de procéder au prélèvement d'échantillons. Les paramètres de terrain, comme cela a été indiqué dans les paragraphes précédents, sont supervisés afin de vérifier que les conditions représentatives de l'eau souterraine ont été atteintes. Dans des formations présentant une faible perméabilité, il n'est pas toujours possible de retirer au moins trois fois le volume d'eau du puits. Il faut alors retirer un moindre volume d'eau ou utiliser des méthodes d'échantillonnage de remplacement en reconnaissant que l'échantillon ne représente pas nécessairement les véritables conditions de l'eau souterraine. Lorsque la purge est terminée, les échantillons sont recueillis dans des contenants d'échantillons, en y ajoutant au besoin un agent de préservation avant leur transport (habituellement dans un contenant réfrigéré) vers le laboratoire d'analyse.
- **Purge et échantillonnage à faible débit** – La purge et l'échantillonnage à faible débit font référence à la procédure qui limite le débit de l'eau à l'aide d'un filtre de puits pendant le pompage, entraînant ainsi moins de perturbations au niveau du filtre de puits et la production d'un plus faible volume d'eau de purge avant d'obtenir des échantillons stables et représentatifs de l'eau souterraine. Les techniques les plus courantes comprennent l'installation d'un tube ou de la prise d'eau d'une pompe (p. ex. péristaltique, à vessie, centrifuge, électrique à vitesse variable à faible débit et submersible) au niveau du filtre de puits et le pompage de l'eau provenant de la formation à un rythme de 100 à 500 mL/minute (Puls et Barcelona, 1996). Il faut éviter de pomper plus d'un litre par minute. Les niveaux

d'eau sont généralement surveillés pendant la purge afin de s'assurer qu'une baisse minimale (environ dix centimètres ou moins de préférence) est obtenue. Au moment d'un échantillonnage à faible débit, la prise d'eau de l'appareil d'échantillonnage est réglée à faible vitesse afin de minimiser la baisse du niveau d'eau du puits, minimisant par le fait même le stress hydraulique et la perturbation sur le puits et la formation géologique adjacente. Les échantillons prélevés à la suite d'un abaissement plus important du niveau de l'eau (c'est-à-dire plus de dix centimètres) peuvent être acceptables, quoique le stress hydraulique imposé sur la formation au niveau du filtre du puits puisse produire des échantillons perturbés (p. ex. turbides). Dans le cas des puits situés dans des formations de faible perméabilité, il peut être nécessaire d'effectuer la purge à un très faible débit (c.-à-d. moins de 100 mL/minute), en évitant de déshydrater le filtre du puits (Puls et Barcelona, 1996). Si le risque de déshydratation demeure une préoccupation, des méthodes de remplacement, comme l'échantillonnage passif sans purge décrit ci-dessous, doivent être envisagées. Lorsque cela est possible, l'échantillonnage à faible débit est préférable à l'utilisation de procédures classiques (p. ex. écopés à bille [*bailers*] ou pompes à inertie), car cela minimise à la fois les perturbations au niveau du filtre de puits pendant l'échantillonnage, les pertes dues à la volatilisation et la remise en circulation des matières colloïdales. Cette procédure réduit également le volume et la manutention de larges volumes d'eau de purge. Le MOR n° 3 propose une procédure d'échantillonnage à faible débit.

- **Échantillonnage sans purge** - L'échantillonnage sans purge fait référence à des procédures d'échantillonnage qui ne nécessitent pas de purge avant le prélèvement des échantillons. À titre d'exemple, citons la micropurge, où seul le tube d'échantillonnage d'une pompe péristaltique est purgé avant le prélèvement d'échantillons, ainsi que l'échantillonnage ponctuel (p. ex. Hydrasleeve<sup>MC</sup>, [www.hydrasleeve.com](http://www.hydrasleeve.com); et Snap Sampler<sup>MC</sup>, [www.snapsampler.com](http://www.snapsampler.com)), où un appareil d'échantillonnage est submergé dans le fond, ouvert et rempli à une profondeur donnée, puis ramené à la surface pour des analyses chimiques. L'échantillonnage effectué à l'aide de cette méthode s'appuie sur l'hypothèse voulant que l'écoulement horizontal naturel de l'eau souterraine à travers le filtre d'un puits d'observation soit suffisamment élevé pour développer, dans l'eau souterraine du puits, des conditions chimiques représentatives des conditions qui existent dans la formation géologique adjacente. Cette hypothèse est vraisemblablement valide dans des formations perméables (p. ex. sables et graviers), mais pourrait ne pas être valide dans des sols moins perméables où l'eau stagnante peut s'accumuler dans le puits. Lorsque cette méthode est utilisée, elle doit tenir compte des conditions particulières du site par rapport aux procédures conventionnelles ou à faible débit. On pourrait d'autre part se servir de cette méthode pour obtenir de l'information préliminaire qui permettra de déterminer si le site présente ou non un risque de contamination.
- **Échantillonnage par diffusion passive** – L'échantillonnage par diffusion passive fait référence à un groupe d'appareils d'échantillonnage qui comprennent généralement des sacs allongés d'une membrane semi-perméable (souvent du plastique polyéthylène), qui peuvent être immergés dans des puits d'observation et, après un temps d'attente qui leur permet de s'équilibrer, être retirés pour faire l'objet d'analyses chimiques. Le sac est rempli de liquide (habituellement de l'eau distillée) et installé à une profondeur donnée dans le filtre d'un puits d'observation. On laisse alors le sac en place jusqu'à l'atteinte de l'équilibre chimique

(habituellement plusieurs jours) avant de le récupérer pour analyser le liquide à la recherche de composantes préoccupantes. Des sacs à diffusion passive sont disponibles pour de l'échantillonnage à intervalles simples ou multiples. Comme dans le cas de l'échantillonnage sans purge, les sacs d'échantillonnage par diffusion passive s'appuient sur l'hypothèse que l'eau souterraine dans le puits d'observation n'est pas stagnante, mais qu'elle présente des conditions semblables à celles de l'aquifère adjacent au filtre de puits. Par conséquent, les mêmes réserves que celles mentionnées pour l'échantillonnage sans purge s'appliquent concernant leur utilisation. Une comparaison des appareils d'échantillonnage ponctuel et des sacs d'échantillonnage par diffusion passive peut être consultée sur le site suivant : <http://el.ercd.usace.army.mil/elpubs/pdf/trel05-14.pdf>.

Il est recommandé d'inscrire, dans les notes de terrain, les dates de forage, de mise en place de puits et d'échantillonnage et de soumettre des registres de puits d'observation détaillés.

### 6.6.3 Laboratoires de terrain

L'utilisation de laboratoires de terrain peut, dans certains cas, s'avérer très avantageuse pour l'acquisition de données chimiques sur l'eau souterraine, car elle permet de prendre des décisions en temps opportun pendant le déroulement du programme d'étude et de caractérisation. Les changements chimiques liés à des facteurs comme la perte de masse sont généralement minimisés lorsque les échantillons d'eau souterraine sont conservés, scellés et réfrigérés rapidement après leur prélèvement. Les avantages d'un laboratoire de terrain sont souvent plus importants pour les analyses de sol que pour les analyses d'eau souterraine, car les échantillons de sol sont beaucoup plus susceptibles de subir des pertes chimiques résultant de la volatilisation et de la dégradation.

### 6.6.4 Considérations particulières

#### Métaux

Lorsque des échantillons d'eau souterraine sont obtenus dans le but de quantifier des concentrations de métaux, il est important que les échantillons soient filtrés sur le terrain (sauf dans le cas des échantillons prélevés dans des puits d'eau potable) pendant le prélèvement ou immédiatement après et avant qu'ils soient préservés (p. ex. avec de l'acide nitrique). On utilise généralement pour cette opération un filtre à membrane possédant des pores de 0,45 micromètre, mais si des informations plus précises concernant les concentrations de métaux dissous présents dans l'eau souterraine sont requises, des filtres à pores plus petits (par exemple, 0,1 micromètre) pourraient être utilisés (USEPA, 2007). Comme les aquifères agissent habituellement comme des filtres et empêchent une migration significative de particules, l'analyse d'échantillons contenant des particules ne sera pas représentative des conditions réelles de l'eau souterraine. Les échantillons non filtrés analysés en laboratoire contiennent fréquemment des concentrations élevées de métaux, car les particules contiennent des métaux qui sont digérés au laboratoire avant l'analyse. D'autre part, les échantillons filtrés peuvent contenir de faibles concentrations de métaux non représentatives si l'échantillon n'est pas filtré immédiatement après sa collecte, permettant ainsi aux métaux dissous de précipiter suite à un échange de gaz ou à une augmentation du potentiel redox.

### LNA

Il faut faire preuve de prudence au moment du forage, de l'installation et de l'échantillonnage dans des puits où on soupçonne la présence de LNA. Plusieurs LNA sont clairs et incolores ou peuvent facilement passer inaperçus, car ils se dissolvent avec des matières organiques et prennent la même couleur que le milieu environnant. Si la présence de LNA est soupçonnée, un soin tout particulier doit être apporté pour éviter la contamination croisée et l'écoulement d'un aquifère vers un autre. Lorsque le puits est installé, il faut assurer une surveillance afin de déterminer si des LNA sont présents ou non. Des sondes spéciales conçues pour la mesure d'interfaces (p. ex. <http://www.solinst.com/products/level-measurement-devices/122-interface-meter/>) peuvent être insérées dans le puits pour vérifier la présence et l'épaisseur de tout LNAL ou LNAD. Il est également possible d'utiliser des écopos spéciales ou des pâtes détectrices d'hydrocarbures.

La caractérisation des LNA se fait normalement plus efficacement par échantillonnage et analyses directs, bien que l'évaluation des composantes en phase dissoute puisse souvent être utilisée avec succès pour établir la composition des LNA. L'échantillonnage des LNA doit se faire de manière prudente au moyen d'écopes ou de pompes spéciales. De nombreux praticiens évitent de prélever des échantillons d'eau souterraine dans des puits où la présence de LNA a été détectée, car les LNA peuvent facilement se mêler aux échantillons d'eau et donner des résultats faussement élevés de concentrations de certaines composantes. Lors de l'analyse d'échantillons d'eau souterraine, il arrive parfois que l'on obtienne de fausses concentrations élevées parce que la présence de LNA n'était pas évidente. Par exemple, il est possible de ne pas déceler la présence d'un LNA parce qu'il se présente sous forme claire et incolore ou encore sous forme de petites perles masquées dans un échantillon silteux trouble.

Lorsqu'un LNA est présent, il est raisonnable de présumer que l'eau souterraine en contact avec le LNA est dans un état de quasi-équilibre. Les concentrations de constituants chimiques dans l'eau souterraine sont alors proches de leurs limites théoriques de solubilité, et aucune analyse de laboratoire n'est requise. Dans le cas des LNA dont la composition est connue, ces limites peuvent être estimées au moyen des limites de solubilité de référence applicables aux substances chimiques pures (p. ex. USEPA, 1992).

### Composés organiques volatils

Les COV comprennent une gamme de substances chimiques qui, comme leur nom l'indique, sont volatiles et requièrent par conséquent une attention particulière pendant l'échantillonnage pour éviter des pertes de masse au contact de l'air. Les méthodes pouvant faire pénétrer de l'air dans les échantillons, comme l'utilisation même rigoureuse (et inappropriée) d'écopes ou de pompes à inertie au fond d'un puits, peuvent entraîner la volatilisation des COV et devraient être évitées. D'autres méthodes, comme les pompes péristaltiques, créent un vide sur l'échantillon d'eau dans le tube de pompage causant potentiellement un dégazage et la disparition des COV. Des bulles sont parfois observées dans le tube lorsqu'un dégazage important se produit. Les échantillons de COV recueillis à l'aide d'une pompe péristaltique à une profondeur de plus de 3 m doivent être examinés avec prudence et traités comme des données préliminaires en l'absence de tests quantitatifs et comparatifs par rapport à d'autres méthodes. Des précautions

supplémentaires doivent être prises à la surface du sol pour s'assurer qu'il n'y a aucun contact entre l'échantillon et l'atmosphère. Il existe des écopos conçues spécialement pour les COV qui aident notamment à minimiser l'exposition à l'air pendant le transport vers les contenants d'échantillons — par exemple, des flacons standards de verre de 40 ml. Il est également important qu'aucune bulle d'air ne pénètre dans l'échantillon, car le transfert de masse vers la bulle peut également affecter les concentrations de l'échantillon.

### 6.6.5 Choix des essais d'analyse

Le programme d'analyse doit mettre l'accent sur l'atteinte des objectifs du programme de caractérisation, incluant les besoins en information de l'évaluateur de risques. Comme cela a été expliqué précédemment à la section 6.3.1, les essais d'analyse doivent être choisis pour détecter non seulement les contaminants connus ou soupçonnés d'un site (p. ex. les constituants chimiques originalement déversés dans le sol), mais également les contaminants potentiels qui peuvent se former en milieu souterrain en raison de la transformation chimique ou biologique (p. ex. le chlorure de vinyle provenant du trichloroéthène) ou des changements dans les conditions géochimiques (p. ex. diminution du potentiel redox entraînant la dissolution des métaux). Par exemple, des concentrations accrues de manganèse ou d'autres métaux dans l'eau souterraine résultent souvent d'une réduction des métaux vers leur forme plus soluble en raison de la biodégradation des substrats organiques comme les hydrocarbures pétroliers.

Outre les essais d'analyse associés aux contaminants et à leur transformation, il faut également se pencher sur la mesure d'autres variables comme les concentrations des ions majeurs (p. ex. le sodium, le calcium, le magnésium, le chlorure, le sulfate, le bicarbonate et le carbonate) et les isotopes (p. ex. le tritium, le carbone 13), dans la mesure où ils aident à définir le régime d'écoulement des eaux souterraines ou le transport et le devenir des contaminants.

### 6.6.6 Validation des données et assurance et contrôle de la qualité

La question de la validation des données et de l'assurance et du contrôle de la qualité (AQ/CQ) a déjà été abordée dans ce guide. En résumé, il est important de s'assurer d'utiliser sur le terrain des procédures appropriées et cohérentes et de quantifier les données analytiques à l'aide de méthodes approuvées par un laboratoire accrédité. Les objectifs de qualité des données doivent être établis au début du programme sur le terrain, et les données doivent être comparées à ces objectifs pour s'assurer d'avoir en main un ensemble exhaustif de données et pour définir le niveau de précision et d'exactitude approprié pour la prise de décisions. Dans le cas des études de caractérisation des eaux souterraines, on prélève généralement en duplicata au moins 10 % des échantillons (ou un échantillon par lot, s'il y en a moins de dix) pour pouvoir procéder à l'évaluation de la reproductivité. Des équipements témoins ou des blancs de transport peuvent également être soumis à l'analyse pour confirmer la présence ou l'absence de contamination croisée pendant les activités sur le terrain, les déplacements ou les analyses de laboratoire. Les rapports de caractérisation doivent toujours inclure des commentaires au sujet de l'AQ/CQ, incluant une évaluation de la variance de l'échantillon et du niveau d'incertitude qui doit être associé aux variables les plus critiques qui devraient être prises en considération à une étape ultérieure telle que l'évaluation des risques ou l'assainissement du site.



En plus des échantillons en duplicata, il est de bonne pratique d'*obtenir au moins deux échantillons d'eau souterraine prélevés des jours différents dans chacun des puits d'observation* avant de prendre des décisions fondées sur des données chimiques. La chimie de l'eau souterraine peut changer au fil du temps dans un emplacement donné en raison par exemple de changements saisonniers dans la direction de l'écoulement ou de changements dans la hauteur de la zone saturée de l'aquifère. Lorsqu'un échantillon provenant d'un puits d'observation indique que ce puits n'est pas contaminé, un deuxième échantillon devrait être analysé pour confirmer les premières données avant de mettre ce puits hors service. L'échantillonnage sur plus d'une saison peut être approprié dans certains cas. Cette décision doit être prise au cas par cas en tenant compte des conditions hydrogéologiques locales.

### 6.7 Abandon d'un puits

Les puits d'observation qui ne sont plus utilisés, notamment ceux qui sont toujours en place à la fin d'un programme d'étude ou d'assainissement, devraient être abandonnés ou mis hors service adéquatement. Les puits négligés sont souvent endommagés ou ensevelis et peuvent devenir des voies potentielles de contamination du milieu souterrain (p. ex. un déversement de surface sur un site industriel). L'objectif de la mise hors service des puits est de prévenir l'infiltration de surface de contaminants susceptibles d'atteindre l'aquifère sous-jacent ainsi que de prévenir la contamination croisée entre des zones d'écoulement interceptées par un filtre de puits et des intervalles de surveillance. Les orientations suivantes devraient être appliquées :

- 1) Dans le cas des puits où les intervalles de filtres ne communiquent pas entre des zones d'écoulement souterrain séparées, le tubage de puits devrait être retiré lorsque cela est possible, et le trou de forage devrait être rempli à partir de sa base à l'aide d'un tube de bétonnage qui servira à insérer un coulis de faible perméabilité, comme un mélange de bentonite ou de ciment-bentonite. Si le trou de forage s'écroule après le retrait du tubage de puits ou si de longs filtres de puits communiquent entre deux zones d'écoulement, le puits devra être foré de nouveau et injecté de coulis de la base jusqu'à la surface.
- 2) Au lieu de retirer le puits, il est possible de le sceller en injectant du coulis sous pression dans le puits afin de remplir le filtre de puits et l'ensemble de la couche filtrante environnante. L'injection de coulis uniquement dans le tubage de puits ne réglera pas le problème lié à la couche filtrante du puits. Dans certains cas, il peut être nécessaire de perforer le tubage pour permettre au coulis de pénétrer dans l'espace annulaire du puits. Dans les cas où l'intervalle d'achèvement est de moins d'un mètre, la question de la communication hydraulique croisée par l'entremise du filtre est moins préoccupante et le scellage du tubage avec de la bentonite peut être approprié.

Lorsque le puits est endommagé sous terre et hors d'atteinte, il convient d'essayer de le forer de nouveau pour ensuite injecter du coulis dans le trou de forage du fond jusqu'à la surface. Il faut faire preuve de grande prudence toutefois, car les tentatives de forage de tuyaux en polychlorure de vinyle (PVC) peuvent entraîner un déplacement latéral du tuyau dans la paroi.

### 6.8 Évaluation et interprétation des données

#### 6.8.1 Élaboration du modèle conceptuel de site

Il est essentiel de procéder à l'évaluation et à l'interprétation continue des données pendant toute la durée du processus de caractérisation de l'eau souterraine. Chaque nouvelle information doit être ajoutée au MCS, en constante évolution. Le but est d'avoir en main un MCS solide, qui permet d'effectuer des prédictions avec le degré de confiance nécessaire pour procéder à une évaluation fructueuse et fiable des risques. Une bonne compréhension des conditions existantes est essentielle pour l'élaboration du MCS, qui sert de plateforme pour l'extrapolation de données et la prédiction des conditions futures — des éléments qui sont presque toujours requis dans le cadre d'une évaluation des risques.

On ne saurait trop insister sur le rôle du praticien qualifié en ce qui a trait à l'acquisition et à l'interprétation des données dans le cadre des programmes de caractérisation de l'eau souterraine. Aucun site n'est tout à fait semblable; chacun présente des nuances et des caractéristiques qui requièrent un certain degré de jugement professionnel. Peu importe l'ampleur de l'ensemble de données, le nombre de points de données ou la densité spatiale et temporelle, il n'y aura jamais suffisamment de données pour couvrir tous les risques possibles. Par conséquent, il faut toujours faire preuve d'un certain degré de jugement professionnel.

#### 6.8.2 Présentation des données et production de rapports

Les rapports de caractérisation des eaux souterraines doivent inclure des résumés des principales informations sous forme de tableaux et de figures afin de transmettre l'information pertinente au lecteur. La plupart des informations locales et régionales contenues dans une étude de caractérisation de l'eau souterraine, comme la topographie, l'étendue de la nappe phréatique, les conditions stratigraphiques, la distribution spatiale et l'étendue présumée de la contamination ainsi que l'emplacement des récepteurs aquatiques ou humains, décrivent des conditions physiques ou des relations spatiales qui sont plus efficacement illustrées graphiquement à l'aide de plans, de coupes transversales et de représentations tridimensionnelles (p. ex. diagrammes blocs). Il est également possible d'utiliser d'autres méthodes pour présenter l'information, notamment des présentations PowerPoint ou des visualisations tridimensionnelles. Les données doivent être présentées de manière à donner un portrait exact et précis du MCS et des justifications utilisées pour réaliser et compléter la caractérisation. Les conclusions de l'évaluation doivent aller de soi pour l'évaluateur de risques à la lecture des résultats présentés et de leur interprétation. L'encadré 6-4 présente les figures et les tableaux que devraient inclure les études portant sur les eaux souterraines.

#### **ENCADRÉ 6-4 : Guide de présentation des données**

Les figures et les plans devraient minimalement comprendre :

- un plan d'emplacement régional et un plan du site illustrant les éléments hydrologiques, topographiques et physiographiques pertinents;
- un plan en courbes de niveau des charges piézométriques de chaque aquifère d'intérêt, avec des points de données indiqués aux emplacements des appareils de mesure sur chaque dessin;
- des coupes stratigraphiques longitudinales et transversales concernant la direction connue et estimée de l'écoulement de l'eau souterraine, incluant les conditions physiques (p. ex. stratigraphie, nappe phréatique, élévation des surfaces piézométriques, etc.);
- des courbes de niveau, dans les plans et les coupes transversales, des concentrations chimiques illustrant la distribution latérale et verticale de chaque contaminant préoccupant dans le sol situé sur le site et hors site et dans l'eau souterraine;
- les emplacements des points d'échantillonnage et les résultats d'analyse correspondants utilisés pour concevoir chaque figure, qui sont illustrés sur la figure et sous forme de tableaux avec des références aux critères applicables;
- un tableau synoptique des détails de l'achèvement des puits.

Lorsque les données sont présentées sous forme de courbes de niveau, ces courbes représentent une interpolation entre les points de données et sont donc sujettes à une certaine incertitude. Les zones qui présentent une incertitude évidente doivent être clairement indiquées dans les tracés de contours pour que l'incertitude soit communiquée de manière précise et efficace. La figure 6-3 présente la carte d'un site contenant des données ainsi que des exemples de courbes de niveaux préparées à l'aide de différents biais et hypothèses. La condition souterraine réelle peut être inconnue. En l'absence d'information permettant de clarifier l'échelle spatiale des sources et la taille prévue des panaches associés à chaque source (c.-à-d. en supposant que le moment du déversement, les vitesses de transport et les coefficients de dispersivité sont bien compris), des interprétations *prudentes* des données doivent être effectuées, tout particulièrement lorsque d'éventuels risques pour la santé humaine ou risques écologiques sont en cause.

#### 6.8.3 Questions liées aux modèles

Dans le cadre de l'élaboration du MCS, on utilise souvent des modèles d'analyse ou des modèles numériques pour mieux comprendre les limites et les zones d'incertitude de l'ensemble de données existant ainsi que pour prédire les conditions futures. Le sujet des modèles et des méthodes de modélisation est abordé dans d'autres documents (p. ex. Bear *et al.*, 1992). Règle générale, la plupart des problèmes de caractérisation de l'eau souterraine peuvent être rapidement cernés et souvent résolus à l'aide de modèles analytiques s'appuyant, par exemple, sur des formules fondées sur la loi de Darcy. Lorsque les données requises ont été identifiées et

que les limites tolérables d'incertitude ont été établies, il est possible que des modèles plus complexes soient requis pour se pencher sur des questions bien précises.

Un écueil courant survient lorsque, dans le cadre des évaluations hydrogéologiques, des modèles numériques relativement complexes sont élaborés et mis en œuvre pour régler des problèmes mal définis ou circonscrits, généralement en raison d'un manque de données. Comme nous l'avons mentionné précédemment, un des principaux thèmes du guide porte sur la question de l'échelle et de la justesse de l'ensemble de données en ce qui a trait aux limites d'incertitude qui peuvent être tolérées par l'évaluateur de risques. La modélisation peut jouer un rôle important dans la quantification des incertitudes d'une prédiction.

Les modèles analytiques ou numériques sont souvent utilisés pour prédire l'évolution et la migration des panaches. Ces efforts de prédiction requièrent habituellement une bonne compréhension du régime d'écoulement de l'eau souterraine, incluant les zones d'alimentation et de déversement et d'autres conditions limitrophes, et une compréhension détaillée de la conductivité hydraulique ( $K$ ) et du gradient hydraulique ( $i$ ) à tous les points du domaine modélisé. Lorsque l'incertitude associée à  $K$  est relativement élevée, il n'est pas nécessairement logique de définir d'autres variables relatives au transport de l'eau souterraine telles que la dispersivité, le ralentissement ou la biotransformation. Le calcul de la portée à l'aide de modèles simples peut souvent s'avérer très utile pour déterminer les faiblesses d'un ensemble de données et pour définir les zones où il faut consacrer de plus grands efforts. L'incertitude doit être explorée et quantifiée, si possible, à l'aide d'une analyse de sensibilité.

### 6.9 Références

- American Petroleum Institute (API). 2003. « Answers to Frequently Asked Questions about Managing Risk at LNAPL Sites », *API Soil and Groundwater Research Bulletin*, n° 18, mai.
- Bear, J., M.S. Beljin et R. R. Ross. 1992. *Ground Water Issue.- Fundamentals of Ground Water Modeling*, U.S Environmental Protection Agency, avril. Rapport EPA/540/S-92/005.
- Cohen, R.M. et J.W. Mercer. 1993. *DNAPL Site Characterization*, CRC Press, Boca Raton, Floride.
- Domenico, P.A. et F.W. Schwartz. 1998. *Physical and Chemical Hydrogeology*, 2<sup>e</sup> édition, John Wiley and Sons, New York.
- Fetter, C.W. 2001. *Applied Hydrogeology*, 4<sup>e</sup> édition, Prentice Hall.
- Fetter, C.W. 1998. *Contaminant Hydrogeology*, 2<sup>e</sup> édition, Prentice Hall.
- Feenstra, S., D.M. Mackay et J.A. Cherry. 1991. « Presence of Residual NAPL based on Organic Chemical Concentrations in Soil Samples », *Ground Water Monitoring Review*, 11, n° 2, p. 128-136.
- Freeze, R.A. et J.A. Cherry. 1979. *Groundwater*, Prentice Hall.
- Guilbeault, M., B.L. Parker et J.A. Cherry. 2005. « Mass and Flux Distributions from DNAPL Zones in Sandy Aquifers », *Groundwater*, 43, n° 1, p. 70-86.
- Johnson, P., P. Lundegard et Z. Liu. 2006. « Source Zone Natural Attenuation at Petroleum Hydrocarbon Spill Sites-I: Site-Specific Assessment Approach », *Ground Water Monitoring and Remediation*, 26, n° 4, p. 82-92
- Nielsen, D.M. (dir.). 2006. *Practical Handbook of Environmental Site Characterization and Ground-Water Monitoring*, 2<sup>e</sup> édition, CRC Press, Taylor & Francis Group, 1318 p.
- Pankow, J.F. et J.A. Cherry. 1996. *Dense Chlorinated Solvents and Other DNAPLs in Groundwater: History, Behaviour and Remediation*, Portland Oregon, Waterloo Press.

## Chapitre 6 : Caractérisation des eaux souterraines

- Pitkin, S.E., J.A. Cherry, R.A. Ingleton et M. Broholm. 1999. *Field Demonstrations Using the Waterloo Ground Water Profiler*, Groundwater Monitoring and Remediation, vol. 19, n° 2.
- Puls, R.W. et M.J. Barcelona. 1996. *Low-Flow (Minimal Drawdown) Groundwater Sampling Procedures*, Ground Water Issue, U.S. Environmental Protection Agency, avril. Rapport EPA Pub. EPA/540/S-95/504.
- Science Advisory Board for Contaminated Sites in British Columbia (SABCS). 2006. *Evaluation of Methods and Approaches for Evaluation of Light Non-Aqueous Phase Liquid Mobility – Hydrogeological Assessment Tools Project*. Présenté au ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique, février.
- U.S. Environmental Protection Agency, 2007. *Monitored Natural Attenuation of Inorganic Contaminants in Ground Water: Volume 2: assessment for Non-Radionuclides Including Arsenic, Cadmium, Chromium, Copper, Lead, Nickel, Nitrate, Perchlorate, and Selenium*, , octobre. Rapport EPA Pub. No. EPA 600-R-07-140.
- U.S. Environmental Protection Agency. 2004. *Site Characterization Technologies for DNAPL Investigations*, septembre. Rapport EPA 542-R-04-017.
- U.S. Environmental Protection Agency. 1992. *Estimating the Occurrence of DNAPL at Superfund Sites*, janvier. Rapport 9355.4-07FS.
- Wiedemeier T.H., J.T. Wilson, D.H. Kampbell, R.N. Miller et J. E. Hansen. 1995. *Technical Protocol for Implementing Intrinsic Remediation with Long-Term Monitoring for Natural Attenuation of Fuel Contamination Dissolved in Groundwater*, Air Force Center for Environmental Excellence, Technology Transfer Division, Brooks AFB, San Antonio, Texas.

## 7 CARACTÉRISATION DES VAPEURS DU SOL

### 7.1 Contexte, but et portée

Ce chapitre décrit les méthodes de caractérisation des sites visant à mesurer les infiltrations de vapeurs du sol dans les bâtiments<sup>1</sup>. Il met l'accent sur les méthodes de caractérisation des vapeurs du sol, car la mesure des vapeurs est une composante importante des évaluations relatives aux infiltrations de vapeurs du sol. Le chapitre contient un bref résumé des méthodes d'échantillonnage et d'analyse d'autres milieux (sol et eau souterraine) et des renseignements connexes susceptibles de faciliter l'interprétation des données relatives aux vapeurs du sol et à leurs mécanismes d'infiltration.

L'évaluation des vapeurs est l'un des moyens privilégiés pour établir les voies d'infiltration, car elle permet d'obtenir une mesure directe de l'état du contaminant susceptible de migrer vers l'air intérieur. Il est essentiel d'utiliser des méthodes d'échantillonnage reconnues qui permettront d'obtenir des données représentatives. Ce chapitre offre avant tout des orientations concernant les méthodes d'évaluation de l'infiltration des vapeurs du sol; toutefois, les techniques et les concepts qui y sont décrits peuvent s'appliquer à toute autre évaluation requérant un échantillonnage de vapeurs du sol.

Les études portant sur les vapeurs du sol doivent respecter le processus de caractérisation décrit au chapitre 2 (voir les éléments clés contenus dans l'encadré). Étant donné que les programmes de caractérisation des vapeurs du sol sont fortement influencés par les conditions de chaque site étudié, les objectifs de chaque projet et les contraintes potentielles, il est impossible de présenter un modèle normalisé de plan et de méthodes d'échantillonnage. Toutefois, le chapitre présente les principes et les facteurs clés qui doivent être pris en considération au moment de l'élaboration

#### **Caractérisation des vapeurs du sol**

Ce chapitre décrit les étapes de planification, les procédures et les méthodes de caractérisation des vapeurs du sol. Voici les éléments clés et les sections correspondantes du chapitre :

- Modèle conceptuel de site (7.2)
- Objectifs de l'étude (7.3)
- Plan et méthodes d'échantillonnage (7.4)
- Construction et installation des sondes de vapeurs du sol (7.5)
- Échantillonnage et procédures d'analyse des vapeurs du sol (7.6 et 7.7)
- Caractérisation des sols et des eaux souterraines (7.8)
- Interprétation des données (7.10)

Outils connexes et listes de contrôle : *Examen des rapports de caractérisation des sites environnementaux – Complément d'information pour les études relatives aux vapeurs du sol et MCS relatif aux infiltrations de vapeurs du sol* (volume 2) et *Modes opératoires recommandés : Installation de sondes de gaz souterrains* (MOR-4), *Échantillonnage des gaz souterrains* (MOR-5) et *Essais d'étanchéité des sondes de gaz souterrains* (MOR-6) (volume 3).

<sup>1</sup> Les orientations contenues dans le présent chapitre ont été formulées parallèlement à des orientations similaires sur les vapeurs du sol destinées au ministère de l'Environnement de l'Ontario, à Environnement Alberta et au ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique. Les quatre documents d'orientation contiennent donc des éléments communs.

de la stratégie d'échantillonnage, ainsi qu'un éventail de méthodes et d'outils à la disposition des praticiens chargés d'étudier les voies d'infiltration des vapeurs du sol.

### 7.2 Modèle conceptuel de site pour la caractérisation des vapeurs du sol

Tel qu'indiqué au chapitre 2, l'élaboration d'un modèle conceptuel de site (MCS) est la première étape du processus de caractérisation. Ce MCS, jumelé à l'examen des données historiques, permet de rassembler l'information requise au sujet des composantes historiques, physiques, chimiques et biologiques du site dans le but de cerner le problème en cause. Il importe de souligner qu'il existe souvent des variations spatiales et temporelles significatives des concentrations de vapeurs du sol, ce qui peut influencer grandement sur les résultats en ce qui a trait à l'infiltration de ces vapeurs. Les aspects théoriques du MCS qui concernent les vapeurs du sol ont été abordés en détail au chapitre 4.

Le tableau 2-1 (observations d'ordre général) et la liste de contrôle relative aux vapeurs du sol présentée dans le volume 2 dressent la liste des informations pertinentes à rassembler pour élaborer le MCS. Même si l'accent est souvent mis sur l'étude des conditions souterraines du site, il est également important d'évaluer les conditions des bâtiments dans le cadre de l'évaluation des infiltrations de vapeurs du sol. Les renseignements au sujet des bâtiments commerciaux peuvent provenir de dessins techniques et de discussions avec les ingénieurs en chauffage, ventilation et conditionnement de l'air (CVCA). De plus, en cas de changement de vocation du site, il faut tenir compte des impacts possibles des bâtiments futurs et des aménagements de surface sur les infiltrations potentielles de vapeurs du sol.

Les données recueillies dans le cadre des études intrusives effectuées sur le site doivent être intégrées au MCS afin de cerner les lacunes et de redéfinir les besoins en matière d'information. L'étude devra possiblement franchir plusieurs étapes avant d'atteindre tous ses objectifs, quoique l'utilisation d'un processus accéléré d'évaluation du site puisse, comme nous l'avons vu au chapitre 2, contribuer à réduire le nombre d'étapes à franchir.

### 7.3 Objectifs de l'étude

L'objectif d'une étude sur les vapeurs du sol consiste à recueillir les données qui serviront à évaluer les risques potentiels pour les occupants des bâtiments qui pourraient être exposés aux vapeurs migrant dans l'air intérieur. Les objectifs spécifiques peuvent notamment comprendre ce qui suit :

- comparaison des concentrations mesurées de vapeurs du sol à des normes génériques ou propres à des sites particuliers;
- collecte des données relatives aux vapeurs du sol requises pour mettre au point les modèles servant à l'évaluation des risques d'un site particulier;
- évaluation de la biodégradation des vapeurs d'hydrocarbures pétroliers par le prélèvement d'échantillons de vapeurs provenant des profils verticaux et des transects latéraux;

- évaluation de la différenciation et de l'atténuation chimiques à travers la frange capillaire par la comparaison des concentrations mesurées de vapeurs du sol et des concentrations prédites de vapeurs de l'eau souterraine;
- évaluation de l'exactitude des modèles (ou étalonnage) par la comparaison des prédictions et des mesures des concentrations de vapeurs du sol le long de leurs voies de migration;
- évaluation de l'impact des sources chimiques existantes sur les échantillons d'air intérieur en procédant au prélèvement simultané d'échantillons de vapeurs sous la dalle et d'échantillons d'air intérieur.

Les objectifs de l'étude doivent être bien définis avant d'entreprendre l'élaboration du plan d'échantillonnage, car ce plan peut varier considérablement selon le type de données requises et l'utilisation prévue de ces données.

### 7.4 Méthodes et conception de l'échantillonnage des vapeurs du sol

#### 7.4.1 Aperçu de la stratégie d'échantillonnage

Généralement, les phases initiales d'une étude sur les vapeurs souterraines devraient mettre l'accent sur la caractérisation des concentrations de vapeurs à proximité des sources connues ou soupçonnées, puisque ce sont ces vapeurs qui sont le moins influencées par les variations spatiales et temporelles. Dans un grand nombre de scénarios de contamination, la source est composée de LNA ou de constituants dissous au niveau de la nappe phréatique. Les échantillons doivent donc être prélevés plus profondément dans le sol pour bien caractériser la source.

Lorsque les données initiales sur les vapeurs du sol laissent conclure à un risque inacceptable pour la santé, les phases subséquentes de l'étude peuvent inclure une délimitation des sources de ces contaminants (possiblement par échantillonnage de profils verticaux ou de transects latéraux) ou l'échantillonnage des vapeurs sous la dalle et de l'air à l'intérieur des bâtiments. La mesure des concentrations de vapeurs sous la dalle peut être réalisée dans le cadre d'un examen de plusieurs sources de données visant à évaluer les risques d'infiltration de vapeurs ou de COV provenant de sources intérieures « de fond » (« *background* ») par le biais du calcul des concentrations et des ratios des diverses composantes (voir section 8.5.3). Cependant, comme il sera expliqué plus loin, on observe souvent une variabilité des concentrations de vapeur sous la dalle des bâtiments qui peut compliquer ce genre d'évaluation.

La méthode d'examen « de bas en haut » décrite ci-dessus risque de ne pas convenir lorsque l'examen initial du site à partir des données recueillies sur le sol ou sur l'eau souterraine laisse conclure à un risque important d'infiltration de vapeurs ou lorsque la source de contamination se trouve très proche du bâtiment (p. ex. puisards, drains). Dans ces conditions, la phase initiale de l'étude devrait généralement inclure des tests de la qualité de l'air intérieur pour une caractérisation plus directe et plus efficace du risque d'exposition.

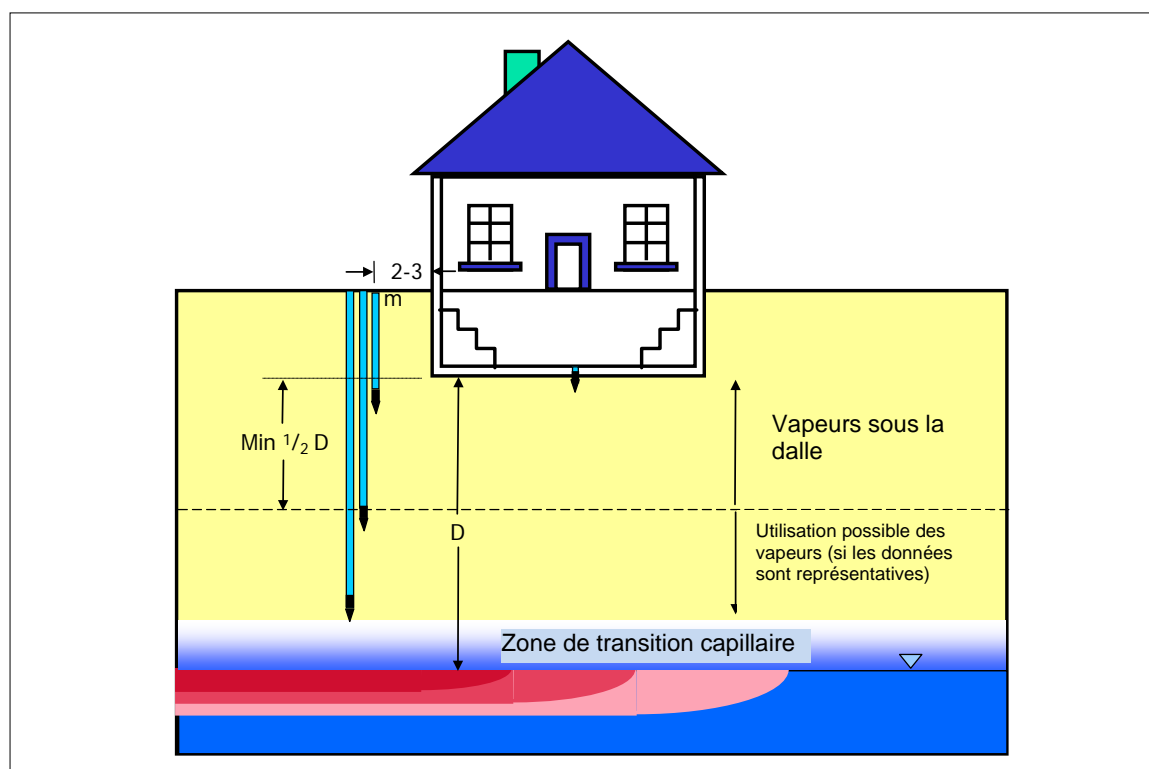
Le plan d'échantillonnage, qui comprend notamment le nombre de sondes utilisées, leur emplacement, le moment et la fréquence des échantillonnages, doit tenir compte des



caractéristiques de la source de contamination, de l'hétérogénéité géologique, des possibles changements de conditions temporelles dans les sites étudiés et, le cas échéant, des éléments anthropiques comme les corridors de services publics, tout particulièrement lorsqu'ils traversent des couches de sol imperméables. Il est souvent approprié de répéter l'échantillonnage à différentes périodes de l'année pour tenir compte des variations saisonnières.

### 7.4.2 Emplacements des points d'échantillonnage par rapport au modèle conceptuel

Pour les besoins de la conceptualisation, il est utile de catégoriser les points d'échantillonnage en termes de vapeurs souterraines en profondeur (près de la source), de vapeurs souterraines peu profondes extérieures au bâtiment et de vapeurs souterraines situées sous la dalle du bâtiment (figure 7-1), puis de cerner les enjeux et les préoccupations concernant ces trois lieux d'échantillonnage génériques (tableau 7-1).



**Figure 7-1 : Emplacements des échantillons de contaminants volatils du sol et concept de profil vertical**

Vapeurs du sol situées à proximité de la source

Les échantillons de vapeurs du sol prélevés à proximité de la source de contamination sont habituellement stables en toutes saisons et peu touchés par les processus se produisant à proximité de la surface (c.-à-d. l'emplacement des bâtiments, les conditions météorologiques). Les vapeurs situées à proximité de la source sont également moins influencées par les processus

## Chapitre 7 : Caractérisation des vapeurs du sol

de biodégradation et de biotransformation et atteignent des conditions stables relativement rapidement. La variabilité des concentrations de vapeurs souterraines a tendance à s'accroître à mesure qu'on s'éloigne de la source de contamination.

Lorsque l'échantillonnage est réalisé sur des sites non développés, les mesures des vapeurs du sol en profondeur sont aussi plus représentatives de l'utilisation future du bâtiment. Les changements apportés aux conditions et au développement de surface auront tendance à avoir plus d'incidence sur les concentrations de vapeur de faible profondeur et moins d'incidence sur les concentrations de vapeur à proximité de la source de contamination.

**TABLEAU 7-1 : Comparaison des mesures de vapeurs du sol selon leur emplacement**

Type de données de vapeurs du sol	Emplacement	Caractéristiques	Utilisation des données et mises en garde
Vapeurs du sol situées à proximité de la source, en profondeur (extérieur)	Près de la nappe phréatique ou de la source de contamination dans la zone vadose, mais au-dessus de la frange capillaire.  Limitations pratiques possibles de profondeur pour le forage en cas de contamination profonde.	Les concentrations atteignent des conditions de quasi-stabilité rapidement. Elles ont tendance à demeurer stables au gré des saisons et sont peu affectées par les changements à proximité de la surface.  Emplacement le moins affecté par la biodégradation.  Devrait présenter les plus fortes concentrations de vapeur du sol.	Lorsque les vapeurs du sol en profondeur se situent sous les niveaux cibles, les infiltrations de vapeurs du sol ne poseront vraisemblablement pas de problème.  Dans le cas des scénarios de développement pour le futur, seules les concentrations de vapeur en profondeur devraient être utilisées.
Vapeurs du sol à faible profondeur (extérieur)	À proximité du bâtiment, mais à l'extérieur de la zone immédiate de la fondation.  À une faible profondeur, à proximité de la partie la plus basse de la fondation.	Variabilité spatiale et temporelle supérieure à celles des données sur les sources de vapeurs profondes.  Plus susceptible d'être affecté par les changements de conditions à proximité de la surface, y compris le pompage barométrique, les changements de température et les propriétés du sol à faible profondeur.  Peut être affecté par la bioatténuation, selon la nature de la substance chimique.  Risque plus élevé de conditions instables.	En présence d'une bioatténuation importante à côté, mais non en dessous du bâtiment, l'utilisation des vapeurs du sol à faible profondeur pourrait entraîner des prédictions insuffisamment prudentes au sujet des concentrations de vapeurs dans l'air intérieur.  Les concentrations de vapeurs à faible profondeur devraient être moindres qu'en profondeur, près de la source de contamination.

## Chapitre 7 : Caractérisation des vapeurs du sol

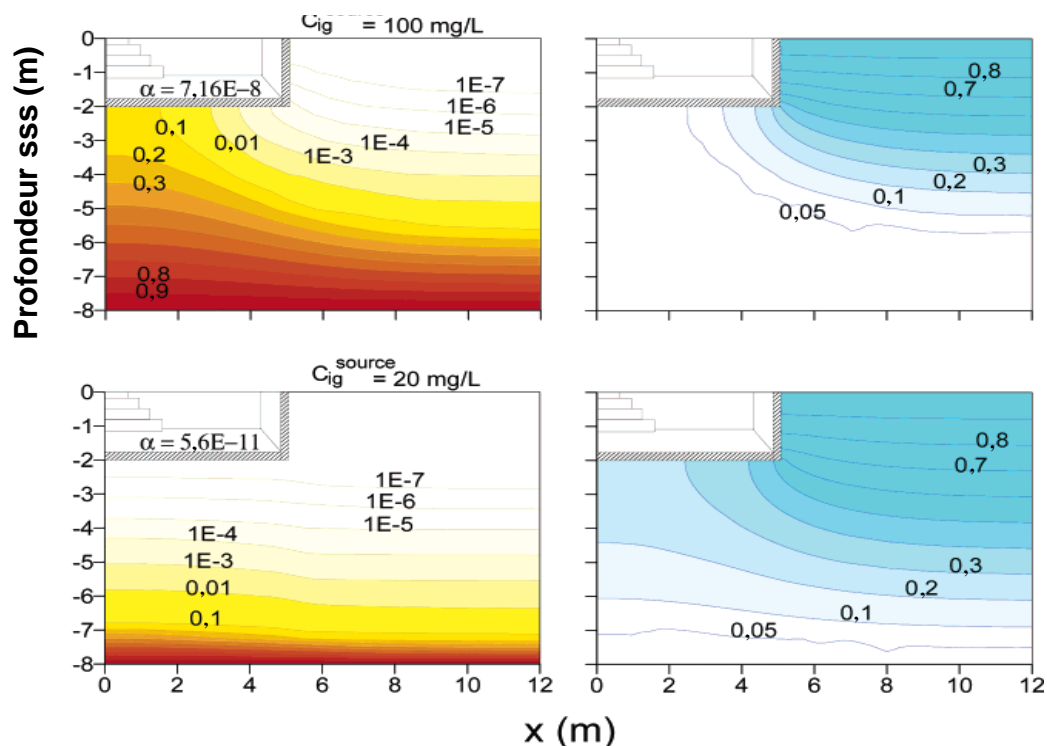
Type de données de vapeurs du sol	Emplacement	Caractéristiques	Utilisation des données et mises en garde
Vapeurs du sol sous la dalle	Immédiatement en dessous de la dalle de fondation. Généralement préférable d'opter pour un emplacement central éloigné de la semelle de fondation.	Variabilité spatiale semblable ou supérieure à celle des données sur les sources externes de vapeurs du sol à faible profondeur. Possibilité de variabilité temporelle plus grande à court terme due aux effets de pression et de respiration du bâtiment (p. ex. système de CVCA, effet de cheminée). Les concentrations peuvent être affectées par les installations de service sous la dalle (p. ex. drains, égouts) et par les variations des fondations souterraines. Risque plus élevé de conditions instables.	Problèmes logistiques liés au prélèvement des échantillons. L'emplacement de l'échantillonnage sous la dalle pourrait ne pas être représentatif de la concentration des vapeurs qui s'infiltrent dans le bâtiment. Faire preuve de prudence pour veiller à ce que les activités d'échantillonnage ne présentent pas de danger pour les travailleurs et les autres personnes se trouvant à proximité et qu'elles nuisent le moins possible aux activités dans le bâtiment.

### Vapeurs du sol à faible profondeur (extérieur des bâtiments)

Les échantillons de vapeurs à faible profondeur sont plus susceptibles d'être affectés par l'hétérogénéité géologique, les changements qui se produisent à proximité de la surface du sol, comme la pression barométrique ou les fluctuations de température, les installations à la surface du sol (p. ex. les surfaces pavées par rapport aux surfaces non pavées) ainsi que les processus de bioatténuation ou de biotransformation.

La bioatténuation, un important processus de biodégradation aérobie des substances chimiques (p. ex. les composés d'hydrocarbures pétroliers comme les BTEX), doit être prise en compte au moment de choisir l'emplacement des sondes de surveillance des vapeurs du sol. Plusieurs études font état d'une importante réduction des concentrations de vapeurs sur de courtes distances verticales causée par la biodégradation aérobie des vapeurs d'hydrocarbures ou les faibles taux de diffusion à travers les couches de sol à grains fins très humides (Davis *et al.*, 2009; Fischer *et al.*, 1996, Hers *et al.*, 2000). D'importants gradients de concentrations latéraux sur de courtes distances peuvent être présents comme en font foi les différences de concentrations substantielles révélées par des sondes situées de chaque côté des maisons (Sanders et Hers, 2006).

Un examen des données empiriques montre que les zones anaérobies (« ombres d'oxygène ») situées sous les bâtiments de taille petite à moyenne dans les sites contaminés par des hydrocarbures pétroliers sont peu communes, mais qu'elles ont été observées sur des sites contaminés en superficie par des LNAL présentant de fortes concentrations de vapeurs (USEPA, 2013). Dans les sites où on observe une ombre d'oxygène (et peut-être des sols plus secs) sous les bâtiments, des échantillons de vapeurs du sol prélevés à faible profondeur pourraient ne pas être représentatifs des conditions existant sous les bâtiments. Les résultats d'une étude de modélisation menée par Abreu et Johnson (2005) fournissent des informations fort valables sur les tendances possibles de la biodégradation des contaminants en dessous des bâtiments (figure 7-2). L'utilisation de concentrations non représentatives des vapeurs à l'extérieur du bâtiment pourrait conduire à des prédictions insuffisamment prudentes des concentrations dans l'air intérieur.



**Figure 7-2 : Résultats d'une modélisation en 3-D du transport de contaminants volatils du sol dans des conditions d'oxygène limité pour une source de forte concentration ( $C_g = 100 \text{ mg/L}$ ) et une source de concentration modérée ( $C_g = 20 \text{ mg/L}$ ). Les contours de concentrations d'hydrocarbures normalisés en fonction de la concentration des contaminants volatils à la source sont présentés à gauche; les contours des concentrations d'oxygène normalisés en fonction de la concentration atmosphérique sont présentés à droite (Abreu et Johnson, 2005).**

### Vapeurs du sol sous la dalle

On observe généralement un haut degré de variabilité spatiale des concentrations de vapeurs sous la dalle. Cette variabilité est notamment due à la variabilité des sources de contamination, à l'hétérogénéité géologique, à la variabilité des fondations souterraines, à la bioatténuation, aux corridors souterrains de services publics et aux taux d'advection des gaz souterrains qui peuvent varier en fonction du bâtiment ou de la pression barométrique. Les concentrations de vapeur sous la dalle peuvent être plus élevées à proximité du centre du bâtiment en présence d'une source relativement uniforme de contamination et moins élevées près des fissures par lesquelles les vapeurs s'infiltrent dans le bâtiment (p. ex. autour du périmètre du bâtiment, au bas des murs).

La pression dans les bâtiments varie en fonction de plusieurs facteurs, y compris les températures saisonnières (p. ex. effet de cheminée) et le fonctionnement du système de CVCA. On observe dans certains bâtiments des pressions positives et un phénomène d'infiltration inverse (extrusion) de l'air ou des variations cycliques dielles de la pression (p. ex. de positive à négative) conduisant à des échanges entre l'air intérieur et l'air sous la dalle. Lorsque l'air intérieur contient des concentrations élevées de COV, l'interprétation des données recueillies sous la dalle peut s'avérer trompeuse. Le phénomène d'infiltration inverse peut être évalué par la mesure des différences de pression de part et d'autre de la dalle effectuée à l'aide de micromanomètres numériques.

Il importe de souligner certains inconvénients qui sont associés à l'échantillonnage en dessous des dalles des bâtiments. Il faut d'abord obtenir un droit d'accès auprès du propriétaire du bâtiment en expliquant bien que l'échantillonnage requiert l'utilisation d'équipement de forage ou de carottage à l'intérieur du bâtiment, ce qui pourrait endommager le recouvrement de plancher et causer des inconvénients aux propriétaires et aux occupants. Il peut également être difficile de localiser de manière précise l'emplacement des services publics en dessous de la dalle même si des techniques géophysiques (p. ex. le géoradar) peuvent être utilisées à cette fin.

#### **Difficultés posées par l'échantillonnage des vapeurs du sol sous la dalle**

Les études portant sur plusieurs échantillons prélevés sous les habitations ou les petits bâtiments commerciaux laissent souvent constater une variabilité spatiale des concentrations d'un ou deux ordres de grandeur et une variabilité temporelle saisonnière pouvant atteindre un ordre de grandeur (Holten *et al.*, 2013; Lutes *et al.*, 2013; Wertz et Festa, 1997). La méthode de construction de la fondation et le fonctionnement du système de CVCA influent peut-être également sur la variabilité de la concentration à court terme. Il n'y a pas de méthode simple de collecte de données représentatives des concentrations de vapeurs sous la dalle, mais les stratégies envisageables comprennent l'accroissement de la densité des échantillonnages, un volume de purge élevé (McAlary *et al.*, 2010) en reconnaissance du fait que les méthodes communes se basent sur l'échantillonnage d'à peine quelques litres de gaz souterrains, ce qui risque de ne représenter qu'une très faible proportion du volume total des gaz souterrains sous la dalle, et le prélèvement d'échantillons plus profonds sous les bâtiments où se produit un phénomène d'infiltration inverse de l'air (extrusion). Les coûts de l'échantillonnage sous la dalle peuvent être assez importants, particulièrement si l'évaluation des infiltrations de vapeurs englobe plusieurs résidences voisines et requiert une surveillance continue dans le temps.

L'évaluateur doit donc mesurer les avantages d'obtenir de telles données par rapport aux dommages et inconvénients potentiels.

### 7.4.3 Recommandations concernant l'emplacement des échantillonnages des vapeurs du sol

#### Vapeurs du sol à l'extérieur

L'espacement latéral des sondes d'échantillonnage à installer en profondeur pour caractériser les zones contaminées dépend étroitement de l'état du site et du nombre et de la taille des bâtiments où les infiltrations de vapeurs sont potentiellement préoccupantes. Lorsque le panache d'eau souterraine est étendu, un espacement de plusieurs dizaines de mètres pourrait suffire. Pour les panaches plus petits et les zones où on s'attend à de forts gradients de concentration dans l'eau souterraine, il pourrait être justifié de réduire l'espacement (p. ex. 5 à 15 m ou l'équivalent de la taille d'un bâtiment).

Pour évaluer l'infiltration potentielle de vapeurs dans un bâtiment, des échantillons sont généralement prélevés au moins des deux côtés du bâtiment, à moins que les tendances des concentrations de vapeurs du sol puissent être établies et délimitées sur une plus grande échelle. Un des emplacements devrait se situer dans la direction présumée des concentrations les plus élevées selon les données relatives au sol et aux eaux souterraines. Les points d'échantillonnage des vapeurs du sol devraient être situés assez près du bâtiment (p. ex. à moins de 10 m), mais au-delà de la zone de perturbation ou de remblai du bâtiment (généralement à 2 ou 3 m du mur de fondation). Cette distance peut varier en raison de l'obtention ou non d'une autorisation d'accès. Lorsque la contamination se trouve sous le bâtiment, il est recommandé de dresser des profils verticaux à divers emplacements selon la méthode décrite dans les paragraphes précédents. L'utilisation de transects latéraux devrait également être envisagée lorsque la source de contamination est éloignée latéralement du bâtiment. Il est également recommandé de prélever des échantillons en profondeur, à proximité de la source de contamination, en regard du scénario prévoyant

#### **Critères relatifs aux vapeurs du sol à l'extérieur**

Recommandations concernant le contenu du plan d'échantillonnage des vapeurs du sol dans le cadre d'une évaluation des risques :

1. Échantillonnage sur au moins deux côtés du bâtiment, habituellement à moins de 2-3 m du bâtiment.
2. Lorsqu'il n'y a pas de bâtiment, installation d'au moins deux sondes par ZPEP (d'autres pourraient être nécessaires aux fins de la délimitation).
3. Obtention de profils verticaux des vapeurs du sol à des emplacements choisis.
4. Profondeur minimale égale à la demie de la distance entre la partie la plus basse de la fondation du bâtiment et la source de contamination ou, selon les contraintes, à une profondeur minimale de 1 m sous la surface du sol.
5. En règle générale, utilisation des concentrations maximales à proximité du bâtiment aux fins de l'évaluation des risques.
6. Répétition des échantillons à au moins deux reprises.

la construction de bâtiments.

Aux fins de l'évaluation des risques, il est préférable d'utiliser les concentrations maximales mesurées dans les échantillons de vapeurs prélevés en profondeur à proximité de la source de contamination. La profondeur d'échantillonnage minimale recommandée est égale à la moitié de la distance entre la fondation du bâtiment et la source de contamination. Ce critère minimal de profondeur est fondé en partie sur les résultats des modèles établis par Abreu et Johnson (2005). La profondeur minimale devrait également se situer au moins à 1 m en dessous de la base de la dalle de fondation et à 1 m en dessous de la surface du sol pour se trouver en dehors de la zone d'advection associée au pompage barométrique et à la dépressurisation du bâtiment, de même qu'à une profondeur suffisante pour minimiser les risques que l'air ambiant puisse affecter les échantillons. Cependant, en prenant certaines précautions — par exemple, installation d'une toile de plastique et scellement de la sonde contrôlé par un essai d'étanchéité —, on pourra obtenir des échantillons valides à des profondeurs d'à peine 0,5 m. Une profondeur maximale de 10 m sous la fondation est jugée raisonnable en raison de diverses considérations pratiques (p. ex. les coûts de forage).

Au moment de choisir l'emplacement des sondes de vapeurs du sol devant être installées en profondeur, il est important de reconnaître qu'il est impossible de prélever des échantillons de vapeurs du sol en l'absence d'un réseau continu et interconnecté de pores remplis de gaz, réseau qui se situe dans la zone capillaire de transition au-dessus de la nappe phréatique. La hauteur au-dessus de la nappe phréatique où débute la transition vers les pores remplis de gaz peut être établie de manière approximative au moyen d'un modèle de rétention d'eau (p. ex. le modèle de Van Genuchten). Selon les paramètres d'entrée de la classification des textures du sol du US Soil Conservation Service (SCS), la hauteur projetée de ce point de transition est approximativement de 17 cm dans le cas du sable et de 38 cm dans le cas du loam. Lorsqu'un petit espace additionnel est ajouté pour tenir compte des fluctuations de la nappe phréatique, les estimations de la hauteur de transition suggèrent que les sondes de vapeurs devraient généralement être installées au moins à 0,5 ou 1 m au-dessus de la nappe phréatique. Le document Golder (2007) contient des renseignements additionnels au sujet du modèle de rétention d'eau.

### Vapeurs du sol sous la dalle

Le nombre et les emplacements des échantillons de vapeurs du sol sous la dalle qui seront testés sont établis en tenant compte des conditions particulières du site. Dans le cas des maisons de taille petite à moyenne, on recommande de prélever au minimum deux à trois échantillons sous la dalle, de préférence vers un point central éloigné des semelles de la fondation, bien que certaines questions pratiques (p. ex. l'autorisation d'accès de la part du propriétaire) puissent influencer sur l'emplacement des échantillons.

#### **Données connexes**

Les données connexes recueillies à l'appui des études sur la concentration des vapeurs sous la dalle portent notamment sur le type et sur l'état de la fondation du bâtiment, les fondations souterraines, le système de CVCA et les services publics. Dans certains cas, il peut être utile de procéder à des tests chimiques, géophysiques ou à l'aide d'un traceur pour déterminer si les entrées des services publics sont des points potentiels d'infiltration. La mesure de la pression différentielle entre le bâtiment et le sous-sol à l'aide de manomètres de grande sensibilité peut fournir des informations utiles sur les gradients.

Dans le cas de bâtiments de plus grande taille, il est recommandé de prélever un plus grand nombre d'échantillons pour étudier la variabilité des concentrations de vapeurs présentes dans le sol sous la dalle et délimiter les zones présentant des concentrations élevées de vapeurs. On recommande enfin d'installer des sondes plus profondes lorsqu'il existe un risque d'échanges de gaz entre l'air et le sol.

### Transects latéraux et profils verticaux

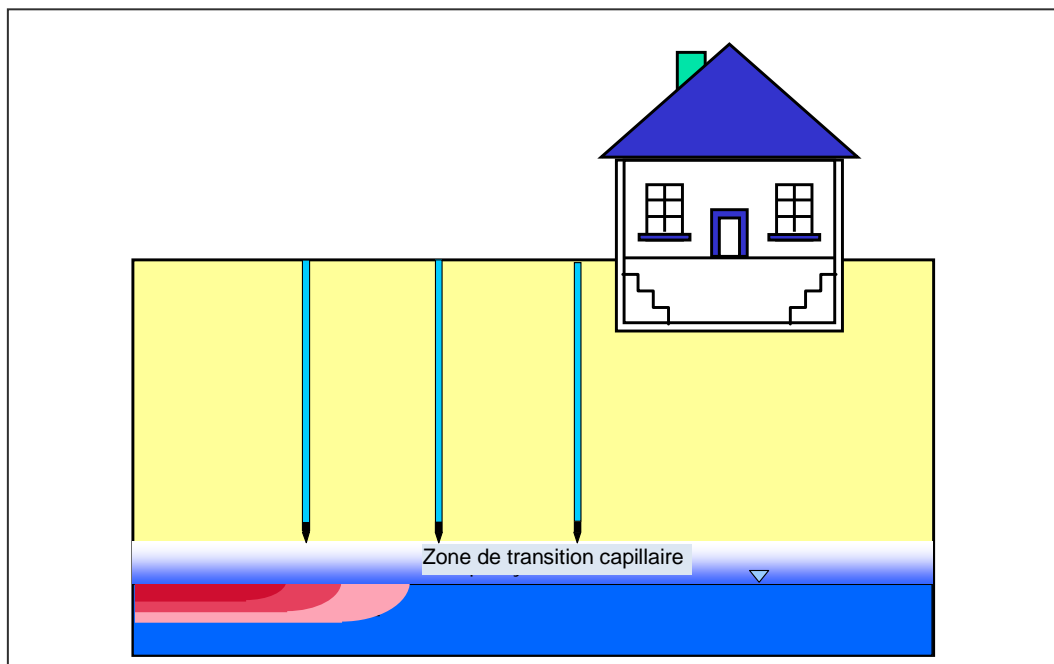
Le plan d'échantillonnage des vapeurs peut prévoir des transects latéraux ou des profils verticaux pour caractériser les variations spatiales des concentrations (figures 7-1 et 7-3). Les transects latéraux ou les profils verticaux fournissent souvent de l'information utile qui permet une analyse plus approfondie des effets de la biodégradation ou facilite l'évaluation des voies de transport des vapeurs dans les couches de sol à grains fins. Les données relatives aux transects et aux profils verticaux peuvent accroître le niveau de confiance du MCS en ce qui a trait aux voies de transport des vapeurs du sol et à la qualité des données. Par exemple, une augmentation des concentrations de vapeurs du sol à l'approche de la surface peut donner à penser que les échantillons prélevés en profondeur ne sont pas valides en raison de l'utilisation d'une méthode d'échantillonnage déficiente ou encore indiquer la présence d'une contamination à faible profondeur dans la zone non saturée.

On utilise habituellement des transects latéraux lorsque la source de contamination est éloignée latéralement du bâtiment. Généralement, trois échantillons devraient être prélevés dans chaque transect, soit trois échantillons de gaz souterrain provenant i) de la bordure de la source de contamination la plus rapprochée du bâtiment, ii) du point intermédiaire entre la source de contamination et le bâtiment, et iii) d'un point à proximité du pourtour du bâtiment (API, 2005). Quelques échantillons supplémentaires pourraient être requis si la distance entre la source de contamination et le bâtiment est de plus de 30 m.

On a recours à des profils verticaux lorsque la source de contamination se situe en dessous du bâtiment. Encore une fois, trois échantillons ou plus doivent être prélevés i) juste au-dessus de la source de contamination; ii) à mi-chemin entre le point le plus haut et le point le plus bas; et iii) à proximité du bâtiment. La source de contamination doit se trouver au moins à 1,5 m sous la fondation du bâtiment pour permettre aux profils verticaux de représenter adéquatement les tendances des concentrations.

Il est recommandé d'avoir recours à des sondes additionnelles lorsqu'il y a des changements lithologiques, lorsque des variations de concentrations sont prévues, lorsque les voies de migration des vapeurs sont incertaines ou lorsque la distance entre la source et le bâtiment est suffisamment grande. Le plan d'échantillonnage des vapeurs du sol doit tenir compte de l'emplacement des services publics en ce qui a trait au choix des points d'échantillonnage, car les corridors des services publics peuvent constituer des voies préférentielles de migration des vapeurs du sol. Il faut toujours être prudent au moment du prélèvement d'échantillons à proximité des services publics pour assurer la santé et la sécurité des travailleurs et des passants et l'intégrité du service public.





**Figure 7-3 : Concept de transect latéral**

### 7.4.4 Fréquence et moment de l'échantillonnage

Comme il peut exister des variabilités temporelles significatives de concentrations en raison de changements dans les sources de contamination, de variations saisonnières de la nappe phréatique et des conditions de bioatténuation des vapeurs d'hydrocarbure, l'étude des voies d'infiltration des vapeurs du sol requiert d'ordinaire plusieurs campagnes d'échantillonnage. Par exemple, lorsque le niveau de la nappe phréatique baisse, la contamination du sol qui était auparavant submergée par l'eau souterraine peut devenir exposée aux gaz souterrains et devenir de ce fait plus volatile. Dans le cas des échantillons de vapeur prélevés à proximité du bâtiment, les conditions météorologiques ou le bâtiment lui-même peuvent être des sources de variabilité. En général, la fréquence de l'échantillonnage doit coïncider avec les conditions saisonnières affectant les vapeurs du sol comme la hauteur de la nappe phréatique (c.-à-d. les niveaux bas et élevés) et les précipitations ou l'humidité du sol (c.-à-d. la saison sèche et la saison des pluies).

Selon les résultats des mesures initiales de concentrations des vapeurs du sol, une seule campagne d'échantillonnage peut parfois suffire. Par exemple, lorsque les concentrations de vapeurs sont significativement moins élevées (c.-à-d. plus d'un ordre de grandeur) que les concentrations potentiellement préoccupantes et s'il est improbable que les concentrations changent sensiblement au fil du temps, une seule campagne d'échantillonnage pourrait être suffisante. D'autre part, lorsque les concentrations de vapeurs sont près des taux potentiellement préoccupants, il est souhaitable d'effectuer une nouvelle campagne d'échantillonnage.

L'échantillonnage de vapeurs du sol ne devrait jamais être effectué pendant ou tout juste après une grosse pluie, car il est alors difficile de prélever des échantillons représentatifs. En outre, l'infiltration de l'eau dans le sol peut créer un biais négatif sur les concentrations de vapeurs du

sol en raison de la répartition des vapeurs dans l'humidité du sol et, dans certains cas, du mouvement d'advection des gaz souterrains. La durée d'assèchement des pores du sol varie selon le type de sol. Les sols à grains grossiers (sable ou gravier) se drainent pour atteindre leur capacité de rétention en quelques heures, tandis que les sols à grains fins prennent plus de temps à se drainer (Hillel, 1980). La capacité de rétention désigne le contenu en eau du sol après le drainage qui s'effectue par la force de la gravité. Selon les données se rapportant au drainage, nous recommandons d'attendre au moins une journée après une grosse pluie (de 0,5 cm) dans le cas des sols à grains grossiers (sable et gravier) et plusieurs jours dans le cas des sols à grains fins.

Le plan d'échantillonnage des vapeurs du sol doit tenir compte des effets possibles des fluctuations de la pression barométrique. Ces fluctuations peuvent influencer sur les concentrations de vapeurs à faible profondeur dans les zones non saturées de sol à grains grossiers. Lorsque cela est possible, il est plus prudent de prélever les échantillons de vapeurs du sol lorsque la pression barométrique est à la baisse. Comme il n'est pas nécessairement facile de prévoir le moment de l'échantillonnage en fonction de la pression barométrique, il faudra noter la pression barométrique des quelques jours précédant et suivant l'échantillonnage lorsque cette information est disponible, et indiquer l'incertitude que cela pourrait engendrer dans le rapport d'évaluation. Les fluctuations de la nappe phréatique causées par les marées peuvent favoriser le transport par advection des gaz souterrains et devraient être prises en compte à l'étape de la conception des programmes d'échantillonnage des vapeurs du sol.

La neige, le gel du sol et la fonte des neiges peuvent également réduire le flux des hydrocarbures vers la surface et augmenter le flux d'oxygène vers le sous-sol, influant ainsi sur les conditions d'infiltration des vapeurs. Cependant, les recherches réalisées dans un site de climat froid ont donné à conclure que la neige et le gel avaient peu d'effets sur les concentrations saisonnières des vapeurs du sol (Hers *et al.*, 2013). Il convient de songer à répéter les échantillonnages avec et sans gel ou couverture nivale.

### 7.4.5 Évaluation de la biodégradation aérobie des hydrocarbures

Une masse considérable de données empiriques sur la biodégradation des hydrocarbures pétroliers a conduit à élaborer de nouvelles méthodes de dépistage axé sur les risques, méthodes qui sont fondées 1) sur la distance d'exclusion (ou d'inclusion), c'est-à-dire la distance de séparation (verticale) de la source de contamination au-delà de laquelle le risque d'infiltration de vapeurs de pétrole peut être considéré comme négligeable (USEPA, 2013; Lahvis *et al.*, 2013); ou 2) sur les facteurs de bioatténuation des vapeurs d'hydrocarbures (Santé Canada, 2010). Il peut s'avérer justifié dans certains cas de procéder à des mesures de la bioatténuation des vapeurs du sol à l'appui des méthodes précitées (p. ex. lorsque l'applicabilité au site est incertaine) ou aux fins d'une modélisation de niveau supérieur fondée sur l'étalonnage ou la comparaison des concentrations mesurées et des concentrations prédites par les modèles.

Le type de source (p. ex. LNAL ou source dissoute) et sa taille, la concentration de vapeur à la source, la distance séparant la source du bâtiment, la taille du bâtiment, la couche de surface près du bâtiment et les processus qui favorisent le transfert de l'oxygène sous la surface du sol (p. ex.

vent ou pompage barométrique) comptent parmi les facteurs principaux qui influent sur les concentrations d'oxygène et la biodégradation aérobie des hydrocarbures de pétrole.

L'établissement de profils verticaux des concentrations de vapeurs du sol (fondés d'ordinaire sur trois échantillons ou plus) en dessous des bâtiments ou de couches de surface aux propriétés similaires à celles d'une fondation de bâtiment (p. ex. surfaces pavées) compte parmi les méthodes d'évaluation de la biodégradation. Les échantillons de vapeurs souterraines doivent être analysés pour déceler les vapeurs d'hydrocarbures potentiellement préoccupantes, ainsi que l'oxygène, le dioxyde de carbone et le méthane. L'azote peut lui aussi servir au contrôle de la qualité et à la détection de l'advection des gaz souterrains. Le manque d'oxygène et les niveaux élevés de dioxyde de carbone sont des indicateurs de la biodégradation aérobie des hydrocarbures. Les concentrations élevées de méthane sont un indicateur de la biodégradation anaérobie. L'analyse des composés d'hydrocarbures qui sont moins solubles et possiblement moins biodégradables que les BTEX (p. ex. cyclohexane, 2,2,4-triméthylpentane) peut servir d'indicateur utile du transport des vapeurs d'hydrocarbures (Sanders et Hers, 2006).

Les résultats de l'évaluation de la présence de LNAL fondée sur l'observation aux puits d'observation et sur le prélèvement de carottes de sol aux fins d'essais sur le terrain (p. ex. tests de l'espace de tête au moyen d'un détecteur à photoionisation et tests colorimétriques) et les analyses en laboratoire comptent parmi les sources des données requises pour une évaluation de la biodégradation. L'analyse d'échantillons de sol pour la détermination de la teneur en carbone organique et des propriétés physiques peut aussi être utile. Il est recommandé de procéder au prélèvement d'une carotte continue de sol sur la zone d'impact potentiel afin de pouvoir examiner la lithologie du sol et de prélever des échantillons représentatifs.

### 7.5 Construction et installation des sondes de vapeurs du sol

Les sondes de vapeurs du sol peuvent être composées de divers types de matériaux et installées à l'aide de plusieurs techniques (EPRI, 2005; API, 2005; Atlantic PIRI, 2006). La construction de sondes comporte un certain nombre d'aspects essentiels, notamment i) les sondes doivent être construites avec des matériaux relativement inertes et non sorbants, ii) des techniques doivent être mises en œuvre pour minimiser l'impact potentiel de l'air atmosphérique sur les points de collecte des sondes, et iii) les sondes doivent demeurer scellées entre les prélèvements d'échantillons. Les principales méthodes d'installation de sondes sont les suivantes :

- installation dans des trous de forage percés dans le sol ou dans des trous de carottage percés dans une dalle de béton;
- installation à l'aide de la technique de poussée directe;
- sondes commandées.

#### 7.5.1 Installation dans des trous de forage

L'installation de sondes permanentes dans des trous de forage est la méthode préférable. Toutefois, nous décrivons ci-dessous diverses autres options qui permettront aux intéressés de s'adapter aux conditions particulières et aux contraintes du site (voir le MOR n° 4). Pour tous les

types de sondes, il est important de déterminer l'emplacement des corridors de services publics souterrains avant de procéder à l'installation.

Les méthodes de forage devraient réduire au minimum les perturbations et les risques d'infiltration de liquides sous la surface du sol (p. ex. Geoprobe, tarière, rotosonic n'utilisant pas de liquides). Il convient d'éviter les méthodes qui introduisent des liquides dans le sous-sol ou qui entraînent des perturbations importantes (p. ex. Hydrovac).

Les sondes installées dans des trous de forage sont construites de manière similaire aux puits d'observation de l'eau souterraine, mais leur conception comporte des différences importantes. Il convient en général d'utiliser des filtres (0,1 à 0,3 m de longueur) pour les sondes, puisque l'objectif est généralement de caractériser des concentrations locales de gaz souterrains (c.-à-d. de petits volumes). Le diamètre de la sonde doit être étroit (au plus 25 mm [1 pouce] et moins de préférence) afin de minimiser les volumes de purge et la surface de la sonde pouvant absorber des COV.

Les tuyaux en PVC rigide et les « implants » composés d'un filtre en treillis métallique rattaché à un tuyau souple sont deux types de sondes très courants. Dans le cas des sondes en PVC, il est recommandé d'utiliser des tuyaux d'un diamètre de 19 mm ( $\frac{3}{4}$  de pouce). Bien qu'on recommande un treillis de calibre 10 (0,01 pouce) pour les puits d'observation de l'eau souterraine, un treillis à mailles plus grandes (jusqu'au calibre 40) peut être utilisé pour les sondes de gaz souterrains en PVC puisqu'il y a moins de risques d'infiltration de la couche filtrante dans la zone non saturée. Les implants disponibles sur le marché font en général 0,15 à 0,3 m de longueur sur 12,5 mm ( $\frac{1}{2}$  pouce) de diamètre et sont connectés à la surface du sol à l'aide d'un tuyau de 6 mm ( $\frac{1}{4}$  de pouce). Les tuyaux de plus petit diamètre (c.-à-d. 6 mm ou moins) ont pour inconvénient une perte par frottement lorsque des essais à l'air comprimé sont effectués (voir le MOR n° 5). Un bouchon fileté muni d'une bague d'étanchéité doit être placé sur le dessus du tuyau ascendant pour le fermer hermétiquement. Aucune colle ne doit être utilisée dans la construction des sondes.

Du sable grossier ou du gravier fin devrait être placé autour de la partie crépinée de la sonde, et un scellant de bentonite d'une épaisseur minimale de 0,3 m devrait être installé au-dessus de la partie crépinée. Comme les sondes de gaz souterrains sont installées dans la zone non saturée où l'humidité du sol peut être très faible, une attention particulière doit être portée à l'hydratation du scellant de bentonite. On peut préparer un scellant efficace en utilisant de la bentonite granulaire sèche (16 mailles) par opposition à de la poudre, des copeaux ou des éclats et en ajoutant de l'eau distillée à la bentonite au cours de l'installation. La bentonite granulaire possède une texture qui ressemble à celle du sable utilisé pour la couche filtrante; par conséquent, elle se placera facilement dans le trou de forage en s'hydratant de manière instantanée. Deux ou trois couches de bentonite auxquelles on ajoute de l'eau sont habituellement suffisantes pour former un scellant efficace. Le reste de l'espace annulaire du trou de forage peut être efficacement scellé à l'aide d'une pâte épaisse faite de bentonite en poudre et d'eau (Volclay). Sur certains sites, il peut être prudent d'utiliser de l'eau distillée pour l'hydratation afin d'éviter de corrompre les gaz souterrains avec des substances volatiles souvent présentes dans l'eau du robinet (p. ex. le chloroforme).

Lorsque plusieurs sondes sont installées dans un seul trou de forage, celui-ci doit être scellé avec de la bentonite granulaire au-dessus et en dessous de chaque sonde. Après avoir laissé le scellant reposer jusqu'au lendemain, l'intégrité de la sonde doit être vérifiée en créant un vide dans chacune des sondes et en mesurant le vide des sondes adjacentes. Dans le cas d'un scellant résistant, un vide peut toujours être mesuré dans les sondes adjacentes; toutefois, le vide se développera lentement et sera moindre que celui mesuré dans les sondes à pompe (EPRI, 2005). Les sondes de vapeurs souterraines doivent être complétées par une valve étanche ou un robinet d'arrêt qui empêche l'air atmosphérique de pénétrer dans la sonde et doivent également être protégées à l'aide d'un couvercle de puits ou d'un couvercle protecteur pour des raisons de sécurité et de protection contre les intempéries. Lorsque des sondes à multiniveaux sont installées, chaque sonde doit être identifiée à l'aide d'une étiquette durable sans colle ni marqueur. Règle générale, une minutie comparable ou supérieure à celle déployée pour les puits d'observation est de mise pour l'installation de sondes de vapeurs du sol.

L'installation de sondes permanentes dans des trous de forage a possiblement pour avantage de permettre l'évaluation continue de la variabilité temporelle à l'aide d'échantillons successifs. Ces sondes sont également plus souples (c.-à-d. sondes en profondeur, sols denses). De plus, les couches filtrantes qui entourent le filtre offrent plus d'espace pour le prélèvement d'échantillons de vapeurs du sol que les sondes commandées. Les restrictions d'accès pour les appareils de forage pourraient constituer un désavantage des sondes installées dans les trous de forage.

Des échantillons de sol doivent être prélevés pendant les forages effectués en vue de l'installation des sondes de vapeurs souterraines. Il convient d'envisager des analyses d'échantillons de sol pour en établir le niveau d'humidité et la granulométrie. D'autre part, la lithologie et la stratigraphie du sol doivent être soigneusement notées. Les échantillons de sol doivent également être évalués pour détecter toute contamination possible, incluant les sources qui peuvent se trouver au-dessus de la nappe phréatique (voir la section 7.8).

### 7.5.2 Sondes installées à l'aide de la technique de poussée directe

Les techniques de poussée directe peuvent être utilisées pour installer un dispositif servant à mesurer les vapeurs souterraines dans un trou de forage. Les tiges sont poussées à la profondeur souhaitée, et les dispositifs sont installés par la suite en les attachant à une pointe filtrante détachable et en les faisant glisser dans les tiges creuses. Une couche de sable filtrant et un scellant de bentonite doivent être installés à travers les tiges creuses qui sont par la suite retirées pour minimiser l'impact possible de l'air atmosphérique provenant de la surface sur les points d'échantillonnage. L'emplacement de la couche filtrante et du scellant doit être confirmé à l'aide d'un bourroir. L'affaissement naturel du matériel autour des sondes ne permet pas de sceller hermétiquement l'ouvrage, et il convient de ne pas s'y fier. On peut aussi utiliser des équipements de poussée directe pour obtenir des carottes de sol avant l'installation de la sonde. Les données sur le sol peuvent être utiles pour définir les intervalles cibles en prévision de l'installation de la sonde.

L'installation rapide des dispositifs avec un minimum de perturbations constitue l'un des avantages potentiels de la technique de poussée directe. Toutefois, il faut prendre garde de

construire un joint hermétique. De plus, la présence de gravier ou de galets peut empêcher l'utilisation de la technique de poussée directe.

### 7.5.3 Sondes commandées

Dans leur forme la plus simple, les sondes commandées sont composées de tiges creuses en acier d'un diamètre interne variant de 9 à 25 mm. Ces sondes peuvent être commandées manuellement ou à l'aide de véhicules possédant de l'équipement de poussée directe. Les tiges comprennent un bout conique raccordé de façon lâche qui est poussé sur une courte distance additionnelle dans la formation à l'aide d'une tige interne lorsque la sonde a atteint la profondeur souhaitée. Plusieurs trous peuvent être forés à proximité du bout de la sonde pour accroître la surface de vide à partir de laquelle les gaz souterrains sont tirés dans la sonde. Un scellant de bentonite doit être installé autour de la sonde à la surface. Les sondes commandées sont des installations temporaires qui sont retirées après le prélèvement de l'échantillon.

Certains équipements de poussée directe permettent le prélèvement d'échantillons multiples pendant une même poussée où les échantillons de gaz souterrain sont prélevés par l'entremise d'un filtre situé dans une enveloppe protectrice rétractable. Une nouvelle section de tube est montée au point d'échantillonnage à chaque nouvelle profondeur (p. ex. système Post Run Tubing [PRT] Geoprobe) ou reliée de façon permanente au point d'échantillonnage, ce qui ne permet de prélever qu'un seul échantillon par poussée (p. ex. système AMS Retractable-Tip). Cette technique peut être utile pour la caractérisation des concentrations de vapeurs du sol au-dessus des zones contenant les sources de contamination. Toutefois, en raison des risques de contamination croisée, cette technique ne doit pas être utilisée dans ou sous des zones de sources de contamination. Un scellant en bentonite doit être installé autour des tubes à la surface.

Les sondes commandées sont avantageuses du point de vue de la souplesse de l'installation et du coût. Elles sont par contre difficiles à installer dans les sols denses ou à gros grains, tout particulièrement en profondeur. Elles risquent par ailleurs d'être déviées pendant la poussée à travers les sols denses ou à gros grains, ce qui peut engendrer des fuites. Il arrive souvent que les filtres rétractables s'obstruent dans les sols à grains fins, ce qui peut compliquer le prélèvement des échantillons. Dans le cas du système PRT Geoprobe, il est difficile de procéder à un test de l'étanchéité du couplage entre le tube et la sonde. Il est important de ne pas déplacer les sondes après leur installation afin d'éviter de créer entre le sol et la surface extérieure des sondes un espace qui risque de devenir une voie de moindre de résistance dans des sols de faible perméabilité.

Les sondes commandées installées verticalement à l'aide d'un bélier hydraulique ou d'un marteau à inertie sans perturbation subséquente du milieu et qui passent avec succès l'essai d'étanchéité (MOR n° 6) sont jugées acceptables, bien que les sondes permanentes installées dans des trous de forage restent préférables. Les sondes de sol ne sont pas recommandées.

Lorsqu'on songe à installer tout type de sonde à une faible profondeur (moins d'un mètre de la surface), il convient, en guise de précaution supplémentaire, d'installer une toile en plastique sur le sol (1,5 x 1,5 m), tel que recommandé dans BCCSAP (2009). On réduit ainsi les risques d'infiltration de l'air ambiant dans l'espace qui entoure le joint étanche de la sonde.

### 7.5.4 Utilisation des puits d'observation de la nappe phréatique pour le prélèvement de vapeurs du sol

Il est également possible de prélever des échantillons de vapeurs dans des puits d'observation de la nappe phréatique à condition que le filtre de puits s'étende jusqu'au-dessus de la frange capillaire. Avant de prélever un échantillon à des fins d'analyse, le puits doit être purgé de plusieurs volumes d'air. Dans le cas des puits possédant un diamètre usuel, un taux de purge de plusieurs litres par minute peut être requis. Il faudra donc utiliser une pompe de taille appropriée pour cette opération. Comme les puits d'eau souterraine sont parfois aérés à partir de la surface, un bouchon ou une valve hermétique devrait être utilisé au moment de l'échantillonnage des vapeurs du sol.

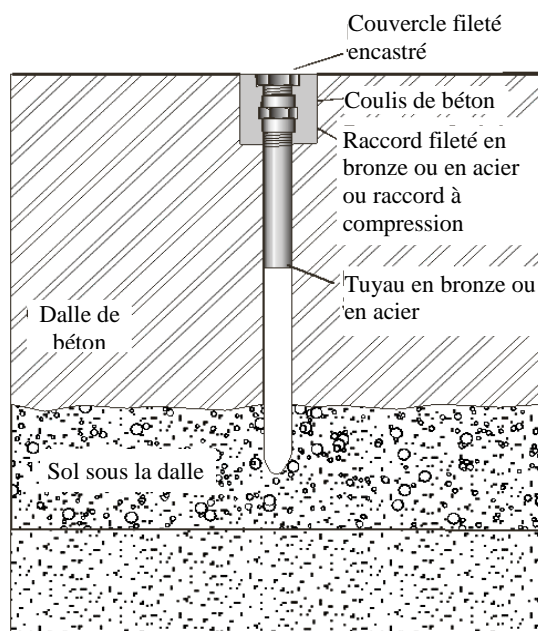
L'échantillon de vapeurs du sol composite obtenu dans la longueur du filtre situé au-dessus de la frange capillaire d'un puits d'observation peut fort bien ne pas fournir la discrétisation verticale souhaitée. L'échappement de gaz volatils provenant de la surface de la nappe phréatique et de la frange capillaire influera dans une certaine mesure sur les concentrations de vapeurs du sol. En présence d'une frange capillaire de grande hauteur, la surface potentielle de volatilisation d'un puits peut être significative (environ  $1 \text{ m}^2$ ). Dans un tel scénario, les concentrations de vapeurs du sol mesurées dans un puits d'observation peuvent être significativement plus élevées que celles mesurées à l'aide d'une sonde de vapeurs du sol installée directement au-dessus de la frange capillaire. Par conséquent, les données provenant des puits pourraient être inappropriées pour évaluer l'atténuation des concentrations dans la zone de transition capillaire.

### 7.5.5 Sondes de vapeurs du sol installées sous la dalle

Avant de forer ou d'effectuer des carottages dans des dalles de béton, il est essentiel de passer en revue l'information concernant la structure du bâtiment et l'emplacement des services publics afin de s'assurer que les travaux de forage ou de carottage n'affecteront pas l'intégrité de l'enveloppe du bâtiment ni les services publics souterrains présents dans la dalle de fondation. Cette vérification permet également de déterminer si les activités de forage ou de carottage présentent des risques potentiels pour la santé et la sécurité. Des techniques géophysiques devraient être utilisées pour localiser les barres d'armature des dalles de béton avant le forage. Après le forage et avant l'installation des sondes, le trou doit être temporairement scellé (p. ex. à l'aide d'un bouchon de caoutchouc) pour minimiser les perturbations sur les concentrations de vapeurs sous la dalle.

Généralement, l'échantillonnage des gaz souterrains sous la dalle vise à caractériser les concentrations de vapeurs dans le sol sous la fondation juste en dessous de la dalle. Par conséquent, les sondes permanentes, habituellement en acier inoxydable ou en laiton, sont insérées dans un trou qui est scellé avec du coulis de béton (USEPA, 2004). Le coulis de béton doit inclure du ciment Portland, des agrégats et de l'eau, mais ne doit inclure aucun additif pouvant contenir des COV. Un ciment gonflant (hydratant) à prise rapide peut être une bonne option dans la mesure où il ne contient aucun additif avec COV. On peut aussi opter pour une sonde expansible de type packer qui ne requiert pas de scellement au coulis de ciment et qui sert d'ordinaire de sonde temporaire. Peu importe le type de sonde utilisé, il est de bonne pratique

d'installer un scellant temporaire de bentonite autour de la sonde pendant l'échantillonnage. La figure 7-4 illustre une sonde installée sous la dalle conçue par l'USEPA (2004).



**Figure 7-4 : Sonde de gaz souterrain recommandée pour l'échantillonnage sous la dalle, USEPA (2004).**

### 7.5.6 Matériaux utilisés pour les sondes

Il est préférable d'utiliser des matériaux inertes et non poreux pour l'échantillonnage des vapeurs souterraines. Les sondes en acier inoxydable ou en PVC sont acceptables, mais il existe un risque de sorption de COV sur le PVC (Hers *et al.*, 2004), et il convient donc de ménager une période de temps suffisante pour permettre l'équilibrage des sondes et de procéder à une purge pour veiller à ce que les résultats ne soient pas biaisés par un phénomène de sorption. On recommande d'utiliser des lignes de prélèvement en Téflon. Une étude réalisée par Hayes *et al.* (2006) fait état d'une sorption importante et d'un biais négatif des mesures de concentrations de naphthalène effectuées à l'aide de tuyaux en Nyla-Flow. Ce type de tuyau ne devrait donc pas être utilisé pour l'échantillonnage du naphthalène ou de composés semblables, bien qu'il soit acceptable pour les COV de poids moléculaire plus faible. Les tubes en polyéthylène, en silicium ou en tygon sont très sorbants et ne devraient pas être utilisés. Les raccords filetés (p. ex. Swagelok) sont préférables, bien que les raccords cannelés ajustés (le tube recouvrant au moins trois cannelures) procurent une étanchéité raisonnable. Les colles, rubans et autres matériaux qui émettent des substances volatiles ne doivent pas être utilisés dans la construction de sondes.

### 7.5.7 Décontamination des matériaux et de l'équipement d'échantillonnage

Il faut utiliser du matériel et de l'équipement propres pour l'échantillonnage des vapeurs du sol. Cette exigence peut être respectée en procédant à la décontamination du matériel ou par l'utilisation de matériel neuf. Les équipements doivent également être manipulés avec soin puisque le matériel d'échantillonnage peut être contaminé par des contenants sales, des crayons



marqueurs, les mains, les gaz d'échappement des véhicules, etc. Le niveau de décontamination peut dépendre des objectifs de l'étude des gaz souterrains et des LDL des différents échantillons.

Lorsque l'étude des vapeurs du sol se limite à l'échantillonnage des gaz à l'aide d'un détecteur à photoionisation (DPI) ou d'un détecteur à ionisation de flamme (DIF) mesurant le nombre de parties par millions, il est acceptable de réutiliser des sondes de vapeur souterraines, des tubes et des contenants d'échantillonnage (p. ex. des sacs de collecte de gaz). Toutefois, avant d'installer une sonde et de prélever chaque échantillon, un échantillon témoin d'air ambiant doit être prélevé à travers la ligne de prélèvement et testé sur le terrain à l'aide du DPI ou du DIF. Lorsque les concentrations des échantillons témoins (ou blancs de terrain) sont plus élevées que les concentrations de fond dans le milieu ambiant, l'équipement doit être nettoyé ou remplacé par de l'équipement neuf.

Lorsque l'étude des vapeurs du sol requiert le prélèvement d'échantillons à l'aide du DPI ou du DIF pour des analyses sur le terrain ou en laboratoire, il est recommandé d'utiliser du matériel neuf ou de procéder à un nettoyage rigoureux suivi de tests d'échantillons témoins certifiés « gaz zéro ».

Les sondes temporaires en acier devraient être désinfectées avant usage à chaque site d'échantillonnage. Le matériel des sondes doit être soigneusement entreposé pour éviter la contamination (p. ex. entreposage dans des sacs hermétiques). Les procédures d'échantillonnage et de décontamination doivent être décrites dans le programme d'AQ/CQ.

### 7.6 Procédures d'échantillonnage des vapeurs du sol

Cette section présente diverses procédures d'échantillonnage des vapeurs du sol : l'équilibrage des vapeurs du sol, les essais de performance des sondes, le choix de contenants d'échantillons, les méthodes de détection des fuites et des courts-circuits, la purge et l'échantillonnage. Les méthodes utilisées doivent être expliquées tout au long du processus d'échantillonnage. Le MOR n° 5 fournit des renseignements additionnels concernant les procédures d'échantillonnage des vapeurs du sol. Les documents NJDEP (2013), ITRC (2007), Atlantic PIRI (2006) et EPRI (2005) fournissent également une bonne description du processus d'échantillonnage.

#### 7.6.1 Mise en place et équilibrage des sondes de vapeurs du sol

Après la mise en place des sondes, il convient de retirer l'air qui s'est introduit pendant l'installation ou de laisser les gaz souterrains s'équilibrer par diffusion avant de procéder à l'échantillonnage. L'installation suivie d'une période d'équilibrage convient également et pourrait présenter des avantages pour les sondes en PVC, car cette façon de procéder permet à la sorption de se produire. Un minimum de trois volumes d'air (composés de la sonde, des tuyaux et de la couche filtrante de sable)

#### **Durée d'équilibrage pour la couche de sable filtrant**

Pour déterminer la durée d'équilibrage des gaz entre la couche de sable filtrant et le milieu environnant, DiGuilio *et al.* (2006) ont utilisé un modèle de calcul de cette durée pour diverses distances et teneurs en eau du sol. Pour un trou de forage de 50 mm de diamètre, le graphique de la durée d'équilibrage de la couche de sable filtrant indique que cet équilibrage peut prendre de quelques minutes à quelques heures.

devraient être retirés pendant l'opération de mise en place. Autrement, il conviendra de ménager une période de temps suffisante pour l'équilibrage avant de procéder à l'échantillonnage. Le temps requis pour l'équilibrage de la sonde varie selon les perturbations qui ont pu se produire au cours de l'installation. Les périodes minimales recommandées sont les suivantes : sondes commandées ou installées par poussée directe avec la tige restant dans le sol (20 minutes); sondes installées par poussée directe dans des tiges de petit diamètre (un jour); sondes installées au moyen d'un forage à la tarière ou au roto-sonic sans apport d'air ni d'eau (deux jours). Dans le cas des sondes installées au moyen de forages soniques ou de forages rotatifs à l'air avec apport de fluides ou dans des trous de forage Hydrovac, il convient de retirer l'air introduit dans la formation et de laisser ensuite les gaz souterrains s'équilibrer pendant au moins une semaine. Des purges séquentielles et des tests de détection des vapeurs seront par ailleurs requis pour confirmer la stabilité des concentrations.

### 7.6.2 Vérification de l'écoulement et du vide (performance des sondes)

Des essais de performance des sondes choisies doivent être exécutés avant de procéder à l'échantillonnage des vapeurs du sol. Ces essais visent à s'assurer que les valeurs d'écoulement et de vide sont dans des fourchettes acceptables avant de commencer l'échantillonnage. L'essai est effectué en retirant d'abord la vapeur souterraine de la sonde à la vitesse d'écoulement souhaitée à l'aide d'une pompe, puis en mesurant le vide obtenu. Lorsque le vide excède 0,36 psi (10" d'eau), un taux d'écoulement plus faible doit être utilisé afin de réduire si possible le vide. On peut obtenir des échantillons sous des conditions de vide plus poussé, mais il faut pour cela utiliser une pompe spéciale. Dans le cas des échantillons de gaz prélevés sous la dalle, un vide moins poussé est généralement requis (moins d'un pouce d'eau) puisqu'on trouve souvent des matériaux granulaires sous les dalles de fondation. Les mesures du vide et de l'écoulement sont à peu près comparables entre les prélèvements d'échantillons. Des conditions de vide plus poussé sans rapport avec les conditions connues du sol peuvent signaler un blocage de la sonde par l'eau, tandis que des conditions de vide moins poussé peuvent signaler une fuite dans la ligne de prélèvement. Les mesures de l'écoulement et du vide peuvent également être utilisées pour estimer la perméabilité sol-air au moyen de modèles mathématiques d'écoulement du gaz souterrain dans une sonde (Garbesi *et al.*, 1996) ou dans un puits (Johnson *et al.*, 1990) (voir le MOR n° 5).

### 7.6.3 Essais d'étanchéité des sondes et des lignes de prélèvement

Il convient de procéder à un essai d'étanchéité à l'installation de chaque nouvelle sonde de vapeurs souterraines et de répéter ce test s'il apparaît que la sonde ou le scellant de surface a été perturbé. Même en l'absence d'indices de perturbation, il est de bon de contrôler un sous-échantillon de sondes (p. ex. 10 à 20 %) à chaque nouvelle campagne d'échantillonnage. La procédure la plus commune de contrôle de l'étanchéité de la sonde et de la valve de surface consiste à injecter de l'hélium dans un boîtier recouvrant l'ensemble de l'installation (MOR n° 6). Un échantillon de vapeurs du sol est prélevé de la sonde à l'aide d'un sac d'échantillonnage de gaz et analysé à l'aide d'un détecteur manuel d'hélium capable de mesurer des concentrations variant de 0,01 à 100 %. Cet essai présente le double avantage de fournir des données en temps réel et d'être relativement facile à réaliser (pendant la purge et le dosage sur le terrain des gaz prélevés dans les sacs). En revanche, l'hélium est un gaz de plus en plus difficile à obtenir et

coûteux. Les méthodes de recharge comprennent l'utilisation d'hexafluorure de soufre en guise de traceur ou d'un traceur liquide volatil comme l'alcool isopropylique (MOR n° 6).

Il convient également de tester l'étanchéité de la ligne utilisée pour le prélèvement des échantillons destinés aux analyses sur le terrain et en laboratoire. Cet essai peut être réalisé sous vide ou sous pression; il s'agit de mesurer les changements de pression négative ou positive en fonction du temps (MOR n° 5 et 6). Lorsque la ligne de prélèvement est pressurisée, une solution d'eau savonneuse peut servir à détecter les raccords qui présentent des fuites. Lorsqu'on utilise des cartouches, il est possible de les récupérer à l'intérieur du boîtier rempli d'hélium, mais il faudra pour cela utiliser un volume supplémentaire d'hélium et vérifier périodiquement la concentration du gaz traceur dans le boîtier pour la remettre au niveau requis le cas échéant. Le laboratoire d'analyse doit être averti du choix de cette méthode afin de prendre les mesures requises pour le dosage de l'hélium. Cette méthode a pour inconvénient de ne pas fournir des mesures de l'étanchéité en temps réel.

Les possibilités de court-circuitage de l'air atmosphérique peuvent être évaluées de manière indirecte en examinant avec soin les données relatives à l'oxygène et au dioxyde de carbone. Par exemple, les concentrations d'oxygène sont en général réduites en présence de concentrations élevées de vapeurs d'hydrocarbures à proximité d'une source d'hydrocarbures pétroliers, et la présence de concentrations modérées à élevées d'hydrocarbures et d'oxygène dans un échantillon de vapeurs du sol pourrait trahir une infiltration d'air atmosphérique dans cet échantillon (voir la section 7.10 pour plus de détails).

### **Essai d'étanchéité à l'hélium**

Cet essai s'appuie sur l'estimation du ratio concentration de vapeurs du sol / concentration du traceur hélium (x 100 %). Le seuil recommandé est fixé à 2 %. Lorsque le pourcentage de fuites dépasse ce seuil, il convient de réparer la sonde ou la ligne de prélèvement. Prendre note que la présence de méthane dans le sol peut entraîner un biais positif lorsque la concentration d'hélium est mesurée au moyen de détecteurs de terrain communs (SABCS, 2011). On recommande d'utiliser pour cet essai de l'hélium ultra pur à 99,995 % ou plus (MOR n° 6).

#### 7.6.4 Contenants et matériel d'échantillonnage

Plusieurs types de contenants et de matériels d'échantillonnage peuvent être utilisés, notamment des contenants d'acier sous vide, des cylindres en verre ou des sacs d'échantillonnage de gaz (p. ex. en Tedlar ou en polyfluorure de vinyle). Le choix d'un contenant ou d'un appareil d'échantillonnage est influencé par les objectifs de l'étude, les exigences en matière d'analyse et les LDL. Dans le cas des analyses effectuées sur le terrain à l'aide de détecteurs manuels, le prélèvement des échantillons se fait fréquemment à l'aide de sacs d'échantillonnage de gaz. L'utilisation d'une chambre à vide (« *lung box* ») pour remplir les sacs évite d'avoir à faire passer les gaz souterrains par une pompe qui pourrait constituer une source de contamination. Des seringues étanches aux gaz sont souvent utilisées pour des analyses effectuées sur le terrain dans des laboratoires mobiles. Les échantillons prélevés pour des analyses effectuées en laboratoire dans le but de détecter des COV doivent normalement être conservés dans des tubes sorbants ou en acier inoxydable (p. ex. Summa<sup>MC</sup>) ou des contenants à revêtement de verre (p. ex. SilcoSteel<sup>MC</sup>). Les appareils d'échantillonnage sont comparés dans le tableau 7-2.

En raison d'une pénurie de sacs en Tedlar, on a recours à des sacs d'échantillonnage fait de matières plastiques différentes qui risquent de ne pas donner le même rendement. Une comparaison de la pellicule FlexFilm SKC au Tedlar (Coyne *et al.*, 2009) a permis de constater qu'en dépit de concentrations de fond de COV totaux à peu près trois fois inférieures dans les sacs FlexFilm que dans les sacs Tedlar, ces derniers laissaient constater une déperdition plus grande des gaz qu'ils contenaient. Bien que la méthode d'analyse prescrite (ASTM D1946-90 [2011]) autorise l'utilisation de sacs d'échantillonnage pour l'analyse des gaz difficilement liquéfiables (p. ex. oxygène, dioxyde de carbone, méthane), cette option n'est généralement pas recommandée en raison des risques de fuites et d'un temps de conservation limité (tableau 7-2); on recommande plutôt l'usage de cartouches. Cependant, certains laboratoires recommandent d'utiliser des sacs Tedlar au lieu de cartouches pour l'analyse du soufre réduit puisque des études indiquent que les vieilles cartouches à revêtement de verre ne donnent pas une récupération adéquate du sulfure d'hydrogène et de certains thiols (Bontempo et Kao, 2008; Rezendes et Lanna, 2004).

**TABLEAU 7-2 : Contenants et matériel d'échantillonnage de vapeurs souterraines**

<p><b>Sacs d'échantillonnage (p. ex. Tedlar<sup>®</sup>, Flexfilm SKC)</b></p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Les sacs d'échantillonnage sont disponibles dans un éventail de volumes; généralement, des sacs de 0,5 à 1 litre sont utilisés pour l'échantillonnage des vapeurs souterraines.</li> <li>• Les sacs d'échantillonnage peuvent être remplis à l'aide d'une chambre à vide, ce qui permet d'éviter la contamination croisée par les pompes ou par les fuites.</li> <li>• Les études font état de fuites importantes des sacs Tedlar<sup>®</sup> dans les 24 ou 48 heures suivant l'échantillonnage (Wang <i>et al.</i>, 1996; Andiro et Butler, 1991).</li> <li>• Les sacs d'échantillonnage de gaz ne sont généralement pas recommandés pour les analyses en laboratoire. Lorsqu'ils sont malgré tout utilisés, il convient de procéder aux analyses le plus rapidement possible. Bien que les temps de conservation indiqués atteignent jusqu'à sept jours, on recommande de procéder aux analyses à l'intérieur d'une période de 24 à 48 heures.</li> </ul>
<p><b>Seringues étanches au gaz</b></p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Les seringues étanches au gaz sont utilisées pour prélever de petits échantillons de gaz souterrains (généralement de 5 à 60 ml).</li> <li>• Les seringues étanches sont généralement utilisées pour des analyses par CPG effectuées sur le terrain.</li> <li>• Les seringues étanches au gaz devraient être faites de matériaux inertes (p. ex. acier inoxydable et Téflon); des témoins devraient être testés pour évaluer les pertes possibles en raison de la sorption.</li> <li>• Les échantillons doivent être analysés rapidement, dans les 30 minutes suivant leur collecte.</li> </ul>
<p><b>Tubes sorbants</b></p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Il existe une vaste gamme de tubes sorbants qui doivent être choisis en fonction des types et des concentrations de substances chimiques volatiles prévus dans les gaz souterrains.</li> <li>• Les tubes sorbants sont enlignés entre la sonde et la pompe.</li> <li>• La vitesse d'échantillonnage pour les tubes sorbants est généralement de 50 à 200 ml/min; le taux d'écoulement de la pompe</li> </ul>

	<p>d'échantillonnage doit être déterminé de manière exacte.</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• La durée de l'échantillonnage dépend de la concentration prévue, du taux d'écoulement, du type de substance chimique, du sorbant et de la limite de détection souhaitée.</li> <li>• Aux fins du contrôle de la qualité, les tubes sorbants possèdent souvent une section avant et arrière où deux tubes sont placés pour évaluer les possibles fuites de substances chimiques.</li> </ul>
<p><b>Contenants à revêtement de verre ou en acier inoxydable</b></p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Les contenants en acier inoxydable possèdent un revêtement intérieur inerte et passif (traité pour améliorer l'inertie chimique). Les contenants à revêtement de verre sont conçus pour résister aux substances chimiques réactives ou polaires.</li> <li>• Ils sont disponibles dans des volumes de 400 ml à 6 litres.</li> <li>• Les contenants sont fournis sous vide. Ce vide est mesuré avant l'expédition par le laboratoire, immédiatement avant et après l'échantillonnage à l'aide de la jauge fournie par le laboratoire, et par le laboratoire au moment de la réception de l'échantillon. Des différences significatives entre les vides mesurés au laboratoire et sur le terrain (au-delà de l'échelle de précision de la jauge) indiquent que des fuites ont pu se produire pendant le transport de l'échantillon.</li> <li>• Un vide résiduel devrait subsister dans le contenant, sinon l'échantillon ne sera pas représentatif de l'intervalle d'échantillonnage prévu.</li> <li>• Le taux d'échantillonnage est généralement contrôlé par un régulateur de débit (soit un régulateur de débit de masse ou un orifice critique).</li> </ul>

### 7.6.5 Purge de la sonde et échantillonnage

#### Purge de la sonde

La purge vise à assurer le prélèvement d'échantillons représentatifs en retirant l'air stagnant de la sonde et de la couche filtrante avant le prélèvement des échantillons. L'objectif consiste d'ordinaire à prélever un échantillon de gaz souterrain dans la formation géologique entourant la sonde.

L'étude de Cody (2003) évalue les volumes de purge au moyen d'une équation différentielle du mélange séquentiel et du mélange intégral de COV par rapport à chaque intervalle de temps de l'ensemble du volume à l'étude (sonde et tube). En se fondant sur cette équation, la concentration estimée du volume de purge atteint 90 % de la concentration de départ après avoir purgé environ trois volumes. Lorsque des tubes de plus petit diamètre sont utilisés, des volumes plus faibles de purge sont habituellement nécessaires pour obtenir un échantillon représentatif en raison du mélange réduit résultant du phénomène dit d'« écoulement piston ».

Il convient de retirer au moins trois volumes d'air de la sonde, en incluant l'air des pores de la couche filtrante, avant de procéder au prélèvement de l'échantillon de vapeurs du sol. Une nouvelle pratique optimale consiste à recueillir un échantillon de vapeurs aux fins de l'analyse après que les indicateurs sur le terrain (vapeurs organiques mesurées par un DPI, oxygène et dioxyde de carbone) mesurés dans les échantillons séquentiels (p. ex. recueillis dans des sacs d'échantillonnage de gaz, dans une chambre à vide) se sont stabilisés (p. ex. aux environs de 10 %) ou encore de procéder à un test d'optimisation de la purge sur un sous-échantillon de sonde, où les lectures sur le terrain sont obtenues après le retrait de 1, 3 et 10 volumes de la sonde et où le volume optimal correspond au volume de purge conduisant à la plus forte concentration mesurée par le DPI. De plus amples recherches sur les critères de stabilité seront nécessaires avant que cette méthode puisse être définitivement adoptée.

Il convient d'éviter les purges excessives lorsque les sondes sont peu profondes, que la porosité sol-air est faible (p. ex. dépôts fracturés) et qu'il existe un risque d'infiltration de l'air atmosphérique dans la sonde. Il convient de toujours laisser le vide se dissiper avant de procéder au prélèvement d'échantillons de vapeurs du sol aux fins des analyses en laboratoire, mais il pourrait être utile de prévoir une période d'attente optionnelle (plusieurs heures) pour prendre en compte de possibles déséquilibres lorsque les volumes de purge sont importants ou que le vide est très poussé.

### Échantillonnage avec volume de purge élevé

Il peut s'avérer souhaitable d'augmenter le volume de purge si le but est d'évaluer les conditions existant à plus grande distance de la sonde. Lorsque la perméabilité et le régime d'écoulement de gaz souterrain sont connus de manière approximative, il est possible d'obtenir une concentration fondée sur le volume (McAlary *et al.*, 2010). Des données sur la réaction au vide transitoire peuvent également servir à estimer les fuites sur une dalle de fondation, à condition de satisfaire certaines hypothèses relatives aux conditions limitrophes et aux différences de perméabilité entre la couche de remblai sous la dalle et le sol sous-jacent. Un volume de purge élevé peut présenter certains avantages lors du prélèvement d'échantillons sous la dalle de bâtiments plus grands, où le volume d'un échantillon ponctuel classique de vapeurs du sol est très petit comparativement au volume total des pores remplis de gaz. Par exemple, pour un bâtiment de 5 000 m<sup>2</sup>, le volume des pores remplis de gaz atteint 300 000 litres si l'on suppose que l'épaisseur de la couche de sol est de 0,2 m et que la porosité s'établit à 0,3.

### **Purge et échantillonnage**

1. Équilibrage de la sonde.
2. Vérification de l'équipement pour détecter des fuites.
3. Calcul du volume mort basé sur le volume intérieur de la sonde du tube de pompage et des pores remplies d'air de la couche filtrante.
4. Purge de trois volumes de la sonde.
5. Un débit allant de 20 à 200 ml/min est généralement utilisé pour la purge et l'échantillonnage, bien que des débits atteignant jusqu'à 5 L/min soient acceptables pour les sondes à grand volume.
6. Surveillance du vide pendant la purge; réduction du débit si le vide excède 0,36 psi (10" d'eau).
7. Utilisation d'instruments de lecture directe pour surveiller les concentrations de COV dans le cadre du test de purge séquentielle.
8. Lorsque la purge est terminée, fermer la vanne d'échantillonnage pour permettre au vide de se dissiper avant le prélèvement d'un échantillon.

Les tendances des concentrations mesurées par lecture directe peuvent également fournir de l'information quantitative au sujet de la variabilité spatiale des sources de concentration. Par exemple, une lente augmentation des vapeurs peut constituer un indice de concentration plus élevée de gaz dans une zone latérale éloignée de la sonde. Le recours à l'échantillonnage avec volume de purge élevé exige des pompes plus grosses, l'élimination de centaines ou de milliers de litres de gaz souterrain et la répétition des tests au fil du temps.

### Débit de prélèvement et vide

Le débit de prélèvement acceptable sera défini en fonction des propriétés du sol (perméabilité sol-air) et de considérations pratiques liées au choix des appareils d'échantillonnage. Dans le cas des cartouches sous vide, l'utilisation d'un régulateur de débit donne d'ordinaire des taux d'échantillonnage variant de 3 à 100 ml/min environ. Dans le cas de la plupart des tubes sorbants, les protocoles d'analyse indiquent que le débit de prélèvement ne devrait pas dépasser 200 ml/min.

Une étude a démontré qu'un débit de prélèvement de 10 L/min ou moins reste sans effet sur les concentrations de vapeurs du sol dans les échantillons tirés de sondes convenablement scellées, installées dans des sols modérément perméables (McAlary et Creamer, 2006). Par contre, à moins de créer des conditions de vide excessives, le prélèvement d'échantillons à des débits de prélèvement de 100 ml/min dans des sols à grains fins (p. ex. silts et argiles) pourrait se révéler incommode. Des débits ou des vides plus élevés sont susceptibles de causer des fuites d'air dans les sondes et les lignes de prélèvement de gaz. Des conditions de vide poussé pourraient enfin accroître le taux de volatilisation des composés les plus volatils d'un mélange chimique (ITRC, 2007; API, 2005).

Le présent guide recommande un débit d'échantillonnage variant de 10 à 200 ml/min et un vide de moins de 0,36 psi (10" d'eau) pour l'échantillonnage des vapeurs du sol. Le vide peut facilement être mesuré à l'aide d'un raccord en T connecté à un manomètre numérique. L'utilisation d'un débit inférieur à 50 ml/min constituerait une précaution facultative raisonnable pour minimiser les risques de déséquilibre lors du prélèvement d'échantillons dans des sols à grains fins.

### Prélèvement d'échantillons

Les échantillons de vapeurs du sol sont d'ordinaire prélevés sur des périodes de temps relativement courtes (15 minutes à 2 heures), bien que le prélèvement d'échantillons sous la dalle d'un bâtiment à l'aide de cartouches puisse durer jusqu'à 24 heures. Les prélèvements d'échantillons d'air intérieur prennent généralement de 8 à 24 heures. Le taux d'échantillonnage de vapeurs du sol d'une cartouche Summa de six litres sur une période de 24 heures est d'environ 3,5 mL/minute et engendre un vide résiduel d'environ 2,45 PSI (5" Hg). L'échantillonnage des sondes installées dans un site donné devrait être achevé dans un temps relativement court (p. ex. en moins d'une semaine) pour donner un ensemble de données intrinsèquement cohérent (Lahvis, 2002). En cas d'infiltration d'eau dans le contenant d'échantillonnage, il convient de reprendre l'opération après avoir pris les mesures nécessaires pour éliminer l'eau.

Dans le cas des sondes installées sous une dalle, il est souhaitable de prélever simultanément des échantillons de gaz sous la dalle et des échantillons d'air intérieur aux fins de comparaisons avec les données sur l'air intérieur et pour réduire la variabilité à court terme. Cependant, compte tenu de la variabilité globale des mesures et des procédures requises dans ce cas, un prélèvement d'une durée plus courte (p. ex. 15 à 30 minutes) est jugé acceptable, et le prélèvement simultané d'échantillons de vapeurs sous la dalle et d'air intérieur n'est pas jugé essentiel. Il convient de prendre des précautions pour éviter la contamination des échantillons d'air intérieur en scellant rapidement les trous pratiqués dans la fondation et en expulsant les gaz de purge à l'extérieur. Les programmes d'échantillonnage de l'air intérieur et des gaz sous la dalle devraient être planifiés de manière à éviter les risques de résultats biaisés.

### Manipulation et conservation des échantillons

Les échantillons de vapeurs du sol prélevés à l'aide de seringues, de sacs, de contenants ou de cylindres ne doivent pas être placés dans un contenant réfrigéré pour leur transport, à cause du risque de condensation des vapeurs à basse température (Hartman, 2002). Les sacs et les seringues en verre devraient être placés dans un contenant opaque immédiatement après le prélèvement des échantillons pour éviter de possibles réactions de photooxydation. Les échantillons ne doivent pas être exposés à une chaleur excessive.

Il est recommandé de conserver les tubes sorbants au frais dans des contenants hermétiques lorsque la température pendant le transport et l'entreposage est inférieure à 4 °C. Les tubes devraient être rangés dans un contenant de plastique scellé sur un lit de charbon actif pour minimiser les possibilités d'absorption de COV ambiants. Tous les échantillons de vapeurs du sol doivent être transportés dans des contenants qui ne contiennent aucun échantillon de sol ou d'eau souterraine.

## 7.7 Analyse des vapeurs du sol

### 7.7.1 Choix de la méthode

Le choix des méthodes d'analyse des échantillons de vapeurs du sol dépend des objectifs d'évaluation des risques, des méthodes d'échantillonnage et des objectifs de qualité des données. Les programmes relatifs aux vapeurs du sol comportent souvent une combinaison d'essais sur le terrain à l'aide de détecteurs manuels et d'analyses en laboratoire d'échantillons de substances chimiques potentiellement préoccupantes. Le domaine des analyses constitue un vaste sujet; par conséquent, les paragraphes qui suivent en résument uniquement les éléments clés. Les principales méthodes d'analyse des vapeurs du sol sont brièvement présentées au tableau 7-3, tandis qu'une liste complète des diverses méthodes est fournie à l'annexe 7-1.

Il est important de bien comprendre les procédures et les limites potentielles associées aux différentes méthodes d'essais et d'analyse. Puisque les méthodes d'échantillonnage des vapeurs du sol et de l'air ne sont pas aussi bien définies que les méthodes relatives aux eaux souterraines, il est essentiel de travailler en étroite collaboration avec le laboratoire d'analyse en ce qui concerne notamment le débit optimal au moment de l'échantillonnage, les limites de détection, les exigences d'AQ/CQ du laboratoire ainsi que la manutention et le transport des échantillons.



Le maintien de communications étroites avec le laboratoire au début du processus permet de tenir compte de tous les éléments d'analyse importants au moment de l'élaboration du plan d'échantillonnage.

### 7.7.2 Détecteurs utilisés sur le terrain

Parmi les détecteurs fréquemment utilisés sur le terrain, mentionnons les détecteurs à photoionisation (DPI), les détecteurs à ionisation de flamme (DIF), les détecteurs de gaz combustible ou explosimètres ainsi que les détecteurs multigaz pour des composés comme l'oxygène, le dioxyde de carbone et le méthane, qui sont importants dans le cadre des études relatives à la biodégradation. Les détecteurs à photoionisation sont sensibles à la plupart des vapeurs organiques et certaines vapeurs inorganiques (sulfure d'hydrogène, ammoniac) selon l'énergie de la lampe ionisante utilisée. La sensibilité des DPI varie selon le composé et les lectures peuvent être biaisées par l'humidité. Par conséquent, il est important d'effectuer les relevés de gaz souterrains avec grande précaution.

**TABLEAU 7-3 : Résumé des méthodes d'échantillonnage et d'analyse des gaz souterrains les plus courantes**

	Type de composé	Matériel de collecte	Méthodologie	N° de méthode	Observations
Méthodes d'évaluation sur le terrain	COV	Sac	DPI/DIF		<ul style="list-style-type: none"> <li>Faible coût, résultats en temps réel, équipement facile à utiliser.</li> <li>DPI sensible à l'humidité et à la poussière.</li> </ul>
	Gaz légers (O <sub>2</sub> , CO <sub>2</sub> , CH <sub>4</sub> )	Sac	Infrarouge (CO <sub>2</sub> , CH <sub>4</sub> ), électrochimique (O <sub>2</sub> )		<ul style="list-style-type: none"> <li>Le DIF requiert une source de H<sub>2</sub> et une bonne formation des opérateurs.</li> <li>Généralement, des limites de détection en ppm (sauf pour les gaz légers, qui peuvent être en %).</li> </ul>
	Gaz combustibles	Sac	Catalyseur de platine		<ul style="list-style-type: none"> <li>Ne ciblent pas un composé en particulier.</li> <li>Certains détecteurs, notamment ceux des gaz d'enfouissement, sont conçus pour l'échantillonnage sous vide; d'autres instruments comme le DPI sont sensibles au vide et aux restrictions du débit.</li> </ul>
Méthodes d'analyse en laboratoire de terrain	COV (p. ex. BTEX)	Seringue de verre, sac	CPG/DIP <sup>1</sup>  CPG/DM	USEPA <sup>2</sup> 8021B modifiée  USEPA 8260C modifiée	<ul style="list-style-type: none"> <li>Résultats en temps quasi réel.</li> <li>L'utilisation d'étalons liquides (par rapport aux étalons gazeux) fournit parfois des données non représentatives pour certains composés.</li> <li>Des sous-ensembles d'échantillons doivent parfois être analysés en laboratoire.</li> </ul>

## Chapitre 7 : Caractérisation des vapeurs du sol

	Type de composé	Matériel de collecte	Méthodologie	N° de méthode	Observations
Analyse en laboratoire	COV	Tube sorbant, extraction par solvant	CPG /DIF <sup>1,3</sup>	Méthodes OSHA <sup>4</sup> 7/ NIOSH <sup>5</sup>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Limites de détection plus basses (sauf pour certaines méthodes de COVT et de CONM).</li> <li>• AQ/CQ plus rigoureux.</li> <li>• Coût plus élevé.</li> <li>• Selon la substance chimique, des problèmes peuvent surgir au niveau de l'analyse des tubes sorbants (p. ex. récupération, fuites).</li> <li>• L'humidité élevée peut causer des problèmes au moment de l'analyse.</li> </ul>
	COV	Tube sorbant, extraction thermique	CPG/DM	USEPA TO-17	
	COV	Traitement spécial (p. ex. cartouche Summa)	CPG/DM	USEPA TO-14A /TO-15	
	HAP	Résine ou mousse de polyuréthane (PUF)	CPG/DM	USEPA TO-13A	
	COVT et fractions d'hydrocarbures <sup>6</sup>	Tube sorbant, extraction par solvant	CPG/DIF	NIOSH 1550	
	COVT et fractions d'hydrocarbures	Cartouche (Summa ou non traitée), sac	CPG/DIF cryofixation	USEPA TO-3	
	CONM <sup>7</sup>	Cartouche ou analyse en ligne	DIF	USEPA TO-12	
	Gaz légers (p. ex. O <sub>2</sub> , CO <sub>2</sub> , CH <sub>4</sub> , CO, H <sub>2</sub> )	Cartouche, sac, seringue de verre	CPG/DCT <sup>1</sup>	ASTM D1945-03	

*Nota :*

1. CPG = chromatographe en phase gazeuse, DPI = détecteur à photoionisation, DIF = détecteur à ionisation de flamme, DCT = détecteur à conductivité thermique, DM = discriminateur de masse.
2. USEPA = US Environmental Protection Agency.
3. DM, la méthode recommandée, est également utilisée par les laboratoires commerciaux, mais ne fait pas partie des méthodes de référence.
4. OSHA = Occupational Safety & Health Administration (États-Unis)
5. NIOSH = National Institute for Occupational Safety and Health (États-Unis)
6. Les fractions d'hydrocarbures peuvent comprendre les deux gammes (p. ex. COVT [C6-10], CVOT [C10-19]) et les fractions aromatiques et aliphatiques
7. CONM = Composés organiques non méthaniques

Les détecteurs de gaz combustibles sont généralement étalonnés pour détecter le méthane ou l'hexane dans l'air, selon le type de contamination prévu dans le site examiné. Des filtres peuvent être utilisés pour éliminer presque entièrement le méthane, si désiré (environ 90 % dans le cas d'un détecteur de gaz combustibles d'usage courant). Il est important de décrire le type de détecteur de gaz combustibles utilisé, le gaz d'étalonnage et son mode de fonctionnement. Les détecteurs à photoionisation, qui mesurent les vapeurs d'hydrocarbures en ppm ou même en ppb, sont généralement plus sensibles que les détecteurs de gaz combustibles.

Les détecteurs de terrain sont très utiles, mais il est important de bien comprendre les limites associées à ces instruments, incluant leur non-spécificité par rapport aux composés d'intérêt et les effets des méthodes d'échantillonnage et de certains facteurs environnementaux (Robbins *et al.*, 1990). Par exemple, les détecteurs à infrarouge pour le méthane présentent un risque de biais positif important lorsqu'ils sont exposés à des vapeurs d'essence ou d'autres hydrocarbures légers. Les détecteurs ne devraient pas être connectés directement aux sondes d'échantillonnage au moment de la prise de mesures; les échantillons devraient plutôt être prélevés dans des sacs prévus à cet effet. Les détecteurs à photoionisation sont particulièrement sensibles aux variations du débit d'échantillonnage.

### 7.7.3 Méthodes d'analyse en laboratoire de terrain

Les méthodes de laboratoire sur le terrain sont utilisées lorsqu'un plus grand degré de précision ou des informations propres à un composé chimique sont requis et qu'ils ne peuvent être obtenus à l'aide des méthodes habituelles d'évaluation sur le terrain. Les méthodes de laboratoire sur le terrain permettent d'obtenir des résultats en temps quasi réel et de modifier au besoin les programmes en cours à des coûts potentiellement plus bas. De plus, le prélèvement d'échantillons en duplicata peut présenter des avantages pour l'évaluation de la variabilité spatiale et temporelle des échantillons. Parmi les désavantages de ces méthodes, mentionnons le fait qu'elles viennent avec des limites de détection plus élevées que les méthodes de laboratoires fixes fondées sur les protocoles USEPA TO-X (voir les explications ci-dessous). Il est également important de passer en revue les exigences réglementaires relatives aux protocoles d'analyse des gaz souterrains au moment de l'évaluation des analyses effectuées par des laboratoires sur le terrain.

Les méthodes de laboratoire sur le terrain font appel à des chromatographes en phase gazeuse (CPG) portatifs qui sont apportés sur le site pour analyser des échantillons instantanés de manière continue. Les gaz souterrains sont habituellement prélevés à l'aide de seringues étanches aux gaz et injectés dans le CPG (ou appareil de purge et de piégeage) pour être analysés. Le CPG portatif analyse habituellement les données à l'aide de détecteurs à photoionisation, à ionisation de flamme ou de capture d'électrons (p. ex. méthode USEPA 8021B modifiée). La précision des résultats peut varier selon l'équipement utilisé. Des spectromètres de masse (SM) portables sont maintenant disponibles sur le marché. Ils offrent une meilleure certitude pour l'identification des composés (p. ex. méthode USEPA 8260C modifiée). Des méthodes aqueuses modifiées (méthodes USEPA 8021B et 8260C) peuvent être efficaces pour de nombreux composés, mais ne sont pas recommandées pour les composés non polaires et les composés possédant un poids moléculaire plus élevé comme le naphthalène, car la récupération s'avère plutôt faible (Hayes *et al.*, 2005).

### 7.7.4 Analyses par des laboratoires

Des LDL plus faibles et des exigences de contrôle de la qualité plus élevées s'appliquent aux études d'évaluation des risques. Par conséquent, les échantillons de gaz souterrains doivent être prélevés au moyen de tubes sorbants actifs (c.-à-d. de l'air tiré dans le tube par une pompe) ou de cartouches, puis quantifiés par des méthodes CPG/MS dans des laboratoires fixes. Il n'est habituellement pas recommandé d'utiliser des analyses GC/DIF en raison de la non-spécificité de la détection, mais on peut tout de même y avoir recours avec certaines méthodes d'essai pour l'évaluation des paramètres applicables aux fractions F1 et F2 du CCME (annexe 7-2).

L'échantillonnage à l'aide de tubes sorbants est une méthode indirecte d'estimation des concentrations de vapeurs du sol, car cette technique mesure la masse des substances chimiques piégées sur le sorbant. La concentration d'air est estimée en divisant la masse par le volume total d'air tiré dans le tube. La méthode des cartouches comprend le prélèvement d'un échantillon d'« air entier », qui permet de procéder à une analyse directe de l'échantillon. Les deux méthodes sont décrites plus en détail ci-dessous.

#### Méthode du tube sorbant actif

Les tubes sorbants actifs servent aux tests de la qualité de l'air intérieur depuis plusieurs décennies, mais n'ont été adaptés que récemment pour l'analyse des vapeurs du sol. Certains facteurs viennent en compliquer l'utilisation et doivent être pris en compte, notamment le taux d'humidité plus élevé (souvent 100 %) et des concentrations d'analytes beaucoup plus élevées que dans le cas de l'air intérieur.

**Méthodes d'analyse :** Un élément clé permet de distinguer les méthodes selon qu'elles utilisent un procédé de désorption thermique (p. ex. USEPA TO-17) ou d'extraction par solvant (p. ex. méthodes OSHA 7 ou NIOSH 1501 modifiées). Le processus de sorption thermique consiste à chauffer rapidement le sorbant de manière à désorber le COV en passant un gaz vecteur inerte à travers le tube. Les COV sont transportés par le gaz et concentrés dans un petit piège en aval qui est habituellement refroidi cryogéniquement. Dans le cas de la désorption thermique, l'échantillon est libéré du sorbant pendant l'étape de désorption par la chaleur. Certaines des unités de désorption thermique plus anciennes ne permettaient pas de répéter les analyses; cependant, les nouvelles unités permettent de récupérer une partie de l'échantillon pendant la première étape de désorption, ce qui permet de procéder à une deuxième analyse. De plus, les paramètres d'entrée de l'échantillon peuvent être modifiés de manière à charger une masse plus petite dans le CPG/SM, permettant ainsi une dilution de l'échantillon (ce qui est important puisque les concentrations de vapeurs du sol peuvent être beaucoup plus élevées que l'air et surchargent parfois le CPG/SM). En raison de leur sensibilité, les techniques de désorption thermique requièrent un volume de gaz souterrain plus petit pour exécuter les examens préalables que les techniques d'extraction par solvant.

L'extraction par solvant se fait au moyen d'un solvant tel que le disulfure de carbone. Les méthodes d'extraction chimique sont adaptées des pratiques d'hygiène du travail et sont généralement moins sensibles que les méthodes de désorption thermique; par conséquent, les limites de détections plus élevées ne constituent pas nécessairement un enjeu pour les analyses

de vapeurs du sol (mais peuvent s'avérer problématiques pour les analyses de l'air). Pour abaisser les limites de détection, les méthodes de la NIOSH ou de l'OSHA requérant l'extraction de substances chimiques sont modifiées et utilisent généralement une masse plus élevée de sorbant, combinée à des temps d'échantillonnage plus longs. Toutefois, tel qu'indiqué dans les paragraphes qui suivent, le temps d'échantillonnage prolongé peut poser des problèmes sur le plan des fuites.

**Types de sorbants :** Les sorbants les plus fréquemment utilisés pour les COV comprennent le charbon, les résines polymériques et les résines carbonées. Les sorbants présentent une vaste gamme de propriétés. Comme les gaz souterrains possèdent généralement un taux d'humidité relative atteignant près de 100 %, les sorbants hydrophobes sont préférés, car l'eau sorbée limite la rétention des COV, et la vapeur d'eau peut affecter l'analyse CPG (Harper, 1994). Les COV polaires peuvent également se répartir dans la phase aqueuse, limitant ainsi le taux de récupération. Des niveaux élevés d'ozone (de 150 ppm à 300 ppm) limitant la récupération de COV, comme le styrène et des aldéhydes, ont été rapportés (McClenny *et al.*, 2002). La taille et l'uniformité des pores des sorbants, les réactions possibles entre le sorbant et les molécules absorbées, la lente dégradation de certains sorbants polymériques et le rejet d'hydrocarbures aromatiques sont d'autres éléments dont il faut tenir compte dans l'échantillonnage avec sorbant (Harper, 1994). Une attention particulière doit être apportée aux sorbants choisis pour l'analyse de substances chimiques très volatiles (p. ex. le chlorure de vinyle), qui sont difficiles à emprisonner dans un milieu sorbant.

Les méthodes de laboratoire indiquent habituellement le type de sorbant à utiliser. Le charbon de noix de coco sert généralement pour les analyses de BTEX (NIOSH 1501). Dans le cas des solvants chlorés, certains laboratoires utilisent la même méthode, mais remplacent le charbon de noix de coco par de nouveaux matériaux plus absorbants comme le charbon synthétique (p. ex. Anasorb 747) ou des tamis moléculaires. La méthode d'analyse USEPA TO-17, qui combine des sorbants hydrophobes de différentes capacités, permet le prélèvement d'une plus vaste gamme de vapeurs. Par exemple, les tubes sorbants contenant une combinaison de Tenax, de Carbograph 1TD et de Carbograph 5 TD retiennent avec succès des COV plus légers comme le MTBE tout en absorbant le naphthalène de manière efficace dans des conditions d'échantillonnage à forte humidité (Hayes *et al.*, 2007). La même étude a démontré que l'adsorption d'eau dans un tube de sorbant contenant du Carbosieve S-III a créé des interférences rendant les données inutilisables. Ces effets ont été notés dans des conditions approximatives de 75 % d'humidité relative et un volume d'à peine 2 litres. Des essais effectués par Marotta *et al.* (2008) avec le tube Perkin Elmer SVI (contenant trois adsorbants différents) ont donné une bonne récupération d'un large éventail d'analytes (du dichlorodifluorométhane au phénanthrène), une bonne gestion de l'eau et de bonnes propriétés de nettoyage, ainsi qu'une persistance limitée de composés plus lourds dans le tube (moins de 1,2 % dans le cas du phénanthrène).

Les sorbants utilisés pour des analyses de semi-volatils (HAP, naphthalène et composés moléculaires de poids élevé) comprennent souvent des fibres de verre imprégnées de Téflon®, suivi par un sorbant de résine (XAD-2) (NIOSH 5515 ou USEPA TO-13A). Puisque l'emprisonnement de particules de vapeurs n'est habituellement pas un objectif, le sorbant de résine XAD est généralement utilisé pour les analyses de substances semi-volatiles au lieu de la mousse de polyuréthane.

**Volume d'échantillonnage avec sorbant :** Le volume d'échantillonnage doit être déterminé minutieusement en tenant compte de la concentration et de la masse de COV prévues, de la capacité de sorption et des limites de détections requises. Lorsque cela est possible, les résultats des analyses de vapeurs effectuées sur le terrain à l'aide d'un DPI doivent être communiqués à l'analyste du laboratoire avant de procéder à l'échantillonnage par sorption afin de guider le choix de la durée et du débit d'échantillonnage qui pourront limiter les possibilités de pénétration des substances chimiques. Une option consiste à prélever deux échantillons en utilisant deux durées différentes pour éviter d'avoir à procéder à un nouvel échantillonnage.

### Calcul du volume d'échantillonnage

Voici un exemple de calcul de volume d'échantillonnage pour l'analyse d'un tube sorbant de benzène. Tenant pour acquise une concentration cible d'air intérieur de  $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , une limite de détection cible de  $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$  est obtenue (éq. 7-1 section 7.7.5). La limite de détection type du benzène est de  $0,1 \mu\text{g}$  (détecteur SM). Par conséquent, un volume approximatif de 3,3 litres de gaz souterrain doit être tiré dans le tube ( $0,1 \mu\text{g}/30 \mu\text{g}/\text{m}^3 \times 1\,000 \text{ L}/\text{m}^3$ ). À un taux d'échantillonnage de 100 ml/min, la durée de l'échantillonnage devrait être de 33 minutes.

**Débit de la pompe :** Comme la concentration est sensible au débit, les pompes doivent être étalonnées adéquatement pour assurer un débit constant tout au long du prélèvement de l'échantillon. Le débit de la pompe doit être vérifié avant et pendant l'échantillonnage, car il peut varier considérablement selon la perméabilité du sol ou de l'air et le vide présent. Une étude récente (Golder Associates, 2007, inédit) a révélé une chute importante et à peu près linéaire du débit d'une pompe dans des conditions de vide provoquée par les conditions du sol (p. ex. chute de 11 % du débit à 3,4" de  $\text{H}_2\text{O}$ , chutes de 40 % à 9" de  $\text{H}_2\text{O}$  et chute de 93 % à 16,5" de  $\text{H}_2\text{O}$ ).

**Conditions environnementales :** Des mesures appropriées doivent être prises pour atténuer les effets de l'humidité élevée ou du temps froid lorsque l'échantillonnage est effectué avec des tubes sorbants, ce qui n'est pas toujours simple à réaliser. Dans de telles circonstances, la réduction du débit d'air ou d'échantillonnage au moyen de volumes d'air variés (en prélevant plusieurs échantillons) peut constituer une bonne approche. La question de l'échantillonnage par temps froid est abordée plus en détail dans l'encadré 7-1.

### Méthode de la cartouche

Il est possible d'abaisser les limites de détection en utilisant des cartouches d'échantillonnage conformément à la méthode TO-15 de l'USEPA. Règle générale, l'exactitude et la précision des résultats obtenus à l'aide de cette méthode sont élevées.

**Méthodes d'analyse :** Protocoles d'analyse de la méthode Summa : USEPA TO-14A (composés non polaires) (USEPA, 1999a) et USEPA TO-15 (composés polaires et non polaires) (USEPA, 1999b). La méthode TO-15 de l'USEPA est couramment utilisée pour l'analyse des vapeurs du sol, car elle compte plusieurs améliorations notables comparativement à la méthode TO-14A, notamment des mesures améliorées qui permettent un meilleur contrôle de la qualité (p. ex. étalonnage en 5 points), des procédures précises de nettoyage des cartouches, de meilleures procédures de gestion de l'eau et une meilleure récupération des composés polaires. La méthode TO-15 de l'USEPA utilise comme détecteur un chromatographe en phase gazeuse (CPG) jumelé

à un spectromètre de masse. Lorsque le SM fonctionne en mode balayage complet, il peut facilement détecter jusqu'à 70 composés dans des limites allant de 0,2 à 0,5 partie par milliards par volume (ppbV). Les méthodes d'analyse sont présentées de manière plus détaillée dans la section 8.4.1.

**Matériel :** Deux types de cartouches sont disponibles, à savoir les cartouches Summa en acier inoxydable poli électrolytiquement et les cartouches Silco en acier revêtu d'une couche de silice fondue inerte. La surface interne de la cartouche d'acier revêtu de silice est conçue de manière à ne pas réagir aux composés sulfurés ou aux composés qui réagissent aux surfaces métalliques (p. ex. les composés polaires). La cartouche doit toujours être en bonne condition. Les cartouches d'un litre sont généralement suffisantes pour les échantillons de vapeurs du sol.

Avant de procéder à l'échantillonnage, le régulateur de débit (régulateur de débit massique ou orifice critique) doit être bien étalonné en fonction de la durée d'échantillonnage et du vide souhaités. Le vide résiduel doit être enregistré après l'échantillonnage. Les régulateurs de débit sont sensibles à la température et à l'altitude; par conséquent, il est essentiel d'indiquer au laboratoire le lieu d'échantillonnage afin qu'il puisse effectuer les ajustements nécessaires<sup>2</sup>. On a souvent recours à un orifice critique pour les échantillonnages de courte durée (c.-à-d. jusqu'à deux heures environ), mais cet orifice n'offre pas un débit uniforme puisque le débit est une fonction de la différence de pression. Dans le cas des échantillonnages de plus longue durée (p. ex. l'échantillonnage d'air intérieur), un régulateur de débit massique doit être utilisé pour obtenir un débit constant. Des filtres à particules en acier fritté possédant des pores de 2 à 7 microns ou des frites en verre silanisé sont placés devant l'orifice critique. Toutes ces composantes doivent être bien étanches pendant l'échantillonnage.

**Nettoyage de l'équipement :** Les méthodes et le matériel TO ont été conçus pour mesurer de faibles concentrations de COV dans l'air ambiant. Sur certains sites (p. ex. les nettoyeurs à sec, les réservoirs de stockage souterrains comprenant des LNA en phase libre), les cartouches peuvent être exposées à des concentrations de vapeurs du sol allant de 100 000 à 1 000 000 µg/m<sup>3</sup>. L'expérience a démontré qu'il est fort possible que des contaminants résiduels soient toujours présents dans les cartouches, les régulateurs, les filtres ou les tubes d'admission dans ces conditions. Par conséquent, tout l'équipement doit être nettoyé méticuleusement, et les cartouches doivent faire l'objet d'un essai à blanc. Les cartouches sont généralement nettoyées par les laboratoires par chauffage et passage d'air pur humidifié sous pression dans la cartouche.

Dans le cas des composés moléculaires plus lourds (triméthylbenzène et autres composés plus lourds), la sorption dans des tubes métalliques a entraîné un taux limité de récupération des composés (Entech, 2007). La piètre récupération des composés due à la sorption et à la présence de quantités résiduelles de naphthalène risquent de poser des difficultés, mais l'amélioration des méthodes de laboratoire a conduit à des niveaux acceptables de récupération du naphthalène.

---

<sup>2</sup> Les laboratoires exécutent habituellement des essais de performance pour s'assurer que le régulateur de débit fournit, dans des limites acceptables, un débit d'échantillonnage uniforme pendant toute la durée de l'échantillonnage. Au besoin, le débit peut être vérifié sur le terrain à l'aide d'une cartouche additionnelle et d'un détecteur de débit de masse électronique ou d'un rotomètre étalonné en fonction des conditions de vide.

Cependant, la méthode TO-15 ne permet pas actuellement l'analyse de composés au poids moléculaire plus élevé que le naphthalène.

**Conditions environnementales :** Dans le cas des cartouches Summa, une certaine quantité de vapeur d'eau doit couvrir la surface intérieure des cartouches pour les rendre inertes. Toutefois, comme dans le cas des tubes sorbants, un surplus d'eau peut poser problème pour la récupération des échantillons et la focalisation cryogénique avant l'analyse. D'autre part, une méthode de remplacement comprenant plusieurs étapes de focalisation et l'utilisation de tubes sorbants non refroidis peut atténuer les problèmes liés aux vapeurs d'eau.

Il est très important de noter la pression barométrique sur le site d'échantillonnage et au laboratoire d'analyse. Lorsque des différences significatives d'élévation existent entre le lieu d'échantillonnage et le laboratoire, il est parfois possible de corriger les effets de la pression barométrique sur les concentrations de l'échantillon à l'aide de la loi de Boyle sur les gaz parfaits.

### Choix de la méthode

La nature de la substance à mesurer, la limite de détection, la facilité d'utilisation de l'appareil, le coût, la certification du laboratoire et le contrôle de la qualité sont tous des facteurs qu'il convient de prendre en compte au moment du choix de la méthode d'analyse des vapeurs du sol. L'utilisation de tubes thermiques dans le cadre de la méthode TO-17 (avec un sorbant approprié) et l'utilisation de cartouches avec la méthode TO-15 sont jugées acceptables pour un large éventail de composés. Les méthodes OSHA et NIOSH modifiées peuvent s'avérer acceptables pour un éventail plus limité d'analytes.

Comparativement aux cartouches, les tubes thermiques présentent certains avantages : ils se nettoient plus facilement et offrent une meilleure récupération des composés à poids moléculaire plus élevés (c'est-à-dire, plus lourds que le naphthalène). Ils présentent en revanche un certain nombre d'inconvénients : risques de fuites — ce qui exige d'apporter une attention particulière à la détermination des volumes d'échantillonnage —, utilisation d'une pompe et nécessité de contrôler le débit pendant le processus d'échantillonnage. Sous des conditions de vide plus poussé, le fonctionnement de la pompe risque de causer des soucis pendant l'échantillonnage. Enfin, le contrôle de l'étanchéité et les essais à vide sont plus difficiles à effectuer qu'avec les cartouches.

Les cartouches présentent les avantages suivants : mesures plus directes à partir d'un échantillon d'air entier et facilité de prélèvement des échantillons. Elles présentent par contre un certain nombre d'inconvénients : piètre récupération des composés à poids moléculaire plus élevé, problèmes de matériel (p. ex. raccords, contrôles et jauges) et nettoyage plus difficile comparativement aux tubes.



### 7.7.5 Assurance et contrôle de la qualité

#### Objectifs de qualité des données

Les objectifs de qualité des données doivent faire partie intégrante du plan d'échantillonnage en combinaison avec les objectifs globaux de l'étude. En termes généraux, les objectifs de qualité ont pour but d'assurer une qualité acceptable des données qui serviront à la prise de décisions. Des objectifs spécifiques peuvent être établis en ce qui a trait à l'exactitude, la précision, la représentativité, l'exhaustivité et l'établissement de limites de détection. Des règles particulières de qualité des données peuvent également être établies concernant l'échantillonnage par temps froid (encadré 7-1).

#### **ENCADRÉ 7-1 : Échantillonnage par temps froid**

Dans plusieurs régions du Canada, les études environnementales doivent être effectuées par temps froid (c.-à-d. par temps de gel). Les plans d'échantillonnage des vapeurs du sol doivent donc prendre en compte les effets possibles du froid, de la neige et du gel. Les échantillons de vapeurs du sol prélevés dans des sols gelés ne sont pas jugés représentatifs, et il convient donc de prélever les échantillons plus profondément ou sous un bâtiment, où la température risque d'être moins froide. Certaines précautions s'imposent lorsqu'on envisage de conduire un programme d'analyse des vapeurs du sol par temps froid. Certains instruments comme les DPI, les DIF et les pompes ne sont pas conçus pour fonctionner sous le point de congélation. Ils doivent donc être gardés au chaud dans des bâtiments ou des véhicules avec les échantillons prélevés et transportés dans des sacs d'échantillonnage. Les pompes d'échantillonnage peuvent être gardées au chaud dans des contenants isothermes ou des sacs contenant des sachets chauffants. Bien que cela soit rare, il peut arriver que de la condensation se forme au cours de l'échantillonnage en raison du refroidissement des échantillons de gaz souterrains. Cette condensation peut compliquer l'analyse des échantillons prélevés à l'aide de tubes sorbants ou de cartouches. Il faut donc observer très attentivement les tubes d'échantillonnage pour noter les signes de condensation (au moyen de tubes translucides). Les tubes utilisés doivent être aussi courts que possible, et l'échantillonnage doit être repris au cours d'une saison différente si la condensation pose des difficultés. On connaît mal l'effet du froid sur la performance des tubes sorbants, et il convient donc de songer à chauffer et à isoler ces tubes en évitant cependant de les surchauffer, car la capacité de sorption diminue avec l'augmentation de la température. Par ailleurs, la pression à l'intérieur des cartouches d'échantillonnage sera moins élevée à la température de la pièce que sur le terrain par conditions plus froides. Par temps froid, la différence peut être importante et conduire à conclure faussement à l'existence d'un vide résiduel à l'intérieur de la cartouche. On peut recourir à la loi des gaz parfaits pour ajuster la pression en fonction de la température.

L'élaboration d'un plan d'AQ/CQ facilite l'atteinte de la qualité des données souhaitée. Des modes opératoires normalisés décrivant les procédures d'échantillonnage et d'analyse doivent

être utilisés, incluant des règles relatives à la chaîne de conservation et à l'identification des points d'échantillonnage. La planification et la collecte systématiques de données permettent d'obtenir des résultats défendables et crédibles.

### Limites de détection

Dans le cadre des évaluations des risques, les concentrations de vapeurs mesurées sont souvent utilisées pour prédire les concentrations dans l'air intérieur. Les limites de détection peuvent être rétrocalculées au moyen des concentrations cibles dans l'air intérieur fondées sur les risques en les combinant aux facteurs de dilution minimums prévus entre les vapeurs du sol et l'air intérieur. Un facteur de dilution possédant une limite inférieure de 30 pour les voies de transport entre les vapeurs du sol et l'air intérieur peut être utilisé pour estimer les limites de détection requises. Un facteur d'ajustement additionnel (d'environ 5 à 10X, si possible) devrait être inclus pour offrir une plus grande flexibilité relativement à l'interprétation des données et pour tenir compte de l'incertitude accrue à l'approche de la limite de détection. La limite de détection maximale est calculée de la façon suivante :

$$LD_{\max} = FD * C_{\text{air}} / FA \quad [7-1]$$

où LD représente la limite de détection, FD le facteur de dilution (30),  $C_{\text{air}}$  la concentration cible dans l'air intérieur et FA le facteur d'ajustement (5 à 10). En pratique, la LDL peut être augmentée en raison des interférences de matrices lorsque les concentrations de certains composés donnés sont très élevées.

### Échantillons de contrôle de la qualité

Les tests recommandés pour le contrôle de la qualité de l'analyse des tubes sorbants sur le terrain sont énumérés ci-après :

- **Nettoyage et contrôle** : Il convient au minimum de procéder à un contrôle par lots des tubes thermiques et de dresser un registre de l'utilisation de chaque tube par le laboratoire afin de permettre un suivi des cas soupçonnés de contamination (BC Laboratory Manual, 2009).
- **Échantillons en duplicata** : Prélever des paires d'échantillons à volume réparti et les transmettre sans identification particulière au laboratoire d'analyse. La fréquence minimale est fixée à 10 % des échantillons analysés. Si le nombre d'échantillons analysés est inférieur à 10, il est recommandé d'analyser un duplicata par échantillonnage.
- **Essais d'étanchéité** : Dans les cas des tubes soumis à une extraction par solvant (p. ex. méthodes NIOSH), les deux sections avant et arrière des tubes d'échantillonnage de chaque échantillon doivent être analysées séparément pour évaluer le degré de fuite des substances chimiques. Dans le cas des tubes de désorption thermique, le laboratoire doit fournir des données sur les volumes d'échantillonnage sécuritaires (VES) applicables à chaque analyte testé. L'analyse de deux tubes placés l'un derrière l'autre est facultative (et non requise par la méthode TO-17 de l'USEPA), mais cette précaution est jugée utile, en particulier lorsque les concentrations de vapeurs du sol sont élevées et que les VES sont incertains. Lorsque les

composés à analyser sont nombreux et présentent un large éventail de propriétés et de VES, une méthode de recharge consiste à recueillir simultanément deux échantillons, mais à des débits d'écoulement différents, pour obtenir des volumes d'échantillonnage différents.

- **Blanc de transport** : Le blanc de transport s'obtient d'ordinaire en retirant les bouchons des tubes et en laissant ces derniers dans le milieu visé par l'échantillonnage pendant un court moment (p. ex. 5 minutes) avant de replacer les bouchons. Cet échantillon doit être transmis sans identification particulière au laboratoire d'analyse.
- **Blanc d'équipement** : Un gaz inerte ultra pur tiré dans la ligne de prélèvement ou dans la sonde est analysé pour déterminer l'état de propreté de la ligne de prélèvement. Les blancs d'équipement sont obligatoires en cas de réutilisation de l'équipement; ils sont facultatifs si l'équipement utilisé est neuf.
- **Échantillons de terrain enrichis** : Échantillons enrichis avec des concentrations connues de substances à analyser, utilisés pour évaluer la récupération du composé enrichi et l'exactitude de l'extraction et des procédures d'analyse. Ce test peut aussi être effectué au laboratoire.
- **Débit de prélèvement et moment du prélèvement** : Le débit du prélèvement pendant l'échantillonnage doit être mesuré, et le moment du prélèvement noté avec précision.

Les tests recommandés pour le contrôle de la qualité de l'analyse des cartouches sont énumérés ci-après :

- **Nettoyage et contrôle** : Il convient au minimum de procéder à un contrôle par lots des cartouches et régulateurs de débit et de dresser un registre de l'utilisation de chaque cartouche par le laboratoire afin de permettre un suivi des cas soupçonnés de contamination (BC Laboratory Manual, 2009). Pour l'analyse des ppbV de faible niveau, on recommande un contrôle ou une « certification » des cartouches individuelles.
- **Échantillons en duplicata** : Prélever deux cartouches en utilisant un diviseur de flux. On recommande de n'utiliser qu'un seul régulateur de débit (le diviseur de flux est installé en aval du régulateur).
- **Blanc de transport** : Une cartouche « témoin » est remplie sur le terrain d'air ou d'azote ultra pur fourni par le laboratoire dans une cartouche distincte ou par le laboratoire à la réception de l'échantillon. La cartouche témoin subit le même traitement que les autres cartouches (p. ex. essai à vide). Ce test est considéré comme facultatif lorsqu'un niveau supérieur d'assurance de la qualité est jugé souhaitable, étant donné que les autres tests de contrôle de la qualité sont d'ordinaire effectués — par exemple, la certification des cartouches en laboratoire et l'essai à vide avant et après l'échantillonnage.
- **Blanc d'équipement** : Un gaz inerte ultra pur tiré dans la ligne de prélèvement ou dans la sonde est analysé pour déterminer l'état de propreté de la ligne de prélèvement. Les blancs d'équipement sont obligatoires en cas de réutilisation de l'équipement; ils sont facultatifs si l'équipement utilisé est neuf.

- **Mesures du vide** : La mesure du vide doit être effectuée sur le terrain avant et après l'échantillonnage ainsi que par le laboratoire à la réception de la cartouche. Voir à la section 7.10 les exigences relatives à la qualité des données.

Toutes les données doivent être clairement présentées, incluant les données relatives aux échantillons témoins. Tout résultat douteux doit être signalé. La section 7.10 aborde de manière plus détaillée la question de l'interprétation des données de contrôle de la qualité.

### 7.8 Caractérisation du sol et de l'eau souterraine

Les données sur le sol et l'eau souterraine jouent un rôle important dans l'élaboration du MCS qui sert de guide pour le développement du programme de caractérisation des vapeurs du sol. Les données sur le sol peuvent servir à évaluer les sources de contamination, y compris celles susceptibles de se trouver au-dessus de la nappe phréatique. Les données relatives aux nappes phréatiques peu profondes ainsi que les prédictions et les mesures réelles de vapeurs du sol en profondeur servent souvent à évaluer le degré de volatilisation qui se produit à partir de l'eau souterraine et le niveau de migration à travers la frange capillaire. Ces données permettent également d'estimer le degré d'inhibition résultant de l'infiltration ou de l'effet des barrières géologiques. Le prélèvement d'échantillons représentatifs de gaz souterrains peut s'avérer impossible dans certains cas en raison de la faible perméabilité des dépôts. Il faut alors utiliser les données relatives au sol et à l'eau souterraine pour tenter de déterminer les voies d'infiltration de vapeurs du sol.

#### 7.8.1 Données relatives à l'eau souterraine

La caractérisation de l'eau souterraine effectuée dans le cadre de l'évaluation des voies d'infiltration des vapeurs du sol devrait fournir de l'information au sujet des concentrations présentes dans l'eau souterraine située à proximité de la nappe phréatique. Il est possible d'obtenir de telles informations en raison du transfert par volatilisation de contaminants présents dans l'eau souterraine vers les vapeurs du sol dans la zone capillaire située au-dessus de la nappe phréatique. Plusieurs strates verticales peuvent présenter de la contamination; il est donc recommandé d'utiliser des filtres de puits d'observation relativement courts placés à divers endroits de la nappe phréatique ou de recourir à des méthodes d'échantillonnage ponctuel en profondeur comme Geoprobe<sup>MC</sup>, Waterloo Profiler<sup>MC</sup> ou Hydropunch<sup>MC</sup> pour évaluer les voies d'infiltration des vapeurs du sol<sup>3</sup>. Il est également possible de prélever des échantillons ponctuels en profondeur dans des puits d'observation existants au moyen de sacs d'échantillonnage par diffusion passive (Vroblesky et Hyde, 1997; ITRC, 2002). Les sacs d'échantillonnage par diffusion passive peuvent également être utilisés pour mesurer les concentrations de COV dans les eaux interstitielles de la zone capillaire.

Lorsque des filtres de puits plus longs sont utilisés, il en résulte souvent un mélange accru d'eau souterraine qui peut entraîner une surestimation ou une sous-estimation des concentrations dans

---

<sup>3</sup> Une autre option consiste à installer des implants de petit diamètre (p. ex. 5 cm) à différentes profondeurs de la nappe phréatique. Ces implants pourront servir à prélever des échantillons de gaz souterrains ou d'eau souterraine selon les fluctuations de la nappe phréatique.

la partie supérieure de l'aquifère selon le scénario de contamination envisagé. Dans les sites contenant des LNAL ou lorsqu'un panache est influencé par les fluctuations d'une nappe phréatique entraînant des interactions entre les gaz souterrains et la nappe phréatique, l'utilisation de filtres de puits plus longs peut avoir pour effet de sous-estimer les concentrations de contaminants à proximité de la partie supérieure de l'aquifère. L'utilisation de filtres plus longs peut par contre avoir pour effet de surestimer les concentrations (p. ex. les LNAD) dans la partie supérieure de l'aquifère en présence de lentilles d'eau douce ou de sources de contamination sous la nappe phréatique.

La conception et l'installation des puits d'observation de l'eau souterraine et la purge qui doit être effectuée avant de procéder à l'échantillonnage doivent respecter les normes de pratique en vigueur. L'utilisation de filtres saturés de 1 à 2 m est recommandée pour l'évaluation de l'infiltration des vapeurs. Il est également recommandé d'utiliser des méthodes d'échantillonnage et de purge à faible débit, car elles minimisent les perturbations, l'aération et le dégazage de l'eau souterraine (Puls et Barcelona, 1996). Une attention particulière doit être accordée aux échantillons d'eau souterraine prélevés à l'aide de filtres submergés ou de puits possédant de longs intervalles entre les filtres. Les concentrations mesurées dans ces puits peuvent avoir une valeur limitée pour l'évaluation des infiltrations de vapeurs.

Les études portant sur l'infiltration des vapeurs mettent habituellement l'accent sur la qualité de l'eau souterraine de faible profondeur, mais il importe dans certains cas d'évaluer la qualité de l'eau souterraine située à une plus grande profondeur, puisque les contaminants qui se trouvent dans les eaux souterraines plus profondes pourraient constituer dans l'avenir des sources potentielles d'infiltration de vapeurs dans les systèmes hydrogéologiques qui subissent des changements en raison des fluctuations saisonnières de la nappe phréatique ou de l'activité humaine. La variabilité des concentrations verticales devrait être étudiée au moyen de puits installés à différentes hauteurs ou en établissant un profil vertical à l'aide de Geoprobe ou d'une technique similaire d'échantillonnage de l'eau souterraine, comme cela est indiqué au chapitre 6 du présent document.

### 7.8.2 Données provenant des échantillons de sol

L'utilisation de données provenant d'échantillons de sol dans l'évaluation des infiltrations de vapeurs présente certaines incertitudes en raison de la perte de vapeurs au moment du prélèvement et de la manipulation des échantillons de sol et des analyses chimiques. D'importantes variations spatiales de concentrations, difficiles à détecter dans le cadre des programmes classiques d'échantillonnage, peuvent exister selon les types de contaminants et les conditions géologiques du site. De plus, certaines incertitudes sont également liées aux calculs des coefficients de distribution, et les projections de concentrations de vapeurs du sol sont sensibles au coefficient de distribution de l'eau et du carbone organique et à la fraction de contenu organique du sol, un paramètre qui peut être difficile à déterminer de manière précise. Lorsque les résultats d'analyse d'échantillons de sol sont utilisés pour établir les voies d'infiltration des vapeurs, il est recommandé de conserver les échantillons de terrain de manière adéquate (p. ex. au moyen de méthanol) lorsque cela est possible (p. ex. méthode USEPA SW-846 3035). Pour prélever des échantillons de sol aux fins d'analyse de substances volatiles, il est également possible d'utiliser un appareil d'échantillonnage multifonctionnel, qui peut servir à la

fois d’outil de carottage et de contenant d’entreposage hermétique. On remplit complètement la section d’entreposage de l’appareil d’échantillons de sol sans laisser d’espace de tête, puis on referme le tout hermétiquement.

### 7.9 Données connexes

Les données connexes décrites ci-dessous peuvent contribuer à la compréhension des voies d’infiltration des vapeurs du sol. Avec une planification appropriée, certaines de ces données peuvent être obtenues par le biais d’une évaluation environnementale normale du site. Des études supplémentaires seront d’ordinaire nécessaires pour recueillir des données supplémentaires.

**Propriétés physiques :** Les propriétés des diverses couches du sol dans la zone vadose, y compris l’humidité, la densité apparente, la porosité en eau ou en air et le contenu de carbone organique total, peuvent toutes influencer sur l’évaluation des voies d’infiltration de la vapeur. Il faut veiller à minimiser la redistribution de l’humidité ou de l’assèchement du sol au cours des activités de forage, d’échantillonnage et d’entreposage des échantillons. Les essais de rétention d’eau effectués sur des échantillons compactés de manière à reproduire la densité *in situ* peuvent fournir des données utiles au sujet de la porosité du sol. Des essais *in situ* visant à obtenir des estimations de tortuosité (coefficient de diffusion effectif) (Johnson *et al.*, 1998; Lahvis *et al.*, 1999) et de perméabilité sol-air (Baehr *et al.*, 1991) pourraient également s’avérer utiles, même si de tels essais ne sont pas effectués très fréquemment.

**Propriétés hydrogéologiques :** L’élévation de la nappe d’eau souterraine au moment de l’échantillonnage et pendant une période appropriée avant l’échantillonnage est une donnée importante dans le cadre de l’évaluation des possibles influences saisonnière sur le phénomène de volatilisation. La conductivité et les gradients hydrauliques sont des paramètres essentiels pour évaluer les systèmes d’écoulement des eaux souterraines.

**Données météorologiques :** Un grand nombre de stations météorologiques (gouvernementales ou privées) peuvent fournir des données météorologiques (température, pression barométrique, vitesse et direction du vent, humidité relative et précipitations). Il est important d’obtenir les données météorologiques enregistrées dans les stations qui se trouvent à proximité des sites étudiés. Des stations météorologiques portatives peuvent également fournir à coût raisonnable des relevés de pression barométrique (p. ex. Barologger<sup>MC</sup>). Il est important d’obtenir les relevés de pression barométrique et de précipitations pour les journées précédant l’échantillonnage afin de pouvoir évaluer les tendances météorologiques. Les données relatives au gel et à la couverture de neige doivent également être enregistrées. Les données météorologiques peuvent s’avérer fort utiles pour l’interprétation des infiltrations des vapeurs du sol, tout particulièrement en présence de conditions météorologiques extraordinaires survenues pendant l’échantillonnage (p. ex. changement rapide de pression barométrique, forts vents).

**Données relatives à la pression des bâtiments :**

Des manomètres très sensibles (sensibilité de moins de 0,00015 psi [1/250" d'eau]) peuvent être utilisés pour mesurer la pression différentielle entre le bâtiment et l'air intérieur, de même qu'entre l'air du bâtiment et les vapeurs du sol sous la dalle. L'information sur les gradients de pression peut s'avérer très utile pour évaluer le potentiel d'infiltration des vapeurs du sol. Par exemple, le potentiel d'infiltration est faible lorsque la pression à l'intérieur du bâtiment est plus élevée que la pression du sol sous le bâtiment. Lors de mesures de pression, on doit tenir compte des effets possibles du vent et d'autres variables environnementales. Les données relatives à la pression du bâtiment doivent être comparées à la pression barométrique et à d'autres données météorologiques afin de déterminer s'il existe une corrélation entre ces diverses données.

**Évaluation des bâtiments commerciaux**

Certains bâtiments commerciaux possèdent un système de CVCA à pressurisation positive. Les infiltrations de vapeurs sont alors significativement restreintes lorsque le bâtiment est suffisamment pressurisé (c.-à-d. de 6 à 9 Pa, suivant la recommandation de l'ASTM [2001]). Dans un tel cas, un examen du plan de CVCA, une rencontre avec l'ingénieur responsable du bâtiment pour discuter du fonctionnement du CVCA et une série de mesures de la pression différentielle pour relever les variations saisonnières et les variations de pression barométrique possibles peuvent fournir de l'information précieuse au sujet des gradients de pression et des possibles voies d'infiltrations des vapeurs du sol (EPRI, 2005).

**Test de ventilation d'un bâtiment à l'aide d'un traceur :** Des traceurs inertes comme le dioxyde de carbone peuvent être utilisés pour évaluer les caractéristiques de ventilation d'un bâtiment et estimer les taux de changement d'air (ASTM E741-00). Le test de ventilation est effectué en injectant un gaz traceur (dioxyde de carbone) dans l'espace clos, puis en surveillant la décroissance de la concentration au fil du temps. Le taux de décroissance de la concentration est par la suite utilisé pour estimer le taux de changement d'air. Les tests de ventilation sont parfois effectués avec de l'hexafluorure de soufre. Dans le cas des bâtiments commerciaux, il est parfois possible d'estimer le taux de ventilation à partir des plans du système de CVCA. Le taux d'échange d'air doit être calculé à partir de la masse d'air d'appoint et non de la masse d'air totale.

**Tests à l'aide d'un traceur :** Le radon présent à l'état naturel peut servir de traceur pour évaluer l'atténuation entre la zone située sous la dalle et l'air intérieur (McHugh *et al.*, 2008), mais les résultats de cette méthode risquent d'être biaisés par les émissions de radon provenant du béton ou de l'eau provenant d'une source souterraine contenant du radon. L'utilisation du radon présente certains avantages par rapport aux méthodes de dosage de COV : les analyses peuvent être moins coûteuses; il n'y a pas de sources communes de radon à l'intérieur des bâtiments (hormis les plans de travail en granit); les concentrations de radon à l'intérieur sont dans la plupart des cas supérieures aux limites de détection (contrairement aux concentrations de COV, où les valeurs non détectées peuvent conduire à des biais). Les traceurs peuvent aussi servir à évaluer de possibles voies préférentielles de migration comme les égouts. Par exemple, Poll *et al.* (2010) ont utilisé avec succès une méthode d'injection d'azote et d'hydrogène sous la surface du sol pour localiser les corridors de services publics sous un bâtiment à l'aide d'un détecteur portable.

**Échantillonnage par diffusion passive :** Les sacs d'échantillonnage par diffusion passive contiennent un adsorbant hydrophobe qui recueille les composés organiques au fil du temps. Les composés adsorbés sont retirés de l'adsorbant par désorption thermique ou par extraction à l'aide d'un solvant et sont généralement analysés en utilisant la méthode CPG/SM. L'échantillonnage par diffusion passive permet d'établir la masse de vapeur adsorbée dans un milieu, mais ne peut normalement servir à estimer de manière fiable les concentrations de vapeurs du sol. Certains échantillonneurs passifs à faible débit ont donné des mesures des concentrations de vapeurs du sol raisonnablement comparables (facteur de deux ou moins) à celles obtenues avec des cartouches actives (TO-15) dans le cas de certains composés, exception faite des cas où les conditions souterraines se caractérisent par un « effet de manque » sensible — par exemple, avec les sols argileux ou humides (McAlary *et al.*, 2012). Les échantillonneurs par diffusion passive de vapeurs du sol sont généralement installés pour des durées de quelques jours ou de quelques semaines et fournissent donc des échantillons composites intégrés dans le temps qui s'avèrent être d'une grande sensibilité. Dans le contexte des études d'infiltration de vapeurs du sol, les méthodes d'échantillonnage par diffusion passive peuvent être utiles pour cartographier les emplacements des panaches souterraines et identifier les voies d'infiltration (notamment le long des corridors de services publics) dans le but de déterminer les emplacements des sondes permanentes lorsque le MCS n'est pas bien compris. Les échantillons obtenus par diffusion passive peuvent être utilisés pour estimer les concentrations de COV dans l'air. Le chapitre 8 aborde cette question de manière plus détaillée.

**Enceinte de mesure du flux d'émission :** Le flux d'émission des substances chimiques volatiles à la surface peut être mesuré en installant sur une fissure du béton une enceinte hermétiquement scellée dans laquelle on mesurera l'augmentation des concentrations des substances chimiques volatiles au fil du temps (test statique) ou les concentrations présentes dans l'air extrait de l'enceinte à un débit régulier (test dynamique) (Hartman et Jacobs, 2005). La méthodologie retenue et les conditions qui existent au moment de l'échantillonnage influent sur cette méthode de mesure et la rendent relativement difficile à réaliser. L'utilisation ou la mise à l'échelle des données aux fins de l'évaluation des infiltrations de vapeurs présentent également des difficultés, mais le recours à ce type d'enceinte de mesure peut être utile pour l'estimation des émissions dans l'air extérieur.

**Traceur à grande échelle et tests à l'air comprimé :** Plusieurs méthodes différentes peuvent servir à estimer la perméabilité sol-air et à évaluer les voies de migration des gaz dans le sol. On peut mesurer le temps de parcours de traceurs hélium déployés au niveau des sondes jusqu'à une sonde centrale, où les vapeurs du sol sont extraites. Les mesures du débit d'écoulement des vapeurs du sol, des pressions et des concentrations des vapeurs peuvent servir à évaluer les sources de contamination et à élaborer les programmes de décontamination.

**Prélèvement de carottes dans les arbres :** Des études récentes ont démontré l'existence d'un rapport entre les concentrations de solvants chlorés mesurées dans les carottes prélevées sur les arbres et celles présentes dans le sol et dans l'eau souterraine (Burken *et al.*, 2010; Struckoff *et al.*, 2005). Cette méthode d'échantillonnage pourrait devenir un outil d'évaluation utile sur certains sites.



### 7.10 Interprétation et analyse des données

Les procédures d'interprétation et d'analyse des données relatives aux vapeurs du sol sont décrites dans les paragraphes qui suivent. Le volume 2 contient une liste de contrôle destinée aux personnes qui examinent les rapports d'évaluation de vapeurs du sol.

#### 7.10.1 Organisation et présentation des données

Les données relatives aux vapeurs du sol doivent être présentées sous forme de tableaux et de graphiques pour faciliter l'examen et l'analyse des tendances et des relations entre les données. À cet égard, voici une liste de recommandations concernant l'organisation et la présentation des données :

- présenter toutes les données sous forme de tableau, y compris l'emplacement des points d'échantillonnage, les dates de prélèvement des échantillons, la profondeur des échantillons, les méthodes d'échantillonnage (incluant la durée et le débit de l'échantillonnage), les méthodes d'analyse chimique, les limites des données de laboratoire et les résultats des analyses chimiques;
- présenter côte à côte sous forme de tableau les données d'analyses effectuées sur le terrain et en laboratoire pour permettre les comparaisons entre les deux ensembles de données;
- préparer des plans qui présentent visuellement les données relatives aux concentrations de vapeurs, incluant les structures pertinentes (bâtiments, services publics, zones pavées, zones végétales);
- comparer les données relatives aux concentrations dans les vapeurs du sol avec les données relatives aux concentrations dans les eaux souterraines situées à proximité; tenir compte des conditions géologiques au moment de l'évaluation de la variabilité;
- préparer des profils verticaux des concentrations présentes dans les vapeurs du sol qui incluent les données relatives à l'oxygène, au dioxyde de carbone et au méthane et les rapports de forage lorsqu'ils sont disponibles;
- décrire les concentrations cibles de vapeurs du sol ainsi que les concentrations de fond dans l'air extérieur et intérieur lorsqu'elles sont disponibles.

#### 7.10.2 Analyse de la qualité des données

Après réception des résultats concernant les vapeurs du sol, les données obtenues doivent être examinées et analysées pour s'assurer qu'elles respectent les objectifs de qualité énoncés dans le plan d'échantillonnage (section 7.7.5 et chapitre 3). L'examen de la qualité des données doit notamment comprendre les éléments suivants :

## Chapitre 7 : Caractérisation des vapeurs du sol

- Examen des limites de détection rapportées par rapport aux objectifs de qualité des données. Dans certains cas, il faut procéder à la dilution des échantillons, ce qui entraîne une augmentation des limites de détection.
- Examen de la pression des cartouches à la fin de l'échantillonnage. Le vide à l'intérieur des cartouches devrait être supérieur à 27" Hg (au niveau de la mer); les cartouches non conformes ne devraient pas être utilisées. Après l'échantillonnage, un vide résiduel oscillant idéalement entre 4 et 6" Hg, mais ne dépassant pas 10" HG, devrait persister dans les cartouches. Pour les échantillonnages de courte durée (habituellement moins de 2 heures), s'il n'y a plus de vide dans la cartouche à la fin de l'échantillonnage, les données seront tout de même jugées valides (il n'y a pas d'exigence minimale concernant le vide dans la méthode TO-15 de l'USEPA). Cependant, les résultats devraient être signalés. Pour les échantillonnages de l'air de plus longue durée (habituellement de 8 ou de 24 heures), un certain vide devrait persister pour que l'échantillon soit jugé valide. Voir le MOR n° 5 pour plus de détails.
- Dans le cas des analyses de tubes sorbants, examen des résultats du contenu des parties avant et arrière du tube (ou de deux tubes placés l'un derrière l'autre) pour évaluer les possibles fuites de substances chimiques. De telles fuites peuvent survenir lorsque la capacité d'adsorption est dépassée, le débit d'air est trop élevé ou en raison des effets chromatographiques causés par d'autres composés. Lorsque le laboratoire indique que le premier tube est saturé, les résultats sont possiblement biaisés, et il faut procéder à un nouvel échantillonnage. Le critère utilisé pour évaluer ces fuites varie en fonction de la méthode d'échantillonnage et de la substance chimique en cause, mais dans tous les cas, on note généralement que la concentration dans le deuxième tube est plus élevée de 10 à 25 % que dans le premier tube. Lorsque l'échantillon n'est pas saturé, les concentrations relevées dans les parties avant et arrière doivent être additionnées aux fins de l'évaluation numérique.
- Évaluation de la précision des échantillons en duplicata ou colocalisés en fonction de la différence relative de pourcentage (DRP). La DRP exigée par la méthode TO-15 de l'USEPA pour les duplicata de laboratoire provenant de la même cartouche est de 25 %. On peut s'attendre à une variabilité plus grande des duplicata de terrain provenant de deux cartouches différentes. L'objectif provisoire de la DRP pour les duplicata de terrain est fixé à 50 % compte tenu de l'état actuel des connaissances sur cette question.
- Examen des résultats d'analyse des échantillons témoins (p. ex. blancs de terrain, blancs de laboratoire et blancs de transport) pour détecter de possibles problèmes liés aux procédures d'analyse sur le terrain ou en laboratoire susceptibles d'avoir affecté les résultats.
- Reconnaissance du fait que les concentrations rapportées qui sont moins de cinq fois supérieures aux limites de dosage sont généralement plus incertaines que les valeurs de concentration plus élevées.

### 7.10.3 Analyse de la cohérence des données

Les résultats du programme d'échantillonnage des vapeurs du sol doivent être examinés en fonction des résultats attendus, de leur conformité au modèle conceptuel de site et de la cohérence entre les différents points d'échantillonnage. Ces vérifications de cohérence et de conformité portent notamment sur les éléments suivants :

- Les concentrations des vapeurs du sol doivent être spatialement cohérentes avec les concentrations relevées dans les échantillons de sol et d'eau souterraine; par exemple, les plus fortes concentrations de vapeurs du sol devraient avoir été mesurées dans les zones de contamination qui affichent également les plus fortes concentrations dans le sol et l'eau souterraine.
- Les concentrations des vapeurs du sol devraient normalement diminuer à mesure qu'on s'éloigne d'une source de contamination connue.
- Les concentrations des vapeurs du sol devraient être conformes au MCS concernant la biodégradation aérobie ou anaérobie des hydrocarbures pétroliers ou d'autres substances organiques dégradables, y compris les matières organiques naturelles (p. ex. couches de sols organiques). De manière générale, les concentrations d'oxygène sont appauvries de quelques points de pourcentage dans les couches de sols organiques et plus à proximité des sources d'hydrocarbures pétroliers. En revanche, on s'attend à des concentrations élevées de dioxyde de carbone à proximité des sources d'hydrocarbures pétroliers (sauf dans de rares circonstances où le CO<sub>2</sub> est éliminé par suite d'une interaction avec certains sols, comme ceux à forte teneur en calcaire). L'existence de concentrations d'oxygène proches des niveaux atmosphériques (20,9 %) à proximité des sources d'hydrocarbures pétroliers peut constituer un solide indicateur que les échantillons de vapeurs souterraines ont été compromis par une fuite ou un phénomène de court-circuitage. Plus près de la surface du sol, les concentrations d'oxygène devraient augmenter, et les concentrations de CO<sub>2</sub> devraient diminuer. Autrement, des sources supplémentaires de contamination risquent d'être présentes.
- On peut pousser plus avant l'examen du rapport entre les concentrations d'oxygène et de CO<sub>2</sub> en établissant un graphique des anomalies, c'est-à-dire des concentrations observées de ces deux éléments après l'élimination des valeurs canoniques de fond de ces gaz dans l'atmosphère conformément à l'équation suivante :  $[O_2]' = [O_2] \text{ mesuré} - 20,9460 \%$  et  $[CO_2]' = [CO_2] \text{ mesuré} - 0,0400 \%$ . Compte tenu de considérations stœchiométriques et des substances organiques oxydées, des pentes différentes seront obtenues. Par exemple, les données de l'anomalie O<sub>2</sub> versus CO<sub>2</sub> devraient définir une droite 1:1 pour la respiration aérobie de la matière organique naturelle, une droite 2:1 pour la respiration du CH<sub>4</sub> et une droite se situant quelque part entre les deux premières pour la respiration des hydrocarbures pétroliers.
- Les concentrations dans les vapeurs du sol doivent être cohérentes avec les tendances temporelles prévues. Il peut être difficile *a priori* de prédire les effets des facteurs temporels

sur les données relatives aux vapeurs du sol; par conséquent, une base de données contenant des données temporelles pourrait être requise afin de procéder à cette évaluation.

### 7.10.4 Autres évaluations

La qualité et la cohérence des données doivent être évaluées pour déterminer s'il existe des lacunes ou des problèmes concernant la qualité des données qui pourraient requérir de nouvelles analyses ou de nouveaux prélèvements de vapeurs du sol. De plus, les concentrations des vapeurs du sol seront généralement comparées aux données génériques axées sur les risques (lorsqu'elles existent) ou à des critères propres au site relatifs aux voies d'infiltration des vapeurs du sol. Selon les résultats de cette comparaison, de nouvelles analyses ou de nouveaux prélèvements de vapeurs du sol ou d'air intérieur pourraient être requis.

## 7.11 Ressources et liens Internet

Les guides et les ressources d'échantillonnage et d'analyse à la fine pointe de la technologie sont beaucoup moins nombreux dans le secteur des vapeurs du sol que dans les secteurs du sol et de l'eau souterraine. Les documents ci-après contiennent néanmoins de l'information pertinente à ce sujet.

**Interstate Technology and Regulatory Council (ITRC).** Le document *Vapor Intrusion Pathway: A Practical Guide (VI-1)* (janvier 2007, 173 pages) présente un cadre général d'évaluation des voies d'infiltration des vapeurs et décrit les outils disponibles pour procéder aux études sur le terrain, évaluer les données et atténuer les impacts. Le document *Vapor Intrusion Pathway: Investigative Approaches for Typical Scenarios (VI-2)* (janvier 2007, 52 pages) est un supplément au document précité. Il décrit les méthodes d'évaluation des voies d'infiltration de vapeurs selon six scénarios différents.

[www.itrcweb.org/Documents/VI-1.pdf](http://www.itrcweb.org/Documents/VI-1.pdf)

[www.itrcweb.org/Documents/VI-1A.pdf](http://www.itrcweb.org/Documents/VI-1A.pdf)

**American Petroleum Institute (API).** Cette stratégie pratique d'évaluation des voies de migration des vapeurs du sol vers l'air intérieur comprend un guide des méthodes d'échantillonnage et d'analyse relatif aux sites contaminés par des hydrocarbures pétroliers (novembre 2005).

<http://www.api.org/environment-health-and-safety/clean-water/ground-water/vapor-intrusion/vi-publications/assessing-vapor-intrusion>

**New Jersey Department of Environmental Protection.** Le document *Vapour Intrusion Guidance* (janvier 2013) comprend une liste exhaustive des méthodes servant à la caractérisation des sites, incluant l'échantillonnage et l'analyse des gaz souterrains. <http://www.state.nj.us/dep/srp/guidance/vaporintrusion/vig.htm>

**California Environmental Protection Agency.** *Interim Guidance for the Evaluation and Mitigation of Subsurface Vapor Intrusion to Indoor Air*, Department of Toxic Substances Control, octobre 2011.

[http://www.dtsc.ca.gov/AssessingRisk/upload/Final\\_VIG\\_Oct\\_2011.pdf](http://www.dtsc.ca.gov/AssessingRisk/upload/Final_VIG_Oct_2011.pdf)

## 7.12 Références

- Abreu, L. et P.C. Johnson. 2005. «Effect of Vapor Source-Building Separation and Building Construction on Soil Vapor Intrusion as Studied with a Three-Dimensional Model. *Environ. Sci. Technol.*, vol. 39, p. 4550-4561.
- American Petroleum Institute (API). 2005. Collecting and Interpreting Soil Gas Samples from the Vadose Zone: A Practical Strategy for Assessing the Subsurface Vapour-to-Indoor-Air Migration Pathway at Petroleum Hydrocarbon Sites, novembre 2005.
- American Society for Testing Materials (ASTM). 2001. Standard E-2121-03 - Standard Practice for Installing Radon Mitigation Systems in Existing Low-Rise Residential Buildings.
- American Society for Testing Materials (ASTM). 2000. Standard E-741-00 - Standard Test Method for Determining Air Change in a Single Zone by Means of a Tracer Gas Dilution.
- Andiro, J.M. et J.W. Butler. 1991. « A study of the stability of methanol-fueled vehicle emissions in Tedlar bags », *Environ. Sci. Technol.*, vol. 25, p. 1644-1646.
- Atlantic Partners in RBRC Implementation. 2006. Atlantic Risk-Based Corrective Action Version 2.0 for Petroleum Impacted Sites in Atlantic Canada User Guidance Appendix 9, Guidance for Soil Vapour and Indoor Air Monitoring Assessments, juillet.
- Baehr, A.L. et M.F. Hult. 1991. « Evaluation of unsaturated zone air permeability through pneumatic tests », *Water Resources Research*, vol. 27, p. 2605-2617.
- Cody, R. 2003. « Soil Vapour Sampling and Analysis: Sources of Random and Systematic Error in the Characterization of Low Level Organohalide Sources », dans *USEPA Seminar on Indoor Air Intrusion*, les 14 et 15 janvier 2003, Fairmont Hotel, Dallas, Tx.
- Davis, G.B., B.M. Patterson et M.G. Trefry. 2009. « Evidence for Instantaneous Oxygen-Limited Biodegradation of Petroleum Hydrocarbon Vapors in the Subsurface », *Ground Water Monitoring & Remediation*, vol. 29, p. 126-137.
- Diguilio, D., C. Paul, R. Cody, R. Willey, S. Clifford, R. Moseley, A. Lee et K. Christensen. 2006. Comparison of Geoprobe PRT and AMS GVP soil-gas sampling systems with dedicated probes in sandy soils at the Raymark Superfund site, USEPA ORD draft report, 6/5/06.
- Electric Power Research Institute (EPRI). 2005. Reference Handbook for Site-Specific Assessment of Subsurface Vapor Intrusion in Indoor Air, Palo Alto, Californie, 1008492.
- Entech. 2007. *Application Note 902: Improving the Performance of Time Integrating Sampling of TO14 Compounds in Stainless Steel Canisters*, Entech Instruments, Inc., Simi Valley, Californie. Site consulté le 7 mai 2007, <http://www.entechinst.com/technical-info/library/improving-to14-time-integrated-sampling/>.
- Fischer, M.L., A.J. Bentley, K.A. Dunkin, A.T. Hodgson, W.W. Nazaroff, R.G. Sextro et J.M. Daisy. 1996. « Factors affecting indoor air concentrations of volatile organic compounds at a site of subsurface gasoline contamination », *Environ. Sci. Technol.*, vol. 30, p. 2948-2957.
- Garbesi, K., R.G. Sextro, A.L. Robinson, J.D. Wooley, J.A. Owens et W.W. Nazaroff. 1996. « Scale dependence of soil permeability to air: Measurement method and Field Investigation », *Water Resources Research*, 32(3), p. 547-560.
- Golder Associates Ltd. 2007. *Soil Vapour Intrusion Guidance for Screening Level Risk Assessment (SLRA)*, novembre. Version provisoire, préparée pour Santé Canada.
- Harper, M. 1994. « Novel Sorbents for Sampling Organic Vapours », *Analyst*, vol. 119, janvier.
- Hartman, B. 2002. « How to Collect Reliable Soil-Gas Data for Risk-Based Applications, Part I: Active Soil-Gas Method », *LUST Line Bulletin*, vol. 42, octobre. Site Internet : <http://www.handpmg.com/resources/articles.html>.

## Chapitre 7 : Caractérisation des vapeurs du sol

- Hayes, H.C., D.J. Benton, S. Grewal et N. Khan. 2005. « A Comparison between EPA Compendium Method TO-15 and EPA Method 8260B for VOC Determination in Soil Gas », dans AWMA, *Symposium on Air Quality Measurement Methods and Technology*, du 19 au 21 avril 2005.
- Hayes, H.C., D.J. Benton et N. Khan. 2006. « Impact of sampling media on soil gas measurements », dans AWMA, *Vapour Intrusion – The Next Great Environmental Challenge – An Update*, du 13 au 15 septembre 2006, Los Angeles, CA.
- Hayes, H., D.J. Benton, S. Grewal et N. Khan. 2007. « Evaluation of Sorbent Methodology for Petroleum-Impacted Site Investigations », dans *Proc. of AWMA Vapor Intrusion – Learning from the Challenges*, du 25 au 27 septembre, Providence, Rhode Island.
- Hers, I., J. Atwater, L. Li et R. Zapf-Gilje. 2000. « Evaluation of vadose zone biodegradation of BTX vapours », *Journal of Contaminant Hydrology*, vol. 46, p. 233-264.
- Hillel, D. 1980. *Introduction to Soil Physics*, Academic Press. New York, NY.
- Holton, C., E. Luo, Y. Guo, P. Dahlen, P. Johnson, K. Gorder et E. Dettenmaier. 2013. *Multi-Year Monitoring of a House Over a Dilute CHC Plume: Implications for Pathway Assessment Using Indoor Air Sampling and Forced Under-Pressurization Tests*. Présenté à la AEHS Westcoast Conference, San Diego, 15-18 mars.
- Interstate Technology and Regulatory Council (ITRC). 2002. *Technical Decision Analysis for the Potential Use of Passive Diffusion Bag Samplers for Long-Term Monitoring*. Préparé par l'Interstate Technology and Regulatory Council, Diffusion Sampler Team, mai.
- Johnson, P.C., Bruce, C., Johnson, R.L. et M. W. Kemblowki. 1998. « In situ measurement of effective vapor-phase porous media diffusion coefficients », *ES&T*, vol. 32, p. 3405-3409.
- Johnson, P.C., C.C. Stanley, M.W. Kemblowski, D.L. Byers et J.D. Colthart. 1990. « A practical approach to the design, operation, and monitoring of in-situ soil venting systems », *Ground Water Monit. Rev.*, 10(2), p. 159-178.
- Kreamer, D. 2001. « Field Innovation Forum: Down the Rabbit Hole with Alice – Sucking Soil Gas All the Way », *Ground Water Monitoring and Remediation*, automne.
- Lahvis, M.A., I. Hers, R. Davis, J. Wright et G.E. DeVuall. 2013. « Vapor Intrusion Screening Criteria for Application at Petroleum UST Release Sites », *Groundwater Monitoring & Remediation*, 33 (2), p. 53–67.
- Lahvis, M.A. 2002. *Guidance on Use of Soil-Gas Surveys to Assess Vapour Transport to Indoor Air*, Shell Global Solutions (U.S.), Inc., Houston, TX.
- Lahvis, M., A. Baehr et A. Baker. 1999. « Quantification of aerobic and volatilization rates of gasoline hydrocarbons near the water table under natural attenuation conditions », *Water Resources Research*, vol. 35, p. 753-765.
- Lutes, C., P. Johnson et R. Truesdale. 2013. *Comparison of Sun Devil and Indianapolis Studies*. Présentation donnée lors de l'AEHS Westcoast Conference, San Diego, 15-18 mars.
- Marcotti, L., M. Snow et S. Varisco. 2008. *Optimizing Sampling and Analytical Parameters for Soil Vapour Samples using Automated Thermal Desorption / Gas Chromatography / Mass Spectrometry*. Présentation donnée à l'interne chez PerkinElmer.
- McClenny, W.A., K.D. Oliver, H.H. Jacumin Jr. et E.H. Daughtrey Jr. 2002. « Ambient volatile organic compound (VOC) monitoring using solid adsorbants - recent U.S. EPA developments », *JEM*, 4(5), p. 695 – 705.
- McAlary, T., H. Groenevelt, T. Gorecki, S. Seethapathy, D. Crump, P. Sacco, H. Hayes, M. Tuday, B. Schumacher et P.C. Johnson. 2012. *Quantitative Passive Diffusive Sampling for Assessing Soil Vapor Intrusion to Indoor Air*. Présentation donnée lors de l'AEHS Westcoast Conference, San Diego, 20 mars.

## Chapitre 7 : Caractérisation des vapeurs du sol

- McAlary, T., P. Nicholson, L. Yik, D. Bertrand et G. Thrupp. 2010. « High Purge Volume Sampling – A New Paradigm for Subslab Soil Gas Monitoring », *Ground Water Monitoring and Remediation*, 30(2), p. 73-85.
- McHugh, T.E., D.E. Hammond, T. Nickels et B. Hartman. 2008. « Use of Radon Measurements for Evaluation of Volatile Organic Compound (VOC) Vapor Intrusion », *Environmental Forensics*, vol. 9, p. 107–114.
- Loll, P., P. Larsen et C. Larsen. 2010. *Tracking Vapor Intrusion Pathways*, Battelle Seventh International Conference on Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds.
- Puls, R.W. et M.J. Barcelona. 1996. « Low-Flow (Minimal Drawdown) Ground-Water Sampling Procedures », *Ground Water Issue*, avril 1996. Rapport EPA/540/S-95/504.
- Robbins, G.A., B.G. Deyo, M.R. Temple, J.D. Stuart et M.J. Lacy. 1990. « Soil-Gas Surveying for Subsurface Gasoline Contamination Using Total Organic Vapour Detection Instruments Part I. Theory and Laboratory Experimentation », *Groundwater Monitoring and Remediation*, été.
- Sanders, P. et I. Hers. 2006. « Vapor Intrusion in Homes over Gasoline-Contaminated Groundwater in Stafford, NJ », *Ground Water Monitoring and Remediation*, printemps 2006.
- Santé Canada. 2010. *L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada; partie VII : Guide d'orientation pour l'évaluation de l'intrusion de vapeurs du sol sur les sites contaminés*. Cat. : H128-1/11-635F.PDF.
- Science Advisory Board for Contaminated Sites in British Columbia (SABCS). 2011. *Guidance on Site Characterization for Evaluation of Soil Vapour Intrusion into Buildings*, mai. Préparé par Golder Associates Ltd. (Ian Hers, auteur).
- United States Environmental Protection Agency (USEPA). 2013. *Evaluation Of Empirical Data To Support Soil Vapor Intrusion Screening Criteria For Petroleum Hydrocarbon Compounds*, janvier. Rapport EPA 510-R-13-001, préparé par Golder Associates et RTI International.
- United States Environmental Protection Agency (USEPA). 2004. *Standard Operating Procedure (SOP) for Installation of Sub-Slab Vapor Probes and Sampling Using EPA Method TO-15 to Support Vapor Intrusion Investigations*, Office of Research and Development, Ada, OK, 12 février. Ébauche.
- United States Environmental Protection Agency (USEPA). 2002. *Draft Guidance for Evaluating the Vapor Intrusion to Indoor Air Pathway from Groundwater and Soils (Subsurface Vapour Intrusion Guidance)*, Office of Solid Waste and Emergency Response.
- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). 1999a. *Compendium of Methods for Toxic Air Pollutants, Second Edition, Method TO-14A*, Center for Environmental Research Information, Office of Research and Development, Cincinnati, OH.
- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). 1999b. *Compendium of Methods for Toxic Air Pollutants, Second Edition, Method TO-15*, Center for Environmental Research Information, Office of Research and Development, Cincinnati, OH.
- Vroblecky, D.A. et W.T. Hyde. 1997. « Diffusion samplers as an inexpensive approach to monitoring VOCs in ground water », *Ground Water Monitoring and Remediation*, été 1997, p. 177-184.
- Wang, Y., T.S. Raihala, A.P. Jackman et R. St. John. 1996. « Use of Tedlar Bags in VOC Testing and Storage: Evidence of Significant VOC Losses », *Enviro Science and Technology*, vol. 30, p. 3115-3117.
- Wertz, B. et T. Festa. 2007. *The Patchy Fog Model of Vapor Intrusion. Proc. Of AWMA Conference Vapor Intrusion: Learning from the Challenges*, Providence, Rhode Island, 26-28 septembre.

**ANNEXE 7-1 : MÉTHODES CHOISIES D'ANALYSE DE LABORATOIRE<sup>1</sup>**

Méthode n°	Type de composé	Matériel de collecte	Méthode	Stabilité	Limite de détection <sup>2</sup>	Référence
TO-1 3	COV	Sorbant solide Tenax®	CPG/SM ou CPG/DIF		0,02 – 200 µg/m <sup>3</sup> (0,01-100 ppbv)	USEPA 1999
TO-2 3	COV	Tamis moléculaire	CPG/SM		0,2 – 400 µg/m <sup>3</sup> (0,1-200 ppbv)	USEPA 1999
TO-3	COV	Cartouche, sac Tedlar® (captage cryogénique)	CPG/DIF		0,2 – 400 µg/m <sup>3</sup> (0,1-200 ppbv)	USEPA 1999
TO-9A, 10A	COSV	Mousse de polyuréthane (PUF)	GC/MS		1 – 20 µg/m <sup>3</sup> 5 (0,4-2,5 ppbv)	USEPA 1999
TO-12	CONM	Cartouche ou en ligne	DIF		200 – 400 000 µg/m <sup>3</sup> (100-200 000 ppbvC)	USEPA 1999
TO-13A 3	HAP	Mousse de polyuréthane (PUF)	CPG/SM		0,5-500 µg/m <sup>3</sup> (0,6 – 600 ppbv)	USEPA 1999
TO-14A	COV (non polaire)	Cartouche spécialement traitée	CPG/SM		0,4 – 20 µg/m <sup>3</sup> (0,2-2,5 ppbv)	USEPA 1999
TO-15	COV (polaire/ non polaire)	Cartouche spécialement traitée	CPG/SM	30 jours	0,4 – 20 µg/m <sup>3</sup> (0,2-2,5 ppbv)	USEPA 1999
TO-15A	COV	Cartouche spécialement traitée	CPG/SM/S IM	30 jours	0,005 – 0,02 µg/m <sup>3</sup> (0,002-0,04 ppbv)	USEPA 2000b
TO-17 <sup>3</sup>	COV	Absorbant simple ou multicouche	CPG/SM, DIF	30 jours	0,4 – 20 µg/m <sup>3</sup> (0,2-2,5 ppbv)	USEPA 1999
OSHA 7 modifié	COV	sorbant, extraction par solvant	CPG/SM, DIF	14 jours	1 – 20 µg/m <sup>3</sup> 5 (0,4-2,5 ppbv)	OSHA 2000
NIOSH 1550 modifiée	Fractions d'hydrocarbures	sorbant, extraction par solvant	CPG/DIF	30 jours <sup>4</sup>	100 – 400 µg/m <sup>3</sup> 5	NIOSH 1994
Méthode 3C	N <sub>2</sub> , O <sub>2</sub> , CO <sub>2</sub> et CH <sub>4</sub>	Cartouche	CPG/DCT		20 000 – 150 000 µg/m <sup>3</sup> (10 000 ppbv)	USEPA 2002a
Méthode 16	H <sub>2</sub> S	Sac, cartouche, flacons de	CPG/DIF		100 – 700 µg/m <sup>3</sup> (50 ppbv)	USEPA 2002a



## Chapitre 7 : Caractérisation des vapeurs du sol

Méthode n°	Type de composé	Matériel de collecte	Méthode	Stabilité	Limite de détection <sup>2</sup>	Référence
		verre				
8015B*/	HPT/COV	Sac, cartouche, flacons de verre	CPG/DIF		300 – 3 000 µg/m <sup>3</sup> (100 – 10 000 ppbv)	USEPA 1998
8021B*	COV	Sac, cartouche, flacons de verre	CPG/DPI		4,0 – 60,0 µg/m <sup>3</sup> (0,3 ppbv à 30 ppbv)	USEPA 1998
8260C*	COV	Sac, cartouche, flacons de verre	CPG/SM		10,0 – 50,0 µg/m <sup>3</sup> (0,6 ppbv à 25 ppbv)	USEPA 1998
8270D*	COSV	Sac, cartouche, flacons de verre	CPG/SM		1 000 µg/m <sup>3</sup> (20 000 ppbv à 100 000 ppbv)	USEPA 1998
D1945-03 (2010)	Gaz naturels et mélangés	Sac, cartouche, flacons de verre	CPG/DCT		800 – 29 000 µg/m <sup>3</sup> (10 000 ppbv)	ASTM 2010
D1946-90 (2011)	H <sub>2</sub> , O <sub>2</sub> , CO <sub>2</sub> , CO, CH <sub>4</sub> , C <sub>2</sub> H <sub>6</sub> , et C <sub>2</sub> H <sub>4</sub>	Sac, cartouche, flacons de verre	CPG/DCT		800 – 18 000 µg/m <sup>3</sup> (10 000 ppbv)	ASTM 2011

Nota :

Adapté d'API (2005).

<sup>1</sup>Cette liste n'est pas exhaustive. Certaines méthodes peuvent être mieux adaptées à certaines situations. D'autres méthodes propres au constructeur ou non publiées peuvent s'appliquer.

<sup>2</sup>Les limites de détection sont propres à des composés déterminés et peuvent dépendre de la nature et de la méthode de collecte de l'échantillon. Les limites de détection sont présentées pour une gamme de composés rapportés par rapport aux méthodes d'analyse.

<sup>3</sup>Afin d'atteindre le niveau de sensibilité le plus élevé possible, les méthodes indiquées utilisent une méthode d'échantillonnage de type capture avec laquelle il n'est pas nécessairement possible d'établir une relation entre les résultats obtenus et les concentrations atmosphériques.

<sup>4</sup>Tiré de NIOSH 1500 « Hydrocarbons, BP 36°-216 °C » et NIOSH 1501 « Hydrocarbons, Aromatic ».

<sup>5</sup>Fondé sur un volume d'échantillonnage de 50 L. De plus grands volumes peuvent être prélevés pour améliorer la sensibilité.

\*Méthodes d'analyse du sol et de l'eau adaptées pour l'analyse d'une matrice d'air.

CPG/SM = Chromatographie en phase gazeuse/spectrométrie de masse

CPG/FID = Chromatographie en phase gazeuse /détecteur à ionisation de flamme

CPG/DPF = Chromatographie en phase gazeuse /détecteur à photométrie de flamme

CPG/DCT = Chromatographie en phase gazeuse /détecteur de conductivité thermique

COV = Composés organiques volatils

HAP = Hydrocarbures aromatiques polycycliques

CONM = Composés organiques non méthaniques

COSV = Composés organiques semi-volatils

Fractions d'hydrocarbures comprenant les COVT C6-10, COVT C10-19, fractions F1 et F2 (SP-HCP du CCME).

## ANNEXE 7-2 : MÉTHODES APPLICABLES AUX FRACTIONS D'HYDROCARBURES

La collecte d'échantillons d'air ou de vapeurs du sol dans le but d'analyser les fractions d'hydrocarbures est souvent requise dans le cadre des évaluations de risques exécutées au Canada. Le document *Standards pancanadiens relatifs aux hydrocarbures pétroliers dans le sol* (CCME, 2008) décrit les fractions d'hydrocarbures F1 (C6-C10), F2 (C10-C16), F3 (C16-C34) et F4 (C34-C50+) ainsi que les sous-fractions aliphatiques et aromatiques d'intérêt qui sont, dans le cas des fractions aliphatiques, les fractions C6-C8, C>8-C10, C>10-C12 et C>12-C16<sup>4</sup> et, dans le cas des fractions aromatiques, les fractions C>7-C8,<sup>5</sup> C>8-C10, C>10-C12 et C>12-C16.

### Cartouches et tubes sorbants utilisant la méthode de désorption thermique

Des analyses CPG/SM doivent être exécutées pour obtenir les sous-fractions aromatiques et aliphatiques lorsque des cartouches (USEPA TO-15) ou des tubes thermiques (USEPA TO-17) sont utilisés. Lorsque la méthode CPG/SM est utilisée pour l'analyse des fractions d'hydrocarbures, les différences de fonctionnement du SM (c.-à-d. le mode balayage complet par rapport au mode de détection d'ions sélectionnés ou SIM) et le nombre d'ions choisi pour le dosage et l'étalonnage auront une incidence sur les résultats d'analyse, qui pourraient varier considérablement d'un laboratoire d'analyse à l'autre selon la méthode utilisée. Par ailleurs, la manière d'aborder les hydrocarbures non pétroliers et les soustractions possibles des concentrations totales influera sur les résultats. Bien qu'il existe peu d'analyses quantitatives, il semble que le mode par balayage complet, qui permet d'obtenir des données sur la totalité ou la quasi-totalité des pics, s'avère une méthode plus exacte comparativement au mode de détection d'ions sélectionnés, qui permet d'obtenir des données quantitatives au sujet d'un nombre limité de composés. Malheureusement, le document du CCME (2001) ne décrit aucune méthode pour l'analyse des relevés obtenus à l'aide du CPG/SM, puisqu'il présente une méthode d'analyse du sol impliquant du fractionnement et une analyse CPG/DIF. Le guide du CCME (2008) définit la F1 comme étant la sommation des pics d'hexane et de décane et la F2 la sommation des pics de décane et d'hexadécane. Les pics de BTEX et de naphthalène sont exclus des sommations pour chacune des fractions. Dans la procédure d'analyse des sols du CCME, la F1 est étalonnée par rapport à la réaction au toluène obtenue par le DIF, et la F2 est étalonnée par rapport à la moyenne des pics nC10, nC16 et nC25 obtenus par le DIF. Pour les analyses de l'air, on utilise généralement la CPG/SM, et la F1 est calculée par rapport à la réaction au toluène obtenue au moyen du mode par balayage complet CPG/SM. La F2 est généralement calculée par rapport à la réaction au décane obtenue au moyen du mode par balayage complet CPG/SM. Il s'agit là d'une approche légèrement modifiée par rapport au document du CCME (2001), qui indiquait qu'il fallait utiliser la moyenne de la réaction au nC10, au nC16 et au nC24. Cependant, les laboratoires trouvent qu'il est difficile de générer et de maintenir une concentration de vapeur d'hexadécane. Par conséquent, il arrive très souvent que seule la réaction au décane est utilisée pour étalonner la fraction F2. Dans le cas des sous-fractions aliphatiques et aromatiques, une des options consiste à identifier les pics aromatiques et aliphatiques et à ajouter par la suite les données relatives aux pics aliphatiques et aromatiques de l'ensemble des aires de pics (et non une simple sommation de ces aires) dans leurs plages respectives de nombre de carbones. Les

<sup>4</sup> Dans certains cas C>16-C21 est aussi chiffré, bien que la teneur en carbone de ces concentrations en phase vapeur soit souvent négligeable.

<sup>5</sup> Cette fraction est composée principalement de toluène, d'éthylbenzène et de xylènes (TEX), et il arrive qu'elle ne soit pas chiffrée.

sous-fractions aliphatiques sont chiffrées par rapport à la réaction au spectre de la masse de n-hexane; et les sous-fractions aromatiques par rapport à la réaction au spectre de la masse de toluène. Certains laboratoires soustrairont également, sur demande, les hydrocarbures non pétroliers comme les siloxanes de la concentration totale d'« hydrocarbures ».

Le document du CCME (2001) définit clairement les fractions F1 et F2, mais ne fournit aucune ligne directrice au sujet des sous-fractions. Cela se traduit donc par des définitions variables et incertaines. Par exemple, la fraction aliphatique C6-C8 est citée indifféremment comme étant C6-C8 ou >C6-C8. La première citation implique que le pic de n-hexane est inclus dans la sommation de l'aire. La deuxième citation par contre implique l'exclusion du n-hexane. Le pic de n-hexane doit être inclus dans l'analyse compte tenu de son niveau de toxicité relativement élevé.

### **Extraction des tubes sorbants à l'aide de solvants**

L'extraction des tubes sorbants à l'aide d'un solvant comme le disulfure de carbone (c.-à-d. par des techniques d'hygiène industrielle modifiées) permet le fractionnement sur des colonnes de gel de silice et l'analyse à l'aide des méthodes CPG/DIF. L'une des méthodes fréquemment utilisées par les laboratoires du Canada comprend le fractionnement de l'extrait de disulfure de carbone (c.-à-d. l'échantillon) au moyen d'une colonne de gel de micro-silice. Après avoir ajouté le disulfure de carbone à la colonne, la colonne est par la suite éluée avec un mélange de pentane et de pentane/dichlorométhane (60:40) afin de prélever les fractions aliphatique et aromatique. Chaque fraction est analysée par CPG/DIF. Cette méthode ne possède pas la sensibilité des méthodes TO-15 et TO-17 de l'USEPA, car seule une petite fraction du solvant extrait est analysée.

### **Méthode de la Colombie-Britannique**

En Colombie-Britannique, une seule fraction réglementaire d'hydrocarbures VHv (C6-13) a été définie; elle englobe la somme des composés élués sur une colonne de chromatographie en phase gazeuse composée de 100 % de polydiméthylsiloxane, entre les temps de rétention correspondant au n-hexane (nC6) et au n-tridécanne (nC13) (BC Laboratory Manual, 2009). La fraction VHv6-13 englobe une gamme de pressions de vapeur d'environ 0,05 – 150 Torr (à 25 °C) ou une gamme de points d'ébullition d'environ 69 à 234 °C. Les hydrocarbures pétroliers volatils (VPHv) — un paramètre calculé — correspondent à la différence entre VHv et la somme du benzène, de l'éthylbenzène, du n-décane, du n-hexane, du toluène et des xylènes. Les échantillons d'air ambiant ou de vapeurs du sol aux fins de dosage du VHv6-13 sont prélevés à l'aide de cartouches d'acier inoxydable ou de tubes sorbants appropriés. Le VHv(C6-13) est analysé par CPG/DIF ou par CPG/SM en mode balayage et est quantifié en deux gammes : la gamme nC6 – nC10 est quantifiée par rapport au toluène et la gamme nC10 – nC13 par rapport au n-dodécane (nC12) en utilisant des étalonnages linéaires de 3 points (minimum).

### **Références**

Conseil canadien des ministres de l'Environnement. 2001. *Standards pancanadiens relatifs aux hydrocarbures pétroliers (HCP) dans le sol – Méthode du 1<sup>er</sup> volet*, Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg. N° de publication 1310.

## 8 CARACTÉRISATION DE L'AIR INTÉRIEUR

### 8.1 Contexte, but et portée

Ce chapitre décrit les méthodes utilisées pour procéder aux tests de qualité de l'air intérieur (QAI) dans le cadre des évaluations des risques d'infiltration de vapeurs du sol<sup>1</sup>. Il est nécessaire de procéder à tests de QAI lorsque les phases préalables de l'étude ont révélé l'existence possible de risques non acceptables liés à la migration de vapeurs du sol dans l'air intérieur. L'utilisation de mesures de QAI constitue une option pour évaluer les risques potentiels pour la santé liés aux infiltrations de vapeurs dans un bâtiment existant. Les tests de QAI peuvent fournir une mesure directe des voies potentielles d'exposition par inhalation,

mais de nombreux facteurs susceptibles de compliquer l'évaluation des risques dans un tel contexte doivent être pris en considération. Cela comprend notamment l'existence de concentrations de fond de la substance chimique d'intérêt et la variabilité des concentrations observées dans l'air intérieur en raison de facteurs atmosphériques ou liés à la conception du bâtiment. Les programmes d'évaluation de la QAI sont assez intrusifs et requièrent, particulièrement dans le cas des bâtiments résidentiels ou institutionnels, une bonne communication des objectifs et des résultats du programme.

Les étapes de base d'un programme d'évaluation de la QAI sont semblables à celles établies pour la caractérisation des vapeurs du sol, soit : 1) élaboration d'un modèle conceptuel de site (MCS); 2) établissement des objectifs de l'étude de la QAI; 3) élaboration d'un plan d'échantillonnage. Comme nous l'avons souligné pour la caractérisation des vapeurs du sol, il est impossible de fournir un modèle normalisé de programme d'évaluation de la QAI. Les paragraphes qui suivent présentent donc les principes et les facteurs clés à prendre en considération pour élaborer une stratégie d'échantillonnage. La figure 8-1 présente un organigramme détaillé du cadre à utiliser pour une étude de la QAI.

L'échantillonnage de l'air intérieur doit être effectué conformément à un plan établi, aux objectifs de l'étude et aux objectifs en matière de qualité des données. Toutefois, le plan doit être flexible pour tenir compte des changements qui pourraient survenir au fil du temps. De plus, le programme doit être modifié au besoin pour inclure toute information pertinente obtenue au sujet du bâtiment avant le début de l'échantillonnage ou au moment de l'examen préalable.

#### **Tests de qualité de l'air intérieur (QAI)**

Ce chapitre décrit les étapes de planification, les procédures et les méthodes relatives aux tests de QAI. Voici une liste des éléments clés et des sections qui s'y rapportent :

- Modèle conceptuel de site (8.2)
- Objectifs de l'étude (8.3)
- Plan d'échantillonnage (8.3)
- Analyse de l'air intérieur (8.4)
- Validation et interprétation des données (8.5)

<sup>1</sup> Les orientations contenues dans le présent chapitre ont été formulées parallèlement à des orientations similaires sur les vapeurs du sol destinées au ministère de l'Environnement de l'Ontario, à Environnement Alberta et au ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique. Les quatre documents d'orientation contiennent donc des éléments communs.

Les études de la QAI effectuées en vue d'évaluer la présence d'infiltrations de vapeurs du sol comprennent généralement des analyses de l'air intérieur en parallèle avec des analyses des vapeurs du sol sous la dalle ou à proximité du bâtiment. Les échantillons prélevés sous la dalle ou à proximité du bâtiment servent à détecter la présence de contaminants qui pourraient éventuellement migrer vers l'air intérieur. De manière similaire, les échantillons d'air extérieur peuvent fournir de l'information concernant l'influence de la qualité de l'air ambiant sur la QAI. Ces échantillons peuvent constituer des preuves additionnelles utiles pour l'évaluation des sources potentielles de COV.

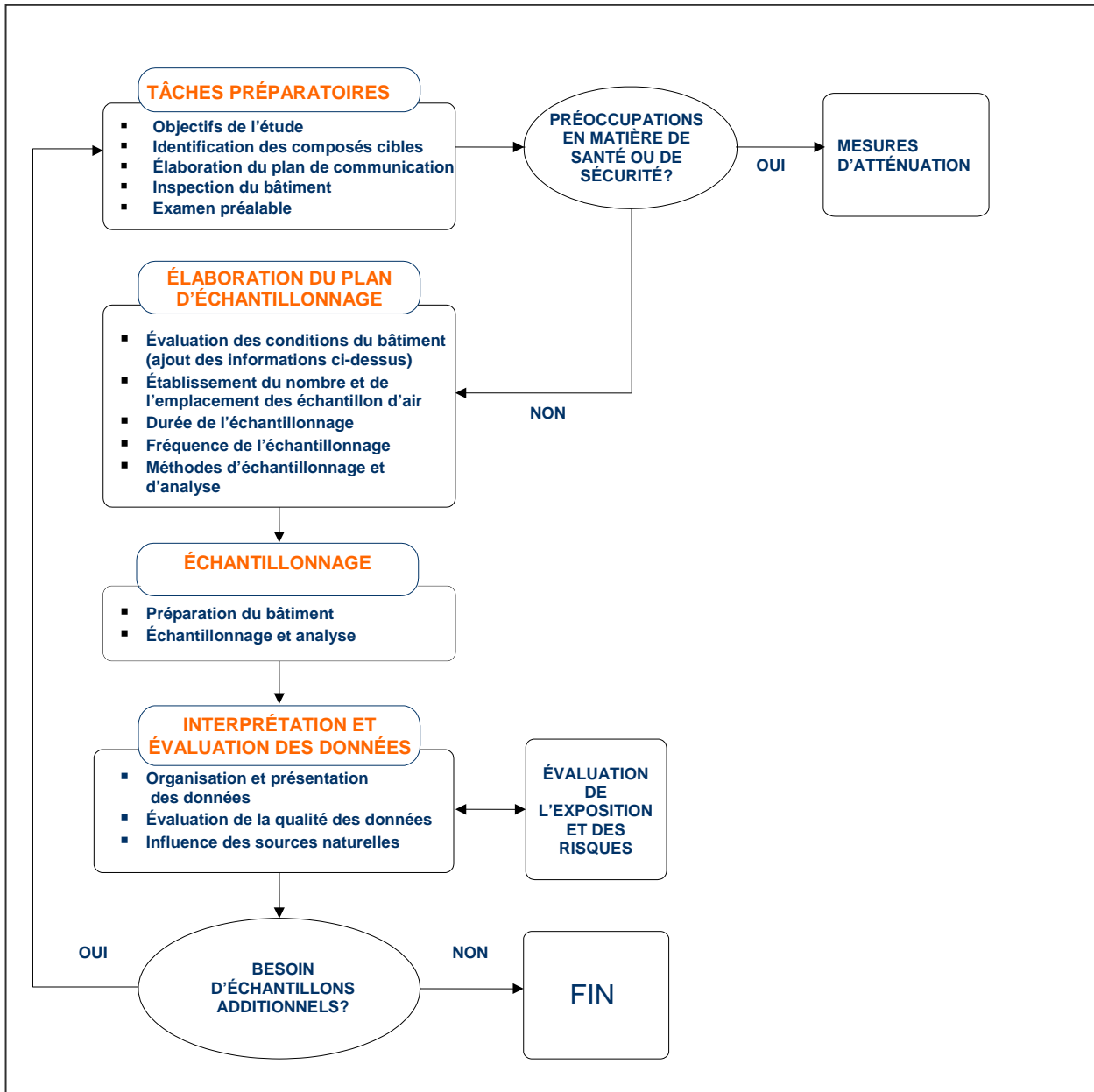
### 8.2 Modèle conceptuel de site pour l'évaluation de l'air intérieur

Le MCS relatif au transport et à l'infiltration des vapeurs du sol dans les bâtiments a été décrit en détail au chapitre 4. La présente section décrit les aspects spécifiques du MCS pouvant influencer sur la qualité de l'air intérieur (excluant les facteurs souterrains), notamment les sources « de fond » (« *background* ») de COV dans l'air intérieur, les fondations du bâtiment, la ventilation du bâtiment, la dépressurisation du bâtiment, les conditions météorologiques et les processus d'atténuation des vapeurs à l'intérieur des bâtiments.

#### 8.2.1 Concentrations de fond dans l'air intérieur

Pour évaluer l'impact des sources de vapeurs souterraines sur la QAI, il est essentiel de tenir compte des sources de fond de COV présentes dans l'air intérieur, car de nombreux contaminants souterrains préoccupants sont également des sources naturelles de COV courantes. Parmi les sources de fond les plus courantes dans le cas des COV, mentionnons certains produits domestiques, le dégazage de produits utilisés dans les bâtiments (c.-à-d. les tapis, les rideaux de douche, les produits isolants, les produits contenus dans le bois aggloméré, les tissus), les systèmes de chauffage (c.-à-d. l'entreposage du mazout, les émissions dues à la combustion), la fumée de cigarette, les garages attenants (c.-à-d. les émissions des véhicules, les produits entreposés), la volatilisation à partir de l'eau (surtout lorsqu'elle est chauffée) et diverses autres activités se déroulant dans la maison ou sur les lieux de travail. Le tableau 8-1 présente une liste des principales sources de vapeurs susceptibles de se trouver dans l'air intérieur. En raison de ces diverses sources, les concentrations de contaminants dans l'air intérieur sont généralement plus élevées que dans l'air extérieur. Parmi les autres sources de fond de contaminants, mentionnons les sources extérieures comme les émissions de véhicules ou les émissions industrielles qui s'infiltrent dans les bâtiments par les fuites d'air ou les systèmes d'aération. Les composés présents dans de nombreux produits de consommation sont inscrits dans la base de données du ministère de la Santé et des Services sociaux des États-Unis : <http://householdproducts.nlm.nih.gov/>.

Figure 8-1 : Cadre du programme d'échantillonnage et d'analyse de la QA I



**TABLEAU 8-1 : Principales sources de COV dans l'air des habitations**

Source	Contaminants organiques volatils
Peinture au latex	Benzène, toluène, TMB
Peinture alkyle	PCE, CB
Tapis	Benzène, toluène, styrène, TMB, CB, décane
Combustion du bois	Toluène, xylènes, styrène, TMB, naphtalène
Panneaux en mousse	CB
Décapants	Toluène
Produits aérosols	Xylènes
Rubans adhésifs	Toluène, Styrène, TCE, décane
Désodorisants	CB
Fumée du tabac	Benzène, toluène, éthylbenzène, xylènes, styrène
Essence	Benzène, toluène, xylènes, styrène, TMB
Solvants	Toluène, éthylbenzène, trichloroéthanes
Nettoyage à sec	PCE

*Nota :*

Adapté de Hers *et al.* (2001)

TMB : Triméthylbenzène; TCE : Trichloroéthylène; PCE: Tétrachloroéthylène; CB: Chlorobenzène

Compte tenu des importantes différences de conception, d'utilisation et d'organisation des bâtiments, les données relatives à la QAI sont très variables. Plusieurs études ont été effectuées aux États-Unis, mais il en existe peu au Canada concernant la QAI dans les bâtiments résidentiels. L'annexe 8-2 résume les données relatives au COV obtenues dans le cadre de six études canadiennes réalisées entre 1991 et 2008 au Québec, en Ontario et en Saskatchewan. Ces études démontrent que les concentrations de fond sont très variables et qu'un grand nombre de composés sont présents dans les bâtiments résidentiels. Bien que les données relatives à la QAI varient selon le type de bâtiment, la région ou la période de temps en cause, les données provenant de ces études ou d'autres études peuvent être utiles pour faciliter l'interprétation des résultats de nouvelles études portant sur la QAI (voir la section 8.5 pour des explications plus détaillées à ce sujet).

La possibilité de détecter des sources de fond de COV étant élevée, un soin particulier doit être apporté à la collecte, à l'examen et à l'interprétation des données relatives à la QAI. Par exemple, il est important de minimiser les effets des sources intérieures en procédant à une évaluation méticuleuse des conditions du bâtiment et en préparant adéquatement le bâtiment avant de procéder à l'échantillonnage (encadré 8.1). Dans certains cas, il est pertinent de procéder à un prélèvement d'échantillons pour évaluer les concentrations de fond présentes dans l'air intérieur des bâtiments.

### 8.2.2 Fondations des bâtiments

La construction de la fondation des bâtiments influe sur les taux d'infiltration des vapeurs du sol. Par exemple, les vapeurs du sol peuvent migrer à travers les petites fissures ou ouvertures de la fondation ou par les entrées de services publics. Le taux d'infiltration peut varier selon le type de fondation, notamment les sous-sols, les dalles sur le sol, les vides sanitaires ou les planchers en terre. Dans les constructions résidentielles qui possèdent une dalle de plancher en béton, on trouve souvent une fissure d'angle entre le mur de fondation et la dalle. Les méthodes de construction des bâtiments commerciaux sont généralement différentes. Dans certains cas, des mesures sont prises afin de sceller les fondations en béton, ce qui a pour effet de réduire les infiltrations de vapeurs sans nécessairement les éliminer. Les entrées de services publics sont des points potentiels d'infiltration de vapeurs du sol, peu importe la nature du bâtiment. La construction de la fondation des bâtiments peut influencer sur l'infiltration d'air sous le bâtiment, laquelle peut jouer un rôle important dans la biodégradation aérobie des hydrocarbures pétroliers. Par exemple, l'aération du sol à faible profondeur aura tendance à être plus importante en dessous des vides sanitaires sans revêtement que sous les fondations en béton.

### 8.2.3 Ventilation des bâtiments

La ventilation et l'entrée d'air frais dans un bâtiment a généralement pour effet de diluer les concentrations de vapeurs dans l'air intérieur. Les taux de ventilation et d'échange d'air varient selon le climat, le type de construction et la saison. Les normes canadiennes et américaines prescrivent des taux minimaux de ventilation pour les bâtiments résidentiels. Au Canada, le taux minimal de ventilation prescrit par la norme CAN/CSA-F326-M91 (R2010) — *Ventilation mécanique des habitations* — dépend du nombre et des types de pièces de la maison, mais s'établit normalement à environ 0,3 changement d'air par heure (CAH). Aux États-Unis, la norme résidentielle 62.2-2010 de l'American Society of Heating, Refrigerating and Air-Conditioning Engineers, Inc. (ASHRAE) établit le taux de ventilation des bâtiments entiers au moyen de la formule suivante :  $\text{PCM (pied cube par minute)} = \text{surface de plancher}/100 + (\text{nombre de chambres à coucher} + 1) \times 7,5$  (ASHRAE, 2010a)<sup>2</sup>. Les systèmes de ventilation mécanique doivent répondre à des exigences minimales en matière de taux de ventilation dans les maisons à haut taux d'efficacité énergétique (p. ex. « R-2000 » ou « Energy Star » au Canada). Cependant, il arrive souvent que ces systèmes fonctionnent en deçà de leur capacité nominale ou de la puissance installée (Figley, 1997; Gusdorf et Hamlin, 1995). Par exemple, les maisons à haute efficacité énergétique dont la ventilation mécanique est assurée par un ventilateur récupérateur de chaleur peuvent parfois afficher des valeurs d'à peine 0,1 CAH (Fellin et Otson, 1996). Dans le cas des bâtiments commerciaux, le taux de ventilation minimal prescrit par la norme ASHRAE 62.1-2010 dépend du niveau d'occupation et d'utilisation. Une étude des mesures de ventilation effectuées dans environ 2 800 bâtiments résidentiels dans l'ensemble des États-Unis classe les résultats par région (en fonction des degrés-jours de chauffage) et par saison (Murray et Burmaster, 1995). La

---

<sup>2</sup> Exemple : maison neuve de 2 500 pieds carrés comptant 5 chambres à coucher : taux requis de ventilation mécanique =  $0,01 \times 2\,500 + 7,5 \times (5 + 1) = 70$  PCM. Le taux correspondant d'échange d'air s'établit à environ 0,21 CAH pour une habitation dont les plafonds sont à 8 pieds. L'infiltration naturelle augmentera le taux d'échange d'air.



moyenne annuelle de changement d'air (ASHRAE, 2010b). Pour les locaux à bureaux, le taux minimal d'échange d'air avec l'extérieur pour une zone unique s'établit à environ 0,57 CAH<sup>3</sup>.

par heure (CAH) pour les quatre régions varie de 0,4 à 0,98 CAH. Dans la partie allant du centre-nord à l'est des États-Unis (qui ressemble le plus à la plupart des régions du Canada), la moyenne de changement d'air par heure était de 0,82 CAH en été, de 0,25 CAH en automne, de 0,36 CAH en hiver et de 0,44 CAH au printemps. Une étude effectuée en Ontario démontre que les taux de changement d'air mesurés dans 70 maisons varient de 0,06 à 0,77 CAH, les taux les plus faibles ayant été mesurés l'été dans des maisons R-2000 aux fenêtres fermées (Walkinshaw, 1987). Une étude menée en Saskatchewan et à Tilsonburg en Ontario révèle que le taux moyen de changement d'air mesuré dans 44 maisons atteignait 0,34 CAH (Conseil de recherche de la Saskatchewan, 1992), tandis qu'une étude menée dans 44 maisons de la grande région de Toronto rapportait un taux moyen de 0,45 CAH (Otsen et Zhu, 1997). Une étude effectuée à Saskatoon sur 18 maisons affichant une efficacité énergétique moyenne a mesuré des taux de changement d'air variant de 0,08 à 0,43 CAH, avec une moyenne de 0,2 CAH (SCHL, 1995). On a conclu à la nécessité d'améliorer la ventilation mécanique pour corriger les problèmes constatés de ventilation et de qualité de l'air intérieur. Gilbert *et al.* (2008) ont mesuré les taux de ventilation dans 96 maisons de Québec pendant l'hiver 2005 en utilisant un traceur. Les valeurs des 20<sup>e</sup>, 40<sup>e</sup>, 60<sup>e</sup> et 80<sup>e</sup> percentiles du changement d'air par heure s'établissaient respectivement à 0,11, 0,14, 0,16 et 0,23 CAH. Aubin *et al.* (2010) ont présenté les résultats d'une autre étude effectuée sur 70 maisons de Québec, dont le taux moyen de ventilation pour la période automne/hiver 2008/2009 s'établissait à 0,26 CAH contre 0,42 CAH en été. On trouvera des données supplémentaires sur les taux de ventilation dans Hers *et al.* (2001).

L'étude BASE de l'USEPA portant sur 100 bâtiments commerciaux choisis au hasard et représentant un large éventail de types de constructions a établi des valeurs des 25<sup>e</sup>, 50<sup>e</sup> et 75<sup>e</sup> percentiles des taux de changement d'air à 0,47, 0,98 et 2,62 CAH respectivement (NIST, 2004). Lorsqu'on effectue une évaluation propre à un site donné, il peut être utile d'obtenir des informations sur la ventilation auprès d'ingénieurs spécialistes des systèmes de CVCA, lesquels seront souvent en mesure de fournir des informations sur la conception de ces systèmes et sur les tests dont ils ont fait l'objet, ainsi que des données sur les débits de transfert de l'air entre l'intérieur et l'extérieur des bâtiments.

### 8.2.4 Pression dans les bâtiments et conditions atmosphériques

La température intérieure et extérieure, le nombre d'étages, le degré de fuite d'air entre les planchers, la présence de cheminées, de conduites d'air, de ventilateurs aspirants et de prises d'air peuvent contribuer aux différences de pression observées à l'intérieur des bâtiments. Il est important de comprendre (et parfois de mesurer) ces facteurs pour évaluer les sites et élaborer les systèmes d'atténuation en raison des incidences parfois considérables qu'ils peuvent avoir sur l'infiltration des vapeurs.

Il faut tout particulièrement tenir compte de « l'effet cheminée » qui peut se produire pendant la saison de chauffage lorsque l'air chaud s'élève dans le bâtiment pour s'échapper vers le haut par une cheminée, un grenier mal isolé ou une conduite d'évacuation. Il se crée alors une pression négative

---

<sup>3</sup> En supposant un taux minimal de ventilation de 5 PCM/personne, plus 0,06 PCM/pi<sup>2</sup>, une densité de 5 personnes par 1 000 pi<sup>2</sup> et des plafonds à 9 pieds.

dans le bâtiment, qui tire l'air extérieur et les gaz souterrains vers l'intérieur du bâtiment par les ouvertures ou les fissures qui se trouvent dans les parties plus basses (c.-à-d. les portes, les fenêtres, les fissures et la fondation). Les différences de pression pendant la saison de chauffage dans les maisons dotées d'un sous-sol varient d'ordinaire entre 2 et 10 Pa, mais peuvent parfois atteindre 15 Pa (Figley, 1997; Hers *et al.*, 2001). Des études de contrôle effectuées dans des maisons canadiennes pendant la saison du chauffage donnent à conclure qu'en moyenne, les sous-sols des maisons sont dépressurisés. On observe souvent une variation dielle des valeurs de pression, et le fonctionnement du système de chauffage ou certaines variables environnementales peuvent entraîner un éparpillement de ces données. Par temps chaud, on peut observer des pressions positives et négatives variables pendant le jour, mais en moyenne, la pression demeurera à peu près au point neutre.

Les bâtiments commerciaux sont généralement dotés de systèmes de CVCA qui aspirent l'air de l'extérieur à travers des filtres, le mélangent avec l'air intérieur et en ajustent la température avant de le distribuer dans l'ensemble du bâtiment. Les systèmes de ventilation sont souvent conçus pour moduler le volume d'air extérieur mélangé à l'air intérieur en fonction d'impératifs d'économie d'énergie. Le régime de pressions à l'intérieur des bâtiments commerciaux peut être relativement complexe; il dépend des prescriptions du code du bâtiment, de l'utilisation du bâtiment (bureaux, restaurant, entrepôt, etc.), de la taille et de la hauteur du bâtiment, du climat et de la période de l'année.

Le fonctionnement du système de CVCA peut également contribuer à la dépressurisation d'un bâtiment lorsque les systèmes de prise et d'évacuation d'air ne sont pas bien équilibrés ou en cas d'insuffisance d'air comburant. Les systèmes de CVCA sont conçus pour créer une pression positive dans la plupart des conditions (sauf dans certaines parties du bâtiment comme les cages d'escalier et les aires de transformation des aliments), mais dans le cas des bâtiments en hauteur, l'effet cheminée peut être suffisant pour maintenir une pression négative au niveau du sol par temps froid. Il est important de recueillir et d'analyser les données météorologiques (p. ex. température et pression barométrique) et les données relatives au fonctionnement du système de CVCA (p. ex. pression ambiante dans la zone de surveillance) dans le cadre du programme d'évaluation de la QAI.

La force du vent peut créer une différence de pression entre les côtés exposés au vent et les côtés protégés du vent d'un bâtiment, ce qui constitue un autre mécanisme créant de la pression à l'intérieur du bâtiment. Les changements de pression barométrique découlant des conditions météorologiques peuvent également avoir un impact sur la pression intérieure et extérieure d'un bâtiment. Ces différences de pression peuvent se produire à diverses échelles temporelles (horaires à saisonnières), mais de manière générale, les différences de pression les plus significatives se produisent dans des conditions hivernales extrêmes.

En résumé, les conditions météorologiques et le fonctionnement du CVCA peuvent avoir une incidence notable sur les taux de changement d'air et les différences de pression intérieure et extérieure et ainsi influencer sur les taux d'infiltrations de vapeurs du sol dans les bâtiments et le degré de mélange ou de dilution des vapeurs à l'intérieur des bâtiments.

### 8.2.5 Mélange des vapeurs à l'intérieur d'un bâtiment

Les contaminants présents dans un bâtiment sont disséminés en fonction des gradients chimiques et se dispersent en raison des mouvements d'air. Le mélange d'air d'un étage à l'autre est souvent lié au

fonctionnement du CVCA et aux fuites d'air entre les étages. Les cages d'ascenseurs contiennent souvent un puisard et ne sont pas ventilées. Elles peuvent donc constituer des lieux de migration et d'accumulation de vapeurs du sol et faciliter la migration de ces vapeurs entre les étages.

### 8.2.6 Mécanismes de réduction des vapeurs

Outre la dilution résultant de la ventilation des bâtiments, divers mécanismes chimiques et physiques peuvent contribuer à l'élimination des vapeurs du sol dans l'air intérieur. Comme l'infiltration des vapeurs du sol se produit généralement sur une période de plusieurs mois ou années, l'élimination des substances volatiles dans l'air par adsorption dans les matériaux de construction ne devrait pas avoir d'effet significatif à long terme sur les concentrations de vapeurs dans l'air intérieur, car les points d'adsorption des matériaux de construction se rempliront au fil du temps. De plus, l'adsorption des vapeurs sur les matériaux de construction est réversible (c.-à-d. qu'une désorption est possible) et pourrait constituer une source potentielle de substances volatiles selon les conditions du bâtiment. Par exemple, même après une réduction des infiltrations de vapeurs du sol à la suite de l'installation d'un système de ventilation sous la dalle, les substances chimiques préoccupantes pourront encore être détectées dans l'air intérieur en raison du phénomène de désorption provenant des matériaux de construction. Les transformations chimiques dues notamment aux processus de photooxydation sont habituellement des processus assez lents (c.-à-d. une demi-vie de quelques jours) et la biodégradation ne devrait pas être un processus préoccupant dans un milieu intérieur.

## 8.3 Élaboration d'une méthode et d'un plan pour l'étude de la qualité de l'air intérieur

### 8.3.1 Objectifs de l'étude

Les objectifs de l'étude doivent être bien définis avant d'entreprendre l'élaboration du plan d'échantillonnage, car ce plan peut varier sensiblement selon le type de données requises et l'utilisation que l'on prévoit faire de ces données. Le but principal d'une étude de la qualité de l'air intérieur (QAI) est souvent d'obtenir des données qui pourront être utilisées pour évaluer les risques d'exposition et les risques potentiels pour la santé humaine liés à l'inhalation de vapeurs présentes dans l'air intérieur. Afin d'atteindre cet objectif, les conditions du bâtiment et les points d'échantillonnage doivent refléter de manière générale les conditions d'exposition décrites dans les paragraphes qui suivent. Les échantillons prélevés pour atteindre cet objectif sont généralement désignés sous l'appellation d'« échantillons d'exposition ».

Les études de la QAI peuvent avoir d'autres objectifs bien précis qui requerront une stratégie différente d'échantillonnage. Par exemple, lorsque le but consiste à localiser les points d'entrée potentiels des gaz souterrains dans le bâtiment, les échantillons seront prélevés à proximité des fissures ou des ouvertures de services publics. Les échantillons prélevés pour atteindre un tel objectif sont généralement désignés sous l'appellation d'« échantillons d'infiltration ». Lorsque l'objectif de l'étude de la QAI consiste à évaluer l'influence des

#### **Types d'échantillons d'air intérieur**

Il existe deux types principaux d'échantillons :  
1) « échantillons d'exposition » obtenus pour refléter les conditions d'exposition (p. ex. hauteur de respiration près du milieu de la pièce) et  
2) « échantillons d'infiltration » obtenus pour évaluer les points d'entrée potentiels des gaz souterrains dans le bâtiment (p. ex. par des fissures ou des ouvertures de services publics).

sources de fond par rapport aux sources souterraines, plusieurs échantillons prélevés à différents endroits dans le bâtiment seront requis. De plus, l'environnement du bâtiment peut être contrôlé de manière artificielle au moment de l'échantillonnage de la QAI pour faciliter l'évaluation des sources de fond, comme cela est décrit à la section 8.3.10.

Les objectifs de l'étude peuvent également être définis de manière large en termes de phase ou de niveau d'étude. Un examen préliminaire peut comprendre un nombre limité d'échantillons de QAI. Lorsque les résultats de l'examen préliminaire indiquent l'existence possible d'un problème de qualité d'air intérieur, une étude plus poussée exigeant le prélèvement d'un plus grand nombre d'échantillons peut être requise. Finalement, à la suite de l'installation d'un système de réduction des infiltrations, il pourrait s'avérer nécessaire d'assurer un suivi de la QAI pendant un certain temps.

### 8.3.2 Composés cibles

Les composés ciblés par le plan d'échantillonnage varient selon la source de contamination étudiée. Ils comprennent généralement les principaux composants de la source de contamination et peuvent également inclure des produits de dégradation de ces composants. Outre les contaminants potentiellement préoccupants, d'autres composés de fond qui pourraient s'avérer utiles comme traceurs peuvent être intégrés à l'étude.

Lorsqu'une étude de la QAI a pour but d'évaluer les infiltrations de vapeurs provenant d'eaux souterraines ou de sols contaminés, un processus d'évaluation axé sur la volatilité et la toxicité peut être utilisé pour identifier les composés cibles (Santé Canada, 2010). Cependant, selon les hypothèses formulées dans le cadre d'un tel processus, il sera possible de recenser un éventail relativement large de substances chimiques préoccupantes, y compris des substances semi-volatiles. Le document SABCS (2011) propose une approche légèrement différente pour le recensement des infiltrations de vapeurs cibles, qui est fondée sur la toxicité, la volatilité et la mobilité de ces substances et sur les données issues d'analyses en laboratoire. Cette approche désigne le naphthalène (hydrocarbures aromatiques) et le tridécane (hydrocarbures aliphatiques) comme composés préoccupants en ce qui a trait aux infiltrations (les composés moins volatils ne poseraient pas de difficultés).

Dans le cas des hydrocarbures pétroliers, les composés cibles comprennent à la fois les fractions pétrolières et des substances chimiques potentiellement préoccupantes bien précises. Ces substances chimiques sont souvent celles qui sont les plus directement associées aux fractions pétrolières et comprennent des composés cancérigènes comme le benzène.

### 8.3.3 Élaboration du programme de communication

Le maintien de bonnes communications avec les occupants et les propriétaires des bâtiments et divers autres intervenants constitue l'un des éléments importants du programme d'évaluation de la QAI. Les mécanismes de communications doivent être en place tout au long du processus, mais ils sont d'une importance particulière au cours de la phase préparatoire. Plusieurs sujets doivent être abordés avec les occupants des bâtiments, notamment les buts et les objectifs de l'étude, le calendrier des travaux préliminaires précédant l'échantillonnage, les types d'activités à éviter avant l'échantillonnage (voir la section 8.3.10), le calendrier et les modalités des travaux d'échantillonnage, les sources de concentrations de fond ainsi que la communication des résultats du programme d'échantillonnage. Au

besoin, il faudra rédiger une entente établissant les modalités d'accès au site avant de procéder à l'échantillonnage.

### 8.3.4 Expertise du bâtiment avant l'échantillonnage

Il est essentiel de procéder à une inspection des bâtiments avant d'effectuer les tests de QAI pour vérifier s'il existe des sources de fond de substances chimiques et pour décrire les conditions du bâtiment susceptibles d'influer sur les concentrations dans l'air intérieur. La tenue de rencontres avec les occupants du bâtiment devrait également permettre d'obtenir des renseignements supplémentaires au sujet des facteurs pouvant affecter la QAI et de dresser un portrait des caractéristiques d'occupation du bâtiment. Les documents SABCS (2011) et ITRC (2007) fournissent de bons exemples d'activités et de rencontres avec les occupants que l'on peut effectuer avant de procéder à l'échantillonnage. Cette étape préliminaire permet de peaufiner le plan d'échantillonnage et de dresser une liste d'activités préparatoires à exécuter avant de procéder à l'échantillonnage. De telles activités comprennent notamment l'enlèvement de biens de consommation ou d'autres sources de COV lorsque cela est possible. Il est bon de passer en revue les éléments pertinents de l'expertise du bâtiment au moment du prélèvement des échantillons d'air intérieur. Une expertise doit être effectuée pour chacun des bâtiments visés par l'étude.

### 8.3.5 Examen préalable

Un examen préalable du bâtiment à l'aide d'un instrument de contrôle de la qualité de l'air comme un détecteur à photoionisation (DPI) peut fournir des renseignements fort utiles au sujet des concentrations de fond de COV dans l'air intérieur, tandis que des détecteurs de gaz combustibles peuvent servir à détecter des conditions potentiellement explosives. Lorsque des DPI très sensibles sont utilisés (capables de détecter les plages inférieures de ppbV), ces appareils sont généralement en mesure de détecter les points d'entrée des infiltrations de gaz souterrains. Il est important de souligner que la plupart des instruments de mesure directe sont capables de détecter la présence de groupes de composés organiques jusqu'à certains niveaux, mais qu'ils sont incapables d'identifier ces composés de manière individuelle. De plus, la sensibilité de la plupart des DPI ou DIF est souvent insuffisante pour détecter la présence de composés à des niveaux potentiellement préoccupants pour la santé humaine. Par conséquent, ces outils peuvent être utiles pour identifier les sources intérieures de COV ou pour cibler les points d'échantillonnage sur certains sites, mais ils ne doivent pas être utilisés pour exclure la présence possible de contaminants de fond dans l'air intérieur.

Les mesures obtenues à l'aide d'un DPI dans certains milieux peuvent être biaisées à la hausse. Par exemple, la présence de condensation sur le capteur d'un DPI peut créer des faux positifs pouvant atteindre plusieurs centaines de ppm (Western Australia Department of Environment, 2005). Les microparticules de poussière ou de suie de bois absorbent l'humidité plus facilement qu'une surface de capteur propre et décuplent les effets de l'humidité. Par conséquent, il est important de noter toutes les conditions ambiantes pendant l'échantillonnage.

Certains instruments de CPG/SM portables (p. ex. HAPSITE) permettent une quantification rapide des COV jusqu'à des limites de détection d'environ  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Un tel instrument a servi à recenser les bâtiments potentiellement préoccupants et à déterminer les volumes d'échantillonnage requis aux fins des analyses subséquentes de tubes sorbants (McHugh *et al.*, 2010).

### 8.3.6 Préoccupations relatives à la santé et à la sécurité

Lorsque l'expertise du bâtiment ou l'examen préalable permet de déceler des préoccupations immédiates de santé et de sécurité liées aux odeurs des substances chimiques ou lorsque les occupants du bâtiment présentent des signes de maladie ou de malaises en raison de l'inhalation de substances volatiles présentes dans l'air intérieur, il faut immédiatement informer l'agent de l'hygiène du milieu (ou une autre autorité compétente) de la situation et procéder à l'évacuation des occupants du bâtiment au besoin. Des mesures supplémentaires doivent être prises pour identifier la source de substances chimiques et pour atténuer le danger. Dans certains cas, les préoccupations portent sur l'accumulation de concentrations potentiellement explosives de substances chimiques volatiles ou sur des carences en oxygène dans les bâtiments ou à proximité de ces derniers ou encore dans des espaces confinés.

### 8.3.7 Nombre et emplacements des échantillons d'air intérieur et extérieur

Plusieurs facteurs doivent être pris en considération pour établir le nombre et les emplacements des échantillons d'air intérieur et extérieur. Dans le cas d'une étude préliminaire de la QAI, un nombre limité d'échantillons peut suffire. Lorsque l'étude requiert une méthode ou une analyse statistique, un plus grand nombre d'échantillons sera nécessaire. Les caractéristiques des bâtiments, y compris leur taille et les modes de construction et de ventilation, influenceront également sur le nombre d'échantillons à prélever. Par exemple, lorsque le bâtiment est une petite maison possédant un système de ventilation adéquat, les concentrations dans l'air intérieur devraient être relativement uniformes. Dans un tel scénario, un échantillon par étage devrait suffire<sup>4</sup>. Dans le cas des maisons plus grandes, des bâtiments commerciaux ou des écoles, où les concentrations dans l'air peuvent varier d'une partie à l'autre du bâtiment, plusieurs échantillons sont requis pour caractériser la qualité de l'air intérieur.

Dans le cas d'une résidence de plusieurs étages, au moins un échantillon par étage (pour chaque campagne d'échantillonnage) devrait être prélevé afin de caractériser la variabilité entre les étages. Lorsqu'un nombre minimum d'échantillons est prélevé dans le cadre d'une étude préliminaire, il est normalement préférable de cibler le premier niveau du bâtiment (p. ex. le sous-sol), puisque les concentrations de vapeurs les plus élevées se trouvent habituellement dans les parties les plus basses du bâtiment en cas d'infiltration de vapeurs. Les échantillons d'exposition doivent être prélevés dans la zone de respiration à une hauteur approximative de 1 à 1,5 m du sol, de préférence au centre de la pièce, qui est généralement représentatif des conditions de l'ensemble de la pièce. Si un garage est attenant à la maison, le prélèvement d'un échantillon à cet endroit pourra fournir des données précieuses sur la présence possible de sources de contamination de fond.

L'air extérieur, qui influe sur la qualité de l'air intérieur, peut également contenir des concentrations de substances chimiques dépassant les concentrations fondées sur les risques. Par conséquent, il est généralement indiqué de prélever des échantillons d'air extérieur dans le cadre d'un programme de QAI. Le nombre d'échantillons requis varie d'un site à l'autre, mais plusieurs échantillons prélevés à différents endroits peuvent être requis. Dans le cadre du programme d'échantillonnage d'air extérieur,

---

<sup>4</sup> Comme le nombre d'échantillons d'air intérieur à prélever dépend étroitement des conditions propres au site, aucune recommandation standard n'a été formulée concernant le nombre d'échantillons à prélever pour l'analyse des infiltrations de vapeurs de COV. De nombreux guides portant sur la contamination par le radon recommandent de prélever un échantillon d'air intérieur par 2 000 pieds carrés de superficie (p. ex. USEPA, 1993).

il est également important de localiser les sources d'émissions comme les stations-service, les principaux axes routiers, les activités de pavage et les systèmes d'assainissement. Il est important de protéger les échantillonneurs d'air des intempéries (pluie ou neige) et du vandalisme.

### 8.3.8 Durée de la période d'échantillonnage

La durée de la période d'échantillonnage est étroitement liée aux objectifs de l'étude. La période d'échantillonnage choisie doit permettre d'établir la concentration moyenne des substances chimiques potentiellement préoccupantes pendant la durée quotidienne d'exposition prévue. Dans le cas d'un bâtiment résidentiel, il est possible que les résidents soient présents 24 heures par jour. Par conséquent, un échantillonnage d'une durée de 24 heures est recommandé dans le cas d'un bâtiment résidentiel. Dans le cas d'un bâtiment commercial, une durée d'échantillonnage équivalant aux 8 heures d'exposition normale est recommandée. Toutefois, une période plus courte ou plus longue peut être choisie selon les conditions particulières du site. Pour choisir la période d'échantillonnage, il faut tenir compte des limites possibles des outils d'échantillonnage. Par exemple, dans le cas des tubes sorbants, les fuites de substances chimiques peuvent poser problème selon la durée ou le débit d'échantillonnage. Les échantillonneurs à diffusion passive sont mieux indiqués pour les périodes d'échantillonnage plus longues que les cartouches actives ou les tubes sorbants.

### 8.3.9 Fréquence d'échantillonnage

La fréquence d'échantillonnage est établie en fonction des objectifs de l'étude, de la nature de la source de contamination et des variabilités liées à des facteurs comme les caractéristiques du bâtiment, les conditions météorologiques et le type d'occupation du bâtiment pendant l'échantillonnage. Comme il est impossible de prédire de manière précise les variabilités de concentrations liées aux conditions particulières du site et la nature complexe du processus qui contribue à l'infiltration des vapeurs du sol, il est recommandé de prélever des échantillons en duplicata pour établir la variabilité des concentrations sur un site donné. Règle générale, un minimum de deux campagnes d'échantillonnage est requis pour cerner les possibles variations saisonnières (p. ex. hiver/été). Toutefois, des campagnes d'échantillonnage additionnelles

#### **Analogie du radon**

Pour donner des précisions sur la question de la durée d'échantillonnage, mentionnons qu'il est généralement recommandé de prélever les échantillons de radon sur une période d'une semaine ou plus pour rendre compte de la variabilité temporelle ([www.epa.gov/radon](http://www.epa.gov/radon)). Les études sur le radon fournissent de l'information très pertinente au sujet de la variabilité potentielle des concentrations dans l'air résultant des infiltrations de vapeurs. Par exemple, dans une étude comparant les échantillons intérieurs de radon pour différentes périodes de temps, Groves-Kirkby *et al.* (2006) ont conclu que la variabilité naturelle faisait en sorte que de nombreux résultats d'échantillonnage obtenus sur une période d'une semaine (comparativement à des tests d'une durée de trois mois) pouvaient être équivoques lorsque comparés aux niveaux d'intervention et qu'il fallait par conséquent procéder à une répétition de l'échantillonnage. La surveillance continue des concentrations de radon démontrait des variations diurnes (24 heures) atteignant approximativement un ordre de grandeur. Font *et al.* (2001) ont relevé que les niveaux d'humidité du sol attribuables aux précipitations entraînaient des variations dans les concentrations de radon présentes dans l'air intérieur. La faisabilité et la nécessité de procéder à des échantillonnages de plus longue durée pour évaluer les infiltrations de vapeurs font toujours l'objet de recherches.

peuvent être requises sur certains sites. En hiver, au Canada, beaucoup de bâtiments sont dépressurisés, et ce phénomène est généralement la cause principale des infiltrations de vapeurs, même si d'autres facteurs comme l'humidité du sol, la température et la hauteur de la nappe phréatique peuvent aussi jouer un rôle important en favorisant les infiltrations de vapeurs en été. Il pourrait s'avérer utile de procéder à des échantillonnages répétés, notamment si les concentrations des sources souterraines varient au fil du temps (p. ex. panache mobile d'eau souterraine).

### 8.3.10 Préparation du bâtiment en vue de l'échantillonnage

Les sources intérieures, comme les biens de consommation, les sources de combustion et les nouveaux matériaux de construction, peuvent contribuer de manière significative aux concentrations de fond de composés cibles, compliquant ainsi l'interprétation des résultats des tests. Il est généralement souhaitable de minimiser les sources de concentrations de fond avant et pendant l'échantillonnage effectué dans le cadre d'un programme de QAI destiné à évaluer les infiltrations de vapeurs du sol. Par exemple, les biens de consommation (p. ex. décapants, solvants, contenants de combustible) peuvent être enlevés, et les sources de combustion (p. ex. chandelles, poêles à bois) peuvent être temporairement éteintes avant de procéder à l'échantillonnage. De plus, l'échantillonnage peut être retardé afin de permettre aux COV associés aux nouveaux matériaux de construction, à la peinture, à l'ameublement ou aux travaux de toiture de se dissiper. L'encadré 8-1 contient une liste des mesures à prendre dans le cadre d'un programme d'échantillonnage de la QAI. Des instructions claires et précises doivent être transmises aux occupants du bâtiment préalablement à la campagne d'échantillonnage.

Bien que cela ne fasse pas normalement partie de la plupart des études d'infiltration des vapeurs du sol, il est dans certains cas souhaitable d'ajuster les conditions du système de CVCA afin de contrôler les conditions d'infiltration de gaz souterrains. Par exemple, la surveillance de la QAI dans des conditions de pression positive et négative peut permettre de confirmer si les substances volatiles mesurées dans l'air intérieur proviennent de sources souterraines ou de sources de fond. Une des méthodes de contrôle des conditions du bâtiment consiste à extraire ou à souffler de l'air au moyen d'une souffeuse d'air ou d'un ventilateur d'extraction. Ce test peut être effectué en remplaçant une porte du bâtiment par une porte spéciale de la même taille équipée d'un moteur souffleur (« essai du moteur souffleur »).

#### **ENCADRÉ 8-1 : Préparation du bâtiment pour un échantillonnage de la QAI**

Résumé des mesures à envisager et à prendre au besoin avant de procéder à un échantillonnage de la QAI :

- enlever les produits qui sont des sources connues de COV, comme les contenants de combustible, la peinture, les décapants ou les solvants, lorsque cela est possible<sup>1</sup>;
- s'assurer que les contenants de COV sont dans la mesure du possible bien scellés;
- les sources de combustion (p. ex. chandelles, poêles à bois) doivent être éteintes avant l'échantillonnage (de préférence 24 heures avant);
- l'échantillonnage devrait être retardé afin de permettre aux COV associés aux nouveaux matériaux de construction, à la peinture, à l'ameublement ou aux travaux de scellement de se dissiper;
- après le retrait ou le contrôle des sources connues de COV, les lieux devraient être ventilés



pour éliminer les contaminants résiduels. Cela peut se faire à l'aide du système de CVCA du bâtiment, en ouvrant les portes et les fenêtres ou en faisant fonctionner un ventilateur d'extraction. Cette ventilation devrait être effectuée au moins 24 heures avant l'échantillonnage;

- les systèmes de CVCA qui fonctionnent à l'électricité (chauffage et refroidissement) devraient fonctionner de manière normale au moins 24 heures avant l'échantillonnage et pendant l'échantillonnage (à moins que l'objectif soit de contrôler les conditions du bâtiment de manière artificielle).

Activités à éviter au cours des 24 heures précédant l'échantillonnage et pendant l'échantillonnage :

- entreposage ou utilisation de combustibles, de solvants, de colles ou de produits à base de pétrole et d'autres matériaux générant des COV dans le bâtiment ou les garages attenants;
- utilisation et remisage d'automobiles dans les garages attenants;
- utilisation de foyers ou de poêles à bois.

Il peut être utile d'obtenir des données connexes (voir la section 7.9), comme la différence de pression entre le bâtiment et l'air extérieur, et des données météorologiques pour faciliter l'interprétation des données relatives à l'air intérieur. Il peut également être important de surveiller le fonctionnement des ventilateurs, de l'aspirateur central ou d'autres appareils mécaniques susceptibles d'influencer la ventilation et les conditions de pression pendant l'échantillonnage de l'air intérieur.

### 8.4 Méthodes d'analyse de l'air intérieur

Le choix de la méthode d'analyse de l'air intérieur dépend de plusieurs facteurs, notamment les objectifs de qualité des données, les objectifs d'évaluation des risques, les limites de détection et la nature des contaminants potentiellement préoccupants. Les méthodes acceptables à cette fin sont l'analyse d'échantillons prélevés à l'aide de cartouches (USEPA TO-15), de tubes sorbants actifs (USEPA TO-17) ou d'échantillonneurs à diffusion passive. Les protocoles d'analyse TO-15 et TO-17 concernant les vapeurs du sol ont été présentés de manière détaillée au chapitre précédent. Par conséquent, la présente section décrit uniquement les différences applicables aux analyses d'échantillons d'air intérieur et fournit des informations supplémentaires concernant les méthodes d'échantillonnage passif. Le laboratoire dont on retiendra les services devrait être agréé par la Canadian Association for Laboratory Accreditation (CALA) pour la méthode d'analyse utilisée.

Comparativement à l'échantillonnage des vapeurs du sol, l'échantillonnage de l'air intérieur des bâtiments prend plus de temps et utilise des limites de détection moins élevées et des échantillons plus volumineux. La limite de déclaration requise dépendra de la nature du composé analysé, mais ne dépassera normalement pas  $1 \text{ ug/m}^3$ . Pour certains analytes, la concentration cible liée au risque dans l'air intérieur pourrait être inférieure à une limite de détection utilisable en pratique ou inférieure aux concentrations de fond typiques dans l'air intérieur ou dans l'air ambiant. Étant donné les faibles limites de détection, il faut apporter un soin particulier à l'analyse pour éviter tout risque de contamination croisée au laboratoire (p. ex. nettoyage de l'échantillonneur) ou par les préposés à l'échantillonnage (manipulation et entreposage de l'échantillonneur). Lorsqu'on utilise des cartouches

ou des tubes sorbants, il est important de veiller à ce qu'ils soient propres et certifiés en fonction du niveau de complexité de l'analyse que l'on compte réaliser.

### 8.4.1 Analyses d'échantillons d'air à l'aide des méthodes TO-15 et TO-17 de l'USEPA

La mise en œuvre des méthodes d'analyse TO-15 et TO-17 de l'USEPA doit être confiée à un laboratoire compétent et à un technicien qualifié. Les laboratoires qui utilisent la méthode TO-15 doivent satisfaire au minimum à un certain nombre d'exigences, y compris la vérification par lots, le suivi de l'utilisation des cartouches, l'étalonnage initial en cinq points et le contrôle de l'étalon homologué par comparaison à un second étalon homologué. Lors de la préparation des étalons, il est important de respecter les normes NIST relatives aux gaz traceurs, qui préconisent généralement un temps de conservation de 14 jours. Pour assurer la sensibilité requise, il peut être utile de recourir à la collecte d'une cartouche de six litres et à l'analyse par CPG/SM effectuée en mode de détection d'ions sélectionnés (SIM). Il importe de respecter les spécifications concernant le choix du mode et l'utilisation des ions appropriés pour assurer une identification correcte du composé lorsqu'on recourt au SIM pour les analyses de niveau inférieur (y compris d'ailleurs l'analyse TO-17). Les tubes sorbants actifs analysés à l'aide de la méthode TO-17 peuvent aussi servir à l'analyse de l'air intérieur, mais il convient dans ce cas de bien définir les volumes d'échantillonnage sécuritaires (VES). Selon le VES retenu et la limite inférieure pratique du taux d'échantillonnage (environ 20 ml/min), il pourrait s'avérer nécessaire de prélever plusieurs échantillons sur une période de 24 heures, ce qui ajoutera à la complexité et au coût du programme d'échantillonnage de l'air intérieur.

### 8.4.2 Analyse d'échantillons d'air au moyen de dosimètres passifs

L'échantillonnage par diffusion passive est moins souvent utilisé au Canada pour évaluer les risques d'infiltration de vapeurs que l'échantillonnage global ou l'échantillonnage par adsorption active, mais il est d'usage commun en Europe et suscite de plus en plus d'intérêt. Cette méthode part du principe que, si le taux d'adsorption est connu, la concentration des substances chimiques peut être calculée à partir de la masse adsorbée sur une période d'échantillonnage de durée connue. Le taux d'adsorption est une fonction du coefficient de diffusion (lequel dépend du composé et du sorbant) et de la géométrie de l'échantillonneur. Il peut par ailleurs varier au fil du temps. La température, la pression, l'humidité, l'effet de « manque » (fonction de la vitesse de l'air à l'avant et du taux d'adsorption) et les variations des concentrations chimiques survenant pendant l'échantillonnage comptent au nombre des facteurs qui peuvent influencer sur la performance des échantillonneurs par diffusion. Ces appareils ont notamment pour avantage d'être faciles à utiliser, de fonctionner sans l'aide d'une pompe d'échantillonnage et d'être moins coûteux que d'autres méthodes. Ils peuvent en outre être déployés pour des périodes de temps plus longues (une à deux semaines selon certaines études) et ainsi fournir des concentrations moyennes dans le temps, ce qui peut être avantageux lorsque le but poursuivi est d'évaluer l'exposition humaine à plus long terme.

Les dosimètres passifs servent depuis des décennies à évaluer les niveaux d'exposition aux COV en milieu de travail, leurs limites de déclaration oscillant dans la gamme des parties par million (ppmV) pour les échantillons prélevés sur une période de 8 heures. Le charbon est généralement utilisé comme matière absorbante; l'extraction se fait à l'aide d'un solvant (disulfure de carbone) et l'analyse par une méthode CPG/SM.

Au cours des années 1990, on a commencé à utiliser les dosimètres passifs pour les études de la qualité de l'air intérieur — par exemple, des dosimètres passifs OVM 3500 de 3M ont été utilisés en combinaison avec l'analyse CPG/SM dans le cadre de l'une des plus importantes études canadiennes (757 maisons) (Otson *et al.*, 1993). En utilisant des durées d'échantillonnage plus longues, on a obtenu des limites de détection de l'ordre de  $1 \text{ ug/m}^3$ . Ces dispositifs continuent d'être utilisés — par exemple, Bailey *et al.* (2008) ont observé que l'efficacité des dosimètres passifs OVM 3500 pour la mesure des concentrations de TCE était comparable à celle obtenue avec des tubes sorbants actifs (coefficient de corrélation  $R^2$  de 0,99 ou plus). Il convient de prendre note des limites indiquées par le fabricant, notamment d'une récupération réduite du chlorure de vinyle, de l'acétone et de l'éthylméthylcétone lorsque le taux d'humidité dépasse 50 %, ainsi que de la nécessité, dans certaines circonstances, de procéder à des essais de récupération propres à chaque projet pour quantifier la récupération des mélanges de contaminants (Bulletin 3M n° 1028, 2001).

Au cours des dernières années, de nouveaux types de dispositifs d'échantillonnage par diffusion passive ont été mis au point pour le dosage de concentrations faibles d'analytes sur des périodes de temps plus longues. Ces dispositifs sont décrits ci-après.

- 1) **Dosimètres passifs** — Au nombre des progrès récents réalisés au chapitre des dosimètres passifs, on peut mentionner la mise au point de dispositifs plus gros utilisant des sorbants différents (Tenax TA, Chromosorb 106, Anasorb GCB1 [Carbopack B] et Carbopack X), la méthode de désorption thermique et l'analyse CPG/SM (OSHA, 2003). McClenny *et al.* (2005) présentent les résultats de dosages effectués à l'aide d'une méthode de désorption thermique utilisant un échantillonneur SKC Ultra-II plus volumineux, rempli de Carbotrap C, et font état de limites de détection propres à des composés déterminés de l'ordre de 0,03 à 0,3 ppbV. À ces niveaux de détection, on peut aussi utiliser les dosimètres passifs pour l'évaluation des concentrations de COV à des niveaux propres à protéger la santé contre les expositions à long terme. Des tests comparatifs de l'échantillonneur SKC Ultra III et des cartouches TO-15 réalisés sur des périodes de 24 à 72 heures dans le cadre de trois études ont donné des résultats relativement comparables; les valeurs moyennes de la VRP obtenues par les deux méthodes atteignaient respectivement 24, 28 et 40 % (Air Toxics, 2011).
- 2) **Échantillonneurs Radiello®** — Ce type d'échantillonneur à symétrie radiale, généralement rempli d'adsorbant à désorption thermique Carbograph 4 ou Carbopack X ou encore de charbon activé, s'utilise pour l'extraction par solvant (Bruno *et al.*, 2004). Sa conception radiale favorise l'absorption, ce qui améliore la sensibilité tout en diminuant la durée requise de l'échantillonnage comparativement à d'autres échantillonneurs passifs. L'échantillonneur Radiello a déjà fait l'objet de très nombreux tests avec un large éventail de composés, et les taux d'absorption mesurés expérimentalement ont été publiés, accompagnés notamment par les corrélations du taux d'absorption en fonction de la température.
- 3) **Tubes à désorption thermique automatique (DTA)** — Ce type d'échantillonneur ressemble aux tubes thermiques utilisés pour l'échantillonnage actif, mais il est ouvert à une de ses extrémités et rempli d'absorbant (p. ex. Tenax TA ou Carbograph 1TD) à l'autre (Brown, 2000). Un gradient de concentration est créé dans l'air contenu dans le tube. Étant donné sa géométrie, cet échantillonneur n'autorise pas des taux d'absorption aussi élevés que ceux des autres types d'échantillonneurs par diffusion.

- 4) **Échantillonneurs à membrane de polydiméthylsiloxane (PDMS) (échantillonneurs à membrane Waterloo)** — La membrane de PDMS de cet échantillonneur permet la partition et la diffusion des substances chimiques en phase vapeur, qui sont ensuite captées par une matière sorbante (habituellement l'Anasorb 747) dans une petite fiole de verre (Seethapathy *et al.*, 2008). Le PDMS est utilisé en guise de phase stationnaire de CPG dans les colonnes capillaires de chromatographie en phase gazeuse; le taux d'absorption dans la membrane est corrélé avec les indices de rétention des analytes. Ainsi, il est possible d'estimer les taux de diffusion à partir des taux de rétention chromatographique des analytes. Groenevelt *et al.* (2010) indiquent que l'efficacité de l'échantillonneur PDMS est comparable à celle de la méthode TO-15.

Les techniques d'échantillonnage passif ont beaucoup progressé récemment et permettent d'envisager la réalisation de dosages de concentrations plus faibles sur des périodes de temps plus longues (le document SABCS [2011] résume plusieurs études réalisées à ce propos). Les résultats des analyses réalisées à l'aide d'échantillonneurs à diffusion passive et de sorbants actifs (TO-17) ou de cartouches (TO-15) se sont montrés relativement comparables, bien qu'on ait signalé l'importance, dans certaines études, de prendre en compte le choix du sorbant et la correction des taux d'absorption en fonction des vitesses frontales. Par ailleurs, l'évaluation de certains échantillonneurs a laissé constater que la saturation ou la rétrodiffusion provoquait des taux d'absorption plus faibles pour des périodes d'échantillonnage d'une durée supérieure à une semaine (possibilité d'une réduction de l'exactitude pour les périodes d'échantillonnage de plus d'une semaine).

Il est important de valider les échantillonneurs passifs pour toute la gamme des vitesses frontales prévues dans le milieu d'échantillonnage, de même que d'établir l'échelle linéaire et le degré d'incertitude de l'absorption pour chacune des substances chimiques examinées. Par exemple, la société Radiello publie les limites supérieures de la durée d'exposition et les valeurs maximales de concentration en fonction du temps, qui varient d'une manière linéaire par rapport au taux d'absorption. Les valeurs maximales de concentration en fonction du temps signifient que la durée appropriée de la période d'échantillonnage diminue à mesure que la concentration dans l'air augmente.

L'utilisation des échantillonneurs à diffusion passive pour le dosage des contaminants à faible niveau de concentration est jugée acceptable, mais la performance de ces dispositifs varie en fonction de la substance chimique visée, du type d'échantillonneur et du sorbant, ainsi que des conditions environnementales et des conditions d'échantillonnage (concentration, vitesse du vent, température et humidité). Il est important de travailler en étroite collaboration avec un laboratoire compétent pour veiller à répondre aux objectifs de qualité des données (OQD). Dans certains cas, il pourrait être utile de procéder à une étude de validation dans le cadre de laquelle on comparera les résultats des échantillonneurs à diffusion passive à ceux obtenus avec la cartouche TO-15.

### 8.5 Interprétation et analyse des données

#### 8.5.1 Organisation et présentation des données

Les données relatives à la qualité de l'air doivent être présentées sous forme de tableaux et de graphiques pour faciliter l'évaluation et l'examen des tendances et des relations entre les diverses données. Les paragraphes qui suivent contiennent des recommandations au sujet de l'organisation et de la présentation des données :

## Chapitre 8 : Caractérisation de l'air intérieur

- présenter l'ensemble des données sous forme de tableaux, incluant les types d'échantillons prélevés, la hauteur des échantillons, les points d'échantillonnage dans une pièce, les méthodes d'échantillonnage, les méthodes d'analyse chimique, les limites de détection des laboratoires et les résultats des analyses chimiques;
- calculer la proportion des diverses composantes et évaluer les tendances concernant i) les échantillons d'air intérieur par rapport aux vapeurs du sol et aux vapeurs sous la dalle; ii) les échantillons du premier étage par rapport à ceux des étages supérieurs et iii) les échantillons d'air intérieur par rapport à ceux d'air extérieur;
- indiquer la taille du bâtiment, l'état de la fondation, les points de passage des services publics à travers les planchers, l'emplacement des puisards et des drains, les garages attenants et les taches sur les planchers;
- indiquer les conditions météorologiques et les conditions de CVCA pendant l'échantillonnage intérieur, et décrire de manière qualitative les ouvertures des portes et des fenêtres, le fonctionnement des foyers, des systèmes de chauffage et des ventilateurs;
- indiquer les sources intérieures potentielles ou significatives de COV relevées pendant l'échantillonnage;
- indiquer les concentrations cibles (fondées sur le risque) dans l'air intérieur ainsi que les concentrations de fond dans l'air intérieur et extérieur, si elles sont disponibles.

### 8.5.2 Évaluation de la qualité des données

Après avoir reçu les résultats des échantillons d'air intérieur, les données doivent être évaluées pour déterminer si elles respectent les objectifs de qualité décrits dans le plan d'échantillonnage. La méthode utilisée pour l'analyse de la qualité des données est similaire à celle utilisée pour les données relatives aux vapeurs du sol (voir la section 7.7.5).

### 8.5.3 Méthodes servant à établir la contribution des sources de fond dans l'air intérieur

Il existe un grand nombre de sources de fond de COV, incluant des sources intérieures, comme les matériaux de construction et les biens de consommation, et des sources extérieures présentes dans l'air ambiant. Puisque le but du présent guide consiste à évaluer les impacts des infiltrations de vapeurs du sol dans l'air intérieur, il est important de déterminer avec soin quelles composantes proviennent des sources de fond et lesquelles sont vraisemblablement liées au rejet ou au déversement de contaminants. Dans la mesure du possible, plusieurs éléments de preuve doivent être pris en considération pour l'évaluation des données de QAI (tableau 8-2). De cette façon, il sera possible de réduire le niveau d'incertitude de l'étude.

**TABLEAU 8-2 : Éléments de preuve à retenir pour l'évaluation de la contribution des sources de contamination de fond dans l'air intérieur**

Facteur	Signe possible d'infiltration de vapeurs	Signe possible de contamination de fond
Résultats de l'expertise du bâtiment		Substances chimiques à forte concentration dans l'air liées à la présence d'un produit quelconque dans le bâtiment
Comparaison des concentrations mesurées sous la dalle et dans l'air intérieur	Ratio des concentrations de vapeurs mesurées sous la dalle et dans l'air intérieur > ~ 10	Ratio des concentrations de vapeurs mesurées sous la dalle et dans l'air intérieur > ~ 10
Ratio des concentrations mesurées dans l'air intérieur et à l'extérieur		Près de 1
Comparaison des concentrations dans l'air intérieur aux valeurs rapportées dans la documentation spécialisée	Sensiblement plus élevée que la concentration de fond	Semblable à la concentration de fond
Comparaison des proportions des composantes entre le milieu souterrain et l'air intérieur	Ratios semblables pour les substances chimiques aux propriétés comparables, mesurés dans plusieurs bâtiments	Ratios très différents pour des substances chimiques aux propriétés comparables
Marqueurs chimiques	Détectés dans l'air intérieur en l'absence de sources de fond	
Manipulation de la pression à l'intérieur du bâtiment	Différences sensibles des concentrations dans l'air intérieur sous des conditions de pression positive ou négative	Concentrations dans l'air intérieur semblables sous des conditions de pression positive ou négative
Tests à l'aide d'un traceur	Facteur d'atténuation semblable pour les COV et le traceur	Facteur d'atténuation sensiblement plus élevé pour les COV que pour le traceur

### Expertise du bâtiment et utilisation par les occupants

L'évaluation des sources de fond possibles devrait inclure une expertise du bâtiment incluant une inspection visuelle des sources possibles à l'intérieur (p. ex. produits de consommation, substances chimiques entreposées, garage attenant à la maison) et la collecte d'informations sur l'utilisation du bâtiment par les occupants (p. ex. tabagisme, loisirs, etc.). Les bases de données disponibles devraient être consultées pour établir des liens, le cas échéant, entre les produits de consommation et leur composition chimique.

### Données prélevées sous la dalle

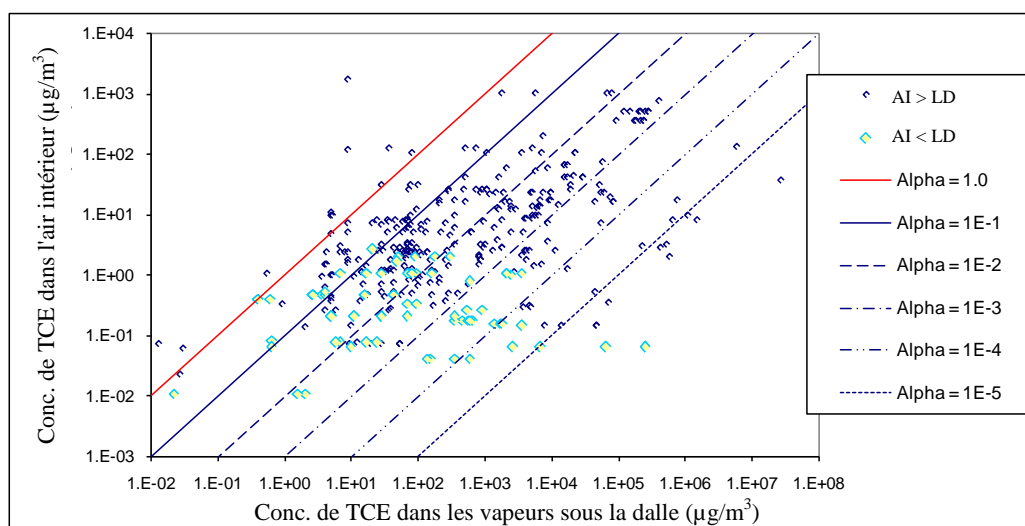
Comparer les concentrations de vapeurs sous la dalle aux concentrations dans l'air intérieur est une façon d'évaluer le potentiel d'infiltration de vapeurs. L'évaluation des données empiriques indique que, dans une large proportion des cas (environ 95 %), les facteurs d'atténuation des vapeurs sous la dalle par rapport à l'air intérieur sont inférieurs à 0,02 (correspondant à un facteur de dilution de 50) (USEPA, 2012). La figure 8-2 présente une compilation des facteurs d'atténuation des vapeurs sous la

dalle par rapport à l'air intérieur pour le trichloroéthylène établie à partir de données recueillies par l'USEPA et Santé Canada.

Si le ratio des concentrations de vapeurs sous la dalle et dans l'air intérieur est inférieur à environ 10 (le facteur de dilution indiqué ci-dessus est ajusté à la baisse pour refléter l'incertitude des données), cela donne à conclure que la contamination de l'air intérieur n'est pas due à un phénomène d'infiltration, mais plutôt à la présence de sources de fond. La force de cet élément de preuve augmente avec le niveau de confiance attaché à la représentativité des données sur la concentration de vapeurs sous la dalle (le niveau de confiance sera plus élevé si l'ensemble de données est plus grand).

L'augmentation du ratio des concentrations de vapeurs sous la dalle et dans l'air intérieur constitue un faible élément de preuve d'une intrusion de vapeurs. Cependant, il peut arriver que les concentrations de vapeurs sous la dalle soient élevées, mais que l'intrusion de vapeurs reste négligeable, selon les conditions ambiantes (p. ex. gradients de pression). La force de cet élément de preuve peut augmenter à mesure qu'on recueille des informations plus fiables sur les conditions du bâtiment.

Bien que cet élément de preuve mette souvent l'accent sur les données relatives aux concentrations de vapeurs sous la dalle, on peut aussi utiliser des données sur les concentrations recueillies plus profondément si elles sont représentatives d'une voie d'infiltration entre la source de contamination et l'air intérieur.



**Figure 8-2 : Facteurs d'atténuation des concentrations de trichloroéthylène sous la dalle par rapport à celles dans l'air intérieur – bases de données de l'USEPA et de Santé Canada.**

Comparaison des concentrations dans l'air intérieur et l'air extérieur

Étant donné les échanges d'air qui se produisent entre l'intérieur des bâtiments et le milieu extérieur, les concentrations chimiques mesurées à l'intérieur refléteront en partie la qualité de l'air extérieur. Pour certaines substances comme le benzène, le ratio des concentrations intérieure et extérieure se rapproche souvent de 1 (Hers *et al.*, 2001) dans les milieux urbains où il n'existe pas de source intérieure importante de cette substance (p. ex. stockage d'essence, fumée de cigarette). Pour les autres substances chimiques, le ratio des concentrations intérieure et extérieure risque d'être très supérieur à 1 à cause des sources intérieures.

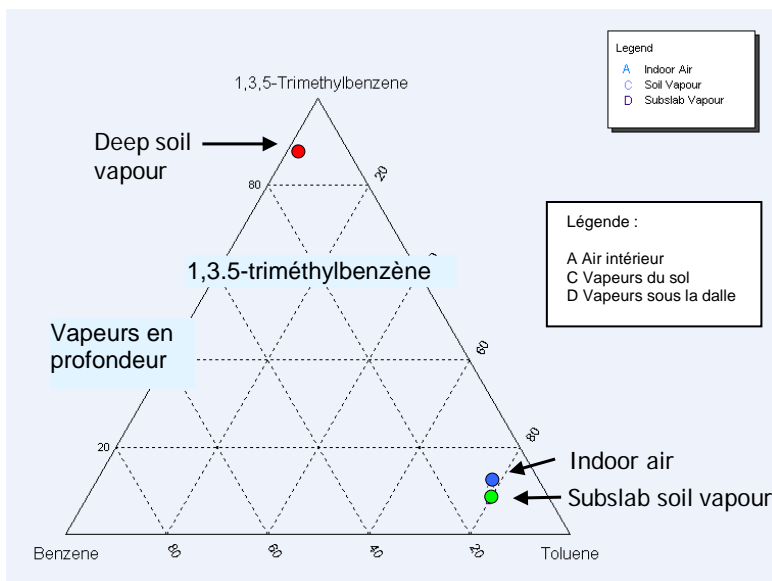
Si le ratio des concentrations intérieure et extérieure est approximativement égal à 1 (p. ex. en deçà d'un facteur de deux), il sera alors modérément possible que la contamination de l'air intérieur ne soit pas due à l'intrusion de vapeurs du sol.

Si la concentration dans l'air intérieur est sensiblement plus élevée que celle dans l'air extérieur, il faudra user de prudence avant d'interpréter cette différence comme une preuve d'intrusion de vapeurs, car s'il existe des sources de contamination intérieures, il s'agira au mieux d'une preuve de faible valeur.

### Proportions des diverses composantes

Une évaluation des proportions des concentrations de contaminants présents dans l'eau souterraine, les vapeurs du sol, l'air intérieur et l'air extérieur pour y déceler les substances chimiques concurrentes possédant des propriétés de transport et de devenir similaires peut aider à discerner les sources de contaminants de fond. Les proportions de substances chimiques dans l'air intérieur et les vapeurs du sol devraient être similaires lorsque les infiltrations de vapeurs sont la cause des concentrations élevées dans l'air intérieur de substances chimiques à peu près comparables sur les plans du devenir et du transport. Lorsque les proportions sont considérablement différentes (p. ex. par plus d'un ordre de grandeur), des COV de fond contribuent vraisemblablement en tout ou en partie aux concentrations de substances chimiques à l'étude. Les concentrations des substances chimiques présentant les valeurs les plus élevées du facteur d'atténuation des vapeurs (ratio des concentrations dans l'air intérieur et dans l'air extérieur) seront plus susceptibles d'être touchées par les sources de fond que celles des substances chimiques présentant les valeurs du facteur d'atténuation des vapeurs les plus faibles.

Les ratios de plus de deux composés peuvent être examinés à l'aide de diagrammes multilinéaires (p. ex. trilineaires), dans lesquels les concentrations de chaque substance chimique sont portées sur un axe et où des lignes sont tracées pour connecter les points relevés (figure 8-3). Selon la source, le





Le résultat peut présenter une forme caractéristique. Lorsque des données relatives à l'eau souterraine sont utilisées, des ajustements doivent être effectués pour tenir compte des différences relatives de volatilité entre les contaminants (c.-à-d. des corrections liées aux variations des constantes de la loi de Henry).

### Figure 8-3 : Diagramme trinéaire comparant les vapeurs du sol et l'air intérieur d'un site contaminé par des hydrocarbures pétroliers.

L'analyse des proportions des diverses composantes est plus efficace pour les groupes de substances chimiques possédant des propriétés physiques et chimiques et un devenir semblables, comme le tétrachloroéthylène et le trichloréthylène. Lorsqu'il existe possiblement des différences significatives dans les processus de devenir et de transport (p. ex. sorption ou taux de biodégradation), cette technique n'est pas efficace.

#### Marqueurs chimiques

Les marqueurs chimiques sont des composés qui sont associés à la contamination souterraine, mais non aux sources de fond dans l'air. Le 1,1-dichloroéthylène est un exemple de marqueur chimique. Il s'agit d'un produit de dégradation du 1,1,1-trichloroéthane et du trichloréthylène qui n'est pas considéré comme une substance de fond généralement présente dans l'air intérieur. Par conséquent, la détection de 1,1-DCE dans l'air intérieur suggère que des infiltrations de vapeurs se produisent (à moins que cela ne provienne de sources dans l'air ambiant). Les marqueurs chimiques, s'ils sont présents, constituent des composés utiles pour évaluer les proportions des composantes à l'aide de la méthode décrite dans les paragraphes précédents.

#### Tendances spatiales

Une évaluation des tendances spatiales peut fournir de l'information fort utile au sujet de la différenciation des sources de fond et des contaminants d'intérêt. Par exemple, les concentrations de COV dans un sous-sol peuvent être plus élevées qu'aux étages supérieurs. Cela indique qu'il pourrait y avoir des sources de vapeurs souterraines, mais il faut s'assurer que le résultat n'est pas biaisé par la présence de produits entreposés dans le sous-sol. De plus, des échantillons visant à établir les voies de transport, prélevés à proximité des fissures dans les fondations, des points d'entrée des services publics non scellés ou d'autres zones de transport préférentielles, pourraient être comparés à des échantillons prélevés dans d'autres parties du bâtiment. Lorsque les concentrations dans les échantillons prélevés à proximité des possibles voies de transport sont plus élevées que les concentrations trouvées dans les échantillons provenant d'autres parties du bâtiment, cela peut signifier que des infiltrations de vapeurs se produisent.

Pour les sites où les impacts se mesurent à une plus grande échelle et où de nombreux bâtiments sont testés, on pourra comparer les tendances spatiales des données prélevées en subsurface, à condition qu'elles soient bien caractérisées (p. ex. panache délimité de l'eau souterraine ou des vapeurs du sol, emplacement des points névralgiques), et les comparer aux concentrations mesurées dans l'air intérieur dans plusieurs bâtiments. Il faut faire preuve de prudence au moment de recourir à cette méthode, dont l'exactitude dépend du degré de confiance attaché aux données prélevées en subsurface.

### Comparaison des données relatives à l'air intérieur avec la documentation concernant les concentrations de fond

Les données relatives à la qualité de l'air intérieur peuvent être comparées à des données déjà publiées au sujet de la qualité de l'air intérieur dans des sites qui n'ont pas subi d'intrusion de vapeurs. Les sources de fond et les concentrations de COV les plus fréquentes dans l'air intérieur ont été présentées à la section 8.2.1. Les données doivent être comparées aux données obtenues pour des bâtiments de types semblables (p. ex. résidence unifamiliale, appartement, bâtiment commercial).

### Comparaison des données relatives à l'air intérieur avec l'expertise de contrôle du bâtiment

Les données de QAI des bâtiments situés au-dessus des zones contaminées peuvent être comparées aux données de bâtiments de « référence » avoisinants situés à l'extérieur de la zone contaminée. Cette méthode requiert que des tests soient effectués dans un nombre suffisant de bâtiments afin que des comparaisons statistiques entre les ensembles de données puissent être réalisées. Plusieurs variables confusionnelles qui ne sont pas liées aux infiltrations de vapeurs souterraines peuvent contribuer aux différences de qualité de l'air. Dans la mesure du possible, le type de construction et l'usage du bâtiment par les occupants devraient être semblables à ceux des bâtiments à l'étude. Cette méthode est rarement utilisée puisqu'elle n'est pas pratique.

### Modification de la pressurisation du bâtiment

Des tests de QAI dans des conditions de pressurisation négative et positive du bâtiment peuvent aider à détecter des infiltrations de vapeurs du sol et à évaluer la possible incidence des sources de fond sur la qualité de l'air intérieur. Les concentrations dans l'air intérieur qui sont sensiblement différentes en présence de pressions positive et négative permettent de croire à une infiltration de vapeur, car l'advection des gaz souterrains causée par la dépressurisation d'un bâtiment est la principale cause d'infiltrations de vapeurs. La pression d'un bâtiment peut être modifiée par le contrôle du système de CVCA et l'utilisation temporaire de ventilateurs ou de souffleurs. Le changement de pression d'un bâtiment va au-delà des essais normalement effectués dans le cadre des études de la QAI, mais cet exercice pourrait être important dans certains cas pour distinguer les sources de fond des possibles sources de vapeurs souterraines.

### Nouvelles méthodes

L'analyse des isotopes stables du carbone (AISC) est une nouvelle méthode de dépistage des sources possibles de vapeurs. Les isotopes ont une masse atomique (nombre de neutrons) différente — on peut songer, par exemple, au carbone 12 et au carbone 13. Un fractionnement peut survenir lorsque la biodégradation ou d'autres processus de transformation conduisent à une désintégration préférentielle des isotopes plus légers. McHugh *et al.* (2010) ont présenté les résultats d'analyses préliminaires où les rapports isotopiques du TCE ont été déterminés par une méthode modifiée de PP-CPG-SMRI (purge et piégeage, chromatographie en phase gazeuse et spectrométrie de masse à rapport isotopique). Les

résultats indiquent une différence au chapitre des rapports isotopiques du carbone entre une source souterraine et une source intérieure.

Le radon naturel peut servir de marqueur pour évaluer l'atténuation des concentrations de COV du sous-sol (sous la dalle) à l'air intérieur (en presumant que les propriétés de transport à travers l'enveloppe du bâtiment restent comparables) par mesure simultanée des concentrations de COV et de radon dans l'air intérieur, l'air extérieur et les vapeurs sous la dalle. Le radon peut présenter certains avantages : les sources de radon à l'intérieur des bâtiments sont limitées (si on exclut les dessus de plans de travail en granite et autres pierres décoratives), et ses concentrations dans l'air intérieur sont dans la plupart des cas supérieures aux niveaux de détection (contrairement aux COV, dans le cas desquels des valeurs non détectées risquent d'entraîner un biais).

### Comparaison des mesures avec les données empiriques et les résultats de modélisation

Lorsqu'il existe un bon niveau de confiance au sujet des données qui seront utilisées et que des quotients de réduction spatiaux et temporels moyens peuvent être calculés pour un bâtiment, il est alors possible d'évaluer la cohérence interne entre les mesures et les données empiriques ou de modélisation. Le document USEPA (2012) présente une analyse statistique complète des données empiriques portant sur les substances chimiques non dégradables. Un ratio propre au site qui dépasse sensiblement la limite supérieure de la base de données empiriques mesurées des facteurs d'atténuation (données empiriques épurées pour supprimer l'incidence des concentrations de fond) peut indiquer la présence de substances de fond. On peut aussi procéder à une modélisation propre au site en utilisant, par exemple, le modèle de Johnson et Ettinger (1991). Lorsque les données d'entrée sont de bonne qualité, les valeurs mesurées et modélisées se situent généralement à l'intérieur d'un ordre de grandeur (Hers *et al.*, 2003; Abreu et Johnson *et al.*, 2005; EPRI, 2005). Il faut utiliser cette approche avec précaution, car il faut bien comprendre le modèle conceptuel de site et disposer de données de grande qualité. Les comparaisons à l'aide du modèle de Johnson et Ettinger pourraient être peu significatives en présence de conditions qui n'entrent pas dans les processus prévus dans le modèle de Johnson et Ettinger, comme les voies préférentielles, le pompage barométrique et la biodégradation.

### 8.6 Ressources et liens Internet

Les guides et les ressources d'échantillonnage et d'analyse à la fine pointe de la technologie sont beaucoup moins nombreux dans le secteur de l'échantillonnage et l'analyse de l'air intérieur que dans les secteurs du sol et de l'eau souterraine. Les documents ci-après contiennent néanmoins de l'information pertinente à ce sujet.

**Interstate Technology and Regulatory Council (ITRC).** Le document *Vapor Intrusion Pathway : A Practical Guide (VI-1)* (janvier 2007, 173 pages) présente un cadre général d'évaluation des voies d'infiltration des vapeurs et décrit les outils disponibles pour procéder aux études sur le terrain, évaluer les données et atténuer les impacts. Le document *Vapor Intrusion Pathway: Investigative Approaches for Typical Scenarios (VI-2)* (janvier 2007, 52 pages) est un supplément au document précité. Il décrit les méthodes d'évaluation des voies d'infiltration de vapeurs selon six scénarios différents.

<http://www.itrcweb.org/Documents/VI-1.pdf>

<http://www.itrcweb.org/Documents/VI-1A.pdf>

**American Petroleum Institute (API).** *A Practical Strategy for Assessing the Subsurface Vapor-to-Indoor Air Migration Pathway at Petroleum Hydrocarbon Sites* (novembre 2005). Cette stratégie pratique d'évaluation des voies de migration des vapeurs du sol vers l'air intérieur comprend un guide des méthodes d'échantillonnage et d'analyse relatif aux sites contaminés par des hydrocarbures pétroliers). <http://www.api.org/environment-health-and-safety/clean-water/ground-water/vapor-intrusion/vi-publications/assessing-vapor-intrusion>

**New Jersey Department of Environmental Protection.** Le document *Vapour Intrusion Guidance* (janvier 2013) comprend une liste exhaustive des méthodes servant à la caractérisation des sites, incluant l'échantillonnage et l'analyse des gaz souterrains. <http://www.nj.gov/dep/srp/guidance/vaporintrusion/>

**Massachusetts Department of Environmental Protection.** *Indoor Air Sampling and Evaluation Guide* (avril 2002). <http://www.mass.gov/dep/cleanup/laws/02-430.pdf>

## 8.7 Références

- Abreu, L. et P.C. Johnson. 2005. « Effect of Vapor Source-Building Separation and Building Construction on Soil Vapor Intrusion as Studied with a Three-Dimensional Model », *Environ. Sci. Technol.*, vol. 39, p. 4550-4561.
- Air Toxics. 2011. *Ultra III Comparison Studies*, février. Consulté le 24 avril 2014.
- American Society for Testing Materials (ASTM). 2003. *Standard Practice for Installing Radon Mitigation Systems in Existing Low-Rise Residential Buildings*, 10 février. Rapport ASTM Standard E-2121.
- American Society of Heating Refrigerating and Air-Conditioning Engineers, Inc. (ASHRAE). 2010a. ANSI/ASHRAE Standard 62.2-2010a, *Ventilation and Acceptable Indoor Air Quality in Low-Rise Residential Buildings*.
- American Society of Heating Refrigerating and Air-Conditioning Engineers, Inc. (ASHRAE). 2010b. ANSI/ASHRAE Standard 62.1-2010a, *Ventilation for Acceptable Indoor Air Quality*.
- Bailey, S., H. Scobie, P. Fellin et H. Li. 2008. *The Use of Passive Sampling Device in a Vapour Intrusion Study*. Présentation donnée au Séminaire de l'AWMA sur les intrusions de vapeurs, Ottawa, Canada, 28 octobre.
- Brown, R. 2000. « Monitoring the ambient environment with diffusive samplers: theory and practical considerations », *J. Environ. Monit.*, vol. 2, p. 1-9.
- Bruno, P., M. Caputi, M. Caselli et G. de Gennaro. 2004. « Reliability of a BTEX radial diffusive sampler for thermal desorption: field measurements », *Atmospheric Environmental*, 39(7), p. 1347-1355.
- Colorado Department of Public Health and Environment (DPHE). 2004. *Draft Indoor Air Guidance*, septembre.
- Davis, C.S. et R. Otson. 1996. « Estimation of Emissions of Volatile Organic Compounds (VOCs) from Canadian Residences », *Volatile Organic Compounds in the Environment*, ASTM STP 1261.
- Electric Power Research Institute (EPRI). 2005. *Reference Handbook for Site-Specific Assessment of Subsurface Vapor Intrusion in Indoor Air*, Palo Alto, Californie, 1008492.
- Figley, D.A. 1997. *A Guide for Estimating Indoor Concentrations of Soil Gas Pollutants in Houses*. Préparé pour le compte de la SCHL. 1997.
- Font, L.L., C. Baixeras et C. Domingo. 2001. « Uncertainty, Variability, and Sensitivity Analysis Applied to the RAGENA Model of Radon Generation, Entry, and Accumulation Indoors », *Sci. Total Environ.*, 272, p. 25-31.
- Gusdorf, J. et T. Hamlin. 1995. *Indoor Air Quality and Ventilation Rates in R-2000 Houses*, Groupe du bâtiment, Programme résidentiels, Direction de la technologie de l'énergie, numéro de commande 23440-95-1037, CANMET, ministère des Ressources naturelles du Canada, Ottawa (Ontario), 43 p.
- Groenevelt, H., T. McAlary, B. Chadwick et I. Rivera-Duarte. 2010. *Quantitative Passive Samplers for Indoor and Outdoor Air Monitoring during Vapour Intrusion Assessments*. Poster Battelle Conference Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds, San Diego, mai.
- Groves-Kirkby, C.J., A.R. Denman, R.G.M. Crockett, P.S. Phillips, A. Woolridge et G.K. Gillmore. 2006. Time-Integrating Radon Gas Measurements in Domestic Premises: Comparison of Short-, Medium and Long-Term Exposures, *J. Environ. Radioactivity*, 86(1), p. 92-109.

## Chapitre 8 : Caractérisation de l'air intérieur

- Hayes, H., D.J. Benton et N. Khan. 2006. *The Impact of Sampling Media on Soil Gas Measurements*. Travaux de la conférence de l'AWMA intitulée *Vapor Intrusion – The Next Great Environmental Challenge – An Update*, 13-15 septembre, Los Angeles, Californie.
- Hayes, H., D.J. Benton, S. Grewal et N. Khan. 2007. *Evaluation of Sorbent Methodology for Petroleum-Impacted Site Investigations*. Travaux de la conférence de l'AWMA intitulée *Vapor Intrusion – Learning from the Challenges*, 25-27 septembre, Providence, Rhode Island.
- Héroux, M.-È., D. Gauvin, N. Gilbert, M. Guay, G. Dupuis, M. Legris et B. Levesque. 2007. « Housing characteristics and indoor concentrations of selected volatile organic compounds (VOCs) in Québec City, Canada », *Indoor and Built Environment*, 17, p. 128–137.
- Hers, I., R. Zapf-Gilje, P.C. Johnson et L. Li. 2003. « Evaluation of the Johnson and Ettinger model for prediction of indoor air quality », *Ground Water Monitoring and Remediation*, été 2003.
- Hers, I., R. Zapf-Gilje, L. Li et J. Atwater. 2001. « The use of indoor air measurements to evaluate exposure and risk from subsurface VOCs », *J. Air & Waste Manage. Assoc.*, vol. 51, p. 174-185.
- Jia, C., S. Batterman et C. Godwin. 2007. « Continuous, intermittent and passive sampling of airborne VOCs », *J. of Enviro. Monit.*, 9(11). p. 1220 -1230.
- Johnson, P.C. 2005. « Identification of application-specific critical inputs for the 1991 Johnson and Ettinger vapor intrusion algorithm », *Groundwater Monitoring & Remediation*, 25(1), p. 63-78.
- Johnson, P.C. et R. Ettinger. 1991. « Heuristic Model for Predicting the Intrusion Rate of Contaminant Vapours into Buildings », *Environmental Science and Technology*, 25(8), p. 1445-1452.
- Lee, K. et M. Yun. 2004. « Effect of Face Velocity on Measurement of Passive Samplers », dans *Proceedings of the American Industrial Hygiene Association Conference*, 8-13 mai 2004, Atlanta (Georgie), États-Unis.
- McClenny, W.A., K.D. Oliver, H.H. Jacumin Jr., E.H. Daughtrey et J. Whitaker. 2005. « 24-Hour diffusive sampling of toxic VOCs in air onto Carbopack X solid adsorbant followed by thermal desorption GC/MS Analysis – Laboratory studies », *Environ. Monit.*, vol. 7, p. 248-256.
- McHugh, T., K. Gorder, T. Kuder, R. Philip, S. Fiorenza, H. O'Neill et J. Odencrantz. 2010. *Use of CSIA to Distinguish Between Vapor Intrusion and Indoor Sources of VOCs*. Travaux de la conférence de l'AWMA sur l'intrusion de vapeurs, Chicago, Illinois, 29-30 septembre.
- Murray, D.M. et D.E. Burmaster. 1995. « Residential air exchange rates in the United States: empirical and estimated parametric distributions by season and climatic region », *Risk Anal.*, vol. 15, p. 459-465.
- National Institute of Standards and Technology (NIST). 2004. *Analysis of Ventilation Data from the U.S. Environmental Protection Agency Building Assessment Survey and Evaluation (BASE) Study*. Préparé par Andrew Persily et Josh Gorfain, rapport NISTIR 7145.
- New Jersey Department of Environmental Protection (NJDEP). 2005. *Vapour Intrusion Guidance*, octobre.
- Occupational Safety and Health Administration (OSHA). 2003. *Performance of SKC Ultra Passive Samplers Containing Carboxen 1016, Carbortap Z, or Chromosorb 106 when Challenged with a Mixture Containing Twenty of OSHA SLTC's Top Solvent Analytes*. Préparé par Warren Hendricks pour l'Organic Methods Evaluation Branch, OSHA Salt Lake Technical Center, Salt Lake City (Utah), 84115-1802, février.
- Occupational Safety and Health Administration (OSHA). 1998. *Determination of the Sampling Rate Variation for SKC 575 Series Passive Samplers*. Préparé par Warren Hendricks pour l'Organic Methods Evaluation Branch, OSHA Salt Lake Technical Center, Salt Lake City (Utah), 84115-1802, avril.
- Otson, R. et J. Zhu. 1997. « I/O Values for Determination of the Origin of Some Indoor Organic Pollutants », dans *Proceedings of the Air & Waste Management Association's 90<sup>th</sup> Annual Meeting and Exhibition*, Toronto (Ontario), Canada, 8-13 juin 1997.
- Saskatchewan Research Council (SRC). 1992. *Volatile Organic Compound Survey and Summarization of Results. Report I-4800-1-C-92*. Préparé pour le compte de la Société canadienne d'hypothèque et de logement, avril.
- Seethapathy, S., T. Górecki et X. Li. 2008. « Passive sampling in Environmental Analysis », *Journal of Chromatography A*, 1184(1-2), p. 234–253.
- Science Advisory Board for Contaminated Sites in British Columbia (SABCS). 2011. *Guidance on Site Characterization for Evaluation of Soil Vapour Intrusion into Buildings*. Préparé par Golder Associates Ltd. (Ian Hers, Ph.D., auteur), mai.
- SKC. 2006. *Measuring sub-ppb levels of VOCs in Indoor Air*. Note technique, publication n° 1720, question n° 0611.
- Strandberg, B., A. Sunesson, K. Olsson, J. Levin, G. Ljungqvist, M. Sundgren, G. Sallsten et L. Barregard. 2005. « Evaluation of two types of diffusive samplers and adsorbents for measuring 1,3-butadiène and benzène in air », *Atmospheric Environment*, 39(22), p. 4101-1440.

## Chapitre 8 : Caractérisation de l'air intérieur

- U.S. Environmental Protection Agency. 2012. *EPA's Vapor Intrusion Database: Evaluation and Characterization of Attenuation Factors for Chlorinated Volatile Organic Compounds and Residential Buildings*, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC. Rapport 530-R-10-002, février.
- Walkinshaw, D.S. 1987. « Indoor Air Quality in Cold Climates: Hazards and Abatement Measures, Summary of an APCA International Speciality Conference », *J. Air Pollut. Control Assoc.*, vol. 36, p. 235-241.
- Western Australia Department of Environment. 2005. *Wagerup 2003 (PID) Ambient Air Sampling Program*, juin 2005.
- 3M Technical Data Bulletin. 2000. *Organic Vapor Monitor Sampling and Analysis Guide (1028)*, 3M, St. Paul, MN, 2000. Disponible à l'adresse : <http://multimedia.3m.com/mws/media/110731O/organic-vapor-monitor-sampling-and-analysis-guide.pdf>.

Chapitre 8 : Caractérisation de l'air intérieur

**Annexe 8-1 : Compilation de données relatives à la qualité de l'air intérieur provenant d'études canadiennes**

(source : SABCS, 2011)

Contaminant	Santé Canada 1991, 1992 <sup>a</sup>		Région du Grand Toronto 1996 <sup>b</sup>		Saskatchewan et Ontario 1991,1999 <sup>c</sup>		Hamilton 1993 <sup>d</sup>				Ottawa 2002, 2003 <sup>e</sup>				Québec 2005 <sup>f</sup>		
	Moy.	Max.	Moy.	Max.	Moy.	Max.	Méd.	Moy.*	95 <sup>e</sup> cent.	Max.	Méd.	Moy.*	90 <sup>e</sup> cent.	Max.	Méd.	Moy. géom.	Max.
Benzène	5,4	67,9	3,42	45,8	15	42,3	2,85	3,99	10,67	54,61	2,15	2,85	5,21	20,99	1,18	1,22	22,37
Toluène	40,8	5 730	15,2	186	23,9	110,5	15,51	25,04	88,10	156,43	5,53	11,54	25,47	112,93	24,72	26,47	436,33
Éthylbenzène	8,2	540	1,58	20,9	9,6	32,9	2,38	4,16	15,10	53,21	1,05	4,71	4,76	201,41	2,45	2,69	19,50
m,p-xylène	20,7	1 470	-	-	21,6	74,2	8,22	16,33	41,05	317,19	3,59	7,5	16,35	138,97	9,17	9,85	77,08
o-xylène	5,6	320	-	-	5,7	20,3	2,49	4,95	17,38	70,17	1,22	5,08	6,48	205,11	3,03	3,43	26,43
Styrène	0,3	130	-	-	4,1	11,3	1,30	8,37	37,02	176,61	0,46	0,69	1,49	6,53	0,69	0,65	14,03
1,3,5-triméthylbenzène	2,7	640	0,53	1,47	5,1	15	1,62	3,99	9,33	148,32	0,39	3,87	4,75	144,44	0,92	1,26	22,38
1,2,4-triméthylbenzène	-	-	-	-	-	-	5,09	10,05	32,96	123,20	2,21	3,97	6,73	56,60	2,61	3,45	68,09
Naphtalène	-	-	4,81	83,4	7,2	30	3,00	5,09	17,20	73,35	-	-	-	-	1,12	1,45	23,02
n-hexane	124	5,24	108	14,5	99,4	-	4,88	7,94	26,90	114,86	-	-	-	-	2,17	2,35	38,55
n-décane	31,4	6 450	6,85	91,9	-	-	4,98	14,50	53,83	200,85	2,17	5,28	8,09	84,60	6,48	6,42	203,25
n-undécane	-	-	-	-	-	-	6,00	15,61	57,49	313,12	-	-	-	-	-	-	-
n-docécane	-	-	-	-	14,7	91,9	3,41	8,88	24,27	170,00	-	-	-	-	-	-	-
Dichlorobenzènes	18,9	1 390	53,4	1 600	12,8	337,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1,2,4-trichlorobenzène	-	-	-	-	-	-	0,09	0,23	0,66	2,30	-	-	-	-	-	-	-
1,4-dichlorobenzène	-	-	-	-	-	-	1,18	8,67	39,98	236,47	-	-	-	-	0,36	0,58	286,57
Tétrachloroéthène	2,7	313	1,59	9,55	8,2	30	1,10	3,06	14,84	33,61	0,47	1,15	3,25	9,23	0,69	0,92	179,30
Trichloroéthène	0,5	165	-	-	2,3	6,5	0,17	0,30	-	3,53	<0,02	0,06	0,19	0,87	0,35	0,37	4,68
1,1-dichloroéthène	-	-	-	-	-	-	0,04	0,15	0,77	2,02	<0,01	0,27	0,83	4,05	-	-	-
Chlorure de vinyle	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,00	-	-	-	-	-	-	-
Dichlorométhane	-	-	-	-	-	-	9,19	48,99	178,80	1 209,91	1,87	14,98	43,21	408,37	7,04	7,93	1 687,44
1,1,1-trichloroéthane	-	-	-	-	-	-	2,48	9,94	54,07	115,79	-	-	-	-	-	-	-
1,2-dichloroéthane	<0,1	1,7	-	-	7,4	25	-	-	-	-	<0,02	0,03	<0,02	0,71	-	-	-
Tétrachlorure de carbone	-	-	-	-	-	-	0,48	0,57	0,90	4,51	-	-	-	-	-	-	-
Bromodichlorométhane	-	-	-	-	-	-	0,17	0,28	0,77	1,32	-	-	-	-	-	-	-
1,3-butadiène	-	-	-	-	-	-	0,15	0,24	0,65	2,40	<0,32	0,5	1,64	3,65	-	-	-
Cyclohexane	-	-	-	-	-	-	0,44	0,80	2,84	11,02	4,51	6,58	15,1	54,12	-	-	-
Isoprène	-	-	-	-	-	-	2,95	5,26	16,76	43,38	-	-	-	-	-	-	-
Acétaldéhyde	-	-	-	-	-	-	0,00	40,89	85,26	792,41	-	-	-	-	-	-	-
Hexanal	-	-	-	-	-	-	9,33	16,79	44,75	57,40	-	-	-	-	-	-	-
Acétone	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	28,48	44,44	76,4	455,87	-	-	-
Chloroforme	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,19	1,72	4,39	8,23	3,15	3,18	18,59
2-propanol	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3,32	18,14	68,76	238,17	-	-	-
2-butanol	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,48	2,54	6,66	16,45	-	-	-
Phénol	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,42	0,70	1,67	5,16	-	-	-
Disulfure de carbone	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,13	0,34	0,86	3,29	-	-	-
1-butanol	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,4	4,25	5,96	139,66	-	-	-

## Chapitre 8 : Caractérisation de l'air intérieur

Contaminant	Santé Canada 1991, 1992 <sup>a</sup>		Région du Grand Toronto 1996 <sup>b</sup>		Saskatchewan et Ontario 1991,1999 <sup>c</sup>		Hamilton 1993 <sup>d</sup>				Ottawa 2002, 2003 <sup>e</sup>				Québec 2005 <sup>f</sup>		
	Moy.	Max.	Moy.	Max.	Moy.	Max.	Méd.	Moy.*	95° cent.	Max.	Méd.	Moy.*	90° cent.	Max.	Méd.	Moy. géom.	Max.
4-méthylpenta-2-one	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,16	0,26	0,8	1,40	-	-	-
Acrylonitrile	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,06	0,27	0,26	8,89	-	-	-
2-butoxyéthanol	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	<0,28	2,85	7,06	41,44	-	-	-
Méthacrylate de méthyle	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	<0,01	0,05	0,06	1,12	-	-	-
Éther méthylique tert-butylque	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	<0,05	0,17	<0,05	3,32	-	-	-
Chlorobenzène	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	<0,01	<0,012	<0,01	0,04	-	-	-
3,5-diméthylaniline	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	<1,2	<1,2	<1,2	4,71	-	-	-
1,2-dichlorobenzène	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	<0,02	<0,02	<0,02	0,11	-	-	-
1,3-dichlorobenzène	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,15	0,77	1,05	16,19	-	-	-
2-éthoxyéthanol	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	<0,13	0,43	<0,13	27,14	-	-	-
2-méthoxyéthanol	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	<0,23	<0,23	<0,23	<0,23	-	-	-
1,2-dichloropropane	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	-	-	-
Dibromure d'éthylène	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	-	-	-
1,1,2,2-tétrachloroéthane	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	-	-	-
Cumène	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,8	0,88	45,48
$\alpha$ -pinène	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,95	9,74	800,68
<i>d</i> -limonène	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	28,54	28,06	329,89
<i>p</i> -cimène	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,49	1,55	32,90

*Nota* : Concentrations en unités de  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  \*Moyenne arithmétique

<sup>a</sup> Davis, C.S. et R. Otson, 1996. « Estimation of Emissions of Volatile Organic Compounds (VOCs) from Canadian Residences », *Volatile Organic Compounds in the Environment*, ASTM STP 1261.

<sup>b</sup> Otson, R. et J. Zhu. 1997. « I/O Values for Determination of the Origin of Some Indoor Organic Pollutants », dans *Proceedings of the Air & Waste Management Association's 90th Annual Meeting and Exhibition*, Toronto (Ontario), Canada, 8-13 juin 1997.

<sup>c</sup> Saskatchewan Research Council (SRC), 1992. *Volatile Organic Compound Survey and Summarization of Results. Report I-4800-1-C-92*. Préparé pour le compte de la Société canadienne d'hypothèque et de logement, avril.

<sup>d</sup> Fourni par Camilo Martinez, ministère de l'Environnement de l'Ontario

<sup>e</sup> Zhu, J., R. Newhook, L. Marbo et C. Chan. 2005. « Selected volatile organic compounds in residential air in the city of Ottawa, Canada », *Environmental Science & Technology*, vol. 39, p. 3964-3971.

<sup>f</sup> Héroux, M.-È., D. Gauvin, N. Gilbert, M. Guay, G. Dupuis, M. Legris et B. Levesque. 2008. « Housing characteristics and indoor concentrations of selected volatile organic compounds (VOCs) in Québec City, Canada », *Indoor and Built Environment*, vol. 17, p. 128-137.



## 9 CARACTÉRISATION DE L'EAU DE SURFACE

### 9.1 Contexte, but et portée

L'eau de surface constitue souvent une voie d'exposition capitale dont il faut tenir compte dans l'évaluation des risques pour la santé humaine et pour l'environnement. À titre d'exemple, d'importantes et fragiles ressources naturelles comme les micro-invertébrés benthiques, le zooplancton de la colonne d'eau, le poisson et la faune dépendent de l'eau de surface pour plusieurs des fonctions de leur cycle de vie. L'eau de surface fournit également des voies d'exposition chimique vers les humains qui en boivent et vers les baigneurs et les plaisanciers qui en ingurgitent accidentellement ou dont la peau entre en contact avec elle. L'examen des risques pour la santé humaine et l'environnement que présentent les contaminants potentiellement préoccupants (CPP) dans l'eau de surface doit aussi tenir compte du devenir et des voies d'exposition qui peuvent atténuer ou aggraver l'exposition aux CPP. Par exemple, une variation de la dureté, de la salinité ou du pH de l'eau (pour l'eau douce) augmente ou diminue la biodisponibilité de beaucoup de métaux lourds. En outre, la sorption de substances chimiques par les solides en suspension dans l'eau de surface peut être un important déterminant du devenir des contaminants. En effet, cette fixation des substances chimiques en diminue la biodisponibilité ou en accroît les dépôts dans les sédiments, ce qui peut perturber les milieux qui sont susceptibles d'accroître l'exposition. L'état de valence (p. ex. chrome hexavalent ou chrome trivalent), la proportion d'une substance chimique sous des formes dissoutes (surtout les métaux), et la photoactivation de substances chimiques comme les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) peuvent constituer des facteurs importants lorsqu'on évalue les risques associés à l'exposition aux substances chimiques dans l'eau de surface.

#### Caractérisation de l'eau de surface

Ce chapitre décrit la planification, le processus et les méthodes de caractérisation de l'eau de surface. Voici une liste des principaux éléments et des sections qui s'y rapportent :

- Modèle conceptuel et reconnaissance du site (9.2)
- Conception du programme d'échantillonnage (9.3)
- Équipement d'échantillonnage (9.4)
- Conservation et entreposage des échantillons (9.5)
- Analyse des données (9.6)
- Ressources et liens Internet (9.7)

Les outils connexes sont les listes de contrôle que contient le volume 2, de même que plusieurs modes opératoires recommandés (MOR) dans le volume 3.

Les objectifs du présent chapitre sont les suivants :

- fournir un cadre qui aidera à recueillir des données chimiques valables et représentatives<sup>1</sup> sur l'eau de surface;
- donner une orientation sur les facteurs généraux à prendre en compte pour échantillonner l'eau de surface et cerner les sources d'incertitude de données;

<sup>1</sup> Voir l'encadré 5-1 pour un résumé des caractéristiques des données représentatives.

- cerner les particularités d'échantillonnage à prendre en compte par les chercheurs responsables d'élaborer et de mettre en œuvre des programmes d'échantillonnage de l'eau de surface afin d'évaluer les risques pour la santé humaine et l'environnement;
- décrire les techniques d'assurance de la qualité et de contrôle de la qualité (AQ/CQ) applicables aux méthodes courantes d'échantillonnage de l'eau de surface.

Le présent chapitre vise à fournir des orientations générales concernant l'échantillonnage de l'eau de surface pour faciliter la caractérisation de la zone d'étude lorsqu'on procède à des évaluations des risques pour la santé humaine et l'environnement. La caractérisation de la zone d'étude peut comprendre, par exemple, des analyses chimiques, des analyses toxicologiques et des essais de traitabilité au moyen d'échantillons d'eau de surface. Ce chapitre porte sur la conception générale de l'échantillonnage, le matériel d'échantillonnage et d'autres facteurs relatifs à l'échantillonnage de l'eau des lacs, des étangs, des rivières, des ruisseaux, des estuaires et des océans. Il met l'accent sur les méthodes les plus couramment utilisées pour faciliter l'évaluation des risques.

### **Définition de l'eau de surface**

Pour les besoins du présent chapitre, on entend par « eau de surface » toute l'eau qui forme des plans d'eau à la surface du sol, par opposition à l'eau souterraine qui s'accumule sous la surface du sol. Dans ce contexte, l'eau de surface peut englober l'eau à la surface et aux plus profonds de ces plans d'eau.

Tel que mentionné précédemment, l'obtention de données représentatives est fortement tributaire du plan d'échantillonnage, qui définit notamment l'échelle à laquelle les échantillons sont analysés. Les sources d'incertitude dans les données devraient être comprises et efficacement communiquées à l'évaluateur de risques. Les incertitudes découlent de la variabilité dans la distribution chimique, de la variabilité temporelle, des biais de conception ou des méthodes d'échantillonnage et d'analyse. On diminue l'incertitude par l'élaboration d'un modèle conceptuel de site (MCS), qui sera mis à jour à mesure qu'on obtiendra de nouveaux renseignements, par la conception et l'exécution d'une stratégie d'échantillonnage convenable et par le recours à des techniques statistiques pour faciliter la conception du plan d'échantillonnage et l'interprétation des données. La plupart des évaluations de risques décrivent les sources d'incertitude et leurs répercussions sur les conclusions générales dans un exposé qualitatif et/ou un tableau sommaire. On peut également utiliser des méthodes quantitatives comme les analyses probabilistes (p. ex. Monte Carlo) pour caractériser l'incertitude et la variabilité (voir, par exemple, le ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario [MEEEO], 1996; l'USEPA, 1997a, 1999; Ritter *et al.*, 2000; Warila *et al.*, 2001).

La caractérisation de l'eau de surface dans les zones d'étude contaminées devrait se conformer au processus de caractérisation décrit au chapitre 2. Le présent chapitre n'aborde pas les protocoles d'analyse de laboratoire, puisque, pour la plupart des CPP, on emploie des méthodes normalisées et que l'information sur ces méthodes est facile à obtenir (voir le volume 4 du présent guide). En outre, le présent chapitre veut mettre l'accent sur les méthodes de collecte des échantillons à utiliser en vue d'analyses chimiques.

## 9.2 Modèle conceptuel de site pour la caractérisation de l'eau de surface

Comme il est décrit en détail au chapitre 4 du présent guide, l'élaboration d'un modèle conceptuel propre à un site représente un premier pas essentiel pour caractériser la nature et l'étendue des CPP présents dans une zone d'étude. Le MCS sert à plusieurs fins. Il permet de visualiser et de compartimenter les CPP de la zone d'étude. Il aide à comprendre les voies potentielles d'exposition et les processus de devenir et de transport qui peuvent altérer la forme et l'emplacement d'un CPP dans le milieu aquatique et guide la conception du programme d'échantillonnage. Enfin, le MCS fournit au personnel du projet et aux décideurs un instrument pour comprendre et faire connaître les risques d'exposition à l'intérieur d'une zone d'étude définie.

Si des CPP possédant des propriétés physiques et chimiques qui varient énormément sont présents, les renseignements sur leur solubilité, le rapport de distribution octanol/eau, les constantes de la loi de Henry, etc. aideront à définir les principaux processus de transport et de devenir (p. ex. l'évaporation, la sorption) et les réservoirs (c.-à-d. les endroits où auront tendance à s'accumuler les contaminants). Si les voies de migration sont susceptibles de subir l'influence de la température, les données climatiques et météorologiques peuvent améliorer le MCS.

Il faut prendre en considération les sources de CPP courantes et moins évidentes dans l'eau de surface, surtout pour ce qui est du mercure et d'autres contaminants à l'état de trace dont les apports atmosphériques représentent la principale voie d'entrée dans l'eau de surface.

Un exemple de MCS pour l'eau de surface est illustré à la figure 4-12. On s'attend à ce que les évaluateurs de risques le modifient ou utilisent leur format de présentation préféré pour les MCS propres à un site.

Comme nous l'avons vu au chapitre 4, les MCS pour les zones d'étude caractérisées par une quantité importante d'eau de surface peuvent justifier la prise en considération de facteurs spécifiques au plan d'eau et aux CPP pour qu'on puisse mieux établir les priorités relatives à l'échantillonnage au cours de la phase de conception de l'étude. En outre, les MCS narratifs ou illustrés pour les sites individuels devraient reconnaître et analyser les sites de référence auxquels seront comparées les conditions du site contaminé dans l'évaluation des risques.

Les MCS destinés aux zones d'étude comportant une grande masse d'eau de surface peuvent tenir compte d'une ou de plusieurs zones de référence. La définition des limites de la zone d'étude et la sélection des zones appropriées non affectées ou de référence sont des éléments importants qui doivent être considérés dans le cadre de l'élaboration du MCS. Une zone de référence est une zone non perturbée ou relativement peu perturbée possédant des attributs physiques et biologiques semblables à ceux de la zone d'étude, sauf en ce qui a trait à la présence de CPP. En raison de la difficulté, sur le plan pratique, de trouver une zone de référence idéale, il est souvent nécessaire de choisir des emplacements ayant des concentrations de CPP qui équivalent aux concentrations de fond dans la région.

Il est souvent bon de choisir plus d'une zone de référence pour représenter la gamme des conditions de fond et/ou la gamme des caractéristiques physiques et biologiques du site et pour

permettre des comparaisons statistiques plus significatives même si, dans certains cas (p. ex. lieux présentant des caractéristiques physiques ou biologiques uniques ou choix limité de zones de référence), il pourrait être nécessaire de ne s'appuyer que sur les données issues d'une seule zone de référence. La section 4.6.1 donne de l'information supplémentaire sur les critères de sélection des zones de référence.

### Reconnaissance du site pour la caractérisation de l'eau de surface

La reconnaissance du site a pour objectif premier d'améliorer l'efficacité et l'efficience des programmes d'échantillonnage grâce à la planification et à l'identification précoces des conditions particulières dont il faut tenir compte dans la zone d'étude avant d'entreprendre l'échantillonnage. La reconnaissance documentaire et la reconnaissance sur le terrain peuvent être réalisées avant d'entreprendre l'échantillonnage de l'eau de surface. La reconnaissance initiale peut être effectuée avant le premier échantillonnage ou en même temps que celui-ci, mais il est préférable de la faire avant, puisqu'une reconnaissance hâtive donne le temps nécessaire pour obtenir l'équipement spécialisé requis (p. ex. des véhicules à quatre roues motrices) que nécessitent les conditions particulières de la zone d'étude, et pour résoudre les problèmes d'accès à cette zone (p. ex. l'obtention d'un permis d'accès, la résolution des questions de sécurité, la confirmation de l'accès des petits navires en fonction des marées).

Avant de procéder à la reconnaissance du site, il est conseillé de passer en revue les informations de base et la documentation à l'appui, par exemple :

- les fichiers liés à la nature et à la portée des CPP présents dans la zone d'étude, les utilisations passées de la zone d'étude, les pratiques passées en matière de fabrication et de rejet et la présence d'autres infrastructures (p. ex. routes, chemins de fer, pipelines, ponts);
- les cartes topographiques et les photographies aériennes;
- les limites de la propriété, de même que les noms, adresses et numéros de téléphone des propriétaires voisins;
- les renseignements physiques/chimiques sur les matériaux fabriqués, entreposés ou rejetés sur le site;
- les cartes de réseau hydrographique de la zone d'étude et les relations entre les ouvrages de drainage et les zones d'entreposage ou de rejet des matières résiduelles; l'identification des terres humides et des plaines inondables;
- la localisation des rejets d'effluents (eaux de traitement et eaux pluviales), des sites d'enfouissement et des réservoirs de stockage souterrains et hors terre;
- les données sur les marées;
- l'identification de plans d'eau voisins et les renseignements liés aux conditions concernant les flux saisonniers et la qualité générale de l'eau (pH, solides en suspension, salinité, etc.);
- le milieu aquatique dans sa relation avec le plan d'étude et les besoins en matière d'équipement (p. ex. habitats dans le cours d'eau [seuils, rapides, fosses] franchissables à gué

ou étang ou lac profond, estuaire soumis à l'action des marées ou rivière à courant unidirectionnel, régime d'écoulement actuel et historique et tendances);

- la présence d'espèces en péril, menacées ou préoccupantes aux termes des lois fédérales ou provinciales, d'aires naturelles ou présentant un intérêt scientifique aux termes de la loi provinciale, d'habitats spéciaux ou de « résidences », telles que définies par la *Loi sur les espèces en péril au Canada* (LEP), c'est-à-dire « Gîte — terrier, nid ou autre aire ou lieu semblable — occupé ou habituellement occupé par un ou plusieurs individus pendant tout ou partie de leur vie, notamment pendant la reproduction, l'élevage, les haltes migratoires, l'hivernage, l'alimentation ou l'hibernation », de zones humides importantes pour la province ou d'autres communautés aquatiques sensibles (p. ex. aires marines protégées, pêche en eau froide).

Les principales tâches à réaliser pour la reconnaissance du site comprennent :

- la photographie ou l'enregistrement vidéo des conditions dans la zone d'étude;
- l'évaluation des points d'échantillonnage potentiels et l'énumération des principales caractéristiques de l'habitat (p. ex. seuils et mares, remous, zones de mélange d'eau douce et d'eau salée) qui peuvent avoir une incidence sur les points d'échantillonnage et les besoins en matière d'équipement;
- la recherche des points d'accès convenables et des chemins d'évacuation;
- la définition des problèmes de sécurité et des besoins en matière d'équipement de protection individuelle;
- la confirmation des voies d'exposition précisées dans le MCS;
- l'énumération des facteurs qui pourraient réduire ou accroître l'exposition tels qu'ils sont décrits dans le MCS;
- l'évaluation des conditions générales de qualité de l'eau pour confirmer ou réfuter les renseignements obtenus pendant l'examen au bureau;
- la définition des indicateurs d'activités d'élimination (p. ex. présence de fûts, de sols tachés, de végétation morte);
- la détermination des lignes de marée haute et de marée basse;
- le repérage des zones de référence possibles.

En cas de présence dans la zone d'étude d'une installation industrielle active, il conviendra d'interviewer des membres du personnel travaillant sur les lieux. Par exemple, ces personnes pourraient être au fait d'activités de construction récentes ou de nouveaux sites de rejet non mentionnés dans les dossiers historiques. Les informations sur le débit des cours d'eau risquent d'être trompeuses si l'utilisation des terres a changé. Les entrevues peuvent aussi permettre de recueillir des informations sur des conditions d'exploitation liées aux processus de traitement des eaux usées (p. ex. utilisation de substances chimiques non mentionnées dans les dossiers de référence). Les employés de l'installation peuvent aussi renseigner sur les pratiques d'exploitation antérieures, le dragage et la canalisation des plans d'eau locaux, les emplacements

des anciens points de rejet, le schéma du système d'égouts fluviaux et de drain de sol ainsi que les CPP utilisés dans le passé.

L'USEPA (1995) et la U.S. Navy (1997) fournissent d'autres renseignements pour réaliser une reconnaissance documentaire et sur le terrain. L'USEPA (1997b) a dressé une liste de contrôle détaillée pour la reconnaissance d'une zone d'étude environnementale.

### 9.3 Méthode et conception de l'étude pour la caractérisation de l'eau de surface

La sous-section cerne les principaux facteurs à envisager pour établir un modèle d'étude approprié à l'échantillonnage de l'eau de surface afin d'appuyer les évaluations de risques pour la santé humaine et l'environnement. Fixer une méthodologie conceptuellement logique soutenue par un modèle d'étude techniquement valable est essentiel pour bien caractériser les CPP dans l'eau de surface.

#### 9.3.1 Buts et objectifs

Un programme d'échantillonnage d'eau de surface convenable repose sur une définition claire des buts et objectifs de l'échantillonnage (CCME, 1993). Plus précisément, les buts et objectifs du programme définissent dans quelle mesure l'échantillonnage doit porter sur les facteurs qui dictent la forme, le devenir et les effets des CPP. Au départ, on peut énoncer les buts en termes généraux, puis ajouter des éléments précis à mesure qu'on obtient des renseignements sur les aspects les plus importants de l'évaluation des risques à réaliser. La liste suivante des buts et objectifs fondamentaux des programmes d'échantillonnage pour la caractérisation d'une zone d'étude à l'appui de l'évaluation des risques a été compilée à partir des chapitres précédents du guide (chapitres 2 et 3) ainsi que de plusieurs sources canadiennes et américaines (CCME, 1993; Environnement Canada, 2008; USEPA, 1995; U.S. Navy, 1997) :

- Fournir, concernant les CPP dans l'eau de surface, des données représentatives relatives aux risques potentiels pour la santé humaine et l'environnement dans la zone d'étude. Sont considérées comme étant représentatives les données qui reflètent avec exactitude les conditions au sein de la zone d'étude dans leur relation avec les risques d'exposition des récepteurs.
- Caractériser, quantifier et délimiter la nature et l'étendue spatiales et temporelles des concentrations de CPP relativement aux voies d'exposition humaine et environnementale.
- Évaluer la présence de CPP dans l'eau de surface liée aux voies de migration et d'exposition précisées dans le MCS.
- Établir dans quelle mesure les facteurs identifiés dans le MCS comme pouvant altérer la forme et le devenir des CPP interviennent réellement dans l'eau de surface de la zone d'étude.
- S'assurer que les données recueillies appuieront des conclusions valables et des décisions défendables pour l'atténuation de tous risques dus à des CPP dans l'eau de surface.

- Identifier, au moins sur une base relative, les zones préoccupantes hautement prioritaires qui sont susceptibles de présenter des risques imminents pour la santé humaine et l'environnement, en particulier des risques définis par les règlements pertinents.

Les objectifs de l'étude peuvent être vastes (p. ex. caractériser la nature et l'étendue des concentrations de CPP dans la zone d'étude) ou très ciblés (p. ex. élaborer des profils de distribution des CPP statistiquement valables pour tous les plans d'eau de surface sur le site). Le CCME (1993) suggère de faire une distinction entre les buts et les objectifs sur le plan exploratoire et ceux sur le plan de la surveillance. Quoi qu'il en soit, il faut que les objectifs fondamentaux de l'étude soient clairement énoncés pour mener efficacement le programme d'échantillonnage. S'il est souhaitable de procéder à une caractérisation statistique des données, on doit formuler des hypothèses claires à l'étape de la planification afin d'orienter la conception de l'étude. Les méthodes d'assurance de la qualité propres aux programmes d'échantillonnage de l'eau de surface sont décrites plus bas. Voir le document de l'USEPA (2001b) pour obtenir des orientations sur les plans et les méthodes de gestion de la qualité touchant des objectifs plus vastes de projet et de programme (p. ex. l'amélioration continue de la qualité).

### 9.3.2 Objectifs de qualité des données

Cette sous-section décrit le processus relatif aux objectifs de qualité des données (OQD) et le rôle de ce processus dans la mise en place des programmes d'échantillonnage de l'eau de surface. On utilise le processus des OQD pour déterminer si le type, la quantité et la qualité des données recueillies permettront d'obtenir des séries de données défendables. Divers documents d'orientation et diverses ressources sont disponibles sur le processus des OQD (p. ex. USEPA, 2006 et [www.triadcentral.org](http://www.triadcentral.org)). Il importe de formuler des OQD concis pour définir les types particuliers de données à recueillir. Les critères de performance ainsi que les critères particuliers d'acceptation ou de rejet constituent des éléments essentiels du processus des OQD (p. ex. CCME 1993; chapitres 3, 6 et 7 du présent document; USEPA, 2006; U.S. Navy, 1997).

Fondamentalement, le processus des OQD est composé de sept étapes itératives. À chaque étape, on définit des critères qui seront utilisés pour établir le plan définitif de la collecte des données et de l'étude. Les sept étapes du processus des OQD sont les suivantes (USEPA, 2000b; [www.triadcentral.org/mgmt/splan/frame/dqo/index.cfm](http://www.triadcentral.org/mgmt/splan/frame/dqo/index.cfm)) :

1. Énoncer le problème – énoncer la nature du problème, élaborer un MCS et définir les risques à évaluer.
2. Cerner les buts de l'étude, les décisions à appuyer – définir comment seront utilisées les données afin d'atteindre les buts de l'étude préalablement établis et d'appuyer la prise de décisions.
3. Cerner les besoins et les sources en matière de données – cerner précisément les données et les renseignements nécessaires pour atteindre les buts de l'étude et prendre d'importantes décisions.

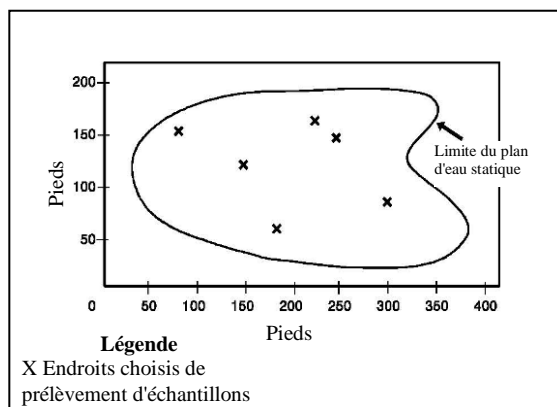
4. Définir les limites de la zone d'étude – cerner précisément le milieu à échantillonner ainsi que les limites spatiales et temporelles du programme d'échantillonnage.
5. Concevoir la méthode analytique et les règles de décision – identifier les CPP et toute analyse de soutien importante pour comprendre le devenir et les effets des CPP de la zone d'étude (p. ex. analyse de la qualité de l'eau *in situ*). Aborder précisément les paramètres analytiques en ce qui a trait aux formes de CPP à mesurer (p. ex. éléments totaux ou éléments dissous). Élaborer des décisions « si/alors » qui aideront les décideurs à trouver des solutions de rechange.
6. Élaborer des critères de performance ou d'acceptation – fixer des limites de probabilité pour les erreurs de décision liées aux refus ou acceptations erronés.
7. Élaborer un plan d'échantillonnage et d'analyse et l'améliorer le plus possible – élaborer un plan d'échantillonnage et d'analyse rentable qui correspond aux objectifs de l'étude.

Les OQD peuvent être généraux, comme « déterminer si la substance à analyser est présente sur le site à des concentrations supérieures à celles indiquées dans les recommandations pour la qualité de l'eau ». Ils peuvent également être extrêmement précis et quantitatifs comme « déterminer si la concentration de l'analyte cible sous forme dissoute (c'est-à-dire qui passe à travers un filtre de 0,45 micromètre [ $\mu\text{m}$ ]) est significativement plus élevée dans les échantillons d'eau de surface de la zone d'étude ( $\alpha = 0,05$ ) que la concentration observée dans la zone de référence. »

### 9.3.3 Aperçu des approches d'échantillonnage

Pour aider à concevoir les programmes d'échantillonnage, il existe diverses ressources (p. ex. Maher *et al.*, 1994; USEPA, 1995). Cette sous-section et la section 5.3.2 résument les approches d'échantillonnage les plus courantes. Sauf en ce qui concerne l'échantillonnage par transects (dont l'emploi convient mieux dans les systèmes linéaires comme les ruisseaux et les rivières), les approches d'échantillonnage décrites ci-après peuvent être adaptées à la plupart des types de plans d'eau, selon les sources de CPP. Le chapitre 5 et l'USEPA (1995) présentent des illustrations utiles de ces approches d'échantillonnage.

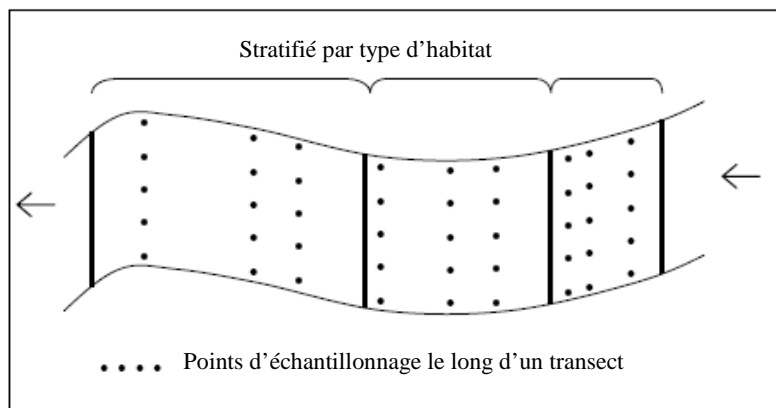




**Figure 9-1 : Approche d'échantillonnage aléatoire simple** (Source : USEPA, 1995)

L'**échantillonnage aléatoire** cible au hasard des points d'échantillonnage dans le but de produire des hypothèses statistiques fondamentales (c.-à-d. les échantillons sont aléatoires et indépendants). Ainsi, dans le cas des approches d'échantillonnage aléatoire, on utilise des nombres aléatoires pour choisir les points d'échantillonnage. À titre d'exemple, on peut cartographier une grille numérotée à travers ou le long des plans d'eau à échantillonner et assigner un nombre séquentiel à chaque nœud (figure 9-1). On peut avoir recours à une fonction de nombres pseudoaléatoires (p. ex. dans Microsoft® Excel) pour choisir au hasard le nombre souhaité d'échantillons à partir de la gamme de nœuds numérotés sur la grille. L'échantillonnage aléatoire donne souvent une distribution spatiale inégale des échantillons dans l'ensemble de la zone d'étude, un résultat qu'on peut compenser en augmentant le nombre d'échantillons recueillis. L'échantillonnage aléatoire évite intentionnellement le recours à l'information disponible sur la zone d'étude. En conséquence, l'échantillonnage aléatoire peut convenir à la caractérisation des concentrations de points d'exposition pour un récepteur dont la marge de tolérance à l'habitat est grande ou pour des zones où on soupçonne l'existence de sources non ponctuelles de CPP. Cependant, les approches d'échantillonnage aléatoire sont généralement inefficaces lorsqu'il s'agit de localiser les points névralgiques.

Comme son nom l'indique, l'**échantillonnage au jugement** a recours à un jugement professionnel fondé sur une connaissance précise de la zone d'étude et sur l'expérience passée. On utilise souvent cette méthode pour localiser les points névralgiques dans la zone d'étude. À titre d'exemple, s'il existe des connaissances sur les déversements de substances chimiques dans une rivière ou le long d'une rive provenant d'un égout de décharge d'eaux pluviales, on pourrait avoir recours à l'échantillonnage au jugement pour cibler la zone immédiatement en aval de cette décharge, en utilisant un échantillonnage stratifié, par quadrillage ou par transects. En guise de deuxième exemple, on pourrait envisager d'utiliser le comportement de recherche de nourriture des espèces locales de poissons pour concentrer le programme d'échantillonnage de l'eau de surface sur des zones caractéristiques de l'habitat préféré de ces espèces. Souvent, l'échantillonnage au jugement biaise intentionnellement les prélèvements en faveur de zones qu'on soupçonne d'être contaminées, concentrant ainsi le nombre de grilles ou de transects les plus proches de la ou des sources de CPP. Si le système circule, on devrait alors tenir compte de la voie du CPP en choisissant le point d'échantillonnage.



**Figure 9-2 : Illustration d'un échantillonnage riverain utilisant des transects et la stratification de l'échantillon**

(Source : <http://www.state.nj.us/dep/>)

L'**échantillonnage stratifié** (figure 9-2) a recours à de l'information précise sur la zone d'étude pour fixer des points d'échantillonnage ou des périodes (c.-à-d. des strates) plus petits et plus ciblés. Par exemple, si une espèce locale de poisson favorise trois types différents d'habitats, on peut stratifier l'échantillonnage par type d'habitat pour assurer une représentation cohérente (c.-à-d. un nombre égal d'échantillons) dans les trois types d'habitats.

L'échantillonnage par quadrillage et par transects (figure 9-2) utilise des points d'échantillonnage systématique préétablis. Ces plans sont souvent utiles si on soupçonne l'existence de sources non ponctuelles de CPP.

L'**échantillonnage par quadrillage systématique** attribue des points d'échantillonnage à travers le plan d'eau en divisant la zone en coordonnées de quadrillage. On peut utiliser une telle méthode pour documenter l'étendue des concentrations de CPP dans les eaux de surface d'une zone d'étude. L'**échantillonnage par transects** étale les points d'échantillonnage à travers un élément linéaire, comme une rivière ou un ruisseau. À titre d'exemple, on peut recueillir des échantillons d'eau de surface à partir de plusieurs transects le long d'une rivière, avec un nombre précis d'échantillons recueillis dans chaque transect (p. ex. un échantillon provenant de chaque rive et un troisième, du talweg). Selon le but de l'étude, les transects peuvent être placés perpendiculairement ou parallèlement à la voie de migration des substances chimiques.

Tous les plans généraux d'échantillonnage décrits ci-dessus comportent des avantages et des inconvénients. Le choix est influencé par le type d'analyse de données à effectuer (p. ex. analyse descriptive ou statistique), de même que par les contraintes liées à la logistique et aux ressources. Toutefois, comme l'ont fait remarquer Mattuck *et al.* (2005), l'échantillonnage aléatoire et l'échantillonnage par quadrillage procurent souvent les données les plus représentatives aux fins de l'évaluation des risques. Ces échantillonnages captent la variabilité des conditions du plan d'eau et correspondent aux hypothèses statistiques fondamentales concernant le caractère aléatoire. Le CCME (1993) mentionne qu'une combinaison des plans au jugement, systématique et aléatoire constitue souvent la méthode d'échantillonnage la plus pratique.

### Spécifications minimales pour les plans d'échantillonnage

Après avoir choisi l'approche générale d'échantillonnage à utiliser, il faut choisir et préciser les détails du plan ou du programme, surtout en ce qui concerne la variabilité temporelle et spatiale, le moment des prélèvements, la fréquence d'échantillonnage, le nombre d'échantillons, les points d'échantillonnage, la méthode de collecte, les CPP, le volume des échantillons, la conservation des échantillons, le temps de conservation, les mesures de contrôle de la qualité, le prélèvement d'échantillons pour mesurer les concentrations « de fond » ou d'échantillons témoins et autres questions secondaires.

Au minimum, le plan d'échantillonnage devrait préciser les moyens qui seront pris pour évaluer la **variabilité temporelle** (p. ex. saisonnière, maréale) et/ou la **variabilité spatiale** des concentrations de CPP dans un plan d'eau donné. À titre d'exemple, pour bien tenir compte de la variabilité spatiale dans les lacs, les grosses rivières et les milieux marins, il peut être nécessaire de prélever des échantillons à plusieurs profondeurs à chaque point d'échantillonnage. La présence de ressources environnementales particulièrement fragiles et les moments de l'année où elles sont présentes ou se reproduisent peuvent influencer le calendrier d'échantillonnage. D'un point de vue pratique, l'échéancier général du projet peut jouer sur la saison, la date ou le jour où sont recueillis les échantillons d'eau de surface. En fixant tôt le calendrier d'échantillonnage, on facilitera la coordination avec le laboratoire d'analyse, la mobilisation et l'acquisition d'équipement et l'horaire de l'équipe de terrain. Il se peut que le **moment** de l'échantillonnage de l'eau de surface doive refléter des conditions hydrologiques précises (p. ex. le débit de base par rapport au débit de tempête; la marée descendante ou la marée étale); ainsi, le plan d'échantillonnage devrait déterminer le moment de l'échantillonnage en fonction des occurrences d'orages et/ou du cycle des marées. On devrait aussi préciser clairement les décisions concernant le séquençage temporel du prélèvement d'échantillons. Par exemple, il est généralement bon de recueillir les échantillons en aval avant les échantillons en amont et de recueillir les échantillons d'eau de surface avant les échantillons de sédiments afin d'empêcher que les activités d'échantillonnage ne modifient la teneur en solides en suspension des échantillons d'eau de surface.

Si l'eau de surface doit être échantillonnée pendant un événement ponctuel, la **fréquence d'échantillonnage** n'entre pas en ligne de compte. Toutefois, si on doit échantillonner à répétition un plan d'eau de surface, le plan d'échantillonnage devrait préciser la fréquence des prélèvements (p. ex. quotidienne, hebdomadaire, mensuelle, pendant des crues qui dépassent un seuil de vitesse de courant, à des stades précis du cycle des marées).

Le plan d'échantillonnage précise le **nombre global d'échantillons** à prélever, de même que le nombre à prélever par point d'échantillonnage. Si on doit procéder à des analyses statistiques, il faut fixer la taille minimale des échantillons de façon à respecter le niveau de fiabilité statistique fixé par les hypothèses définies et les OQD. D'autres explications sur la planification de l'échantillonnage sont fournies au chapitre 2, tandis que le chapitre 5 fournit des détails supplémentaires sur les tests statistiques d'usage courant ainsi que sur les hypothèses connexes (p. ex. échantillons aléatoires et indépendants; distribution normale ou non). La taille dépend aussi du fait qu'il faille ou non prévoir archiver les échantillons afin de pouvoir les réévaluer en cas de remise en question des données, d'autres méthodes d'analyse ou du besoin de résultats

additionnels d'échantillonnage. Le nombre d'échantillons nécessaires pour obtenir des données représentatives concernant un plan d'eau augmente avec l'hétérogénéité du système. La qualité de l'eau varie dans le temps (les variations saisonnières sont abordées ci-après) et dans l'espace (p. ex. profondeur, distance des sources ou des points d'entrée potentiels). Dans l'ensemble, le nombre convenable d'échantillons dépend de la variabilité du système échantillonné et des buts du programme d'échantillonnage.

Pour choisir le nombre d'échantillons nécessaires, on analyse l'efficacité statistique de façon à déterminer la probabilité qu'un test statistique génère un résultat significatif, à supposer qu'un effet existe réellement. Ainsi, l'efficacité statistique est liée au test d'hypothèse statistique traditionnel et le complète. L'efficacité d'un test statistique repose sur trois paramètres : 1) la variabilité associée au paramètre d'intérêt; 2) l'ampleur de la différence minimale détectable; 3) la taille de l'échantillon. L'efficacité statistique augmente avec la taille des échantillons et l'ampleur de la différence minimale détectable. Elle diminue quand la variabilité s'accroît. On utilise habituellement les calculs d'efficacité soit pour évaluer l'efficacité d'un test statistique réalisé antérieurement, soit pour estimer *a priori* la plus petite taille d'échantillon nécessaire à la détection d'une différence minimale. Les tests *a priori* nécessitent une estimation de la variabilité fondée soit sur l'avis d'un expert, soit sur un ensemble de données pilotes. Normalement, la taille de l'échantillon est le seul paramètre que contrôle l'expérimentateur; ainsi, on choisit souvent la taille de l'échantillon pour atteindre une efficacité statistique précise. Le chapitre 5 ainsi que Mattuck *et al.* (2005) traitent des méthodes statistiques utilisées pour déterminer le nombre suffisant d'échantillons aux fins de l'évaluation des risques.

Le choix des **points d'échantillonnage** est tributaire du plan général d'échantillonnage, mais il tient également compte de l'accès au(x) plan(s) d'eau et de la sécurité. Cet aspect de la conception varie énormément en ce qui a trait à l'espace et à la profondeur. Il est également fortement lié au site (p. ex. influence des sources, répartition des CPP, dynamique du courant).

Le plan d'échantillonnage précise les **méthodes de prélèvement** (abordées plus loin), de même que les contenants à utiliser pour l'entreposage et le transport. On recommande généralement d'utiliser des contenants d'échantillons de laboratoire préalablement nettoyés pour que les échantillons ne soient pas contaminés par des résidus dans les contenants. Le nombre d'analyses à réaliser sur chaque échantillon, ainsi que le volume d'échantillon demandé par chaque méthode d'analyse et selon les limites de détection nécessaires détermineront le volume des échantillons et, par conséquent, la taille du contenant d'échantillon. Ces aspects du plan d'échantillonnage devraient faire l'objet d'une discussion avec les représentants du laboratoire d'analyse en début de planification.

Les **CPP précis** et leur forme déterminent beaucoup d'autres aspects du plan d'échantillonnage. Par exemple, les CPP influent sur la méthode d'échantillonnage, les contenants, le volume et les méthodes de conservation. La forme du CPP visé peut influencer sur le matériel de prélèvement à employer. À titre d'exemple, si les échantillons ne sont recueillis que pour comparer les concentrations d'eau de surface à un étalon, le traitement de l'échantillon devrait s'accorder avec la base de cet étalon (p. ex. les recommandations pour la qualité de l'eau du CCME se fondent sur les concentrations des substances totales plutôt que des substances dissoutes). Cependant, les concentrations de CPP dissous (p. ex. les métaux) sont souvent plus pertinentes dans le cadre des

évaluations de risques écologiques. On effectue donc plus souvent un filtrage des échantillons sur le terrain pour faciliter les analyses de métaux dissous. S'il faut évaluer les états de valence précis de certains métaux, on pourrait avoir besoin d'agents de conservation particuliers pour les échantillons et d'une analyse sur le site (voir volume 4, section 3). Dépendamment de l'équipement requis et des aspects logistiques connexes, ces détails concernant les substances à analyser peuvent aussi venir modifier le plan d'échantillonnage. Encore une fois, ces aspects du plan d'échantillonnage devraient faire l'objet d'une discussion avec les représentants du laboratoire d'analyse en début de planification.

Le **volume d'échantillon** nécessaire pour une analyse donnée dépend de la méthode d'analyse qui, elle, est généralement choisie en fonction des exigences réglementaires et des limites de détection nécessaires pour évaluer convenablement les risques. En outre, les tests de toxicité et les essais de traitabilité exigent toujours de grands volumes d'échantillon. Le volume d'échantillon peut jouer sur le nombre d'échantillons à recueillir de même que sur les points d'échantillonnage. Par exemple, dans des zones peu accessibles, il peut être possible de recueillir davantage d'échantillons dans le cas d'analytes nécessitant des volumes d'échantillon de 40 millilitres plutôt que d'un litre.

Selon les buts du prélèvement d'échantillons et les CPP, la **conservation des échantillons** peut être nécessaire dès le prélèvement des échantillons. La conservation empêche la dégradation de certains CPP (p. ex. nutriments inorganiques et organiques, carbone organique) avant l'analyse. L'eau recueillie à d'autres fins (p. ex. tests de toxicité ou essais de traitabilité) peut ne pas nécessiter de conservation. La conservation convenable des échantillons contrôle les propriétés chimiques et physiques inhérentes de l'échantillon. À titre d'exemple, les méthodes de conservation peuvent : 1) retarder l'action biologique; 2) retarder l'hydrolyse des composés et des complexes chimiques; 3) atténuer la volatilité des constituants; 4) diminuer les effets de l'absorption. Ainsi, la conservation peut diminuer la possibilité d'erreurs dans l'analyse des CPP.

Les **temps de conservation** des CPP peuvent compliquer la logistique sur le terrain et limiter le nombre d'échantillons qui peuvent être recueillis dans une période donnée. La possibilité d'expédier les échantillons le lendemain et/ou la distance jusqu'au laboratoire d'analyse sont souvent à considérer. Les substances labiles (p. ex. le chlore), en particulier, sont évaluées immédiatement après leur prélèvement, ce qui oblige les techniciens à apporter le matériel voulu et limite souvent le nombre d'échantillons pouvant être recueillis. Les temps de conservation pour les paramètres microbiologiques sont parfois courts, et les paramètres comme le pH, l'oxygène dissous et le potentiel d'oxydoréduction doivent être évalués *in situ*.

La conception de l'échantillonnage précise les **mesures de contrôle de la qualité** à prendre pour contrôler les erreurs et les biais et garantir ainsi qu'on obtient la qualité de données nécessaire. Par exemple, le plan d'échantillonnage devrait tenir compte des besoins en échantillons témoins (extrêmement importants pour les CPP à l'état de trace) et en matrices enrichies pour évaluer la récupération d'un CPP d'un milieu donné dans la zone d'étude. La section 9.3.4 traite plus en profondeur des mesures de contrôle de la qualité associées à l'échantillonnage de l'eau de surface.

Les **échantillons de la zone de référence** fournissent une mesure des concentrations de substances chimiques, en particulier de celles qui peuvent avoir une source naturelle ou anthropique, mais non liée au site (p. ex. épandage de pesticides, eau de ruissellement des routes, dépôts atmosphériques) (Gandesbury et Hetzel, 1997). Les échantillons de la zone de référence sont prélevés dans une zone non perturbée ou relativement non perturbée possédant des attributs physiques et biologiques semblables à ceux de la zone d'étude (voir la section 9.2 pour une explication des zones de référence).

Le plan d'échantillonnage précise également les **paramètres d'appui** (p. ex. analyses et mesures *in situ*) nécessaires à l'interprétation des données concernant les CPP. Par exemple, la modification du pH, des matières en suspension, de la concentration de carbone organique, de la dureté de l'eau (dans le cas de l'eau douce) et de la salinité influe sur la forme de plusieurs CPP. Un changement de forme est susceptible de modifier la toxicité, le devenir et la trajectoire des substances chimiques dans les systèmes aquatiques, et il faut en tenir compte quand on élabore et met en œuvre le plan d'échantillonnage.

Même si les paramètres d'appui varient selon les utilisations passées et présentes du site, la plupart des programmes d'échantillonnage de l'eau de surface devraient comprendre une analyse des constituants standards de l'eau de surface, ceux qui affichent les plus fortes concentrations et qui déterminent de plusieurs façons la chimie de l'eau. Ce groupe central comprend les ions majeurs et les paramètres couramment mesurés sur le terrain :

- Les **cations majeurs** –  $H^+$  (provenant du pH),  $Ca^{+2}$ ,  $Mg^{+2}$ ,  $K^+$ ,  $Na^+$ ,  $NH_4^+$ . Le  $H^+$  et le pH sont importants en raison de leur toxicité directe pour les organismes aquatiques et parce qu'ils influent sur la solubilité des métaux toxiques.
- Les **ions** –  $Ca^{+2}$ ,  $Mg^{+2}$ ,  $K^+$ ,  $Na^+$  sont d'importants indicateurs de la façon dont la roche et le sol dans le bassin versant réagissent avec l'eau.
- Les **anions majeurs** – Le potentiel de neutralisation acide (PNA),  $SO_4^{-2}$ ,  $NO_3^-$ ,  $Cl^-$ . Le PNA constitue une mesure importante de la capacité du lac ou du cours d'eau à neutraliser l'acide; si sa concentration approche 0, alors tout ajout d'acide peut facilement modifier le pH et engendrer des conditions toxiques. Les ions  $SO_4^{-2}$  et  $NO_3^-$  sont des indicateurs courants de l'acide provenant de sources anthropiques ou naturelles. Le  $Cl^-$  est très utile pour évaluer la quantité d'évapotranspiration dans certains bassins versants.
- Les **mesures sur le terrain** courantes – Température de l'eau, pH, conductivité hydraulique, oxygène dissous, niveau d'eau et, au besoin, débit.

Selon les objectifs énoncés du programme, plusieurs constituants supplémentaires peuvent être ajoutés aux mesures d'ions majeurs et aux mesures courantes sur le terrain. Les ajouts les plus courants sont les suivants :

- les nutriments additionnels – P total, P soluble réactif, N total;
- la chimie organique – carbone organique total (COT), carbone organique dissous (COD);

- les bactéries – coliformes totaux et coliformes fécaux, streptocoques fécaux.

En plus de choisir les constituants, il importe de s'assurer que la méthode d'analyse employée pour chacun convient au système aquatique faisant l'objet de l'échantillonnage.

Les limites de détection (p. ex. limites des données de laboratoire) doivent être bien en deçà des valeurs-guides, des valeurs prévues dans les recommandations et les normes et des concentrations minimales escomptées pour les constituants dont la présence est présumée. Il se peut que certains constituants ne soient pas détectés, mais il peut être nécessaire de documenter cette absence.

Il faut que la précision de la méthode soit plus grande que les variations naturelles prévues. Dans le cadre de la planification du programme, on devrait déterminer sur quelle base choisir chaque méthode. Au fur et à mesure de la collecte des données, il faudrait réévaluer le choix pour le confirmer ou choisir une méthode qui convient mieux.

Les différences entre les diverses méthodes d'échantillonnage et d'analyse utilisées dans le cadre des différentes campagnes d'échantillonnage ou dans des sites différents peuvent contribuer sensiblement à la variabilité des résultats. Il convient dans la mesure du possible de maintenir un degré approprié de cohérence entre les méthodes utilisées afin de minimiser la variabilité d'un échantillon ou d'un lieu d'étude à l'autre. Cette cohérence est particulièrement importante lorsqu'on compte comparer les conditions qui existent dans des sites différents.

### Considérations supplémentaires

Même si la sous-section précédente décrit les exigences minimales du plan d'échantillonnage, un grand nombre de facteurs auront une incidence sur chaque composante du plan. La présente sous-section distingue d'autres conditions liées au moment et aux points d'échantillonnage et au type d'échantillon (composite ou ponctuel). En ce qui concerne le moment de l'échantillonnage, certains programmes d'échantillonnage tirent parti d'un plan par étape. En particulier, une première étape d'échantillonnage exploratoire peut être importante pour confirmer le caractère approprié des zones de référence et/ou la présence de points névralgiques, tandis qu'une deuxième étape peut servir à la caractérisation détaillée et une troisième à la délimitation d'un panache ou d'un point névralgique ou encore à l'examen des résultats incongrus.

Les considérations supplémentaires liées au choix des points d'échantillonnage comprennent les suivantes : la répartition spatiale des CPP; la bathymétrie, la profondeur de l'échantillonnage et la connectivité hydrologique; la présence et l'emplacement de sources distinctes; la distance nécessaire avant que se produise le mélange complet en aval de la confluence des flux ou des sources de substances chimiques dans les eaux de surface; les principales caractéristiques de l'écoulement, comme la présence de canaux de marais dans les estuaires, les bras morts de rivières et les méandres abandonnés dans les rivières à méandres, ainsi que les digues en ailes et autres ouvrages qui peuvent augmenter ou diminuer le mélange de l'eau de surface; la logistique de l'échantillonnage; la nécessité d'avoir davantage de zones de référence et leur disponibilité; et les compromis techniques. À titre d'exemple de compromis technique, on pourrait reconnaître que l'échantillonnage à partir d'un pont comporte de nombreux avantages logistiques, mais que

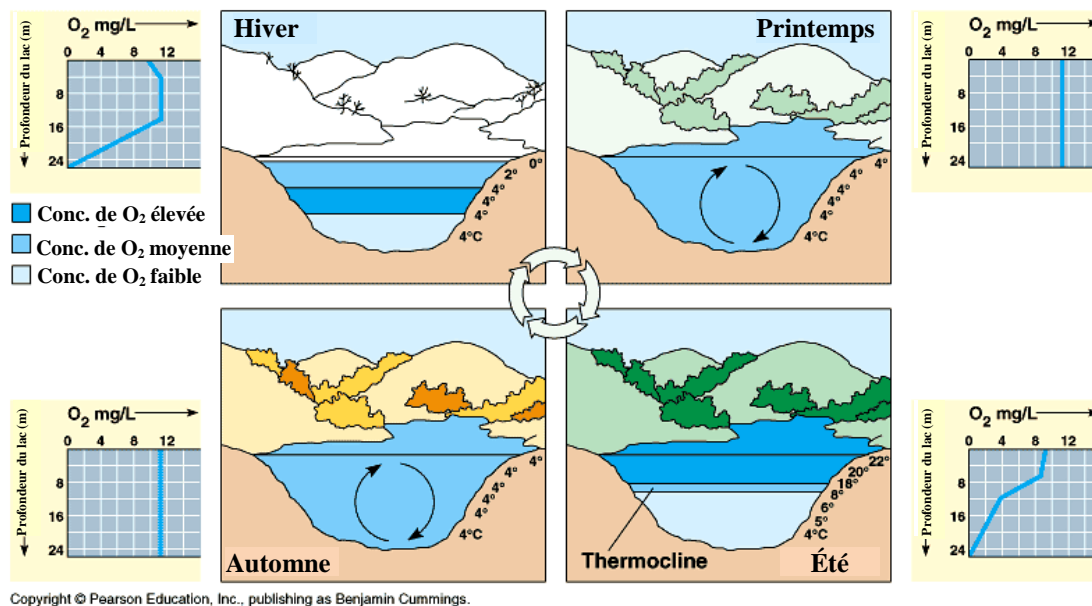
les métaux et les HAP sont souvent associés aux eaux de ruissellement des routes. L'échantillonnage à partir d'un pont peut donc ne pas être recommandable à moins qu'il existe une méthode permettant de s'assurer que les échantillons sont prélevés en amont de l'influence du ruissellement des routes. Si le pont surplombe une rivière située dans une zone d'influence des marées, il peut ne pas être possible de prélever de véritables échantillons en amont à partir du pont. Les considérations liées aux points d'échantillonnage dans les estuaires et les zones de marées comprennent les suivantes : le régime des marées, les caractéristiques de mélange des zones de transition entre l'eau douce et l'eau salée ainsi que l'étendue spatiale des zones d'eau douce et d'eau salée. La National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA, 2005) aborde ces considérations et d'autres questions concernant l'échantillonnage de l'eau salée.

Une autre dimension extrêmement importante des points d'échantillonnage concerne l'échantillonnage de l'eau de surface à profondeurs multiples. En raison de la stratification thermique qui survient dans de nombreux lacs (figure 9-3) ainsi que de la stratification de la salinité qui caractérise beaucoup d'estuaires, l'échantillonnage à profondeurs multiples peut être nécessaire selon les buts du programme d'échantillonnage. Si le plan d'eau est stratifié, ne recueillir de l'eau qu'en surface ne fournira aucun renseignement sur sa qualité dans les couches de fond, puisque les couches ne se mélangent pas. Par exemple, en été, les concentrations d'oxygène dissous dans l'eau de surface ont tendance à être beaucoup plus élevées que dans l'eau située sous la thermocline (comme l'illustre la figure 9-3). De même, pour l'échantillonnage dans les lacs profonds et la pleine mer, il peut être important de définir ce qui constitue un échantillon d'« eau de surface », en tenant compte de facteurs comme la limpidité de l'eau (c.-à-d. la profondeur de la zone photique), la température, la salinité et la portée de la remontée verticale. Il existe des lignes directrices globales concernant la caractérisation générale de l'échantillonnage des lacs (p. ex. Wetzel et Likens, 1991; [http://www.glsc.usgs.gov/sites/default/files/product\\_files/InlandLakesManual.pdf](http://www.glsc.usgs.gov/sites/default/files/product_files/InlandLakesManual.pdf)) et l'échantillonnage en milieu marin côtier (NOAA, 2005).

Toutefois, aucune recommandation précise ne peut s'appliquer à toutes les situations d'échantillonnage des CPP à toutes les profondeurs d'un plan d'eau. Les décisions dépendent des buts de l'étude, du plan d'eau évalué et des récepteurs préoccupants. On devrait tenir compte des facteurs qui suivent pour déterminer s'il est nécessaire de recueillir des échantillons d'eau de surface à des profondeurs multiples.

- **Caractéristiques des CPP** – Par exemple, les ions très solubles (comme les ions potassium) sont habituellement répartis également dans les eaux fortement mélangées (comme les eaux côtières turbulentes et les estuaires à fort brassage). Cependant, ce n'est pas du tout le cas dans un panache d'effluent qui longe la rive. Il se peut aussi que les CPP extrêmement solubles ne soient pas distribués également dans la colonne d'eau d'un lac, particulièrement pendant les périodes de stratification thermique. Le pétrole et la graisse ont tendance à se concentrer à la surface et près de la surface de l'eau. Les CPP fortement sorbants peuvent être présents de manière disproportionnée dans les eaux très chargées de matières en suspension ou de sédiments, dans les eaux profondes ou dans les eaux de fond dans les endroits à faible débit (comme aux environs de seuils rocheux ou d'autres structures géologiques).





**Figure 9-3 : Stratification d'un lac**

(Source: <http://io.uwinnipeg.ca/>)

**Caractéristiques du plan d'eau** – Les cours d'eau peu profonds (moins d'un mètre) et turbulents, où l'eau est fortement mélangée, ne nécessitent souvent pas d'échantillonnage à profondeurs multiples en aval de la zone de mélange. Selon la source et la nature des CPP, la conductivité sert souvent de substitut utile pour évaluer les conditions de mélange complet. Quand on évalue les paramètres de la qualité de l'eau qui influent sur la forme d'une substance chimique (p. ex. le pH), on peut utiliser les premières études sur les conditions de la qualité générale de l'eau sur toute la hauteur de la colonne d'eau pour orienter les décisions se rapportant à l'échantillonnage des CPP à profondeurs multiples. Dans les zones côtières, il importe d'évaluer dans quelle mesure les eaux de l'estuaire sont bien mélangées ou stratifiées pendant tout le cycle des marées. Dans les estuaires bien mélangés, les gradients de salinité seront surtout horizontaux (c.-à-d. que la salinité augmentera d'amont en aval), et l'échantillonnage élémentaire à profondeurs multiples peut ne pas être nécessaire. Pour les estuaires stratifiés, le gradient de salinité sera à la fois horizontal et vertical (c.-à-d. que l'afflux des marées limitera le débit sortant d'eau douce dans l'eau de surface), et la caractérisation précise des répartitions de substances chimiques nécessitera un échantillonnage à profondeurs multiples.

- **Caractéristiques de la source** – En raison des différences dans les facteurs hydrauliques qui influent sur le mélange, les CPP qui sont rejetés par des chenaux latéraux ou qui suintent des sites d'enfouissement de matières résiduelles ont des profils de mélange et de colonne d'eau très différents de ceux des effluents qui sont déversés à partir de sources ponctuelles à haut débit. Par exemple, les rejets par suintement varieront selon les saisons avec des fluctuations dans les précipitations, l'infiltration et l'écoulement souterrain. On doit tenir compte des

caractéristiques physiques de la source avant de décider s'il faut effectuer un échantillonnage dans toute la colonne d'eau.

- **Composantes valorisées de l'écosystème (CVE)** – Si un lac ou un estuaire est stratifié, l'échantillonnage à profondeurs multiples peut être nécessaire pour évaluer avec précision les risques pour les différents récepteurs. Par exemple, si l'exposition aux CPP des poissons en eau libre représente le principal élément de l'évaluation des risques, l'échantillonnage devrait cibler la zone photique du plan d'eau stratifié. À l'inverse, l'échantillonnage ciblant les habitats en eau profonde appuierait l'évaluation de l'exposition des poissons de fond ou des invertébrés benthiques. En matière d'évaluation des risques pour la santé humaine, l'emplacement des prises d'eau potable et des zones de loisirs influe sur les points d'échantillonnage.
- **Cycles biologiques des CVE** – L'emplacement de formes de vie aquatique fragiles (p. ex. les alevins dans les zones de croissance peu profondes) peut exiger un échantillonnage à différentes profondeurs et à différentes saisons
- **Considérations de logistique et de sécurité** – La logistique et la sécurité, y compris l'équipement et le personnel appropriés, sont importantes dans la conception du plan d'échantillonnage, car elles peuvent influencer à la fois sur le prélèvement des échantillons à diverses profondeurs à l'intérieur du plan d'eau ainsi que sur la façon dont ils sont prélevés

En général, en ce qui concerne les estuaires, les rivières et les grands cours d'eau bien mélangés, un échantillon intégré de la colonne d'eau (abordé plus en détail ci-après) suffit pour caractériser les concentrations de CPP aux fins de l'évaluation des risques pour la santé humaine et l'environnement. Dans les petits cours d'eau, un échantillon ponctuel, au centre du cours d'eau, prélevé à environ 60 % de la profondeur dans une zone de turbulence maximale convient habituellement. Dans les zones où les CPP ne sont pas bien mélangés, un échantillonnage exploratoire (c.-à-d. par étapes) en profondeur et/ou le long d'une section transversale du plan d'eau peut aider à déterminer s'il est nécessaire de prélever des échantillons à profondeurs multiples. Dans la première étape (exploratoire), de trois à cinq profondeurs d'échantillonnage suffisent habituellement pour caractériser les concentrations de CPP, avec la possibilité de faire varier la profondeur à un point d'échantillonnage donné. Dans les zones dominées par les marées, on peut étendre l'échantillonnage exploratoire afin de cibler la gamme probable de conditions de flux et de mélange à un point d'échantillonnage donné. Les intervalles d'échantillonnage ciblés peuvent comprendre la marée printanière par rapport à la marée de morte-eau, la marée haute par rapport à la marée basse et/ou les conditions de fort débit par rapport aux conditions de faible débit dans une rivière. Il faut tenir compte de toutes ces variables pour déterminer dans quelle mesure la colonne d'eau est bien mélangée à un point d'échantillonnage donné.

La décision de prélever des échantillons ponctuels ou des échantillons composites est un autre aspect important dans la conception du plan d'échantillonnage, parce que les données obtenues avec ces deux types d'échantillons sont complètement différentes. Le CCME (1993), l'USEPA (1995) et le MEEQ (1996) fournissent d'autres renseignements sur les avantages et les inconvénients des échantillons ponctuels et composites.

Les échantillons ponctuels procurent des renseignements concernant les échantillons prélevés à des moments et à des endroits précis. Habituellement, ils nécessitent le moins d'équipement et constituent donc d'habitude le type le plus simple et le moins dispendieux d'échantillon à recueillir. On peut prélever des échantillons ponctuels en plongeant directement les contenants d'échantillons dans l'eau de surface ou au moyen d'appareils mécaniques comme les pompes péristaltiques, les bouteilles van Dorn ou les bouteilles Niskin. On peut également installer plusieurs bouteilles Niskin sur un cadre (une rosette) qu'on peut programmer pour fermer les bouteilles à diverses profondeurs déterminées. Les échantillons ponctuels intégrés de la colonne d'eau sont prélevés à des endroits prédéterminés dans la colonne d'eau et mélangés, ou ils sont recueillis tout au long de la colonne d'eau par des moyens mécaniques. La simplicité et la rentabilité des échantillons ponctuels les rendent attrayants à plusieurs égards. Les échantillons ponctuels ne rendent pas compte des variations des concentrations de CPP au fil du temps ou d'un endroit à l'autre, mais ils conviennent bien pour identifier les concentrations maximales de CPP dans les programmes d'échantillonnage au jugement.

En général, les échantillons composites consistent en un mélange de plusieurs échantillons ponctuels (échantillonnés manuellement ou au moyen d'appareils d'échantillonnage automatisés). Les échantillons composites reflètent les conditions moyennes de la zone, du débit ou de l'intervalle de temps composite. La plupart du temps, ils sont ordonnés (p. ex. une collecte d'échantillons par heure avant le mixage) pour permettre une variance et une distribution aléatoires, même s'il existe des appareils d'échantillonnage composite automatisés pondérés selon le débit. Le pompage continu d'eau dans un récipient commun de collecte constitue une autre méthode de prélèvement d'échantillons composites. Par rapport à la collecte d'échantillons ponctuels, celle d'échantillons composites coûte souvent plus cher et est plus compliquée sur le plan logistique. Les échantillons composites n'identifient pas les pics de concentrations de CPP, et la « composition » peut diluer les concentrations de CPP des sous-échantillons ponctuels. On ne recommande pas l'échantillonnage composite pour obtenir des données sur les composés volatils ou labiles (p. ex. le chlore).

**IMPORTANT : Ne compromettez jamais votre sécurité ou celle d'un collègue sur le terrain pour prélever un échantillon.** Planifiez toujours soigneusement vos activités sur le terrain pour éviter les dangers de chute et de noyade. Portez toujours l'équipement de sécurité approprié comme un gilet de sauvetage. Quand vous utilisez des treuils, des câbles et des dispositifs apparentés, il est important de porter des gants, un casque, des lunettes de sécurité et des bottes à embout d'acier. Si l'échantillonnage se fait à partir d'une embarcation, il faut une personne qualifiée pour conduire celle-ci, et les manœuvres doivent être conformes à toutes les exigences des lois fédérales et provinciales.

### 9.3.4 Assurance et contrôle de la qualité

Prévoir les échantillons d'assurance et de contrôle de la qualité (AQ/CQ) nécessaires à l'appui de l'échantillonnage de l'eau de surface est une dimension importante du plan de l'étude. Clark (2003) et l'USEPA (2006) fournissent des orientations dans ce domaine et les domaines connexes. L'objectif premier d'un programme d'AQ/CQ pour l'échantillonnage sur le terrain est généralement de fournir des preuves que la validité des échantillons n'a pas été compromise par

les techniques ou le matériel de prélèvement dont on s'est servi. On peut atteindre cet objectif en ayant recours à des échantillons témoins. Nous décrivons brièvement ci-après les échantillons témoins les plus courants, leur fin prévue et leur mode d'emploi. On utilise habituellement les échantillons témoins quand on s'attend à ce que les CPP se situent dans la fourchette du microgramme par litre ( $\mu\text{g/L}$ ) ou au-dessous. Par ailleurs, les échantillons témoins aident à quantifier une erreur systématique ou aléatoire imputable aux techniques de terrain ou de laboratoire utilisées.

- **Blanc de transport** – Le blanc de transport est un échantillon témoin préparé en laboratoire (p. ex. de l'eau distillée) qui accompagne les bouteilles de prélèvement sur le terrain, dont le contenant n'est pas ouvert sur le terrain et qui est retourné au laboratoire et analysé afin de déterminer si les échantillons peuvent avoir été contaminés en raison des techniques de manipulation et de transport.
- **Blanc de terrain** – Le blanc de terrain est identique au blanc de transport, sauf qu'il est ouvert sur le terrain dans une zone de prélèvement et qu'il est manipulé comme s'il s'agissait d'un échantillon environnemental. Le blanc de terrain sert à identifier la contamination des échantillons imputable aux particules atmosphériques et aux techniques de manipulation.
- **Blanc d'équipement** – Le blanc d'équipement utilise également de l'eau sans analyte, mais on met cette eau en contact avec le matériel d'échantillonnage pour déterminer si celui-ci constitue une source de contamination des échantillons. Par exemple, on peut ajouter de l'eau distillée à une bouteille van Dorn ou Kemmerer propre ou la faire passer par les prises d'un échantillonneur automatisé avant de la verser dans des bouteilles de prélèvement pour l'analyser. Il convient de recueillir périodiquement des blancs d'équipement tout au long du programme d'échantillonnage afin d'évaluer l'efficacité des procédures de décontamination.
- **Blanc de filtration** – Le blanc de filtration est un type de blanc d'équipement qui sert à évaluer la possibilité que la filtration (p. ex. pour les analyses de métaux dissous) ait contaminé les échantillons. Le mode d'emploi général est le même que pour d'autres blancs d'équipement. L'eau exempte d'analyte est filtrée, puis on y dose les CPP afin de déterminer si les filtres ou les appareils de filtration constituent une source de contamination des échantillons.

Le laboratoire qui procède aux analyses chimiques devrait toujours fournir de l'eau sans analyte. On s'assure ainsi de disposer d'une eau dépourvue de CPP qui permettra de déterminer de manière efficace les sources de contamination d'échantillons s'il y en a.

D'autres méthodes d'AQ/CQ couramment utilisées sont destinées à évaluer la perte découlant de la manipulation et du transport des échantillons, à évaluer la précision des analyses de chaque CPP ou à évaluer la récupération de CPP dans la matrice de prélèvement. Les procédures courantes d'AQ/CQ destinées à ces fins sont résumées ci-dessous.

- **Solution étalon** – La solution étalon est un échantillon d'eau fourni par le laboratoire et qui contient des concentrations connues de CPP. Le contenant qui la contient est conservé avec le reste du matériel d'échantillonnage sur le terrain, n'est pas ouvert sur le terrain et est

retourné au laboratoire pour analyse. La solution étalon sert à évaluer à la fois la perte d'analyte pendant le transport et la contamination imputable au transport de l'échantillon et/ou aux conditions générales sur le terrain.

- **Échantillon en duplicata**– Les échantillons en duplicata sont recueillis au même endroit et au même moment en utilisant des techniques d'échantillonnage identiques. Ils sont étiquetés et soumis pour analyse dans des conditions « à l'aveugle ». L'échantillonnage en duplicata a pour but d'évaluer la précision d'une analyse chimique donnée. La précision observée est fonction de tout écart réel dans la concentration d'analyte à un endroit et à un moment donné, de la variance d'échantillonnage et de la variabilité associée à l'analyse de laboratoire. On obtient de meilleures indications sur la précision en prélevant de la même manière des échantillons répétés (trois ou plus) qu'on en obtient par l'échantillonnage en duplicata plus couramment utilisé.
- **Échantillon fractionné** – Les échantillons fractionnés sont des échantillons en duplicata recueillis à partir d'un seul grand volume d'échantillons après qu'il ait été minutieusement homogénéisé. L'échantillon fractionné a pour but de minimiser la variabilité associée à l'analyte dans l'environnement et de mieux évaluer la variabilité associée à l'analyse en laboratoire d'un CPP donné. On peut utiliser des échantillons fractionnés pour évaluer la variabilité associée à l'analyse d'un analyte donné par différentes méthodes ou par différents laboratoires.
- **Matrice enrichie/double de matrice enrichie (ME/DME)** – Les échantillons sont préparés en laboratoire en ajoutant des quantités connues de CPP aux sous-échantillons d'eau recueillis sur le terrain. Le but premier de l'AQ/CQ est de déterminer l'efficacité de la récupération pour un analyte donné dans la matrice d'eau de la zone d'étude et d'identifier les sources d'interférence dans l'eau de la zone étudiée. On peut aussi utiliser les analyses de ME/DME pour évaluer la performance du laboratoire ou évaluer celui d'un matériel particulier (Clark, 2003).

### 9.4 Équipement d'échantillonnage pour la caractérisation de l'eau de surface

Cette sous-section présente un aperçu des méthodes générales, des avantages et des inconvénients se rapportant aux techniques d'échantillonnage de l'eau de surface les plus couramment utilisées aux fins de l'évaluation des risques. Comme les techniques et les dispositifs les plus courants peuvent être utilisés dans divers habitats, ceux dont nous faisons état ici sont présentés selon les types généraux d'équipements (p. ex. équipement d'échantillonnage ponctuel et équipement d'échantillonnage composite). L'analyse qui suit fournit des exemples des conditions générales dans lesquelles chacun des appareils d'échantillonnage est le plus couramment utilisé. Nous présentons d'abord des considérations générales sur l'équipement d'échantillonnage et les matériaux de contact qui s'appliquent à la gamme complète d'options en matière d'équipement d'échantillonnage de l'eau de surface. On pourra trouver de l'information supplémentaire sur le choix du matériel d'échantillonnage (p. ex. les exigences concernant la facilité d'utilisation et la décontamination) dans le document de l'USEPA (1995). Pour en savoir plus, voir le document intitulé *Manuel des protocoles d'échantillonnage pour l'analyse de la qualité de l'eau au Canada*

[http://www.ccme.ca/files/Resources/fr\\_water/fr\\_water\\_quality/protocols\\_document\\_f\\_final\\_1.0.pdf](http://www.ccme.ca/files/Resources/fr_water/fr_water_quality/protocols_document_f_final_1.0.pdf).

#### 9.4.1 Considérations générales

Les sites d'échantillonnage doivent être sécuritaires, accessibles et faciles à trouver par d'autres personnes au moyen de descriptions de sites et/ou d'un système de positionnement global (GPS).

- **Prélèvement d'échantillons** – Les contenants d'échantillons nécessaires varient selon les constituants à échantillonner et le laboratoire qui a été retenu pour faire les analyses. Par exemple, on a couramment recours aux contenants de polyéthylène lavés à l'acide pour l'analyse de métaux-traces tandis que les contenants de verre sont habituellement requis pour l'analyse des substances organiques. Il faudra parfois prévoir plusieurs contenants par échantillon et traiter différemment chaque contenant sur le terrain et en laboratoire. Les contenants ne doivent pas réagir avec les constituants à analyser qu'ils contiennent et devraient renfermer le volume voulu pour que le laboratoire procède à toutes les analyses nécessaires et qu'il dispose d'un excédent suffisant au cas où il faudrait réanalyser un échantillon archivé. Il convient de porter des gants non poudrés tout au long du processus de prélèvement des échantillons.
- **Filtration** – En ce qui a trait aux échantillons qui nécessitent d'être filtrés avant l'analyse, le diamètre des pores du filtre constitue un élément essentiel pour déterminer ce qui est réellement analysé dans les échantillons filtrés. On emploie couramment un diamètre de pore de 0,45 micron pour de nombreux constituants, même si d'autres diamètres peuvent convenir selon l'analyse et les caractéristiques du site (p. ex. s'il y a présence de substances colloïdales). On peut procéder à la filtration sur le terrain (p. ex. sur le bateau ou sur la rive), pour empêcher la dégradation de l'échantillon après son prélèvement, ou en laboratoire, afin de minimiser les possibilités de contamination croisée des échantillons.
- **Étiquetage des échantillons** – Chaque contenant d'échantillon doit porter une étiquette à l'épreuve de l'eau. Tous les renseignements nécessaires au laboratoire doivent être inscrits avec de l'encre à l'épreuve de l'eau. Le nom du site doit être marqué tel qu'il apparaît sur le formulaire de dépôt au laboratoire. Les étiquettes d'échantillon devraient également préciser la date et le moment du prélèvement, le nom du préleveur et tout autre renseignement exigé par le laboratoire.
- **Décontamination de l'équipement** – Par souci d'efficacité et pour diminuer les activités de décontamination sur le terrain, tout l'équipement d'échantillonnage devrait être nettoyé et décontaminé au laboratoire ou au bureau de terrain avant d'être envoyé au site d'échantillonnage. Si possible, il faudrait disposer, pour chaque site d'échantillonnage, d'un équipement distinct nettoyé et décontaminé. Quand on effectue la décontamination sur le terrain, l'eau de décontamination et l'eau de rinçage peuvent être « contaminées » par le milieu d'échantillonnage et par les produits de décontamination (détergents, etc.). Ces eaux devraient donc être recueillies et mises dans un contenant pour être éliminées convenablement.

- **Manipulation et expédition des échantillons** – On devrait mettre les contenants d'échantillons dans des sacs de plastique transparents pour réduire au minimum l'éventuelle contamination croisée des échantillons et pour protéger le personnel du laboratoire. Les contenants de verre devraient être protégés contre les bris. On devrait réfrigérer et entreposer à  $\leq 10$  °C tous les échantillons d'eau de surface dans des glacières ou des contenants semblables. Les techniciens de terrain devraient rédiger une description du mode d'emballage des échantillons sur le terrain, des agents de préservation utilisés et des méthodes d'expédition.
- **Notes de terrain** – Les techniciens sur le terrain devraient inscrire leurs observations et leurs mesures dans un journal pendant toute la durée du programme d'échantillonnage. Les techniciens peuvent utiliser un formulaire conçu à cet effet ou un carnet de terrain si les notes sont claires, précises, lisibles et détaillées. Les renseignements à consigner comprennent les suivants : la date, l'heure, les noms des techniciens, la température ambiante, la couverture nuageuse, les précipitations, la vitesse approximative du vent, le niveau de la rivière/du lac, les conditions de marée, la vitesse du courant au point d'échantillonnage, les coordonnées de positionnement global, la profondeur de l'eau, toute observation inhabituelle, etc.

### 9.4.2 Matériaux de contact

Il est impératif que les matériaux de contact de l'équipement d'échantillonnage (c.-à-d. les matériaux des surfaces qui viennent en contact avec d'autres surfaces) ne contaminent pas les échantillons d'eau de surface et n'altèrent d'aucune manière l'intégrité des échantillons. À titre d'exemple, on ne peut utiliser des contenants en plastique pour recueillir des échantillons dont il faut doser les composés organiques sorbants à l'état de trace ou les composés organiques utilisés comme plastifiants (p. ex. le phtalate de bis[2-éthylhexyle]). Le polychlorure de vinyle (PVC) et les joints cimentés en PVC peuvent constituer une source de chloroforme ainsi que de divers composés organiques comme le toluène, l'acétone et la méthyléthylcétone (CCME, 1993).

En général, il est peu probable que la qualité des échantillons qui entrent en contact avec du verre, de l'acier inoxydable, des tubes en polypropylène et du Téflon® soit compromise. Toutefois, les contenants en acier inoxydable peuvent constituer une source de chrome, de nickel et d'autres métaux si on les laisse en contact prolongé avec l'échantillon. Il est préférable d'utiliser des contenants et des matériaux de contact en verre ou en Téflon® pour recueillir des échantillons pour l'analyse de composés organiques, alors que le plastique polypropylène suffit pour recueillir des échantillons destinés aux analyses de métaux lourds quand les échantillons sont immédiatement acidifiés après le prélèvement. Le matériel d'échantillonnage plaqué ou peint peut contaminer les échantillons. Il convient aussi d'envisager la possibilité de contamination due aux matériaux associés à l'équipement utilisé pour les travaux d'échantillonnage (p. ex. un bateau). À titre d'exemple, lorsqu'on effectue l'échantillonnage à partir d'un bateau, les huiles et autres hydrocarbures provenant du moteur peuvent rendre les échantillons inutilisables. Le MEEQ (1996) fournit d'autres orientations en ce qui concerne les matériaux de contact appropriés pour l'équipement d'échantillonnage, notamment pour ce qui est d'évaluer la stabilité de la température de l'équipement. Le CCME (1993) fournit aussi des renseignements utiles sur les contaminants associés à divers types de matériel d'échantillonnage et au fonctionnement du matériel.

### 9.4.3 Équipement d'échantillonnage ponctuel

L'équipement d'échantillonnage ponctuel peut être relativement simple, allant du contenant d'échantillon au seau en passant par les bouteilles de prélèvement van Dorn, Niskin et Kemmerer. Il peut être nécessaire de modifier l'équipement pour l'adapter aux conditions particulières d'une zone d'étude. Par exemple, on peut attacher les seaux ou les contenants à des câbles ou à des perches pour prélever des échantillons dans des zones difficiles à atteindre. Comme il est indiqué plus haut, quand on fabrique l'équipement d'échantillonnage, on devrait suivre les orientations générales applicables aux matériaux de contact afin de protéger l'intégrité de l'échantillon. La U.S. Navy (1997) fournit des orientations générales sur la fabrication de l'équipement d'échantillonnage intermittent et sur l'utilisation de l'équipement pour des applications particulières aux eaux usées et à l'eau de surface. Ces orientations portent sur les échantillonneurs par immersion Wheaton pour les prélèvements en eau peu profonde et l'échantillonneur d'hydrocarbures pétroliers (Bacon Bomb). Le guide de la U.S. Navy (1997) présente également des orientations pour l'échantillonnage de composés organiques volatils et de composés organiques extractibles.

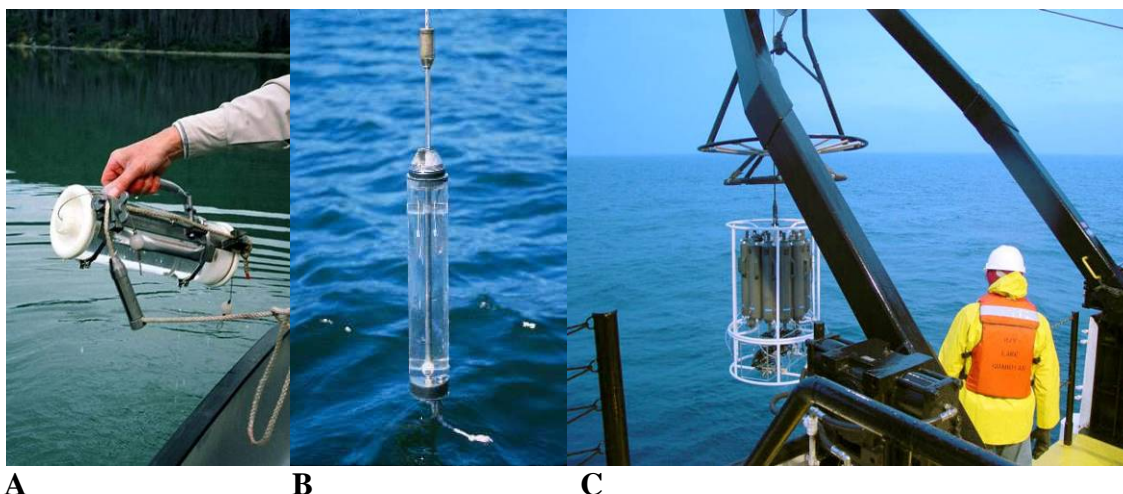
La **technique d'immersion directe** est une technique d'échantillonnage ponctuel qui s'effectue en plaçant le contenant d'échantillon directement sous la surface de l'eau. Elle a l'avantage d'utiliser comme appareil de prélèvement un contenant fourni par le laboratoire, atténuant le souci que des matériaux de contact non convenables puissent avoir été utilisés pendant le prélèvement d'échantillons. Cette technique diminue aussi le besoin de décontaminer l'équipement et convient à l'échantillonnage de tous les types de plans d'eau lorsqu'ils sont peu profonds (moins de 0,5 mètre) ou quand il faut échantillonner la couche de surface. On ne peut utiliser la technique pour les analytes qui nécessitent d'être conservés dans des contenants avec des produits de conservation pouvant se perdre pendant le prélèvement d'échantillons.

Les échantillons de subsurface peuvent aussi être recueillis directement dans des contenants en modifiant la technique de la bouteille lestée (Lind, 1979; U.S. Navy, 1997). D'habitude, un contenant en verre muni d'un bouchon et d'un câble de déclenchement ou un panier lesté avec un contenant et un bouchon muni d'un câble de déclenchement sont descendus à une profondeur souhaitée, et le bouchon est enlevé en tirant sur le câble.

On utilise depuis longtemps divers **appareils d'échantillonnage mécanique** pour prélever des échantillons d'eau de subsurface (Lind, 1979). Les plus courants sont la bouteille van Dorn, l'échantillonneur Kemmerer et la bouteille Niskin (figure 9-4). Ces appareils prélèvent des échantillons ponctuels à des profondeurs précisées soit par des câbles calibrés fixés à l'appareil d'échantillonnage, soit en utilisant un module de déclenchement électronique automatique qui referme les bouteilles à des profondeurs programmées à l'avance. Même si on applique le plus souvent le module de déclenchement électronique à l'installation de plusieurs bouteilles sur une rosette, on peut également utiliser des bouteilles Niskin individuellement ou les attacher en série sur un câble hydrographique. Pour l'installation séparée de chacun des trois appareils d'échantillonnage, la fermeture de la bouteille est déclenchée par un « messenger » qu'on fait glisser le long du câble ou du fil auquel la bouteille est suspendue. Plusieurs rosettes d'échantillonnage sont équipées de sondes à paramètres multiples qui fournissent des données continues sur la qualité de l'eau (pH, salinité, etc.) soit pendant la descente de la rosette soit



pendant sa remontée (préférentiellement). Warren (1996) fournit un aperçu plus détaillé des procédures pour les échantillonneurs de style rosette. On peut obtenir des renseignements supplémentaires à <http://www.glwi.uwm.edu/education/outreach/cruise/niskin.php>.



**Figure 9-4 : A) Bouteille d'échantillonnage van Dorn. B) Échantillonneur Kemmerer. C) Échantillonneur à rosette contenant des bouteilles Niskin.**

(Sources des photos : <http://www.pc.gc.ca/>, <http://www.cnr.vt.edu/>, [http://www.kc-denmark.dk/public\\_html/](http://www.kc-denmark.dk/public_html/) et <http://www.epa.gov/>)

Les échantillonneurs van Dorn et Kemmerer sont offerts sous forme de bouteilles en plastique ou en métal, alors que les bouteilles Niskin ne sont offertes qu'en plastique. Ces dispositifs ont l'avantage d'être relativement simples d'emploi et sont suffisamment résistants pour être utilisés dans une vaste gamme de conditions d'échantillonnage. Les échantillonneurs Kemmerer et van Dorn sont le plus souvent employés pour prélever des échantillons de subsurface dans les lacs et les étangs, mais on peut aussi s'en servir dans des habitats calmes et en eau profonde de rivière et de ruisseau. Ces bouteilles d'échantillonnage sont presque toujours utilisées à partir d'un bateau. Elles sont généralement inefficaces dans les eaux à fort courant, parce qu'on ne peut évaluer avec précision la profondeur à laquelle s'effectue le prélèvement et parce qu'il peut être difficile de les maintenir en position fixe dans la colonne d'eau comme il faut le faire avant d'amorcer l'échantillonnage. La plupart du temps, les bouteilles Niskin sont installées sur une rosette (comme l'illustre la figure 9-4C) et sont utilisées pour l'échantillonnage océanographique. Comme les bouteilles Niskin peuvent être utilisées à de grandes profondeurs (1 000 mètres et plus), leur installation nécessite habituellement l'utilisation d'un treuil hydrographique et d'un basculeur hydraulique. De forts courants de surface ou de subsurface et/ou les grandes profondeurs des prélèvements peuvent compliquer l'établissement d'intervalles précis d'échantillonnage, mais ils ne restreignent habituellement pas l'utilisation de la rosette et des bouteilles. Comme pour tout l'équipement d'échantillonnage marin, les connexions électriques et les composantes du treuil (y compris le câble) devraient être protégées de la corrosion, et toutes les composantes de la rosette (y compris les bouteilles) devraient être bien rincées à l'eau douce après leur récupération.

Il existe également des appareils commerciaux qui permettent la surveillance de la qualité de l'eau et la cartographie bathymétrique de manière autonome et en temps réel. Même si on met au point de nouvelles technologies permettant à certains véhicules sous-marins autonomes (VSA)<sup>2</sup> de prélever des échantillons en eau profonde, la plupart des VSA actuels ne prélèvent pas d'échantillons. Ils sont plutôt équipés de capteurs pour surveiller une gamme de paramètres physiques, chimiques et biologiques. Les mesures les plus courantes comprennent la température, la salinité, l'oxygène dissous, la turbidité, les nutriments, la chlorophylle et le pH. Ces véhicules sans équipage ont été mis au point afin de diminuer les coûts, puisqu'ils éliminent le besoin de grands bateaux ou d'équipages nombreux (<http://www.mbari.org/auv/>). Les VSA sont équipés de GPS et peuvent ainsi être programmés pour naviguer sur une trajectoire précise et pour surveiller les conditions à intervalles réguliers. Même si chaque VSA est unique, la plupart peuvent fonctionner à des profondeurs d'au moins 60 mètres, comme l'EcoMapper de l'YSI, qui est capable de fonctionner jusqu'à dix heures en continu (<http://www.ysisystems.com/systemsdetail.php?EcoMapper-1>). Habituellement, les frais élevés restreignent l'utilisation des VSA à des fins d'évaluation des risques.

L'utilisation d'un **équipement d'échantillonnage automatisé** (figure 9-5) peut améliorer l'efficacité de l'échantillonnage si on doit prélever une série d'échantillons ponctuels au fil du temps (p. ex. à l'heure pendant 24 heures). Cet équipement comporte des récipients pour échantillons ponctuels dans lesquels les échantillons sont distribués à des intervalles préprogrammés. Les récipients doivent être gardés dans un contenant autonome et complètement fermé pour empêcher la contamination des échantillons par des substances chimiques atmosphériques. Selon le CPP évalué, il est possible qu'on ait besoin d'échantillonneurs automatisés pouvant réfrigérer les échantillons.



**Figure 9-5 : Échantillonneur d'eau automatique**

(source de la photo : <http://www.isco.com/>)

Les **préleveurs à intégration verticale** servent à recueillir des échantillons dans toute la colonne d'eau afin de les intégrer ou de les combiner. Dans sa forme la plus simple, l'échantillon intégré s'obtient en faisant descendre un contenant d'échantillon scellé au fond du plan d'eau ou à la base de l'intervalle d'échantillonnage souhaité, on ouvre le contenant et on le remonte à un rythme constant de manière à ce qu'il ne soit rempli qu'en atteignant la surface. Les applications les plus courantes utilisent une bouteille d'échantillonnage en plastique munie d'une buse spécialisée qui laisse entrer l'eau dans la bouteille pendant que celle-ci remonte dans la colonne d'eau. Le plus souvent, l'échantillonnage se fait au moyen d'une bouteille fixée à une perche en acier inoxydable, dans des ruisseaux et des rivières passables à gué. Parmi les autres techniques, il y a celle des échantillonneurs tubulaires, dont la capacité volumique va d'un à trois litres. Habituellement, le fabricant fournit des instructions quant au rythme auquel il faut remonter la bouteille le long de la colonne d'eau d'après la profondeur et la vitesse de l'eau à échantillonner.

<sup>2</sup> Parfois appelés « véhicules téléguidés » (VTG).

Selon cette technique, on obtient une pleine bouteille au moment où le dispositif atteint la surface. L'application de la technique se limite généralement à l'échantillonnage des eaux de moins de cinq mètres de profondeur pour obtenir un échantillon d'un litre ou moins. Comme les bouteilles de la plupart des dispositifs d'échantillonnage commerciaux sont faites de plastique, le prélèvement d'échantillons d'eau pour l'analyse de composés organiques sorbants n'est pas recommandé.

### 9.4.4 Équipement d'échantillonnage composite

On peut recueillir les échantillons composites en prélevant manuellement des échantillons ponctuels au fil du temps ou à différents endroits et en les mélangeant. On peut utiliser à cette fin n'importe quel équipement d'échantillonnage ponctuel mentionné plus haut. Cependant, il est souvent plus efficace d'avoir recours à un appareil d'échantillonnage automatisé qui mélange dans un récipient commun les échantillons recueillis au fil du temps. Avant l'échantillonnage, on doit confirmer la compatibilité des CPP avec les appareils de prélèvement d'échantillons et les tubulures connexes.

Les appareils d'échantillonnage automatisés utilisent d'habitude des pompes péristaltiques électriques ou rotatives, même si les pompes à membrane manuelles sont assez courantes. L'échantillonnage composite peut s'effectuer sur une base égale de temps et de volume ou en prélevant des échantillons proportionnels au débit. Divers fabricants fournissent des dispositifs d'échantillonnage et de surveillance du débit compatibles précisément à cette fin. Des organismes de réglementation définissent les échantillons composites en se fondant sur les intervalles de temps minimaux pour l'échantillonnage dans une période donnée (p. ex. au moins un échantillon à l'heure pendant 24 heures) ou sur des nombres minimaux d'échantillons dans une période donnée (p. ex. un minimum de huit échantillons prélevés à des intervalles de temps égaux pendant une période de 24 heures). Parmi les facteurs dont il faut tenir compte en choisissant l'équipement d'échantillonnage composite et les intervalles de prélèvement, mentionnons les suivants :

- la variabilité des concentrations de CPP dans l'eau de surface à échantillonner;
- la variabilité de la source de rejet de CPP;
- la compatibilité de n'importe quel récipient courant à échantillon composite pour les CPP;
- la stabilité, la volatilité et le temps de conservation des CPP – l'équipement d'échantillonnage composite convient peu aux CPP très volatils et très dégradables, parce qu'ils se dissipent pendant la période de mixage. Il vaut mieux avoir recours aux échantillons ponctuels pour améliorer la technique de prélèvement d'échantillons composites;
- la nécessité de conserver et de réfrigérer immédiatement les échantillons après leur prélèvement – de façon générale, les échantillons qui ont besoin d'être conservés le sont dès le transfert dans les bouteilles à échantillons, mais certains analytes (p. ex. le cyanure, les résines phénoliques) exigent une conservation chimique immédiate. Le refroidissement immédiat de l'échantillon est nécessaire pour les analytes exigeant une réfrigération ou un refroidissement en dessous d'une température précise (habituellement 4 °C);

- les matériaux de contact dans l'équipement de prélèvement – certains échantillonneurs automatiques sont munis de tubes en plastique ou en caoutchouc flexibles associés avec les parties mobiles. Ces matériaux mous sont nécessaires pour que l'équipement automatisé fonctionne bien, mais ils peuvent enlever les substances chimiques sorbantes à l'état de trace (concentration se mesurant en  $\mu\text{g/L}$  et moins). Le pompage de grands volumes d'eau à prélever qui satureront les sites de sorption de ces matériaux de contact peut minimiser de tels problèmes, tout comme la purge des tubes avant de prélever chaque échantillon. Les plastifiants organiques contaminent aussi souvent les échantillons dans l'équipement de prélèvement automatique qui est muni de tubes en plastique ou en caoutchouc flexible entrant en contact avec l'eau à échantillonner;
- les contraintes de coût et de logistique qui accompagnent l'équipement d'échantillonnage composite (p. ex. la taille et le poids du matériel, le besoin d'une source d'électricité et/ou de batteries ainsi que de batteries de remplacement).

### 9.4.5 Équipement d'échantillonnage de la glace et de l'eau de surface sous la glace

La meilleure stratégie pour l'échantillonnage dans la glace dépend des objectifs précis du programme, notamment si les chercheurs souhaitent justement prélever de la glace ou s'ils ont l'intention de percer un trou à travers pour prélever un échantillon d'eau sous celle-ci. Pour échantillonner la glace, on peut prélever des carottes au moyen d'appareils allant des tarières manuelles aux forets mécaniques, électromécaniques ou thermomécaniques. Le choix de l'appareil dépend de la longueur et du diamètre de la carotte à prélever. Les capacités de forage peuvent varier de plusieurs mètres (tarière manuelle) à des milliers de mètres (foret thermomécanique) et sont influencées par les caractéristiques de la glace. Même si le forage à travers la glace est facilité par l'application de fluides de forage (comme l'eau chaude, l'éthanol ou le fréon), il importe d'évaluer la mesure dans laquelle de tels fluides pourraient compromettre l'échantillon prélevé. Il convient de minimiser la contamination des échantillons en choisissant des points d'échantillonnage qui se trouvent en amont des camps de terrain (si on se trouve à des endroits éloignés) ou des villes et zones industrielles (dans la mesure du possible) et en nettoyant scrupuleusement tout l'équipement d'échantillonnage avec les réactifs qui conviennent. Par exemple, les carottiers et les récipients utilisés afin de prélever des échantillons pour l'analyse des anions majeurs (p. ex.  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{NO}_3^-$  et/ou  $\text{SO}_4^{2-}$ ) ne devraient pas être lavés à l'acide. Une fois qu'on a récupéré et transporté les carottes jusqu'au laboratoire d'analyse, on enlève habituellement la partie de la carotte qui était en contact direct avec l'équipement de forage<sup>3</sup> et on analyse la partie intérieure de la carotte.

Le prélèvement d'échantillons d'eau sous la glace exige de pénétrer le couvert de glace avant de récupérer l'échantillon. Avant l'échantillonnage, on devrait évaluer l'épaisseur de la glace aux endroits où se feront l'échantillonnage et le transport du matériel. On trouve couramment auprès des organismes provinciaux et/ou fédéraux les données pertinentes sur l'épaisseur de la glace. Selon cette épaisseur, la pénétration peut ne nécessiter qu'une simple tarière manuelle ou

---

<sup>3</sup> À moins que l'échantillon ne provienne d'un site fortement contaminé, les parties inutilisables de l'échantillon peuvent habituellement être laissées sur place.

mécanique ou exiger des plateformes de forage élaborées. Une fois la glace percée, on peut faire descendre l'équipement d'échantillonnage de l'eau de surface à travers le trou de forage ou le fixer de manière sécuritaire dans le périmètre du trou pour le prélèvement d'échantillons. Le diamètre du trou foré dépendra de la taille de l'équipement d'échantillonnage nécessaire et peut aller d'un à deux centimètres (cm) pour une conduite d'échantillonnage d'eau, jusqu'à plus de 100 cm. Dans des zones peu profondes, on devrait veiller à ne pas perturber les sédiments de fond en pénétrant la glace.

En ce qui concerne les prélèvements océaniques à grande échelle, des profileurs ancrés à la glace ont été mis au point pour le prélèvement sous-marin continu de données sur la qualité de l'eau. Le profileur ancré comporte un ensemble d'instruments de surface fixés à la glace, un câble d'attache lesté et gainé suspendu à cet ensemble et un ensemble d'instruments qui se déplace continuellement sur le câble d'attache. La longueur du câble peut atteindre 800 mètres, et les instruments peuvent enregistrer de manière continue et transmettre des données sur l'emplacement de la station, la température de l'eau, la salinité, la concentration en oxygène dissous et la fluorescence de la chlorophylle a. On peut trouver des détails concernant les profileurs ancrés à la glace à l'adresse suivante : <http://www.whoi.edu/page.do?pid=20756>.

### 9.5 Conservation et entreposage des échantillons

Il est essentiel, pour générer des ensembles de données analytiques représentatives, de préserver l'intégrité des échantillons. Une préservation et un entreposage adéquats des échantillons régularisent les changements dans les propriétés chimiques et physiques de l'échantillon, ce qui permet de retarder les modifications biologiques et l'hydrolyse des composés chimiques et complexes ainsi que de diminuer la volatilité des constituants et les effets de l'adsorption.

On recommande de consulter tôt le laboratoire d'analyse pour décider des méthodes nécessaires de conservation et d'entreposage afin d'assurer la représentativité des échantillons. Cette pratique aidera au choix de l'approche, de la méthodologie et d'autres éléments logistiques liés à la conception du programme d'échantillonnage de l'eau de surface en ce qui concerne l'usage d'agents conservateurs appliqués hors du laboratoire (p. ex. la glace et le refroidissement de l'échantillon) ou les pratiques d'entreposage (p. ex. la sensibilité à la lumière) des échantillons.

Clark (2003) et USEPA (2001 b, 2002) présentent de l'information détaillée sur les pratiques recommandées pour la conservation et l'entreposage de divers analytes. Pour de plus amples renseignements, voir le document intitulé *Manuel des protocoles d'échantillonnage pour l'analyse de la qualité de l'eau au Canada* ([http://www.ccme.ca/files/Resources/fr\\_water/fr\\_water\\_quality/protocols\\_document\\_f\\_final\\_1.0.pdf](http://www.ccme.ca/files/Resources/fr_water/fr_water_quality/protocols_document_f_final_1.0.pdf))

### 9.6 Analyse des données pour la caractérisation de l'eau de surface

L'examen des techniques d'analyse des données présenté à la section 5.7 (sols) vaut également pour la caractérisation des données sur la chimie de l'eau de surface.

Cette sous-section présente un aperçu général des techniques d'analyse qui conviennent à la caractérisation des données chimiques de l'eau de surface afin d'appuyer l'évaluation des risques pour la santé humaine et environnementale. Elle n'offre pas de prescriptions ni de directives détaillées concernant l'évaluation statistique des données. Elle décrit plutôt une progression largement applicable des pratiques en matière d'analyse des données à l'appui de l'évaluation des risques.

On peut utiliser des techniques de description générales pour résumer les données et produire une visualisation des données de distribution temporelle et spatiale des concentrations de CPP dans les eaux de surface de la zone d'étude. De telles techniques englobent généralement une compilation (c.-à-d. la mise en ordre des données et l'établissement de tableaux sommaires), ainsi que le traçage ou la mise en graphiques des données concernant le moment, l'emplacement, les principales sources de CPP, les principaux plans d'eau, etc. Le tracé graphique simple et d'autres techniques visuelles de présentation des données révèlent souvent des tendances qui orientent et affinent les échantillonnages à venir.

La caractérisation des données préliminaires peut mettre au jour des renseignements fondamentaux comme la tendance centrale (p. ex. le calcul de la moyenne, de la médiane, du mode, des centiles) et la variabilité (p. ex. la portée, l'écart-type, l'écart-type relatif, etc.). Il s'agit d'une première étape pour comprendre les tendances des données et concevoir des évaluations statistiques plus significatives. Cette caractérisation initiale des données fournit également des renseignements pour une comparaison avec les concentrations réglementaires. Les limites supérieures de confiance (surtout la limite supérieure de l'intervalle de confiance à 95 % associée à la concentration moyenne ou LSCM 95 %) sont souvent nécessaires à cette étape pour appuyer l'évaluation des risques, puisque la LSCM 95 % est couramment employée comme concentration de point d'exposition dans l'évaluation des risques.

Le logiciel ProUCL (USEPA, 2013a,b) offre une plateforme unique pour réaliser plusieurs calculs de la LSCM; il souffre cependant de lacunes, y compris le manque de fiabilité des résultats relatifs aux tests de validité de l'ajustement, des méthodes d'estimation de la limite supérieure de concentration (LSC) et du traitement des valeurs non détectées. En particulier, les recommandations précises que fournit ProUCL concernant les méthodes de calcul de la LSCM peuvent être problématiques et prêter à controverse. Par exemple, la LSCM de Chebyshev n'est pas une LSCM classique, mais plutôt un intervalle de tolérance qui peut s'approcher d'une LSCM. En outre, les méthodes ne permettent pas toutes d'utiliser l'estimation de Kaplan Meir pour les ensembles comportant des données non détectées. Le recours à des méthodes de manipulation traditionnelles de données comportant des non-détections – par exemple, réduction de moitié de la limite de détection pour les non-détections – peut introduire des biais dans les ensembles de données avec une fréquence de détection de 90 % ou moins (USEPA, 2013a,b). Parmi les méthodes disponibles concernant la LSCM, celle du bootstrap avec correction de biais et accélération fournit des résultats compatibles avec ceux d'autres méthodes, permet d'utiliser l'ajustement de Kaplan Myer pour les non-détections, est statistiquement solide et ne dépend pas de la distribution des données sous-jacentes. Ainsi, la méthode du bootstrap avec correction de biais et accélération est largement applicable et peut servir pour la majorité des ensembles de données.



On peut appliquer des tests statistiques standards pour déterminer d'importantes différences entre les divers points d'échantillonnage ou entre la zone d'étude et les zones de référence. Le test d'hypothèse (p. ex. le test de Student) et l'analyse des techniques de la variance sont le plus souvent utilisés pour appuyer les évaluations des risques. Le choix du test statistique devrait se fonder sur les hypothèses qui sous-tendent le test (p. ex. échantillons aléatoires et indépendants, ou type de distribution). Dans la majorité des cas, des méthodes non paramétriques et à variables multiples sont nécessaires, puisque les ensembles de données environnementales suivent rarement une distribution normale. La comparaison entre les conditions de la zone d'étude et celles de la zone de référence peut prendre deux formes : comparaison de chaque résultat avec une valeur limite ou test statistique permettant de vérifier s'il existe des différences significatives entre les ensembles de données de la zone d'étude et ceux de la zone de référence. Les tests d'acceptabilité, fondés sur un intervalle de tolérance ou sur un centile précis de l'ensemble de données de la zone de référence, sont généralement appliqués pour cerner des emplacements précis présentant des concentrations élevées (c.-à-d. pour délimiter les points névralgiques). Compte tenu de la complexité des analyses statistiques souvent requises pour l'évaluation des ensembles de données environnementales, un statisticien qualifié devrait concevoir et mettre en œuvre des analyses statistiques en fonction des buts du projet et de l'applicabilité des données aux techniques statistiques envisagées.

### 9.7 Ressources et liens Internet

Environnement Canada. Entente Canada – Nouveau-Brunswick Eau/Économie. *Surveillance de la qualité des eaux de surface : guide à l'intention des citoyens, des étudiants et des communautés du Canada atlantique.* Accessible à : <http://publications.gc.ca/site/fra/464774/publication.html>.

Environnement Canada. *Guide technique supplémentaire pour la réalisation d'études de délimitation des panaches des effluents.* Accessible à : <http://www.ec.gc.ca/esee-eem/default.asp?lang=Fr&n=E93AE5BC-1>.

USEPA Region 9 Quality Assurance. *Procédures pour l'échantillonnage de l'eau de surface sur le terrain.* Accessible à : [www.epa.gov/region09/qa/fieldsamp.html](http://www.epa.gov/region09/qa/fieldsamp.html).

Le site Internet sur l'OZCoasts Australian Online Coastal Information propose une série de questions qui seraient utiles pour créer un programme d'échantillonnage économique. La page Internet s'intitule *How do you design a water quality monitoring program* et est accessible à l'adresse suivante : [http://www.ozcoasts.gov.au/nrm\\_rpt/mar/info.jsp](http://www.ozcoasts.gov.au/nrm_rpt/mar/info.jsp).

Sur le site Internet de la Woods Hole Oceanographic Institution, on trouve des explications détaillées sur divers types d'équipements d'échantillonnage océanographique. Accessible à : [www.whoi.edu/page.do?pid=8415](http://www.whoi.edu/page.do?pid=8415).

Le site Internet du ministère de l'Énergie des États-Unis offre une liste des éléments clés que les examinateurs techniques rechercheraient habituellement lorsqu'ils passent en revue les rapports sommaires concernant le processus des OQD. Accessible à : <http://www.hanford.gov/files.cfm/HASQARD%20Vol%201.pdf>.

Le site Internet du Triad Resource Center présente un processus des OQD en sept étapes, qui traitera du cycle de planification des projets Triad. Accessible à : [www.triadcentral.org/mgmt/splan/frame/dgo/index.cfm](http://www.triadcentral.org/mgmt/splan/frame/dgo/index.cfm).

La page Internet du Great Lakes Water Institute présente des détails concernant la bouteille Niskin. Accessible à : <http://www.glwi.uwm.edu/education/outreach/cruise/niskin.php>.

Sur le site Internet du Monterey Bay Aquarium Research Institute, on trouve des renseignements sur les VSA. Accessible à : <http://www.mbari.org/auv/>.

On trouvera les spécifications concernant l'EcoMapper de l'YSI à l'adresse suivante : <http://www.ysisystems.com/systemsdetail.php?EcoMapper-1>.

Le site Internet du Federal Interagency Sedimentation Project offre des renseignements sur l'échantillonneur US DH81. Accessible à : <http://water.usgs.gov/fisp/products/4107002.html>.

L'USEPA publie les méthodes pour l'analyse des composants chimiques, physiques et biologiques des eaux usées et d'autres échantillons environnementaux exigés en vertu de la Clean Water Act. Accessible à : <http://water.epa.gov/scitech/methods/cwa/index.cfm>.

Le *Forum on Environmental Measurements* de l'USEPA présente une série de méthodes d'essai (c.-à-d. des procédures approuvées pour mesurer la présence et la concentration de polluants physiques et chimiques; pour évaluer les propriétés, comme les propriétés techniques des substances chimiques; ou pour mesurer les effets des substances dans diverses conditions). Accessible à : <http://www2.epa.gov/measurements/collection-methods>.

### 9.8 Références

- Apitz, S.E. , J.W. Davis, K. Finkelstein, D.L. Hohreiter, R. Hoke, R.H. Jensen, J.M. Jersak, V.J. Kirtay, E.E. Mack, V. Magar, D. Moore, D. Reible et R. Stahl. 2002. *Critical Issues for Contaminated Sediment Management*, U.S. Navy, Space and Naval Warfare Systems Center, San Diego, CA (États-Unis), USA. Rapport MESO-02-TM-01.
- Conseil canadien des ministres de l'environnement [CCME]. 1993. *Guide pour l'échantillonnage, l'analyse des échantillons et la gestion des données des lieux contaminés, Volume I : Rapport principal*, Programme national d'assainissement des lieux contaminés. décembre. PN 1102.
- Clark, M.J.R. (rédacteur). 2003. *British Columbia Field Sampling Manual*, Water, Air, and Climate Change Branch, Ministry of Water, Land and Air Protection, Victoria (Colombie-Britannique), Canada, 312 p.
- Environnement Canada. 2008. *Literature Evaluation of Sampling and Analytical Methods in Contaminated Site Characterization*, Environnement Canada, avril. Rapport 08-1113-0040.
- Gandesbury, T. et F. Hetzel. 1997. *Ambient Concentrations of Toxic Chemicals in San Francisco Sediments*, San Francisco Bay Regional Water Quality Control Board, Oakland, Californie. <http://www.sfei.org>.
- Lind, O.T. 1979. *Handbook of Common Methods in Limnology*. The CV Mosby Company, St. Louis, MO, 199 p.
- Maher, W.A., P. Cullen et R. Norris. 1994. « Framework for Designing Sampling Programs », *Env. Monit. Assmnt.*, vol. 30, p. 139-162.



## Chapitre 9 : Caractérisation de l'eau de surface

- Mattuck, R., R. Blancet et A.D. Wait. 2005. *Data Representativeness for Risk Assessment*. Env. Forensics. 6:65-70.
- National Oceanic and Atmospheric Administration. 2005. « Science Based Restoration Monitoring of Coastal Habitats. Volume Two: Tools for Monitoring Coastal Habitats », G. W. Thayer, T.A. McTigue, R. Salz, D.H. Merkey, F.M. Burrows et P. Gayaldo (dir.), NOAA Coastal Ocean Program Decision Analysis Series 23, NOAA National Centers for Coastal Ocean Science, Silver Spring, MD, p. 7.1-7.18.
- Ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario (MEEO). 1996. *Guidance on Sampling and Analytical Methods for use at Contaminated Sites in Ontario*, Direction de l'élaboration des normes, décembre.
- Ritter, A.M., J.L. Shaw, W.M. Williams et K.Z. Travis. 2000. « Characterizing Aquatic Ecological Risks from Pesticides Using a Diquat Dibromide Case Study. I. Probabilistic Exposure Estimates », *Environmental Toxicology and Chemistry*, 19(3), p. 749-759.
- U.S. Environmental Protection Agency. 1995. *Superfund Program Representative Sampling Guidance Volume 5: Water and Sediment Part I – Surface Water and Sediment Interim Final*, Office of Emergency and Remedial Response, Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington, DC, décembre.
- U.S. Environmental Protection Agency. 1996. *Soil Screening Guidance: User's Guide*, United States Office of Solid Waste, Washington, DC. Publication 9355.4-23.
- U.S. Environmental Protection Agency. 1997a. *Guiding Principles for Monte Carlo Analysis*. EPA/630/R-97/001, Risk Assessment Forum, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- U.S. Environmental Protection Agency. 1997b. *Superfund Program Representative Sampling Guidance. Volume 3: Biological (Interim Final)*, Environmental Response Team Center, Office of Emergency and Remedial Response, Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington, DC.
- U.S. Environmental Protection Agency. 1999. *Report of the Workshop on Selecting Input Distributions for Probabilistic Assessments*, U.S. Environmental Protection Agency, New York, NY. 21-22 avril 1998, Risk Assessment Forum, Washington, DC. Rapport EPA/630/R-98/004.
- U.S. Environmental Protection Agency. 2000a. *Stressor Identification Guidance Document*, Office of Water and Office of Research and Development, Washington, DC. Rapport EPA/822/B-00/025.
- U.S. Environmental Protection Agency. 2000b. *Data Quality Objectives Process for Hazardous Waste Site Investigations*, Office of Environmental Protection, Washington, DC. Rapports EPA QA/G-4HW (final) et EPA/600/R-00/007.
- U.S. Environmental Protection Agency. 2001a. *Risk Assessment Guidance for Superfund: Volume III – Part A, Process for conducting Probabilistic Risk Assessment*, Office of Emergency and Remedial Response, Washington, DC. Rapport EPA 540-R-02-002.
- U.S. Environmental Protection Agency. 2001b. *EPA Requirements for Quality Management Plans*, Office of Environmental Information, Washington, DC. Rapport EPA/240/B-01/002.
- U.S. Environmental Protection Agency. 2002. *Guidance on Choosing a Sampling Design for Environmental Data Collection for use in Developing a Quality Assurance Project Plan*, Washington, DC. Rapport EPA/240/R-02/009.
- U.S. Environmental Protection Agency. 2006. *Guidance on Systematic Planning Using the Data Quality Objectives Process*, Office of Environmental Information, Washington, DC. Rapport EPA/240/B-06/011.
- U.S. Environmental Protection Agency. 2013a. *ProUCL Version 5.0 Technical Guide*. Office of Research and Development, Washington, DC. Rapport EPA/600/R-07/041.
- U.S. Environmental Protection Agency. 2013b. *ProUCL Version 5.0 User Guide*, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC. Rapport EPA/600/R-07/041.
- U.S. Navy (Department of the Navy, USA). 1997. *Navy Environmental Compliance Sampling and Field Testing Procedures*. NAVSEA T0300-AZ-PRO-010.
- Warila, J., S. Batterman et D.R. Passino-Reader. 2001. « A Probabilistic Model for Silver Bioaccumulation in Aquatic Systems and Assessment of Human Health Risks », *Environmental Toxicology and Chemistry*, 20(2), p. 432-441.
- Warren, G.J. 1996. *Field Sampling Using the Rosette Sampler*, USEPA Great Lakes National Program Office, Chicago, IL, mai.
- Wetzel, R et G. Likens. 1991. *Limnological Analyses*. Second Ed. Springer-Verlag, New York, New York.

## 10 CARACTÉRISATION DES SÉDIMENTS

### 10.1 Contexte, but et portée

Les sédiments servent d'habitat à de nombreux invertébrés et poissons et soutiennent la production primaire dans les systèmes aquatiques. Les sédiments deviennent souvent un dépôt ou un lieu d'accumulation pour de nombreux produits chimiques qui se divisent entre l'eau de surface surjacente, l'eau de porosité (c.-à-d. l'eau interstitielle sédimentaire) et la couche de sédiments. De nombreux contaminants qui ne sont détectables qu'en quantités infimes dans l'eau de surface peuvent se lier au carbone organique ou aux minéraux et s'accumuler dans les sédiments, où ils demeurent parfois pendant des années. Ainsi, les organismes d'eau douce, d'estuaire et de mer peuvent être exposés à des contaminants dans les sédiments et en être perturbés. En conséquence, les contaminants dans les sédiments peuvent nuire aux organismes aquatiques, à la faune et aux humains par l'intermédiaire de la chaîne alimentaire et par contact direct. En outre, les contaminants associés aux sédiments peuvent compromettre les utilisations des systèmes aquatiques, parce qu'ils font diminuer ou éliminent la présence d'espèces importantes sur le plan des loisirs, du commerce ou de l'environnement ou parce qu'ils nuisent à la navigation sur les cours d'eau et dans les ports.

#### **Caractérisation des sédiments**

Ce chapitre décrit la planification, le processus et les méthodes de caractérisation des sédiments. Voici une liste des principaux éléments et des sections qui s'y rapportent :

- Modèle conceptuel de site (10.2)
- Approche et conception de l'étude (10.3)
- Considérations générales sur le prélèvement, la manipulation et l'analyse d'échantillons (10.4)
- Assurance et contrôle de la qualité (10.5)
- Méthodes et équipement d'échantillonnage (10.6)
- Prélèvement et extraction de l'eau interstitielle (10.7)
- Analyse des données (10.8)
- Ressources et liens Internet (10.9)

L'échantillonnage des sédiments présente souvent des défis particuliers. Premièrement, les systèmes aquatiques sont généralement moins bien compris que les systèmes terrestres. Cette différence tient en partie au fait que les sédiments sont d'un accès limité ou restreint. Deuxièmement, les sédiments sont, par essence, dynamiques. Les mouvements de sédiments que provoquent les forces naturelles ou anthropiques influent sur la migration des contaminants associés aux sédiments et peuvent compliquer la définition de l'étendue spatiale de la contamination. Troisièmement, le prélèvement, l'analyse et la dépollution des sédiments nécessitent des méthodes spécialisées, des connaissances et de l'expérience. Le substrat des cours d'eau intermittents et d'autres types de sites peut à certains moments (en particulier pendant les épisodes de sécheresse) ressembler à un sol caractéristique de sites terrestres, mais pourrait tout de même devoir être assimilé à un sédiment à l'issue d'un examen plus approfondi. Il convient d'acquérir une

#### **Définition des sédiments**

Pour les besoins de ce chapitre d'orientation, on entend par « sédiments » le sable inorganique, le silt, l'argile, les autres minéraux et la matière organique qui se déposent au fond d'un plan d'eau.

connaissance générale des fluctuations hydrologiques (p. ex. cours d'eau intermittents ou éphémères, milieux humides périodiquement inondés) pour pouvoir reconnaître correctement les types de substrats et les zones auxquelles les organismes aquatiques risquent d'être exposés. Les propriétés physicochimiques particulières des sédiments obligent souvent les techniciens à utiliser de l'équipement d'échantillonnage, des protocoles de manipulation, de transport et d'entreposage ainsi que des méthodes d'analyse et des stratégies de dépollution particuliers. Ces difficultés rendent souvent l'étude de la qualité des sédiments plus complexe que ne le sont les études terrestres et augmentent donc les possibilités d'erreurs.

Le but premier de ce chapitre d'orientation sur la caractérisation des sédiments est de faciliter la collecte de données représentatives et de qualité en fournissant des méthodologies générales cohérentes aux chercheurs qui ont pour tâche d'élaborer et de mettre en œuvre des programmes d'échantillonnage des sédiments à l'appui des évaluations des risques pour la santé humaine et l'environnement. On peut entreprendre un échantillonnage de sédiments pour combler toute une gamme de besoins, dont l'évaluation des risques, la caractérisation chimique et la caractérisation biologique, l'identification de la source, l'attribution de la responsabilité financière, l'intervention en cas d'urgence, le choix de mesures correctives, la surveillance après assainissement et la surveillance des mesures d'atténuation. Bien que ce chapitre mette l'accent sur l'échantillonnage des sédiments pour appuyer l'évaluation des risques, certains aspects du chapitre ont des applications plus vastes. Pour une analyse de l'échantillonnage des sédiments à l'appui du choix et de la conception de mesures correctives, les lecteurs peuvent consulter l'Accord Canada-Ontario (ACO, 2008), Fletcher *et al.* (2008), MacDonald et Ingersoll (2003) et l'USEPA (2005a).

Le présent chapitre fournit un cadre pour élaborer l'approche et la conception générales de l'échantillonnage et pour déterminer la méthode et l'équipement d'échantillonnage, les mesures d'assurance et de contrôle de la qualité (AQ/CQ) et les facteurs à considérer lors de l'analyse des données dans le cadre d'un programme d'échantillonnage des sédiments. Plus particulièrement, il porte sur le plan général d'échantillonnage, sur l'équipement d'échantillonnage et sur divers autres facteurs relatifs à l'échantillonnage de sédiments dans les lacs, les étangs, les marécages, les rivières, les ruisseaux, les estuaires et les océans.

Vu sa grande portée, le chapitre n'offre pas de prescriptions ni de descriptions très détaillées de méthodes d'échantillonnage, d'exigences réglementaires ou de méthodes d'analyse en laboratoire. Les renseignements présentés se fondent sur l'information et les recommandations actuelles produites par divers organismes. Ils visent à fournir un ensemble cohérent de recommandations au personnel de recherche sur le terrain.

### **10.2 Modèle conceptuel de site pour la caractérisation des sédiments**

Comme il est indiqué au chapitre 2, le modèle conceptuel de site (MCS) constitue un outil important dès le début du processus de caractérisation du site, car il encadre les activités d'évaluation des risques pour la santé humaine et pour l'environnement. Le MCS est une représentation dynamique, visuelle et écrite des relations entre les processus physiques, chimiques et biologiques du site et les récepteurs humains et environnementaux, et il sert à orienter la conception du programme d'échantillonnage. Les types de substances chimiques, les

sources, le devenir et le transport, les voies d'exposition et les récepteurs potentiels sont des facteurs importants pour la caractérisation des sédiments. Le chapitre 4 présente un sommaire détaillé des types de substances chimiques associées à diverses activités anthropiques et naturelles. Les sources ponctuelles et non ponctuelles de contaminants associés aux sédiments doivent être prises en considération dans l'élaboration du MCS pour les sédiments. L'eau de surface peut fournir un mécanisme de transport pour la suspension et la redistribution des sédiments, et les sédiments peuvent tenir lieu de source continue de contamination de l'eau; par conséquent, ces deux milieux sont presque toujours considérés ensemble. La mesure des propriétés physicochimiques des sédiments (p. ex. la taille des particules et la teneur en carbone organique) est requise pour prédire le transport et le devenir des sédiments et des contaminants associés aux sédiments (USEPA, 2005a). Pour plus de détails, voir les sections 10.3.3 et 10.4.5; aussi Wenning *et al.* (2002) et l'USEPA (2007a). Il est important de tenir compte de ces propriétés particulières des contaminants dans l'élaboration du MCS et la détermination des voies potentielles d'exposition.

Tel que mentionné au chapitre 4, un MCS pour les sédiments doit, au minimum, prendre en considération : 1) les voies de migration et d'exposition propres au site; 2) les processus physiques du site; 3) les propriétés physicochimiques des sédiments; 4) les attributs et les comportements des récepteurs écologiques (p. ex. habitat privilégié, comportement de recherche de nourriture, préférences alimentaires); 5) la présence et le comportement des récepteurs humains (p. ex. pratiques de pêche et de consommation, accessibilité pour les enfants, présence de travailleurs). Un MCS général pour les sites de sédiments contaminés est présenté à la figure 4-13. On s'attend à ce que les évaluateurs de risques le modifient ou utilisent leur format de présentation préféré pour les MCS propres à un site. En outre, les MCS narratifs ou illustrés devraient reconnaître et analyser les sites de référence auxquels seront comparées les conditions du site contaminé dans l'évaluation des risques.

### 10.3 Approche et conception de l'étude pour la caractérisation des sédiments

#### **Définition des données représentatives**

Des « données représentatives » caractérisent et représentent de façon précise la qualité des sédiments à un site donné. L'encadré 5-1, *Caractéristiques des données représentatives*, fournit des renseignements supplémentaires à ce sujet.

Conformément au but général de ce chapitre d'orientation, la présente section décrit les buts et objectifs d'une étude générique de la qualité des sédiments et donne des indications sur la conception du plan d'échantillonnage et sur le prélèvement d'échantillons de sédiments. Les facteurs qui influent sur la production de données représentatives sur la qualité des sédiments à

l'appui de l'évaluation des risques pour la santé humaine et pour l'environnement sont d'un intérêt particulier. La collecte de données cohérentes et représentatives facilite : 1) une caractérisation précise du site; 2) des comparaisons entre les sites; 3) des comparaisons avec des recommandations ou des valeurs de référence pour la qualité des sédiments; 4) une planification éclairée et efficace des activités de recherche et d'assainissement.

### 10.3.1 Buts et objectifs

Une définition claire des buts et objectifs de l'échantillonnage est essentielle au choix de l'approche à adopter et à la conception de tout bon programme d'échantillonnage des sédiments. Toutefois, la spécificité des buts et objectifs dépend largement de la quantité de renseignements disponibles sur le site, laquelle est souvent tributaire de l'état d'avancement des activités de recherche concernant le site. Habituellement, les recherches préliminaires sur la qualité des sédiments utilisent des objectifs d'étude large, alors que les recherches à long terme sur la qualité des sédiments exigent des objectifs plus concentrés, élaborés afin de combler des lacunes précises dans les données. De façon générale, les buts et objectifs fondamentaux concernant l'approche et la conception de programmes d'échantillonnage de sédiments pour la caractérisation de sites à l'appui de l'évaluation des risques pour la santé humaine et pour l'environnement se définissent comme suit :

- caractériser la nature et l'étendue spatiale des contaminants potentiellement préoccupants (CPP) dans la mesure où ils sont liés aux voies d'exposition humaine et environnementale;
- s'assurer que les données recueillies sont valables, représentatives et suffisantes pour conduire à des conclusions significatives et pour soutenir les décisions qui touchent l'atténuation des risques pour la santé humaine et les CVE.

Le chapitre 2 porte sur l'élaboration de buts et d'objectifs d'étude plus ciblés, de même que sur d'autres orientations (p. ex. USEPA, 1995, 2002a, 2005a; MEEQ, 1996). Même si ces buts et objectifs dépendent du site visé, nous en présentons ci-après quelques exemples.

- Cerner la composition des CPP, de même que les principaux processus chimiques et biologiques touchant leur devenir, leur migration et leur biodisponibilité dans les sédiments.
- Comprendre la distribution verticale et horizontale des CPP dans les sédiments.
- Comprendre la variabilité temporelle des concentrations de CPP.
- Comprendre les processus propres à un site (p. ex. remise en suspension, migration) touchant la stabilité des sédiments.
- Peaufiner le MCS en cernant les voies d'exposition humaine et environnementale complètes ou potentiellement complètes.
- Déterminer s'il existe une menace imminente ou potentielle pour la santé humaine ou l'écosystème aquatique.
- Comprendre les préoccupations du public et des autres intervenants.
- Déterminer la nécessité de mesures correctives, évaluer les technologies/mesures correctives disponibles et déterminer la mesure corrective la plus appropriée.
- Recueillir les données nécessaires pour la surveillance et l'évaluation de l'efficacité des mesures correctives sélectionnées et mises en œuvre.

Se conformer aux buts et objectifs de l'étude aidera à concevoir et à mettre en œuvre le programme d'échantillonnage des sédiments en ciblant clairement les études du site, ce qui produira des données représentatives sur la qualité des sédiments à un coût avantageux et permettra de prendre des décisions éclairées.

### 10.3.2 Objectifs de qualité des données

Les objectifs de qualité des données (OQD) appuient les buts et objectifs reconnus de l'étude. Ils découlent d'un processus itératif et souple qui détermine le type, la quantité et la qualité des données nécessaires pour soutenir les décisions liées au site (USEPA, 2000b; USEPA, 2006). Cette approche de planification stratégique devrait être mise en œuvre avant le prélèvement des échantillons et est une partie intégrante du plan d'échantillonnage. Le processus est aussi étroitement associé aux considérations en matière d'AQ/CQ.

Les OQD sont des énoncés qualitatifs et quantitatifs qui : 1) clarifient le but de l'étude de la qualité des sédiments, 2) précisent le niveau d'incertitude acceptable pour les données à recueillir, 3) définissent le type le plus approprié de données à recueillir et 4) déterminent les méthodes et les conditions de collecte de données les plus appropriées (CCME, 1993a; USEPA, 1995, 1997, 2001, 2006). La mise en œuvre réussie du processus des OQD produit des données représentatives de grande qualité, tout en favorisant l'efficacité et en limitant les coûts, puisqu'elle permet de cibler de façon appropriée la stratégie d'échantillonnage.

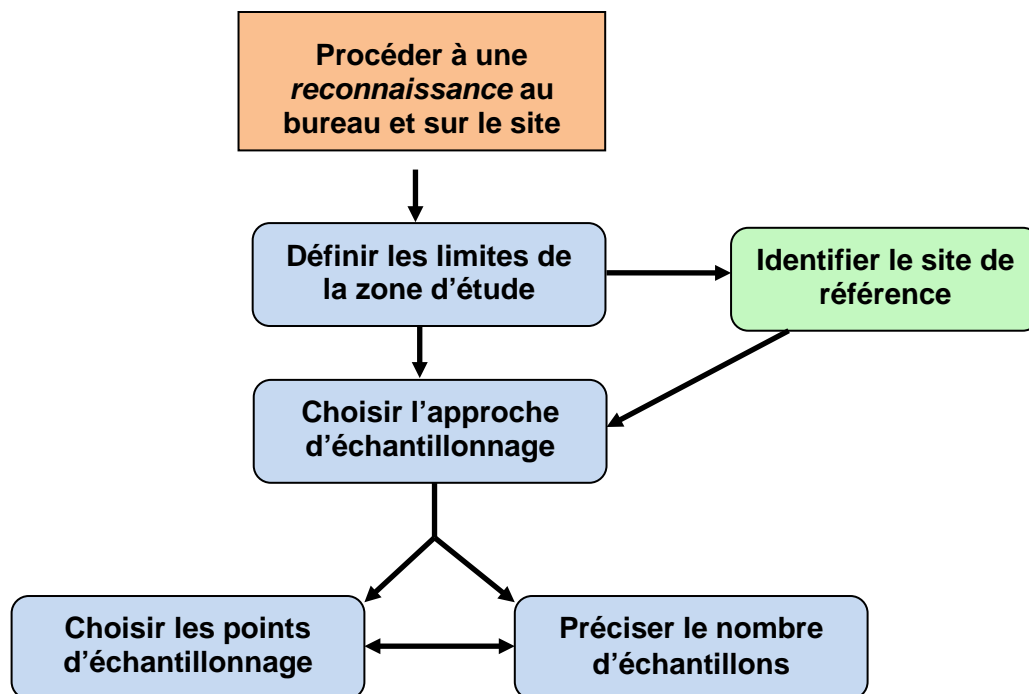
#### **Processus des objectifs de qualité des données (OQD)**

Les sept étapes itératives du processus des OQD sont présentées ci-après et décrites au chapitre 9 du présent guide.

1. Énoncer le problème.
2. Définir les buts de l'étude.
3. Cerner les besoins en matière de données.
4. Définir les limites du site.
5. Concevoir la méthode analytique.
6. Élaborer les critères de rendement/d'acceptation.
7. Élaborer un plan d'échantillonnage et d'analyse.

### 10.3.3 Considérations relatives à la conception de l'échantillonnage des sédiments

Lors de la conception de l'échantillonnage des sédiments, il faut déterminer la localisation des points d'échantillonnage et le nombre d'échantillons requis pour caractériser convenablement le site. Les buts et objectifs globaux de l'étude, de même que les OQD et le financement disponible, orientent le processus de conception. Selon la zone d'étude, il peut être nécessaire de concevoir des échantillonnages distincts pour les sous-zones qui exigent clairement des stratégies différentes (p. ex. des habitats d'étang vs des habitats de marécage; des environnements riverains vs estuariens; des environnements littoraux vs infralittoraux). Il résulte habituellement, de ce processus de conception, un plan d'échantillonnage et d'analyse qui orientera le prélèvement des échantillons. La figure 10-1 résume le processus.



**Figure 10-1 : Aperçu du processus de conception de l'échantillonnage des sédiments**

Une conception appropriée du plan d'échantillonnage des sédiments et des observations minutieuses sur le terrain minimisent les nombreuses difficultés associées au prélèvement d'échantillons représentatifs. Le chapitre 5 et l'USEPA (1995; 2000c; 2001) cernent plusieurs de ces difficultés :

- La *variabilité du milieu* – les variations des caractéristiques physiques et chimiques (physicochimiques) des sédiments, comme le potentiel redox, la taille des particules et le régime hydrodynamique de la zone d'étude (zones d'accumulation vs zones de transition).
- La *variabilité de la concentration chimique* – les variations des concentrations spatiales ou temporelles des CPP et/ou les facteurs touchant l'émission de CPP.
- La *variabilité des prélèvements et de la préparation* – les variations des méthodes de prélèvement des échantillons de sédiments, de préparation et d'expédition donnant lieu à des erreurs ou à des biais dans l'échantillonnage et/ou les mesures.
- La *variabilité de l'analyse* – les variations entre laboratoires dans les méthodes d'entreposage, de préparation et d'analyse des échantillons.

En plus de chercher à réduire au minimum ces difficultés, un plan d'échantillonnage approprié tiendra compte de la caractérisation géospatiale requise pour faciliter les prises de décisions en matière de dépollution. Si le plan d'échantillonnage est conçu pour définir la variabilité spatiale à l'échelle d'intérêt, des méthodes géostatistiques (examinées au chapitre 5) peuvent être utilisées pour quantifier les dépendances spatiales et pour cerner les données relatives aux concentrations.

Le prélèvement d'un nombre insuffisant d'échantillons de sédiments est une erreur courante des études de site. Quel que soit le nombre d'échantillons prélevés, il est essentiel que les données obtenues à partir de ces échantillons soient de la plus haute qualité. La conception du processus d'échantillonnage des sédiments comporte les étapes suivantes : la reconnaissance du site, le tracé de la zone d'étude, l'identification de la zone de référence (le cas échéant), le choix des méthodes d'échantillonnage des sédiments, le choix des stations d'échantillonnage et la détermination du nombre d'échantillons à prélever, comme il est décrit ci-après.

### Reconnaissance du site

La reconnaissance du site est une étape importante du processus d'échantillonnage des sédiments. Les renseignements obtenus à partir d'examen de la documentation (au bureau) et de visites sur le site rendent plus efficaces et plus efficaces les programmes d'échantillonnage des sédiments en permettant au personnel d'évaluer les conditions sur le site, d'évaluer les zones de contamination potentielle, de cerner les habitats fragiles sur le plan environnemental, d'évaluer les dangers potentiels associés à l'échantillonnage et de finaliser le plan d'échantillonnage et d'analyse (USEPA, 1995). On peut aussi utiliser les renseignements obtenus à partir de la reconnaissance pour peaufiner le MCS (section 10.2).

#### **ENCADRÉ 10-1 : Renseignements pour la reconnaissance des sites d'échantillonnage des sédiments**

- Modèles régionaux d'utilisation des terrains.
- Plan d'ensemble et topographie du site.
- Historique environnemental du site.
- Renseignements généraux sur le bassin versant connexe (le cas échéant).
- Plans d'eau présents (ou indices de plans d'eau antérieurs).
- Distribution, et types de sédiments.
- Nature du rivage.
- Documentation passée sur les ports ou les canaux de navigation.
- Conditions océanographiques.
- Sources potentielles de contaminants sur terre/au large.
- Habitats écologiques.
- Utilisation de la zone d'étude pour la pêche, la récolte de crustacés et de mollusques, la navigation de plaisance ou les loisirs et les activités récréatives de contact primaire.
- Utilisation actuelle et prévue du plan d'eau.
- Profondeur de l'eau.
- Marées (moment, emplacement et étendue de la zone intertidale).
- Lieux d'accès et de mise à l'eau des embarcations.



Le chapitre 9 décrit les types généraux de renseignements recommandés à la fois pour l'examen au bureau et la visite sur le terrain. L'encadré 10-1 donne des exemples des types de renseignements à recueillir pendant la reconnaissance de site qui sont propres aux programmes d'échantillonnage de sédiments. De plus, le volume 2 du guide fournit une liste de contrôle pour la reconnaissance écologique des sites. Après avoir examiné les données, il faut en cerner les lacunes. La conception du plan d'échantillonnage devrait, du moins en partie, remédier à ces lacunes. Si le temps et le budget le permettent, il peut être utile d'effectuer une reconnaissance sur le site immédiatement avant l'échantillonnage pour s'assurer que les conditions n'y ont pas changé (p.ex. modification du drainage ou manque d'eau, ou encore changement de l'accessibilité des points d'échantillonnage).

### Identification de la zone d'étude et de la zone de référence

Par « zone d'étude », on entend le plan d'eau et les sédiments connexes qu'il faut contrôler et/ou évaluer, ainsi que les zones adjacentes (terre ou eau) qui pourraient soit influencer sur les conditions locales, soit être perturbées par les rejets en provenance du site examiné (USEPA, 2001). Il importe de définir/délimiter clairement les limites de la zone d'étude parce que la taille de cette zone décide de l'étendue et de la portée du projet d'échantillonnage ou d'évaluation des sédiments et influe grandement sur la conception de ce projet d'échantillonnage. La zone d'étude devrait englober la totalité de la zone d'impact associée au site, compte tenu de l'activité des vagues, de la marée et du courant, et devrait être suffisamment grande pour permettre de caractériser la gravité des impacts par rapport à une zone non touchée ou à une zone de référence (MEEQ, 1996). Cependant, si la zone d'étude est très vaste, comme c'est habituellement le cas pour les ports industriels et les systèmes marins, elle peut être subdivisée en zones plus petites pour faciliter et concentrer les activités d'étude sur le site; la division de la zone d'étude en plusieurs sous-zones (unités d'exposition ou zones d'exposition) pourra faciliter les futures décisions de gestion du site. On peut définir les plus petites zones selon la ou les sources et/ou le ou les types de contamination, les structures ou les caractéristiques physiques, ou l'utilisation de la zone par les humains. Il arrive souvent, dans le cas de vastes écosystèmes marins, que les limites de la zone d'étude ciblée puissent être clairement définies seulement après qu'un échantillonnage initial a précisé l'impact lié au site. La zone d'étude est alors définie de manière opérationnelle en tenant compte du mouvement possible des CPP reliés au site dans l'eau de surface sous l'effet des vagues, des marées et du courant, et cette zone définie provisoirement est beaucoup plus vaste que la zone d'étude à cibler. La figure 5-1 illustre le processus à suivre pour définir les limites d'une zone d'étude<sup>1</sup>.

Une zone de référence est une zone non perturbée ou relativement peu perturbée possédant des attributs physiques et biologiques semblables à ceux de la zone d'étude, sauf en ce qui concerne le rejet de substances chimiques. La zone de référence idéale – qui n'existe généralement pas – est un plan d'eau essentiellement identique à tous égards à la zone d'étude, sauf en ce qui a trait au rejet de substances chimiques liées au site. En raison de la difficulté, sur le plan pratique, de trouver des zones de référence idéales, il est souvent nécessaire de choisir des emplacements ayant des concentrations de CPP qui équivalent aux concentrations de fond ambiantes dans la région (Environnement Canada, 2002a). Il importe également que les emplacements de référence

---

<sup>1</sup> Bien que le milieu utilisé pour cette figure soit le sol, le processus est semblable dans les milieux terrestres et les milieux aquatiques.

affichent des propriétés physiques et biologiques semblables à celles de la zone d'étude. Il est presque toujours préférable de choisir plusieurs zones de référence pour représenter la gamme des conditions de fond et/ou l'étendue des caractéristiques physiques et biologiques du site (USEPA, 2002b) et pour permettre de faire des comparaisons statistiques significatives. L'évaluation de deux zones de référence ou plus permettra de représenter de manière plus précise la véritable situation du site de référence. Si on ne trouve qu'une zone de référence, il faut absolument tenir compte des hypothèses et des limites de cette comparaison (c.-à-d. l'hypothèse selon laquelle cette zone est raisonnablement représentative d'autres zones de référence et que les multiples échantillons prélevés dans cette seule zone de référence constituent des pseudo-réplicats plutôt que de vrais échantillons indépendants). Les facteurs suivants doivent être considérés comme faisant partie du processus de sélection des zones de référence :

- l'utilisation de la zone de référence dans l'interprétation des résultats de toute étude sur la qualité des sédiments;
- la nature physique des sédiments (p. ex. granulométrie, teneur en carbone organique);
- la dynamique des flux (p. ex. rapide plutôt que lent ou immobile, propension à des crues soudaines, ordre du cours d'eau);
- la composition chimique (p. ex. apports provenant de l'eau de ruissellement des routes, des dépôts atmosphériques, des substances chimiques inorganiques d'origine naturelle);
- la géomorphologie (p. ex. cours d'eau anastomosés, à méandres et canalisés);
- la classification des terres humides (p. ex. tourbières, marais, marécages, zones d'eau peu profonde);
- les conditions océanographiques (p. ex. courants);
- les conditions de marée (marée descendante ou marée montante);
- les zones de marée (infralittorale, intertidale, supralittorale);
- les modèles de circulation et de sédimentation;
- la composition biologique (p. ex. communautés d'invertébrés benthiques);
- la proximité de la zone d'étude.

Dans les systèmes lotiques (d'eaux courantes), les zones de référence qui conviennent sont souvent situées immédiatement en amont de la zone d'étude, hors de l'influence du site. Dans les systèmes lentiques (d'eaux statiques), on devrait cibler un ou des plans d'eau à l'intérieur du même bassin versant, mais hors de la zone d'impact.

Les comparaisons entre la zone d'étude et la ou les zones de référence constituent un moyen de déterminer les effets potentiels des CPP liés au site. Les zones de référence situées en amont des systèmes lotiques peuvent aider à définir les apports de CPP hors site. Qui plus est, les zones de référence donnent une idée des concentrations de fond de substances chimiques, en particulier celles qui peuvent être de source naturelle ou anthropique, mais non liées au site (p. ex. application de pesticides, eau de ruissellement des routes et dépôts atmosphériques; composantes

de la croûte terrestre) (Gandesbury et Hetzel, 1997; USEPA, 2002b). Prenons, comme premier exemple, une évaluation des risques écologiques qui ferait état de poissons morts dans un étang qui est touché à la fois par des rejets de substances chimiques liés au site et par des précipitations acides; il serait essentiel de procéder à une évaluation concurrente d'un ou de plusieurs étangs de référence pour comprendre si les rejets chimiques et/ou les précipitations acides sont la cause de la mortalité observée. En guise de deuxième exemple, notons que, si une évaluation des risques pour la santé humaine concluait que les risques pour les enfants marchant dans un plan d'eau étaient inacceptables à cause de l'arsenic dans les sédiments susceptible d'être ingéré accidentellement, il serait nécessaire de caractériser avec précision les concentrations d'arsenic d'origine naturelle afin de garantir que les décisions en matière de gestion des risques pourraient effectivement atténuer ces risques.

### Approches d'échantillonnage des sédiments

On peut généralement classer les approches d'échantillonnage des sédiments en deux types : les approches biaisées et non biaisées. Dans les approches d'échantillonnage biaisé (ou au jugement), le choix de l'emplacement des stations d'échantillonnage est axé sur la ou les zones préoccupantes (p. ex. les points de déversement ou de rejet). Par définition, l'échantillonnage biaisé exige au moins des connaissances sur la distribution des contaminants associés aux sédiments sur le site. Ce type d'échantillonnage est utile : 1) si les limites du site sont bien définies, 2) si un petit nombre d'échantillons de sédiments sont prélevés, 3) si on souhaite obtenir de l'information sur une situation ou un emplacement particuliers; 4) si l'objectif de l'étude est de passer une zone au crible pour y déceler la présence d'un CPP particulier; 5) si aucune analyse statistique d'erreurs ou de biais n'est nécessaire et/ou 6) s'il existe des restrictions quant à l'échéancier ou au budget (USEPA, 1995, 2001).

À des fins d'évaluation des risques, l'échantillonnage non biaisé est préférable (Mattuck *et al.*, 2005) parce qu'il simule de plus près les modèles réels pour les récepteurs humains et les CVE. Cependant, il arrive à l'occasion que la combinaison des deux types d'échantillonnages – biaisé et non biaisé – soit l'approche qui donne les résultats les plus représentatifs pour une zone d'étude. Dans les échantillonnages non biaisés (probabilistes), les points d'échantillonnage sont choisis au hasard, sans tenir compte des caractéristiques physiques du site. L'échantillonnage non biaisé fournit des estimations de la variabilité chimique et correspond aux hypothèses statistiques fondamentales (c.-à-d. que les mesures sont aléatoires et indépendantes). Outre les ressources énumérées au chapitre 5, diverses autres sources qui décrivent et illustrent les approches d'échantillonnage non biaisé sont disponibles (p. ex. USEPA, 1995, 2000c, 2001; MEEQ, 1996). Nous donnons ci-après des exemples choisis d'approches d'échantillonnage non biaisé. Il existe de nombreuses variations relatives à ces approches courantes.

- **Aléatoire simple** – Les points d'échantillonnage sont distribués de façon aléatoire. Tous les points d'échantillonnage ont la même probabilité d'être choisis. L'échantillonnage aléatoire peut donner lieu à une distribution spatiale inégale des stations d'échantillonnage dans la zone d'étude, ce qui peut tout au moins être partiellement compensé par une augmentation du nombre d'échantillons prélevés.
- **Systématique** – Le premier point d'échantillonnage est choisi au hasard et tous les points subséquents sont placés à des intervalles réguliers en utilisant un système de quadrillage ou de

maillage triangulaire (p. ex. en plaçant les points aux nœuds ou intersections des lignes de quadrillage) ou le long d'un transect.

- **Stratifié** – La zone à échantillonner est divisée en strates qui ne se chevauchent pas. On détermine les strates en se fondant sur des facteurs prédéterminés comme la distribution de la taille des particules sédimentaires, différents types d'habitats ou des sources ponctuelles de contamination; ces strates représentent des sous-zones dans lesquelles on peut utiliser différentes méthodes d'échantillonnage.

Gilbert et Pulsipher (2005), le MEEQ (1996) et l'USEPA (2000c; 2001) traitent en détail du choix d'une approche d'échantillonnage appropriée pour un type d'étude donné. L'encadré 10-2 présente un résumé des principaux éléments à prendre en considération au moment de choisir une approche d'échantillonnage.

### **ENCADRÉ 10-2 : Principaux facteurs à prendre en compte dans le choix d'une approche d'échantillonnage**

- Quelles sont les questions (ou objectifs) auxquelles répond l'étude?
- Existe-t-il des connaissances (y compris des données historiques) sur les CPP et/ou leur distribution spatiale ou temporelle?
- S'agit-il d'une étude préliminaire? Est-il possible d'utiliser une approche progressive?
- Connait-on la ou les sources de CPP? Sont-elles ponctuelles ou diffuses?
- Quelle est la taille de la zone d'étude? Faut-il une résolution spatiale fine?
- L'un des objectifs de l'étude consiste-t-il à évaluer les paramètres statistiques ou la moyenne de la population?
- Les coûts d'analyse de chaque échantillon pour détecter les contaminants sélectionnés sont-ils élevés par rapport aux coûts de l'échantillonnage?

#### Points d'échantillonnage des sédiments et nombre d'échantillons

Après avoir décidé de l'approche d'échantillonnage des sédiments à utiliser, on doit tenir compte de plusieurs facteurs pour déterminer l'emplacement de chaque point d'échantillonnage et le nombre d'échantillons à prélever, y compris :

- les objectifs de l'étude;
- les renseignements livrés par la reconnaissance du site;
- les sources connues ou potentielles (points de rejet, exutoires);
- la taille de la zone ou de la sous-zone d'étude;
- le type de contaminant;
- la présence d'un site de référence et son emplacement;

- les caractéristiques physicochimiques des sédiments;
- le besoin d'échantillons colocalisés (chimie, toxicité, taxonomie, évaluation benthique);
- les types d'habitats et zones de domaine vital pour les CVE;
- les points d'échantillonnage antérieurs;
- les questions statistiques;
- l'accessibilité;
- le budget.

Si une source de contamination est connue ou présumée, on peut situer les points d'échantillonnage de sédiments à proximité (p. ex. le long de la ligne de rivage d'une source non ponctuelle) ou immédiatement en aval de la source (p. ex. en aval d'un point de rejet). Dans plusieurs cas, on observe un gradient de concentration lié à la distance de la source originale de contamination, même si les sédiments ont été affectés par les processus hydrodynamiques (Apitz *et al.*, 2002). Pour éviter de compromettre la représentativité des données, on peut devoir subdiviser la zone d'étude ou ajouter d'autres points d'échantillonnage au programme.

Les substances organiques polaires non ioniques et certains métaux se séparent d'emblée de la couche d'eau de surface et de l'eau interstitielle des sédiments pour se lier aux sédiments. Les caractéristiques des sédiments – comme la taille des particules, l'origine, la teneur en carbone

### **Définition de l'aire de sédimentation**

Une aire de sédimentation est une zone où des sédiments fins (c.-à-d. qui contiennent plus de 30 % de particules de silt et d'argile) se sont accumulés au fond d'un plan d'eau. La sédimentation des solides en suspension à partir de la colonne d'eau dépend de la charge de fond et de la vitesse du courant. En conséquence, il est possible qu'elle ne survienne qu'en périodes de faible débit d'eau (par exemple, pendant la fonte des neiges) lorsque l'eau transporte de grandes quantités de solides en suspension.

organique et les conditions d'oxydoréduction – influent sur le type et les concentrations des contaminants présents. Par rapport aux particules de sédiments à grains grossiers (sable), les particules sédimentaires fines (silt et argile) ont un rapport surface-volume plus élevé. Cette caractéristique, de même que les autres propriétés physicochimiques, rend les sédiments fins beaucoup plus interactifs sur les plans chimique et biologique que les sédiments à grains grossiers, ce qui conduit souvent à de plus fortes concentrations de contaminants associés.

Pour la plupart des études sur la qualité des sédiments menées à des fins d'évaluation des risques, le choix des points d'échantillonnage devrait cibler des aires de sédimentation comportant des sédiments fins. Les relevés cartographiques de sédiments et les données sur la géochimie disponibles peuvent être utiles. Dans les systèmes lotiques, l'examen des caractéristiques du plan d'eau peut indiquer la présence de dépôts de sédiments. Les courbes des ruisseaux, les méandres des rivières, les embâcles et autres obstructions naturelles et/ou les bassins ou autres dépressions ralentissent habituellement le débit et favorisent l'accumulation de sédiments. En zones peu profondes, on peut utiliser une perche de sondage (faite d'acier ou d'un autre matériau rigide) afin de sonder les sédiments pour localiser les dépôts, déterminer leur profondeur ou distinguer grossièrement les sédiments fins

des sédiments grossiers. Lors du choix des points d'échantillonnage en milieux marins, il convient de porter une attention particulière aux marées et à leur ampleur, ainsi qu'aux courants en surface et sous la surface. Dans les zones plus profondes, on aura recours à des méthodes plus avancées de télédétection comme la diagraphie acoustique et l'enregistrement par sonar à balayage latéral ou par sonar multifaisceaux (Environnement Canada, 1994; USEPA, 2001; Apitz *et al.*, 2002).

Il arrive souvent que des problèmes d'accessibilité nuisent au choix des points d'échantillonnage des sédiments. Si l'eau est trop profonde ou trop rapide pour y faire des prélèvements à gué en toute sécurité, on peut devoir prélever les échantillons à partir d'une embarcation, de la rive ou d'un pont. Même si l'échantillonnage à partir de la rive ou d'un pont restreint le nombre de points possibles, il est souvent plus rentable que l'échantillonnage à partir d'une embarcation.

Enfin, après avoir déterminé les points d'échantillonnage proposés, il est impératif de bien localiser leurs emplacements. La géolocalisation permet : 1) d'autres échantillonnages précis dans l'avenir, au besoin; 2) un repérage précis sur les cartes; 3) une évaluation spatiale exacte de la qualité des sédiments. La géolocalisation s'effectue plus précisément en utilisant soit un système de positionnement global (GPS), soit un compas. Cependant, même une carte dessinée à la main peut être utile, pourvu que l'emplacement soit localisé par rapport à une caractéristique permanente ou immobile (p. ex. un pont, un ponceau). Si possible, on marque l'emplacement (p. ex. par des pieux, des drapeaux, de la peinture) pendant l'échantillonnage sur le terrain et on situe l'emplacement à une date ultérieure au moyen d'un GPS ou d'un compas. Il est souvent prudent d'attendre le prélèvement d'échantillons pour localiser un point d'échantillonnage. Même si on effectue une reconnaissance de site avant l'échantillonnage, il faut presque toujours procéder à de légers ajustements au point d'échantillonnage au moment où sont évaluées les caractéristiques des sédiments ou en raison de changements survenus dans les conditions environnementales entre le moment de la reconnaissance du site et le moment de l'échantillonnage. Parfois, il est nécessaire de déplacer ou d'éliminer un point d'échantillonnage proposé. Par exemple, s'il n'y a pas de sédiments fins à l'endroit proposé, il est généralement préférable de choisir un autre point plutôt que de prélever un échantillon non représentatif.

Le nombre d'échantillons nécessaires, qui dépend des objectifs du programme global, est souvent difficile à déterminer. La plupart des études sur les sédiments axées sur les risques nécessitent un grand nombre d'échantillons pour caractériser de façon précise les sédiments en question. Le chapitre 5, Mattuck *et al.* (2005) et Environnement Canada (2002b) traitent en détail des méthodes

### **Espacement des points d'échantillonnage des sédiments**

Si la distribution des sédiments est relativement :

Homogène → espacer largement les points d'échantillonnage

Hétérogène → rapprocher les points d'échantillonnage.

(voir l'encadré 5-2)

statistiques qui permettent de déterminer le nombre d'échantillons à prélever pour les besoins d'une évaluation des risques. Dans certaines situations, cependant, on détermine le nombre d'échantillons à prélever en faisant un compromis entre les considérations statistiques et le rapport coût-efficacité.

Pour déterminer le nombre d'échantillons à prélever, on analyse la puissance statistique<sup>2</sup> de façon à évaluer la probabilité qu'un test statistique génère un résultat significatif, à supposer qu'un effet existe réellement. Ainsi, la puissance statistique est liée au test d'hypothèse statistique traditionnel et le complète; elle repose sur trois paramètres : 1) la variabilité associée au paramètre d'intérêt, 2) l'ampleur de la différence minimale détectable et 3) la taille de l'échantillon. La puissance statistique augmente avec la taille des échantillons et l'ampleur de la différence minimale détectable. Elle diminue quand la variabilité s'accroît. On utilise habituellement les calculs de puissance soit pour évaluer la puissance d'un test statistique réalisé antérieurement, soit pour estimer *a priori* la plus petite taille d'échantillon nécessaire à la détection d'une différence minimale. Les tests *a priori* nécessitent une estimation de la variabilité fondée soit sur l'avis d'un expert, soit sur un ensemble de données pilotes. Normalement, la taille de l'échantillon est le seul paramètre que contrôle l'expérimentateur; ainsi, on choisit souvent la taille de l'échantillon pour atteindre une puissance statistique donnée.

### 10.4 Considérations générales relatives au prélèvement, à la manipulation et à l'analyse des échantillons

Cette section traite, de façon générale, du prélèvement et de la manipulation des échantillons de sédiments, de même que de considérations analytiques. La section 10-6 et le volume 3 du guide présentent en détail un choix de types d'équipements et une méthode précise de prélèvements. On trouvera de l'information supplémentaire sur le prélèvement et la manipulation des échantillons, de même que sur les considérations analytiques, dans CCME (1993a), Clark (2003), USEPA (1995) et USEPA (1995; 2001). Pour en savoir plus, voir la section 7 du document intitulé *Manuel des protocoles d'échantillonnage pour l'analyse de la qualité de l'eau au Canada* ([http://www.ccme.ca/files/Resources/fr\\_water/fr\\_water\\_quality/protocoles\\_document\\_f\\_final\\_1.0.pdf](http://www.ccme.ca/files/Resources/fr_water/fr_water_quality/protocoles_document_f_final_1.0.pdf)).

*Dans le cas du prélèvement et de la manipulation des échantillons de sédiments, il est très important de tenir compte des CPP, parce qu'ils déterminent souvent tous les aspects du prélèvement.*

Les différences qui existent entre les méthodes d'échantillonnage et d'analyse utilisées dans le cadre des diverses campagnes d'échantillonnage ou à des endroits différents peuvent contribuer sensiblement à la variabilité des résultats. Dans la mesure du possible, il convient de maintenir un niveau adéquat de cohérence entre les méthodes utilisées afin de minimiser la variabilité des échantillonnages, des campagnes d'échantillonnage et des zones d'étude. Cette cohérence est particulièrement importante lorsqu'on compte comparer les conditions qui existent dans des zones différentes.

<sup>2</sup> La puissance d'un test statistique est la probabilité que le test rejette l'hypothèse nulle quand l'hypothèse alternative est vraie. On peut utiliser l'analyse de puissance pour calculer la taille d'échantillon minimale requise pour accepter le résultat d'un test statistique avec un niveau de confiance donné.

Le recours à des techniques appropriées d'échantillonnage et de manipulation maintient l'intégrité des échantillons, préservant ainsi les propriétés physicochimiques et permettant une représentation exacte des sédiments en cause. De mauvaises procédures de prélèvement peuvent gravement biaiser la représentativité des échantillons (USEPA, 1995). En conséquence, la qualification et la formation des préposés à l'échantillonnage jouent un rôle capital dans le succès de tout programme d'échantillonnage des sédiments.

### 10.4.1 Matériaux de contact

On devrait bien tenir compte du ou des types de matériaux qui entrent en contact avec l'échantillon de sédiments pendant le prélèvement (c.-à-d. équipement d'échantillonnage et récipients) afin d'empêcher, ou à tout le moins de minimiser, la présence d'artéfacts chimiques ou l'altération de l'intégrité de l'échantillon. Par exemple, les contenants d'échantillons en plastique ou l'équipement d'échantillonnage en métal peuvent constituer respectivement des sources de composés organiques ou de métaux à l'état de trace. En général, l'utilisation de matériaux peu réactifs – verre, acier inoxydable, Téflon<sup>®</sup> – pour le prélèvement d'échantillons donne des échantillons de qualité acceptable. Habituellement, les laboratoires fournissent des contenants d'échantillons appropriés, qu'ils certifient comme étant préalablement nettoyés. Voir la section 10.4.4 pour plus de renseignements sur les types de récipients appropriés. La décontamination et le nettoyage appropriés du matériel d'échantillonnage entre les utilisations sont également essentiels pour empêcher la contamination croisée.

### 10.4.2 Types d'échantillons

Il existe généralement deux types d'échantillons de sédiments : ponctuels et composites. Les échantillons ponctuels sont des échantillons de sédiments qui sont traités comme des unités distinctes. Selon le type d'équipement utilisé et/ou le volume de sédiments prélevés, on peut prélever un sous-échantillon de l'échantillon ponctuel (p. ex. à partir d'une benne Ponar ou d'une carotte, voir USEPA [2001]). Un échantillon composite comprend plusieurs échantillons ponctuels prélevés dans une petite sous-zone de la zone d'étude et à partir de sédiments possédant des caractéristiques physiques similaires. Les échantillons ponctuels peuvent être mélangés en laboratoire. Le mixage suppose de mélanger à la main ou mécaniquement les échantillons ponctuels jusqu'à ce que l'échantillon soit homogène. Une méthode doit être établie pour vérifier l'homogénéité de l'échantillon composite (taille des particules ou détermination de la teneur en

#### **Avantages de l'échantillonnage ponctuel et de l'échantillonnage composite**

##### *L'échantillonnage ponctuel :*

- minimise le temps nécessaire et la dépense pour des échantillons multiples;
- minimise l'exposition à des substances chimiques potentiellement dangereuses;
- élimine les modifications physicochimiques pendant le mélange en maintenant l'intégrité de l'échantillon;
- préserve la variabilité de la concentration de CPP associés aux sédiments dans l'échantillon.

##### *L'échantillonnage composite :*

- donne un moyen efficace et rentable de caractériser de vastes zones et il est souvent utile aux premières étapes de l'étude du site;
- fournit une bonne méthode pour obtenir une concentration moyenne.



carbone organique). Les échantillons composites peuvent être horizontaux (composés d'échantillons ponctuels prélevés à la même profondeur dans plusieurs zones adjacentes). Il convient de prélever les éléments de l'échantillon composite dans un seul et même milieu environnemental ou type d'habitat au sein duquel on s'attend à trouver des conditions d'exposition uniformes. Les échantillons composites peuvent aussi être verticaux (composés d'échantillons ponctuels prélevés au même endroit, mais à des profondeurs différentes). Dans ce cas, il convient de se limiter à une seule couche uniforme de sédiments (p. ex. couche supérieure biologiquement active, couche inférieure anoxique, profondeurs reflétant une contamination historique). Si les taux de sédimentation sont connus, ils pourront servir à déterminer l'éventail des profondeurs de prélèvement des échantillons. L'interprétation des données obtenues à partir du mélange des échantillons de sédiments doit être prudente. On peut utiliser aussi bien des échantillons ponctuels que des échantillons composites aux fins de l'évaluation des risques (Mattuck *et al.*, 2005).

### 10.4.3 Manipulation des échantillons

À titre d'exemple, le MEEQ (1996) et l'USEPA (1995; 2001) traitent des éléments à prendre en compte pour la manipulation des échantillons de sédiments :

- **Matériaux non sédimentaires** – On devrait prendre note des matériaux non sédimentaires (p. ex. bouts de bois, roches, insectes, végétation) et les retirer minutieusement de l'échantillon de sédiment avant de placer l'échantillon dans le contenant. Ceci peut se faire pendant l'homogénéisation. Dans le cas des échantillons ponctuels, il faut procéder minutieusement pour minimiser la perturbation des échantillons.
- **Eau surjacente** – L'eau surjacente devrait, si possible, être siphonnée ou minutieusement décantée dans des échantillonneurs ponctuels aussitôt que possible après le prélèvement des échantillons et avant le sous-échantillonnage. Il faut prendre soin de minimiser la perte de sédiments fins pendant le processus de suppression de l'eau surjacente. Ce processus sera habituellement requis pour les plus gros échantillons de sédiments, comme ceux provenant d'un carottier à boîte.
- **Homogénéisation** – Certaines substances chimiques et certaines analyses sont sensibles au mélange actif nécessaire à l'homogénéisation d'un échantillon composite; si possible, on devrait sous-échantillonner les échantillons destinés à ces analyses directement à partir de l'appareil d'échantillonnage. À titre d'exemple, les COV se volatiliseront s'ils sont trop manipulés. Les sous-échantillons de sédiments servant à déterminer les paramètres d'intérêt qui sont sensibles aux conditions d'oxydoréduction, comme le sulfure acide volatil (SAV) et les métaux extraits simultanément (MES), ne devraient pas être échantillonnés à partir d'un échantillon composite. Même dans le cas des paramètres d'intérêt qui ne sont habituellement pas sensibles au mixage, il est bon de mélanger l'échantillon seulement jusqu'à ce qu'il soit homogénéisé – c'est-à-dire, d'éviter de trop le mélanger. Il convient de trouver le juste milieu entre la nécessité d'obtenir un bon mélange (c'est-à-dire d'obtenir une distribution uniforme des masses de matériaux concentrés, le cas échéant) et le risque de modifier physiquement l'échantillon. Le mixage peut même accroître la ségrégation de matériaux hétérogènes (Gustavsson *et al.*, 2006). Le processus d'homogénéisation doit être suivi en laboratoire et, si

possible, sous atmosphère inerte. Une méthode de vérification de l'homogénéité de l'échantillon composite sera nécessaire.

- **Fractionnement** – On procède souvent au fractionnement d'un échantillon ponctuel ou composite de sédiments à des fins d'AQ/CQ (voir la section 10.5). En ce qui concerne les échantillons ponctuels, on devrait remplir alternativement les contenants d'échantillons fractionnés. Pour les échantillons composites, on devrait remplir les contenants à partir du même échantillon composite. Gerlach *et al.* (non daté) présentent une évaluation des méthodes de fractionnement.
- **Maculage ou contamination croisée** – Les échantillons de sédiments prélevés à partir de carottes sont sujets au maculage (le transfert de sédiments et/ou de substances chimiques le long de la gaine de la carotte), soit au moment où on pousse la carotte dans les sédiments, soit au moment où on enlève le sédiment de la gaine. On devrait prélever les échantillons au centre de la carotte de sédiments en prenant soin d'éviter les parties qui sont entrées en contact avec la gaine de la carotte. Cette pratique générale s'applique également au prélèvement de sous-échantillons à partir d'un gros appareil d'échantillonnage comme la benne Ponar.
- **Milieux exempts d'oxygène** – On devrait traiter dans un milieu exempt d'oxygène les échantillons de sédiments pour lesquels l'oxydation représente une préoccupation (p. ex. dans la boîte à gants (figure 10-2), un système clos qui va du sac de plastique gonflable à des enceintes plus solides et qui permet la manipulation externe de l'échantillon dans un milieu contrôlé) (Environnement Canada, 1994).
- **Espace libre** – Les échantillons de sédiments qui seront analysés pour déceler les composés organiques volatils ou les substances sensibles à l'oxydoréduction devraient être placés dans le contenant d'échantillon de façon à ce qu'il n'y ait aucun espace libre. Il convient d'extraire directement les échantillons destinés au dosage des COV dans des contenants prépesés contenant l'agent de préservation approprié. Il peut être nécessaire d'envisager l'utilisation d'un plus petit contenant si le volume à prélever est restreint, pourvu que les exigences de volume d'échantillon soient respectées pour le laboratoire d'analyse.



**Figure 10-2: Boîte à gants**

Source : K. Merritt

### 10.4.4 Volume, conservation et entreposage des échantillons

La quantité d'échantillons nécessaire à l'analyse se fonde surtout sur les limites de détection ciblées, sur les procédures d'extraction en laboratoire et sur la granulométrie des sédiments (les sédiments grossiers peuvent nécessiter de plus gros volumes d'échantillons (Gerlach et Nocerino, 2003). Les volumes requis d'échantillons de sédiments peuvent donc varier selon le type de CPP à déterminer, les caractéristiques physicochimiques des sédiments et les capacités du laboratoire qui procède aux analyses. En outre, les essais biologiques ou bioessais, (p. ex. les tests de toxicité et de bioaccumulation) exigent normalement de plus grandes quantités de sédiments.

Environnement Canada (1994), Clark (2003), MacDonald et Ingersoll (2003) et l'USEPA (2001; 2002c) présentent des renseignements détaillés sur les volumes d'échantillons minimaux, les types de contenants, les méthodes de conservation, les températures d'entreposage et les temps de conservation recommandés pour divers paramètres d'intérêt. On devrait immédiatement refroidir à  $\leq 10\text{ }^{\circ}\text{C}$  (pour le transport) et entreposer à  $> 0$  à  $6\text{ }^{\circ}\text{C}$  tous les échantillons de sédiments destinés à l'analyse chimique ou au bioessai (voir volume 4).

### Recommandation

On recommande de *consulter tôt le laboratoire d'analyse* afin de déterminer les volumes d'échantillons, les types de récipients et les temps de conservation nécessaires. Cette mesure aidera à choisir l'approche, la méthodologie et le matériel d'échantillonnage, de même qu'à déterminer les autres aspects logistiques du programme d'échantillonnage des sédiments.

#### 10.4.5 Considérations relatives à l'analyse des échantillons de sédiments

Alors qu'on définit généralement la présence et les concentrations de CPP selon l'historique de l'exploitation de la zone d'étude, les études sur l'évaluation des risques mettent souvent l'accent sur la biodisponibilité de ces CPP. De nombreux processus physicochimiques (p. ex. la solubilité, l'oxydation, la sorption, la précipitation) influent sur la biodisponibilité des substances chimiques dans les sédiments (Apitz *et al.*, 2002). Comme l'a décrit en détail l'USEPA (2001; 2002d; 2007a), de nombreux types de données physiques et chimiques sont utiles pour appuyer l'évaluation de la biodisponibilité des substances chimiques dans les sédiments, comme :

- **Distribution de la taille des particules** – Tel qu'indiqué à la section 10.3.3, la taille des particules de sédiments joue un rôle sur le type et la quantité d'une substance chimique donnée, influant ainsi sur les caractéristiques chimiques et biologiques<sup>3</sup> des sédiments.
- **Carbone organique** – Le carbone organique (CO) comprend à la fois le carbone organique dissous (COD) et le carbone organique particulaire (COP) dans les sédiments. La présence de carbone organique dans les sédiments peut déterminer la biodisponibilité de certaines substances chimiques organiques non ioniques (DiToro *et al.*, 1991).
- **Teneur en eau** – La quantité d'eau présente dans les sédiments, déterminée comme étant le degré d'humidité, est utilisée dans certaines études pour calculer la quantité totale de contaminants sélectionnés présents dans la zone d'étude.
- **Analyse du SAV et des MES** – Les mesures des concentrations du sulfure acide volatil (SAV) et des métaux extraits simultanément (MES; cadmium, cuivre, plomb, nickel, argent et zinc) dans les sédiments, de même que du carbone organique, peuvent aider à prédire la

### Définition de la biodisponibilité

La *biodisponibilité* est la possibilité pour une substance chimique d'être captée par des récepteurs biologiques.

<sup>3</sup> La taille des particules peut constituer un facteur déterminant en ce qui a trait aux communautés benthiques.

biodisponibilité de ces métaux dans les sédiments anaérobies (DiToro *et al.*,1990; Ankley *et al.*,1996; USEPA, 2005 b).

- **Chrome** – La toxicité et la biodisponibilité du chrome varient selon que le chrome est présent sous forme trivalente ou hexavalente. Le chrome hexavalent [Cr(VI)] est géochimiquement instable dans les milieux réducteurs où le SAV est présent, de telle façon que le SAV et le Cr(VI) ne coexistent pas dans les sédiments (USEPA, 2005 b; Martello *et al.*,2007).
- **Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) alkylés** – La mesure des HAP alkylés ainsi que des HAP non substitués ou parents facilite l'évaluation des HAP sur une base cumulative en se fondant sur le partage à l'équilibre (USEPA, 2003 b) et indique ainsi la biodisponibilité potentielle des HAP dans les sédiments et la probabilité d'une toxicité des sédiments.
- **Potentiel redox** – Il s'agit d'une mesure du potentiel d'oxydoréduction des sédiments qui affecte la spéciation du métal, modifiant du fait même la biodisponibilité du métal. La détermination de ce paramètre est difficile parce que le potentiel d'oxydoréduction est influencé par tout changement de l'état oxydant du sédiment.
- **Potentiel hydrogène (pH)** – Le pH dans les sédiments et dans l'eau interstitielle contrôle la spéciation et la saturation et, par conséquent, la stabilité et la toxicité de nombreuses substances chimiques, y compris les sulfures, l'ammoniac, le cyanure et les métaux.
- **Ammoniac** – La toxicité potentielle de l'ammoniac dépend de sa présence sous forme non ionisée (toxique) ou ionisée (relativement non toxique). Le degré d'ionisation est déterminé par le pH, la température et la salinité (dans l'eau de mer).
- **Sulfure de l'eau interstitielle** – Le sulfure influe sur la biodisponibilité chimique en emprisonnant plusieurs métaux cationiques par la formation de complexes métalliques insolubles. L'échantillonnage de l'eau interstitielle pose un défi et, le cas échéant, doit être planifié et envisagé avec beaucoup de précautions.
- **Salinité et conductivité de l'eau interstitielle** – La salinité (dans l'eau interstitielle des sédiments marins) est une mesure de la masse de sel dissous dans une masse donnée de solution, alors que la conductivité (dans l'eau interstitielle des sédiments d'eau douce) est une mesure de la capacité d'une solution aqueuse de véhiculer un courant électrique. Les deux mesures déterminent la concentration d'ions en solution et contribuent à expliquer la toxicité chimique potentielle.
- **Bioessais** – Les bioessais, comme les tests de toxicité, peuvent mesurer indirectement la biodisponibilité chimique dans les sédiments ou l'eau interstitielle sédimentaire.
- **Demande en oxygène des sédiments (DOS)** – La DOS est une mesure sur place de l'oxygène que consomme la décomposition biochimique de la matière organique dans les dépôts sédimentaires de cours d'eau ou de lacs. On peut avoir recours à la DOS pour évaluer le rendement du contrôle de la source polluante ou comme mesure (d'entrée) pour utilisation

dans les modèles de la qualité de l'eau. Le CCME (1993b), le MEEQ (1996), l'USEPA (2003a), la section 10.9 et le volume 4 du présent guide présentent les méthodes analytiques disponibles pour la caractérisation des sédiments

Le choix de limites de détection analytique qui conviennent à l'évaluation des risques<sup>4</sup> et correspondent aux buts et objectifs de l'étude est peut-être tout aussi important que le choix de la ou des méthodes de caractérisation des sédiments. En outre, le laboratoire d'analyse devrait nettoyer et préparer convenablement les sédiments (p. ex. processus de digestion). Sinon, les résultats des analyses pourraient être erronés.

### 10.5 Considérations relatives à l'assurance et au contrôle de la qualité

L'application d'un programme d'assurance de la qualité aidera à atteindre les OQD de l'étude et à prélever des données valides et représentatives sur les sédiments. Le chapitre 3 et de nombreux guides (p. ex. MEEQ, 1996; USEPA, 2001, 2006; Clark, 2003; MacDonald et Ingersoll, 2003; CCME, 2011) traitent des facteurs à prendre en considérations pour l'AQ/CQ, notamment l'organisation et les responsabilités du projet; l'équipement et l'étalonnage des appareils; le prélèvement, la manipulation, l'étiquetage, la conservation, le transport et le suivi des échantillons; les procédures de décontamination; la tenue de dossiers et la documentation; la communication des données; les exigences en matière de formation; les vérifications de gestion; et les procédures liées aux mesures correctives. Nous abordons ci-après quelques considérations importantes.

- **Étiquetage des échantillons** – Tous les contenants d'échantillons devraient porter une étiquette indiquant la nature de l'échantillon, la date et l'heure du prélèvement; le nom du préleveur, les analytes ou tout autre renseignement précisé par le laboratoire.
- **Notes de terrain** – Il importe que tous les renseignements (y compris la date, l'heure, le personnel présent, les conditions climatiques, etc.) concernant un prélèvement d'échantillons (ou tout événement/toute activité) soient inscrits avec précision dans un carnet de terrain. On recommande de prendre une photographie haute résolution de chaque échantillon de sédiment.

Les échantillons d'AQ/CQ sur le terrain sont nécessaires afin de contrôler la performance à la fois sur le terrain et en laboratoire en fournissant un moyen de vérifier la validité des résultats des échantillons et le respect des objectifs de précision, d'exactitude et de représentativité. Nous décrivons ci-après des exemples d'échantillons d'AQ/CQ sur le terrain pendant le prélèvement d'échantillons.

- **Échantillons de sédiments en duplicata** – Les échantillons en duplicata sont recueillis au même endroit et au même moment en utilisant des techniques d'échantillonnage identiques. Ils sont étiquetés et habituellement soumis pour analyse dans des conditions « à l'aveugle ». L'échantillonnage en duplicata a pour but d'évaluer la variabilité des concentrations de

---

<sup>4</sup> Aux fins de l'évaluation des risques, les limites de détection choisies devraient toujours être inférieures aux critères appropriés.

contaminants associés aux sédiments ou d'autres paramètres (comme la distribution de la taille des particules).

- **Échantillon fractionné** – Les échantillons fractionnés sont des échantillons en duplicata recueillis à partir d'un seul échantillon. L'échantillon fractionné a pour but d'évaluer la variabilité associée à l'analyse en laboratoire d'un paramètre sélectionné. On peut utiliser des échantillons fractionnés pour évaluer la variabilité associée à l'analyse d'un contaminant donné par différentes méthodes ou par différents laboratoires. Gerlach *et al.* (non daté) présentent une évaluation des méthodes de fractionnement.

Les laboratoires d'analyse doivent démontrer qu'ils sont en mesure de produire des résultats acceptables en générant des données d'AQ/CQ. Le laboratoire évalue les données d'analyse avant de les soumettre en se fondant sur des examens à l'interne des données d'AQ/CQ. Parmi les échantillons d'AQ/CQ courants de laboratoire, on compte les duplicata d'échantillons en laboratoire, les échantillons de matrice enrichie, les blancs de méthode et les échantillons de contrôle.

### 10.6 Méthode et équipement d'échantillonnage des sédiments

À des fins d'évaluation des risques, l'échantillonnage de sédiments se concentre sur la zone biologiquement active dans les couches supérieures de sédiments. L'épifaune et la mégafaune dans les sédiments mélangent les couches supérieures surtout en se nourrissant et en se déplaçant (la bioturbation). La zone biologiquement active dans les sédiments se définit alors par la zone de bioturbation. Donc, la profondeur de la zone biologiquement active varie selon les types d'épifaune et de mégafaune présents. On a fait état d'une vaste gamme de profondeurs concernant les zones biologiquement actives, dix centimètres (cm) étant la valeur la plus courante indiquée dans une analyse des études disponibles (Iannuzzi et Standbridge, 2005). Cependant, on a aussi fait état de zones biologiquement actives aussi profondes que 100 cm dans des milieux marins (MacDonald et Ingersoll, 2003).

Normalement, les voies d'exposition pour les récepteurs aussi bien humains qu'environnementaux ne sont complètes que pour les sédiments de surface à l'intérieur de la zone biologiquement active. Toutefois, la caractérisation de sédiments plus profonds peut être pertinente pour la conception ou le choix d'une mesure corrective ou encore lorsque les sédiments de surface risquent d'être perturbés (p. ex. pendant les travaux d'assainissement, pendant le dragage ou à cause des remous créés par l'hélice des navires, de l'action du courant ou des vagues, de l'érosion par la glace ou d'événements environnementaux d'importance), exposant ainsi les récepteurs aux sédiments de subsurface. Même si elle est importante à d'autres fins, la caractérisation de sédiments sous la surface n'est généralement pas utile pour l'évaluation des risques et ne constitue donc pas le point d'intérêt de ce chapitre.

Même s'il existe une technologie en temps réel pour mesurer les paramètres chimiques, physiques et/ou biologiques dans les sédiments, de telles méthodes outrepassent la portée du chapitre. On peut trouver dans Apitz *et al.* (2002), SPAWAR Systems Center et Battelle (2005) et d'autres sources des renseignements sur les techniques de caractérisation rapide des sédiments,

comme les détecteurs à photoionisation (DPI), les tubes colorimétriques, la spectroscopie par fluorescence aux rayons X ou ultraviolets (UV) et les immunoessais.

La sous-section qui suit traite de la méthodologie générale et du matériel requis pour prélever des échantillons de sédiments représentatifs. Le volume 3 du guide, de même que le MEEQ (1996), la U.S. Navy (1997), l'USEPA (1995; 2001), Clark (2003) et le Florida Department of Environmental Protection (2009) fournissent des détails et des orientations sur le prélèvement d'échantillons de sédiments).

### 10.6.1 Méthodologie générale

Dans le cadre d'un programme d'échantillonnage normal, l'échantillonnage de sédiments se termine en même temps que l'échantillonnage de l'eau de surface. Comme il importe principalement dans l'échantillonnage de l'eau de surface et l'échantillonnage de sédiments d'éviter la remise en suspension ou la turbidité, le choix du moment et/ou de la séquence d'échantillonnage aquatique est d'une importance cruciale lorsqu'il s'agit de recueillir des données représentatives. On effectue le contrôle de l'eau de surface (pour des paramètres généraux de qualité de l'eau comme le pH, la température, l'oxygène dissous et la turbidité) et le prélèvement d'échantillons d'eau de surface, si nécessaire, avant le prélèvement d'échantillons de sédiments à chaque emplacement, tout en prenant soin de restreindre la perturbation de la couche sédimentaire. Dans les systèmes lotiques, on devrait enchaîner les prélèvements d'échantillons d'eau de surface et de sédiments, en remontant d'aval en amont, pour minimiser la contamination éventuelle de points d'échantillonnage en aval par la remise en suspension de sédiments. Dans les milieux marins et estuariens, on devrait tenir compte des courants de surface et sous-marins, ainsi que de l'activité des marées pour choisir le moment de l'échantillonnage. En outre, si on connaît ou soupçonne l'existence de points névralgiques ou de zones de fortes concentrations de substances chimiques, on devrait échantillonner ces zones en dernier, si possible, pour éviter une éventuelle contamination croisée de l'équipement d'échantillonnage.

**Conseil pour limiter les coûts** → Comme le coût d'installation de chantier pour l'échantillonnage de sédiments est habituellement assez élevé, il convient de prélever des échantillons additionnels à archiver (p. ex. par congélation, si ce moyen convient au CPP) pour les analyser plus tard si nécessaire. Par exemple, on peut prélever des intervalles additionnels dans une carotte de sédiments ou conserver des échantillons ponctuels à partir desquels des sous-échantillons ont déjà été soumis pour la détermination des paramètres sélectionnés. Lorsqu'on prévoit de congeler les échantillons, il faut ménager dans le contenant un espace suffisant pour l'expansion due au gel afin de ne pas faire éclater le contenant. Enfin, il faut communiquer avec les autorités compétentes au Canada pour savoir si elles acceptent la conservation sur le terrain ou la congélation des échantillons destinés à des analyses chimiques ou toxicologiques.

### 10.6.2 Types d'équipements d'échantillonnage de sédiments

Cette sous-section traite, de manière générale, de divers types d'équipements d'échantillonnage de sédiments et des utilisations appropriées de chacun. L'annexe 10-1 analyse les avantages et les inconvénients des différents équipements afin d'aider les parties concernées à choisir l'équipement qui convient à un programme d'échantillonnage donné.

Les deux principaux types d'appareils qui conviennent aux études de caractérisation des sédiments sont les suivants (USEPA, 2001; Environnement Canada, 2002c) :

- **Échantillonneurs de surface ponctuels** – Habituellement utilisés pour prélever les sédiments de surface (et d'endofaune benthique) pour l'évaluation aréolaire des caractéristiques des sédiments et des distributions de CPP.
- **Échantillonneurs de carottes** – Généralement utilisés pour prélever des échantillons dans des dépôts sédimentaires aux fins de l'évaluation verticale des caractéristiques des sédiments et des distributions de CPP.

Comme les échantillonneurs ponctuels et les échantillonneurs de carottes favorisent la rétention des sédiments fins et entraînent une perturbation minimale des sédiments de surface, seule l'utilisation de ces échantillonneurs est recommandée pour le prélèvement d'échantillons de sédiments à des fins d'évaluation des risques.

Le choix de l'équipement d'échantillonnage des sédiments se fonde sur les éléments suivants : 1) les objectifs de l'étude; 2) le type d'échantillons requis; 3) les contraintes liées à l'emplacement physique; 4) les limitations de l'équipement d'échantillonnage et de l'infrastructure d'appui; 5) d'autres caractéristiques propres au site. L'annexe 10-1 analyse les avantages et les inconvénients des divers types d'équipements d'échantillonnage de sédiments afin d'en faciliter le choix.

### Échantillonneurs ponctuels

Les échantillonneurs ponctuels varient sur le plan de la complexité, allant du simple outil manuel à l'appareil mécanique. Si le cours d'eau est assez peu profond pour être traversé à pied, on favorise les échantillonneurs ponctuels à méthode directe. Ces derniers comprennent les outils manuels (p. ex. cuillères, pelles d'échantillonnage ou truelles, qui peuvent servir à l'échantillonnage de sédiments exposés ou situés dans des zones peu profondes où le courant est faible et où il est possible de limiter la perte de sédiments fins), des tarières à main ou des tubes de prélèvement (p. ex. gaine de carotte). On recommande d'ordinaire des échantillonneurs ponctuels à méthode mécanique indirecte (p. ex. carottier à boîte, échantillonneurs Shipek, Ekman ou Ponar) si l'eau est trop profonde. Le plus souvent, l'échantillonneur ponctuel à méthode indirecte consiste en un ensemble de mâchoires ou en un seau qui, quand l'échantillonneur est descendu et atteint la surface de sédiments au fond du plan d'eau, est refermé pour retenir une section de la surface de sédiments (USEPA, 2001). L'échantillonneur ponctuel appelé « petit Ekman » est suffisamment léger pour qu'on l'utilise dans l'eau peu profonde (figure 10-3).



**Figure 10-3 : Petit Ekman**

(Source de la photo :  
[www.rickly.com/devwww/as/images/EKMAN.JPG](http://www.rickly.com/devwww/as/images/EKMAN.JPG))

Dans l'eau peu profonde passable à gué (ou dans une eau plus profonde, à l'aide d'un plongeur), on peut utiliser un tube de prélèvement ou une gaine de carotte pour prélever directement un échantillon de sédiments. Les tubes de prélèvement sont faits de Teflon<sup>MD</sup>, de plastique ou de verre et sont disponibles en plusieurs diamètres (USEPA, 2007b). Ils sont utiles dans des sédiments mous et uniformes desquels on désire prélever un échantillon



de sédiments relativement intacts (p. ex. pour des analyses de COV). Le volume de l'échantillon est déterminé par le diamètre du tube de prélèvement et la profondeur à laquelle on peut insérer manuellement le tube dans les sédiments. La rétention des sédiments pendant l'extraction pose un problème dans le cas des tubes de prélèvement. On peut l'améliorer au moyen d'une seule ou d'une combinaison des techniques suivantes : 1) utiliser des extracteurs de carottes (un piège digitiforme qui permet d'enfoncer la carotte dans le sédiment, mais empêche les retombées); 2) immédiatement avant l'extraction, placer avec soin un bouchon au fond du tube de prélèvement (plus facile dans des sédiments mous et pour des échantillons à faible profondeur, puisqu'il faut que l'échantillonneur puisse atteindre physiquement le fond du tube); 3) avant l'extraction, remplir l'extrémité exposée du tube de prélèvement avec de l'eau et mettre un bouchon pour créer un vide afin de diminuer la possibilité de retombées.

Les carottiers à boîte et les échantillonneurs Shipek, Ekman, Ponar, van Veen et Peterson sont les échantillonneurs ponctuels mécaniques les plus couramment utilisés pour le prélèvement de sédiments en eau profonde. Ces échantillonneurs affichent les caractéristiques générales suivantes (USEPA, 2001) :

- on peut s'en servir dans divers milieux aquatiques et avec une gamme de types de sédiments;
- leur capacité varie de 0,5 litre à 75 litres;
- selon leur taille et leur poids ainsi que le type de substrat sédimentaire, ils pénètrent à diverses profondeurs dans la surface de sédiments;
- on peut utiliser les petits échantillonneurs mécaniques à la main (voir la figure 10-3) ou fixés à un câble ou sur une embarcation (figures 10-4 et 10-5).



**Figure 10-4: Petit Ponar**

(Source de la photo :  
[www.envcoglobal.com/files/728L.jpg](http://www.envcoglobal.com/files/728L.jpg))



**Figure 10-5: van Veen**

(Source de la photo : USEPA 2001)

### Carottiers

À des fins d'évaluation des risques, on peut avoir recours aux carottiers de sédiments pour obtenir : 1) des échantillons de sédiments de surface verticaux non perturbés; 2) des échantillons de sédiments sensibles aux conditions d'oxydoréduction; 3) des profils de sédiments profonds

pour la caractérisation de l'apport antérieur des CPP et/ou de la profondeur de la contamination aux CPP à l'intérieur de la colonne sédimentaire (USEPA, 2001). Les carottiers existent en plusieurs versions, longueurs, diamètres et capacités de volume sédimentaire. En raison de la grande taille de la plupart des carottiers, il faut habituellement les utiliser à partir d'une embarcation ou d'une plateforme et avec l'aide d'un matériel de levage de grande capacité. Il existe trois grandes catégories de carottiers de sédiments : à gravité, à piston et à vibration. On utilise les carottiers à gravité pour prélever des échantillons de sédiments à une profondeur pouvant atteindre trois mètres, alors que les carottiers à piston et les carottiers à vibration sont utilisés pour prélever des échantillons de sédiments à une profondeur pouvant atteindre 30 mètres, tel que décrit ci-après.



**Figure 10-6: Carottier à gravité**

(Source de la photo : T. Wyss)



**Figure 10-7: Carottier à boîte**

(Source de la photo : [www.bgs.ac.uk](http://www.bgs.ac.uk))

de la gravité pour pénétrer les sédiments. Par conséquent, en général, ils pénètrent plus profondément dans les sédiments quand ils sont plus lourds et que la profondeur de l'eau est suffisante pour engendrer la vitesse nécessaire. Dans les sédiments mous et fins, les carottiers à gravité peuvent atteindre des profondeurs de trois mètres (USEPA, 2001). Le carottier à boîte (figure 10-8) est l'un des carottiers à gravité les plus couramment employés. Quand on l'utilise correctement, il peut prélever des échantillons de sédiments non perturbés à partir d'une interface sédiment-eau (c.-à-d. des échantillons peu profonds) (CCME, 1993a; USEPA, 2001).

Les carottiers à piston (figure 10-7) sont utilisés dans des sédiments mous et fins pour prélever des carottes d'échantillons jusqu'à 30 mètres de profondeur (CCME, 1993a). Comme les carottiers à gravité, ils tombent sur la surface sédimentaire sous l'effet de la force gravitationnelle. Le piston, situé à l'intérieur du carottier, s'arrête à l'interface sédiment-eau pour éviter de perturber les sédiments. Au fur et à mesure que le carottier continue de pénétrer les sédiments, le piston crée une succion, qui diminue la résistance du carottier dans les sédiments et remplit l'espace vide dans le carottier (CCME, 1993a). Ceci réduit la possibilité que l'échantillon soit perturbé ou comprimé et permet au carottier d'atteindre des profondeurs de sédiments relativement grandes.



**Figure 10-8: Carottier à piston**

(Source de la photo : [www.kc-denmark.dk](http://www.kc-denmark.dk))

Les carottiers par vibration (figure 10-9) ont recours à une source d'énergie pour faire fonctionner un vibreur mécanique qui surmonte la tête du carottier (SPAWAR Systems Center et Battelle, 2005). Le vibreur envoie des vibrations à haute fréquence au carottier/tube pour déplacer les sédiments et lui permettre d'atteindre jusqu'à 10 mètres ou plus de profondeur (USEPA, 2001). La vibration mécanique facilite la pénétration de sédiments très compacts ou très durs. Contrairement aux carottiers à gravité, on descend les carottiers par vibration sur la surface sédimentaire avant d'amorcer le prélèvement de sédiments.



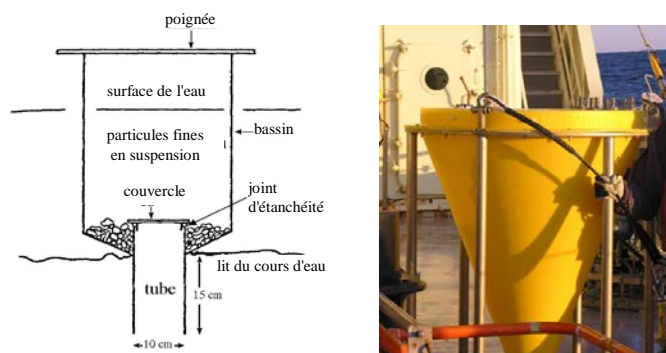
**Figure 10-9: Carottier par vibration**

(Source de la photo : [www.qresources.com.au](http://www.qresources.com.au))

### Autres échantillonneurs de sédiments

En plus de prélever des échantillons à la surface des sédiments ou dans des aires sédimentaires plus profondes, on peut aussi en prélever à l'intérieur de la colonne d'eau (habituellement des matériaux fins). Puisque la plupart des échantillonneurs ponctuels et des carottiers peuvent entraîner la perte de sédiments fins (p. ex. pendant la décantation ou à cause de l'écoulement durant la remontée ou la perturbation dans l'interface sédimentaire), il est souvent important d'en évaluer la granulométrie. Il existe plusieurs types d'échantillonneurs de sédiments en suspension (CCME, 1993a; Clark, 2003).

On emploie l'échantillonneur de sédiments McNeil pour prélever « instantanément » une portion entière du lit d'un cours d'eau pour l'analyse de la distribution de la taille des particules. L'échantillonneur contient un cylindre auquel est fixée une cuvette qui emmagasine les sédiments prélevés et capture les sédiments fins (figure 10-10). Le bac de sédimentation, qui consiste en un contenant cylindrique ouvert à son extrémité supérieure, rempli de gravier et immergé dans les sédiments à l'interface sédiment-eau, est un autre type d'échantillonneur de sédiments en suspension. Une fois ces bacs mis en position dans les sédiments, on les y laisse pendant une période précise avant de les retirer. La plupart du temps, on utilise les bacs de sédimentation pour prélever les particules au moment où elles tombent sur la couche de sédiments, permettant ainsi de déterminer les vitesses de sédimentation et les possibles mouvements de sédiments.



**Figure 10-10 : Échantillonneur McNeil**

(Source de la photo : Clark, 2003; <http://www.whoi.edu>)

### 10.7 Méthode de prélèvement des sédiments dans l'eau interstitielle

L'eau interstitielle dans la couche superficielle des sédiments est généralement reliée à l'eau de surface surjacent, à l'eau souterraine (si elle est présente) et aux sédiments. On considère qu'il existe un équilibre entre les substances chimiques adsorbées par les sédiments et les phases que traversent les substances chimiques dissoutes (c.-à-d. biodisponibles) dans l'eau interstitielle, même si cet équilibre varie constamment (p. ex. sous l'action des bactéries).

Comme le mentionne l'USEPA (2002d), l'échantillonnage de l'eau interstitielle comporte de nombreux avantages et inconvénients. Le principal avantage réside dans la possibilité de cerner

#### **Définition de l'eau interstitielle**

L'eau interstitielle sédimentaire est l'eau insérée entre les particules de sédiments.

et de quantifier la partie biodisponible (c.-à-d. dissoute) de la ou des substances chimiques associées aux sédiments. Le fait d'identifier ces substances contribue au processus d'évaluation des risques en déterminant les effets nuisibles potentiels sur les récepteurs environnementaux et humains. On doit aussi tenir compte de plusieurs inconvénients liés à l'échantillonnage de l'eau interstitielle, notamment :

- prises isolément, les données sur la chimie de l'eau interstitielle ne sont habituellement pas utiles;
- les procédures visant à isoler l'eau interstitielle de l'ensemble des sédiments risquent de modifier la chimie de l'eau interstitielle;
- il est souvent difficile d'obtenir les volumes d'échantillons d'eau interstitielle nécessaires aux analyses chimiques, en particulier si les limites de détection sont faibles;
- selon la granulométrie des sédiments et le régime d'écoulement de l'eau surjacent (p. ex. dans un étang, un ruisseau ou un endroit où se produisent des marées), la chimie de l'eau interstitielle peut varier temporairement.

On peut isoler l'eau interstitielle des sédiments en ayant recours à la fois à des méthodes *in situ* (directement à partir des sédiments) et *ex situ* (en laboratoire). Il importe de reconnaître que tous les processus d'isolement de l'eau interstitielle, que ce soit *in situ* ou *ex situ*, peuvent d'une manière ou d'une autre modifier la chimie de l'eau interstitielle. On préfère généralement les méthodes *in situ*, mais les méthodes *ex situ* offrent une solution de rechange convenable, surtout s'il existe des contraintes en matière d'échéancier ou de budget ou quand de grands volumes d'échantillons sont requis.

D'ordinaire, les sédiments fins, non compactés, sont ceux qui se prêtent le mieux aux méthodes d'isolement de l'eau interstitielle *in situ* et *ex situ* (Carr et Nipper, 2003). Pour assurer la comparabilité entre les points d'échantillonnage, on devrait avoir recours à la même méthode dans toute la zone d'étude. De même, on devrait procéder à l'échantillonnage d'eau interstitielle à environ la même profondeur de sédiments parmi les divers points d'échantillonnage.

Les sous-sections qui suivent décrivent la plupart des méthodes d'isolement *in situ* et *ex situ* de l'eau interstitielle. On peut également trouver des renseignements sur ces méthodes dans Carr et Nipper (2003) et auprès de l'USEPA (2001). L'annexe 10-1 traite des avantages et des inconvénients des divers types d'échantillonneurs d'eau interstitielle sédimentaire afin d'aider à choisir l'équipement qui convient le mieux à une étude donnée.

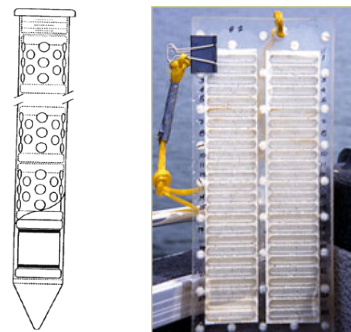
### 10.7.1 Méthodes de prélèvement d'eau interstitielle *in situ*

Par rapport aux méthodes d'extraction d'eau interstitielle *ex situ*, les méthodes *in situ* sont généralement moins susceptibles de produire des artefacts liés au prélèvement et au processus (USEPA, 2001). Par contre, les méthodes *in situ* produisent des volumes d'échantillons relativement petits et se limitent à des zones aquatiques accessibles à gué, à moins d'utiliser un plongeur.

Les échantillonneurs d'eau interstitielle *in situ* comprennent entre autres les plateaux de dialyse, (« peepers ») et les échantillonneurs à aspiration directe. Ces appareils sont semblables en ce que tous deux consistent en une petite chambre recouverte d'une membrane ou d'un tamis inséré dans la surface de sédiments. D'habitude, on utilise une membrane ou un tamis dont le diamètre de pore est de 0,45 micron, ce qui est inférieur à la taille nominale des particules d'argile, permettant ainsi aux substances chimiques dissoutes de les traverser. Le diamètre de pore peut être adapté aux besoins d'une étude particulière.

Les plateaux de dialyse sont remplis d'eau exempte d'analytes (généralement de l'eau distillée ou désionisée) qui, lorsqu'elle est relâchée dans les sédiments, s'équilibre avec l'eau interstitielle ambiante par le biais de la diffusion passive. Le temps d'équilibrage/de déploiement dépend du diamètre de pore de la membrane ou du tamis, du volume du plateau de dialyse, du type de sédiment, des CPP, de la température et des objectifs de l'étude ainsi que des intervalles (jours ou semaines) (USEPA, 2001). Habituellement, le déploiement s'étend sur deux à quatre semaines. On peut déployer les plateaux de dialyse individuellement ou en grappes (figure 10-11). Après que l'équilibre a été atteint avec l'eau interstitielle ambiante, on retire le plateau et on prend le contenu de chaque cellule de dialyse pour analyse. Il importe de noter que les appareils d'échantillonnage passif comme les plateaux de dialyse ne fournissent souvent que des

valeurs estimées des concentrations, lesquelles peuvent subir l'influence de plusieurs variables (p. ex. température, durée d'échantillonnage, diamètre des pores de la membrane, etc.) décrites dans le présent paragraphe. En conséquence, le niveau de confiance attribuable aux résultats des analyses de l'eau interstitielle peut varier, ce dont il conviendra de tenir compte au moment d'interpréter les résultats. L'annexe 10-1 présente des renseignements sur la façon de récupérer les plateaux de dialyse des sédiments et d'en retirer les échantillons d'eau interstitielle.



**Figure 10-11 : Plateaux de dialyse**

(Source de la photo : USEPA 2001, [soils.ag.uidaho.edu](http://soils.ag.uidaho.edu))

Contrairement aux plateaux de dialyse, les appareils à aspiration ne sont pas remplis d'eau exempte d'analytes avant leur déploiement. Ils fonctionnent par succion (sous vide). Ils aspirent directement l'eau des espaces sédimentaires interstitiels dans le contenant d'échantillon. Un tube fixé au contenant qui est enfoui permet la récupération de l'échantillon d'eau interstitielle. L'eau interstitielle prélevée avec des appareils d'aspiration est plus vulnérable aux fluctuations des conditions d'oxydoréduction que celle échantillonnée à l'aide de plateaux de dialyse (Carr et Nipper, 2003).

### 10.7.2 Méthodes d'extraction de l'eau interstitielle *ex situ*

On utilise généralement des méthodes de prélèvement de l'eau interstitielle *ex situ* quand : 1) il faut de grands volumes d'échantillons (p. ex. tests de toxicité, limites de détections faibles), 2) il est matériellement impossible d'utiliser des appareils *in situ* (p. ex. dans l'eau trop profonde) ou 3) il y a des restrictions temporelles et/ou financières (USEPA, 2001). D'habitude, les sédiments en vrac sont prélevés sur le terrain et envoyés à un laboratoire d'analyse. Au laboratoire, on extrait l'eau interstitielle par centrifugation immédiatement avant l'analyse chimique afin de conserver les propriétés physicochimiques de l'échantillon d'eau interstitielle tout au long du transport et de l'entreposage.

La section 10.6 traite des diverses techniques utilisées pour obtenir des échantillons de sédiments en vrac. Pour prélever des sédiments en vrac en vue d'en extraire ultérieurement l'eau interstitielle, il faut :

- obtenir de grands volumes d'échantillons;
- retenir les sédiments fins;
- perturber le moins possible les sédiments/échantillons;
- éviter un excès d'eau de surface.

La centrifugation constitue la méthode la plus courante et généralement préférée d'extraction d'eau interstitielle *ex situ*. On fait simplement tourner à diverses vitesses (jusqu'à 10 000 g) les échantillons de sédiments en vrac, permettant aux forces centrifuges de séparer l'eau interstitielle



des particules de sédiments. Comme la centrifugation à des vitesses plus élevées accroît la possibilité que se trouvent des artéfacts chimiques dans l'échantillon d'eau interstitielle (USEPA, 2001), on devrait choisir la vitesse en collaboration avec le laboratoire d'analyse pour s'assurer qu'elle respecte les objectifs de l'étude.

### 10.8 Analyse des données pour la caractérisation des sédiments

Cette sous-section présente un aperçu des techniques d'analyse des données qui se prêtent à la caractérisation des données chimiques sur les sédiments aux fins de l'évaluation des risques pour la santé humaine et pour l'environnement. Les chapitres 2 et 5 et la section 9.7 du guide, de même que de nombreuses autres sources (CCME, 1993a; USEPA, 1995, 2002c, 2002d; MEEQ, 1996; Fletcher *et al.*, 2008), fournissent divers renseignements sur la validation, la vérification, la manipulation, la transmission, l'évaluation, les statistiques, l'interprétation, les incertitudes et la communication des données sur les sédiments. L'examen des techniques d'analyse des données présenté pour les sols à la section 5.8 convient également à la caractérisation des données sur la chimie des sédiments. Cependant, plusieurs facteurs doivent être pris en compte pour obtenir des données de qualité sur les sédiments. Ces données sont généralement présentées en poids sec et peuvent être déterminées, le cas échéant, à partir de la teneur en humidité mesurée (Plumb, 1981; USEPA, 1987; Vecchi, 1999). La normalisation en fonction du carbone organique pour les échantillons de sédiments qui fournissent des données correspondantes sur le carbone organique à l'échelle des échantillons ou du site facilite les comparaisons entre les résultats (p. ex. entre les points d'échantillonnage dans la même zone d'étude, entre la zone d'étude et les zones de référence, entre les sites). On procède à la normalisation en fonction du carbone organique en divisant la concentration de substances chimiques par la teneur (pourcentage) en carbone organique total (COT) en se fondant sur un échantillon ou un site en particulier. Certaines valeurs de référence pour la qualité des sédiments (SQS) exigent que les données sur les sédiments soient ajustées à la teneur en carbone organique aux fins de comparaison à la valeur de référence, ou *vice versa* (p. ex. recommandations ontariennes concernant les concentrations à effet grave [CEG] de substances organiques non polaires [MEEQ, 1993]). S'agissant des recommandations canadiennes pour la qualité des sédiments relatives au toxaphène, au nonylphénol et à ses éthoxylates (NPE), il est *recommandé* de les ajuster en fonction des concentrations de COT afin de formuler des objectifs propres au site (voir la fiche d'information dans CCME [1999]). Enfin, on établit généralement une moyenne des résultats des échantillons en duplicata, pourvu que le CPP soit détecté dans les deux échantillons. Autrement, on n'utilise que le résultat détecté.

Selon les buts et objectifs de l'étude, on peut utiliser les données sur les sédiments à de nombreuses fins. Généralement, on compare les concentrations chimiques dans les sédiments et l'eau interstitielle aux valeurs de référence réglementaires pour la qualité des sédiments et aux valeurs de référence pour la qualité de l'eau, respectivement. Cependant, la simple comparaison avec ces valeurs ne constitue généralement pas un moyen fiable d'évaluer les risques et permet uniquement de déterminer s'il y a lieu de procéder à d'autres évaluations (Wenning *et al.*, 2002; ACO, 2008). Les méthodes visant à évaluer la biodisponibilité et/ou la toxicité potentielle des CPP dans les sédiments sont plus utiles à des fins d'évaluation des risques et comprennent les éléments suivants :

- le SAV et les MES, y compris le chrome (USEPA, 2005 b);
- les HAP alkylés (USEPA, 2003b);
- les données sur la chimie de l'eau interstitielle (Di Toro *et al.*, 1991; Ankley *et al.*, 1996; USEPA, 2000d; 2000e; 2000f)
- les données sur le site de référence (Apitz *et al.*, 2002);
- les techniques d'empreinte chimique (SPAWAR Systems Center et Battelle, 2005).

En raison de la complexité de la plupart des études sur les sédiments et des liens étroits qui existent entre elles, il est prudent d'examiner plusieurs sources de données lorsqu'on prend des décisions touchant la gestion des sédiments (Menzie *et al.*, 1996; Wenning *et al.*, 2002; Burton *et al.*, 2002; ACO, 2008; Fletcher *et al.*, 2008). On évalue généralement la valeur probante des preuves en se fondant sur trois ou quatre sources principales : les données sur la chimie, sur la toxicité, sur la communauté benthique et sur le potentiel de bioamplification chimique. Parmi ces sources, on attribue généralement aux données sur la chimie des sédiments le plus faible « poids », alors qu'on attribue aux données biologiques le poids le plus élevé (ACO, 2008).

### 10.9 Ressources et liens Internet

De nombreuses ressources peuvent venir compléter l'information présentée dans ce chapitre. De plus, les ressources générales décrites au chapitre 5 s'appliquent également aux études sur les sédiments.

Le **Sediment Management Work Group** (SMWG) est un groupe spécial composé principalement de représentants de l'industrie et du gouvernement américains responsables de la gestion des sites de sédiments contaminés. Le SMWG préconise l'utilisation de données scientifiques solides et une évaluation fondée sur le risque des solutions de gestion des sédiments contaminés. Le site Internet du groupe (<http://www.smwg.org/>) contient des liens vers des documents techniques et des ateliers.

Le site Web de l'USEPA présente une longue liste de liens avec d'autres ressources : <http://www.epa.gov/superfund/health/conmedia/sediment/links.htm>.

Le **Woods Hole Oceanographic Institute**, le plus vaste organisme privé sans but lucratif de recherche, d'ingénierie et d'éducation océanographique, fournit de l'information sur les techniques disponibles pour l'étude et l'échantillonnage des océans, notamment des photos et des descriptions de capteurs et d'échantillonneurs qui peuvent également être utilisés dans des systèmes lacustres et des étangs. Site Internet : <http://www.whoi.edu/>

Les **méthodes d'analyse en laboratoire** pour l'analyse des composants chimiques, physiques et biologiques des échantillons environnementaux sont décrites dans le volume 4 du guide, qui fournit en outre toutes les références pertinentes.

Le **Forum on Environmental Measurements** de l'USEPA fournit une gamme de méthodes d'essais (c.-à-d. des procédures approuvées afin de mesurer la présence et la concentration de



polluants physiques et chimiques; d'évaluation des propriétés, comme les propriétés toxiques, de substances chimiques; ou pour mesurer les effets des substances sous diverses conditions). Site Internet : <http://www2.epa.gov/measurements/collection-methods>.

L'**Interactive Sediment Remedy Assessment Portal (ISRAP)**, administré par le U.S. Navy Space and Naval Warfare Systems Center à San Diego (Californie), et ENVIRON sont des outils interactifs conçus pour aider à comprendre les exigences en matière de surveillance et les outils associés à l'assainissement des sédiments. La matrice d'outils de surveillance des sédiments facilite la conception et l'optimisation des programmes de contrôle des sédiments. Site Internet : <http://www.israp.org/>.

Les guides sur l'échantillonnage des sédiments élaborés par d'autres organismes fournissent également des renseignements utiles sur les sujets traités dans ce chapitre (p. ex. gouvernement de la Colombie-Britannique, 1997; EPA de l'Ohio, 2001; Washington State Department of Ecology, 1995; Environnement Canada, 1994; Fletcher et Fletcher, 2008; MacDonald et Ingersoll, 2003; USEPA, 1995, 2001, 2002a, 2002c).

### 10.10 Références

- Accord Canada-Ontario (ACO). 2008. *Cadre décisionnel Canada-Ontario concernant l'évaluation des sédiments contaminés des Grands Lacs*, mars. Établi par Environnement Canada, le ministère de l'Environnement de l'Ontario et Golder Associates.
- Ankley, G.T., D.M. Di Toro, D.J. Hansen et W.J. Berry. 1996. « Technical Basis and Proposal for Deriving Sediment Criteria for Metals », *Environ. Toxicol. Chem.* vol. 15, p. 2056-2066.
- Apitz, S.E., J.W. Davis, K. Finkelstein, D.L. Hohreiter, R. Hoke, R.H. Jensen, J.M. Jersak, V.J. Kirtay, E.E. Mack, V. Magar, D. Moore, D. Reible et R. Stahl. 2002. *Critical Issues for Contaminated Sediment Management*, U.S. Navy, Space and Naval Warfare Systems Center, San Diego, CA (États-Unis). Rapport MESO-02-TM-01.
- BC Government. 1997. *Lake and Stream Bottom Sediment Sampling Manual*. ISBN 0-7726-3348-7, n° de produit 7680000550, n° de référence RIC255.
- Burton, G.A., P.M. Chapman et E.P. Smith. 2002. « Weight-of-Evidence Approaches for Assessing Ecosystem Impairment », *Human Ecol. Risk Assess.* vol. 8, p. 1657-1673.
- Conseil canadien des ministres de l'environnement. 1993a. *Guide pour l'échantillonnage, l'analyse des échantillons et la gestion des données des lieux contaminés, Volume I : Rapport principal*, Programme national d'assainissement des lieux contaminés, décembre.
- Conseil canadien des ministres de l'environnement. 1993 b. *Guide pour l'échantillonnage, l'analyse des échantillons et la gestion des données des lieux contaminés, Volume II : Sommaires des méthodes d'analyse*, Programme national d'assainissement des lieux contaminés, décembre.
- Conseil canadien des ministres de l'environnement. 1999. *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg.
- Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2011. Manuel des protocoles d'échantillonnage pour l'analyse de la qualité de l'eau au Canada.
- Carr, R.S. et M. Nipper (dir.). 2003. *Porewater Toxicity Testing: Biological, Chemical, and Ecological Considerations*, Society of Environmental Toxicology and Chemistry Press, États-Unis. Travaux de l'atelier intitulé *Sediment Porewater Testing: Biological, Chemical, and Ecological Considerations*, 18-22 mars 2000.
- Clark, M.J.R. (dir.). 2003. *British Columbia Field Sampling Manual*, Water, Air and Climate Change Branch, Ministry of Water, Land, and Air Protection, Victoria (Colombie-Britannique), Canada, 312 p.
- de Voogt, P., B. van Hattum, P. Leonards, J.C. Klamer et H. Govers. 1991. « Bioconcentration of Polycyclic Heteroaromatic Hydrocarbons in the Guppy (*Poecilia Reticulate*) », *Aquatic Toxicology*, vol. 20, p. 169-194.

## Chapitre 10 : Caractérisation des sédiments

- Di Toro, D.M., J.H. Mahony, D.J. Hansen, K.J. Scott, M.B. Hicks, S.M. Mayr et M. Redmond. 1990. « Toxicity of Cadmium in Sediments: The Role of Acid Volatile Sulfides », *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 9, p. 1487-1502.
- Di Toro, D.M., C.S. Zarba, D.J. Hansen, W.J. Berry, R.C. Swartz, C.E. Cowan, S.P. Pavlou, H.E. Allen, N.A. Thomas et P.A. Paquin. 1991. « Technical Basis for Establishing Sediment Quality Criteria for Nonionic Organic Chemicals Using Equilibrium Partitioning », *Environ. Toxicol. Chem.*, vol. 10, p. 1541-1583.
- Environnement Canada. 1994. *Document d'orientation sur le prélèvement et la préparation de sédiments en vue de leur caractérisation physicochimique et d'essais biologiques*, Section de l'élaboration et de l'application des méthodes, Centre de technologie environnementale, Environnement Canada, décembre.
- Environnement Canada. 2002a. *Guide d'échantillonnage des sédiments du Saint-Laurent pour les projets de dragage et de génie maritime, Volume 1 : Directives de planification*, Environnement Canada, Direction de la protection de l'environnement, Région du Québec, Section innovation technologique et secteurs industriels, 106 p. Rapport.
- Environnement Canada. 2002 b. *Guide pour l'étude du suivi des effets sur l'environnement aquatique par les mines de métaux*, Environnement Canada, Bureau national des effets sur l'environnement, 634 p. Rapport [www.ec.gc.ca/eem](http://www.ec.gc.ca/eem).
- Environnement Canada. 2002c. *Guide d'échantillonnage des sédiments du Saint-Laurent pour les projets de dragage et de génie maritime, Volume 2 : Manuel du praticien de terrain*. Environnement Canada, Direction de la protection de l'environnement, Région du Québec, Section innovation technologique et secteurs industriels, 107 p. Rapport.
- Fletcher, R., P. Welsh et T. Fletcher. 2008. *Guidelines for Identifying, Assessing, and Managing Contaminated Sediments in Ontario: An Integrated Approach*, ministère de l'Environnement de l'Ontario, mai.
- Florida Department of Environmental Protection. 2009. *Status and Temporal Variability Monitoring Networks Sampling Manual*, Watershed Monitoring Section. Tallahassee (Floride), janvier.
- Fuchsman, P.C., K.B. Leigh et T.R. Barber. 2001. *Ecological Assessment of PAHs in Fish*. Sediments Guidance Compendium, octobre. Rapport technique de l'Electric Power Research Institute (EPRI).
- Gandesbury, T. et F. Hetzel. 1997. *Ambient Concentrations of Toxic Chemicals in San Francisco Sediments*, San Francisco Bay Regional Water Quality Control Board, Oakland (Californie). Adresse Internet : <http://www.sfei.org>.
- Gerlach, R.W., D.E. Dobb, G.A. Raab et J.M. Nocerino. Sans date. *Gy Sampling Theory in Environmental Studies 1: Assessing Soil Splitting Protocols*. Article de recherche original. Adresse Internet : [http://www.epa.gov/esd/cmb/research/gy\\_jn102.pdf](http://www.epa.gov/esd/cmb/research/gy_jn102.pdf).
- Gerlach, R.W. et J.M. Nocerino. 2003. *Guidance for Obtaining Representative Laboratory Analytical Subsamples from Particulate Laboratory Samples*, Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C, novembre. Rapport EPA 600-R-03-027.
- Gilbert, R.O. et D.A. Pulsipher. 2005. « Role of Sampling Designs in Obtaining Representative Data », *Environmental Forensics*, vol. 6, p. 27-33.
- Gustavsson, B., K. Luthbom et A. Lagerkvist. 2006. « Comparison of Analytical Error and Sampling Error for Contaminated Soil », *Journal of Hazardous Materials*, vol. 138(2), p. 252-260.
- Iannuzzi, T. et A. Standbridge. 2005. *Draft – Literature Review on Biologically Active Zone (BAZ) in Sediments*, 11 novembre.
- MacDonald, D.D. et C.G. Ingersoll. 2003. *A Guidance Manual to Support the Assessment of Contaminated Sediments in Freshwater, Estuarine, and Marine Ecosystems in British Columbia*, novembre. Volumes I à IV inclusivement.
- Martello, L.B., Sorensen, M.T., P.C. Fuchsman et R.J. Wenning. 2007. « Chromium Geochemistry and Bioaccumulation in Sediments from the Lower Hackensack River, New Jersey », *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, vol. 53, p. 337-350.
- Mattuck, R., R. Blanchet et A.D. Wait. 2005. « Data Representativeness for Risk Assessment », *Environmental Forensics*, vol. 6, p. 65-70.
- Menzie, C., M.H. Henning, J. Cura, K. Finkelstein, J. Gentile, J. Maughan, D. Mitchell, S. Petron, B. Potocki, S. Svirsky et P. Tyler. 1996. *A Weight-of-Evidence Approach for Evaluating Ecological Risks, Human and Ecological Risk Assessment*, 2(2), p. 277-304. Rapport spécial du Massachusetts Weight-of-Evidence Workgroup:

## Chapitre 10 : Caractérisation des sédiments

- Ohio Environmental Protection Agency. 2001. *Sediment Sampling Guide and Methodologies*, 2<sup>e</sup> édition, Ohio EPA, Division of Surface Water, novembre.
- Ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario (MEEO). 1993. *Guidelines for the Protection and Management of Aquatic Sediment in Ontario*, Standards Development Branch.
- Ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario (MEEO). 1996. *Guidance on Sampling and Analytical Methods for Use at Contaminated Sites in Ontario*, Standards Development Branch, décembre.
- Plumb, R.H. 1981. *Procedures for Handling and Chemical Analysis of Sediment and Water Samples*, Environmental Protection Agency/Corps of Engineers Technical Committee on Criteria for Dredged and Fill Material. Contrat EPA-4805572010.
- Smith, A.A., R.A. New, J.E. Wiles et K.M. Kleinow. 1996. « Effect of Varying Sediment Organic Content Upon the Dermal Bioavailability and Disposition of Benzo(a)pyrene in the Catfish, *Ictalurus punctatus* », *Marine Environmental Research*, vol. 42, p. 87-91.
- SPAWAR Systems Center and Battelle. 2005. *Implementation Guide for Assessing and Managing Contaminated Sediment at Navy Facilities*, Naval Facilities Engineering Command, Washington, DC. San Diego, CA. Rapport UG-2053-ENV.
- U.S. Environmental Protection Agency. 1987. *Quality Assurance/Quality Control (QA/QC) for 301(h) Monitoring Programs: Guidance on Field and Laboratory Methods*. U.S. EPA 430/9-86-004.
- U.S. Environmental Protection Agency. 1995. *Superfund Program Representative Sampling Guidance. Volume 5: Water and Sediment Part 1: Surface Water and Sediment, Interim Final*, Office of Emergency and Remedial Response Office of Solid Waste and Emergency Response, décembre.
- U.S. Environmental Protection Agency. 1997. *Superfund Program Representative Sampling Guidance. Volume 3: Biological. Interim Final*, Environmental Response Team Center, Office of Emergency and Remedial Response, Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington, DC, mai.
- U.S. Environmental Protection Agency. 2000a. *Bioaccumulation Testing and Interpretation for the Purpose of Sediment Quality Assessment*, Office of Water, Office of Research and Development, Washington, DC. Rapport EPA/823/R-00/001.
- U.S. Environmental Protection Agency. 2000b. *Guidance for the Data Quality Objectives Process*, Office of Environmental Information, Washington, DC, août. Rapport EPA/600/R-96/055.
- U.S. Environmental Protection Agency. 2000c. *Guidance for Choosing a Sampling Design for Environmental Data Collection for use in the Development of a Quality Assurance Plan*, Office of Environmental Information. Washington, D.C., août. Rapport EPA QA/G5S, version provisoire pour examen par les pairs.
- U.S. Environmental Protection Agency. 2000d. *Equilibrium-Partitioning Sediment Guidelines (ESGs) for the Protection of Benthic Organisms: Polycyclic Aromatic Hydrocarbon (PAH) Mixtures (Draft)*, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Science and Technology and Office of Research and Development.
- U.S. Environmental Protection Agency. 2000e. *Equilibrium-Partitioning Sediment Guidelines (ESGs) for the Protection of Benthic Organisms: Metal Mixtures (Cd, Cu, Pb, Ni, Ag, Zn) (Draft)*, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Science and Technology, Office of Research and Development.
- U.S. Environmental Protection Agency. 2000f. *Equilibrium-Partitioning Sediment Guidelines (ESGs) for the Protection of Benthic Organisms: Nonionic Organics (Draft)*, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Science and Technology, Office of Research and Development.
- U.S. Environmental Protection Agency. 2001. *Methods for Collection, Storage and Manipulation of Sediments for Chemical and Toxicological Analyses: Technical Manual*, Office of Water. Washington, DC, octobre. Rapport EPA-823-B-01-002.
- U.S. Environmental Protection Agency. 2002a. *A Guidance Manual to Support the Assessment of Contaminated Sediments in Freshwater Ecosystems, Volume I: An Ecosystem-Based Framework for Assessing and Managing Contaminated Sediments*, Great Lakes National Program Office, Chicago (Illinois), décembre. Rapport EPA-905-B02-001-A.
- U.S. Environmental Protection Agency. 2002b. *Guidance for Comparing Background and Chemical Concentrations in Soil to CERCLA Sites*, Office of Emergency and Remedial Response, Washington, D.C., septembre.
- U.S. Environmental Protection Agency. 2002c. *A Guidance Manual to Support the Assessment of Contaminated Sediments in Freshwater Ecosystems, Volume II: Design and Implementation of Sediment*

## Chapitre 10 : Caractérisation des sédiments

- Quality Investigations*, Great Lakes National Program Office, Chicago (Illinois), décembre. Rapport EPA-905-B02-001-A.
- U.S. Environmental Protection Agency. 2002d. *A Guidance Manual to Support the Assessment of Contaminated Sediments in Freshwater Ecosystems, Volume III: Interpretation of the Results of Sediment Quality Investigations*, Great Lakes National Program Office, Chicago (Illinois), décembre. Rapport EPA-905-B02-001-A.
- U.S. Environmental Protection Agency. 2003a. *A Compendium of Chemical, Physical and Biological Methods for Assessing and Monitoring the Remediation of Contaminated Sediment Sites*, février. Rapport EPA-68-W-99-033, préparé par le Battelle Memorial Institute.
- U.S. Environmental Protection Agency. 2003b. *Procedures for the Derivation of Equilibrium Partitioning Sediment Benchmarks (ESBs) for the Protection of Benthic Organisms: PAH Mixtures*, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Washington DC. Rapport EPA-600-R-02-013.
- U.S. Environmental Protection Agency. 2005a. *Contaminated Sediment Remediation Guidance for Hazardous Waste Sites*, Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington, DC, décembre. Rapport EPA-540-R-05-012.
- U.S. Environmental Protection Agency. 2005b. *Procedures for the Derivation of Equilibrium Partitioning Sediment Benchmarks (ESBs) for the Protection of Benthic Organisms: Metals Mixtures*, Office of Research and Development. Rapport EPA-600-R-02-00.
- U.S. Environmental Protection Agency. 2006. *Guidance on Systematic Planning Using the Data Quality Objectives Process*, Office of Environmental Information, Washington, DC. Rapport EPA/240/B-06/011.
- U.S. Environmental Protection Agency. 2007a. *Framework for Metals Risk Assessment*, Office of the Science Advisor, Risk Assessment Forum, Washington, DC, mars. Rapport EPA/120/R-07/001.
- U.S. Environmental Protection Agency. 2007b. USEPA, Region 4, Science and Ecosystem Support Division, Athens, Georgia. SOP#SESDPROC-200-R1.
- U.S. Navy (Department of the Navy, USA). 1997. *Navy Environmental Compliance Sampling and Field Testing Procedures*. NAVSEA T0300-AZ-PRO-010.
- Vecchi, M., T.B. Reynoldson, A. Pasteris et G. Bonomi. 1999. « Toxicity of Copper-Spiked Sediments to *Tubifex tubifex* (Oligochaeta, Tubificidae): Comparison of the 28-day reproductive bioassay with an early-life-stage bioassay », *Environmental Toxicology and Chemistry*, 18(6), p. 1144-1148.
- Washington State Department of Ecology. 1995. *Sediment Sampling and Analysis Plan Appendix: Guidance on the Development of Sediment Sampling and Analysis Plans Meeting the Requirements of the Sediment Management Standards*, Bellevue, Washington. Ébauche préparée par PTI Environmental Services.
- Wenning, R.J., G.E. Batley, C.G. Ingersoll et D.W. Moore (dir). 2002. *Use of Sediment Quality Guidelines and Related Tools for the Assessment of Contaminated Sediments*. Travaux de l'atelier Pellston, tenu à Fairmont (MT).

**Annexe 10-1 : Avantages et inconvénients des dispositifs d'échantillonnage de sédiments et d'eau interstitielle**

Dispositif	Milieu	Utilisation	Profondeur de l'échantillon	Volume de l'échantillon (L)	Avantages	Inconvénients
Pelles, truelles, cuillères, spatules (méthode directe, échantillonnage par grappillage)	Sédiments	Lacs, étangs, cours d'eau, milieux humides et estuaires, de faible profondeur et accessibles à gué; sédiments de surface.	0 à 10 cm	≤ 0,25	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Rapide et facile à utiliser.</li> <li>• Courant et peu coûteux.</li> <li>• Facile à décontaminer.</li> <li>• Disponible dans divers matériaux.</li> <li>• Approprié pour les sédiments consolidés.</li> <li>• Comme on peut le jeter, le risque de contamination croisée est réduit.</li> <li>• La pelle de laboratoire est moins sujette à la corrosion ou aux réactions chimiques que les outils de jardin ou ménagers disponibles sur le marché (moins de risque de contamination des échantillons).</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Perturbe l'interface eau-sédiment et peut modifier l'intégrité des échantillons.</li> <li>• Les particules fines peuvent être perdues.</li> <li>• Inefficace dans la boue ou dans tout autre substrat meuble.</li> <li>• Il est difficile de prélever des échantillons intacts pour le sous-échantillonnage.</li> <li>• Il est difficile de manœuvrer les échantillons, surtout pour les placer dans de petits contenants.</li> <li>• Limité par la profondeur de l'eau.</li> <li>• Le petit volume des échantillons nécessite le prélèvement de plusieurs échantillons.</li> </ul>
Tube de prélèvement en Téflon®, en plastique ou en verre (diamètre intérieur (DI) de 3,5 à 7,5 cm, < 120 cm de longueur) (méthode directe, échantillonnage par grappillage)	Sédiments	Lacs, étangs, cours d'eau, milieux humides et estuaires, de faible profondeur et accessibles à gué; sédiments de surface.	0 à 10 cm	0,09 à 0,44	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Préserve les couches sédimentaires et permet l'étude historique de ces couches.</li> <li>• Risque minimal de contamination.</li> <li>• Rapide; les échantillons sont déjà prêts à être envoyés au laboratoire.</li> <li>• Prélève des échantillons relativement intacts; préserve l'intégrité de l'échantillon.</li> <li>• Retient les sédiments fins de surface.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Le petit volume des échantillons nécessite le prélèvement de plusieurs échantillons.</li> <li>• Limité par la profondeur de l'eau.</li> <li>• Les sédiments peuvent tomber durant l'extraction.</li> </ul>

## Chapitre 10 : Caractérisation des sédiments

Dispositif	Milieu	Utilisation	Profondeur de l'échantillon	Volume de l'échantillon (L)	Avantages	Inconvénients
Carottier à main avec gaine amovible en Téflon®, en plastique ou en verre (DI de 3,5 à 7,5 cm, < 120 cm de longueur) (méthode directe, échantillonnage par grappillage)	Sédiments	Lacs, étangs, cours d'eau, marais et estuaires, de faible profondeur et accessibles à gué; sédiments de surface, sédiments plus consolidés qu'avec les tubes de prélèvement.	0 à 10 cm	0,96 à 0,44	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Mêmes avantages que pour les tubes de prélèvement.</li> <li>• Les poignées facilitent la pénétration de l'échantillonneur dans le substrat.</li> <li>• Facile à utiliser.</li> <li>• Un clapet de retenue peut être placé sur l'extrémité supérieure pour retenir les sédiments durant l'extraction.</li> <li>• Approprié pour les analyses de composés organiques ou de métaux traces.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Mêmes inconvénients que pour les tubes de prélèvement.</li> <li>• Doit être manié avec précaution pour éviter tout déversement.</li> <li>• Les gaines doivent être retirées avant d'effectuer un nouvel échantillonnage.</li> <li>• Le métal du cylindre et de l'arrache-carottes peut contaminer l'échantillon.</li> </ul>
Petite benne Birge-Ekman (méthode indirecte, échantillonnage par grappillage)	Sédiments	Lacs, étangs, cours d'eau, milieux humides, estuaires et zones marines, de faible profondeur et accessibles à gué; sédiments de surface; sédiments meubles – silt et sable.	0 à 10 cm	≤ 3,4	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Se manie facilement sans treuil ni grue.</li> <li>• Peut être adaptée pour une utilisation en eau peu profonde.</li> <li>• Appropriée pour les sédiments meubles.</li> <li>• Permet le sous-échantillonnage.</li> <li>• Peut prélever des échantillons de la faune benthique.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Comme la benne est légère et qu'elle est commandée par un messenger, son utilisation est restreinte aux zones de faible courant.</li> <li>• Peut dépasser la profondeur de pénétration cible.</li> <li>• Le sous-échantillonnage peut être limité par la dimension des volets supérieurs.</li> <li>• L'intégrité des sédiments est perturbée.</li> <li>• Fermeture incomplète des mâchoires dans les sédiments grossiers ou avec les gros débris.</li> <li>• N'est pas appropriée pour les fonds sableux, rocheux et durs, les fonds recouverts de végétation et les cours d'eau au débit rapide.</li> <li>• Ne doit pas être utilisée à partir d'un pont de quelques pieds de hauteur, car cela pourrait endommager le mécanisme à ressort.</li> </ul>

## Chapitre 10 : Caractérisation des sédiments

Dispositif	Milieu	Utilisation	Profondeur de l'échantillon	Volume de l'échantillon (L)	Avantages	Inconvénients
Grande benne Birge-Ekman (méthode indirecte, échantillonnage par grappillage)	Sédiments	Lacs, étangs, rivières, estuaires et zones marines en eau profonde; sédiments meubles – silt et sable.	0 à 30 cm	≤ 13,3	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Appropriée pour les sédiments meubles.</li> <li>• Permet le sous-échantillonnage.</li> <li>• Peut prélever des échantillons de la faune benthique.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Limitée aux zones de faible courant.</li> <li>• La profondeur de pénétration cible peut être dépassée en raison du poids de l'échantillonneur.</li> <li>• Lourd; nécessite l'utilisation d'un treuil.</li> </ul>
Benne Ponar standard (méthode indirecte, échantillonnage par grappillage)	Sédiments	Lacs, étangs, rivières, estuaires et zones marines profonds; sable, silt ou argile.	0 à 10 cm	7,25	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Benne la plus universelle.</li> <li>• Appropriée pour la plupart des substrats.</li> <li>• Prélève de gros échantillons intacts, ce qui permet le sous-échantillonnage.</li> <li>• Appropriée pour les sédiments grossiers et consolidés.</li> <li>• Prélève les échantillons avec perturbation nulle ou minimale.</li> <li>• Bonne protection contre le lessivage des sédiments, sauf lorsque la benne est utilisée dans des sédiments très grossiers.</li> <li>• Bonne descente verticale.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Risque de fermeture incomplète, ce qui peut causer la perte de sédiments.</li> <li>• Le boîtier en métal peut contaminer l'échantillon.</li> <li>• Lourd; nécessite l'utilisation d'un treuil.</li> </ul>
Petite benne Ponar (méthode indirecte, échantillonnage par grappillage)	Sédiments	Lacs, étangs, rivières, estuaires et zones marines profonds; sable, silt ou argile.	0 à 10 cm	1,0	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Appropriée pour la plupart des substrats non compactés.</li> <li>• Peut être mise en place à la main à partir d'une petite embarcation.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Peut ne pas pénétrer les sédiments à la profondeur voulue, surtout dans les sédiments non consolidés.</li> <li>• Risque de fermeture incomplète, ce qui peut causer la perte de sédiments.</li> <li>• Peut devoir être mise à l'eau plusieurs fois selon le volume de l'échantillon.</li> <li>• Peut nécessiter l'utilisation d'un treuil en eau profonde.</li> </ul>

## Chapitre 10 : Caractérisation des sédiments

Dispositif	Milieu	Utilisation	Profondeur de l'échantillon	Volume de l'échantillon (L)	Avantages	Inconvénients
Benne van Veen (méthode indirecte, échantillonnage par grappillage)	Sédiments	Lacs, étangs, rivières, estuaires et zones marines profonds; sable, silt ou argile.	0 à 30 cm	18 à 75	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Appropriée pour la plupart des substrats non compactés.</li> <li>• Prélève de gros échantillons intacts, ce qui permet le sous-échantillonnage.</li> <li>• Disponible en acier inoxydable.</li> <li>• Efficace dans les courants forts.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Risque de fermeture incomplète, ce qui peut causer la perte de sédiments.</li> <li>• Peut se fermer prématurément dans les courants forts.</li> <li>• Le boîtier en métal peut contaminer l'échantillon.</li> <li>• Lourde; nécessite l'utilisation d'un treuil et d'une grande embarcation.</li> </ul>
Benne Van Veen modifiée (méthode indirecte, échantillonnage par grappillage)	Sédiments	Lacs, étangs, rivières, estuaires et zones marines profonds; sable, silt ou argile.	0 à 15 cm	≤ 18	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Le revêtement en Téflon® ou en plastique peut empêcher la contamination par le métal.</li> <li>• Le grillage du godet aide à réduire les effets de la vague de proue.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Nécessite l'utilisation d'un treuil et d'une grande embarcation.</li> <li>• Relativement coûteuse.</li> </ul>
Benne Petersen (méthode indirecte, échantillonnage par grappillage)	Sédiments	Lacs, étangs, rivières, estuaires et zones marines profonds; plupart des substrats.	0 à 30 cm	9,45	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Pénètre dans la plupart des substrats.</li> <li>• Peut être utilisée dans les substrats rocheux.</li> <li>• Peut être utilisée dans les cours d'eau au débit rapide.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• L'onde de choc provoquée par la descente peut perturber les sédiments fins.</li> <li>• L'absence de couvercle ne permet pas le sous-échantillonnage.</li> <li>• Risque de fermeture incomplète, ce qui peut causer la perte de sédiments.</li> <li>• Peut nécessiter l'utilisation d'un treuil.</li> </ul>
Benne Shippek standard (méthode indirecte, échantillonnage par grappillage)	Sédiments	Lacs, réservoirs et zones marines profonds; plupart des substrats meubles.	0 à 10 cm	3,0	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Le godet d'échantillonnage s'ouvre pour permettre le sous-échantillonnage.</li> <li>• Peut retenir les sédiments fins.</li> <li>• Approprié pour la plupart des substrats.</li> <li>• Déclenchement et stabilité fiables, protection contre le lessivage des sédiments.</li> <li>• Coupe nette.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• L'onde de choc provoquée par la descente peut perturber les sédiments fins supérieurs.</li> <li>• Le boîtier en métal peut contaminer l'échantillon.</li> <li>• Lourde; nécessite l'utilisation d'un treuil.</li> <li>• Non appropriée pour l'argile sableuse compactée ou le till compacté.</li> </ul>



## Chapitre 10 : Caractérisation des sédiments

Dispositif	Milieu	Utilisation	Profondeur de l'échantillon	Volume de l'échantillon (L)	Avantages	Inconvénients
Mini benne Shipek (méthode indirecte, échantillonnage par grappillage)	Sédiments	Lacs, étangs, estuaires, zones marines; plupart des substrats meubles	0 à 3 cm	0,5	<ul style="list-style-type: none"> <li>Facile à manier sans treuil ni grue.</li> <li>Capable de retenir les sédiments fins.</li> <li>Appropriée sur la plupart des substrats.</li> <li>Déclenchement et stabilité fiables, protection contre le lessivage des sédiments.</li> <li>Coupe nette.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>L'onde de choc provoquée par la descente peut perturber les sédiments fins supérieurs.</li> <li>Le boîtier en métal peut contaminer l'échantillon.</li> <li>Peut se fermer prématurément.</li> <li>Échantillons de petit volume.</li> </ul>
Carottier à gravité Benthos (DI de 6,6 à 7,1 cm, 3 m de longueur) (méthode indirecte, échantillonnage par grappillage)	Sédiments	Lacs, étangs, rivières, estuaires et zones marines profonds; sédiments meubles et fins.	0 à 3 m	≤ 10	<ul style="list-style-type: none"> <li>Retient la totalité de l'échantillon, car un clapet est monté sur la gaine de la carotte.</li> <li>Les ailettes assurent la pénétration verticale.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Des poids sont nécessaires pour assurer la pénétration en profondeur, une capacité de levage de 750 à 1 000 kg est donc nécessaire.</li> <li>Pénétration verticale requise.</li> <li>Nécessite l'utilisation d'une grande embarcation pour une utilisation adéquate.</li> <li>Compacte l'échantillon de sédiments.</li> </ul>
Carottier à gravité Phleger (DI de 3,5 cm, 50 cm de longueur) (méthode indirecte, échantillonnage par grappillage)	Sédiments	Lacs, étangs, rivières, estuaires et zones marines profonds; sédiments semi-consolidés.	0 à 50 cm	≤ 0,48	<ul style="list-style-type: none"> <li>Réduit le risque de contamination de l'échantillon.</li> <li>Couronne de carottage coupante.</li> <li>Réussit assez bien à maintenir l'intégrité des sédiments.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Doit être manié avec précaution pour éviter le déversement des sédiments.</li> <li>Comme les échantillons sont de petit volume, il faut faire descendre le carottier plusieurs fois et il faut changer la gaine de la carotte à chaque manœuvre.</li> </ul>

## Chapitre 10 : Caractérisation des sédiments

Dispositif	Milieu	Utilisation	Profondeur de l'échantillon	Volume de l'échantillon (L)	Avantages	Inconvénients
Carottier à caisson (méthode indirecte, échantillonnage par grappillage)	Sédiments	Lacs, étangs, rivières, estuaires et zones marines peu profonds à profonds; sédiments non consolidés d'au moins 1 m de profondeur.	0 à 70 cm	< 30,0	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Prélève de gros échantillons intacts.</li> <li>• Optimal pour obtenir des échantillons intacts.</li> <li>• Excellent contrôle de la profondeur de pénétration.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Difficile à manier.</li> <li>• Relativement lourd; nécessite l'utilisation d'un navire et d'un treuil à moteur pour sa mise en place.</li> <li>• Certains modèles peuvent ne pas être appropriés pour les sédiments très grossiers.</li> </ul>
Carottier à piston (méthode indirecte, échantillonnage par grappillage)	Sédiments	Plancher océanique et grands lacs profonds; plupart des substrats.	3 à 20 m	5 à 40	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Prélève généralement une carotte de sédiments relativement intacte dans l'eau profonde.</li> <li>• Prélève des échantillons de sédiments consolidés.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Nécessite une capacité de levage de &gt; 2 000 kg.</li> <li>• Le piston et son positionnement au moment de la pénétration peuvent dévier.</li> <li>• Perturbe la couche de sédiments de surface (0 à 0,5 m).</li> <li>• Coût élevé.</li> </ul>
Carottier à vibration (DI de 5,0 à 7,5 cm) (méthode indirecte, échantillonnage par grappillage)	Sédiments	Plateau continental des océans, grands lacs; sable, silt, sable graveleux.	3 à 6 m	5,9 à 13,2	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Prélève des échantillons de la plupart des substrats avec perturbation minimale dans les profils profonds.</li> <li>• Peut être utilisé dans des profondeurs de plus de 20 m d'eau.</li> <li>• Les modèles portatifs peuvent être manœuvrés à partir de petites embarcations (p. ex. 10 m de longueur).</li> <li>• Prélève des échantillons de sédiments consolidés.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Nécessite beaucoup de main-d'œuvre.</li> <li>• L'assemblage et le désassemblage peuvent nécessiter des plongeurs.</li> <li>• Perturbe la couche de surface (0 à 0,5 m).</li> <li>• Une génératrice spéciale peut être requise.</li> <li>• Les modèles lourds nécessitent l'utilisation d'une grande embarcation et d'un treuil à moteur.</li> </ul>

## Chapitre 10 : Caractérisation des sédiments

Dispositif	Milieu	Utilisation	Profondeur de l'échantillon	Volume de l'échantillon (L)	Avantages	Inconvénients
Plateaux de dialyse ( <i>peeper</i> )	Eau interstitielle	Lacs, étangs, milieux humides, rivières, estuaires et océans; en eau peu profonde ou profonde; sédiments fins non compactés.	0,2 à 30 cm	≤ 0,25	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Méthode la plus précise.</li> <li>• Artéfacts réduits en raison de la perturbation minimale.</li> <li>• Aucun traitement en laboratoire.</li> <li>• La température, l'oxydation et la pression n'ont pratiquement aucun effet sur l'échantillon.</li> <li>• Peu coûteux et facile à construire.</li> <li>• Une certaine sélection des composés chimiques est possible selon la nature de l'échantillon au moyen de membranes spécifiques.</li> <li>• Membranes/grilles disponibles dans un large éventail de grandeurs de mailles et grand choix de solutés internes ou de substrats disponibles.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Doit être mis en place à la main (p. ex. par des plongeurs dans les eaux profondes).</li> <li>• Des semaines, voire des mois, sont nécessaires pour que l'équilibre se crée.</li> <li>• Méthodes non normalisées/utilisées rarement.</li> <li>• Certaines membranes sont sujettes à l'encrassement.</li> <li>• Il faut désoxygéner la cellule et le matériel pour empêcher l'oxydation.</li> <li>• Certaines cellules permettent seulement de prélever des échantillons de petits volumes.</li> <li>• Au moment du prélèvement, il faut prendre les précautions nécessaires pour empêcher l'oxydation et/ou le dégazage de l'échantillon.</li> <li>• Son utilité pour échantillonner avec précision des composés organiques hautement hydrophobes est inconnue (p. ex. la sorption de composés hydrophobes sur l'échantillonneur ou la membrane pourrait réduire artificiellement les concentrations de composés chimiques dans l'eau interstitielle).</li> <li>• Nécessite beaucoup de main-d'œuvre.</li> </ul>

## Chapitre 10 : Caractérisation des sédiments

Dispositif	Milieu	Utilisation	Profondeur de l'échantillon	Volume de l'échantillon (L)	Avantages	Inconvénients
Échantillonneur par aspiration	Eau interstitielle	Lacs, étangs, milieux humides, cours d'eau et estuaires, principalement profonds; sédiments non consolidés, fins à grossiers.	0,2 à 30 cm	≤ 0,25	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Artéfacts réduits, définition du gradient.</li> <li>• Prélèvement rapide.</li> <li>• Aucun traitement en laboratoire.</li> <li>• Système fermé qui empêche toute contamination.</li> <li>• Les dispositifs d'aspiration comprennent des barboteurs, des seringues, des sondes et des tubes.</li> <li>• Facile à faire fonctionner et technologie rudimentaire.</li> <li>• Fonctionne mieux dans un substrat hautement poreux.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Nécessite des dispositifs de prélèvement non standard.</li> <li>• Échantillons de petit volume.</li> <li>• La méthode avec barboteur est difficile à utiliser dans certains sédiments et dans l'eau plus profonde (&gt;1 m).</li> <li>• La méthode utilisée peut nécessiter des plongeurs pour mettre en place le dispositif dans les eaux profondes.</li> <li>• Risque de sorption de métaux et de carbone organique hydrophobe sur le filtre.</li> <li>• Le silt et les particules de la taille de l'argile peuvent colmater le dispositif.</li> <li>• De l'eau interstitielle des couches non ciblées (p. ex. eaux sus-jacentes) peut être prélevée.</li> <li>• L'oxydation et le dégazage de l'eau interstitielle peuvent se produire.</li> </ul>
Échantillonneur sous pression (pression pneumatique)	Eau interstitielle	Prélèvement de sédiments dans les lacs, les étangs, les milieux humides, les rivières, les estuaires et les océans; en eau peu profonde ou profonde; sédiments fins non consolidés.	0 à 10 cm	Déterminé par le volume de sédiments prélevés.	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Prélève de grands volumes d'eau interstitielle.</li> <li>• Facile à faire fonctionner.</li> <li>• Peut être utilisé avec des particules de sédiments fines, moyennes et grossières.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Perte de carbone organique hydrophobe sur le filtre.</li> <li>• Peut compromettre l'intégrité de l'échantillon.</li> <li>• Risque d'oxydation de l'échantillon et de perte de composés volatils.</li> </ul>

## Chapitre 10 : Caractérisation des sédiments

Dispositif	Milieu	Utilisation	Profondeur de l'échantillon	Volume de l'échantillon (L)	Avantages	Inconvénients
Centrifugation	Eau interstitielle	Prélèvement de sédiments dans les lacs, les étangs, les milieux humides, les rivières, les estuaires et les océans; en eau peu profonde ou profonde; sédiments fins non consolidés.	0 à 10 cm	Déterminé par le volume de sédiments prélevés.	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Le temps d'extraction est court.</li> <li>• Plusieurs variables (p. ex. durée, vitesse) peuvent être modifiées pour optimiser le fonctionnement.</li> <li>• De grands volumes d'eau interstitielle sont prélevés.</li> <li>• Facile à faire fonctionner.</li> <li>• Peut être utilisé avec des particules de sédiments fines à moyennes.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Beaucoup de main d'œuvre (p. ex. de grands volumes de sédiments doivent être prélevés).</li> <li>• Lyse des cellules durant la rotation.</li> <li>• Le prélèvement de sédiments plus grossiers peut nécessiter un échantillon de plus grand volume ou être impossible.</li> <li>• Perte de carbone organique hydrophobe sur le filtre.</li> <li>• Le dégazage peut se produire.</li> <li>• Peut compromettre l'intégrité de l'échantillon.</li> </ul>

Sources : USEPA, 1995; 2001; 2002 b; Washington State Department of Ecology, 1995; Clark, 1996; Carr et Nipper, 2003; Ohio EPA, 2001.

## 11 CARACTÉRISATION BIOLOGIQUE

### 11.1 Contexte, objectif et portée

Le présent chapitre porte sur la conception générale de l'échantillonnage, l'équipement et d'autres facteurs concernant l'échantillonnage biologique dans les lacs, les étangs, les zones humides, les cours d'eau, les estuaires, les océans les habitats terrestres.

L'échantillonnage biologique s'effectue habituellement dans le cadre des caractérisations environnementales de site afin de mesurer les concentrations de contaminants potentiellement préoccupants (CPP) dans les tissus biologiques aux fins de l'évaluation des risques pour la santé humaine l'environnement ou pour obtenir des mesures propres au site de la diversité et de l'abondance d'une population ou d'une communauté de composantes valorisées de l'écosystème (CVE)<sup>1</sup>. Le chapitre englobe une vaste gamme d'organismes et de méthodes de caractérisation, mais il privilégie les méthodes d'échantillonnage les plus courantes en appui aux évaluations des risques. Ainsi, puisque l'échantillonnage d'organismes aquatiques est plus courant que l'échantillonnage d'organismes terrestres (à des fins d'évaluation des risques), il porte davantage sur le biote aquatique que sur le biote terrestre.

#### Caractérisation biologique

Ce chapitre décrit la planification, la démarche et les méthodes de la caractérisation biologique. En voici les principaux éléments et les sections qui s'y rapportent :

- Modèle conceptuel et reconnaissance du site (11.2)
- Approche et conception de l'étude (11.3)
- Méthodes et équipement d'échantillonnage biologique (11.4)
- Analyse des données (11.5)

et

fins  
ou

Vu sa grande portée, ce chapitre ne contient pas de méthodes d'échantillonnage très détaillées ou normatives, d'information sur des exigences réglementaires particulières ni de protocoles d'analyse en laboratoire. Il présente des renseignements qui s'appuient sur les informations et recommandations actuelles de divers organismes et vise à fournir un ensemble cohérent de recommandations à ceux qui s'occupent des études sur le terrain et qui doivent appliquer les méthodes d'échantillonnage les plus courantes.

Pour ce qui est de l'évaluation des risques pour la santé humaine, l'échantillonnage biologique est souvent approprié dans les zones d'étude où l'exposition par ingestion de poisson est importante. L'échantillonnage biologique peut également jouer un rôle important dans la caractérisation des risques associés à la consommation de légumes cultivés sur place, de bœuf, de produits laitiers ou de gibier chassé dans les environs. En ce qui a trait à la caractérisation des risques pour l'environnement, l'exposition par voie alimentaire aux CPP bioaccumulables est souvent l'élément le plus important lorsqu'il est question de l'exposition des animaux sauvages et des risques connexes (Moore *et al.*, 1997, 1999), et il faut donc souvent y accorder une attention particulière dans la caractérisation des

<sup>1</sup> Dans ce chapitre, le terme « population » sert à désigner les populations biologiques, c'est-à-dire des ensembles d'organismes appartenant au même groupe ou à la même espèce, qui vivent dans la même zone géographique et qui sont capables de se reproduire entre eux. Dans les chapitres précédents, « population » désignait généralement une population de données, c'est-à-dire un ensemble de données.

risques pour les oiseaux et les mammifères carnivores et piscivores. On peut se servir de données chimiques sur les tissus de poissons afin d'évaluer les risques pour les poissons, de même que les risques pour l'humain et les animaux sauvages qui se nourrissent de poissons.

Le chapitre vise principalement : 1) à fournir des orientations concernant les facteurs à prendre en considération dans l'échantillonnage biologique pour établir les données d'évaluation des risques; 2) à faciliter la collecte de données utiles et de haute qualité en fournissant des méthodes uniformes à ceux qui doivent mettre en place des programmes d'échantillonnage biologique pour évaluer les risques pour la santé humaine et l'environnement.

L'échantillonnage biologique constitue souvent une étape essentielle de la caractérisation des risques dans les zones d'étude où il y a des CPP bioaccumulables (p. ex. dichlorodiphényltrichloroéthane [DDT], dieldrine et autres pesticides, biphényles polychlorés [BPC], polychlorodibenzodioxines et polychlorodibenzofuranes [PCDD/PCDF], plomb, méthylmercure). L'encadré 11-1 cite les sources d'information servant à la sélection des composés bioaccumulables. Plusieurs portent sur des composés bioaccumulables dans les tissus de poissons, mais les composés en question peuvent

### **ENCADRÉ 11-1 : Sources d'information pour la sélection de composés bioaccumulables**

- Le gouvernement du Canada a dressé la Liste intérieure des substances (LIS), qui répertorie environ 23 000 substances. Celles qui y figurent et qui sont considérées comme bioaccumulables sont fournies à l'adresse suivante : <http://www.ec.gc.ca/lcpe-cepa/default.asp?lang=Fr&n=5F213FA8-1&wsdoc=D031CB30-B31B-D54C-0E46-37E32D526A1F>.
- USEPA. *Listing of Fish and Wildlife Consumption Advisories*, 1997.
- Contaminants préoccupants du Regional Ambient Fish Tissue Monitoring Program (liste provisoire fournie par l'USEPA, région 7).
- USEPA. *Guidance for Assessing Chemical Contaminant Data for Use in Fish Advisories, Volume 1, Fish Sampling and Analysis*, 3<sup>e</sup> édition, 2000. Publication EPA 823-B-00-007.
- Polluants organiques persistants (POP) figurant dans le rapport de l'Équipe spéciale des polluants organiques persistants, 4<sup>e</sup> réunion tenue du 21 au 25 février 1994 à La Haye (Pays-Bas).
- USEPA, USACE. *Evaluation of Dredged Material Proposed For Discharge in Waters of the U.S. – Testing Manual (Inland Testing Manual)*, février 1998 (voir les tableaux 9-5 et 9-6 de ce document). Publication EPA-823-B-98-004.
- Analytes cibles recommandés dans : USEPA, *Guidance for Assessing Chemical Contaminant Data for Use in Fish Advisories, Volume 1, Fish Sampling and Analysis*, 2<sup>e</sup> édition, 1995. Publication EPA 823-R-95-007.

également être préoccupants pour les organismes terrestres et d'autres organismes aquatiques. On n'a relevé aucune source comparable sur des composés bioaccumulables chez d'autres organismes (p. ex.

mollusques et crustacés, invertébrés terrestres), ce qui est sans doute dû au fait que ces organismes sont plus rarement échantillonnés que les poissons.

### **Termes employés pour décrire l'accumulation des CPP dans le biote**

On utilise cinq termes pour décrire l'accumulation des CPP dans le biote :

- *Bioconcentration* – Absorption directe des contaminants du milieu par les organismes terrestres et aquatiques. Renvoie habituellement à la situation où les concentrations résultantes dans l'organisme sont plus élevées que les concentrations mesurées dans le milieu (p. ex. eau ou sol).
- *Bioaccumulation* – Absorption de composés chimiques par les organismes terrestres et aquatiques, directement du milieu et par la consommation de nourriture contaminée, à un rythme plus rapide que la perte des composés par excrétion ou métabolisme.
- *Bioamplification* – Augmentation systématique de la concentration tissulaire des composés chimiques accumulés, à mesure qu'on s'élève dans la chaîne trophique.
- *Biodisponibilité* – Quantité de substance chimique disponible pour les tissus cibles après exposition. Habituellement, on mesure la biodisponibilité de façon indirecte en comparant les concentrations dans les tissus à celles qu'on mesure en milieu abiotique, ou en mesurant des paramètres en milieu abiotique qui influent sur la biodisponibilité (p. ex. mesure de la teneur en carbone organique ou de l'eau interstitielle des sédiments, mesure du pH ou de la capacité d'échange cationique des sols). On peut aussi mesurer les concentrations dans le sang d'un organisme, quoiqu'on ait rarement recours à cette technique.
- *Bioaccessibilité* – Relève d'une technique d'analyse visant à estimer la biodisponibilité en effectuant l'extraction d'acides faibles, d'eau ou de liquides gastriques simulés dans les échantillons de sol ou de sédiments. La bioaccessibilité correspond à la fraction estimée d'une substance dans le milieu qui peut être absorbée par un organisme, alors que la biodisponibilité est une mesure directe de ce qui a été adsorbé.

Source : CCME, 2006.

Dans le reste du présent chapitre, on utilise généralement le terme « bioaccumulation », qui rend compte de l'exposition à plusieurs milieux.

Le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (DORS/2000-107), pris en application de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (1999), énonce les critères qui permettent de déterminer si une substance est persistante ou bioaccumulable aux termes de la Loi. En vertu du Règlement, une substance est dite bioaccumulable si son facteur de bioaccumulation (FBA) est égal ou



supérieur à 5 000, si son facteur de bioconcentration (FBC) est égal ou supérieur à 5 000 ou si le logarithme de son coefficient de partage octanol-eau est égal ou supérieur à 5<sup>2</sup>.

Le Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) a adopté ces valeurs pour déterminer si une substance est bioaccumulable conformément à l'*Énoncé de principe du CCME en matière de gestion des substances toxiques* et au *Protocole d'élaboration de recommandations pour les résidus dans les tissus en vue de protéger les espèces fauniques consommant le biote aquatique au Canada* (CCME, 1998).

L'exposition des organismes biologiques à des agents stressants peut survenir de plusieurs façons, selon les conditions présentes dans la zone d'étude. Cette exposition peut également être limitée par plusieurs conditions physiques et chimiques, selon des processus difficiles à prévoir. Par conséquent, l'échantillonnage biologique offre souvent la mesure la plus directe et la plus précise de l'exposition propre au site pour les CVE. Dans l'évaluation préalable des risques, on peut effectuer une estimation des concentrations dans les tissus du biote en appliquant des FBC qui permettent de passer de l'eau au biote (habituellement dans le cas des poissons) ou des FBA qui permettent de passer des sédiments ou du sol au biote, ces facteurs étant toujours fondés sur des recherches publiées. La mesure directe des concentrations de CPP dans les tissus du biote est généralement plus précise que les valeurs obtenues par extrapolation des concentrations dans le biote fondées sur des FBC et des FBA appliqués aux milieux abiotiques. Par conséquent, dans les zones d'étude où le potentiel de bioaccumulation est source de préoccupation, on recommande de procéder à la collecte de données sur les tissus biologiques afin de réduire l'incertitude associée à l'évaluation des risques pour la santé humaine et l'environnement avant de prendre toute décision en matière de gestion des risques ou de restauration

Même si on s'intéresse ici au prélèvement d'échantillons biologiques à des fins d'analyse chimique (mesures de l'exposition), l'échantillonnage biologique peut également servir à mesurer les effets (p. ex. productivité, structure de la communauté). Les mesures relatives aux effets sont employées pour évaluer l'incidence des agents stressants chimiques ou physiques sur l'environnement. Un examen détaillé des multiples méthodes d'analyse de la structure de la communauté dépasserait la portée du présent chapitre; cependant, des sources qui fournissent des renseignements supplémentaires sont citées dans la section appropriée.

### 11.2 Modèle conceptuel de site pour la caractérisation biologique

Comme il est décrit en détail au chapitre 4, l'élaboration d'un modèle conceptuel de site (MCS)

#### **Objectifs de l'échantillonnage biologique**

On effectue normalement l'échantillonnage biologique pour les raisons suivantes :

1. Mesure directe de la biodisponibilité.
2. Estimations propres au site de l'exposition des organismes et de leurs prédateurs.
3. Examen des concentrations de résidus dans les tissus par rapport aux concentrations dans les différents milieux (p. ex. sol, sédiments, eau) ou aux recommandations relatives aux résidus dans les tissus.
4. Contrôle de la productivité ou de la structure d'une communauté.

<sup>2</sup> On préfère employer le FBA plutôt que le FBC. À défaut du FBA ou du FBC, on peut utiliser le logarithme du coefficient de partage octanol-eau. Le FBA et le FBC sont calculés pour tout l'organisme et en poids humide.

représente un premier pas essentiel pour caractériser la nature et l'étendue des concentrations de CPP présents dans une zone d'étude. Le MCS permet de se représenter le devenir chimique et le transport des CPP dans les milieux aquatiques et terrestres et sert à orienter le programme d'échantillonnage. Il aide également les membres du personnel et les décideurs à comprendre et à communiquer les risques existant dans la zone d'étude.

Tel que mentionné au chapitre 4, la bioaccumulation constitue l'un des principaux mécanismes du devenir et du transport des CPP pour ce qui est des organismes biologiques, et les CPP les plus souvent évalués dans l'échantillonnage biologique sont des composés bioaccumulables (p. ex. DDT, BPC, dioxines et furanes, alkylplomb, méthylmercure), bien qu'on puisse se pencher sur d'autres CPP si les calculs préliminaires laissent croire à un risque pour les récepteurs humains ou écologiques.

De façon générale, les espèces retenues pour l'échantillonnage biologique sont choisies en fonction de la faisabilité de l'échantillonnage et de leur pertinence en ce qui concerne les questions posées dans le cadre de l'évaluation des risques. Les espèces échantillonnées peuvent correspondre aux CVE sélectionnées ou à leurs sources d'alimentation, de même qu'aux récepteurs humains. Le poisson, les invertébrés aquatiques et terrestres et les petits mammifères sont les espèces qu'on vise le plus souvent, mais des espèces de gibier (p. ex. gibier à plumes, chevreuil) ou végétales peuvent également faire l'objet d'un échantillonnage afin de déterminer les risques pour la santé humaine ou l'environnement. Un MCS général applicable à un site où se trouvent des sédiments contaminés est présenté à la figure 4-14. On s'attend à ce que les évaluateurs de risques le modifient ou utilisent le format de présentation qu'ils préfèrent dans le cas des MCS propres à un site. Dans le cas des modèles conceptuels propres à des sites particuliers, il faudrait tenir compte et analyser les sites de références auxquels les conditions du site contaminé seront comparées dans l'évaluation des risques.

### Reconnaissance du site aux fins de l'échantillonnage biologique

La reconnaissance du site a pour objectif premier d'améliorer l'efficacité et l'efficience des programmes d'échantillonnage grâce à la planification et à l'identification précoces des conditions particulières dont il faut tenir compte dans la zone d'étude avant d'entreprendre l'échantillonnage. La reconnaissance documentaire et la reconnaissance sur le terrain peuvent toutes deux être réalisées avant d'entreprendre l'échantillonnage biologique. Bien qu'une reconnaissance initiale sur place puisse être effectuée avant le premier échantillonnage ou en même temps, la première option est préférable, puisqu'une reconnaissance hâtive donne le temps non seulement d'obtenir l'équipement spécialisé requis compte tenu des conditions propres à la zone d'étude (p. ex. véhicules à quatre roues motrices), mais aussi de résoudre les problèmes d'accessibilité et de sécurité.

Avant de procéder à la reconnaissance du site, il est conseillé de passer en revue les informations de base et la documentation à l'appui, par exemple :

- Documents concernant la nature et l'étendue des substances chimiques présentes dans la zone d'étude, les utilisations passées de la zone d'étude et les pratiques de fabrication et d'élimination antérieures.
- Questions de sécurité pouvant nécessiter de l'équipement de protection individuelle (on peut apporter des modifications à la lumière des constatations issues de la reconnaissance du site).

## Chapitre 11 : Caractérisation biologique

- Cartes topographiques et photos aériennes permettant d'évaluer l'étendue des secteurs non développés dans la zone d'étude ou en aval qui pourraient constituer un habitat écologique.
- Limites de la propriété, de même que les noms, adresses et numéros de téléphone des propriétaires voisins. On doit évaluer les besoins en matière d'accès avant de procéder à la reconnaissance du site.
- Fiches signalétiques (FS) et renseignements du Système d'information sur les matières dangereuses utilisées au travail (SIMDUT) concernant les matières fabriquées, entreposées ou éliminées sur le site.
- Documents concernant les propriétés hydrogéologiques ou autres des sols qui pourraient aider à déterminer les mécanismes du devenir et du transport des substances.
- Tracés de l'écoulement dans la zone d'étude et lien entre les ouvrages de drainage et les points de stockage ou d'élimination des matières résiduelles; il faut également repérer les zones humides et les plaines inondables.
- Localisation des rejets d'effluents (eaux de traitement et eaux pluviales), des sites d'enfouissement et des réservoirs de stockage souterrains et hors sol.
- Emplacement et caractéristiques des plans d'eau voisins, y compris la profondeur moyenne, les régimes d'écoulement saisonniers et les conditions de qualité de l'eau qui influent sur les types de biotes présents à ces endroits (déterminer si le site est favorable à la vie aquatique). Les poissons fréquentent les marais saisonniers (cours d'eau intermittents) et ces milieux, même s'ils sont secs durant certaines périodes de l'année, sont considérés comme des habitats du poisson et sont protégés en vertu de la *Loi sur les pêches*. Toutefois, il va sans dire qu'on aurait beaucoup de mal à effectuer des échantillonnages de poissons dans ces habitats en pleine saison sèche. De plus, l'échantillonnage des poissons des cours d'eau intermittents ajouterait à l'incertitude associée à l'évaluation des risques qui s'ensuivrait, puisque ces poissons fréquentent d'autres plans d'eau lorsque le cours d'eau est sec et peuvent donc être exposés aux contaminants dans ces autres milieux.
- Caractéristiques aquatiques ou terrestres qui ont une incidence sur la conception de l'étude et les besoins en matière d'équipement (p. ex. seuil/rapide/marre accessible à gué ou étang profond, lac, estuaire, côte, haute mer; présence ou absence de ravines escarpées ou d'autres barrières).
- Présence d'espèces en voie de disparition, menacées ou préoccupantes, d'habitats particuliers, de sites sensibles, de zones humides importantes ou d'autres CVE potentielles.

## Chapitre 11 : Caractérisation biologique

Les principales tâches à réaliser pour la reconnaissance du site comprennent les suivantes :

- la photographie ou l'enregistrement vidéo des conditions dans la zone d'étude;
- la collecte des coordonnées GPS (système de positionnement global) des points d'accès, de l'emplacement potentiel des zones de référence;
- l'évaluation des points d'échantillonnage potentiels et l'énumération des principales caractéristiques de l'habitat (p. ex. seuils et marres, ravines, structures de bâtiments) et caractéristiques saisonnières (p. ex. profondeur de l'eau) qui peuvent avoir une incidence sur les points d'échantillonnage et les besoins en matière d'équipement;
- le repérage des points d'accès convenables et des chemins d'évacuation;
- la confirmation des voies d'exposition fournies dans le MCS;
- l'énumération des facteurs susceptibles de réduire ou d'accroître l'exposition (p. ex. présence de structures empêchant l'exposition biologique), tels que décrits dans le MCS;
- l'évaluation des conditions générales de l'habitat pour confirmer ou réfuter les renseignements obtenus pendant l'examen au bureau;
- le repérage des zones de référence possibles.

L'USEPA (1997) a dressé une liste de contrôle détaillée pour la reconnaissance d'une zone d'étude.

Si le site visé est un établissement en activité, il peut être souhaitable de discuter avec les membres du personnel afin de connaître les facteurs propres aux conditions sur place. À titre d'exemple, peut-être a-t-on déjà pêché à des fins récréatives dans les plans d'eau de la zone d'étude. On peut recueillir des renseignements anecdotiques sur les animaux sauvages présents, mais le poids accordé à ces observations doit tenir compte de la fiabilité de la source.

Il est important de recueillir de l'information concernant la présence des espèces en voie de disparition, menacées ou préoccupantes tôt dans le processus de planification<sup>3</sup>. S'il n'est pas toujours possible de savoir si ces espèces sont présentes dans une petite zone d'étude, on dispose normalement de renseignements sur leur aire de répartition et leurs besoins en matière d'habitat. Il faut prendre en compte la présence éventuelle de ces espèces tôt dans le processus, car :

- si des espèces sont identifiées, on pourra en évaluer l'occurrence au moment de la reconnaissance du site en comparant l'habitat du site aux besoins des espèces en matière d'habitat;
- leur présence peut avoir une incidence sur le choix des méthodes d'échantillonnage (p. ex. piégeage mortel ou non mortel);

---

<sup>3</sup> Les sources en lignes, tels le registre de 2007 de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) du Canada (<http://www.sararegistry.gc.ca>) et les registres provinciaux comparables, sont facilement accessibles.

- leur présence peut influencer sur la capacité d'obtention d'un permis de collecte d'espèces similaires ou d'autres espèces dans le même habitat.

### 11.3 Approche et conception de l'étude

La présente section vise à dresser la liste des principaux facteurs liés à l'élaboration d'un plan d'étude approprié pour l'échantillonnage effectué aux fins de la caractérisation biologique, en appui aux évaluations des risques pour la santé humaine et l'environnement. Fixer une méthodologie conceptuellement logique soutenue par un modèle d'étude techniquement valable est essentiel pour bien caractériser les concentrations dans les tissus et les conditions générales. Lors de l'élaboration d'un programme comportant des échantillonnages biologiques, il importe également d'obtenir les permis fédéraux, provinciaux ou territoriaux requis avant d'entreprendre les travaux, puisque les dispositions de ces permis risquent d'influer sur les espèces choisies, les méthodes d'échantillonnage ou le calendrier du programme d'échantillonnage. Il est particulièrement important d'obtenir ces permis tôt lorsque l'on compte prélever des échantillons dans des régions ou des sites où risquent de se trouver des espèces inscrites sur la liste de la LEP, où il est interdit de nuire à ces espèces, de les harceler ou de les tuer et où des permis distincts doivent être obtenus pour l'échantillonnage de ces espèces.

#### 11.3.1 Buts et objectifs

Un échantillonnage biologique approprié repose sur une définition claire des buts et objectifs de l'échantillonnage (CCME, 1993). Au départ, on peut énoncer les buts en termes généraux, puis ajouter des éléments précis à mesure qu'on obtient de l'information sur les aspects les plus importants de l'évaluation des risques à réaliser. Certains documents d'orientation (CCME, 1993; Environnement Canada, 2008; USEPA, 1995; chapitres 2 et 3 du présent guide; U.S. Navy, 1997) énoncent les buts et objectifs fondamentaux suivants pour les programmes d'échantillonnage visant à caractériser des sites à des fins d'évaluation des risques :

- Fournir des données chimiques représentatives liées à d'éventuels risques pour la santé humaine et l'environnement dans la zone d'étude. Sont considérées comme représentatives les données qui rendent compte avec exactitude des conditions existant dans la zone d'étude dans leur relation avec des risques potentiels pour les récepteurs.
- Caractériser, quantifier et délimiter la nature et l'étendue spatiales et temporelles des concentrations de substances chimiques relativement aux voies d'exposition humaine et écologique.
- Évaluer la présence de CPP liés aux voies de migration et d'exposition précisées dans le MCS.
- Vérifier que les données recueillies sont suffisantes pour formuler des conclusions significatives et pour justifier les décisions liées à la réduction des risques.
- Identifier, au moins sur une base relative, les zones préoccupantes hautement prioritaires qui sont susceptibles de présenter des risques imminents pour la santé humaine et l'environnement, en particulier des risques définis par les règlements pertinents.

Les objectifs de l'étude peuvent être vastes (p. ex. caractériser la nature et l'étendue des concentrations de substances chimiques dans la zone d'étude) ou très ciblés (p. ex. élaborer des profils de distribution des substances chimiques statistiquement valables). Dans certains guides, on suggère d'établir à la fois

## Chapitre 11 : Caractérisation biologique

des objectifs exploratoires et des objectifs de surveillance (CCME, 1993). Quoiqu'il en soit, il faut que les objectifs fondamentaux de l'étude soient clairement énoncés afin de guider le programme d'échantillonnage. Les documents de l'USEPA (1997) et de Clark (2003) fournissent des explications détaillées sur la définition des buts et des objectifs des programmes de surveillance biologique. En voici quelques exemples qui se rapportent à l'échantillonnage biologique :

- comprendre la variabilité temporelle de l'abondance ou de la diversité spécifique d'une communauté benthique dans la zone d'étude;
- obtenir une mesure propre au site des CPP dans les tissus biologiques afin de générer une caractérisation précise des risques pour les récepteurs humains et écologiques;
- évaluer les tendances temporelles concernant les concentrations de CPP dans les tissus biologiques avant ou après l'application des mesures de restauration du site.

S'il est souhaitable de procéder à une caractérisation statistique des données, on doit formuler des hypothèses claires à l'étape de la planification afin d'orienter la conception de l'étude. Les méthodes d'assurance de la qualité propres aux programmes de caractérisation biologique sont énumérées ci-dessous. Le chapitre 3 et de nombreux guides (p. ex. MEEQ, 1996; USEPA, 2001, 2006; Clark, 2003; MacDonald et Ingersoll, 2003) traitent des facteurs à prendre en compte pour l'assurance et le contrôle de la qualité (AQ/CQ), notamment l'organisation du projet et les responsabilités connexes; l'étalonnage de l'équipement et des appareils; le prélèvement, la manipulation, l'étiquetage, la conservation, le transport et le suivi des échantillons; les procédures de décontamination; la tenue de dossiers et la documentation; la communication des données; les exigences en matière de formation; les vérifications de la performance; et les procédures liées aux mesures correctives.

### 11.3.2 Objectifs de qualité des données

Une fois les buts et les objectifs de l'étude établis, on fait appel au processus des OQD (objectifs de qualité des données) pour déterminer le type, la quantité et la qualité de données dont on a besoin pour développer un ensemble de données valables, qui pourra servir à prendre des décisions concernant la nature et l'étendue des CPP et les risques afférents. Il existe divers documents et ressources d'orientation concernant le processus des OQD (p. ex. USEPA, 2006; [www.triadcentral.org](http://www.triadcentral.org)). Il est important d'établir des OQD concis afin de définir de façon précise les types de données à recueillir. Les critères de performance et les critères précis d'acceptation et de rejet des données constituent éléments essentiels du processus (p. ex. USEPA, 2006; U.S. Navy, 1997). On a également recours ce processus dans divers programmes d'échantillonnage canadiens (p. ex. CCME, 1993; chapitres 3, 6 et 7 du présent guide).

À la base, le processus des OQD comprend sept étapes itératives qui permettent d'établir des critères servant à dresser le plan définitif de collecte de données et d'étude. Lorsqu'on élabore l'approche d'analyse, il est important d'identifier les CPP et toute analyse qui aide à

#### **Processus des objectifs de qualité des données (OQD)**

Les sept étapes itératives sont présentées ci-après et décrites au chapitre 9 du présent guide :

1. Énoncer le problème.
2. Établir les buts de l'étude.
3. Cerner les besoins en matière de données.
4. Définir les limites du site.
5. Concevoir la méthode d'analyse.
6. Élaborer les critères de performance/d'acceptation.
7. Dresser un plan d'échantillonnage et d'analyse.

des  
à

comprendre le devenir et les effets de ces contaminants (p. ex. caractéristiques des échantillons consignés sur le terrain, comme le poids, la longueur, l'espèce et la présence d'anomalies morphologiques majeures). On doit déterminer les formes précises de substances chimiques à mesurer, la disponibilité et la fiabilité des méthodes d'analyse de ces substances et les autres paramètres à mesurer (p. ex. pourcentage de lipides et d'humidité).

Les OQD peuvent être généraux, par exemple, « déterminer si les CPP sont présents sur le site à des concentrations supérieures à celles qui sont indiquées dans les recommandations canadiennes en matière de résidus dans les tissus ». On peut aussi établir des objectifs quantitatifs très précis, par exemple, « déterminer si la concentration de CPP normalisée en fonction des lipides chez les petits mammifères prélevés dans la zone d'étude est significativement plus élevée ( $\alpha = 0,05$ ) que la concentration mesurée dans les échantillons prélevés dans la zone de référence. »

### 11.3.3 Considérations relatives à la conception de l'échantillonnage biologique

La présente sous-section vise à décrire les facteurs à prendre en compte pour dresser un plan d'échantillonnage biologique adéquat; elle traite d'aspects propres à l'échantillonnage du biote. On explique également en détail les points techniques dont il faut tenir compte pour établir un plan d'étude valable. Les concentrations de substances chimiques dans le biote varient autant sur le plan spatial que temporel. Les variations spatiales peuvent être le résultat de variations naturelles dans les sous-strates, comme elles peuvent refléter un isolement plus important d'une source de CPP. Les variations temporelles des concentrations tissulaires peuvent être associées à l'inactivité des organismes durant l'hiver, à leur état de reproduction, à leur âge, à leur alimentation ou à leur isolement par rapport à une source de CPP durant certaines saisons (résultat du comportement migratoire, des variations saisonnières en ce qui concerne la présence de diverses proies). Il peut y avoir un lien étroit entre les concentrations et la zone d'étude ou les conditions locales, ou ne pas y avoir de lien du tout; cela dépend de la mobilité de l'organisme. Pour obtenir des échantillons représentatifs et des données significatives, il faut bien jauger la variabilité considérable des systèmes biologiques dans la conception de l'échantillonnage.

En ce qui concerne les conditions biologiques, voici certains des facteurs généraux à prendre en considération dans la conception du plan d'échantillonnage :

- Type, qualité et quantité de données nécessaires pour atteindre les buts de l'étude et les OQD.
- Représentativité des données (c.-à-d. des données qui reflètent les conditions de la zone d'étude en ce qui a trait à l'évaluation des risques pour la santé humaine et l'environnement).
- Mesures de contrôle de la qualité à appliquer pour limiter les erreurs et les biais afin de garantir l'obtention de la qualité de données requises.
- Effort d'échantillonnage prévu (p. ex. zone où on doit prélever les organismes benthiques, les petits mammifères ou les invertébrés terrestres) ou temps consacré à chaque unité d'échantillonnage (p. ex. captures par unité d'effort dans le cas des poissons, nombre de nuits-pièges dans le cas des animaux à fourrure).
- Méthodes d'analyse des données, surtout par rapport à la taille requise des échantillons.

- Types et nombre d'échantillons prélevés à des fins de contrôle de la qualité (p. ex. échantillons en duplicata).
- Particularités saisonnières – Certains organismes sont plus actifs ou ne sont pas présents à certains moments de l'année. L'enneigement, le sol gelé et la glace peuvent empêcher l'échantillonnage dans le cas des invertébrés du sol ou des poissons. Soulignons que la structure des communautés d'invertébrés benthiques peut changer au cours de l'année en raison des différences dans la tolérance aux écarts de température et de l'effet de la température, de la lumière ou d'autres facteurs sur le cycle biologique (p. ex. éclosion, émergence). S'il y a un programme d'échantillonnage annuel en place, il est important d'effectuer les échantillonnages aux mêmes périodes de l'année afin de limiter la variabilité temporelle.
- Cycle évolutif et dynamique des populations de l'organisme – Les espèces migratrices peuvent être plus ou moins exposées aux CPP pendant des étapes critiques de leur cycle vital, ou elles peuvent être exposées aux CCP à un autre endroit. Le domaine vital d'un organisme donné peut couvrir l'ensemble du bassin visé par l'étude ou peut être trop vaste pour permettre de caractériser l'exposition propre à la zone étudiée. Par exemple, le domaine vital d'une espèce de crabe risque d'englober la totalité du bassin visé par l'étude; un saumon coho peut être présent dans un estuaire visé par l'étude pendant un nombre de mois critiques pour son développement et servant de transition vers l'environnement marin; une population hivernante d'oiseaux migrateurs peut utiliser une portion particulière d'un bassin uniquement pour se nourrir et être ainsi plus exposée aux CCP; certaines espèces peuvent subir les effets de la récolte et présenter une baisse de population (même si ce ne sont pas des espèces inscrites sur une liste de protection); enfin, certains organismes longévifs se prêtent moins à l'échantillonnage (certains scorpènes vivent jusqu'à 80 ans et leur capture à des fins d'échantillonnage n'est pas toujours acceptable).

### Identification de la zone d'étude et de la zone de référence

Par zone d'étude, on entend la zone qui doit faire l'objet d'une surveillance ou d'une évaluation. Il importe d'en définir clairement les limites, car la superficie détermine l'étendue et la portée du projet d'échantillonnage et influe grandement sur la conception générale de cet échantillonnage. La zone d'étude devrait englober la totalité de la zone d'impact associée au site et, idéalement, être suffisamment grande pour qu'on puisse caractériser la gravité des impacts par rapport à une zone non touchée ou à une zone de référence (MEEQ, 1996). Cependant, elle peut être divisée en plusieurs secteurs afin de faciliter l'étude du site et de concentrer les activités sur des endroits précis; en effet, le fait de scinder une zone d'étude en de multiples secteurs (unités ou zones d'exposition) pourra faciliter les prises de décisions concernant la gestion du site dans l'avenir. On peut délimiter ces secteurs en fonction des différences dans l'habitat (ou en fonction de la présence ou de l'absence d'habitats) dans l'ensemble de la zone d'étude. La figure 5-1 illustre le processus de définition des limites d'une zone d'étude<sup>4</sup>.

Une zone de référence est une zone non perturbée ou relativement peu perturbée qui présente des caractéristiques physiques et biologiques semblables à celles de la zone d'étude, sauf pour le rejet des

---

<sup>4</sup> Bien que le milieu utilisé pour cette figure soit le sol, le processus est semblable dans les milieux terrestres et les milieux aquatiques.



substances chimiques en cause dans celle-ci. En raison de la difficulté, sur le plan pratique, de trouver une zone de référence idéale, il est souvent nécessaire de choisir des secteurs qui présentent des concentrations de CPP équivalentes aux concentrations de fond dans la région. Il importe également que les zones de référence présentent des caractéristiques physiques et biologiques semblables à celles de la zone d'étude.

Il est généralement bon de choisir plus d'une zone de référence pour représenter l'ensemble des conditions de fond ou des caractéristiques physiques et biologiques du site et pour pouvoir effectuer des comparaisons statistiques plus significatives. L'évaluation de deux zones de référence ou plus permettra de représenter avec davantage de précision la véritable situation de référence. Si on ne trouve qu'une zone de référence, il est impératif de tenir compte des hypothèses et des limites de la comparaison (c.-à-d. l'hypothèse que la zone est raisonnablement représentative d'autres zones de référence et que les multiples échantillons recueillis dans cette seule zone de référence sont des pseudo-réplicats plutôt que de vrais échantillons indépendants).

On devrait définir *a priori* les critères de sélection des zones de référence; ces critères peuvent inclure notamment les suivants (p. ex. Apitz *et al.*, 2002) :

- Nature physique du sol ou du sédiment (p. ex. granulométrie, teneur en carbone organique).
- Dans le cas des systèmes aquatiques, la dynamique des flux (p. ex. flux rapide plutôt que lent ou immobile, propension à des crues soudaines, ordre du cours d'eau).
- Composition chimique (p. ex. apports provenant de l'eau de ruissellement des routes, des dépôts atmosphériques, des substances chimiques inorganiques d'origine naturelle).
- Type d'habitat (habitats aquatiques, humides ou terrestres particuliers).
- Composition biologique (p. ex. communautés d'invertébrés benthiques).
- Proximité de la zone d'étude.

Dans les systèmes terrestres, les zones de référence convenables sont souvent situées dans un habitat similaire à celui de la zone d'étude, dans des lieux adjacents, mais en amont de la zone d'étude ou au même niveau. Dans les systèmes aquatiques lotiques (d'eaux courantes), les zones de référence qui conviennent sont souvent situées immédiatement en amont de la zone d'étude, hors de l'influence du site. Dans les systèmes aquatiques lenticques (d'eaux statiques), on devrait cibler un ou des plans d'eau à l'intérieur du même bassin versant, mais hors de la zone d'impact.

Les comparaisons entre la zone d'étude et les zones de référence constituent un moyen de déterminer les effets potentiels des CPP liés au site. Les zones de référence peuvent aider à distinguer les apports de CPP hors site de ceux liés au site. Qui plus est, les zones de référence donnent une idée des concentrations de fond de substances chimiques, en particulier celles qui peuvent avoir une source naturelle ou anthropique, mais non liée au site (p. ex. épandage de pesticides, eau de ruissellement des routes, dépôts atmosphériques; Gandesbury et Hetzel, 1997). Prenons, comme premier exemple, une évaluation des risques écologiques qui ferait état de poissons morts dans un étang qui est touché à la fois par des rejets de substances chimiques liés au site et par des précipitations acides; il serait essentiel de procéder à une évaluation concurrente d'un ou de plusieurs étangs de référence pour déterminer si les rejets chimiques et/ou les précipitations acides sont la cause de la mortalité observée. Comme

deuxième exemple, prenons une évaluation des risques pour la santé humaine qui prédirait que les risques découlant de l'ingestion de poisson sont inacceptables en raison du mercure dans les tissus des poissons; il serait important de caractériser avec précision les concentrations de mercure (y compris les concentrations anthropiques non liées au site) afin de garantir que les décisions en matière de gestion des risques réduiront les risques de façon efficace.

### Méthodes d'échantillonnage biologique

Les méthodes d'échantillonnage biologique peuvent généralement être classées dans l'une des deux catégories suivantes : échantillonnage biaisé ou échantillonnage non biaisé. D'autres explications sur la planification de l'échantillonnage sont fournies au chapitre 5.

Dans l'échantillonnage biaisé (libre), on vise les zones préoccupantes ou, dans le cas de l'échantillonnage biologique, les endroits où l'organisme cible est susceptible d'être présent. Par définition, l'échantillonnage biaisé requiert, au minimum, une certaine connaissance préalable de la distribution des substances chimiques sur le site ou de la répartition probable de l'organisme (USEPA, 1995, 2001). Compte tenu du coût de l'échantillonnage et de la taxonomie associée à l'analyse des communautés d'invertébrés benthiques, l'échantillonnage et l'analyse des organismes benthiques sont souvent effectués de façon progressive une fois qu'on a repéré les zones ou les sites potentiellement touchés ou intacts à l'aide d'analyses chimiques. Bien qu'un échantillonnage non biaisé soit préférable (Mattuck *et al.*, 2005), l'échantillonnage d'organismes biologiques est un processus presque toujours biaisé et effectué selon l'habitat et l'emplacement réel des organismes.

Dans l'échantillonnage non biaisé (probabiliste), les points d'échantillonnage sont choisis au hasard, sans tenir compte des caractéristiques physiques de la zone d'étude. Bien que cette méthode fournisse des estimations de la variabilité chimique et qu'elle s'accorde aux hypothèses statistiques fondamentales (les mesures sont aléatoires et indépendantes), elle est rarement utilisable pour l'échantillonnage d'organismes biologiques. Il y a quelques exceptions, comme l'échantillonnage des poissons dans les gros plans d'eau et la collecte de végétaux dans un jardin. Il est possible de disposer des pièges à petits mammifères et des pièges à fosses pour l'échantillonnage d'invertébrés terrestres en quadrillage ou le long de transects (lignes de piégeage) de façon non biaisée, et il peut être préférable de le faire si on s'intéresse à l'abondance, à la diversité des espèces ou à d'autres paramètres relatifs aux communautés. Toutefois, si la collecte de biotes effectuée à des fins d'analyse des tissus est le principal objectif, l'installation systématique (non biaisée) de pièges nécessiterait sans doute un effort beaucoup plus important (densité de pièges) si on souhaite obtenir des échantillons de la même taille que ceux qu'on obtiendrait avec un échantillonnage biaisé ou libre (près de troncs d'arbres qui sont tombés ou à d'autres endroits où la présence de petits mammifères ne fait aucun doute).

Dans le cas de l'échantillonnage stratifié, la zone à échantillonner est divisée en strates qui ne se chevauchent pas. Ces strates sont définies en fonction des renseignements d'ordre biologique dont on dispose (reconnaissance des différents types d'habitats dans la zone d'étude) ou selon les antécédents de contamination de la zone d'étude (sources et profils de dispersion des CPP en milieu abiotique). Elles représentent des sous-secteurs qui permettent d'employer des méthodes différentes d'échantillonnage aléatoire ou non aléatoire.

Gilbert et Pulsipher (2005), le MEEQ (1996) et l'USEPA (2001; 2002a) traitent en détail du choix d'une méthode appropriée d'échantillonnage pour un type d'étude donné.

Après avoir décidé de l'approche générale d'échantillonnage biologique, il faut tenir compte de plusieurs facteurs pour déterminer l'emplacement de chaque point d'échantillonnage et le nombre d'échantillons à prélever. Il est important de prévoir une certaine marge de manœuvre pour ce qui est du nombre et des types d'échantillons. Le nombre d'échantillons qu'on devrait recueillir varie selon les éléments suivants :

- la distribution des CPP (homogène ou hétérogène);
- le degré de précision souhaité des conclusions;
- la variance des concentrations.

Pour choisir le nombre d'échantillons nécessaires, on analyse la puissance statistique<sup>5</sup> de façon à déterminer la probabilité qu'un test statistique génère un résultat significatif, à supposer qu'un effet existe réellement. Ainsi, la puissance statistique est liée au test d'hypothèse statistique traditionnel et le complète.

La puissance statistique peut dépendre de plusieurs facteurs. Certains se rapportent à une situation de test précise, mais la puissance dépend presque toujours, au minimum, des deux facteurs suivants :

- critère de signification statistique utilisé dans le test;
- ampleur de l'effet auquel on s'intéresse dans la population.

On peut utiliser l'analyse de puissance pour calculer la taille d'échantillon minimale nécessaire pour accepter le résultat d'un test statistique avec un niveau de confiance donné. On peut aussi l'utiliser pour calculer l'importance minimale de l'effet qui est susceptible d'être détecté dans une étude qui utilise une taille d'échantillon donnée.

Compte tenu de la variabilité naturelle des systèmes biologiques, il est rare qu'on puisse recueillir le nombre d'échantillons nécessaire pour obtenir une puissance statistique optimale. Les limites de la densité générale ou de l'abondance des organismes présents sur le site et les contraintes de budget et de temps font partie des facteurs susceptibles de limiter le nombre d'échantillons que l'on peut recueillir dans une zone d'étude. Santé Canada (2010) fournit des renseignements supplémentaires sur le nombre d'échantillons à prélever dans le cas des légumes potagers, qui va de 3 à 5 échantillons par « point névralgique » et de 10 à 15 échantillons (parfois jusqu'à 30) par zone d'étude. Dans le cas des poissons, des mollusques et des crustacés, Santé Canada (2010) recommande de prélever au moins 5 à 10 échantillons pour chaque organisme cible. Si on souhaite effectuer une évaluation approfondie ou si la zone d'étude est si éloignée ou si difficile d'accès qu'il serait impossible d'y retourner, on recommande un nombre minimal de 20 échantillons pour les poissons, les mollusques et les crustacés. Si on a recours à des méthodes d'analyse de puissance pour calculer la taille des échantillons, Santé Canada (2010) recommande d'utiliser celles qui sont décrites par Green (1989) et Environnement

---

<sup>5</sup> La **puissance** d'un test statistique est la probabilité que le test rejette l'hypothèse nulle quand l'hypothèse alternative est vraie.

Canada (1998). Santé Canada (2010) admet que, pour certaines espèces, il peut être difficile, voire impossible de prélever 5, 10 ou 20 échantillons, étant donné la densité des populations dans la zone d'étude.

Il faut considérer la stratification des échantillons en fonction de la taille des organismes qu'on recherche (p. ex. deux grosseurs de poisson peuvent être nécessaires pour évaluer les risques pour deux types de CVE piscivores) et la disponibilité de l'espèce. Si on recueille des poissons, on doit tenir compte de l'âge<sup>6</sup>, du sexe, de la longueur et du poids. En effet, les poissons plus âgés peuvent présenter une charge corporelle plus élevée de substances bioaccumulables, et les mâles peuvent présenter une charge corporelle plus forte que les femelles, celles-ci étant susceptibles de perdre une partie de leur charge de contaminants pendant la reproduction. Il est souvent utile de prévoir des mesures d'urgence dans le plan d'étude afin de faciliter les décisions qu'il faut fréquemment et inévitablement prendre sur le terrain et d'en limiter l'impact sur les résultats du programme d'échantillonnage et de l'évaluation des risques. Même si la qualité de l'habitat et d'autres facteurs semblent favorables à une espèce cible, il est possible qu'on ne soit pas en mesure de recueillir cette espèce (ou des organismes de la grosseur souhaitée) pour plusieurs raisons (préférences en matière d'habitat, conditions météorologiques inhabituelles, conditions saisonnières, etc.). À titre d'exemple, si la musaraigne est l'organisme visé et que les espèces qu'on parvient à capturer se limitent aux campagnols ou aux souris, il faudra déterminer si ces espèces sont convenables. De même, si le lombric est l'organisme visé et que la faible densité des populations de cette espèce empêche le prélèvement d'échantillons de taille adéquate dans un temps raisonnable, il faudra déterminer s'il est nécessaire d'inclure une gamme plus vaste d'organismes endogés.

Si une source de contamination est connue ou présumée, on peut situer les points d'échantillonnage biologique à proximité (p. ex. le long de la ligne de rivage d'une source non ponctuelle) ou immédiatement en aval de la source (p. ex. en aval d'un point de rejet). Dans bien des cas, l'établissement de quadrillages ou de transects qui s'étendent à partir de la source de contamination peut aider à définir les gradients « concentration-réponse ». Dans les systèmes de marées ou marins, on doit tenir compte de l'influence et du niveau de la marée lorsqu'on choisit les points d'échantillonnage biologique. En effet, les eaux de marée peuvent transporter les CPP en amont de la source initiale.

Puisque les évaluations des risques sont habituellement effectuées pour soutenir des décisions en matière de gestion des risques (p. ex. dépollution des sédiments, du sol, de l'eau), il est souvent utile de prélever au même endroit des échantillons de milieux biotiques (p. ex. tissus) et abiotiques (p. ex. sol, sédiments, eau). Cependant, la corrélation entre les concentrations des échantillons prélevés aux mêmes endroits dépend, entre autres, du domaine vital de l'espèce échantillonnée, des voies d'exposition pertinentes et de la biodisponibilité des CPP. Si la corrélation entre les concentrations de ces échantillons est faible, les mesures de gestion ne seront peut-être pas avantageuses sur le plan biologique.

---

<sup>6</sup> Comme l'âge des poissons est établi en laboratoire, la stratification sur le terrain est habituellement axée sur l'espèce et la longueur des poissons qu'on prélève. Cela permet de garantir qu'on recueille des échantillons représentatifs dans différentes strates, même si on ne dispose d'aucune information en temps réel sur l'âge des poissons.

### 11.3.4 Considérations relatives aux échantillons

Outre les considérations relatives à la conception du programme d'échantillonnage, certaines décisions dépendent des types d'échantillons à prélever. Ces décisions influent sur la conception du programme d'échantillonnage et la sélection des méthodes d'échantillonnage. Une fois qu'on a élaboré le MCS et effectué la reconnaissance du site, on cerne les CVE et on établit les buts et objectifs. On utilise ensuite cette information pour déterminer les données requises et les types d'échantillons biologiques requis pour formuler des conclusions valables, de même que pour prendre des décisions justifiées dans la zone d'étude. On détermine les espèces à cibler à des fins d'analyse des tissus en fonction de l'alimentation des CVE, des habitats dans la zone d'étude, des objectifs de l'étude et des contraintes logistiques. Normalement, on choisit l'espèce et le type d'organisme selon les CVE et leurs proies favorites. Parmi les espèces souvent visées à des fins d'échantillonnage biologique, citons les invertébrés du sol, les plantes terrestres, les petits mammifères, les invertébrés aquatiques et les poissons; c'est sur ces espèces que porte le présent chapitre. Les plantes aquatiques sont moins souvent visées, car il existe peu d'études publiées sur la phytotoxicité aquatique et bon nombre de substances chimiques bioaccumulables présentent une solubilité très faible dans l'eau, de sorte qu'elles ne sont pas absorbées par les racines des plantes (ATSDR, 2007).

L'échantillonnage composite a une grande importance dans l'échantillonnage biologique. La combinaison de plusieurs organismes dans un seul échantillon biologique est souvent nécessaire afin d'obtenir la masse requise pour bon nombre d'analyses chimiques et d'atteindre des limites de détection assez faibles. Lorsqu'on l'effectue correctement, l'échantillonnage composite permet de reproduire les conditions auxquelles une CVE donnée est exposée. À titre d'exemple, la combinaison de multiples invertébrés terrestres prélevés dans l'aire d'alimentation d'un oiseau ou d'un mammifère qui se nourrit d'invertébrés permet de simuler le comportement alimentaire de cette CVE. De même, le fait de combiner de multiples petits mammifères dans l'aire d'alimentation d'un oiseau ou d'un mammifère carnivore permet de simuler le comportement alimentaire de cette CVE, et la combinaison de poissons d'espèces et de grosseurs multiples visées par un oiseau ou un mammifère piscivore permet de simuler les préférences alimentaires de cette CVE. Dans d'autres cas, il peut s'avérer approprié de mettre l'accent sur une espèce particulière et de combiner plusieurs individus de cette espèce (p. ex. lorsque l'échantillonnage d'une CVE vise à caractériser les concentrations dans les tissus des organismes de cette espèce à l'intérieur d'une zone donnée et que sa masse est trop petite pour permettre d'atteindre la limite de dosage adéquate sans combiner plusieurs organismes). Lorsqu'on produit des échantillons composites, il est important de consigner le nombre et les types d'organismes présents et de s'assurer que la composition de l'échantillon reflète bien les préférences alimentaires de la CVE. Les différences entre les méthodes d'échantillonnage et d'analyse utilisées au cours de différentes campagnes d'échantillonnage ou à des endroits différents peuvent accroître sensiblement la variabilité des résultats. Il convient dans la mesure du possible de maintenir la cohérence des méthodes utilisées pour minimiser la variabilité entre les échantillons, les campagnes d'échantillonnage et les zones d'étude. Cette précaution est particulièrement importante lorsqu'on compte comparer les conditions qui prévalent dans des zones différentes.

**Remarque** – En général, il faut un échantillon de tissus de 20 grammes (g) pour l'analyse des métaux (y compris le mercure) et un échantillon de 200 g pour l'analyse des composés organiques. On doit obtenir suffisamment de tissus pour effectuer une analyse des lipides et toute autre analyse, de même qu'une quantité adéquate de tissus dans certains échantillons à des

fins de contrôle de la qualité (matrice enrichie), tel que décrit dans le plan d'échantillonnage. L'analyse d'échantillons d'une masse plus petite est souvent possible, surtout lorsque la liste d'analytes est courte. Cependant, les échantillons de faible masse peuvent donner lieu à des limites de détection plus élevées. Il faut toujours consulter le laboratoire d'analyse au sujet des exigences relatives à la masse des échantillons.

Les facteurs propres à l'échantillon qu'il faut prendre en considération dans les diverses études des communautés dépendent aussi des types d'organismes à étudier (p. ex. plantes, organismes benthiques, poissons) et du degré de différenciation (p. ex. identification taxonomique à l'échelon de la famille, du genre ou de l'espèce) ou d'information (abondance générale des invertébrés par rapport à des comparaisons statistiques de la diversité) qu'on recherche. Pour les évaluations des risques écologiques, les études des communautés portent généralement sur les organismes benthiques. Il est également possible d'effectuer ce genre d'études sur les poissons, les chauves-souris, les invertébrés terrestres, les plantes ou les oiseaux, mais rarement à des fins d'évaluation des risques. On ne s'attarde pas sur les méthodes applicables à ces organismes dans le présent document, car elles sont rarement employées; par contre, la section 11.6 contient plusieurs références et liens Internet qui fournissent de l'information sur les méthodes d'étude des communautés de diverses espèces.

### 11.3.5 Assurance et contrôle de la qualité

Prévoir les échantillons d'assurance et de contrôle de la qualité nécessaires à l'appui de l'échantillonnage de tissus biologiques est une dimension importante de la conception de l'étude. Un plan détaillé d'échantillonnage et d'analyse aide l'équipe de terrain à reconnaître l'emplacement des points d'échantillonnage, le nombre d'échantillons à recueillir, les échantillons d'assurance et de contrôle de la qualité nécessaires, les protocoles d'étiquetage, les méthodes de manipulation et de conservation des échantillons ainsi que les exigences relatives à l'expédition. Le recours à un laboratoire accrédité pour l'analyse chimique apporte un degré de confiance supplémentaire quant aux méthodes et aux résultats d'analyse.

Il existe de nombreux documents traitant de ce sujet et de questions connexes (p. ex. Clark, 2003; USEPA, 2006). L'objectif premier d'un programme d'assurance ou de contrôle de la qualité destiné à soutenir des activités d'échantillonnage sur le terrain consiste normalement à fournir des preuves que la validité des échantillons n'a pas été compromise par les techniques ou le matériel de prélèvement utilisés. D'autres méthodes d'assurance et de contrôle de la qualité couramment utilisées visent à évaluer la perte d'analytes découlant de la manipulation et du transport des échantillons, la précision des analyses de chaque analyte, la récupération d'analytes dans la matrice de prélèvement et la contamination croisée. Voici, résumées, les procédures d'assurance et de contrôle de la qualité utilisées couramment à ces fins.

- **Matériel standard de référence** – Le matériel standard de référence est un échantillon de tissus biologiques fourni par le laboratoire qui contient des concentrations connues de substances chimiques. Le contenant qui le contient est conservé avec le reste du matériel d'échantillonnage sur le terrain, n'est pas ouvert sur le terrain et est retourné au laboratoire pour analyse. Le matériel standard de référence sert à évaluer à la fois la perte d'analytes pendant le transport et la contamination imputable au transport de l'échantillon ou aux conditions générales sur le terrain.

- **Échantillons en duplicata** – Les échantillons en duplicata (c.-à-d. deux échantillons) sont recueillis au même endroit et au même moment en utilisant des techniques d'échantillonnage identiques. Ils sont étiquetés et soumis pour analyse dans des conditions « à l'aveugle ». L'échantillonnage en duplicata a pour but d'évaluer la précision d'une analyse chimique donnée. La précision observée dans un tel cas serait fonction de la variance de l'échantillonnage et de la variabilité associée à l'analyse de laboratoire. Dans le cas des échantillons biologiques, il est rare de pouvoir obtenir de véritables échantillons en duplicata. Dans certains cas, toutefois, on peut séparer les gros organismes de façon bilatérale et les traiter comme des échantillons en duplicata.
- **Échantillons répétés** – Dans le cas des échantillons biologiques, on prélève parfois des échantillons répétés (trois échantillons ou plus) au même endroit en utilisant des techniques d'échantillonnage identiques afin de déterminer la variabilité associée à l'hétérogénéité dans une population biologique, plutôt qu'une mesure de la variabilité dans les procédures d'analyse. On utilise souvent les échantillons répétés dans les épreuves de toxicité et biologiques et, à l'occasion, dans l'échantillonnage de tissus biologiques. Un exemple d'échantillonnage répété serait de recueillir trois échantillons de tissus d'invertébrés ou plus à un même endroit pour déterminer la variabilité naturelle des concentrations de CPP dans ce type d'échantillon de tissus.
- **Échantillons fractionnés** – Plus courants que les échantillons en duplicata dans l'échantillonnage biologique, les échantillons fractionnés sont des échantillons en duplicata qui ont été prélevés d'un seul échantillon d'un volume important après son homogénéisation en laboratoire. L'échantillon fractionné permet de réduire au minimum la variabilité associée à l'analyte dans l'environnement afin de mieux évaluer la variabilité associée à l'analyse en laboratoire d'une substance chimique donnée. On peut utiliser des échantillons fractionnés pour évaluer la variabilité associée à l'analyse d'un analyte donné par différentes méthodes ou par différents laboratoires.
- **Matrice enrichie (ME)** – Ces échantillons sont préparés en laboratoire en ajoutant des quantités connues d'une substance chimique à des sous-échantillons de tissus prélevés sur le site. L'assurance et le contrôle de la qualité pour les analyses de ME visent principalement à déterminer l'efficacité de la récupération d'un analyte donné dans la matrice de tissus et à établir les sources d'interférence dans les concentrations tissulaires. Les analyses organiques des échantillons de tissus sont souvent influencées par les interférences de matrices, ce qui entraîne des résultats biaisés. Les analyses de ME peuvent aussi servir à évaluer la performance du laboratoire ou d'une pièce d'équipement précise (Clark, 2003).

### 11.4 Méthodes d'échantillonnage et d'étude du biote

La présente section fournit un aperçu des méthodes, des avantages et des désavantages des techniques d'échantillonnage biologique les plus courantes. Les techniques et l'équipement dont il est question sont présentés selon le type général de biote (p. ex. plantes, invertébrés du sol, poissons, petits mammifères).

Les prochaines pages fournissent des exemples des conditions générales dans lesquelles diverses méthodes d'échantillonnage sont le plus souvent utilisées pour chaque type de biote. L'USEPA (1995) et Southwood et Henderson (2000) fournissent plus de détails sur la sélection de l'équipement d'échantillonnage. Cette section ne présente aucune méthode de collecte des amphibiens, des reptiles,

## Chapitre 11 : Caractérisation biologique

des oiseaux, des œufs d'oiseaux, du sang ou d'autres types de biotes/tissus qui font moins souvent l'objet d'échantillonnage. Des références utiles pour ces méthodes moins courantes sont fournies dans l'encadré 11-2.

Si on recueille des échantillons à des fins d'analyse chimique, il est important de maintenir l'intégrité des échantillons en utilisant des méthodes et du matériel adéquats pour le stockage des échantillons. Pour l'analyse de métaux, il est souvent préférable d'utiliser du plastique, alors que pour l'analyse de substances chimiques organiques, il est plutôt préférable d'utiliser du papier d'aluminium. De façon générale, on recommande de communiquer avec les responsables du laboratoire d'analyse pour connaître les méthodes et le matériel de collecte et d'entreposage appropriés.



**ENCADRÉ 11-2 : Autres références concernant des types précis d'échantillonnage biologique**

Amphibiens/reptiles :

- USGS. 2006 *Evaluation of seven aquatic sampling methods for amphibians*. Article de Margaret S. Gunzburger, Florida Integrated Science Center, USGS, Gainesville (Floride). Présenté à la Joint Meeting of Ichthyologists and Herpetologists, semaine du 10 juillet 2006, Nouvelle-Orléans (Louisiane).
- Corn, P.S. et R. Bruce Bury. *Sampling methods for terrestrial amphibians and reptiles*, USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland, Oregon, Gen. Tech., 1990. Rep. PNW-GTR-256.
- Heyer W.R., M.A. Donnelly, R.W. McDiarmid, L.C. Hayer et M.S. Foster (dir.). *Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for amphibians*, Smithsonian Institution Press, Washington, 1994.
- Bury, R.B. et P.S. Corn. *Sampling methods for amphibians in streams in the Pacific Northwest*, USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland, Oregon, Gen. Tech. Rep., 1991. PNW-GTR-275.
- *Guidelines for the Use of Live Amphibians and Reptiles in Field Research*. [www.asih.org/files/hacc-final.pdf](http://www.asih.org/files/hacc-final.pdf).

Oiseaux :

- *Guidelines for the Use of Wild Birds in Research*. [www.nmnh.si.edu/BIRDNET/GuideToUse/index.html](http://www.nmnh.si.edu/BIRDNET/GuideToUse/index.html).

Animaux sauvages :

- Conseil canadien de protection des animaux. *Lignes directrices sur le soin et l'utilisation des animaux sauvages*, 2003. [www.ccac.ca/Documents/Normes/Lignes\\_directrices/Animaux\\_sauvages.pdf](http://www.ccac.ca/Documents/Normes/Lignes_directrices/Animaux_sauvages.pdf).

#### 11.4.1 Plantes terrestres et aquatiques

On peut échantillonner des plantes pour caractériser : 1) les risques pour la santé humaine associés à la consommation de fruits et de légumes; 2) les risques écologiques pour les animaux phytophages; 3) la phytotoxicité. L'échantillonnage de plantes aux fins d'évaluation de la phytotoxicité n'est valable que si on dispose de données qui permettent d'établir un lien entre les effets sur les plantes et les concentrations dans les tissus végétaux. Habituellement, les données de ce type sont plutôt limitées, puisque la phytotoxicité est souvent donnée en fonction des concentrations dans le sol ou les eaux de surface. On peut également échantillonner des plantes aquatiques ou terrestres dans le cadre d'une

étude sur une communauté végétale, quoique cela soit plus courant dans les évaluations de l'habitat ou des zones humides et la restauration que dans le cas des évaluations des risques. Il est possible d'entreprendre des études sur le phytoplancton afin de caractériser les conditions dans les systèmes aquatiques.

Le type de tissus végétaux à échantillonner et la méthode d'échantillonnage dépendent de ce qui suit : 1) du type de CPP (p. ex. pesticide, métal); 2) des tissus dans lesquels on s'attend à observer les plus fortes concentrations de CPP; 3) des récepteurs cibles (p. ex. humain et/ou CVE); 4) du comportement et des préférences alimentaires des CVE. À titre d'exemple, le rat musqué préfère les racines de plantes herbacées aquatiques, tandis que l'orignal mange des plantes aquatiques entières. Le cerf est un brouteur de feuilles d'arbres et d'arbustes, alors que les petits mammifères aiment les herbes et les grains. Certains oiseaux préfèrent les baies. L'humain a tendance à consommer des fruits et légumes cultivés à la ferme plutôt que des plantes indigènes. Le fondement de la caractérisation de l'exposition des récepteurs humains et des CVE et les hypothèses associées doivent être bien définis avant de sélectionner les types et les parties de plantes à échantillonner. En outre, les mécanismes de transport des substances chimiques doivent être fournis dans le MCS. Ainsi, si les dépôts atmosphériques constituent une voie de transport dominante, il serait préférable d'échantillonner des feuilles et des fruits, plutôt que des racines. Si on s'attend à ce que l'absorption à partir du sol soit la voie d'exposition principale, l'échantillonnage de racines serait approprié. Il faut, dans la mesure du possible, prélever les parties comestibles des plantes durant la période de l'année où elles seraient normalement récoltées par l'humain ou consommées par les CVE.

En général, pour l'échantillonnage de plantes dans les milieux terrestres ou aquatiques, on doit recueillir des échantillons de sol et de sédiments au même moment et les analyser afin de vérifier la présence des mêmes CPP, le carbone organique total, la granulométrie et, éventuellement, le pH du sol. Si on prélève un échantillon végétal à d'autres fins dans le cadre d'une évaluation des risques, on peut se limiter, tant pour le sol que pour les sédiments, aux 10 cm supérieurs (ce qu'on considère souvent comme la zone biologiquement active des sédiments) ou aller jusqu'à 1 m de profondeur (zone biologiquement active selon la définition de la Colombie-Britannique). Par contre, la profondeur où se trouvent les racines de bon nombre de plantes terrestres est habituellement de 0,15 à 0,30 m (ou plus dans le cas des plantes ligneuses; Santé Canada, 2007). Si l'objectif est uniquement de représenter la concentration à laquelle la plante est exposée, il serait préférable de prélever l'échantillon de sol à la profondeur correspondant à la zone des racines. Ces décisions doivent être prises tôt dans la conception de l'étude.

L'équipement et les méthodes d'échantillonnage de plusieurs types de plantes sont résumés ci-dessous. Des renseignements supplémentaires sont fournis dans les modes opératoires recommandés (MOR) réunis dans le volume 3.

Lorsqu'on prélève des racines, une truelle ou une petite pelle peut être nécessaire pour creuser et ameublir le sol autour des racines avant de tirer et libérer la plante. Si c'est le cas, il est essentiel de bien désinfecter l'équipement d'échantillonnage avant de prélever l'échantillon suivant. Dans les sols moins compacts, on peut parfois extraire les racines en tirant doucement sur la partie aérienne de la plante.

Si le but premier de l'évaluation consiste à caractériser l'exposition des CVE, il serait peut-être bon d'enlever doucement le sol excédentaire. Il n'est généralement pas indiqué de nettoyer et de rincer les échantillons de plantes, puisque très peu de CVE rincent les aliments avant de les consommer. Par contre, si on cherche plutôt à caractériser les risques pour la santé humaine, un nettoyage serait approprié, puisque l'humain nettoie normalement les aliments avant de les manger.

Pour prélever des pousses, utiliser si possible un scalpel ou encore des ciseaux ou un sécateur si la tige à couper est trop grosse. Il faut porter des gants propres en nitrile qui doivent être désinfectés ou remplacés à chaque point d'échantillonnage pour éviter toute contamination croisée. Si on utilise un scalpel, des ciseaux ou un sécateur, ces outils doivent être munis de lames en acier inoxydable et être désinfectés après chaque échantillonnage à l'aide d'un détergent doux sans phosphate et d'eau désionisée, cela afin d'éviter toute contamination croisée. On peut inclure le prélèvement et l'analyse d'échantillons d'eau de rinçage de l'équipement désinfecté dans les processus d'assurance et de contrôle de la qualité afin de montrer qu'il n'y a aucune contamination croisée. L'eau de lavage et de rinçage issue de la désinfection peut être « contaminée » par le milieu d'échantillonnage et par des produits de désinfection (p. ex. détergent) et doit être recueillie et conservée pour être éliminée de façon appropriée.

En ce qui concerne les fruits, la récolte manuelle est sans doute la technique de collecte la plus simple. Pour ce faire, on doit porter des gants propres en nitrile. Dans le cas des plantes aquatiques entières, l'utilisation d'un râteau constitue peut-être la méthode la plus facile. Une fois les échantillons prélevés, les parties inutiles de la plante (s'il y en a) peuvent être enlevées à l'aide de ciseaux ou d'un sécateur, puis éliminées.

L'échantillonnage des plantes dans la colonne d'eau (phytoplancton) à des fins d'analyse des tissus est moins courant dans le cadre des évaluations de risques, c'est pourquoi il n'en sera plus question dans le présent document. Cependant, des références qui comprennent des méthodes de collecte du phytoplancton sont incluses à la section 11.6 (*Ressources et liens Internet*).

### 11.4.2 Invertébrés terrestres

L'échantillonnage d'invertébrés terrestres vise surtout à caractériser les risques écologiques pour les animaux qui consomment ces organismes. Puisqu'il existe très peu d'études publiées associant les concentrations dans les tissus des invertébrés terrestres et la toxicité chez les invertébrés, les données d'ordre chimique sur les tissus des invertébrés sont rarement utiles aux fins de la caractérisation des risques pour ces espèces. Il est parfois souhaitable de mener une étude sur les communautés d'invertébrés terrestres pour en évaluer l'abondance et la diversité, quoique cela soit rarement nécessaire pour les évaluations de risques.

Les types d'invertébrés à échantillonner dépendent du comportement et des préférences alimentaires des CVE. Dans la plupart des évaluations des risques écologiques, les invertébrés endogés, comme le lombric, figurent souvent parmi les organismes ciblés. Puisque ces invertébrés sont constamment en contact avec le sol et en ingèrent de grandes quantités, il est plus prudent d'utiliser ces espèces plutôt que d'autres types d'invertébrés terrestres (p. ex. ceux qui vivent en surface, comme les araignées, les coléoptères, les criquets et les sauterelles). Toutefois, dans certains cas, on peut être obligé de prélever des invertébrés qui vivent en surface. À titre d'exemple, puisque les criquets constituent une source

d'alimentation importante pour la crécerelle d'Amérique, si cette dernière représente une CVE, l'échantillonnage de criquets peut être nécessaire.

L'équipement et les méthodes d'échantillonnage des invertébrés terrestres à des fins d'analyse des tissus sont résumés ci-dessous. Des renseignements supplémentaires sont fournis dans le MOR applicable compris dans le volume 3.

Lorsqu'on prélève des invertébrés endogés afin d'en analyser les tissus, la technique la plus simple et la plus directe consiste à extraire le sol à la pelle et à prélever manuellement les lombrics ou autres invertébrés. Dans le cas des invertébrés terrestres qui vivent en surface, les pièges à fosse peuvent s'avérer plus efficaces que la collecte manuelle. L'utilisation de filets à main (filets à papillons) peut aider dans certains cas.

En général, lorsqu'on échantillonne des invertébrés terrestres, on prélève en même temps un échantillon de sol qu'on analyse pour mesurer la concentration des mêmes CPP que ceux qu'on mesure dans l'échantillon d'invertébré, de même que le carbone organique total, la granulométrie et, potentiellement, le pH du sol. Le sol doit être prélevé à une profondeur qui correspond le plus possible à celle où se trouvent les invertébrés qu'on a prélevés. Les échantillons jumelés (invertébrés et sol) peuvent être tous deux des échantillons composites; cela permet de saisir toutes les conditions de l'ensemble de l'aire d'alimentation de la CVE tout en ayant un échantillon d'une masse suffisante pour que les limites de détection soient acceptables.

### **Informations essentielles concernant la réduction des risques**

Même s'il n'existe pas au Canada d'invertébrés terrestres tels que les tarentules et les scorpions, certaines espèces comme les diplopodes peuvent sécréter des toxines qui leur servent de protection et qui peuvent provoquer une réaction allergique chez l'humain. La présence d'invertébrés potentiellement toxiques doit être prise en considération lorsqu'on met sur pied un programme d'échantillonnage d'invertébrés terrestres. Les préposés à l'échantillonnage doivent être conscients des risques d'exposition à ces toxines et éviter tout contact direct avec les invertébrés.

Lorsqu'on effectue l'échantillonnage d'invertébrés endogés, il faut également déterminer s'il est nécessaire de dépurier les organismes (laisser leur tube digestif se vider) avant de les soumettre à l'analyse chimique. Les procédures de dépuration varient, mais consistent toutes à laisser l'organisme excréter ses déchets de façon à ce que ces produits ne puissent être réingérés ou absorbés par l'organisme, ou redéposés sur celui-ci. Étant donné que les animaux sauvages ne procèdent pas à la dépuration de leurs proies avant de les manger, cette méthode pourrait donner lieu à une sous-estimation de l'exposition de la CVE, à moins qu'on tienne compte également de l'ingestion accidentelle de sol. Il peut aussi être approprié d'enlever doucement le sol excédentaire, mais, de façon générale, le lavage ou le rinçage des échantillons d'invertébrés terrestres n'est pas indiqué, à moins qu'on tienne compte de l'ingestion accidentelle de sol.

### 11.4.3 Invertébrés aquatiques

Dans le cas des invertébrés aquatiques, deux grands types d'échantillonnage sont effectués pour faciliter l'évaluation des risques pour la santé humaine et l'environnement : l'échantillonnage des tissus d'invertébrés aquatiques et l'échantillonnage des communautés d'invertébrés aquatiques. En général, l'échantillonnage des tissus d'invertébrés aquatiques est utilisé dans les évaluations des risques écologiques pour caractériser les risques pour les CVE qui mangent des invertébrés. Les données d'ordre chimique sur les tissus peuvent également être utiles pour certains invertébrés aquatiques (p. ex. moule, mye, panope, huître) dans le cadre des évaluations des risques pour la santé humaine. Les invertébrés benthiques (ceux qui vivent dans les sédiments) sont constamment en contact avec les sédiments et, par le fait même, peuvent servir de substituts valables aux invertébrés épibenthiques (ceux qui vivent sur la surface des sédiments). Ils peuvent remplacer les invertébrés qui vivent dans la colonne d'eau (zooplancton), mais si le zooplancton est la proie d'intérêt, il peut être préférable d'en prélever des échantillons directement dans la colonne d'eau<sup>7</sup>.

Les sous-sections suivantes fournissent une description des méthodes les plus courantes de collecte d'invertébrés aquatiques aux fins de l'analyse des tissus et des études des communautés benthiques.

#### Échantillonnage des tissus d'invertébrés aquatiques

Le type d'invertébré visé pour l'échantillonnage des tissus dépend, d'une part, de l'habitat et, d'autre part, des CVE et des récepteurs humains auxquels on s'intéresse dans l'évaluation des risques. L'écrevisse constitue un bon organisme cible pour bien des habitats d'eau douce, puisque quelques spécimens seulement suffisent à obtenir la masse requise pour la majorité des analyses et qu'il s'agit d'une espèce consommée par des CVE courantes (raton laveur, martin-pêcheur d'Amérique) et l'humain. Les mollusques tels que la mye, l'huître, la panope et la moule, ainsi que d'autres macroinvertébrés comme le crabe ou le homard, sont des organismes cibles appropriés, un peu pour les mêmes raisons. Cependant, d'autres invertébrés aquatiques peuvent être plus appropriés; cela dépend de l'habitat, des CVE, des récepteurs humains et de la voie d'exposition. Les espèces épibenthiques et de la colonne d'eau, comme les larves d'odonates et les coléoptères aquatiques de toutes sortes, de même que les organismes benthiques, comme les amphipodes, sont les proies de bien des CVE (p. ex. oiseaux de rivage).

Les échantillons doivent être transportés dans un délai de 24 heures afin de limiter la décomposition des tissus. Le temps écoulé entre l'échantillonnage et l'analyse ne devrait pas dépasser 48 heures. Si des circonstances imprévues empêchent de respecter ce délai (p. ex. si le transport est impossible), les échantillons doivent être congelés le plus vite possible.

Les deux plus grandes difficultés associées à la collecte d'invertébrés aquatiques résident sans doute dans l'obtention d'une masse suffisante à tous les points d'échantillonnage et dans l'obtention d'échantillons comparables (échantillons contenant les mêmes types ou gammes d'organismes) d'un

---

<sup>7</sup> La collecte d'invertébrés dans la colonne d'eau à des fins d'analyse des tissus est moins courante, c'est pourquoi il n'en sera plus question dans le présent document. Toutefois, des références qui présentent des méthodes de collecte de zooplancton sont fournies à la section 11.6 (*Ressources et liens Internet*).

point d'échantillonnage à l'autre. L'utilisation de pièges à vairons et d'épuisettes, l'échantillonnage et le tamisage des sédiments et la récolte manuelle sont les méthodes les plus couramment employées pour prélever des échantillons de tissus d'invertébrés. Ces méthodes sont décrites ci-dessous, et les MOR applicables fournissent des détails sur l'utilisation des dispositifs.

- Les pièges à vairons (figure 11-1) sont des pièges cylindriques en métal d'une longueur de 45 cm et d'un diamètre de 23 cm environ. On peut s'en servir dans les eaux douces, comme dans les eaux marines, quoique les types d'invertébrés marins qui peuvent être capturés dans ces pièges sont limités par le point d'entrée, qui est assez petit (3 à 4 cm environ). On installe normalement ces pièges en fixant à une corde solide et en les plaçant à des endroits où les proies visées sont susceptibles d'être présentes (p. ex. près des rochers, des obstacles submergés et des débris). Pour les espèces de plus grosse taille, on se sert souvent de casiers à crabes commerciaux.



**Figure 11-1: Piège à vairon**  
(source : wildco.com)

ces  
(de  
les  
où

- Les épuisettes (figure 11-2) sont des filets à mailles souvent renforcés d'une toile sur les côtés ou le dessus et qui sont normalement munis d'une longue poignée. On peut les utiliser dans n'importe quel milieu aquatique, mais on ne s'en sert pas pour prélever des invertébrés benthiques (vivant dans les sédiments). Les épuisettes sont efficaces pour la collecte d'invertébrés épibenthiques (vivant sur la surface des sédiments) en eaux peu profondes, de même que pour la collecte d'espèces visant dans la colonne d'eau dans n'importe quel milieu.



**Figure 11-2: Épuisette**  
(source : wildco.com)

en



**Figure 11-3 Filet à plancton**

(source : wildco.com)

- Les filets à plancton (figure 11-3) sont des filets fuselés de taille variable. On peut les utiliser en eaux douces et marines, peu importe la profondeur. Ils peuvent être jetés manuellement, mais la plupart du temps, ils sont tirés par bateau.

- Parmi les autres méthodes couramment employées pour prélever espèces épibenthiques et de la colonne d'eau, mentionnons l'utilisation de filets troubleaux et d'échantillonneurs de Surber ou Hess. Les responsables de l'échantillonnage peuvent utiliser des filets troubleaux dans les cours d'eau accessibles à gué en délogeant matières en amont du filet avec les pieds de façon à ce qu'elles soient recueillies dans le filet. Les échantillonneurs de Surber ou de Hess sont des échantillonneurs munis d'un cadre qu'on place directement au fond du cours d'eau. L'eau traverse ces appareils, lesquels retiennent des débris et des organismes dont la taille varie selon le maillage. Ces deux types d'échantillonneurs peuvent être utilisés dans les cours d'eau peu profonds, dont le fond peut être composé d'une gamme variée de matières, allant du silt aux gros galets.



des  
de  
les  
Hess

**Figure 11-4: Seau à tamisage**

(Source : wildco.com)

- L'échantillonnage et le tamisage des sédiments (figure 11-4) sont souvent utilisés pour prélever des amphipodes et d'autres invertébrés benthiques en eaux douces ou marines. Les échantillons de sédiments prélevés avec l'un des appareils décrits au chapitre 10 peuvent tous être tamisés à l'aide d'un seau à tamisage ou d'un tamis ou encore triés à la main.

En ce qui concerne la collecte de mollusques, la récolte manuelle et l'utilisation d'un râteau à myes sont les méthodes les plus efficaces. La récolte manuelle se limite aux replats de marée exposés à marée basse et aux cours d'eau peu profonds. Dans les zones peu profondes, on détermine les secteurs cibles par inspection visuelle. La profondeur doit être suffisamment faible pour qu'on puisse voir le fond, préférablement à marée descendante. Les endroits où la présence de mollusques est probable sont repérés en vérifiant la présence de trous dans la boue ou le sable, car cela indique que des mollusques filtrent l'eau. Lorsque les myes filtrent l'eau marine, elles laissent des « taches » de boue sur la surface qui sont assez révélatrices. Les pinces à coquilles, les râteaux à myes munis d'un long manche et les pelles peuvent être efficaces dans les endroits secs ou les eaux peu profondes. Dans les eaux marines plus profondes, la collecte de mollusques peut être effectuée au moyen d'échantillonneurs Ekman, Ponar, van Veen ou Peterson ou encore à l'aide de carottiers à boîte (voir le chapitre 10).

On peut aussi prélever des tissus de bivalves en effectuant une étude *in situ* sur des bivalves, dans le cadre de laquelle les bivalves sont exposés pendant une période fixe. Avec cette méthode, on place de jeunes bivalves provenant d'une source connue (non contaminée) dans des cages qu'on maintient en place pour une période donnée. La durée de l'exposition est très importante et peut dépasser 30 jours, puisque les organismes doivent demeurer en place suffisamment longtemps pour qu'on atteigne un équilibre avec les concentrations environnementales. Dans le cadre des études de suivi des effets sur l'environnement (ESEE) (<http://www.ec.gc.ca/eseee-em/>)<sup>8</sup>, des chercheurs ont évalué les avantages et les lacunes des études sur les bivalves en cage, bien qu'aucun protocole n'ait été publié à ce jour.

---

<sup>8</sup> Le suivi des effets sur l'environnement s'applique aux effets des effluents des usines et des mines réglementées sur le poisson, l'habitat du poisson et l'utilisation des ressources halieutiques par l'humain. Les effets sur l'habitat du poisson sont évalués en comparant les communautés d'invertébrés benthiques d'une zone d'étude à celles d'une zone de référence. Les techniques de surveillance et d'évaluation et les indicateurs qu'on utilise relèvent de méthodes largement acceptées pour la mesure des changements dans les écosystèmes aquatiques.

Quelle que soit la méthode utilisée pour prélever les bivalves, il faut déterminer, avant l'échantillonnage, si on doit effectuer la dépuration des organismes avant de les soumettre aux analyses chimiques. Si le but premier consiste à évaluer les risques associés à la consommation humaine, les organismes doivent être soumis à une dépuration, car il s'agit d'un processus courant dans la préparation des aliments. La méthode employée devrait refléter les pratiques communes de préparation des aliments (p. ex. rincer en renouvelant l'eau plusieurs fois, puis faire tremper). Par contre, si le but premier est d'évaluer les risques écologiques pour les CVE, la dépuration n'est pas indiquée, puisque les CVE n'effectuent aucune dépuration de leurs proies avant de les manger.

Le crabe et le homard sont d'autres invertébrés marins qu'on peut échantillonner dans le cadre des évaluations des risques pour la santé humaine ou l'environnement. On peut capturer le crabe en utilisant des épuisettes en eaux peu profondes, mais la collecte de crabes et de homards se fait habituellement à l'aide de casiers à crabes ou à homards commerciaux.

### **ENCADRÉ 11-3 : Avantages des études des communautés d'invertébrés benthiques**

- Les invertébrés benthiques sont omniprésents et sont donc touchés par les perturbations dans bien des habitats.
- Les communautés d'invertébrés benthiques comprennent souvent une quantité relativement importante d'espèces dont la tolérance aux polluants varie; en tenant compte de l'abondance (quantité), de la diversité et de la tolérance aux polluants, on peut établir diverses réponses aux agents stressants.
- Les invertébrés benthiques sont sédentaires, ce qui permet de déterminer l'étendue spatiale d'une perturbation.
- Dans bien des cas, les invertébrés benthiques vivent longtemps, ce qui permet d'évaluer les changements dans l'abondance au fil du temps et dans la structure en fonction de l'âge.
- Les invertébrés benthiques intègrent les conditions sur le plan temporel; ils reflètent donc les conditions sur de longues périodes.

### Échantillonnage de communautés benthiques

L'échantillonnage de communautés benthiques consiste à recueillir des organismes qui vivent dans les sédiments pour en effectuer l'identification taxonomique et le dénombrement. Les communautés benthiques sont présentes dans les eaux marines et les eaux douces, bien que les espèces varient grandement selon la salinité et d'autres facteurs.

On effectue souvent l'échantillonnage de communautés benthiques de concert avec l'échantillonnage des sédiments aux fins de l'analyse chimique et des tests de toxicité. Ensemble, ces trois éléments forment la « triade de la qualité des sédiments » décrite par Chapman (1996) et d'autres chercheurs. Comme il est décrit dans le Cadre décisionnel relatif à l'Accord Canada-Ontario concernant les sédiments contaminés des Grands Lacs (Accord Canada-Ontario [ACO], 2008), Environnement Canada a mis sur pied un programme visant à établir des recommandations d'ordre biologique



concernant les sédiments, recommandations qui sont fondées sur des tests de toxicité des sédiments et sur la structure des communautés d'invertébrés. Ces recommandations biologiques, dont on a terminé l'élaboration en 1998, permettent d'évaluer les sédiments contaminés; elles ont été examinées de façon approfondie par des spécialistes externes (Reynoldson *et al.*, 1998). Le processus d'évaluation BEAST (Benthic Assessment of SedimentT) de Reynoldson et Day (1998) vise les invertébrés benthiques, ces organismes étant les plus exposés et, potentiellement, les plus vulnérables aux contaminants associés aux sédiments. Bien que l'ACO (2008) et les documents de Chapman (1996), de Reynoldson *et al.* (1998) et de Reynoldson et Day (1998) se rapportent au milieu de l'eau douce, beaucoup des principes généraux dont ils traitent s'appliquent aussi aux milieux estuariens ou marins. Par ailleurs, même si l'ACO a été conçu spécialement pour l'Ontario, ses concepts s'appliquent également à d'autres provinces. Dans le cadre du Réseau d'évaluation et de surveillance écologiques du Canada (<http://www.ec.gc.ca/faunescience-wildlifescience/default.asp?lang=Fr&n=B0D89DF1-1>), Pohle et Thomas (aucune date indiquée) ont élaboré des protocoles de surveillance visant les organismes marins benthiques.

Lorsqu'on se demande s'il convient d'inclure une évaluation de la communauté benthique dans le plan d'étude, il faut d'abord déterminer si une telle évaluation est appropriée ou réaliste. Comme on l'explique dans l'ACO (2008), dans certains cas, les évaluations de la communauté benthique ne sont ni appropriées ni utiles pour l'évaluation des effets des contaminants sédimentaires (p. ex. dans les ports où les eaux sont peu profondes et où l'affouillement par les hélices, le dragage ou d'autres éléments de perturbation de l'habitat ont un impact sur les communautés benthiques indépendamment des effets des contaminants ou lorsque l'écoulement ou les régimes de marée modifient périodiquement la zone biologique sous l'effet des dépôts ou de l'affouillement). La structure des communautés benthiques est souvent décrite en fonction de la diversité, de l'abondance et de la dominance des différentes espèces d'invertébrés qui vivent dans ou sur les sédiments. L'évaluation de la communauté benthique peut comprendre une analyse à mesures ou à variables multiples (suivant le cas) permettant de bien caractériser la communauté en question.

Au moment de concevoir l'étude, on doit tenir compte de plusieurs facteurs pour déterminer l'emplacement des points d'échantillonnage de la communauté benthique et l'espacement entre ces points, notamment l'habitat, le type de substrat, les caractéristiques des sédiments, la profondeur de l'eau et la distance/direction par rapport à la source. Comme on l'explique à la section 11.5 (*Analyse des données*), ces facteurs sont importants lorsqu'on effectue une analyse de corrélation ou à variables multiples visant à examiner les liens entre les caractéristiques des sédiments (p. ex. granulométrie), les CPP et les communautés benthiques.

On peut utiliser diverses méthodes pour prélever des échantillons d'une communauté d'invertébrés aquatiques, notamment en utilisant des épuisettes, des filets troubleaux, des échantillonneurs de Surber ou de Hess, des dispositifs d'échantillonnage de sédiments (p. ex. Ponar, Eckman, van Veen) ou des carottiers à boîte (USEPA, 2002b). Lorsqu'on procède à la conception de l'étude, on doit déterminer s'il faut limiter l'échantillonnage aux organismes benthiques ou mener une évaluation sur de multiples habitats en ajoutant divers types de filets (p. ex. épuisettes, filets troubleaux) ou d'échantillonneurs, comme les échantillonneurs de Surber ou de Hess, qui permettent également de recueillir des invertébrés épibenthiques et de la colonne d'eau.

On a élaboré des approches multihabitats qui permettent d'effectuer l'échantillonnage des habitats majeurs d'une zone donnée selon une représentation proportionnelle. Ces approches visent habituellement divers habitats présents à un point d'échantillonnage donné, et ce, afin de maximiser la diversité de l'échantillon obtenu. Les approches multihabitats peuvent comprendre le prélèvement d'échantillons d'organismes benthiques à l'aide de plusieurs échantillonneurs mécaniques de sédiments adaptés aux conditions prévalant dans la zone d'étude (échantillonneurs Ponar, van Veen ou Ekman), combinés à des filets troubleaux ou des épuisettes munies d'un cadre en forme de D. Pour ces deux types d'équipement, il existe plusieurs maillages différents, de sorte qu'on peut s'en servir dans diverses conditions et pour différents objectifs d'échantillonnage. Généralement, ces approches s'appliquent surtout aux communautés qui vivent en eaux peu profondes, où on peut utiliser divers filets et dispositifs manuels.

Il est également possible d'employer des substrats artificiels. L'échantillonneur à plaques multiples Hester-Dendy est l'un des substrats artificiels les plus populaires; ce substrat consiste en un ensemble de plaques de Masonite séparées par des espaceurs en nylon. Dans certains sites de la région de l'Atlantique, on utilise un échantillonneur artificiel appelé BASS (échantillonneur d'organismes benthiques à substrat artificiel) pour l'échantillonnage des organismes benthiques. Les sacs-filets et les paniers métalliques d'enrochements sont des substrats artificiels normalisés qu'utilise le ministère de la Protection de l'environnement du Maine (Davies et Tsomides, 1997) à des fins d'échantillonnage biologique dans les eaux intérieures. Les substrats artificiels offrent l'avantage de réduire l'impact des différences dues à l'habitat ou au substrat. Ils sont installés pour une période fixe, puis recueillis et traités afin de quantifier et d'identifier les organismes qui les ont colonisés. Cependant, l'abondance et la composition des communautés de macroinvertébrés sur les substrats artificiels peuvent être différentes de celles qu'on mesure sur les substrats naturels (Casey et Kendall, 1996). Par conséquent, on doit bien peser les avantages et les désavantages des substrats artificiels par rapport à l'échantillonnage direct du substrat naturel.

Les échantillons de sédiments prélevés pour l'analyse taxonomique des invertébrés sont habituellement nettoyés à l'aide d'un seau à tamisage (maillage de 500 microns) avant d'être traités, conservés ou triés à la main pour préparer les sous-échantillons d'organismes. Peu importe l'habitat ou la méthode de collecte, les échantillons d'invertébrés servant à l'identification taxonomique sont placés dans des contenants et conservés à l'aide d'un agent de préservation chimique (souvent, on utilise de l'éthanol à 70 % ou de la formaline tamponnée à 10 %). Le tamisage doit être effectué par des personnes expérimentées, puisqu'une technique inadéquate peut entraîner une perte d'organismes et générer des données erronées. On ajoute parfois des agents de coloration comme le rose Bengale pour faciliter le tri et le dénombrement des organismes. La technique la plus courante consiste à traiter les échantillons à l'aide de formaline tamponnée pour une période maximale de trois jours, puis à conserver les échantillons dans de l'éthanol à 70 % à des fins d'entreposage, de tri et d'identification. La formaline n'est pas recommandée pour la conservation à long terme, surtout dans le cas des invertébrés de petite taille. Les échantillons conservés ou colorés doivent être utilisés à des fins d'analyse taxonomique seulement, l'ajout d'un agent de préservation ou de coloration pouvant compromettre la qualité de l'échantillon pour l'analyse chimique.

Des renseignements supplémentaires sur les méthodes d'échantillonnage de communautés benthiques sont fournis dans le MOR applicable (voir le volume 3).

### 11.4.4 Poissons

On utilise généralement deux grandes méthodes d'échantillonnage pour le poisson en conjonction avec l'évaluation des risques pour la santé humaine et l'environnement : 1) l'échantillonnage de tissus de poissons; 2) l'échantillonnage de communautés de poissons. L'échantillonnage de tissus est souvent employé dans l'évaluation des risques pour la santé humaine et l'environnement afin de caractériser l'exposition des humains et des CVE qui mangent du poisson. S'il existe des études de toxicité publiées dans lesquelles on associe les concentrations dans les tissus de poissons aux effets sur les poissons, on peut aussi utiliser les données sur les tissus de poissons pour évaluer les risques pour les poissons. L'échantillonnage de communautés de poissons est moins courant, mais peut fournir des preuves additionnelles dans l'évaluation des effets sur les poissons à l'échelle de la population. Les techniques employées pour l'échantillonnage de tissus de poissons et l'échantillonnage des communautés de poissons sont semblables et dépendent grandement de l'habitat. Le choix de la méthode d'échantillonnage varie surtout selon ce qui suit : 1) le type d'évaluation des risques effectué (risques pour la santé humaine ou l'environnement); 2) les récepteurs humains et CVE évalués; 3) la guilde alimentaire ou les préférences relatives à l'habitat des CVE (p. ex. poissons se nourrissant sur le fond ou dans la colonne d'eau); 4) les déplacements des espèces visées relativement au risque d'exposition et aux zones où les concentrations de CPP sont élevées.

Les espèces et les grosseurs de poissons visées peuvent varier considérablement selon les récepteurs humains et les CVE évalués. Les pêcheurs à la ligne, par exemple, peuvent éviter de façon intentionnelle les catostomes et autres espèces susceptibles d'avoir une importance sur le plan écologique. De même, le raton laveur, le héron et le martin-pêcheur peuvent s'attaquer à des poissons plus petits que ceux que capture et conserve l'humain. Par conséquent, le programme d'échantillonnage des poissons doit comprendre des cibles propres aux différents groupes de récepteurs. Certaines espèces (et grosseurs) de poissons sont valables tant pour l'humain que pour les récepteurs écologiques (p. ex. poisson-gibier), quoique la méthode de préparation puisse être différente dans le cas des humains et des récepteurs écologiques. Les échantillons de poissons sont normalement préparés sous forme de filets pour l'évaluation de l'exposition humaine, tandis qu'on utilise des échantillons de poissons entiers pour l'évaluation de l'exposition des récepteurs écologiques. On peut toutefois atteindre les deux objectifs avec un échantillon de poisson donné en procédant de la façon suivante : extraire les filets, les peser, puis soumettre l'échantillon à une analyse; ensuite, peser le reste du poisson (abats) et soumettre cet échantillon à une analyse. On peut alors utiliser les résultats d'analyse, ainsi que le poids des échantillons, pour obtenir une concentration tissulaire pour le poisson entier qui pourra servir à l'évaluation des risques écologiques.

On présente ci-dessous cinq méthodes courantes d'échantillonnage des poissons; le MOR applicable fournit des détails additionnels.

- Pièges à vairon : Les pièges à vairon sont des pièges cylindriques en métal d'une longueur de 45 cm et d'un diamètre de 23 cm environ. Ils permettent de capturer des poissons de petite taille. On peut s'en servir en eau marine et en eau douce et dans des cours d'eau à débit rapide ou lent. Ils peuvent être utilisés dans les eaux peu profondes, pourvu que la profondeur soit d'au moins 10 cm



Verveux à mailles larges

(profondeur de l'ouverture du piège). Les pièges à vairon sont faciles à installer et demandent moins de travail que les autres méthodes décrites ci-dessous. On les installe normalement en les fixant à une corde solide et en les plaçant à des endroits où les proies visées sont susceptibles d'être présentes. On peut les installer à partir de la rive, d'un bateau, d'un pont ou, dans les eaux peu profondes, en se déplaçant à gué.

- **Verveux** : Les verveux (figure 11-5) sont de longs filets à mailles en forme d'entonnoir qu'on peut utiliser en eau marine ou en eau douce pour capturer des poissons de diverses grosseurs. L'échantillonnage avec verveux est normalement pratiqué dans des plans d'eau dont la profondeur ne dépasse pas 1 m. Ces dispositifs peuvent être légèrement difficiles à installer et à récupérer, mais demandent tout de même moins d'effort que d'autres méthodes.

- **Sennes** : La senne (figure 11-6) est un filet tiré généralement par deux personnes. On l'utilise souvent pour recueillir de petites proies ou de jeunes poissons susceptibles d'être blessés par la pêche à l'électricité. On peut s'en servir en eau marine ou en eau douce, et ce, peu importe la profondeur. Toutefois, on doit l'utiliser dans les plans d'eau exempts de barrières physiques ou de substrats pourraient compromettre l'utilisation. Habituellement, deux personnes tiennent le filet, l'une à chaque extrémité, se déplacent doucement en tirant de façon à ce que la senne garde la forme d'une tasse ou d'un bol. Les sennes plage sont des engins de pêche de taille moyenne déployés à partir d'une petite embarcation pour capturer les poissons près de la rive. Les sennes commerciales de plus grande taille (sennes coulissantes) sont déployées à partir d'embarcations dans les habitats lacustres ou marins plus profonds.



**Figure 11-5: Verveux**

(source : glei nrri umn edu)



**Figure 11-6: Senne**

(photo souce: epa gov)

qui

et

de

à

- **Pêche à l'électricité** : La pêche à l'électricité (figure 11-7) consiste à placer une électrode dans l'eau afin d'émettre un courant qui électrocute ou paralyse le poisson. Cette méthode peut être employée à n'importe quelle profondeur, mais est habituellement utilisée seulement en eau douce, car elle est beaucoup moins efficace dans les eaux marines en raison de la conductivité élevée de celles-ci. Puisque cette méthode provoque un choc électrique chez tous les poissons présents, cette méthode est recommandée pour les études des communautés de poissons et les échantillonnages de tissus lorsque l'objectif consiste à recueillir un échantillon représentatif des espèces, des grosseurs et des classes d'âge présentes. On peut avoir recours à la pêche à l'électricité plutôt qu'aux sennes si des préoccupations relatives à la sûreté et des barrières physiques empêchent l'utilisation des sennes. Toutefois, la pêche à l'électricité doit être effectuée par un opérateur qualifié et pose un certain danger en raison du courant électrique, tant pour l'opérateur que pour les organismes aquatiques présents.

**Figure 11-7: Pêche à l'électricité**

(source de la photo : epa.gov)



au

- Pêche à la canne et au moulinet : On pêche à la canne et moulinet dans n'importe quel milieu, quoique cela puisse être difficile dans les secteurs où la végétation est dense et où il y a de grandes quantités de débris submergés. Cette méthode est parfois préférable pour l'évaluation des risques pour la santé humaine, lorsque l'objectif consiste à échantillonner des poissons qui correspondent aux espèces capturées à des fins récréatives et consommées par l'humain. Toutefois, puisque cette méthode demande beaucoup de travail, on n'y a recours qu'à l'occasion.

Quelle que soit la méthode de collecte employée, les techniciens doivent recueillir des données sur la longueur, le poids, le sexe, l'espèce et la classe d'âge (p. ex. jeunes de l'année ou adultes) de chaque poisson. Les poissons qui ne sont pas conservés aux fins d'analyses chimiques ou d'identification taxonomique doivent être relâchés là où ils ont été capturés le plus tôt possible. Ceux qui sont conservés doivent être tués à l'aide d'un outil désinfecté (p. ex. en insérant un pic à glace dans la tête). Un nouvel outil doit être utilisé à chaque point d'échantillonnage. Chaque poisson à conserver doit être mesuré (longueur totale en millimètres) et pesé (poids total en grammes). Il faut envelopper chaque poisson dans du papier d'aluminium stérilisé (le côté mat vers le poisson) et le placer dans un sac de plastique étiqueté. Si le poisson doit faire l'objet d'une analyse des métaux, il serait alors préférable de ne pas l'envelopper dans du papier d'aluminium. On recommande toujours de consulter les responsables du laboratoire d'analyse pour connaître la méthode d'entreposage appropriée.

Les poissons qui sont conservés doivent être manipulés à l'aide d'outils ou de gants de latex stérilisés. Les échantillons doivent être transportés dans un délai de 24 heures afin de limiter la décomposition des tissus, et le temps écoulé entre l'échantillonnage et l'analyse ne devrait pas dépasser 48 heures. Si des circonstances imprévues empêchent de respecter ce délai, les échantillons doivent être congelés le plus tôt possible.

Outre les méthodes traditionnelles d'échantillonnage des poissons décrites ci-dessus, on a élaboré des méthodes d'analyse des tissus qui ne causent pas la mort des poissons dans le cadre des dispositions relatives au suivi des effets sur l'environnement du *Règlement sur les effluents des mines de métaux* du Canada (Baker *et al.*, 2004; Peterson *et al.*, 2005). Bien que ces méthodes ne soient pas encore abondamment utilisées pour l'évaluation des risques, les méthodes d'analyse du mercure non létales sont particulièrement intéressantes dans les zones où des méthodes destructrices nuiraient aux populations de poissons (notamment dans les zones où la densité des poissons est faible).

Baker *et al.* (2004) ont démontré que de petites quantités de tissus prélevées à l'aide de deux types différents d'outils de biopsie non létaux (poinçon cutané et aiguille à biopsie Tru-Cut<sup>MD</sup>) permettaient d'obtenir des estimations aussi exactes et précises de la concentration de mercure dans les muscles de poisson que les valeurs de référence établies à l'aide des méthodes classiques avec prélèvement de filets. Ces auteurs ont par ailleurs constaté que la méthode faisant appel à la ponction cutanée ne réduisait pas la survie du grand brochet après recapture. De leur côté, Tyus *et al.* (1999) ont étudié la survie des truites arc-en-ciel et des catostomes *Xyrauchen texanus* soumis à un prélèvement de tissus à l'aide de poinçons (prélèvement de tissus cutanés et hépatiques ainsi que de tissus de nageoire) sans relever de différences significatives dans la croissance ou la survie d'aucun des poissons traités. Les



ouvrages suivants fournissent les directives les plus récentes sur les méthodes d'échantillonnage non létales pour le poisson :

- *Directives pour le dosage du mercure dans la chair des poissons à l'aide de méthodes non létales dans le cadre du Programme de suivi des effets sur l'environnement des mines de métaux*, version finale, juin 2005. [www.ec.gc.ca/eem/pdf\\_publications/francais/mm\\_fish\\_tissue.pdf](http://www.ec.gc.ca/eem/pdf_publications/francais/mm_fish_tissue.pdf).
- Baker, R.F., P.J. Blanchfield, M.J. Paterson, R.J. Flett et L. Wesson. « Evaluation of nonlethal methods for the analysis of mercury in fish tissue », *Trans. Am. Fish Soc.*, n° 133, 2004, p. 568-576.
- Peterson, S.A., J. Van Sickle, R.M. Hughes, J.A. Schacher et S.F. Echols. « A biopsy procedure for determining fillet and predicting whole-fish mercury concentration ». *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, n° 48, 2005, p. 99-107.
- Gray, M.A., A.R. Curry et K.R. Munkittrick. « Non lethal sampling methods for assessing environmental impacts using small bodied sentinel fish species ». *Water Qual. Res. J. Canada*, n° 37, vol. 1, 2002, p. 195-211.

Comme cette méthode a été élaborée récemment et qu'elle n'est utilisée qu'occasionnellement dans le cadre d'évaluations de risques, aucun MOR relatif à l'analyse non létale des tissus de poissons n'a été établi aux fins du présent guide.

### 11.4.5 Petits mammifères

L'échantillonnage de petits mammifères peut être nécessaire afin de caractériser les risques pour le faucon, les strigidés, le renard, la belette ou d'autres animaux sauvages qui consomment souvent de petits mammifères. S'il existe des études de toxicité publiées dans lesquelles on associe les concentrations dans les tissus des petits mammifères aux effets sur ces mêmes mammifères, on peut aussi utiliser ce type d'échantillonnage pour évaluer les risques pour les petits mammifères. On peut également recourir au piégeage de petits mammifères pour déterminer la structure par âge, la proportion des sexes ou la composition des communautés de petits mammifères. Cependant, les contraintes budgétaires et de temps, de même que les facteurs de confusion associés à ce type d'étude, font que cette pratique est rarement appliquée dans le cadre d'évaluations de risques.

Dans la collecte et le traitement des petits mammifères, il est important de tenir compte de la façon dont les animaux seront manipulés, ceci afin de prévoir des mesures de protection adéquates pour les préposés à l'échantillonnage sur le terrain. Il faut informer ceux qui effectuent le piégeage des petits mammifères et la collecte de spécimens quant aux risques associés à ces tâches et aux précautions à prendre pour réduire ces risques au minimum.

#### **Information essentielle concernant la réduction des risques**

Certains petits mammifères peuvent être porteurs d'hantavirus ou d'autres maladies transmissibles à l'humain. Conséquemment, on doit prendre des précautions lorsqu'on manipule ces animaux. Les rongeurs infectés répandent des virus, comme les hantavirus, par l'entremise de l'urine, des excréments et de la salive. Les virus peuvent être transmis à l'humain par

« aéroionisation », phénomène qui survient lorsque des matières sèches contaminées par les excréments ou la salive d'animaux sont déplacées. L'humain peut être infecté en inhalant des aérosols infectieux ou par contact, en touchant des excréments de rongeurs infectés ou du matériel des nids de ces animaux, puis en se touchant les yeux, le nez ou la bouche. Certaines maladies peuvent être transmises par la morsure des souris ou des rats. Les programmes d'échantillonnage de petits mammifères doivent comprendre des mesures de protection de la santé, comme l'utilisation d'appareils respiratoires filtrants. Des renseignements additionnels sur les mesures de protection pour la manipulation de petits mammifères sont fournis dans le manuel de référence produit par The Wildlife Society, intitulé *Techniques for Wildlife Investigations and Management* (The Wildlife Society, 2005). Pour en savoir plus, consulter le MOR relatif à l'échantillonnage de petits mammifères.

Les types de petits mammifères visés varient surtout selon l'habitat présent dans la zone d'étude et les proies favorites des CVE. Les petits mammifères souvent visés comprennent la souris, la taupe, le campagnol et la musaraigne. Parmi ces espèces, la musaraigne est peut-être la plus exposée aux substances chimiques bioaccumulables puisqu'elle se nourrit principalement de lombrics. Par contre, c'est un animal venimeux et malodorant, deux facteurs qui en réduisent la consommation par les prédateurs (Whitaker et Hamilton 1998, musée d'histoire naturelle de Cleveland, 2009).

La souris, la taupe et le campagnol se nourrissent d'une vaste gamme de plantes et d'invertébrés. La musaraigne est généralement associée aux habitats forestiers ou humides, tandis que le campagnol et la taupe préfèrent souvent les prés. On constate un chevauchement important en ce qui concerne l'utilisation de l'habitat par ces organismes; ainsi, il est souvent difficile de prévoir quelles espèces seront présentes dans une zone d'étude. Comme certaines musaraignes et taupes et certains campagnols sont en voie de disparition ou désignés comme des espèces protégées sur des listes provinciales ou fédérales, il peut exister des restrictions ou des exigences particulières concernant l'échantillonnage de ces espèces. Leur présence éventuelle et la présence d'autres espèces en voie de disparition ou figurant sur des listes de protection doivent être établies avant de procéder à l'échantillonnage afin d'assurer le respect des restrictions ou exigences provinciales ou fédérales.

Même s'il y a peu d'information sur la présence éventuelle de petits mammifères dans une petite zone d'étude, on dispose souvent de renseignements sur leur répartition globale et leurs préférences relatives à l'habitat.

Les méthodes d'échantillonnage des petits mammifères ainsi l'équipement requis sont résumés ci-dessous. Des renseignements supplémentaires sont fournis dans le MOR applicable dans le volume 3. Deux méthodes principales permettent de capturer les petits mammifères : le piégeage des animaux vivants et le piégeage mortel. On préfère la première option si : 1) on soupçonne la présence d'espèces de petits mammifères figurant sur des listes de protection provinciales ou fédérales; 2) on a comme seul objectif de recueillir des données de recensement ou sur la structure de la communauté. Cette méthode est avantageuse, puisqu'elle permet



**Figure 11-8: Piège Havahart**  
(source de la photo : havahart.com)

que

de

de garder ou de tuer seulement les espèces voulues, les autres pouvant être libérées. Toutefois, elle comporte également des désavantages : elle demande plus de travail que le piégeage mortel, et la manipulation de petits mammifères vivants accroît les risques d'exposition, de morsures, d'égratignures et de maladies. Les pièges Sherman et Havahart (figure 11-8 et 11-9) sont ceux qu'on utilise généralement pour capturer les animaux vivants; il s'agit de pièges rectangulaires dont la porte se referme aussitôt que l'animal marche sur le déclencheur se trouvant à l'intérieur.

On peut aussi utiliser des pièges à fosse, qui consistent en des seaux qu'on installe dans le sol de façon que l'ouverture soit au même niveau que celui-ci. Ces pièges demandent beaucoup plus de travail et perturbent davantage le milieu. On les dispose souvent en quadrillage, en installant des barrières (construites à l'aide de silt ou d'autres matières) afin de guider les organismes vers les pièges. Soulignons que ces pièges retiennent aussi des organismes qui ne sont pas visés (p. ex. grenouilles, invertébrés).

Le piégeage mortel est souvent effectué à l'aide de pièges à ressort jetables, dispositifs peu coûteux et faciles à utiliser. Leurs désavantages : des espèces non visées peuvent être tuées, et la prédation peut être excessive si on omet d'inspecter les pièges régulièrement.

### 11.4.6 Entreposage

Lorsqu'on prélève des échantillons de biotes à des fins d'analyse des tissus, il est souvent nécessaire de prendre des décisions sur le terrain en raison de l'imprévisibilité du type et de la quantité d'organismes capturés. Souvent, il s'avère logique de garder les échantillons et de les envoyer de façon groupée après avoir déterminé ceux qu'il convient de soumettre à une analyse et ceux qu'il convient de regrouper. Dans les endroits dotés de prises électriques, on recommande d'utiliser un petit réfrigérateur pour entreposer les échantillons jusqu'à leur expédition. On peut retenir certains échantillons et déterminer s'il y a lieu de les regrouper juste avant l'envoi au laboratoire d'analyse, ceci afin d'éviter toute confusion ou toute erreur de manipulation. La congélation des échantillons est avantageuse puisqu'elle permet de s'assurer que tous les organismes sont morts avant le traitement et qu'aucun organisme parasite ne compromettra la qualité de l'échantillon avant sa réception au laboratoire.

Il peut être préférable d'expédier les échantillons congelés sur de la glace sèche, notamment durant l'été, afin d'en garantir la qualité. La glace sèche est toutefois plus difficile à obtenir et à manipuler que la glace normale, et elle requiert des mesures particulières pour l'expédition. Par contre, l'utilisation de glace sèche peut être appropriée afin d'assurer la qualité des échantillons jusqu'à leur réception au laboratoire; cela dépend du moment de l'année et du lieu de destination des échantillons.





### 11.5 Analyse des données en vue d'une caractérisation biologique

Les techniques d'analyse des sols décrites à la section 5.7 conviennent d'une manière générale à la caractérisation des données biologiques. On peut utiliser des techniques de description générales pour résumer les données et produire une visualisation des données de distribution temporelle et spatiale des concentrations de CPP dans les biotes prélevés dans la zone d'étude. Ces techniques consistent généralement à colliger les données (disposition en tableaux et préparation de tableaux sommaires) et à produire des graphiques avec les données relatives au temps, au lieu, à la taille, aux principales sources de CPP, etc. De simples graphiques (p. ex. nuages de points, diagrammes à barres, cartographie) et d'autres techniques visuelles de présentation des données révèlent souvent des tendances qui orientent et viennent préciser les échantillonnages additionnels. Afin de fournir des données de qualité sur les tissus biologiques, on doit tenir compte de nombreux facteurs. La normalisation en fonction des lipides pour les échantillons de biotes qui fournissent des données correspondantes sur les lipides, à l'échelle des échantillons ou du site, facilite les comparaisons entre les résultats (p. ex. entre les points d'échantillonnage dans la même zone d'étude, entre la zone d'étude et les zones de référence, entre les sites). On procède à la normalisation en fonction des lipides en divisant la concentration de substances chimiques par la teneur (pourcentage) en lipides en se fondant sur un échantillon ou un site en particulier. Les concentrations dans les tissus biologiques sont souvent données en poids humide, quoiqu'on utilise le poids sec à l'occasion. Il est important de préciser le type de mesure (poids humide, poids sec, normalisée en fonction des lipides) pour que les données soient appliquées correctement dans l'évaluation des risques.

La caractérisation des données préliminaires peut fournir des renseignements fondamentaux comme la tendance centrale (p. ex. moyenne, médiane, mode, centiles) et la variabilité (p. ex. portée, écart-type, écart-type relatif). Il s'agit d'une première étape pour comprendre les tendances des données et concevoir des évaluations statistiques plus valables. Cette caractérisation initiale des données fournit également de l'information utile pour comparer les données avec les normes de réglementation et les recommandations. Les limites supérieures de confiance (surtout la limite supérieure de l'intervalle de confiance à 95 % associée à la concentration moyenne ou LSCM 95 %) sont souvent nécessaires à cette étape pour appuyer l'évaluation des risques, puisque la LSCM 95 % est couramment employée comme concentration de point d'exposition dans l'évaluation des risques.

Les programmes Comprehensive Environmental Toxicity Information System (CETIS; Tidepool Scientific Software, McKinleyville, Californie) et ProUCL (USEPA, 2013) sont des logiciels qui effectuent nombre de calculs de LSCM. Il importe de mentionner que les recommandations relatives aux méthodes LSCM fournies par le logiciel ProUCL peuvent causer des problèmes ou prêter à controverse. À titre d'exemple, la LSCM de Chebyshev n'est pas une LSCM classique, mais plutôt un intervalle de tolérance qui peut s'approcher d'une LSCM. En outre, les méthodes ne permettent pas toutes d'utiliser l'estimation de Kaplan-Meier pour les ensembles comportant des données non détectées. Le recours à des méthodes de manipulation traditionnelles de données comportant des non-détections, comme la réduction de moitié de la limite de détection (LDL) pour les non-détections, peut introduire des biais dans les ensembles de données avec une fréquence de détection de 90 % ou moins (USEPA, 2013). Parmi les méthodes de calcul disponibles pour la LSCM, celle du Bias-Corrected Accelerated Bootstrap (BCA) fournit des résultats de correction du biais compatibles avec ceux d'autres méthodes, permet d'utiliser la correction de Kaplan-Meier pour les non-détections, est

statistiquement solide et ne dépend pas de la distribution des données sous-jacentes. Ainsi, la méthode du bootstrap BCA est largement applicable et peut servir pour la majorité des ensembles de données.

On peut appliquer des tests statistiques standards pour déterminer s'il y a des différences significatives entre les points d'échantillonnage, de même qu'entre la zone d'étude et les zones de référence. Les tests d'hypothèse (p. ex. test de Student) et les techniques d'analyse de la variance sont généralement utilisés pour étayer les évaluations de risques. Le choix du test statistique devrait se fonder sur les hypothèses qui sous-tendent le test. À titre d'exemple, si les données ne sont pas normalement distribuées, on devrait appliquer une méthode non paramétrique. Dans la majorité des cas, des méthodes non paramétriques et à variables multiples sont nécessaires, puisque les ensembles de données environnementales suivent rarement une distribution normale.

La comparaison entre les concentrations dans les tissus et les concentrations dans le sol ou les sédiments dans la même zone peut faire apparaître des tendances qui aident à déterminer les mesures correctives liées de près à tout risque associé aux concentrations dans les tissus biologiques.

Les pentes et de simples coefficients de corrélation peuvent servir à établir des relations le long d'un gradient de variables indépendantes. À titre d'exemple, les concentrations dans les tissus biologiques peuvent être portées sur un graphique en fonction des concentrations dans les milieux abiotiques, et la pente et les coefficients de corrélation peuvent être calculés à l'aide de tableurs offerts sur le marché. Ce type d'analyse peut être utile pour évaluer les liens entre les milieux abiotiques et biotiques et pour fixer des objectifs de restauration fondés sur les risques.

Outre l'analyse statistique des données d'ordre chimique décrite ci-dessus ainsi que dans la section 5.7, on utilise souvent des analyses des données biologiques, notamment des techniques à variables multiples, pour les données sur les communautés benthiques. On peut aussi s'appuyer sur l'habitat, le type de substrat, les caractéristiques des sédiments et l'orientation spatiale (distance et direction par rapport à la source) pour évaluer les corrélations. Les analyses à variables multiples permettent souvent d'examiner les liens entre les caractéristiques des sédiments (p. ex. granulométrie), les CPP et les communautés benthiques locales. Même si les techniques à variables multiples employées pour évaluer les données sur les communautés dépassent la portée du présent chapitre, plusieurs des ressources et liens Internet fournis à la section 11.6 comprennent de l'information détaillée sur l'analyse des mesures et des données à l'échelle des populations et des communautés.

La comparaison des conditions de la zone d'étude et de celles de la zone de référence peut prendre deux formes : comparaison de chaque résultat avec une valeur limite ou test statistique permettant de vérifier s'il existe des différences significatives entre les ensembles de données de la zone d'étude et ceux de la zone de référence. Les tests d'acceptabilité, fondés sur un intervalle de tolérance ou sur un centile précis de l'ensemble de données de la zone de référence, sont généralement appliqués pour cerner des emplacements précis présentant des concentrations élevées (c.-à-d. pour délimiter les points névralgiques). Un statisticien qualifié devrait concevoir et mettre en œuvre des analyses statistiques en fonction des buts du projet et de l'applicabilité des données aux techniques statistiques envisagées.

## 11.6 Ressources et liens Internet

Les méthodes recommandées pour le dosage du méthylmercure dans les tissus sont décrites dans le volume 4 du présent guide. Celles utilisées pour le dosage des métaux et des analytes organiques sont généralement identiques à celles prescrites dans le volume 4 pour l'analyse des sols et des sédiments, avec certaines modifications apportées aux étapes de préparation des échantillons.

Il existe nombre de logiciels qui aident à concevoir et mettre en œuvre des programmes d'échantillonnage sur le terrain; ces outils sont décrits à la section 5.9 du présent guide. De plus, un grand nombre de ressources et de sites Web contiennent de l'information fort utile concernant la surveillance et l'échantillonnage écologiques. Plusieurs de ces ressources sont résumées ci-dessous. Des liens Internet sont fournis s'il y a lieu.

**Contrôle et échantillonnage écologiques en général.** Les ressources suivantes contiennent de l'information sur une vaste gamme d'activités de contrôle écologique :

- **Réseau d'évaluation et de surveillance écologiques.** Le site Web du Réseau d'évaluation et de surveillance écologiques d'Environnement Canada (<http://www.ec.gc.ca/faunescience-wildlifescience/default.asp?lang=Fr&n=B0D89DF1-1>) constitue une excellente ressource, qui permet d'établir des protocoles d'échantillonnage pour des situations précises et de dresser la liste des spécialistes de divers domaines. Le site comprend de nombreux protocoles de surveillance pour les milieux d'eau douce, marins et terrestres.
- **Alberta Biodiversity Monitoring Institute.** L'Alberta Biodiversity Monitoring Institute fournit des protocoles à appliquer sur le terrain pour divers habitats terrestres, humides et aquatiques. <http://www.abmi.ca/home/publications.html>
- **United States Geological Survey (USGS).** *Revised Protocols for Sampling Algal, Invertebrate, and Fish Communities as Part of the National Water-Quality Assessment Program*, rapport public 02-150, Reston (Virginie), 2002. Ce document comprend les protocoles employés par l'USGS pour évaluer les communautés d'algues, d'invertébrés et de poissons conjointement aux données d'ordre physique et chimique, ceci afin de fournir une évaluation intégrée de la qualité de l'eau aux échelles locale, régionale et nationale. [pubs.usgs.gov/of/2002/ofr-02-150/](http://pubs.usgs.gov/of/2002/ofr-02-150/).

**Échantillonnage du phytoplancton et du zooplancton.** Les ressources suivantes traitent des méthodes d'échantillonnage du phytoplancton et du zooplancton :

- Findlay, D.L. et H.J. Kling. *Protocols For Measuring Biodiversity: Phytoplankton in Freshwater*, ministère des Pêches et des Océans, Institut des eaux douces, 501, University Crescent, Winnipeg (Manitoba), R3T 2N6. [http://www.researchgate.net/publication/264881321\\_Protocols\\_for\\_measuring\\_biodiversity\\_phytoplankton\\_in\\_freshwater](http://www.researchgate.net/publication/264881321_Protocols_for_measuring_biodiversity_phytoplankton_in_freshwater).
- Martin, J.L. *Marine Biodiversity Monitoring, Protocol for Monitoring Phytoplankton, A Report By The Marine Biodiversity Monitoring Committee (Atlantic Maritime Ecological Science*

*Cooperative, Huntsman Marine Science Center) To The Ecological Monitoring And Assessment Network Of Environment Canada*, ministère des Pêches et des Océans, station biologique de St. Andrews (Nouveau-Brunswick), Canada, E0G 2X0. <http://www.biomareweb.org/downloads/mbm.pdf>.

- Angradi, T.R. (dir.). *Great River Ecosystems Field Operations Manual*, Environmental Monitoring and Assessment Program, EPA/620/R-06/002, United States Environmental Protection Agency, Washington, DC, 2006. [www.epa.gov/emfjulte/greatriver/EMAPGREFOM.pdf](http://www.epa.gov/emfjulte/greatriver/EMAPGREFOM.pdf).
- Paterson, M. *Protocols For Measuring Biodiversity: Zooplankton In Fresh Waters*. [http://www.researchgate.net/profile/Michael\\_Paterson2/publication/238112958\\_ZOOPLANKTON\\_IN\\_FRESH\\_WATERS/links/02e7e52d44ef15383c000000.pdf](http://www.researchgate.net/profile/Michael_Paterson2/publication/238112958_ZOOPLANKTON_IN_FRESH_WATERS/links/02e7e52d44ef15383c000000.pdf).

**Échantillonnage d'invertébrés terrestres.** Les ressources suivantes traitent de méthodes pour l'étude des communautés d'invertébrés terrestres :

- British Columbia Ministry of Environment, Lands and Parks. « Inventory Methods for Terrestrial Arthropods ». *Standards for Components of British Columbia's Biodiversity*, n° 40, document établi par la Resources Inventory Branch, Ministry of Environment, Lands and Parks, pour le Resources Inventory Committee de la Terrestrial Ecosystems Task Force, version 2.0, 19 octobre 1998. <https://www.for.gov.bc.ca/hts/risc/pubs/tebiodiv/terranth/assets/arthropod.pdf>.
- Anderson, R.S. « Sifting and Berlese protocols ». In A.T. Finnamore (dir.), *The SAGE project, a workshop report on terrestrial arthropod sampling protocols for graminoid ecosystems*, rapport établi pour le Bureau de coordination de la surveillance écologique d'Environnement Canada, collection des rapports hors-série du RESE, p. 52-53, 1996.
- Commission biologique du Canada. *Terrestrial Arthropod Biodiversity: Planning a Study and Recommended Sampling Techniques – A Brief*, document établi par la Commission biologique du Canada (Arthropodes terrestres), Ottawa, 1994, réimpression en 2007 <http://biologicalsurvey.ca/public/Bsc/Controller/Page/briefs/planningastudy.pdf>.

**Échantillonnage d'invertébrés aquatiques.** Les ressources suivantes traitent de méthodes pour l'étude et l'échantillonnage des invertébrés aquatiques :

- *Estuarine And Coastal Marine Waters: Bioassessment And Biocriteria Technical Guidance*. Ce guide technique comprend un vaste ensemble de méthodes et de protocoles d'évaluation biologique dans les eaux d'estuaire et les eaux marines côtières, ainsi que la marche à suivre pour élaborer des critères biologiques à partir des résultats. Plusieurs études de cas illustrent le processus d'évaluation biologique et d'établissement de critères biologiques. [www.epa.gov/waterscience/biocriteria/States/estuaries/estuaries.pdf](http://www.epa.gov/waterscience/biocriteria/States/estuaries/estuaries.pdf).
- **Réseau canadien de biosurveillance aquatique (RCBA) (eau douce).** L'établissement d'un ensemble normalisé de protocoles et de méthodes pour toutes les étapes de la collecte et du traitement des données constitue un élément important du RCBA. Environnement Canada a élaboré

des protocoles dans le cadre du RCBA pour les cours d'eau franchissables à gué et les plans d'eau douce. Des formulaires de laboratoire et des feuilles de comptage de laboratoire d'écologie benthique servant à compter les organismes sont présentés. <http://ec.gc.ca/rcba-cabin/Default.asp?lang=Fr&n=72AD8D96-1>.

- Jones C., K.M. Somers, B. Craig et T.B. Reynoldson. *Réseau de surveillance biologique du benthos de l'Ontario : Protocole*, version 1.0, mai 2004. Ce manuel présente la stratégie de l'Ontario relativement à l'évaluation de l'état des écosystèmes aquatiques effectuée à l'aide de conditions de référence, qui consiste à comparer la communauté d'organismes benthiques dans une zone d'étude à celle d'une zone de référence.
- **Protocoles de tri des échantillons et de sous-échantillonnage dans les études de suivi des effets sur l'environnement portant sur les communautés d'invertébrés benthiques.** Ce site fournit de l'information détaillée sur les méthodes de traitement des échantillons d'invertébrés benthiques et des techniques de sous-échantillonnage. <http://www.ec.gc.ca/esee-eem/default.asp?lang=Fr&n=F919D331-1>.

**Méthodes d'échantillonnage et d'étude des poissons.** Les ressources suivantes traitent des méthodes d'étude et d'échantillonnage des poissons :

- *A Review of Fish Sampling Methods Commonly Used in Canadian Freshwater Habitats*. MPO. 2006. Ce rapport fournit des détails supplémentaires sur les méthodes d'échantillonnage utilisées dans les habitats d'eau douce. <http://www.dfo-mpo.gc.ca/Library/324435.pdf>.
- USGS. 2002. *Illustrated Field Guide for Assessing External and Internal Anomalies in Fish*. Ce rapport présente la façon de consigner les anomalies externes et internes comme des signes d'exposition à des agents stressants physiques ou chimiques. Il comprend des recommandations détaillées concernant le traitement sur le terrain, la tenue de dossiers et la conservation des échantillons de tissus aux fins des analyses histopathologiques. [http://www.cerc.usgs.gov/pubs/center/pdfDocs/ITR\\_2002\\_0007.pdf](http://www.cerc.usgs.gov/pubs/center/pdfDocs/ITR_2002_0007.pdf)
- **Étude de suivi des effets sur l'environnement (ESEE).** L'ESEE sert à évaluer les effets des effluents des usines et des mines réglementées sur le poisson, l'habitat du poisson et l'utilisation des ressources halieutiques par l'humain. La surveillance biologique des poissons est effectuée en comparant les poissons adultes d'une zone d'étude aux poissons adultes d'une zone de référence. Les effets sur l'habitat du poisson sont évalués en comparant les communautés d'invertébrés benthiques d'une zone d'étude à celles d'une zone de référence. On utilise également les concentrations de CPP dans les tissus de poisson pour évaluer les effets sur l'utilisation des ressources halieutiques. Les techniques de surveillance et d'évaluation ainsi que les indicateurs utilisés relèvent de méthodes largement acceptées pour la mesure des changements dans les écosystèmes aquatiques. <http://www.ec.gc.ca/esee-eem/default.asp?lang=En&n=0AFC00BC-1>.

**Information sur le cycle évolutif des récepteurs écologiques potentiels ou des espèces cibles.** Les sites Web ci-dessous fournissent une grande quantité d'information sur le profil, les cartes de répartition et les préférences alimentaires des espèces, information qui peut être utile dans l'évaluation des récepteurs écologiques potentiels ou les espèces cibles.

- **Animal Diversity Web (ADW).** Base de données en ligne de l'Université du Michigan comprenant de l'information sur l'histoire naturelle, la répartition, la classification et la biologie de conservation des animaux. Cette ressource en ligne donne accès à des milliers de données sur différentes espèces animales. Il s'agit d'une encyclopédie considérable sur l'histoire naturelle des animaux, dans laquelle il est possible d'effectuer des recherches. <http://animaldiversity.ummz.umich.edu/>.
- **NatureServe.** Base de données en ligne qui comprend de l'information sur plus de 70 000 plantes, animaux et écosystèmes aux États-Unis et au Canada. L'outil Explorer fournit une grande quantité d'information pour ce qui est des espèces rares et en voie de disparition. <http://www.natureserve-canada.ca/>
- **FishBase.** Base de données exhaustive concernant les poissons. En octobre 2008, elle comprenait la description de plus de 30 000 espèces, plus de 260 000 noms communs dans des centaines de langues différentes, plus de 46 000 images et des références à plus de 42 000 publications scientifiques. <http://www.fishbase.org/home.htm>.
- **Birds of North America.** La base de données Birds of North America (BNA) est une ressource exhaustive concernant le cycle évolutif des oiseaux reproducteurs d'Amérique du Nord. Le contenu est mis à jour régulièrement; on y ajoute des contributions de chercheurs, de citoyens scientifiques et d'examineurs/éditeurs désignés. En outre, BNA Online comprend des galeries d'images et de vidéos illustrant, entre autres, le plumage, le comportement, l'habitat, les nids et les œufs des oiseaux. <http://bna.birds.cornell.edu/bna>.

**Manipulation des poissons et des animaux sauvages dans les études sur le terrain.** Les sites Web suivants fournissent des orientations supplémentaires concernant la manipulation des poissons, des amphibiens, des reptiles, des oiseaux et des animaux sauvages dans les études sur le terrain :

- ***Guidelines for the Use of Fishes in Field Research.*** <http://fisheries.org/guide-for-the-use-of-fishes-in-research> .
- ***Guidelines for the Use of Live Amphibians and Reptiles in Field Research.*** [http://www.aaalac.org/accreditation/Guidelines for Use of Live Amphibians and Reptiles.pdf](http://www.aaalac.org/accreditation/Guidelines%20for%20Use%20of%20Live%20Amphibians%20and%20Reptiles.pdf)
- ***Recommendations for the Care of Amphibians and Reptiles in Academic Institutions.*** [netvet.wustl.edu/species/reptiles/pough.txt](http://netvet.wustl.edu/species/reptiles/pough.txt).
- ***Guidelines for the Use of Wild Birds in Research.*** [www.nmnh.si.edu/BIRDNET/GuideToUse/index.html](http://www.nmnh.si.edu/BIRDNET/GuideToUse/index.html).
- **Conseil canadien de protection des animaux. *Lignes directrices sur le soin et l'utilisation des animaux sauvages*, 2003.** Ce guide complet traite de l'élaboration des objectifs des études sur les animaux sauvages et de la planification de ces études, y compris les exigences relatives aux permis, ainsi que de l'application des diverses marches à suivre. On passe des procédures les moins invasives aux plus invasives, en passant par les diverses étapes de la capture, de l'immobilisation, de la manipulation, de la translocation, de la libération, de la retenue et de l'euthanasie des animaux



sauvages. Le document comprend également une section sur la sécurité humaine. [www.ccac.ca/Documents/Normes/Lignes\\_directrices/Animaux\\_sauvages.pdf](http://www.ccac.ca/Documents/Normes/Lignes_directrices/Animaux_sauvages.pdf).

### 11.7 Références

- Apitz, S.E., J.W. Davis, K. Finkelstein, D.L. Hohreiter, R. Hoke, R.H. Jensen, J.M. Jersak, V.J. Kirtay, E.E. Mack, V. Magar, D. Moore, D. Reible et R. Stahl. 2002. *Critical Issues for Contaminated Sediment Management*, U.S. Navy, Space and Naval Warfare Systems Center, San Diego, CA (États-Unis). MESO-02-TM-01.
- ATSDR. 2007. Health Consultation, St. Clair Shores PCBs – Residential Soils, St. Clair Shores, Macomb County, MI. EPA Facility ID MIN000510063, 27 novembre 2007.
- Baker R.F., P.J. Blanchfield, M.J. Paterson, R.J. Flett et L. Wesson. 2004. « Evaluation of Nonlethal Methods for the Analysis of Mercury in Fish Tissue », *Trans. Am. Fish Soc.*, vol. 133, p. 568-576.
- Bury, R. B. et P.S. Corn. 1991. *Sampling Methods for Amphibians in Streams in the Pacific Northwest*, USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland, Oregon. Rapport technique n° PNW-GTR-275.
- Accord Canada-Ontario (ACO). 2008. *Cadre décisionnel pour Canada-Ontario concernant l'évaluation des sédiments contaminés des Grands Lacs*, mars. Préparé par Environnement Canada, le ministère de l'Environnement de l'Ontario et Golder Associates.
- Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME). 1993. *Guide pour l'échantillonnage, l'analyse des échantillons et la gestion des données des lieux contaminés, Volume I : Rapport principal*, Programme national d'assainissement des lieux contaminés, décembre. Publication n° 1102.
- Conseil canadien des ministres de l'environnement [CCME]. 1998. *Protocole d'élaboration de recommandations pour les résidus dans les tissus en vue de protéger les espèces fauniques consommant le biote aquatique au Canada*, Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg [Réimprimé dans les *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, chapitre 8, Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg, 1999.]
- Conseil canadien des ministres de l'environnement [CCME]. 2006. *Protocole d'élaboration de recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement et de la santé humaine*, Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg, 210 p. Mise à jour.
- Casey, R.J. et S.A. Kendall. 1996. « Comparisons Among Colonization of Artificial Substratum Types and Natural Substratum by Benthic Macroinvertebrates », *Journal Hydrobiologia*, vol. 341, n° 1, décembre, 1996.
- Chapman, P.M. 1996. « Presentation and Interpretation of Sediment Quality Triad Data », *Ecotoxicology*, vol. 5, p. 327-339.
- Clark, M.J.R. (rédacteur). 2003. *British Columbia Field Sampling Manual*, Water, Air and Climate Change Branch, Ministry of Water, Land, and Air Protection, Victoria (Colombie-Britannique), Canada, 312 p.
- Cleveland Museum of Natural History, 2009. Short-tailed shrew, bar code# 1564. Dossier téléchargé le 10 avril 2009 à partir du site <http://www.cmnh.org/site/Files/SRCenter/ShortTailedShrew.pdf>.
- Corn, P.S. et R.B. Bury. 1990. *Sampling Methods for Terrestrial Amphibians and Reptiles*, USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland, Oregon. Rapport technique n° PNW-GTR-256.
- Davies, S.P. et L. Tsomides. 1997. *Methods for Biological Sampling and Analysis of Maine's Inland Waters*, Maine Department of Environmental Protection, Bureau of Land and Water Quality, Division of Environmental Assessment. DEP-LW107-A97.
- Environnement Canada. 1998. *Guide technique pour l'étude du suivi des effets sur l'environnement aquatique par les fabriques de pâtes et papiers*, Environnement Canada, Programme de suivi des effets sur l'environnement, Direction de la qualité de l'environnement et de la politique scientifique Ottawa (Ontario), Canada. Publication ESEE/1998/1.
- Environnement Canada. 2008. *Literature Evaluation of Sampling and Analytical Methods in Contaminated Site Characterisation*, Environnement Canada, avril. Rapport 08-1113-0040.

- Gandesbury, T. et F. Hetzel. 1997. *Ambient Concentrations of Toxic Chemicals in San Francisco Sediments*, San Francisco Bay Regional Water Quality Control Board, Oakland (Californie). <http://www.sfei.org>.
- Gilbert, R.O. et D.A. Pulsipher. 2005. « Role of Sampling Designs in Obtaining Representative Data », *Environmental Forensics*, vol. 6, p. 27-33.
- Gray, M.A., A.R. Curry et K.R. Munkittrick. 2002. « Non Lethal Sampling Methods for Assessing Environmental Impacts Using Small Bodied Sentinel Fish Species », *Water Qual. Res. J. Canada*, 37(1), p. 195-211.
- Green, R. H. 1989. « Power Analysis and Practical Strategies for Environmental Monitoring », *Environ. Res.*, vol. 50, p. 195-205.
- Heyer, W.R., M.A. Donnelly, R.W. McDiarmid, L.C. Hayer et M.S. Foster (dir.). 1994. *Measuring and Monitoring Biological Diversity: Standard Methods for Amphibians*. Smithsonian Institution Press, Washington.
- MacDonald, D.D. et C.G. Ingersoll. 2003. *A Guidance Manual to Support the Assessment of Contaminated Sediments in Freshwater, Estuarine, and Marine Ecosystems in British Columbia*, novembre. Volumes I à IV inclusivement.
- Mattuck, R., R. Blancet et A.D. Wait. 2005. « Data Representativeness for Risk Assessment », *Env. Forensics*, vol. 6, p. 65-70.
- Moore, D.R.J., R.L. Breton et K. Loyd. 1997. « The Effects of Hexachlorobenzene on Mink in the Canadian Environment: An Ecological Risk Assessment », *Environ. Toxicol. Chem.*, 16(5), p. 1042-1050.
- Moore, D.R.J., B.E. Sample, G.W. Suter, B.R. Parkhurst et R.S. Teed. 1999. « A Probabilistic Risk Assessment of the Effects of Methylmercury and PCBs on Mink and Kingfishers Along East Fork Poplar Creek », Oak Ridge, Tennessee, USA, *Environ. Toxicol. Chem.*, 18(12), p. 2941-2953.
- Ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario (MEEO). 1996. *Guidance on Sampling and Analytical Methods for use at Contaminated Sites in Ontario*, Standards Development Branch, décembre.
- Peterson, S.A., J. Van Sickle, R.M. Hughes, J.A. Schacher et S.F. Echols. 2005. « A Biopsy Procedure for Determining Fillet and Predicting Whole-Fish Mercury Concentration », *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, vpl. 48, p. 99-107
- Pohle, G.W. et M.L.H. Thomas. Sans date. Protocole de surveillance de la biodiversité marine *Protocole de surveillance du benthos : macrofaune intertidale et infratidale*. Un rapport du Comité de surveillance de la biodiversité marine (Coopérative des sciences écologiques maritime de l'Atlantique, Centre des sciences de la mer Huntsman) pour le Réseau d'évaluation et de surveillance écologiques d'Environnement Canada.
- Reynoldson *et al.* 1998. (Tel que cité dans ACO, 2008 – citation complète inconnue.)
- Reynoldson, T.B. et K.E. Day. 1998. *Biological Guidelines for the Assessment of Sediment Quality in the Laurentian Great Lakes*, Burlington (Ontario), Canada. Rapport NWRI n° 98-232
- Santé Canada, 2010. *L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada, Guide supplémentaire : Liste de vérification pour l'examen par des pairs des évaluations des risques pour la santé humaine (ÉRSH) détaillées*, Division des sites contaminés, Direction de la sécurité des milieux, Ottawa.
- Santé Canada et l'Agence de santé publique du Canada. *Votre santé et vous (VSV) : Hantavirus*, août 2009. ISBN 978-1-100-92359-8.
- Southwood, T.R.E. et P.A. Henderson. 2000. *Ecological Methods*, Blackwell Science, 3<sup>e</sup> édition, juillet 2000. ISBN 978-0-632-05477-0.
- Tyus, H.M., W.C. Starnes, C.A. Karp et J.F. Saunders, III. 1999. « Effects of Invasive Tissue Collection on Rainbow Trout, Razorback and Bonytail Chub », *Nor. Am. J. Fish. Manage.*, vol. 19, p. 848-855.
- USGS. 2006. *Evaluation of Seven Aquatic Sampling Methods for Amphibians*. Article de Margaret S. Gunzburger, Florida Integrated Science Center. U.S. Coast Guard, Gainesville (Floride), présenté à la Joint Meeting of Ichthyologists and Herpetologists, semaine du 10 juillet 2006, Nouvelle-Orléans (Louisiane).
- U.S. Department Of Health & Human Services. Public Health Service Centers for Disease Control and Prevention. 1995. *Methods for Trapping and Sampling Small Mammals for Virologic Testing*, septembre.
- U.S. Environmental Protection Agency. 1995. *QA/QC Guidance for Sampling and Analysis of Sediments, Water, and Tissues for Dredged Materials Evaluations, Chemical Evaluations*, Office of Water, Office of



## Chapitre 11 : Caractérisation biologique

- Science and Technology, Standards and Applied Sciences Division, Washington, D. C., avril. Rapport USEPA 823-B-95-001.
- U.S. Environmental Protection Agency. 1996. *Soil Screening Guidance: User's Guide*, United States Office of Solid Waste, Washington, DC. Publication 9355.4-23.
- U.S. Environmental Protection Agency. 1997. *Superfund Program Representative Sampling Guidance. Volume 3: Biological* [Interim Final], Environmental Response Team Center, Office of Emergency and Remedial Response, Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington, DC.
- U.S. Environmental Protection Agency. 2000. *Stressor Identification Guidance Document*. EPA/822/B-00/025. Office of Water and Office of Research and Development. Washington, DC.
- U.S. Environmental Protection Agency. 2001. *EPA Requirements for Quality Management Plans*. EPA/240/B-01/002. Office of Environmental Information. Washington, DC.
- U.S. Environmental Protection Agency. 2002a. *Guidance on Choosing a Sampling Design for Environmental Data Collection for use in Developing a Quality Assurance Project Plan*, Washington, DC. Rapport EPA/240/R-02/009.
- U.S. Environmental Protection Agency. 2002b. EPA LG406 Revision 07, Standard Operating Procedure for Benthic Invertebrate Field Sampling Procedure.
- U.S. Environmental Protection Agency. 2006. *Guidance on Systematic Planning Using the Data Quality Objectives Process*, Office of Environmental Information, Washington, DC. Rapport EPA/240/B-06/011.
- U.S. Environmental Protection Agency. 2013. *EPA, 2013, ProUCL Version 5.0.00 User Guide*, Office of Research and Development, Washington, D.C. Rapport EPA/600/R-07/041.
- U.S. Environmental Protection Agency and U.S. Army Corps of Engineers. 1998. *Inland Testing Manual, Evaluation of Dredged Material Proposed For Discharge in Waters of the U.S. - Testing Manual*, février. EPA-823-B-98-004 (voir tableaux 9-5 et 9-6 de ce document).
- U.S. Navy. Department of the Navy, USA. 1997. *Navy Environmental Compliance Sampling and Field Testing Procedures*. NAVSEA T0300-AZ-PRO-010.
- Whitaker, J.O., Jr. et W.J. Hamilton, Jr. 1998. *Mammals of the Eastern United States*, Cornell University Press, 3e édition, Ithaca, NY, USA.

## 12 ABRÉVIATIONS ET ACRONYMES

µg/g	microgramme par gramme (sol)
µg/L	microgramme par litre (eau)
ACCP	Association canadienne des producteurs pétroliers
ACLAE	Association canadienne des laboratoires d'analyse environnementale
APHA	American Public Health Association
API	American Petroleum Institute
AQ/CQ	assurance et contrôle de la qualité
ASTM	American Society for Testing and Materials
ATSDR	Agency for Toxic Substances and Disease Registry (É.-U.)
BTEX	benzène, toluène, éthylbenzène et xylène
CA	concentration acceptable
CAH	changement d'air par heure
CCME	Conseil canadien des ministres de l'environnement
CCN	Conseil canadien des normes
CH <sub>4</sub>	méthane
CO <sub>2</sub>	dioxyde de carbone
COV	composé organique volatil
CPG/DIF	chromatographie en phase gazeuse/détection à ionisation de flamme
CPG/SM	chromatographie en phase gazeuse /spectroscopie de masse
CPP	contaminant potentiellement préoccupant
CPV	chlorure de polyvinyle
CSA	Association canadienne de normalisation
CV	coefficient de variation (écart-type divisé par la moyenne, équivalant à l'écart-type relatif)
CVCA	chauffage, ventilation et conditionnement d'air
DCE	détecteur à capture d'électrons
DI	diamètre intérieur
DIF	détecteur à ionisation de flamme
DPI	détecteur à photoionisation
DRP	différence relative en pourcentage
DSD	dépressurisation sous la dalle (système d'atténuation de l'infiltration des vapeurs)
EES, phase I	phase un de l'évaluation environnementale de site
EES, phase II	phase deux de l'évaluation environnementale de site
EPC	essai au pénétromètre à cône
EPR	évaluation préalable des risques
ER	évaluation des risques
Erreur type 1	L'hypothèse nulle (condition de base) est rejetée alors qu'elle est vraie. La probabilité qu'une telle erreur se produise est désignée alpha ( $\alpha$ ) ou seuil de signification.
Erreur type 2	L'hypothèse nulle n'est pas rejetée alors qu'elle est fautive. La probabilité qu'une telle erreur se produise est désignée beta ( $\beta$ ) ou efficacité statistique.
ETR	écart-type relatif (écart-type divisé par la moyenne, équivalant au

## Chapitre 12 : Acronyms

	coefficient de variation)
F2	hydrocarbure pétrolier avec indice de carbone de C11 à 16 (CCME)
F3	hydrocarbure pétrolier avec indice de carbone C17 à 34 (CCME)
F4	hydrocarbure pétrolier avec indice de carbone C35+ (CCME)
FIL	fluorescence induite au laser
FX	fluorescence X
HAP	hydrocarbure aromatique polycyclique
IQD	indicateur de qualité des données
IRIS	système intégré d'information sur les risques
LCEE	<i>Loi canadienne sur l'évaluation environnementale</i>
LD	limite de détection
LDL	limite des données de laboratoire
LDM	limite de détection de la méthode
LDP	limite de dosage pratique
LNA	liquide non aqueux
LNAD	liquide non aqueux dense (plus dense que l'eau)
LNAL	liquide non aqueux léger (moins dense que l'eau)
LPD	limite pratique de dosage
LPN	limite de pression neutre
MCE	modèle conceptuel d'exposition
MCS	modèle conceptuel de site
mg/kg	milligramme par kilogramme
mg/L	milligramme par litre
MIP	sonde MIP ( <i>membrane interface probe</i> )
MLD	méthode de limite de détection
MOR	mode opératoire recommandé
MTBE	méthyl-tertiobutyl éther
NDMA	<i>n</i> -nitrosodiméthylamine
SP-HCP	standards pancanadiens – hydrocarbures pétroliers (orientations du CCME)
O <sub>2</sub>	oxygène
OMS	Organisation mondiale de la santé
OSHA	Occupational Safety and Health Administration
PAQ	plan d'assurance de la qualité
PCE	perchloroéthylène ou tétrachloroéthylène
PERCE	précision, exactitude, représentativité, comparabilité et exhaustivité (cinq principaux IQD)
ppb	partie par milliard (équivalent de µg/Kg ou µg/L)
ppm	partie par million (équivalent de mg/Kg ou mg/L)
PSS	plan de santé et de sécurité
QAI	qualité de l'air intérieur
Q <sub>bâtiment</sub>	taux de renouvellement de l'air d'un bâtiment
Q <sub>sol</sub>	taux d'advection du gaz souterrain vers un bâtiment
RCQE	recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement
redox	potentiel d'oxydoréduction

## Chapitre 12 : Acronyms

SAA	spectrométrie d'absorption atomique
SABCS	Science Advisory Board for Contaminated Sites (Colombie-Britannique)
TAME	tert-amyl méthyl éther
TCE	trichloroéthène (trichloroéthylène)
USEPA	United States Environmental Protection Agency
USSCS	United States Soil Conservation Service (classification de la texture des sols)
UV	ultraviolet
VCE	vérification continue de l'étalonnage
VES	volume d'échantillonnage sécuritaire
VRP	variation relative en pourcentage
VRT	valeur de référence toxicologique
VTG	véhicule téléguidé
ZPE	zone de préoccupation environnementale
ZPEC	zone de préoccupation environnementale connue
ZPEP	zone de préoccupation environnementale potentielle