

**Guide d'échantillonnage
à des fins d'analyses
environnementales**

CAHIER 3

**ÉCHANTILLONNAGE
DES EAUX SOUTERRAINES**



Note au lecteur : Les renseignements relatifs aux marques déposées ou aux produits commerciaux ne sont donnés qu'à titre indicatif et des produits équivalents peuvent être substitués.

Le Centre d'expertise en analyse environnementale est le nouvel éditeur du Cahier du Guide d'échantillonnage à des fins d'analyses environnementales. Cette version n'est pas une révision de la 1^{re} édition (1994) publiée jusqu'en juillet 2008 par le Groupe Modulo inc.

Pour information complémentaire sur les activités du **Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec** ou pour vous procurer nos documents, veuillez consulter notre site Internet à l'adresse suivante : www.caeq.gouv.qc.ca

ou communiquer avec nous :

Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec

2700, rue Einstein, bureau E.2.220

Québec (Québec) G1P 3W8

Téléphone : 418 643-1301

Télécopieur : 418 528-1091

Courriel : caeq@mddep.gouv.qc.ca

ISBN : 978-2-550-53926-1

Dépôt légal – Bibliothèque et Archives nationales du Québec, 2008

Dépôt légal – Bibliothèque nationale du Canada, 2008

AVANT-PROPOS

Le *Guide d'échantillonnage à des fins d'analyses environnementales* regroupe une série de cahiers traitant spécifiquement de l'échantillonnage de divers milieux. Il décrit un ensemble de bonnes pratiques qui régissent la planification et la réalisation des travaux d'échantillonnage et vise ainsi à assurer la qualité des prélèvements d'échantillons ainsi que la validité des données scientifiques qui en découlent.

L'ouvrage, dans son ensemble, a été mis en œuvre par le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, plus particulièrement par le Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, après qu'il ait été constaté que les préleveurs n'avaient pas à leur disposition les instruments nécessaires pour acquérir rapidement une connaissance générale des pratiques d'échantillonnage au Québec.

Ce troisième cahier, intitulé *Échantillonnage des eaux souterraines*, traite des différents types d'équipements utilisés lors de l'installation d'un puits, des procédures de prélèvement et de la préservation des échantillons.

Nous remercions sincèrement toutes les personnes qui ont collaboré de près ou de loin à l'élaboration de ce document.

Août 2008.

TABLE DES MATIÈRES

	Page
AVANT-PROPOS	3
LISTE DES TABLEAUX.....	7
LISTE DES FIGURES.....	8
1. INTRODUCTION.....	9
2. Localisation des points d'échantillonnage.....	10
3. Conception et installation des instruments de surveillance dans la zone saturée	12
3.1. Types de puits	12
3.1.1. Puits ouvert.....	12
3.1.2. Puits traditionnel	15
3.1.3. Le puits à niveaux multiples	15
3.1.4. Nid de puits d'observation	20
3.2. Équipements de forage	22
3.2.1. Foreuses à tarières creuses et pleines	22
3.2.2. Foreuses rotatives.....	23
3.2.3. Foreuses à câble	24
3.2.4. Foreuses à diamant.....	25
3.2.5. Foreuses portatives.....	25
3.2.6. Mises en garde concernant les opérations de forage.....	25
3.3. Matériaux de construction des puits d'observation	29
3.3.1. Tubulure et crépine	33
3.3.2. Sable filtrant	34
3.3.3. Matériaux scellants	34
3.3.4. Joints.....	35
3.3.5. Tubage protecteur et couvercle.....	35
3.4. Dimensions des puits d'échantillonnage.....	35
3.5. Mise en place des matériaux.....	37
3.5.1. Tubulure et crépine	37
3.5.2. Sable filtrant	37
3.5.3. Matériaux scellants de l'espace annulaire.....	37
3.6. Développement des puits d'observation	38
4. Procédures d'échantillonnage	39
4.1. Élaboration d'un programme d'échantillonnage.....	39
4.1.1. Détermination des paramètres à analyser	39
4.1.2. Fréquence d'échantillonnage.....	40
4.1.3. Ordre d'échantillonnage	40
4.2. Prises de niveaux d'eau et essais hydrauliques	40

4.3.	Vidange des puits.....	41
4.4.	Équipements d'échantillonnage	41
4.4.1.	Méthodes par prise directe.....	42
4.4.2.	Méthodes par succion	48
4.4.3.	Méthodes par déplacement positif.....	49
4.4.4.	Méthodes destructives.....	53
4.4.5.	Échantillonneurs spéciaux	54
4.4.6.	Choix des matériaux	59
4.5.	Filtration des échantillons.....	65
4.6.	Méthode de nettoyage des équipements.....	67
4.7.	Identification des échantillons.....	67
4.8.	Mesures de sécurité.....	68
5.	PRÉSERVATION, ENTREPOSAGE ET TRANSPORT DES ÉCHANTILLONS	68
6.	Paramètres mesurés sur le terrain.....	74
6.1.	Température	74
6.2.	pH.....	74
6.3.	Conductivité électrique.....	75
6.4.	Vapeurs organiques - gaz explosifs.....	75
6.5.	Tenue d'un carnet de notes	76
7.	ÉCHANTILLONNAGE DANS LA ZONE NON SATURÉE.....	76
7.1.	Échantillonnage de l'eau interstitielle.....	76
7.2.	Échantillonnage de la phase gazeuse	78
8.	CONTRÔLE DE QUALITÉ.....	80
9.	ÉCHANTILLONNAGE D'EAU DE SOURCE ET DE PUIITS D'EAU POTABLE	80
9.1.	Eau de source	80
9.2.	Échantillonnage de puits d'eau potable	80
10.	ÉCHANTILLONNAGE ET MESURE DE L'ÉPAISSEUR DE LIQUIDES NON MISCIBLES.....	81
10.1.	Liquides non miscibles légers	82
10.2.	Liquides non miscibles denses	82
11.	CONCLUSION	83
	RÉFÉRENCES.....	85
	BIBLIOGRAPHIE	89

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 - Facteurs influençant l'espace horizontal entre les puits	11
Tableau 2 - Avantages et désavantages des puits ouverts	13
Tableau 3 - Avantages et désavantages des puits traditionnels.....	15
Tableau 4 - Avantages et désavantages des puits simples à niveaux multiples.....	16
Tableau 5 - Avantages et désavantages des nids de puits d'observation.....	20
Tableau 6 - Types de traceurs et leurs propriétés	27
Tableau 7 - Avantages et désavantages du tube à clapets	44
Tableau 8 - Avantages et désavantages des systèmes à seringue.....	46
Tableau 9 - Avantages et désavantages des pompes manuelles à soupape	47
Tableau 10 - Avantages et désavantages des méthodes à succion	49
Tableau 11 - Avantages et désavantages des méthodes par déplacement positif	53
Tableau 12 - Avantages et désavantages des méthodes destructives.....	54
Tableau 13 - Fiabilité des méthodes d'échantillonnage	55
Tableau 14 - Adsorption et libération de composés organiques	60
Tableau 15 - Fiabilité en fonction de la nature des paramètres à analyser	62
Tableau 16 - Conservation des échantillons d'eaux souterraines, de surface et potables	69

LISTE DES FIGURES

Figure 1 - Schéma d'un puits ouvert.....	14
Figure 2 - Schémas d'un puits à niveaux multiples.....	17
Figure 3 - Schéma d'un nid de puits d'observation.....	21
Figure 4 - Composantes d'un puits d'observation.....	30
Figure 5 - Dimension des composantes d'un puits d'observation	32
Figure 6 - Tube à clapet.....	43
Figure 7 - Système d'échantillonnage à seringue.....	45
Figure 8 - Méthode d'échantillonnage par succion	48
Figure 9 - Méthode d'échantillonnage par poussée de gaz	51
Figure 10 - Méthode d'échantillonnage par déplacement positif – membre flexible.....	52
Figure 11 - Diamètre des pores de divers matériaux et dimensions de particules, d'organismes et de composés chimiques pouvant se retrouver dans les eaux souterraines.....	66
Figure 12 - Schéma d'un lysimètre	77
Figure 13 - Construction typique d'un puits d'échantillonnage de biogaz.....	79

1. INTRODUCTION

Les études de caractérisation de la qualité de l'eau souterraine se font de plus en plus abondantes depuis que la gestion de cette ressource compte parmi les actions prioritaires engagées dans le cadre de la protection et de la conservation de l'environnement. Le succès de telles études repose en grande partie sur la représentativité des échantillons d'eau souterraine recueillis. Toutes les étapes suivies pour mener à bien la cueillette d'un échantillon, depuis le positionnement et la construction des équipements de surveillance jusqu'à l'arrivée de l'échantillon au laboratoire, représentent des sources potentielles d'altération et de contamination de l'échantillon.

Les techniques de prélèvement d'échantillons d'eau souterraine évoluent rapidement. Il suffit de consulter les comptes rendus des conférences et symposiums, ainsi que les articles dans diverses revues scientifiques pour constater ce fait. Cette évolution, de même que le développement de nouvelles techniques d'échantillonnage, rend l'imposition de normes rigides prématurées. De plus, les méthodes ne peuvent s'appliquer à toutes les études de contamination de l'eau souterraine en raison de la grande diversité des conditions géologiques et hydrogéologiques. Cependant, des lignes directrices dans le choix des méthodes, basées sur les conditions de terrain et les objectifs à atteindre, sont nécessaires.

Idéalement, chaque point d'échantillonnage devrait posséder son propre équipement de prélèvement. Les puits d'observation devraient être percés à l'aide de foreuses à tarière creuse et construits de matériaux inertes tels l'acier inoxydable et le Téflon[®]. Dans les cas où une bonne définition verticale est nécessaire, les puits d'observation devraient préférablement être installés dans des forages individuels. Or, pour des raisons pratiques et économiques, il est rarement possible d'appliquer toutes ces recommandations. Aussi, le degré de précision d'un programme d'échantillonnage dépend des niveaux de contamination à déceler.

Ce guide ne constitue donc pas une revue exhaustive de toutes les techniques possibles. La conception d'un programme de surveillance des eaux souterraines demeure l'entière responsabilité de l'hydrogéologue chargé du projet. L'adhérence aux méthodes présentées ici ne garantit pas le succès de l'opération dans toutes les conditions hydrogéologiques possibles.

Plusieurs étapes sont nécessaires au prélèvement d'un échantillon d'eau souterraine. Elles se présentent généralement selon la séquence suivante : forage, installation des instruments de surveillance, prélèvement des échantillons, entreposage et transport des échantillons. Chacune de ces étapes constitue une source potentielle d'altérations chimiques et physiques.

Les principales sources d'altérations incluent les perturbations physiques (mélange des eaux) dues aux opérations de forage, la contamination chimique et bactériologique causée par les opérations de forage, la contamination chimique et l'adsorption résultant du contact avec les équipements de surveillance, les équipements et les contenants d'échantillonnage et, en dernier lieu, le transport de la contamination d'un point d'échantillonnage à l'autre par des équipements contaminés. L'intégrité des échantillons implique donc que :

- la composition chimique de l'eau souterraine ne change pas de façon significative par suite de son passage de la formation géologique au puits d'observation;
- les méthodes de forage, ainsi que les installations de surveillance n'affectent pas la composition chimique de l'eau souterraine;
- les équipements d'échantillonnage, ainsi que les méthodes d'échantillonnage, ne contribuent pas à l'altération ou à la contamination des échantillons d'eau;
- les méthodes de préservation, ainsi que le mode de transport, ne modifient pas les propriétés physico-chimiques de l'eau qui ont un impact sur les analyses à effectuer.

2. LOCALISATION DES POINTS D'ÉCHANTILLONNAGE

Le choix de la localisation des points d'échantillonnage constitue la première étape de l'élaboration d'un programme d'échantillonnage. Ce choix doit s'effectuer en prenant en compte l'emplacement de la source de contamination, les caractéristiques hydrogéologiques du milieu et les propriétés physico-chimiques des contaminants. Un mauvais positionnement des points de mesure peut entraîner une interprétation erronée de l'étendue et de la nature de la contamination. Il est donc indispensable de consulter l'information géologique et hydrogéologique existante avant d'élaborer le programme d'échantillonnage.

La connaissance des directions d'écoulement de l'eau souterraine par rapport à la position de la source de contamination constitue l'élément le plus important dans le choix des points d'échantillonnage. L'installation d'un puits d'observation en amont hydraulique de la source permet de déterminer les teneurs naturelles ou régionales (bruit de fond) dans le secteur avoisinant. Idéalement, il doit y avoir un puits assigné à la détermination du bruit de fond dans chacune des unités stratigraphiques. Ils doivent être situés en amont et à l'extérieur de la zone jugée potentiellement contaminée. Les autres puits d'observation doivent se trouver en aval hydraulique de la source. Certains doivent être situés près de celle-ci afin de caractériser la contamination tandis que d'autres, plus loin en aval, servent à déterminer l'étendue de la contamination. Les principaux facteurs influençant l'espacement horizontal entre les puits d'observation sont donnés au Tableau 1. Le nombre de puits d'observation requis, ainsi que leur emplacement exact, se précisera à mesure que la campagne d'échantillonnage progressera.

Tableau 1 - Facteurs influençant l'espace horizontal entre les puits

FAIBLE DISTANCE ENTRE LES PUITES

Il y a présence de déchets liquides;
le site à l'étude est de petite superficie;
il existe des matériaux de remplissage perméables près des sources possibles de contamination;
il existe des drains souterrains, tranchées ou toute autre canalisation souterraine;
la géologie est complexe (fractures rapprochées, failles, plis, structures discontinues);
la stratigraphie est hétérogène;
le site est situé près d'une zone de recharge;
le gradient hydraulique est élevé;
la topographie est accentuée;
le site est caractérisé par une faible dispersivité;
les vitesses d'infiltration sont élevées.

GRANDE DISTANCE ENTRE LES PUITES

La géologie est simple (pas de fractures, pas de failles, pas de plis, structures continues);
la stratigraphie est homogène;
le gradient hydraulique est faible;
le site est caractérisé par une dispersivité élevée;
les vitesses d'infiltration sont faibles.

La distribution verticale des points de prélèvement est établie selon la stratigraphie. Idéalement, il doit y avoir un point d'échantillonnage pour chaque unité hydrostratigraphique recoupée. Lorsqu'il s'agit de démontrer s'il y a contamination ou non de l'eau souterraine à partir d'une source de contamination récente, localisée près de la surface, il est important qu'au moins la première zone perméable rencontrée à partir de la source soit échantillonnée. L'installation d'un point d'échantillonnage dans cette zone constituera un signal d'avertissement de l'avancement du front de contamination.

La connaissance des propriétés physiques des contaminants, en particulier leur solubilité et leur densité, permet de mieux orienter le programme d'échantillonnage. Les liquides non miscibles plus légers que l'eau sont retenus à la surface de la nappe d'eau alors que ceux plus denses que l'eau ont une distribution beaucoup plus complexe et se retrouvent à plus grande profondeur.

3. CONCEPTION ET INSTALLATION DES INSTRUMENTS DE SURVEILLANCE DANS LA ZONE SATURÉE

Avant de commencer cette section sur l'installation et la conception des instruments de surveillance, il est opportun de faire la distinction entre un puits d'observation et un piézomètre. Un puits d'observation permet la collecte d'échantillons d'eau, la détection, ainsi que le prélèvement de liquides non miscibles et la mesure des niveaux d'eau. Le piézomètre n'est utilisé que pour mesurer les niveaux d'eau afin d'établir les vitesses et directions d'écoulement de l'eau souterraine¹. Dans le cadre de l'échantillonnage des eaux souterraines, ce sont donc des puits d'observation qui sont utilisés.

3.1. Types de puits

Les quatre types de puits d'observation les plus couramment utilisés sont le puits ouvert, le puits conventionnel, le puits à niveaux multiples dans un forage et le nid de puits. Les avantages et désavantages de chacun de ces types de puits sont discutés ci-dessous.

3.1.1. Puits ouvert

Cette méthode de surveillance consiste à échantillonner l'eau souterraine à partir d'un puits ouvert et démuné de tubulure (Figure 1 - Schéma d'un puits ouvert). Il s'agit donc du mode de surveillance le plus simple. Cette méthode ne peut cependant être utilisée que dans les roches consolidées où les parois peuvent rester à la verticale sans support. Elle ne permet pas de déterminer la distribution verticale des contaminants mais peut mener à la détection initiale de la contamination.

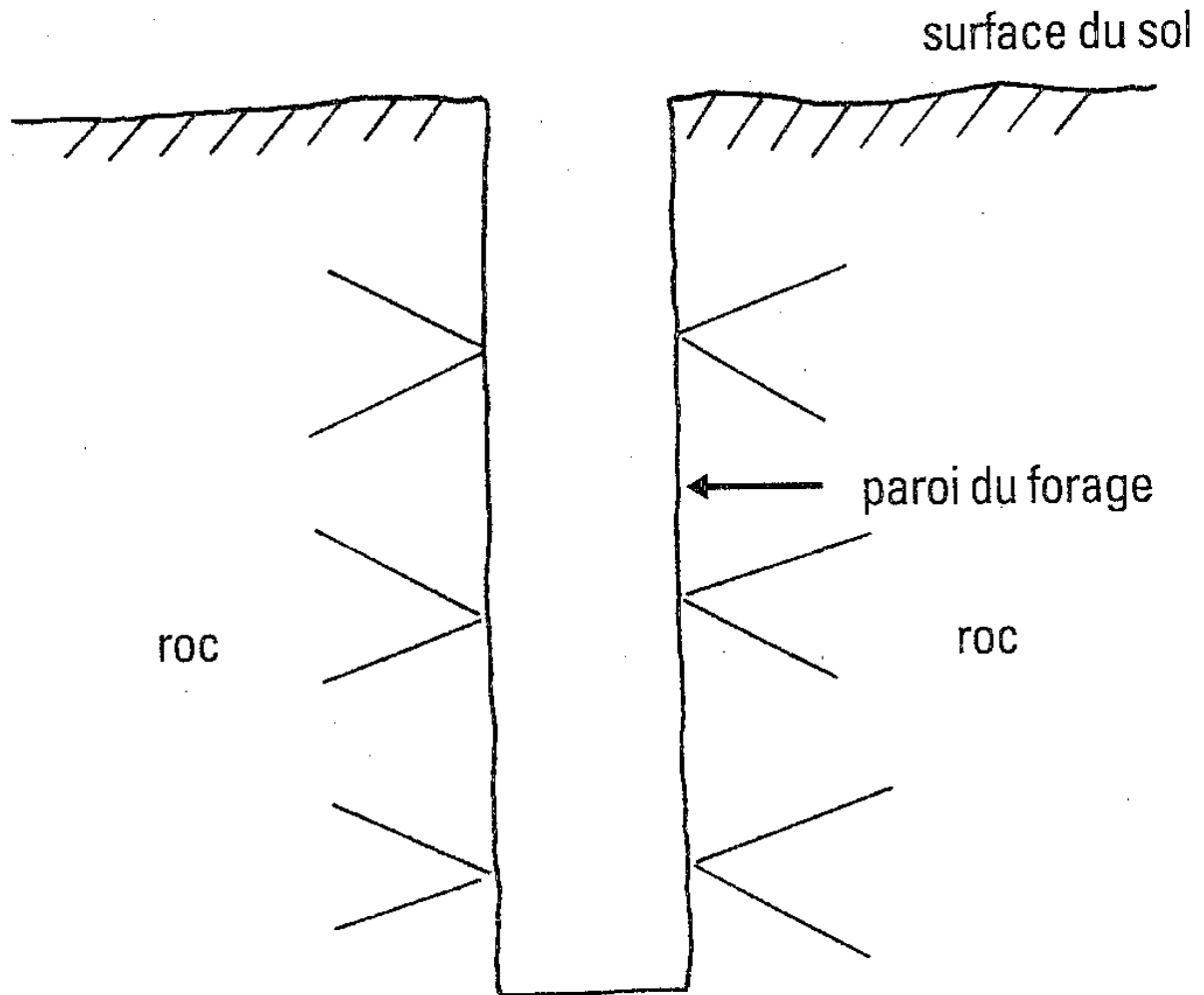
Il existe quelques mises en garde quant à l'interprétation des résultats d'analyses provenant de ce type de puits car, habituellement, c'est l'eau du sommet qui est prélevée lors de l'échantillonnage. Malheureusement, les liquides non miscibles plus denses que l'eau et les eaux très contaminées se retrouvent à la base du puits. Dans ces cas, il est recommandé de recueillir les échantillons d'eau à la base de ces installations. De plus, étant donné que l'eau peut provenir de toute la longueur exposée du forage, il existe dans la plupart des cas un effet de dilution important.

Tableau 2 - Avantages et désavantages des puits ouverts

AVANTAGES : Ils sont économiques;
il n'y a pas de contact entre les matériaux du puits et l'eau souterraine;
les méthodes de forage sont très variées.

DÉSAVANTAGES : Ils ne fournissent pas d'informations sur la distribution verticale des contaminants;
puisque'il s'agit d'un échantillon composé, les contaminants peuvent être dilués;
l'ouverture sur toute la longueur du forage favorise la migration verticale des contaminants.

Figure 1 - Schéma d'un puits ouvert



3.1.2. Puits traditionnel

Un puits traditionnel consiste à installer une crépine à une profondeur donnée afin d'y mesurer les degrés de contamination. La zone crépinée est isolée des autres horizons par un bouchon étanche de bentonite. L'installation d'un tel bouchon nécessite la présence d'un espace annulaire entre le tube et la paroi du forage. La construction typique de telles installations est décrite en détail à la section 3.3.

Tableau 3 - Avantages et désavantages des puits traditionnels

AVANTAGES :

- Il minimise la migration verticale des contaminants;
- il permet une installation rapide et peu coûteuse;
- il permet de réaliser des essais de conductivité hydraulique in situ.

DÉSAVANTAGES :

- Il ne permet d'échantillonner qu'un seul niveau;
- il peut contribuer à la migration verticale de la contamination si le bouchon n'est pas étanche.

3.1.3. Le puits à niveaux multiples

Un autre type d'installations consiste à disposer dans le même trou de forage plusieurs tubes munis de crépines positionnées à des niveaux différents (figure 2 A - Figure 2 - Schémas d'un puits à niveaux multiples). Ces différents niveaux d'échantillonnage sont séparés les uns des autres par des bouchons étanches de bentonite et chaque crépine est entourée d'un filtre de sable. L'étanchéité entre les différents points est un facteur primordial. Le positionnement des bouchons d'étanchéité et des lanternes de sable peut s'avérer un exercice difficile lorsque la nappe d'eau se situe près de la surface du sol. En pratique, il n'est généralement pas possible d'installer plus de trois ou quatre puits d'observation par forage.

Dans les formations de sable, un autre type d'installations utilise des faisceaux de piézomètres (série de petits tubes munis d'une extrémité ouverte, crépinée ou poreuse et attachés à une tubulure rigide) (figure 2 B - Figure 2 - Schémas d'un puits à niveaux multiples). Ces systèmes ne nécessitent pas l'installation de bouchons étanches ni de lanternes de sable puisque les matériaux sableux se referment d'eux-mêmes autour des installations.

Il existe parmi ces types d'installations des systèmes plus sophistiqués. Ces derniers consistent en des ports d'échantillonnage distribués le long d'une tubulure rigide (figure 2 C - Figure 2 - Schémas d'un puits à niveaux multiples). Ces ports d'échantillonnage sont séparés les uns des autres par des obturateurs. Chaque port d'échantillonnage est relié à un tube pouvant être échantillonné en surface, soit par une méthode à succion si la profondeur de la nappe est inférieure à 8 mètres, sinon par une méthode à déplacement de gaz ou par une pompe manuelle à soupape. La plupart de ces systèmes à ports d'échantillonnage sont vendus dans le commerce. Les plus couramment utilisés sont les systèmes Westbay et Solinst. Ces systèmes sont particulièrement utiles en milieux fracturés (un port par fracture interceptée lorsque les fractures sont bien localisées).

Ces types d'installations sont généralement utilisés lorsque des forages profonds sont requis et que les coûts ne permettent pas l'implantation de plusieurs forages. Les essais de conductivité hydraulique doivent se faire avant la mise en place de ces dispositifs en raison du petit diamètre des puits d'observation.

Les avantages et désavantages des forages simples à niveaux multiples sont présentés au Tableau 4.

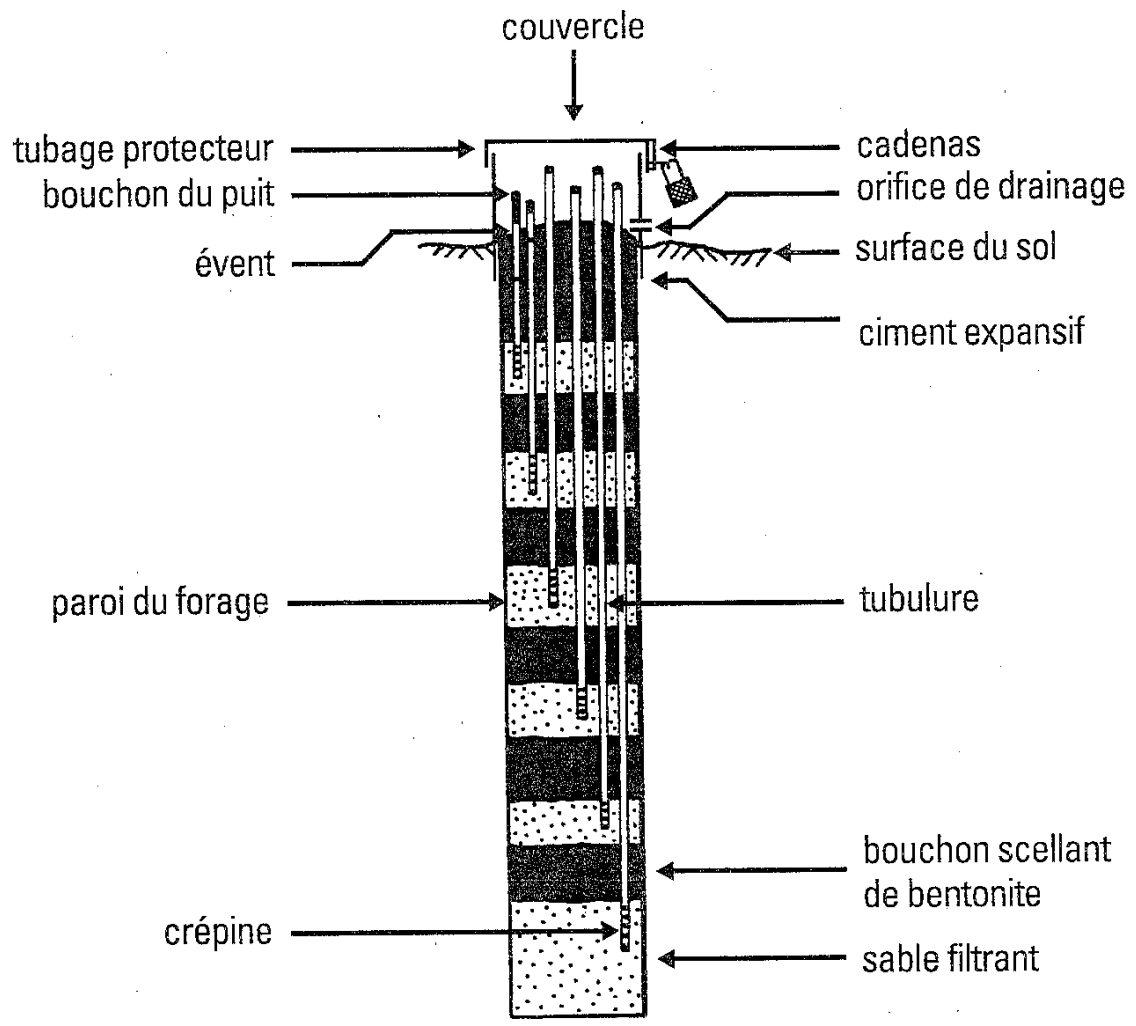
Tableau 4 - Avantages et désavantages des puits simples à niveaux multiples

AVANTAGES : Ils fournissent des informations sur la distribution verticale des contaminants;
leur installation est rapide.

DÉSAVANTAGES : Ils sont généralement coûteux;
les profondeurs d'échantillonnage doivent être déterminées à l'avance;
il est difficile de mettre en place les bouchons de bentonite;
il y a risque d'interconnexion d'un niveau à l'autre lors du forage et de la prise d'échantillons;
les tubulures peuvent se colmater à long terme;
certains matériaux utilisés pour les tubulures peuvent se déformer et rendre difficile la prise d'échantillons d'eau.

Figure 2 - Schémas d'un puits à niveaux multiples

Figure 2 A - Niveaux d'échantillonnage séparés par des bouchons scellants



Source : Adapté de référence ⁷

Figure 2 B - Faisceau de piézomètres

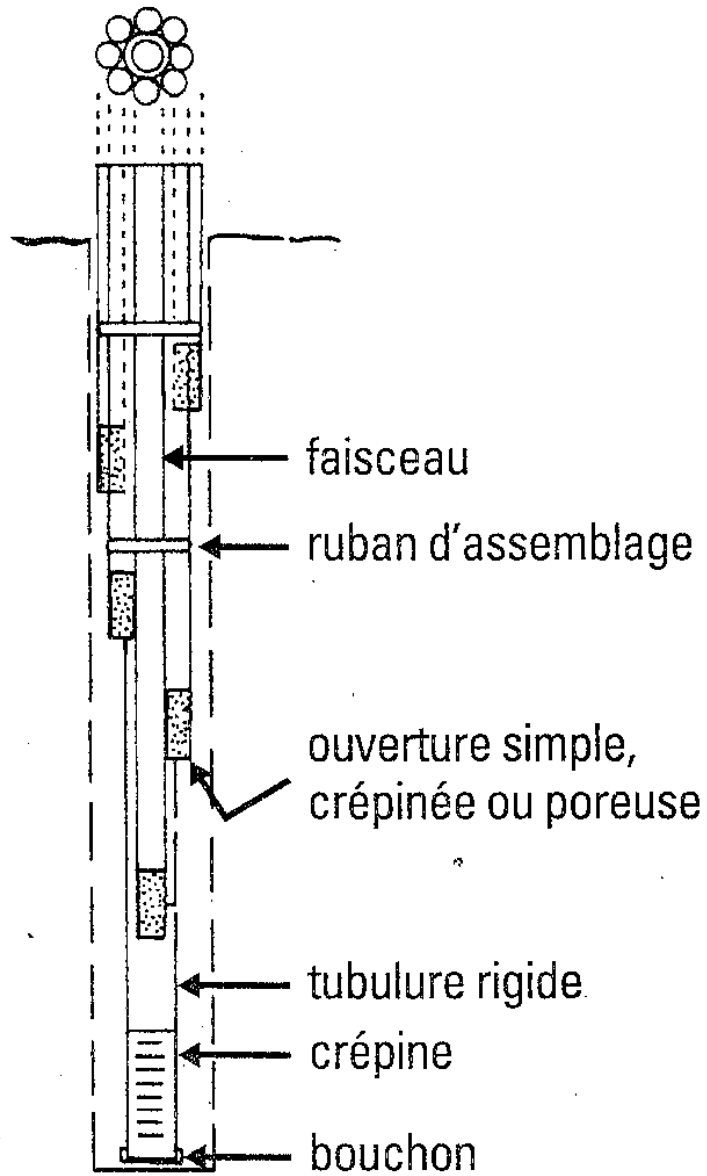
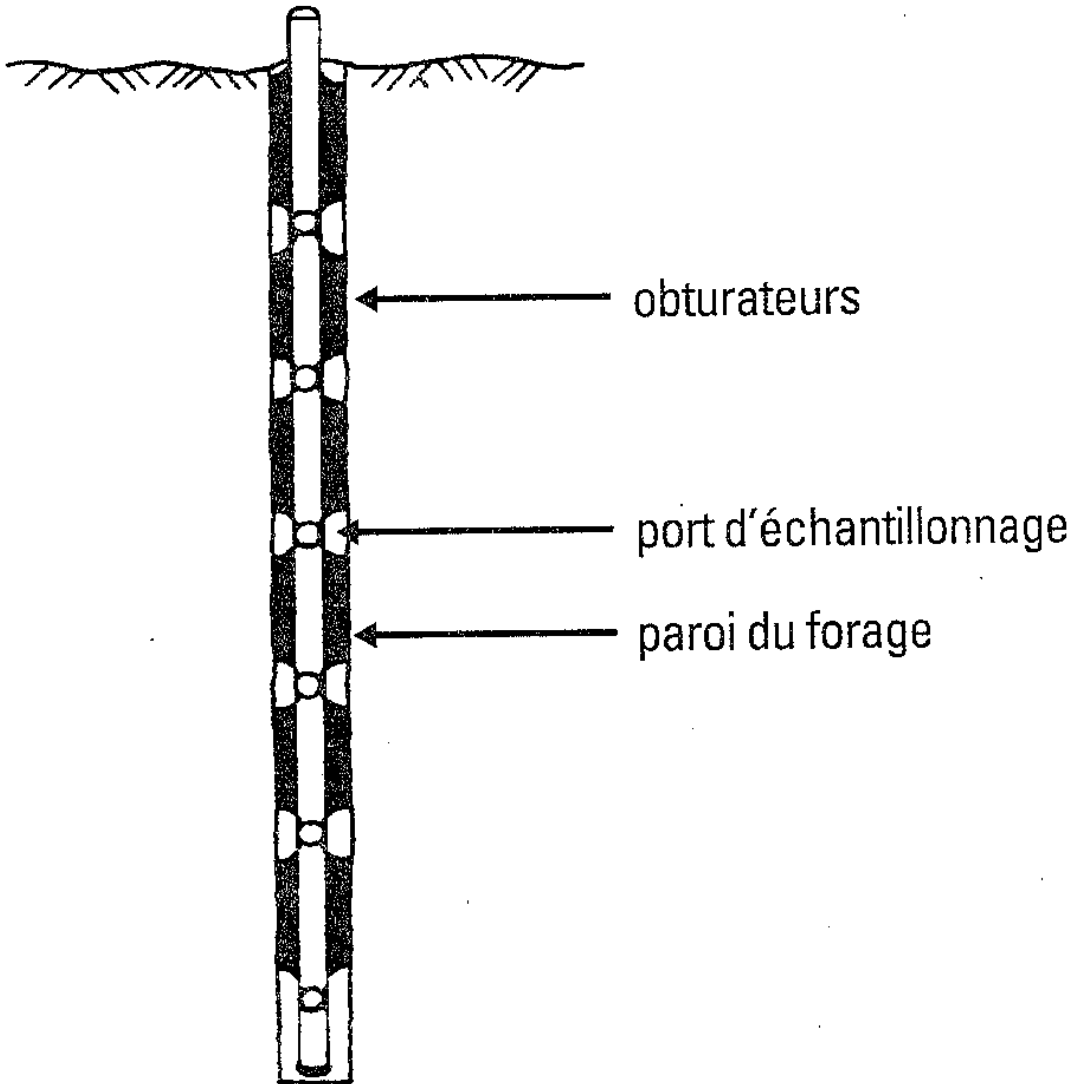


Figure 2 C - Système à port d'échantillonnage



Source : Adapté de référence ⁷

3.1.4. Nid de puits d'observation

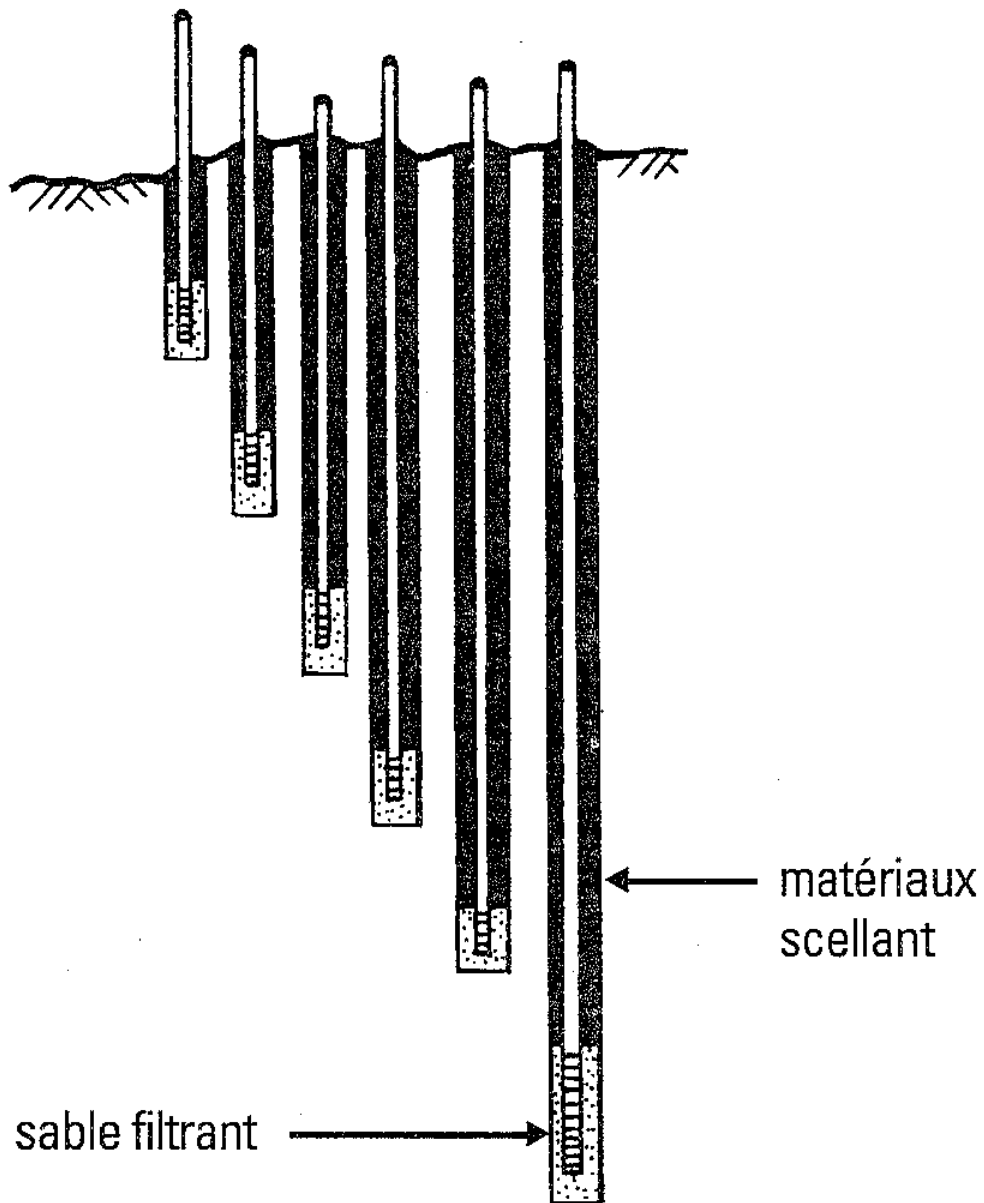
Parmi tous les types de puits d'observation, le plus fiable est le nid de puits d'observation lorsqu'il est nécessaire d'établir des profils de concentration en fonction de la profondeur (Figure 3 - Schéma d'un nid de puits d'observation). Il s'agit de plusieurs puits d'observation traditionnels installés à diverses profondeurs dans des forages individuels rapprochés les uns des autres. Cette configuration permet une bonne définition verticale tout en minimisant les risques de contamination d'un horizon à l'autre. **Ce système de surveillance doit être favorisé par rapport aux autres.** Chaque puits doit être construit selon le mode d'installation décrit à la section 3.1.2.

Tableau 5 - Avantages et désavantages des nids de puits d'observation

AVANTAGES : Ils donnent une bonne définition verticale de la contamination;
il n'y a pas de risque de contamination d'un horizon à l'autre;
ils permettent la réalisation d'essais hydrauliques simples.

DÉSAVANTAGES : Le temps d'installation est long;
le coût est relativement élevé.

Figure 3 - Schéma d'un nid de puits d'observation



N.B. Chaque puits d'observation doit être construit selon la figure 4 A - Figure 4 - Composantes d'un puits d'observation et la Figure 5 - Dimension des composantes d'un puits d'observation

Source : Adapté de référence ⁷

3.2. Équipements de forage

Tous les équipements de forage, sans exception, perturbent les conditions hydrogéologiques du milieu avoisinant². Le degré de perturbation dépend de deux facteurs principaux; le type d'équipements de forage utilisés et la nature des matériaux géologiques. Comme il existe divers types d'équipements de forage et diverses conditions géologiques, il serait fastidieux de présenter ici tous les scénarios possibles. Les détails de chaque équipement sont présentés dans Driscoll (1986)³ et Davis et al. (1991)⁴.

Les cinq principaux types d'équipements de forage utilisés pour l'installation de puits d'observation sont des :

- foreuses à tarières creuses et pleines;
- foreuses rotatives (boue, air et eau);
- foreuses à câble;
- foreuses à diamant;
- foreuses portatives.

Dans certains cas, la construction d'un puits peut impliquer l'utilisation de plus d'un type d'équipements de forage. Le choix de l'équipement de forage est dicté, entre autres, par les facteurs suivants :

- le type de matériaux géologiques;
- la profondeur des forages;
- la localisation des forages (accessibilité);
- la disponibilité des équipements;
- les paramètres à analyser.

3.2.1. Foreuses à tarières creuses et pleines

Les foreuses à tarières représentent la méthode de forage la moins susceptible de contaminer les eaux souterraines puisqu'elle ne nécessite pas l'utilisation de boues ni de liquides de forage. **Cette méthode de forage est donc à privilégier par rapport aux autres.** Cependant, elle n'est utilisable que dans les matériaux non consolidés et les profondeurs maximales de forage varient de 6 à 45 m selon le type d'équipements et la nature des matériaux géologiques.

Lors de l'avancement des tarières dans le sol, les résidus de forage remontent à la surface. Ces résidus ne doivent pas être remis dans le trou de sondage car cela risque de provoquer une contamination de l'eau souterraine dans des zones non contaminées.

Tous les résidus de forage devraient être entreposés dans des conteneurs jusqu'à ce que les résultats de l'analyse des sols soient disponibles. Si ces derniers montrent que les résidus de forage ne sont pas contaminés selon la grille des critères A-B-C de la Politique de réhabilitation des sols contaminés⁵, ils peuvent être laissés sur place sans traitement.

Dans le cas contraire, les résidus de forage doivent demeurer sur place dans des conteneurs jusqu'à ce que leur restauration, par une méthode approuvée, soit en cours sur le site. Les résidus devront être gérés de la même façon que les sols contaminés⁵.

Il existe deux types de tarières : les tarières creuses et les tarières pleines. Le principal avantage des tarières creuses par rapport aux tarières pleines est de permettre l'installation du puits d'observation sans avoir à retirer les tarières du sol. L'utilisation des tarières pleines n'est possible que dans les matériaux cohésifs car les parois du forage doivent rester verticales assez longtemps pour mettre en place le puits d'observation, la lanterne de sable et le bouchon d'étanchéité. Les forages à tarières sont rapides, économiques et la foreuse peut être mise en service facilement.

Lors des opérations de forage, il peut se produire des mouvements ascendants ou descendants de l'eau souterraine le long des tarières. Ces mouvements verticaux de l'eau, qui seront dans le sens des gradients hydrauliques, peuvent faire paraître une zone non contaminée comme étant contaminée et vice versa. De plus, l'entraînement d'un sol contaminé à un niveau supérieur peut produire le même effet.

3.2.2. Foreuses rotatives

Dans les dépôts meubles, les foreuses rotatives traditionnelles utilisent des liquides de forage. Ces liquides servent à refroidir le foret, ramener les résidus de forage à la surface et retenir les parois du forage. Les liquides peuvent être de l'eau, un mélange d'eau et de bentonite, une boue biologique ou un mélange d'eau et de polymères organiques synthétiques. La principale différence entre la bentonite et les boues organiques est l'addition de polymères organiques pour modifier selon les besoins la consistance, la viscosité et la tension superficielle du liquide. Parmi ces polymères, on retrouve des polyacrylamides, du carboxyméthylcellulose, de l'acrylate de sodium, des lignosulfonates et des lignines.

Ces derniers représentent tous une source potentielle de contamination des échantillons d'eau souterraine. Ces méthodes ne sont recommandées que dans les cas où les foreuses à tarières ne peuvent être utilisées. Les foreuses rotatives ont l'avantage de pouvoir être utilisées dans tous les types de matériaux géologiques et à de grandes profondeurs.

L'utilisation de l'eau comme liquide de forage entraîne la propagation de celle-ci dans des zones perméables et, par conséquent, la dilution d'une eau pouvant être au départ contaminée. Cette eau doit être retirée du puits avant le prélèvement de tout échantillon.

Une discussion détaillée sur les liquides de forage et les techniques de développement et de vidange des puits d'observation est présentée respectivement aux sections 3.2.6, 3.5 et 4.3. L'usage d'un mélange eau/bentonite et eau/polymères organiques présente des problèmes plus sérieux puisque le retrait total de ces matériaux est pratiquement impossible.

La bentonite présente l'inconvénient de retenir des contaminants chargés positivement, ce qui diminue les concentrations aqueuses de ces composés. Les boues à base de polymères organiques libèrent des quantités importantes de composés organiques dans l'eau souterraine et favorisent l'adsorption de contaminants organiques et de métaux.

Pour ces raisons, les méthodes de forage nécessitant l'utilisation de liquides de forage ne sont pas recommandées. Dans les cas où l'utilisation d'un liquide de forage ne peut être évité, l'utilisation d'eau purifiée doit être privilégiée.

Les foreuses rotatives nécessitent l'utilisation de l'air plutôt que de l'eau ou des boues de forage. Le contact de l'eau avec l'air peut occasionner des problèmes de contamination car l'air peut transporter des composés organiques volatils des substances étrangères (poussières, huiles lubrifiantes) et oxyder certains composés chimiques tels les nitrites, les sulfures, etc. À cet effet, des filtres spéciaux peuvent être installés sur les compresseurs d'air. Le contact de l'air avec l'eau peut aussi résulter en une libération de composés organiques volatils de la phase aqueuse à la phase gazeuse. Un agent moussant est souvent mélangé avec l'air afin d'aider à la récupération de résidus de forage. Cette mousse peut entrer dans la formation et contaminer l'eau souterraine. Cette méthode de forage n'est donc pas recommandée dans les situations où l'analyse des composés organiques sera effectuée.

3.2.3. Foreuses à câble

Le mode de fonctionnement des foreuses à câble consiste en l'enfoncement des tubages par battage sous le poids d'un marteau suspendu à un câble d'acier. Dans la zone non saturée, l'utilisation d'eau est requise pour permettre la descente du tubage.

Cette eau n'étant pas sous pression comme pour les foreuses rotatives, les risques de contamination sont plus faibles. Par contre, de faibles quantités d'huile lubrifiante peuvent être utilisées dans le but de prolonger la vie du marteau.

Ce type de foreuses peut fonctionner dans tous les types de matériaux géologiques jusqu'à de grandes profondeurs et n'entraîne qu'un faible remaniement des matériaux le long des parois. Le temps de forage est relativement long en comparaison avec les autres méthodes décrites précédemment.

L'installation du puits d'observation s'effectue lors du retrait progressif des tubages d'acier temporaires. La mise en place et le retrait du tubage temporaire n'affecte pas de façon significative la qualité de l'eau et ne favorise pas la contamination entre les zones. La méthode de forage à câble devrait être favorisée uniquement lorsque les méthodes à tarières ne peuvent être utilisées.

3.2.4. Foreuses à diamant

Les foreuses à diamant sont utilisées surtout dans les roches cristallines pour permettre l'obtention de carottes de roches et l'installation de piézomètres. Le tubage est enfoncé à l'aide d'un foret à couronne de diamants qui doit être refroidie à l'eau. L'introduction d'eau de forage dans la nappe d'eau souterraine peut occasionner une contamination ou une dilution des contaminants présents.

Le principal avantage de cette technique est de permettre l'évaluation du degré de fracturation du roc à partir des carottes prélevées. Les risques d'altération de l'intégrité chimique des échantillons d'eau sont les mêmes que ceux associés aux méthodes de forage à câble et à foreuses rotatives.

3.2.5. Foreuses portatives

Lorsque les points de forage sont inaccessibles par des foreuses montées sur camions ou chenilles, l'usage de foreuses portatives doit être envisagé. Celles-ci sont cependant limitées à de faibles profondeurs. Les plus utilisées sont les foreuses à essence manuelles (de type vibration-percussion et tarières à tiges pleines). Ces méthodes ne nécessitent pas l'utilisation de liquides de forage et les effets de contamination sont minimes. L'utilisation de produits pétroliers demande cependant des précautions particulières afin de ne pas en introduire dans l'eau. Les moteurs de ces foreuses peuvent facilement être convertis au gaz naturel.

3.2.6. Mises en garde concernant les opérations de forage

Lors des opérations de forage, certaines précautions doivent être prises quelle que soit la méthode choisie. Les principaux points à surveiller sont les suivants :

Supervision rigoureuse

Le responsable de la supervision des forages assigné à l'installation des instruments de surveillance de la qualité de l'eau doit suivre de près chacune des étapes et ne jamais quitter le site tant que les foreurs sont à l'oeuvre. Il doit toujours garder à l'esprit qu'une personne ayant l'expérience des méthodes de forage pour l'approvisionnement en eau n'est pas nécessairement familière avec les méthodes préconisées en hydrogéologie des contaminants.

Huiles lubrifiantes

Les huiles lubrifiantes couramment utilisées par les foreurs pour minimiser la corrosion et l'usure de leur équipement sont une source potentielle de contamination puisqu'elles peuvent se mélanger à l'eau. Pour certains composés organiques, les critères de contamination et de potabilité sont de l'ordre du $\mu\text{g/L}$. Il suffit donc de faibles quantités d'huile pour retrouver dans l'eau des concentrations de cet ordre.

De plus, rappelons que les huiles lubrifiantes contiennent des concentrations non négligeables de métaux lourds. En effet, ces lubrifiants peuvent contenir du cadmium, du cobalt, du chrome, du cuivre, du fer, du molybdène, du nickel, du plomb, du zinc et d'autres métaux tels que le baryum, le calcium, le magnésium, le potassium et le sodium.

Il est difficile d'éviter complètement l'utilisation des huiles lubrifiantes et des graisses lors des opérations de forage. Cependant, il est possible de mentionner aux opérateurs qu'une utilisation modérée et soignée de ces produits est préférable afin de minimiser la contamination, en particulier lorsque l'analyse des métaux lourds, des composés organiques et de certains ions majeurs est requise.

L'utilisation d'huiles hydrauliques et de graisses d'origine végétale (de type Raisio Biosafe) diminue les risques de contamination des échantillons d'eau.

Liquides de forage

Afin de minimiser les conséquences liées à l'utilisation de l'eau dans certaines méthodes de forage, il faut s'assurer que les foreurs utilisent l'eau la plus propre possible en s'informant de sa provenance. Si la composition de l'eau n'est pas connue, on doit prélever un échantillon pour fins d'analyse. Rappelons que, quelle que soit sa composition, l'eau utilisée lors des opérations entraînera inévitablement une dilution de la concentration de certains paramètres. Des traceurs peuvent être ajoutés dans l'eau de forage pour vérifier si les effets attribués à celle-ci sont complètement atténués. Une liste de traceurs et de leurs principales propriétés est donnée au Tableau 6.

Tableau 6 - Types de traceurs et leurs propriétés

COLORANTS : **uranine, rhodamine WT, sulforhodamine G**

AVANTAGES : Ils sont faciles à utiliser;
ils sont sécuritaires;
les concentrations sont mesurables sur le terrain.

DÉSAVANTAGES : Certains colorants sont affectés par le pH et la température ou adsorbés par les particules argileuses et la matière organique.

ÉLECTROLYTES : **chlorure de sodium, chlorure de potassium, chlorure d'ammonium et chlorure de lithium**

AVANTAGES : Les concentrations sont mesurables sur le terrain;

DÉSAVANTAGES : ils nécessitent une grande quantité d'électrolyte.

Source : Adapté de Driscoll, G., (1986) ³

Propreté de l'équipement

Une vérification de la propreté des instruments de forage est de mise avant de commencer une campagne de forage. Il faut s'assurer que les tiges et tarières ont été nettoyées adéquatement puisqu'elles ont peut-être été utilisées précédemment sur un site contaminé. Il faut s'assurer de plus que, tout au long de la campagne de forage, toutes les pièces d'équipement sont entreposées dans des endroits dépourvus de sources potentielles de contamination. L'ordre d'exécution des forages devrait s'effectuer de la zone moins contaminée à la zone la plus contaminée lorsque la source de contamination est connue. Il peut s'avérer nécessaire de décontaminer l'équipement entre deux lieux de forage, en particulier dans le cas où le dernier forage s'est effectué dans une zone visiblement contaminée. Dans ces cas, une décontamination au jet de vapeur, ou par la méthode décrite à la **section 3.3.1 du Cahier 1 – Généralités**³⁹ est indiquée.

Interception d'une couche de liquides non miscibles

De façon générale, il est recommandé de ne pas forer à travers les couches de liquides non miscibles plus denses que l'eau pour ne pas augmenter l'étendue de la contamination. Dans les cas où, pour protéger la santé publique ou l'environnement, il est nécessaire de connaître les concentrations de contaminant dans la phase aqueuse des formations aquifères affectées, il est suggéré d'effectuer les forages en aval par rapport au sens d'écoulement des eaux souterraines et hors de la zone où sont localisés les liquides non miscibles. Pour élaborer des programmes de restauration de ces lieux, il est nécessaire de déterminer l'épaisseur et les propriétés de ces produits. Pour ce faire, une crépine doit être positionnée dans la phase non miscible et se prolonger légèrement de part et d'autre de celle-ci. Dans le cas où les phases non miscibles sont plus denses que l'eau, elles migrent verticalement jusqu'à ce qu'elles rencontrent une barrière imperméable. Leur migration est surtout régie par la topographie de cette couche et beaucoup moins par la direction d'écoulement des eaux souterraines. Les détails pour l'échantillonnage et la mesure de l'épaisseur de ces liquides sont présentés à la section 10.

Dans le cas où l'on doit forer à travers une zone contaminée par des liquides non miscibles, une faible quantité de contaminants adhérerait aux tarières et contaminerait les eaux et le sol en contact avec celles-ci. Les faibles quantités de contaminants transportées dans l'eau de forage le long des tarières contribueront à la détérioration de la qualité de l'eau souterraine.

3.3. Matériaux de construction des puits d'observation

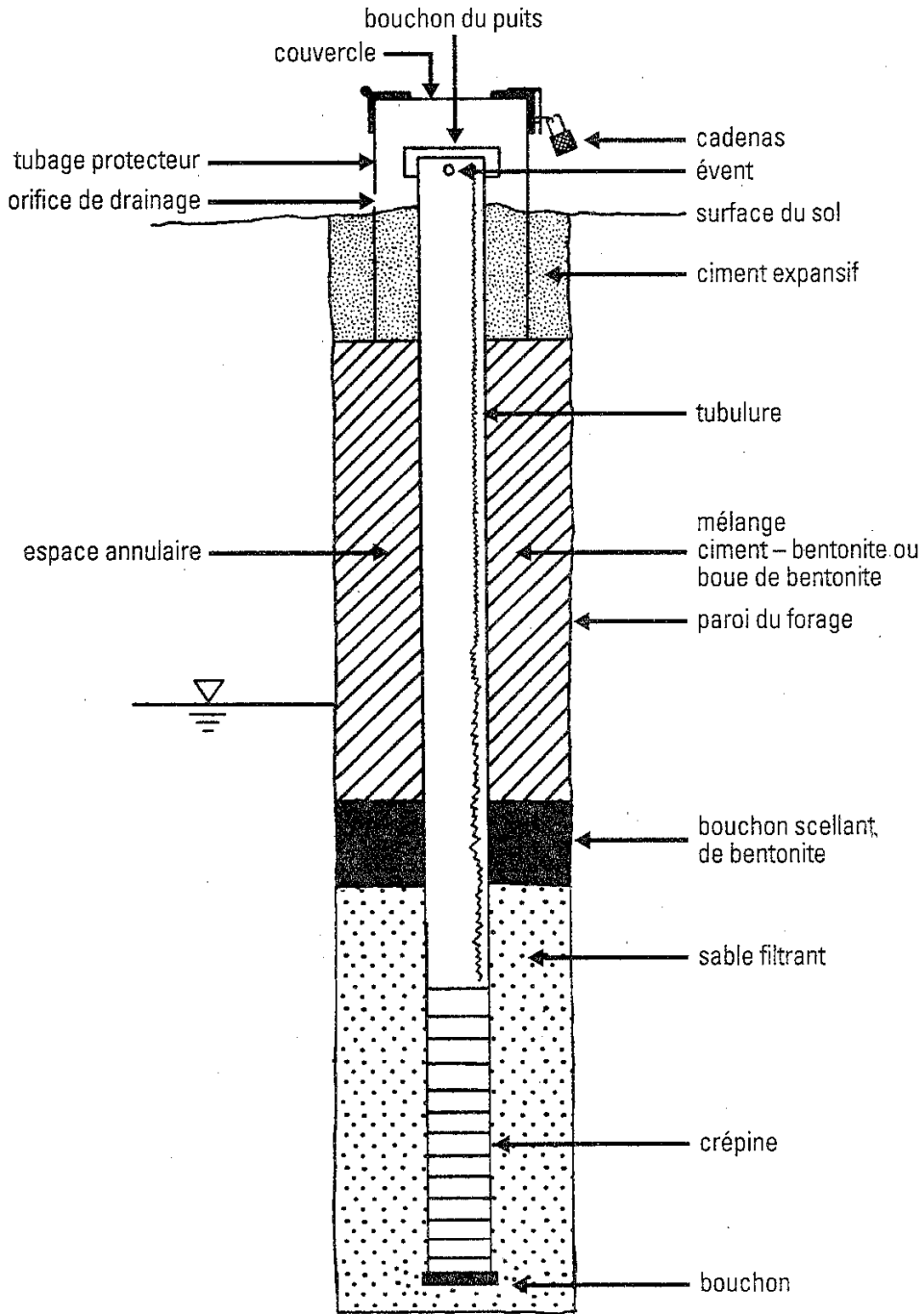
Un puits d'observation comporte plusieurs composantes. Celles-ci sont schématisées à la figure 4 A Figure 4 - Composantes d'un puits d'observation. Une crépine rattachée à un tubage est placée sous le niveau d'eau. Une enveloppe de sable de silice est placée autour de la crépine jusqu'à un niveau légèrement plus élevé (1 mètre) pour favoriser l'écoulement de l'eau vers cette zone. Un bouchon scellant, de plus d'un mètre d'épaisseur, constitué de bentonite (granulaire ou en poudre) est ensuite mis en place au-dessus des matériaux filtrants pour isoler la zone crépinée de l'eau provenant des couches sus-jacentes et des eaux de surface. L'espace restant entre le tubage et la paroi du forage doit être rempli d'un mélange de ciment/bentonite ou d'une boue de bentonite.

Les résidus de forage ne doivent jamais remplir l'espace annulaire. Un bouchon de coulis de ciment expansif partant de la surface jusqu'à la ligne de gel (au moins 2 m), empêche l'infiltration d'eau de ruissellement. Pour éviter l'accumulation de l'eau de précipitation, le coulis de ciment formera un petit monticule en surface qui ne doit pas excéder le diamètre du forage (figure 4 A - Figure 4 - Composantes d'un puits d'observation). Un couvercle protecteur muni d'un cadenas est ancré dans cette surface cimentée pour protéger le puits d'observation contre tout bris ou vandalisme. Comme la tubulure, le tubage protecteur doit être ventilé afin de prévenir l'accumulation potentielle de gaz explosifs et pour permettre au niveau d'eau dans le puits de suivre les variations de pressions atmosphérique et hydraulique. Un orifice de drainage doit être installé sur le tubage protecteur au niveau du sol (figure 4 A - Figure 4 - Composantes d'un puits d'observation) afin d'évacuer l'eau pouvant s'accumuler dans cet espace. Dans certains cas (rues, stationnements, stations-service, etc.), la structure protectrice doit être installée sous le niveau du sol et être étanche à l'eau (figure 4 B - Figure 4 - Composantes d'un puits d'observation). Pour ce faire, un joint d'étanchéité torique ou d'épaisseur doit être placé entre le couvercle et le tubage protecteur. Le puits d'observation devrait être identifié adéquatement pour éviter toute confusion avec d'autres installations souterraines.

Les dimensions proposées pour les composantes d'un puits sont définies à la Figure 5 - Dimension des composantes d'un puits d'observation.

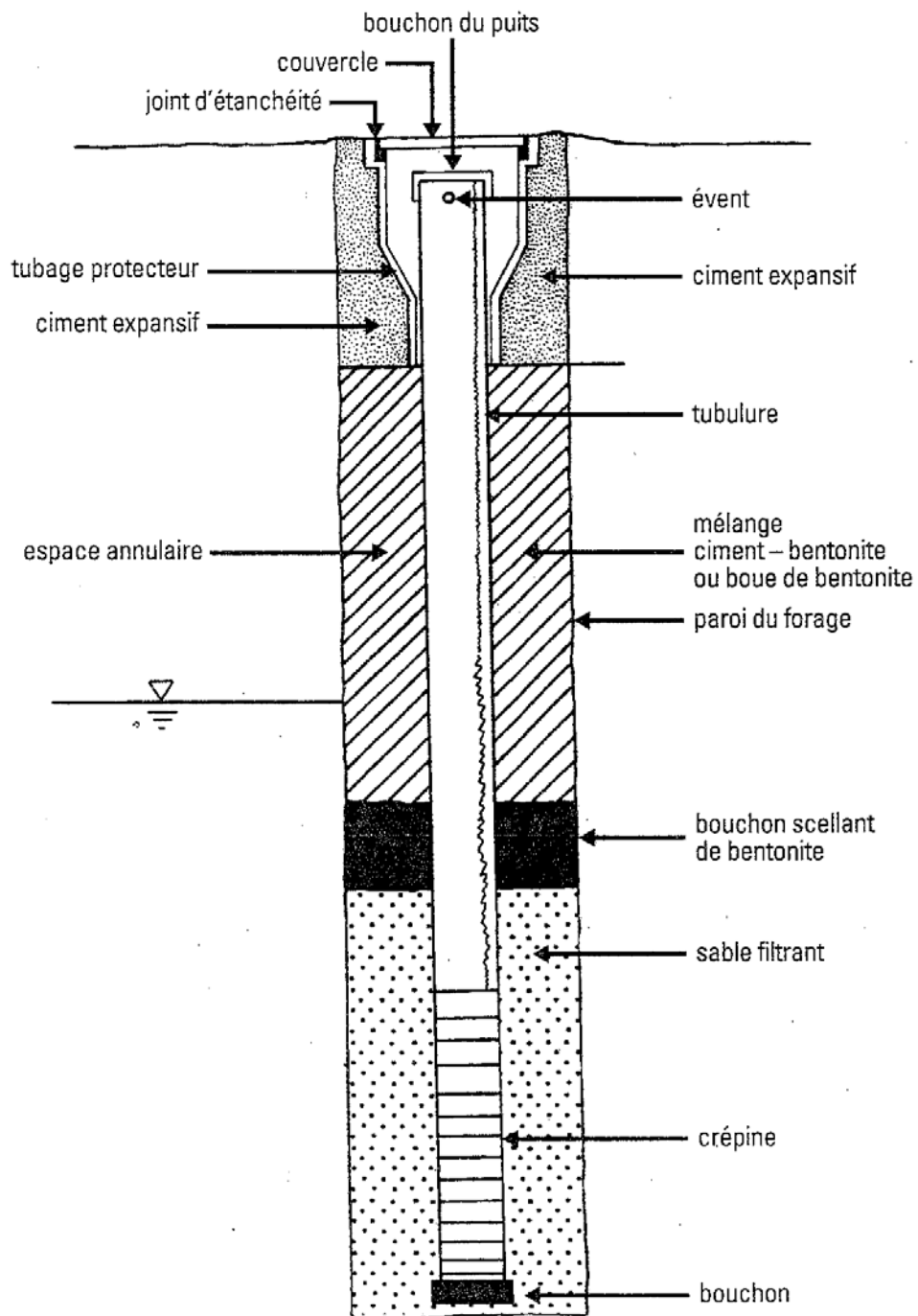
Figure 4 - Composantes d'un puits d'observation

Figure 4 A - Composantes



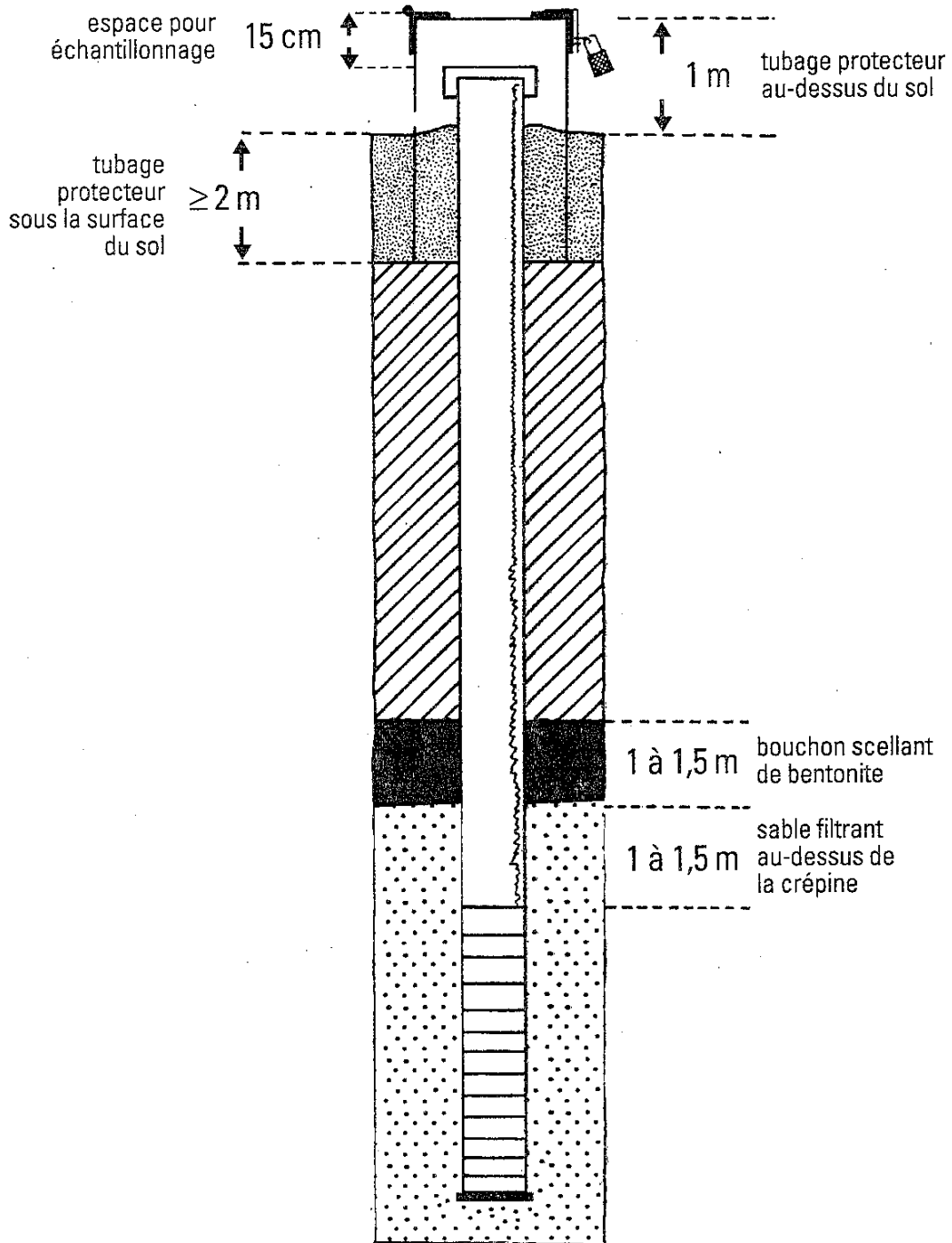
Source : Adapté de référence ⁷

Figure 4 B - Structure protectrice sous le niveau du sol



Source : Adapté de référence ⁷

Figure 5 - Dimension des composantes d'un puits d'observation



Il faut procéder de deux façons pour s'assurer que les matériaux sont mis en place correctement : en mesurant la profondeur des matériaux après chaque étape et en évaluant, au préalable, les volumes de matériaux nécessaires. Une différence appréciable entre le volume de matériaux utilisé et calculé, ou des profondeurs de matériaux qui ne concordent pas, doit être notée. Ces différences peuvent mettre en cause la représentativité des échantillons d'eau et des niveaux d'eau.

Un choix judicieux de chacune des composantes du puits d'observation doit être fait pour minimiser les modifications de l'intégrité chimique de l'eau souterraine. Les divers types de matériaux, ainsi que les effets qu'ils peuvent entraîner sur les propriétés physico-chimiques de l'eau sont discutés dans les sections qui suivent.

3.3.1. Tubulure et crépine

Les matériaux les plus couramment utilisés pour la fabrication des tubulures et crépines sont l'acier inoxydable et le chlorure de polyvinyle (PVC). L'acier inoxydable utilisé doit être de grade 304 et 316^{6,7,8,9}. Les coûts élevés reliés à l'utilisation de tubulures et de crépines en acier inoxydable limitent cependant l'installation de ce type de puits. Les chlorures de polyvinyle libèrent des traces de divers composés dont des phtalates et des métaux.

Dans la plupart des cas, le PVC peut très bien remplacer l'acier inoxydable pour la construction de puits à des fins d'échantillonnage des eaux souterraines. Il n'y a pas de différence significative pour l'analyse de composés organiques volatils entre le PVC et l'acier inoxydable pour la détection de contaminants dans l'eau à des concentrations de l'ordre du microgramme par litre (voir tableaux 15 A et 15 B - Tableau 15 - Fiabilité en fonction de la nature des paramètres à analyser).

La fabrication artisanale de crépines à partir d'autres matériaux tels que l'acier galvanisé et l'acrylonitrile butadiène styrène (ABS) n'est pas recommandée. Les crépines manufacturées sont préférables puisqu'elles offrent moins de surface de contact avec l'eau. La fabrication artisanale de crépines au moyen d'une scie détache de fines particules de matériaux qui augmentent la surface spécifique de la crépine et favorisent les interactions avec l'eau.

De toute évidence, un soin particulier doit être donné à la propreté de la tubulure et de la crépine. Si celles-ci ne sont pas nettoyées et enveloppées séparément, elles doivent être nettoyées selon la méthode décrite à la **section 3.3.1 du Cahier 1 – Généralités**³⁹. De plus, celles-ci ne devraient pas être laissées sans protection dans des endroits présentant des risques potentiels de contamination (arrière d'un camion de forage, surface de sol souillé, etc.). Une boîte protectrice ou une feuille de plastique doivent être prévues à cet effet pour l'entreposage temporaire au lieu de forage.

3.3.2. Sable filtrant

L'utilisation de sable filtrant peut être évitée lorsque les dépôts meubles sont perméables. Dans la formation géologique de faible perméabilité la présence d'une lanterne de sable de silice autour de la zone crépinée est nécessaire et favorise une connexion hydraulique entre la formation géologique et la crépine. Lors de l'échantillonnage, l'eau migre à travers l'anneau de sable. Le sable filtrant peut donc altérer la composition chimique de l'eau par adsorption/désorption. La contribution du sable filtrant à l'altération de la composition chimique de l'eau est plus importante dans les matériaux de faible perméabilité puisque l'écoulement y est plus lent et par conséquent, l'eau sera en contact plus longtemps avec le sable. L'effet du sable filtrant sur la composition chimique de l'eau sera minimisé si du sable de silice propre de granulométrie appropriée à l'ouverture de la crépine est utilisé. L'utilisation de sable arrondi ou sub-arrondi est recommandée et l'emploi de concassé de silice est déconseillé.

3.3.3. Matériaux scellants

Le but du bouchon en pastilles ou en granules de bentonite est d'empêcher l'intrusion du mélange ciment/bentonite ou de la boue de bentonite placés plus haut dans l'espace annulaire. Lorsque la boue de bentonite est placée directement au-dessus du sable filtrant, un sable filtrant secondaire doit être ajouté entre le sable filtrant et la boue de bentonite. La bentonite sodique possède une forte capacité d'échange ionique. La principale conséquence de ces réactions est la libération de sodium dans l'eau et le retrait de calcium. Dans les terrains carbonatés, il est recommandé d'utiliser plutôt de la bentonite calcique. De plus, la bentonite par ses propriétés alcalines entraîne une légère augmentation du pH de l'eau¹⁰.

Malgré ces inconvénients, l'usage d'un bouchon de pastilles ou de concassé de bentonite est préconisé puisque la contamination reliée à celui-ci est de nature connue, alors que celle causée par l'infiltration des eaux de surface ne l'est pas.

Le but du mélange ciment/bentonite est de minimiser l'apport d'eau provenant de la surface ou des couches supérieures au bouchon scellant. Le mélange est préparé avec de l'eau propre dans un mélangeur à haute vitesse. La quantité de bentonite à ajouter au ciment doit être de l'ordre de 3 à 8 % du poids de ciment⁷.

L'efficacité du scellement des puits d'observation peut être vérifiée selon une méthode proposée par Chapuis (1987)¹¹.

3.3.4. Joints

Une attention particulière doit être accordée aux joints de raccordement entre les différentes sections de tubage. Le raccordement idéal se fait avec un tubage fileté selon la norme ASTM F480. Un joint fileté muni d'un joint torique procure une plus grande étanchéité que le joint fileté simple, ce qui minimise les risques d'infiltration d'eau provenant des horizons supérieurs à la zone crépinée.

L'utilisation de colles de plastique (PVC) doit être évitée. Ces colles contiennent une panoplie de composés susceptibles d'être libérés dans l'eau et d'interférer avec les analyses des composés organiques. Ces colles contiennent pour la plupart deux ou trois des solvants suivants⁶ :

- méthyléthylcétone
- tétrahydrofurane
- méthylbutylcétone
- diméthylformamide
- cyclohexanone

Ces solvants ne sont pas analysés de façon routinière mais leur présence dans l'eau interfère avec les principaux contaminants organiques prioritaires. Une quantité minimale de ces colles de plastique est suffisante pour libérer des solvants dans l'eau souterraine à des concentrations de l'ordre de 100 µg/L même après la purge des puits⁶.

Il est aussi important de rappeler que les joints métalliques sont souvent enduits d'une couche d'huile pouvant aussi affecter les analyses de composés organiques.

3.3.5. Tubage protecteur et couvercle

En principe, le couvercle et le tubage protecteur n'entrent pas en contact avec l'eau à échantillonner. Ils n'influencent donc pas la composition chimique de l'eau. Il n'y a pas de spécifications particulières quant au type de matériaux à utiliser. La seule restriction dans le choix d'un couvercle est imposée lorsque la tête du puits est installée au niveau du sol. Le couvercle doit être suffisamment étanche et rigide pour prévenir l'infiltration d'eau de surface. La tête du puits d'observation devrait être équipée d'un tubage protecteur cadenassé contre le vandalisme.

3.4. Dimensions des puits d'échantillonnage

Le choix de la longueur de la zone crépinée peut influencer la composition de l'eau. Une zone crépinée sur une trop longue section peut entraîner une connexion entre deux couches, ce qui résultera en une dilution de l'eau provenant de la zone contaminée.

De façon générale, des crépines variant de 60 cm à 3 m sont adéquates pour la plupart des cas. Peu importe la longueur crépinée, l'eau souterraine proviendra principalement des horizons les plus perméables et représentera très rarement la qualité de l'eau sur l'intervalle total crépiné. En milieu fracturé, il est préférable de crépiner sur un intervalle plus long, ce qui augmente les chances d'intercepter les fractures mais peut aussi occasionner un effet de dilution.

Une attention particulière doit être donnée à la position de la crépine dans le cas de liquides non miscibles. En présence d'hydrocarbures plus légers que l'eau, il faut s'assurer que la zone crépinée s'étend au-dessus de la surface de la nappe de façon à intercepter la phase surnageante, s'il y a lieu. Dans le cas de liquides non miscibles plus denses que l'eau, la crépine doit être assez longue pour atteindre la limite supérieure de la première zone imperméable rencontrée sous la phase de liquide non miscible. De plus, lorsque des puits à niveaux multiples sont installés, les orifices doivent être situés dans la partie inférieure du filtre de sable¹².

Pour des raisons pratiques, le diamètre typique d'un puits d'observation assigné à l'échantillonnage des eaux souterraines est de 3,75 cm ou 5,0 cm. Ces diamètres permettent l'utilisation de la plupart des techniques d'échantillonnage habituelles. Dans les matériaux de faible perméabilité, un puits de diamètre plus grand entraîne des temps d'équilibre plus longs. Plus le puits a un grand diamètre, plus le volume d'eau à retirer avant l'échantillonnage est considérable. Le temps et les coûts reliés aux procédures d'échantillonnage seront plus élevés pour les puits de grande dimension. Pour la mise en place des matériaux (sable filtrant, bouchons scellants, ciment expansif) l'espace annulaire minimal entre la paroi du forage et la tubulure doit être de 5 cm.

Dans les formations géologiques perméables constituées de dépôts meubles, des puits naturellement développés sont recommandés. L'ouverture de la crépine devrait correspondre au d_{20} (diamètre des particules correspondant à 20 % du poids de l'échantillon passant le tamis lors de l'essai granulométrique) de l'échantillon le plus fin prélevé sur la longueur de la zone crépinée. Dans les formations géologiques de faible perméabilité, un sable filtrant est requis.

La courbe granulométrique du sable filtrant est choisie en multipliant par trois ou quatre le d_{30} de l'échantillon le plus fin prélevé sur la longueur de la zone crépinée. Le coefficient d'uniformité (d_{60}/d_{10}) des filtres peut varier de 2 à 3³. Dans ce cas, l'ouverture de la crépine appropriée devrait correspondre au d_{10} du sable filtrant.

Dans les deux cas, l'ouverture de la crépine doit permettre de retenir presque entièrement la formation naturelle et le sable filtrant puisque le développement de puits d'observation de faible diamètre (3,75 à 5,0 cm) est difficile. Le lecteur peut se rapporter aux recommandations de Driscoll (1986, chapitre 13)³ pour des puits d'approvisionnement en eau lors du choix de l'ouverture des crépines des puits d'observation de plus grand diamètre.

3.5. Mise en place des matériaux

3.5.1. Tubulure et crépine

Il est important de centrer la tubulure et la crépine dans le trou de forage pour que les matériaux scellants et le sable filtrant (lorsque nécessaire) soient répartis uniformément autour de la tubulure et de la crépine.

Des centralisateurs de diamètre ajustable (chlorure de polyvinyle et acier inoxydable) peuvent être fixés pendant ou avant la mise en place de la tubulure dans le puits. Les centralisateurs sont placés sur la tubulure à des intervalles de 3 à 6 mètres. Il est plus facile de mesurer la profondeur pendant la mise en place du sable filtrant et des matériaux scellants si des centralisateurs semi-circulaires sont utilisés. Les centralisateurs doivent avoir un diamètre inférieur au trou de forage ou au tubage temporaire.

3.5.2. Sable filtrant

La méthode du tuyau trémie est préconisée pour la mise en place du sable filtrant. Le sable filtrant est introduit par gravité à travers un tuyau rigide ou un tube semi-flexible entre la paroi du forage et la crépine. Le remplissage de l'espace annulaire se fait à sec ou simultanément avec de l'eau propre, de bas en haut de la crépine. Le diamètre minimal de la trémie est de 3,75 cm. Si le remplissage s'effectue en présence d'un tubage temporaire (tarière creuse, forage à câble) et dans les dépôts meubles non cohésifs, ce dernier doit être retiré progressivement (30 à 60 cm à la fois) pendant la mise en place du sable filtrant.

Dans les dépôts meubles cohésifs (silt et argile), dans le roc ou dans les formations bien cimentées, le tubage temporaire ou la tarière creuse peuvent être retirés jusqu'au niveau supérieur du sable filtrant avant sa mise en place.

Le niveau du sable filtrant doit être mesuré pendant sa mise en place pour s'assurer qu'il a atteint la hauteur désirée.

3.5.3. Matériaux scellants de l'espace annulaire

A) Bouchon de bentonite (au-dessus du sable filtrant) :

La bentonite en pastilles peut être mise en place par gravité lorsque le puits est d'une profondeur maximale de 15 m et que l'espace annulaire est d'au moins 7,5 cm. Les pastilles doivent être tassées les unes sur les autres avec une tige.

Dans les puits plus profonds que 15 m, la bentonite concassée peut être mélangée avec de l'eau propre et injectée avec une trémie dans l'espace annulaire.

Si de la boue de bentonite est utilisée directement au-dessus du sable filtrant, un sable filtrant secondaire doit être mis en place afin de prévenir la migration de la boue dans le premier filtre et dans la section crépinée⁷. La fraction la plus grossière du sable filtrant secondaire devrait être égale au d_{10} du sable filtrant. Le d_{10} du sable filtrant secondaire doit être compris entre le tiers et le cinquième du d_{10} du sable filtrant afin que le matériel fin du sable filtrant secondaire n'envahisse pas le sable filtrant. Le diamètre des particules les plus fines ne devrait pas être supérieur à 0,7 mm et inférieur à 0,1 mm. Cette granulométrie est assez fine pour empêcher la boue de pénétrer le sable filtrant secondaire mais assez grossière pour être mise en place dans un temps raisonnable. Le sable filtrant secondaire doit avoir une conductivité hydraulique supérieure ou égale à la conductivité hydraulique de l'horizon de la formation géologique avec lequel il est en contact. Pour empêcher l'érosion du sable filtrant secondaire lors du remplissage, la trémie doit être placée à angle contre la tubulure.

B) Au-dessus du bouchon de bentonite :

Le mélange ciment-bentonite ou la boue de bentonite sont mis en place à l'aide d'un tuyau trémie d'un diamètre minimal de 3,75 cm. Le remplissage se fait à l'aide d'une pompe par déplacement positif du bas de l'espace annulaire vers le haut de façon continue. La pointe de la trémie doit toujours rester immergée dans le mélange pendant le remplissage. Par contre, la trémie doit être retirée aussitôt le remplissage terminé.

3.6. Développement des puits d'observation

Le but du développement d'un puits d'observation est de retirer les particules fines introduites lors des opérations de forage afin de redonner à la formation aquifère sa conductivité hydraulique naturelle et d'obtenir des échantillons d'eau les moins turbides possible.

Les cinq principales méthodes de développement des puits d'observation sont par piston, pompage/surpompage, tube à clapet, jet d'eau et jet d'air. Les trois premières méthodes peuvent être utilisées de façon combinée. Les deux dernières ne sont pas recommandées puisque l'ajout d'air ou d'eau dans la formation géologique peut modifier l'intégrité chimique des échantillons d'eau prélevés.

Piston

Le piston est descendu jusqu'au sommet de la crépine et actionné de haut en bas sur une longueur d'un mètre. Périodiquement, les particules fines et le sable entraînés dans la crépine doivent être enlevés par pompage. Le piston est ensuite descendu graduellement vers le bas de la crépine. L'agitation du piston doit être lente au début et augmenter progressivement pendant le développement. Une agitation trop vigoureuse peut entraîner le bris de la crépine ou du tubage. Cette méthode est efficace avec une foreuse à câble pour un puits d'observation en acier inoxydable. Il y a risque de bris du tubage et de la crépine lorsque des matériaux autres que l'acier sont utilisés.

Pompage/surpompage

La méthode de pompage/surpompage consiste à pomper l'eau du puits à un débit supérieur à ce qu'il peut fournir, jusqu'à ce qu'il soit presque sec. La pompe est ensuite arrêtée et l'eau remonte à son niveau initial dans le puits. Le cycle est répété plusieurs fois, jusqu'à ce que l'eau soit libre de sédiments. Un effet de piston à l'intérieur de la crépine peut aussi être produit lorsque la pompe n'a pas de soupape de retenue d'eau. Ceci est possible en actionnant et en arrêtant la pompe de façon périodique.

Tube à clapet

Le développement d'un puits d'observation à l'aide d'un tube à clapet s'effectue en laissant tomber dans le puits, ce qui fait remonter le niveau d'eau pour déloger les particules fines autour de la crépine. À mesure que le tube à clapet se remplit d'eau, un rabattement est créé et les particules fines sont entraînées dans le puits. L'opération doit être répétée jusqu'à ce que l'eau soit exempte de particules en suspension. Pour accélérer le processus, le tube à clapet peut être agité rapidement près de la base du puits.

De façon générale, l'application de ces méthodes est possible dans les matériaux perméables. Dans des matériaux de faible perméabilité, aucune de ces méthodes n'est satisfaisante. Il est alors recommandé de faire circuler de l'eau propre par la tubulure à travers la crépine et le sable filtrant avant la mise en place du bouchon scellant. Le débit doit être contrôlé pour éviter l'entraînement du sable filtrant jusqu'à la surface. Après la mise en place du bouchon scellant, le puits doit être pompé afin de retirer la faible quantité d'eau introduite dans la formation par le processus de développement.

L'eau pompée doit être éliminée conformément aux critères de rejets proposés à la section 4.3.

Pour de plus amples informations concernant le développement des puits d'observation le lecteur peut se référer à Aller et al. (1988)¹³.

4. PROCÉDURES D'ÉCHANTILLONNAGE

4.1. Élaboration d'un programme d'échantillonnage

4.1.1. Détermination des paramètres à analyser

L'échantillonnage des eaux souterraines est effectué dans le but de vérifier s'il y a une contamination et d'en connaître la nature. Le choix des paramètres à analyser, ainsi que la précision désirée, doit s'effectuer en fonction des politiques, des directives ou des règlements appropriés. Une revue historique de la nature des activités sur le lieu contaminé ou sur les lieux avoisinants révèle parfois la nature des contaminants susceptibles de s'y retrouver.

Cette revue permet dans certains cas d'orienter la campagne d'échantillonnage. Toutefois, il arrive que les renseignements obtenus ne fournissent pas suffisamment d'indices quant à la présence de certains contaminants alors qu'ils sont présents. Il est recommandé d'utiliser des analyses de dépistage de façon à déceler le plus grand nombre de paramètres lors de la première séance d'échantillonnage. La liste des paramètres peut être considérablement réduite lors des échantillonnages subséquents.

4.1.2. Fréquence d'échantillonnage

Tout programme d'échantillonnage relié à des études de caractérisation, de restauration ou de suivi de la qualité des eaux souterraines après la restauration d'un lieu contaminé doit comporter un minimum de quatre séances par année. Une séance détaillée et trois séances partielles devraient permettre de définir des tendances. Lors d'une séance détaillée, un balayage de tous les contaminants suspectés est effectué alors que seuls les paramètres détectés lors de cette séance sont analysés lors d'une séance partielle. Idéalement, l'échantillonnage des puits d'observation est échelonné sur toute l'année, dont au moins une séance par saison afin de déterminer les fluctuations saisonnières de la qualité de l'eau.

4.1.3. Ordre d'échantillonnage

Lors d'une campagne de prélèvement, les puits d'observation les plus éloignés de la source de contamination doivent être échantillonnés en premier puisqu'ils présentent moins de risques d'être fortement contaminés. Cet ordre d'échantillonnage permet de minimiser les risques de contamination d'un point à l'autre. Parfois, la localisation exacte de la source n'est pas connue. Il devient alors difficile d'établir un ordre d'échantillonnage adéquat. La première séance permettra d'identifier les puits d'observation les plus contaminés et d'établir l'ordre d'échantillonnage subséquent. Cet ordre n'a pas d'importance lorsqu'il s'agit de systèmes d'échantillonnage dédiés. Les systèmes dédiés consistent à installer de façon permanente, à chaque puits d'observation, certaines pièces d'équipement nécessaires au prélèvement des échantillons.

4.2. Prises de niveaux d'eau et essais hydrauliques

Les séances de prélèvement d'échantillons d'eau sont souvent accompagnées de la prise de niveaux d'eau et parfois de la réalisation d'essais hydrauliques. Les essais hydrauliques doivent être interprétés selon la méthode de Hvorslev¹⁴ ou selon toute autre méthode équivalente. Il faut éviter les essais à niveau d'eau descendant, où l'on doit ajouter de l'eau ou un objet étranger, et favoriser les essais à niveau ascendant (retrait d'eau). La sonde à niveau d'eau, préférablement fabriquée d'acier inoxydable, doit être nettoyée selon les procédures recommandées à la section 4.6. Dans le cas où il y a présence de phases non miscibles ou que la densité de la colonne d'eau est >1 (ex. : eau salée), une charge équivalente en hauteur d'eau doit être calculée.

4.3. Vidange des puits

Tous les puits, sans exception, devant être échantillonnés afin de vérifier la qualité des eaux souterraines doivent être vidangés avant le prélèvement des échantillons. Le but de cette opération est de retirer l'eau stagnante afin d'obtenir un échantillon représentatif de la formation souterraine. L'eau stagnante dans le puits peut être affectée par les processus suivants : contact avec les matériaux de construction des puits, contact avec l'atmosphère, dégazéification et activité biologique. La vidange des puits doit permettre le retrait d'une quantité suffisante d'eau. Une quantité excessive perturbera le système hydrogéologique. Idéalement, les puits d'observation devraient être vidangés jusqu'à ce que les propriétés physico-chimiques (température, conductivité électrique et pH) de l'eau soient stables^{15,16,17,18}.

Pour les matériaux perméables, il est recommandé de retirer un volume d'eau équivalent à 3 à 5 fois la somme du volume d'eau contenu dans le puits d'observation et dans le sable filtrant (en considérant la porosité). Il est important de limiter les rabattements en évitant le surpompage lors de la vidange des puits. Un pompage excessif entraînera l'eau des couches sus-jacentes et sous-jacentes à la zone que l'on veut échantillonner. Le dénoyage de la crépine et du sable filtrant doit être évité puisqu'il peut contribuer à la volatilisation de composés organiques volatils.

Dans le cas de matériaux peu perméables, qui ne permettent pas le retrait d'un tel volume d'eau sur une période de temps raisonnable, le puits doit être vidangé au moins une fois de son eau stagnante. L'échantillonnage doit se faire aussitôt qu'une quantité suffisante d'eau souterraine a rechargé le puits.

La purge doit s'effectuer, si possible, du haut de la colonne d'eau vers le bas afin de ne pas troubler l'eau inutilement¹⁹. L'eau purgée devrait être recueillie et entreposée dans des contenants jusqu'à ce que les résultats d'analyse soient disponibles. L'eau pourra par la suite être déversée sur place si les concentrations sont inférieures au critère B de la *Politique de réhabilitation des terrains contaminés*⁵ et rejetée dans le réseau d'égouts si les concentrations respectent les normes de rejet à l'égout de la municipalité concernée ou traitée sur place le cas échéant.

4.4. Équipements d'échantillonnage

Plusieurs équipements sont disponibles pour l'échantillonnage des eaux souterraines. La gamme d'équipements va des systèmes les plus simples aux plus sophistiqués. De nouveaux instruments sont continuellement mis au point et font graduellement leur apparition sur le marché. La nature des matériaux de fabrication et le mode de fonctionnement des appareils sont les principaux critères à considérer lors de la sélection des équipements. Ces deux facteurs importants peuvent influencer la composition chimique de l'échantillon. Cette partie du guide contient une brève description des équipements et en présente les avantages et les désavantages.

Une discussion sur les divers types de matériaux entrant dans la construction des systèmes d'échantillonnage est présentée à la section 4.4.6.

Parmi les divers types de systèmes d'échantillonnage, quatre grandes familles peuvent être identifiées selon leur mode de fonctionnement : les méthodes par prise directe, les méthodes à succion, les méthodes par déplacements positifs et les méthodes destructives.

4.4.1. Méthodes par prise directe

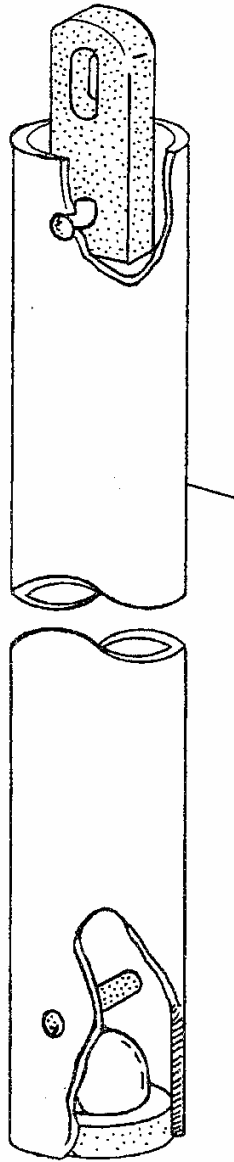
Les méthodes par prise directe incluent les dispositifs d'échantillonnage qui doivent être descendus dans le puits. Dans cette classe se retrouvent les tubes à clapet, les seringues et les pompes manuelles à soupape.

Tube à clapet (« bailer »)

Le tube à clapet est schématisé à la Figure 6 - Tube à clapet. Il s'agit d'un tubage muni d'une valve de retenue à l'extrémité inférieure. La descente et la remontée du tube à clapet s'effectuent manuellement à partir de la surface à l'aide d'un câble. Le tube se remplit à la descente et l'eau y est piégée à la remontée grâce à la valve de retenue (clapet).

Étant donné sa fabrication simple, le tube à clapet peut être manufacturé à prix abordable dans divers matériaux. De plus, il peut être facilement nettoyé. Cependant, les tubes à clapet permettent de retirer de petits volumes d'eau (maximum de 1 L) et deviennent donc, dans certains cas, inadéquats. Dans les puits où le niveau d'eau est profond, il devient laborieux d'échantillonner avec un tubage à clapet. Lors du transfert de l'échantillon du tube au contenant, il y a exposition à l'atmosphère. Il existe maintenant des tubes à clapet permettant de transférer l'échantillon par le bas à débit réduit. Ces derniers sont préférables dans les cas d'échantillonnage des composés organiques volatils présents à l'état de traces.

Figure 6 - Tube à clapet



Le câble représente la source de contamination la plus importante associée à l'usage du tube à clapet. Il faut éviter de laisser celui-ci en contact avec le sol ou dans des endroits susceptibles d'être contaminés. Avant de prélever un échantillon, il est suggéré de rincer le câble avec l'eau du puits et de nettoyer la partie du câble immergée de la même façon que le tube, tel que spécifié à la section 4.6. L'usage d'un câble neuf pour chaque puits d'observation permet d'éviter les risques de contamination.

Le contact de l'échantillon avec l'air et l'agitation de l'eau en cours de manipulation doivent être minimisés. Les avantages et désavantages des tubes à clapet sont présentés au Tableau 7.

Tableau 7 - Avantages et désavantages du tube à clapets

AVANTAGES :

- Il peut être utilisé comme système d'échantillonnage dédié;
- il est portatif;
- aucune source d'énergie n'est requise;
- il est fabriqué en divers matériaux;
- le nettoyage est facile;
- il est peu coûteux;
- il permet l'échantillonnage de liquides non miscibles;
- il est facile d'utilisation;
- il permet d'effectuer des essais de conductivité hydraulique et peut être utilisé pour le développement et la vidange des puits.

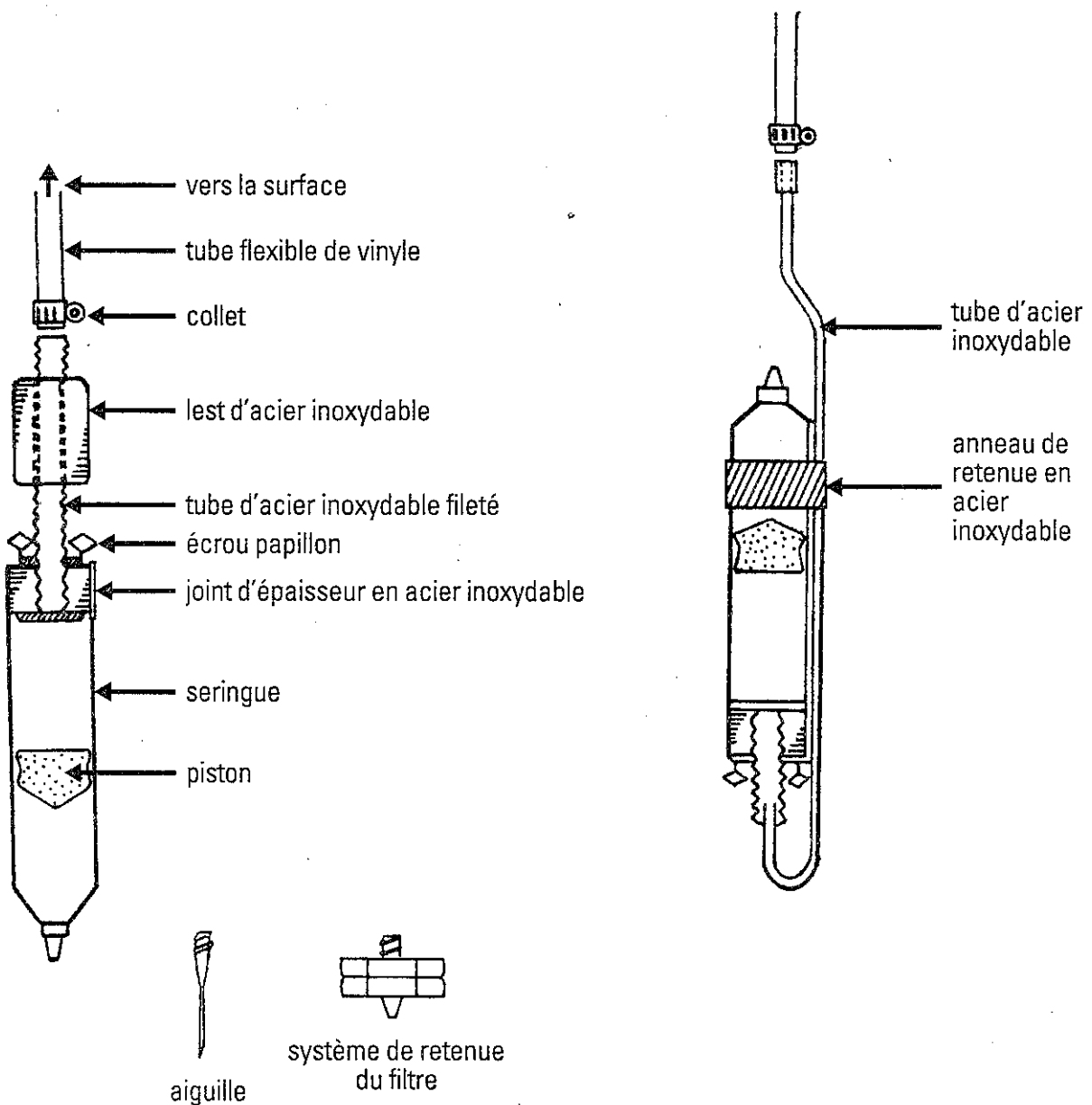
DÉSAVANTAGES :

- Il est de petit volume;
- il est inadéquat à grande profondeur;
- un contact avec l'air et un dégazage de l'échantillon peuvent se produire lors du transfert au contenant;
- il y a possibilité de blocage des valves par les solides en suspension.

Seringues

Plus récemment, des systèmes de seringues ont été conçus pour l'échantillonnage des eaux souterraines². La Figure 7 - Système d'échantillonnage à seringue montre les principales composantes d'un tel système. L'échantillon d'eau est prélevé à la profondeur désirée par un contrôle en surface.

Figure 7 - Système d'échantillonnage à seringue



Pour échantillonner à des profondeurs supérieures à environ 4 mètres, il faut exercer une pression d'air pour empêcher la remontée du piston. La pression est relâchée lorsque la profondeur désirée est atteinte. L'avantage principal de ces systèmes est la possibilité de préserver les échantillons d'eau hors de tout contact avec l'atmosphère puisque la seringue peut être utilisée comme contenant d'échantillonnage. Un filtre peut être ajouté à l'extrémité inférieure de la seringue. Les avantages et désavantages des seringues sont présentés au Tableau 8.

Tableau 8 - Avantages et désavantages des systèmes à seringue

AVANTAGES :

- Ils n'ont pas de contact avec l'atmosphère;
- la provenance de l'échantillon est connue;
- ils sont fabriqués en matériaux inertes;
- ils peuvent servir de contenant;
- ils sont portatifs, peu coûteux et faciles à utiliser.

DÉSAVANTAGES :

- Ils sont de petit volume;
- ils ne peuvent être utilisés pour la vidange des puits;
- leur utilisation est limitée aux échantillons avec peu de solides en suspension;
- une source de gaz comprimé est nécessaire.

Pompe à soupape - Type « Waterra »

La pompe à soupape fonctionne selon le même principe que le tube à clapet. À la descente, l'eau est poussée à l'intérieur du tubage et est piégée lors de la remontée par la valve de retenue. En agitant sans arrêt le tubage auquel la pompe est vissée, l'eau remonte jusqu'à la surface.

Le tubage consiste, le plus souvent, en un tube flexible de polyéthylène. Il peut aussi être fabriqué de Téflon® ou d'aluminium. Le tubage de polyéthylène de haute densité est préférable à celui de faible densité puisque ce dernier est trop flexible et a tendance à casser facilement.

Les pompes à soupape sont disponibles dans une variété de matériaux et de diamètres. Elles peuvent être utilisées dans des tubes de diamètre aussi petit que 2 cm et présentent plusieurs avantages. Elles sont faciles à utiliser, fiables, portatives et sans entretien particulier. Elles peuvent être utilisées manuellement jusqu'à une profondeur de 40 mètres. Étant donné leur faible coût, elles peuvent être utilisées comme système dédié pour la vidange et l'échantillonnage des puits. Afin de minimiser l'agitation de l'eau lors de l'échantillonnage des composés organiques volatils, un dispositif de plus faible diamètre s'adapte au tube de plastique.

Les principaux désavantages de la pompe à soupape sont la turbulence créée par l'agitation de la pompe dans le puits et l'usure de la pompe sur les parois. Si le puits n'a pas été correctement développé, les valves peuvent bloquer.

Les avantages et désavantages des pompes à soupape sont résumés au Tableau 9.

Tableau 9 - Avantages et désavantages des pompes manuelles à soupape

AVANTAGES :

- Leur conception est simple;
- elles sont légères et portatives;
- elles sont faciles à opérer;
- leur entretien est minimal;
- elles sont peu coûteuses;
- elles peuvent être utilisées dans des puits de petit diamètre;
- elles sont adaptées pour l'échantillonnage des composés organiques volatils²⁰;
- elles peuvent être utilisées pour purger et échantillonner;
- elles peuvent être utilisées manuellement jusqu'à 40 mètres et de façon mécanique jusqu'à 60 mètres;
- elles peuvent être utilisées comme système dédié.

DÉSAVANTAGES :

- Il est difficile de les utiliser dans des puits d'observation profonds et de grand diamètre car elles requièrent un moteur;
- le système automatisé n'est pas très portatif;
- il se produit une usure de la pompe suite à un usage prolongé sur un tubage métallique;
- elles peuvent causer de la turbulence dans le puits.

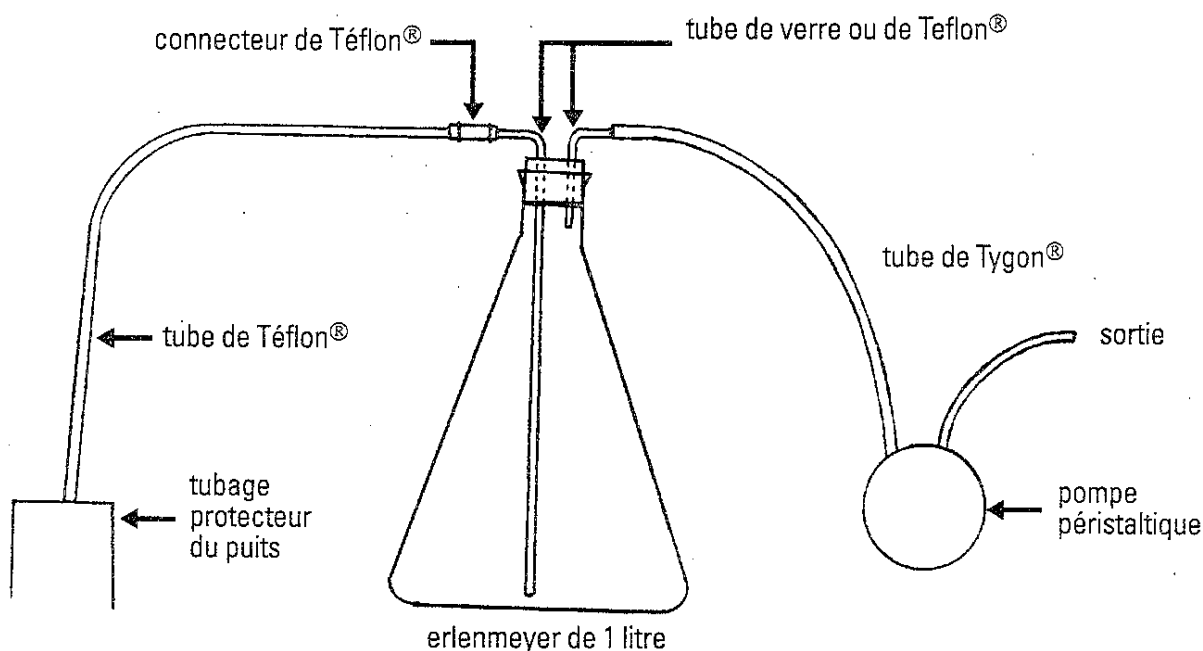
4.4.2. Méthodes par succion

Les méthodes de prélèvement par succion utilisent la pression négative pour retirer l'eau du puits d'échantillonnage. Ces méthodes consistent généralement à descendre, jusqu'à la profondeur désirée, un tubage connecté à une pompe en surface. Le vide peut être appliqué en surface par divers moyens : pompe à vide manuelle ou pompe péristaltique. Celles-ci sont connectées à un Erlenmeyer afin de limiter la contamination potentielle des tubes de caoutchouc flexible (ex. : Tygon[®]) qui sont habituellement utilisés conjointement avec les pompes péristaltiques. Le principe des méthodes par succion est illustré à la Figure 8 - Méthode d'échantillonnage par succion.

Théoriquement, les méthodes par succion ne peuvent prélever des échantillons à des profondeurs supérieures à 9,7 m. En pratique, il n'est pas possible d'échantillonner à des profondeurs plus grandes que 7,5 m puisqu'il est impossible d'appliquer une pression négative suffisante. Ces méthodes sont donc limitées aux cas où le niveau d'eau se trouve à moins de 7 à 8 m de la surface du sol. La crépine peut cependant être positionnée à des profondeurs beaucoup plus grandes.

Le vide peut être appliqué soit sur la phase liquide ou soit sur la phase gazeuse. De façon générale, ces méthodes ne sont pas recommandées pour la cueillette d'échantillons soumis aux analyses de composés organiques volatils. Dans les cas où la pression négative est appliquée sur l'eau, les problèmes de dégazage sont moins sévères mais toujours présents.

Figure 8 - Méthode d'échantillonnage par succion



Le Tableau 10 présente les différents avantages et désavantages des méthodes par succion.

Tableau 10 - Avantages et désavantages des méthodes à succion

AVANTAGES :	Leur fabrication est simple; elles sont peu coûteuses; elles sont portatives; le débit de pompage est variable; les composantes peuvent être fabriquées de matériaux inertes.
DÉSAVANTAGES :	Il y a possibilité d'altération chimique causée par la pression négative; la profondeur est limitée.

4.4.3. Méthodes par déplacement positif

Les méthodes par déplacement positif sont basées sur des mécanismes qui exercent une pression directe sur l'eau en la poussant par un gaz, un piston, une turbine ou la pulsion d'une membrane. Ces méthodes permettent de prélever l'eau jusqu'à des profondeurs de l'ordre de 1 000 mètres. Les altérations chimiques causées par l'application d'une pression positive sur l'eau sont faibles par rapport à celles imposées par les méthodes à succion². Les méthodes par déplacement positif sont utilisées lorsque le niveau d'eau est très profond et que les méthodes de prise directe ne peuvent être employées. Les changements de pression encourus par la remontée en surface de l'échantillon à partir de grandes profondeurs y sont substantiels. Le changement de pression d'un échantillon prélevé à quelques centaines de mètres de la surface peut atteindre plusieurs milliers de kilopascals, ce qui modifie les conditions d'équilibre.

Les systèmes par poussée de gaz font partie des méthodes par déplacement positif. Ils consistent à appliquer une pression de gaz sur la colonne d'eau, ce qui force l'eau à remonter par un tube collecteur jusqu'à la surface²¹. Les détails de tels systèmes sont présentés à la Figure 9 - Méthode d'échantillonnage par poussée de gaz. Pour les systèmes par poussée de gaz, le contact de l'eau avec les gaz risque d'altérer la composition chimique de l'eau. L'azote est le gaz recommandé lors de l'utilisation de ces méthodes puisqu'il est relativement inerte.

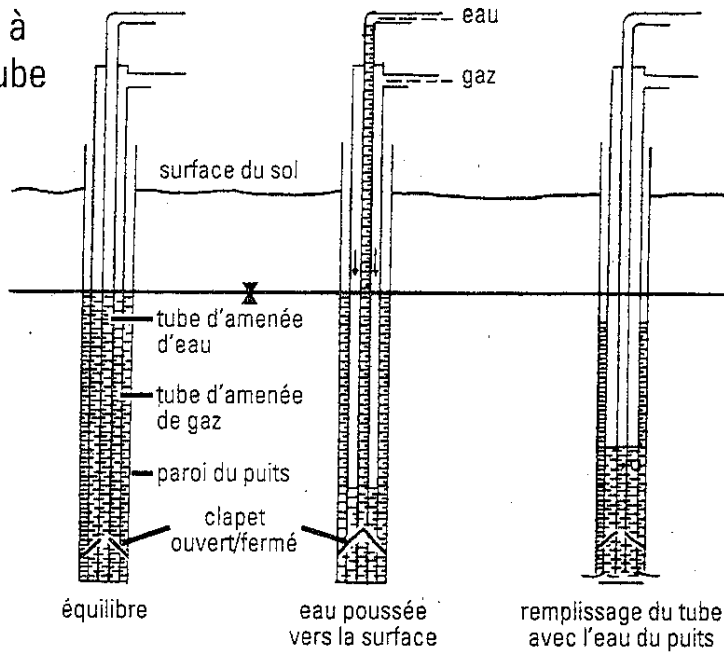
Les dispositifs à déplacement positif incluent aussi les pompes submersibles à piston ainsi que les systèmes à membrane flexible (pompe à vessie) schématisés à la Figure 10 - Méthode d'échantillonnage par déplacement positif – membre flexible.

Quoique dispendieuses, les pompes à membrane flexible procurent des échantillons plus représentatifs que les systèmes à poussée de gaz puisque les gaz utilisés ne viennent pas en contact avec l'eau. Contrairement aux pompes submersibles (à piston ou à turbine), les pompes à membrane flexible agitent moins l'eau, ce qui les rend plus fiables pour l'échantillonnage des composés volatils.

Parmi toutes les méthodes d'échantillonnage par déplacement positif, la pompe à membrane flexible est le système recommandé.

Figure 9 - Méthode d'échantillonnage par poussée de gaz

Système à double tube



Système à triple tube

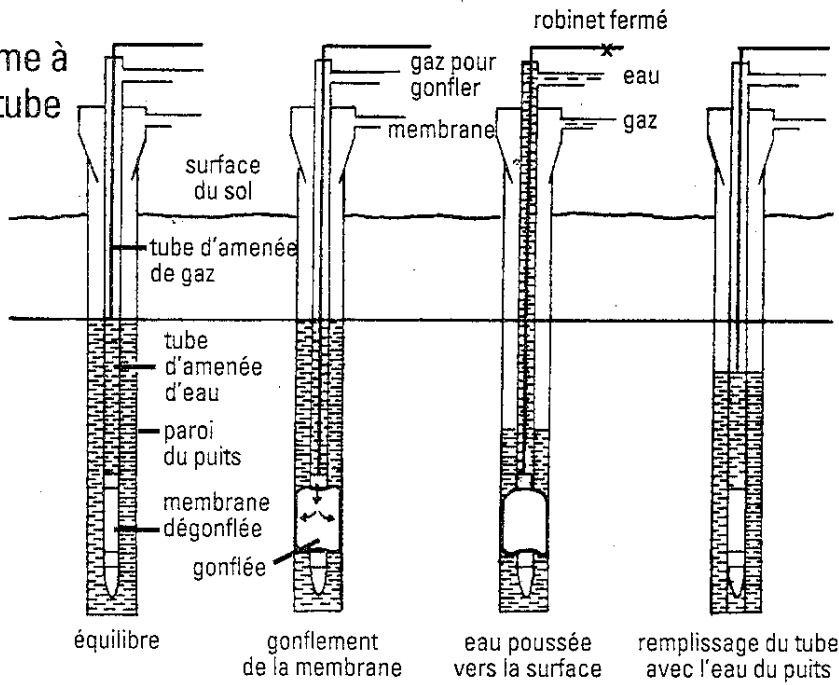


Figure 10 - Méthode d'échantillonnage par déplacement positif – membre flexible

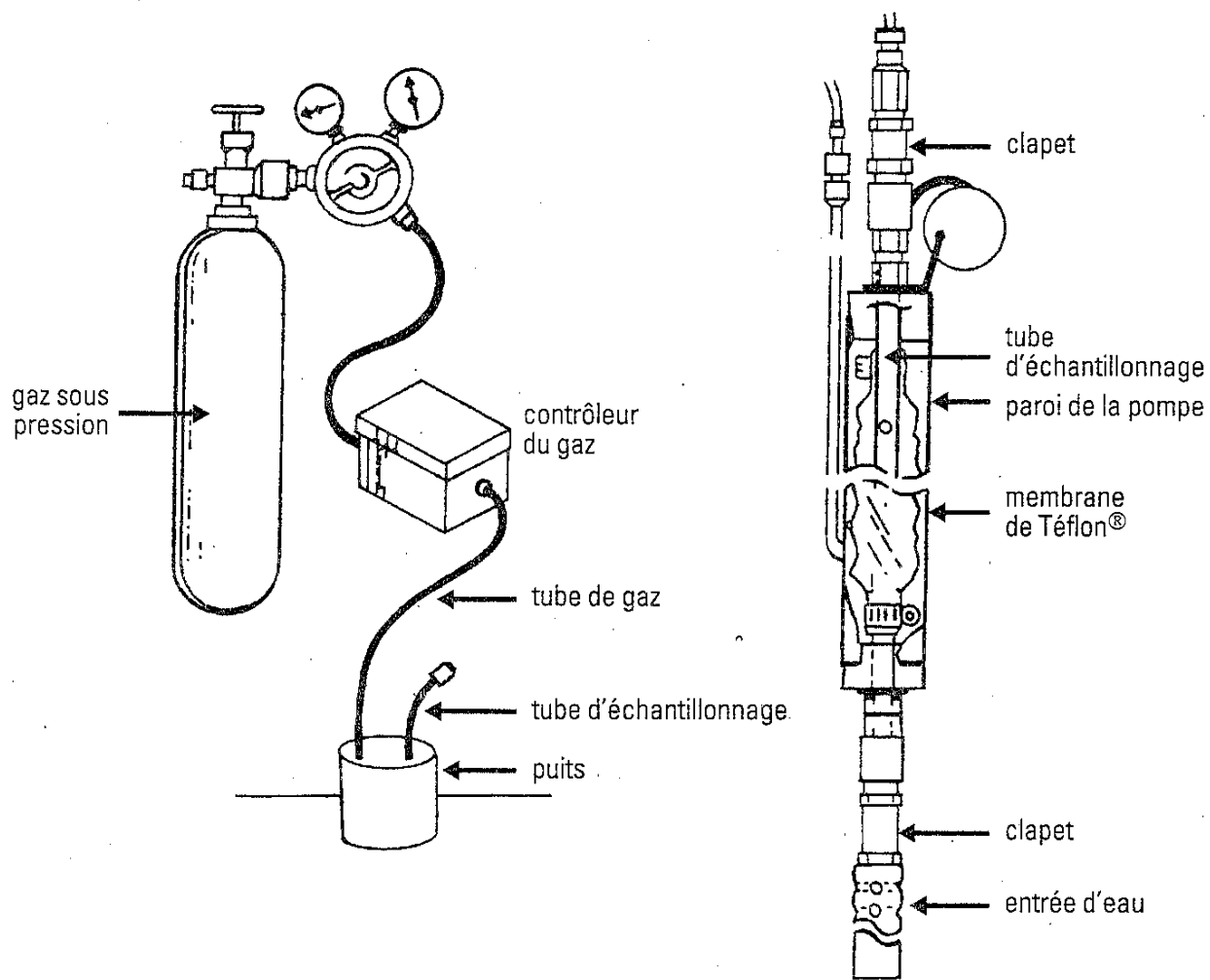


Tableau 11 - Avantages et désavantages des méthodes par déplacement positif

AVANTAGES : Il y a possibilité de dégazage et de volatilisation réduite;
il y a purge rapide du piézomètre;
elles permettent une grande profondeur;
elles admettent un débit variable.

DÉSAVANTAGES : Elles sont coûteuses;
elles nécessitent une source d'énergie;
leur nettoyage est difficile;
elles nécessitent un large diamètre;
l'eau vient en contact avec les composantes de la pompe.

4.4.4. Méthodes destructives

Les techniques d'échantillonnage destructives sont des méthodes dont l'approche est très différente de toutes celles présentées jusqu'ici. Elles ne permettent pas l'installation permanente d'instruments de surveillance. Elles ne peuvent donc pas être utilisées pour une surveillance à long terme de la qualité des eaux souterraines. La plus couramment utilisée est l'extraction de l'eau à partir des échantillons de sol recueillis lors des opérations de forage. Ces méthodes sont utilisées dans les dépôts d'argile très peu perméables où l'entrée d'eau dans les piézomètres est très lente et où, par conséquent, les méthodes traditionnelles sont inadéquates.

L'extraction de l'eau à partir des échantillons de sol peut se faire par centrifugation ou par compression de l'échantillon. Les volumes d'eau obtenus par ces méthodes sont très petits, d'où l'importance de faire un choix judicieux des paramètres à analyser.

Tableau 12 - Avantages et désavantages des méthodes destructives

AVANTAGES : Elles permettent un échantillonnage dans les matériaux peu perméables.

DÉSAVANTAGES : Les volumes d'eau obtenus sont très petits;
elles ne permettent pas de surveillance à long terme.

4.4.5. Échantillonneurs spéciaux

Résines

Une alternative à l'échantillonnage de l'eau souterraine pour l'analyse des composés organiques volatils réside dans l'utilisation de tubes contenant une résine adsorbante. L'échantillon est passé à travers le tube à l'aide d'une pompe. Les composés organiques y sont retenus et les résines sont transportées au laboratoire pour désorption et analyse.

La détection de composés organiques à des teneurs très faibles requiert des échantillons de grands volumes. Les résines permettent de minimiser l'espace nécessaire au transport d'échantillons ordinaires. Elles permettent aussi d'éliminer tout contact de l'échantillon avec l'atmosphère lorsqu'elles sont directement rattachées au tube collecteur.

Pointe filtrante - type « HydroPunch »

Les pointes filtrantes sont des échantillonneurs pouvant être enfoncés dans les dépôts meubles (gravier fin, sable, silt et argile), jusqu'à une profondeur de 5 à 8 mètres, à l'aide du système hydraulique d'une foreuse ou d'un pénétromètre. Les pointes sont fabriquées d'acier inoxydable et de Téflon[®] et peuvent être récupérées après l'échantillonnage de l'eau ou laissées en place, selon le modèle. Aucune utilisation de fluide de forage (eau, boue, air, etc.) n'est nécessaire. La pointe doit pénétrer la nappe d'eau sur plus de 2 m pour permettre l'échantillonnage de l'eau souterraine. Il existe aussi un dispositif conçu pour l'échantillonnage des liquides non miscibles légers.

Les Tableaux 13 A à 13 D, présentent un résumé des types d'échantillonneurs à utiliser en fonction des types de paramètres à analyser.

Tableau 13 - Fiabilité des méthodes d'échantillonnage

Tableau 13 A - Fiabilité des méthodes d'échantillonnage par prise directe²			
PARAMÈTRE	TUBE À CLAPET	SERINGU E	POMPE À SOUPE
CHIMIE INORGANIQUE			
Ammonium	(f)	f	f
Argent	(f)	f	f
Arsenic	(f)	f	f
Baryum	(f)	f	f
Cadmium	(f)	f	f
Calcium	f	f	f
Chlorures	f	f	f
Chrome	(f)	f	f
Conductivité	f	f	f
Fer	(f)	f	f
Fluorures	f	f	f
Magnésium	f	f	f
Manganèse	(f)	f	f
Mercuré	(f)	f	f
Nitrates	f	f	f
pH	(f)	f	f
Plomb	(f)	f	f
Potentiel d'oxydoréduction (E _h)	(f)	f	f
Sélénium	(f)	f	f
Sodium	f	f	f
Sulfates	(f)	f	f
			f
CHIMIE ORGANIQUE			
Composés phénoliques	(f)	f	f
Composés volatils	(f)	f	f
Pesticides	(f)	f	f
RADIOACTIVITÉ			
Alpha et bêta	(f)	f	f
Radium	f	f	f
MICROBIOLOGIE			
BHAA	f	f	f
Coliformes totaux et fécaux	f	f	f
Streptocoques fécaux	f	f	f

f : fiable

(f) : fiabilité limitée

n : non fiable

Tableau 13 B - Fiabilité des méthodes d'échantillonnage par succion en fonction de la nature des paramètres²

PARAMÈTRES	SUCCION APPLIQUÉE SUR L'EAU	SUCCION APPLIQUÉE SUR LE GAZ
CHIMIE INORGANIQUE		
Ammonium	f	n
Argent	(f)	n
Arsenic	(f)	n
Baryum	(f)	n
Cadmium	(f)	n
Calcium	f	(f)
Chlorures	f	f
Chrome	(f)	n
Conductivité	f	f
Fer	(f)	n
Fluorures	f	f
Magnésium	f	(f)
Manganèse	(f)	n
Mercure	(f)	n
Nitrates	f	f
pH	f	n
Plomb	(f)	n
Potentiel d'oxydoréduction (E _h)	(f)	n
Sélénium	(f)	n
Sodium	f	f
Sulfates	(f)	(f)
CHIMIE ORGANIQUE		
Composés phénoliques	n	n
Composés volatils	n	n
Pesticides	f	(f)
RADIOACTIVITÉ		
Alpha et bêta	(f)	n
Radium	f	(f)
MICROBIOLOGIE		
BHAA	f	(f)
Coliformes totaux et fécaux	f	(f)
Streptocoques fécaux	f	(f)

f : fiable

(f) : fiabilité limitée

n : non fiable

Tableau 13 C - Fiabilité des méthodes d'échantillonnage par déplacement positif²

PARAMÈTRE	POMPE CENTRIFUG E	POMPE À PISTON	POMPE À VESSIE	POUSSÉE DE GAZ
CHIMIE INORGANIQUE				
Ammonium	f	f	f	f
Argent	f	f	f	(f)
Arsenic	f	f	f	(f)
Baryum	f	f	f	(f)
Cadmium	f	f	f	(f)
Calcium	f	f	f	f
Chlorures	f	f	f	f
Chrome	f	f	f	(f)
Conductivité	f	f	f	f
Fer	f	f	f	(f)
Fluorures	f	f	f	f
Magnésium	f	f	f	f
Manganèse	f	f	f	(f)
Mercure	f	f	f	(f)
Nitrates	f	f	f	f
pH	f	f	f	(f)
Plomb	f	f	f	(f)
Potentiel d'oxydoréduction (E _h)	(f)	f	f	(f)
Sélénium	f	f	f	(f)
Sodium	f	f	f	f
Sulfates	f	f	f	(f)
CHIMIE ORGANIQUE				
Composés phénoliques	(f)	(f)	f	(f)
Composés volatils	(f)	(f)	f	(f)
Pesticides	(f)	f	f	f
RADIOACTIVITÉ				
Alpha et bêta	f	f	f	f
Radium	f	f	f	f
MICROBIOLOGIE				
BHAA	(f)	(f)	f	(f)
Coliformes totaux et fécaux	(f)	(f)	f	(f)
Streptocoques fécaux	(f)	(f)	f	(f)

f : fiable

(f) : fiabilité limitée

n : non fiable

Tableau 13 D - Fiabilité des méthodes d'échantillonnage destructives²

PARAMÈTRE	EXTRACTION DE L'EAU INTERSTITIELLE À PARTIR D'ÉCHANTILLONS DE SOL
CHIMIE INORGANIQUE	
Ammonium	(f)
Argent	(f)
Arsenic	(f)
Baryum	(f)
Cadmium	(f)
Calcium	(f)
Chlorures	f
Chrome	(f)
Conductivité	f
Fer	(f)
Fluorures	f
Magnésium	(f)
Manganèse	(f)
Mercure	(f)
Nitrates	f
pH	(f)
Plomb	(f)
Potentiel d'oxydoréduction (E _h)	n
Sélénium	(f)
Sodium	f
Sulfates	(f)
CHIMIE ORGANIQUE	
Composés phénoliques	n
Composés volatils	n
Pesticides	f
RADIOACTIVITÉ	
Alpha et bêta	(f)
Radium	f
MICROBIOLOGIE	
BHAA	f
Coliformes totaux et fécaux	f
Streptocoques fécaux	f

f : fiable

(f) : fiabilité limitée

n : non fiable

4.4.6. Choix des matériaux

La contamination chimique résultant du contact de l'échantillon avec certains matériaux peut avoir des conséquences indésirables. Toutes les composantes des systèmes d'échantillonnage (tubage, pompes, valves, contenants d'échantillonnage, etc.) sont disponibles en matériaux divers pouvant contribuer, à des degrés différents, à l'altération chimique de l'échantillon. Les matériaux les plus souvent utilisés incluent les métaux, les plastiques, le verre et le caoutchouc. Deux réactions, résultant du contact de l'eau avec ces matériaux, affectent la composition chimique de l'eau : la libération de composés dans l'eau et l'adsorption de contaminants sur la surface des matériaux. Lorsque de faibles concentrations en métaux ou en composés organiques sont anticipées dans l'eau souterraine, des précautions doivent être prises pour le choix des matériaux qui seront en contact avec l'eau.

Les plastiques

Les plastiques les plus souvent utilisés pour l'échantillonnage des eaux souterraines sont²² :

- Téflon[®]
- PVC = chlorure de polyvinyle
- PE = polyéthylène de haute et de faible densités (PEHD et PEFD)
- PP = polypropylène
- ABS = acrylonitrile butadiène styrène
- SR = styrène-caoutchouc

Certains de ces plastiques libèrent des quantités importantes de différents composés dans l'eau. Par exemple, le PVC communément utilisé dans la construction de puits libère des composés tels les phtalates, l'ortho-crésol, le naphtalène, le butyloctylfumarate et le butylchloracétate². Les éléments les plus affectés par l'adsorption sur le PVC, le PE et le PP sont le plomb et les composés organiques. L'adsorption et la libération de composés organiques sont des processus rapides pour le PE, modérément lents pour le PP et lents pour le PVC. L'adsorption des composés organiques dans l'eau sur le PVC est significative (plus de 10 %) si les composés sont hydrophobes (solubilité < 1 millimole/mètre cube) et non significative si la solubilité est inférieure à 10 millimoles par mètre cube²³.

Parmi la liste des différents plastiques mentionnés en début de section, l'ABS et le SR sont ceux qui présentent le plus de risques pour l'altération de la composition chimique de l'eau, alors que le Téflon[®] est celui qui en présente le moins. Actuellement, le Téflon[®] est le plastique recommandé pour l'échantillonnage des composés organiques présents en traces puisqu'il est le plus inerte. L'emploi du Téflon[®] doit donc être favorisé par rapport aux autres plastiques. Les Tableaux 14 A à 14 C montrent les risques d'adsorption et de désorption de six composés organiques couramment détectés dans l'eau souterraine en contact avec des surfaces de PVC, de PE et de PP².

Certains plastiques permettent la diffusion de gaz à travers leurs parois. La perte de gaz (composés organiques volatils) par ce processus n'est cependant pas très bien documenté. Les différents plastiques qui sont relativement perméables aux gaz sont (du plus perméable au moins perméable) : le PEFD, le Téflon[®] le PP, le PEHD et le PVC.

Pour les programmes d'échantillonnage à long terme, le degré de résistance et la durabilité des plastiques au contact des composés chimiques présents dans l'eau doivent être vérifiés auprès des manufacturiers.

Tableau 14 - Adsorption et libération de composés organiques

Tableau 14 A - Adsorption et libération de composés organiques par le PVC (adapté de la référence ²)		
COMPOSÉ	ADSORPTION	LIBÉRATION
Bromoforme	Aucune	Aucune
Tétrachloroéthylène	Modérée	Faible
1,1,1-Trichloroéthane	Aucune	Aucune
1,1,2-Trichloroéthane	Aucune	Aucune
Trichloroéthylène	Aucune	Aucune
Trichlorofluorométhane	Aucune	Aucune
Tableau 14 B - Adsorption et libération de composés organiques par le PE (adapté de la référence ²)		
COMPOSÉ	ADSORPTION	LIBÉRATION
Bromoforme	Modérée	Modérée
Tétrachloroéthylène	Très forte	Aucune
1,1,1-Trichloroéthane	Substantielle	Faible
1,1,2-Trichloroéthane	Modérée	Faible
Trichloroéthylène	Substantielle	Aucune
Trichlorofluorométhane	Substantielle	Faible
Tableau 14 C - Adsorption et libération de composés organiques par le PP (adapté de la référence ²)		
COMPOSÉ	ADSORPTION	LIBÉRATION
Bromoforme	Faible	Très forte
Tétrachloroéthylène	Très forte	Aucune
1,1,1- Trichloroéthane	Modérée	Faible
1,1,2- Trichloroéthane	Faible	Faible
Trichloroéthylène	Substantielle	Faible
Trichlorofluorométhane	Modérée	Faible

Les métaux

Les métaux ont l'avantage d'être résistants, rigides et insensibles aux changements de température. Cependant, plusieurs alliages peuvent libérer dans l'eau certains métaux. Des cas de contamination de l'eau par le zinc et le cuivre provenant de pièces de laiton ont été observés. Les produits d'oxydation et de corrosion des métaux utilisés peuvent aussi se retrouver dans l'eau. Le fer, l'aluminium et le cuivre sont les métaux les plus souvent retrouvés dans la fabrication de pièces métalliques. Outre la libération d'ions métalliques dans l'eau, les pièces métalliques agissent comme des surfaces adsorbantes sur lesquelles une grande variété de composés organiques peuvent être retenus. Parmi les pièces métalliques susceptibles d'être utilisées, seules les pièces fabriquées en acier inoxydable de grades 304 ou 316 présentent un minimum de risque de contamination. Par contre, selon Driscoll (1986)³, ces aciers ne sont pas recommandés pour la détection de métaux lourds dans les eaux souterraines puisqu'ils peuvent libérer du chrome et d'autres métaux. L'acier galvanisé peut libérer dans l'eau du fer, du manganèse, du zinc et du cadmium. Il est aussi à noter que les pièces métalliques non lavées sont souvent enrobées d'un film d'huile protecteur pouvant libérer des composés organiques dans l'eau.

Le verre

Comme le Téflon[®] et l'acier inoxydable, le verre est considéré une matière relativement inerte. Pour les composés organiques, le verre est le matériau le plus favorable. Par contre, les surfaces de verre peuvent adsorber des cations tels les métaux et libérer des anions tels les silicates et les borates.

Le caoutchouc

Le caoutchouc est parfois utilisé pour la fabrication de plusieurs composantes de systèmes d'échantillonnage (anneaux d'étanchéité, tubage). Or, le caoutchouc possède une forte capacité à adsorber une grande variété de composés organiques. Le caoutchouc constitue également une source importante de constituants organiques et inorganiques susceptibles de se retrouver dans l'eau. **Il est donc suggéré d'éviter l'usage de celui-ci quels que soient les paramètres à analyser.**

Les matériaux recommandés

Les matériaux recommandés pour l'échantillonnage des composés organiques sont, par ordre de préférence :

- le verre;
- le Téflon[®];
- l'acier inoxydable;
- le chlorure de polyvinyle;
- le polyéthylène;
- le polypropylène.

Les Tableaux 15 A à 15 C, orienteront l'utilisateur de ce guide dans le choix des matériaux de construction en fonction des paramètres à analyser.

Tableau 15 - Fiabilité en fonction de la nature des paramètres à analyser

Tableau 15 A - Fiabilité des plastiques en fonction de la nature des paramètres à analyser²						
PARAMÈTRE	TÉFLON®	PVC	SR	PE	PP	ABS
CHIMIE INORGANIQUE						
Ammonium	f	f	f	f	f	f
Argent	f	f	f	f	f	f
Arsenic	f	f	f	f	f	f
Baryum	f	f	f	f	f	f
Cadmium	f	f	f	f	f	f
Calcium	f	f	f	f	f	f
Chlorures	f	f	f	f	f	f
Chrome	f	f	f	f	f	f
Conductivité	f	f	f	f	f	f
Fer	f	f	f	f	f	f
Fluorures	f	f	f	f	f	f
Magnésium	f	f	f	f	f	f
Manganèse	f	f	f	f	f	f
Mercure	f	f	f	f	f	f
Nitrates	f	f	f	f	f	f
pH	f	f	f	f	f	f
Plomb	f	n	f	n	n	f
Potentiel d'oxydoréduction (E _h)	f	f	f	(f)	f	f
Sélénium	f	f	f	f	f	f
Sodium	f	f	f	f	f	f
Sulfates	f	f	f	f	f	f
CHIMIE ORGANIQUE						
Composés phénoliques	f	(f)	n	(f)	n	n
Composés volatils	f	(f)	n	(f)	n	n
Pesticides	f	(f)	n	(f)	n	n
RADIOACTIVITÉ						
Alpha et bêta	f	f	f	f	f	f
Radium	f	f	f	f	f	f
MICROBIOLOGIE						
BHAA	f	(f)	(f)	(f)	(f)	(f)
Coliformes totaux et fécaux	f	(f)	(f)	(f)	(f)	(f)
Streptocoques fécaux	f	(f)	(f)	(f)	(f)	(f)

f : fiable

(f) : fiabilité limitée

n : non fiable

Tableau 15 B- Fiabilité des matériaux métalliques en fonction de la nature des paramètres à analyser²				
PARAMÈTRE	ACIER INOXYDABLE	ACIER GALVANISÉ	CUIVRE LAITON	ALUMINIUM
CHIMIE INORGANIQUE				
Ammonium	f	f	f	f
Argent	(f)	(f)	(f)	(f)
Arsenic	(f)	(f)	(f)	(f)
Baryum	(f)	(f)	(f)	(f)
Cadmium	(f)	(f)	(f)	(f)
Calcium	f	f	f	f
Chlorures	f	f	f	f
Chrome	(f)	(f)	(f)	(f)
Conductivité	f	f	f	f
Fer	f	f	f	f
Fluorures	f	f	f	f
Magnésium	f	f	f	f
Manganèse	f	f	f	f
Mercuré	(f)	(f)	(f)	(f)
Nitrates	f	f	f	f
pH	f	f	f	f
Plomb	(f)	(f)	(f)	(f)
Potentiel d'oxydoréduction (E _h)	f	f	f	f
Sélénium	(f)	(f)	(f)	(f)
Sodium	f	f	f	f
Sulfates	f	f	f	f
CHIMIE ORGANIQUE				
Composés phénoliques	f	(f)	(f)	(f)
Composés volatils	f	(f)	(f)	(f)
Pesticides	f	(f)	(f)	(f)
RADIOACTIVITÉ				
Alpha et bêta	f	f	f	f
Radium	f	f	f	f
MICROBIOLOGIE				
BHAA	f	(f)	(f)	(f)
Coliformes totaux et fécaux	f	(f)	(f)	(f)
Streptocoques fécaux	f	(f)	(f)	(f)

f : fiable

(f) : fiabilité limitée

n : non fiable

Tableau 15 C - Fiabilité du verre et du caoutchouc en fonction de la nature des paramètres à analyser²		
PARAMÈTRE	VERRE	CAOUTCHOUC
CHIMIE INORGANIQUE		
Ammonium	f	f
Argent	(f)	f
Arsenic	(f)	f
Baryum	(f)	f
Cadmium	(f)	f
Calcium	f	f
Chlorures	f	f
Chrome	(f)	f
Conductivité	f	f
Fer	f	f
Fluorures	f	f
Magnésium	f	f
Manganèse	f	f
Mercure	(f)	f
Nitrates	f	f
pH	f	f
Plomb	f	f
Potentiel d'oxydoréduction (E _n)	f	f
Sélénium	(f)	f
Sodium	(f)	f
Sulfates	f	f
CHIMIE ORGANIQUE		
Composés phénoliques	f	n
Composés volatils	f	n
Pesticides	f	n
RADIOACTIVITÉ		
Alpha et bêta	(f)	f
Radium	(f)	f
MICROBIOLOGIE		
BHAA	f	(f)
Coliformes totaux et fécaux	f	(f)
Streptocoques fécaux	f	(f)

f : fiable

(f) : fiabilité limitée

n : non fiable

4.5. Filtration des échantillons

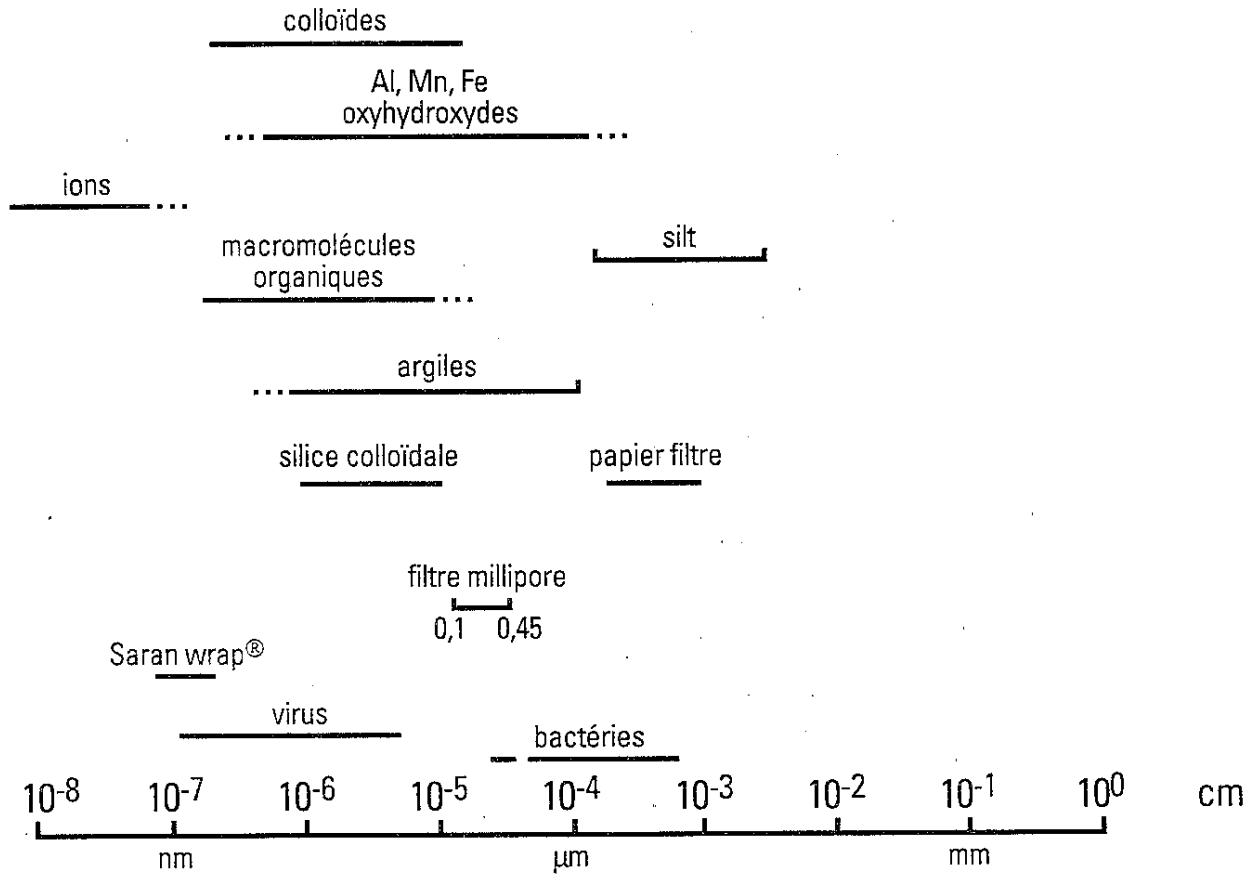
Malgré tous les efforts menés pour obtenir des échantillons d'eau le moins turbide possible, ceux-ci contiennent généralement des particules silteuses/argileuses en suspension. La réaction des particules en suspension dans l'eau avec les agents de préservation peut altérer la composition de l'eau, en particulier le contenu en métaux.

Il est recommandé de filtrer sur le lieu d'échantillonnage les échantillons d'eau qui doivent être soumis aux analyses de métaux dissous^{24, 25}. Cette procédure doit se faire immédiatement après le prélèvement afin d'éviter la précipitation et l'adsorption des métaux. L'addition des agents de préservation se fait après la filtration. La filtration doit se faire à l'aide de filtres de 0,45 micron. Ceux-ci retiendront toutes les particules silteuses, la plupart des particules argileuses, ainsi que la plupart des bactéries et une portion des hydroxydes de fer et de manganèse. Les virus et les macromolécules organiques (acides humiques et fulviques) ne seront pas retenus (voir Figure 11 - Diamètre des pores de divers matériaux et dimensions de particules, d'organismes et de composés chimiques pouvant se retrouver dans les eaux souterraines). Il ne faut pas filtrer les échantillons soumis aux analyses des composés organiques volatils et non volatils, des anions et des métaux totaux (dissous et en suspension).

Les deux types de filtres les plus communs sont les filtres organiques (nitrocellulose) et les filtres inorganiques (membrane en polycarbonate). Les filtres en nitrocellulose peuvent adsorber certains constituants organiques et libérer de l'azote, du phosphore, du zinc et du molybdène, alors que les filtres en polycarbonate ne semblent pas causer de contamination.

La manipulation des filtres doit s'effectuer à l'aide de pinces en acier inoxydable ou en Téflon® afin de ne pas les contaminer. Il faut prendre soin de ne pas les abîmer.

Figure 11 - Diamètre des pores de divers matériaux et dimensions de particules, d'organismes et de composés chimiques pouvant se retrouver dans les eaux souterraines



Les filtres à grand diamètre accélèrent la filtration en limitant la fréquence de remplacement des filtres. Par contre, un filtre ne peut être utilisé que pour la filtration d'un seul échantillon d'eau. Les équipements de filtration doivent être lavés adéquatement après chaque échantillon selon la méthode suggérée à la section 4.6.

Lorsqu'il s'agit de déterminer si l'eau d'un puits est potable, les échantillons ne doivent pas être filtrés. De plus, cette même remarque s'applique à l'évaluation de la qualité de l'eau souterraine dans le but de la rejeter à l'égout.

Lorsque l'eau est turbide et que les échantillons sont soumis aux analyses de chimie organique, il peut s'avérer opportun d'analyser les composés organiques ayant des coefficients de partage (eau-solides en suspension) élevés dans un échantillon filtré et dans un autre non filtré. Des différences importantes peuvent être observées dans certains cas.

4.6. Méthode de nettoyage des équipements

Le transfert de contamination entre les points d'échantillonnage dépend des méthodes d'échantillonnage et principalement des procédures de nettoyage. En effet, la représentativité des échantillons prélevés par des méthodes sophistiquées peut être compromise si les procédures de nettoyage sont inadéquates. Le lecteur doit se référer à la **section 3 du Cahier 1 – Généralités**³⁹ afin de se familiariser avec certains principes fondamentaux à respecter lors du lavage des équipements d'échantillonnage. Les détails spécifiques en ce qui a trait aux eaux souterraines sont donnés ci-dessous.

Tous les paramètres (organiques et inorganiques) :

Pour cette section il faut se référer au *Cahier 1 – Généralités*³⁹, **section 3.3.2** méthode A.

Paramètres organiques seulement :

Pour cette section il faut se référer au *Cahier 1 – Généralités*³⁹, **section 3.3.2** méthode B.

Paramètres inorganiques seulement :

Pour cette section se référer au *Cahier 1 – Généralités*³⁹, **section 3.3.2** méthode C. Par contre si les échantillons sont soumis à l'analyse des nitrates, l'acide nitrique (HNO₃) doit être remplacée par de l'acide chlorhydrique 10 % (HCl).

4.7. Identification des échantillons

Les détails d'identification pour l'échantillonnage des eaux souterraines sont les mêmes que pour les autres secteurs d'activités. Le lecteur peut donc se référer à la **section 3.5 du Cahier 1 – Généralités**³⁹.

4.8. Mesures de sécurité

Les mesures de sécurité dont il faut tenir compte lors de l'échantillonnage de l'eau souterraine sont spécifiées en détail à la **section 6 du Cahier 1 – Généralités**³⁹. Il serait important de lire cette section avant d'entreprendre tous travaux d'échantillonnage.

5. PRÉSERVATION, ENTREPOSAGE ET TRANSPORT DES ÉCHANTILLONS

Le lecteur doit se référer à la **section 3.6 du Cahier 1 – Généralités**³⁹ afin de connaître les principes fondamentaux de conservation, d'entreposage et de transport des échantillons. Les détails plus spécifiques aux eaux souterraines sont donnés au Tableau 16^{26,27,28}.

Tableau 16 - Conservation des échantillons d'eaux souterraines, de surface et potables

Tableau 16 - Conservation des échantillons d'eaux souterraines, de surface et potables				
PARAMÈTRES	CONS.	CONTENANT	VOLUME	DÉLAI
BIOLOGIE				
ALGUES (DÉNOMBREMENT)	LUGOL	P	0,25 L	1 an
ALGUES (IDENTIFICATION)	LUGOL	P	0,25 L	1 an
AUTRES	LAB	LAB	LAB	LAB
CHIMIE INORGANIQUE				
ACIDITÉ	N	P,T,V;(B)	0,1 L	14 j
ALCALINITÉ	N	P,T,V;(B)	0,1 L	14 j
ARSENIC	AN	P,T,V	0,2 L	6 mois
AZOTE AMMONIACAL	AS	P,T,V;(B)	0,1 L	28 j
AZOTE TOTAL KJELDAHL	AS	P,T,V;(B)	0,1 L	28 j
BORE ^a	AN	P,T	0,1 L	6 mois
BROMURES	N	P,T,V	0,1 L	28 j
CARBONATES / BICARBONATES	N	P,T,V;(B)	0,2 L	14 j
CARBONE INORGANIQUE DISSOUS	N	P,T,V;(B)	0,1 L	48 h
CARBONE INORGANIQUE TOTAL	N	P,T,V;(B)	0,1 L	48 h
CARBONE ORGANIQUE DISSOUS	N	T,V	0,1 L	28 j
CARBONE ORGANIQUE TOTAL	AS	T,V	0,1 L	28 j
CHLORATES	N	P,T,V	0,1 L	7 j
CHLORE (RÉSIDUEL)	N	P,T,V;(B)	0,1 L	SITE
CHLORITES	N	P,T,V	0,1 L	7 j
CHLORURES	N	P,T,V	0,2 L	28 j
CHROME HEXAVALENT (VI)	N	P,T,V	0,2 L	24 h
CONDUCTIVITÉ	N	P,T,V	0,1 L	28 j
COULEUR	N	P,T,V	0,1 L	48 h
CYANATES	NaOH	P,T,V	0,5 L	14 j
CYANURES	NaOH	P,T,V	0,5 L	14 j
DBO ₅	N	P,T,V	1 L	48 h
DCO	AS	P,T,V	0,1 L	28 j
DURETÉ	AN	P,T,V;(B)	0,1 L	6 mois
FLUORURES	N	P,T	0,2 L	28 j
IODURES	N	P,T,V	0,1 L	28 j
MERCURE (BOUTEILLE DÉCONTAMINÉE)	DICR	T,VT	0,2 L	28 j
MÉTAUX (AUTRES QUE CEUX INSCRITS)	AN	P,T,V	0,1 L	6 mois
NITRATE	N	P,T,V	0,2 L	48 h
NITRITES	N	P,T,V	0,2 L	48 h
NITRITES & NITRATES	AS	P,T,V	0,1 L	28 j
OXYGÈNE DISSOUS	LAB	V(B)	0,3 L	1 j
o-PHOSPHATES	N	P,T,V	0,2 L	48 h
pH	N	P,T,V;(B)	0,1 L	SITE
PHOSPHORE HYDROLYSABLE	AS	P,T,V	0,1 L	28 j

Tableau 16 - Conservation des échantillons d'eaux souterraines, de surface et potables

PARAMÈTRES	CONS.	CONTENANT	VOLUME	DÉLAI
PHOSPHORE TOTAL	AS	P,T,V	0,1 L	28 j
PHOSPHORE TOTAL EN SUSPENSION	N	P,T,V	0,5 L	28 j
POTENTIEL D'OXYDORÉDUCTION (E _h)	N	P,T,V	0,1 L	48 h
SALINITÉ	N	P,T,V	0,1 L	28 j
SÉLÉNIUM	AN	P,T,V	0,2 L	28 j
SILICATES	N	P,T	0,2 L	28 j
SILICIUM ^a	AN	P,T	0,1 L	6 mois
SOLIDES DÉCANTABLES	N	P,T,V	0,5 L	48 h
SOLIDES DISSOUS ^b	N	P,T,V	0,5 L	7 j
SOLIDES EN SUSPENSION ^b	N	P,T,V	0,5 L	7 j
SOLIDES TOTAUX ^b	N	P,T,V	0,5 L	7 j
SULFATES	N	P,T,V	0,1 L	28 j
SULFITES	N	P,T,V	0,2 L	SITE
SULFURES	AcZn	P,T,V;(B)	0,2 L	7 j
TANNINS & LIGNINES	N	P,T,V	0,2 L	7 j
TURBIDITÉ	N	P,T,V	0,1 L	48 h
URANIUM	AN	P,T,V	0,5 L	28 j
CHIMIE ORGANIQUE				
ACIDES ACÉTIQUES HALOGÉNÉS	N	VA (A)	1,0 L	14 j
ACIDE AMINOMÉTHYL PHOSPHONIQUE (AMPA)	N	P,T	0,25 L	24h ^c
ACIDE TRICHLOROACÉTIQUE	TS	P,T	0,25 L	7j/40j
ACIDES RÉSINIQUES & GRAS	AS	VA,VT	1,0 L	7 j
BIPHÉNYLES POLYCHLORÉS	N	VA,VT	2 X 1,0 L	7j/40j
CAPTANE / CAPTAFOL	N	VA,VT	1,0 L	7j/40j
COMPOSÉS ORGANIQUES SEMI-VOLATILS	N/T	VA	1,0 L	7 j
COMPOSÉS ORGANIQUES VOLATILS	N/T	F(B)	3 X 0,04 L	7 j
COMPOSÉS PHÉNOLIQUES (chromatographie)	AS	VA,VT;(A)	1,0 L	14j/40j
COMPOSÉS PHÉNOLIQUES (colorimétrie)	AS	VA,VT;(A)	0,125 L	28j
DÉTERGENTS (L.A.S)	N	VA,VT	1,0 L	48 h
DIOXINES & FURANES	N	LAB	4,0 L	7j/40j
DIQUAT / PARAQUAT	N	P,T	0,25 L	7 j ^c
ÉTHYLÈNE THIOURÉE	N	VA,VT	1,0 L	14j/40j
GLYPHOSATE	N	P,T	0,25 L	24h ^c
HEXAZINONE	N	VA,VT	1,0 L	14j/40j
HUILES & GRAISSES	AS	VA,VT	1,0 L	28 j
HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES	AS	VA,VT;(A)	2 X 1,0 L	7j/40j
PERMÉTHRINES	N	VA,VT	1,0 L	7j/40j
PESTICIDES (ARYLOXYACIDES)	AS	VA,VT; (A)	1,0 L	21j/40j
PESTICIDES (CARBAMATES)	TS2	P,T	0,25 L	7 j ^c
PESTICIDES (ORGANOCHLORÉS)	N	VA,VT;(A)	1,0 L	7j/40j
PESTICIDES (ORGANOPHOSPHORÉS)	N	VA,VT;(A)	1,0 L	7j/40j
PESTICIDES (TRIAZINES)	N	VA,VT;(A)	1,0 L	14j/40j

Tableau 16 - Conservation des échantillons d'eaux souterraines, de surface et potables				
PARAMÈTRES	CONS.	CONTENANT	VOLUME	DÉLAI
PRODUITS PÉTROLIERS (identification)	N	VA,VT	1,0 L	14j/28j
ROTÉNONE	AS	VA,VT	1,0 L	7j/40j
SOUS-PRODUITS DE LA CHLORATION	TP	F (B)	4 X 0,04 L	2 j
TRIHALOMÉTHANES (THM)	T	F(B)	0,04 L	7 j
AUTRES	LAB	LAB	LAB	LAB
MICROBIOLOGIE^d				
ACTINOMYCÈTES	TS,E	PPS	0,1 L	48 h
AEROMONAS HYDROPHILA	TS,E	PPS	0,1 L	48 h
BACTÉRIES DU FER	TS,E	PPS	1,0 L	48 h
BACTÉRIES DU SOUFRE	TS,E	PPS	1,0 L	48 h
BHAA (DÉNOMBREMENT)	TS,E	PPS	0,1 L	48 h
BHAA (IDENTIFICATION)	TS,E	PPS	4,0 L	48 h
CAMPYLOBACTER	TS,E	PPS	4,0 L	48 h
CLOSTRIDIUM	TS,E	PPS	4,0 L	48 h
COLIFORMES FÉCAUX	TS,E	PPS	0,1 L	48 h
COLIFORMES TOTAUX	TS,E	PPS	0,1 L	48 h
KLEBSIELLA	TS,E	PPS	0,1 L	48 h
LEGIONELLA	TS,E	PPS	1,0 L	48 h
MOISSISURES ET LEVURES	TS,E	PPS	0,1 L	48 h
PARASITES	LAB	LAB	300 L	48 h
PSEUDOMONAS	TS,E	PPS	0,1 L	48 h
SALMONELLES	TS,E	PPS	4,0 L	48 h
SHIGELLES	TS,E	PPS	4,0 L	48 h
STAPHYLOCOQUES	TS,E	PPS	0,1 L	48 h
STREPTOCOQUES FÉCAUX	TS,E	PPS	0,1 L	48 h
YERSINIA	TS,E	PPS	0,1 L	48 h
AUTRES	LAB	LAB	LAB	LAB
TOXICITÉ ET GÉNOTOXICITÉ				
BIOTEST ALGUES ^e	N	P(B)	1,0 L	96 h
BIOTEST DAPHNIES ^e	N	P(B)	1,0 L	96 h
BIOTEST MICROTOX ^e	N	P(B)	0,1 L	96 h
TEST DE AMES	LAB	PO,V;(A)	10 L	24 h
AUTRES	LAB	LAB	LAB	LAB

APPELS DE NOTE :

^a : CES PARAMÈTRES PEUVENT ÊTRE COMBINÉS AVEC LES MÉTAUX SELON LES LABORATOIRES

^b : ET/OU SOLIDES VOLATILS

^c : PEUT ÊTRE CONSERVÉ À -20°C PENDANT 28 JOURS

^d : UN ESPACE D'ENVIRON 3 cm ENTRE L'ÉCHANTILLON ET LE BOUCHON DU CONTENANT EST NÉCESSAIRE

^e : UN VOLUME DE 2,0 L EST SUFFISANT POUR CES 3 BIOTESTS

Tableau 16 - LÉGENDE

CONSERVATION= AGENTS DE CONSERVATION	
AcZn	4 GOUTTES D'ACÉTATE DE ZINC 2N PAR 100mL D'ÉCHANTILLON ET NaOH 10N JUSQU'A pH >12
AN	HNO ₃ 8N JUSQU'À pH < 2
AS	H ₂ SO ₄ 9N JUSQU'À pH < 2
CONG	CONGELER L'ÉCHANTILLON, LAISSER UN ESPACE D'ENVIRON 5 CM POUR UNE BOUTEILLE DE 1 LITRE
DICR	1 mL DE DICROMATE DE POTASSIUM 5 % DANS HNO ₃ 8N PAR 100mL D'ÉCHANTILLON
E	6,2 mL D'ÉTHYLÈNE DIAMINE TÉTRAACÉTATE DE SODIUM 1,5 % SI ON SOUPÇONNE UNE CONCENTRATION ÉLEVÉE DE MÉTAUX LOURDS DANS L'ÉCHANTILLON
LAB	CONTACTER LE LABORATOIRE CONCERNÉ AVANT L'ÉCHANTILLONNAGE
LUGOL	0,3 mL D'UNE SOLUTION DE LUGOL PAR 100 mL D'ÉCHANTILLON
N	AUCUN AGENT DE CONSERVATION (CONSERVER À 4°C)
N/T	DANS LE CAS D'UNE EAU CHLORÉE, AJOUTER ENVIRON 10 mg DE THIOSULFATE DE SODIUM
NaOH	NaOH 10N JUSQU'A pH > 12
T	ENVIRON 10 mg DE THIOSULFATE DE SODIUM
TP	ENVIRON 4 mg DE THIOSULFATE ET TAMPON pH 4.5
TS	2,5 mL D'UNE SOLUTION DE THIOSULFATE DE SODIUM 1 %
TS2	0,25 mL D'UNE SOLUTION DE THIOSULFATE DE SODIUM 1 %
CONTENANT	
(A)	VERRE AMBRÉ ABSOLUMENT, SINON ENTOURER L'EXTÉRIEUR DE LA BOUTEILLE AVEC DU PAPIER D'ALUMINIUM
(B)	REPLIR À RAS BORD
F	BOUTEILLE DE VERRE CLAIR OU AMBRÉ À BOUCHON VISSÉ MUNI D'UN SEPTUM EN SILICONE
LAB	CONTACTER LE LABORATOIRE CONCERNÉ AVANT L'ÉCHANTILLONNAGE
P	LES BOUTEILLES ET LES REVÊTEMENTS DES BOUCHONS SONT COMPOSÉS DES PLASTIQUES SUIVANTS : POLYÉTHYLÈNE DE BASSE OU HAUTE DENSITÉ, POLYPROPYLENE, POLYSTYRÈNE ET CHLORURE DE POLYVINYLE
PO	BOUTEILLE EN PLASTIQUE (VOIR P) OPAQUE OU BRUN

Tableau 16 - LÉGENDE	
PP	BOUTEILLE EN POLYPROPYLENE
PPS	BOUTEILLE EN POLYPROPYLENE STÉRILE
T	LES BOUTEILLES ET LES REVÊTEMENTS DES BOUCHONS SONT COMPOSÉS DES TYPES DE TÉFLON® SUIVANTS : POLYTÉTRAFLUOROÉTHYLÈNE (TFE), FLUROÉTHYLÈNE-PROPYLÈNE (FEP), PERFLUROALKOXY (PFA), CHLOROTRIFLUOROÉTHYLÈNE (CTFE), COPOLYMÈRE D'ÉTHYLÈNE AVEC DU TÉTRAFLUROOÉTHYLÈNE (ETFE) OU AVEC DU CHLOROTRIFLUOROÉTHYLÈNE (ECTFE)
V	BOUTEILLE EN VERRE CLAIR OU AMBRÉ
VA	BOUTEILLE EN VERRE CLAIR OU AMBRÉ AVEC JOINT EN PAPIER D'ALUMINIUM
VT	BOUTEILLE EN VERRE CLAIR OU AMBRÉ AVEC JOINT EN TÉFLON®
VOLUME= VOLUME D'ÉCHANTILLON MINIMUM POUR L'ANALYSE	
LAB	CONTACTER LE LABORATOIRE CONCERNÉ AVANT L'ÉCHANTILLONNAGE
DÉLAI= DÉLAI DE CONSERVATION MAXIMUM AVANT ANALYSE	
LAB	CONTACTER LE LABORATOIRE CONCERNÉ AVANT L'ÉCHANTILLONNAGE
SITE	MESURER IMMÉDIATEMENT SUR LE SITE D'ÉCHANTILLONNAGE
/	DÉLAI AVANT L'EXTRACTION / DÉLAI AVANT LE DOSAGE

6. PARAMÈTRES MESURÉS SUR LE TERRAIN

Certains paramètres doivent être mesurés aussitôt que possible et ce, sur le site d'échantillonnage (sur les échantillons ou directement dans le puits) puisqu'ils sont très sensibles aux changements de température et de pression. Ils incluent la température, le pH et la conductivité électrique¹⁶. Quoique non routinière, la mesure des concentrations en vapeurs organiques sur place présente aussi des avantages incontestés.

6.1. Température

La température doit être mesurée préférentiellement dans le puits ou aussitôt que l'échantillon est prélevé et ce, dans un contenant autre que ceux acheminés au laboratoire. La mesure se fait idéalement à l'aide d'une sonde à température ou d'un thermomètre ayant une précision de $\pm 0,2^{\circ}\text{C}$.

6.2. pH

Le pH représente l'un des paramètres les plus sensibles aux changements de température et de pression. Des différences de pH pouvant atteindre deux unités peuvent être observées entre les valeurs mesurées sur le terrain et celles mesurées au laboratoire. Il existe une grande variété de sondes spécifiques pour la mesure du pH de l'eau selon le degré de précision recherché. Les électrodes permettant une précision de $\pm 0,1$ unité de pH sont suffisantes pour la plupart des applications. Une précision plus grande est nécessaire lorsqu'il est prévu d'utiliser des modèles géochimiques. Ces appareils consistent essentiellement en une électrode baignant dans une solution de KCl, accompagnée de solutions nécessaires à l'étalonnage. Les recommandations qui suivent sont d'ordre général et s'appliquent à tous les appareils vendus commercialement : quel que soit le modèle, l'électrode doit être étalonnée avant d'effectuer les mesures.

L'étalonnage doit être vérifié régulièrement avec des solutions tampons de pH 4, 7 et 10 :

- l'eau souterraine et l'électrode doivent être sensiblement à la même température, idéalement celle de l'eau souterraine. Ceci peut être accompli à l'aide d'une cellule fermée;
- l'électrode doit être rincée à l'eau purifiée avant et après chaque immersion dans les solutions d'étalonnage ainsi qu'avant et après l'immersion dans les échantillons d'eau;
- les échantillons qui ont été utilisés pour les mesures de pH ne peuvent être réutilisés pour l'analyse de la conductivité électrique, du potassium (K^+) ou du chlorure (Cl^-), étant donné le transfert possible de KCl de l'électrode dans l'échantillon;

- le pH-mètre doit être conservé au sec à l'abri de toute source d'humidité. De plus, il ne doit pas être exposé à la lumière directe du soleil. Il doit rester à une température constante au cours de la prise de mesure;
- le niveau de la solution de KCl dans laquelle baigne l'électrode doit être constamment surveillé. L'électrode doit toujours baigner dans cette solution lorsqu'elle n'est pas utilisée.

6.3. Conductivité électrique

La conductivité électrique est un indicateur de la charge ionique d'une solution. Pour un site où la conductivité est suivie, une augmentation de la conductivité peut indiquer une contamination. Sa mesure sur le terrain permet d'évaluer, de façon très générale, l'intensité de la contamination et, au besoin, de modifier la campagne de forage afin de l'adapter aux conditions observées.

La mesure de ce paramètre sur le terrain est relativement facile. La conductivité se mesure à l'aide d'un conductivimètre. La valeur obtenue doit être multipliée par une constante propre à chaque cellule pour obtenir la conductivité réelle de la solution étalon et des échantillons. L'étalonnage peut se faire à l'aide d'une solution de KCl 0,01 M dont la conductivité électrique est 1 400 $\mu\text{mhos/cm}$ ($\mu\text{S/cm}$) à 25°C. Certains conductivimètres possèdent un compensateur de 2 % par degré Celsius qui ramène les valeurs à 25°C. En l'absence de ce compensateur, le calcul doit être effectué manuellement selon la méthode 2510 B de Standard Method for the Examination of Water and Wastewater²⁶.

6.4. Vapeurs organiques - gaz explosifs

Par mesure de sécurité et pour orienter les opérations de forage, les concentrations en gaz explosifs (méthane), sulfure d'hydrogène et vapeurs organiques peuvent être estimées au fur et à mesure que les travaux progressent. Les mélanges de gaz explosifs peuvent être décelés à l'aide d'explosimètres (voir *Cahier 1 – Généralités*³⁹, **section 6.2.3**). Par ailleurs, la mesure des concentrations en vapeurs organiques totales est possible par le biais d'appareils tels Hnu et OVA (Organic Vapor Analyser). Le dosage de chacun des composés organiques sur le terrain requiert un chromatographe en phase gazeuse portatif²⁹. Ces appareils sont très sensibles et difficiles à étalonner. Ils doivent être utilisés par des personnes possédant de l'expérience dans ce domaine pour produire des résultats concluants.

6.5. Tenue d'un carnet de notes

En plus des informations dont il est mention dans la **section 3.6 du Cahier 1 – Généralités**³⁹, le carnet de notes dans les cas d'échantillonnage d'eaux souterraines doit détailler le volume d'eau purgée, les méthodes de prélèvement et les solvants de lavage utilisés.

7. ÉCHANTILLONNAGE DANS LA ZONE NON SATURÉE

La zone non saturée est la portion du sous-sol se trouvant au-dessus de la ligne de saturation. Cette portion du sol se compose des phases solide, liquide et gazeuse. La phase liquide se trouve dans des conditions de pression négative et ne peut donc pas être échantillonnée par des instruments de surveillance traditionnels (puits d'observation). Il existe cependant des méthodes d'échantillonnage pour prélever l'eau et les gaz dans la zone non saturée. Ces méthodes sont souvent plus compliquées et plus coûteuses que les techniques d'échantillonnage dans la zone saturée.

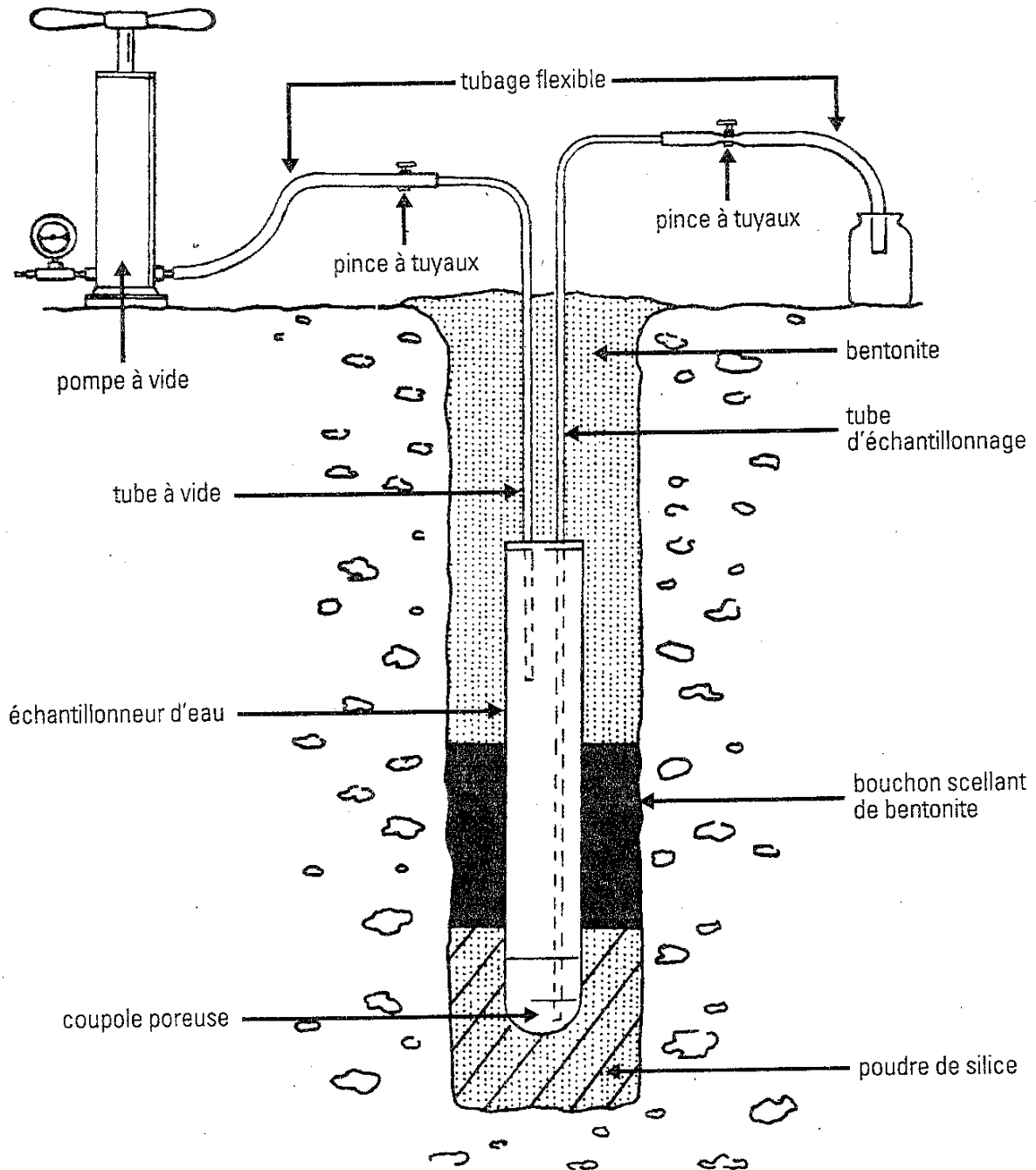
Les paragraphes qui suivent présentent les techniques les plus utilisées pour l'échantillonnage de l'eau interstitielle et des gaz dans la zone non saturée.

7.1. Échantillonnage de l'eau interstitielle

L'échantillonnage de l'eau interstitielle de la zone non saturée permet de suivre l'avancement d'un front de contamination originant d'une source ponctuelle ou diffuse en surface afin de prédire son arrivée à la nappe d'eau souterraine.

L'eau interstitielle dans la zone non saturée peut être échantillonnée à l'aide de dispositifs appelés lysimètres. Un lysimètre est un petit récipient de céramique poreuse rattaché à un tuyau de PVC capable de maintenir le vide (Figure 12 - Schéma d'un lysimètre). Le vide est appliqué à partir de la surface forçant l'eau à s'infiltrer dans le récipient poreux. Le vide doit être maintenu d'un échantillonnage à l'autre. Lors de chaque période d'échantillonnage, on augmente le vide à l'aide d'un dispositif à succion pour récupérer en surface l'eau contenue dans la coupole.

Figure 12 - Schéma d'un lysimètre



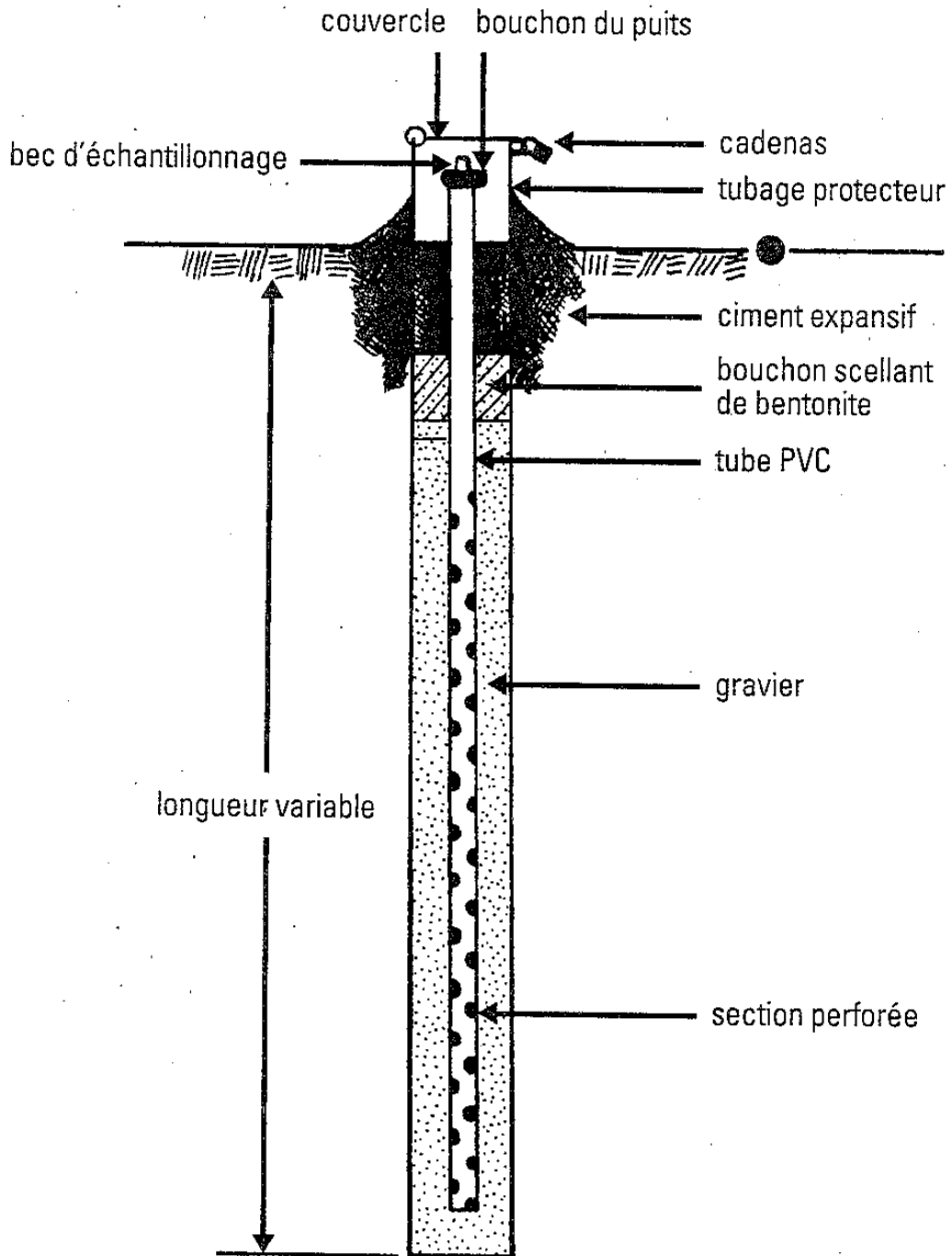
Avant l'installation d'un lysimètre, il est recommandé de vérifier l'étanchéité de celui-ci. Le trou dans lequel est installé le lysimètre doit être de diamètre minimal afin de permettre au sol avoisinant de bien se refermer autour de la coupole. Un bouchon de bentonite près de la surface minimise l'infiltration des eaux de surface. Le bon fonctionnement de ce dispositif dépend de sa capacité à maintenir le vide. Le volume d'eau récupérable est petit, ce qui limite le nombre d'analyses réalisables. Le choix des paramètres à analyser doit être judicieux. Le colmatage de la coupole de céramique par les colloïdes peut être contrôlé efficacement par la mise en place d'une enveloppe de poudre de silice autour de celle-ci.

7.2. Échantillonnage de la phase gazeuse

L'échantillonnage de la phase gazeuse comprise dans la zone non saturée peut servir d'indicateur de contamination des eaux souterraines et des sols. De cette façon, la mise en place de puits d'observation et la localisation des points d'échantillonnage des sols peut être optimisée. La détection de gaz à l'aide de senseurs conçus à cette fin peut permettre la mise en place de mesures de décontamination préventives. Ces méthodes ont des applications particulièrement intéressantes pour la détection de composés organiques volatils originant de fuites de réservoirs souterrains. Seuls les composés volatils se prêtent à ce genre d'analyse; les plus courants sont le benzène, le toluène, le xylène, l'éthylbenzène, le trichloroéthylène, le chloroforme, le tétrachloroéthylène et les trichloroéthanes.

La façon la plus efficace d'échantillonner ces gaz consiste à installer un puits de biogaz et à prélever l'échantillon à l'aide de tubes contenant une substance adsorbante ou d'un sac extensible. Les détails d'installation d'un puits de biogaz sont présentés à la Figure 13 - Construction typique d'un puits d'échantillonnage de biogaz. La construction est très semblable à celle d'un puits d'observation à l'exception de la crépine qui est positionnée au-dessus de la nappe d'eau et du bec d'échantillonnage hermétiquement attaché au couvercle de PVC. Les gaz accumulés dans le puits de biogaz sont prélevés à l'aide d'une pompe manuelle.

Figure 13 - Construction typique d'un puits d'échantillonnage de biogaz



Les deux principaux types de tubes contenant une substance adsorbante sont les tubes de charbon activé et les tubes « Drager ». Les tubes de charbon activé retiennent les composés organiques et sont apportés au laboratoire pour désorption et analyse. Les tubes « Drager » permettent une évaluation semi-quantitative sur place des concentrations en gaz. À mesure que le gaz circule à travers le tube, la substance adsorbante se décolore. La longueur décolorée sur la colonne indique la concentration du composé. Le gaz circule dans le tube à l'aide d'une pompe manuelle. Les tubes « Drager » sont disponibles pour une grande variété de composés organiques, ainsi que pour les gaz tels que le dioxyde de carbone, le sulfure d'hydrogène et le méthane qui sont d'intérêt dans les secteurs avoisinants les lieux d'enfouissement sanitaire. Ces tubes sont disponibles sur le marché pour plusieurs autres composés et pour plusieurs gammes de concentrations.

8. CONTRÔLE DE QUALITÉ

En plus des contrôles de qualité présentés à la **section 4 du Cahier 1 – Généralités**³⁹, une campagne d'échantillonnage pour les eaux souterraines devrait prévoir des contrôles interlaboratoires tels que ceux décrits dans le document Procédures d'assurance et de contrôle de la qualité pour les travaux analytiques contractuels³⁰.

9. ÉCHANTILLONNAGE D'EAU DE SOURCE ET DE PUIS D'EAU POTABLE

9.1. Eau de source

L'échantillonnage des points de résurgence d'eau souterraine (source) est moins fastidieux que l'échantillonnage de puits d'observation puisqu'il n'est pas nécessaire de pomper et de purger, et que l'usage des équipements spéciaux d'échantillonnage n'est pas requis. Pour échantillonner une source, il suffit de placer le contenant le plus près possible du point d'émergence. Le type de contenant, la nature des agents de préservation, ainsi que les volumes à prélever sont identiques à ce qui est suggéré pour les puits d'observation Tableau 16 - Conservation des échantillons d'eaux souterraines, de surface et potables.

9.2. Échantillonnage de puits d'eau potable

L'évaluation de la qualité de l'eau potable en milieu rural se fait par le prélèvement d'échantillons de puits domestiques. Il faut rappeler que les puits d'eau potable sont d'abord conçus pour l'obtention d'eau et non pour l'échantillonnage de la qualité de l'eau souterraine.

L'interprétation des résultats doit donc se faire avec réserve. Ceux-ci devraient être interprétés en fonction de la potabilité de l'eau. Les recommandations suivantes sont suggérées :

- obtenir toutes les informations concernant la construction du puits (profondeur, type de pompe, unité de traitement), le type de tuyauterie et les sources de contamination potentielles autour du puits ;
- en l'absence d'unité de traitement, l'eau peut être échantillonnée au robinet. S'il y a une unité de traitement (filtre, adoucisseur d'eau, système d'osmose-inverse), l'échantillonnage doit s'effectuer à l'entrée de l'unité de traitement;
- comme pour l'échantillonnage de puits d'observation, le puits d'eau potable doit être vidangé avant de procéder à l'échantillonnage. Ceci peut être accompli en laissant couler le robinet jusqu'à ce que les propriétés physico-chimiques de l'eau se soient stabilisées. Dans les cas où le puits est couramment utilisé, cette période de stabilisation est de 5 à 10 minutes. Comme ce temps de stabilisation peut varier considérablement d'un puits à l'autre selon le diamètre et la profondeur du puits, il est plus prudent de mesurer des paramètres indicateurs telles la conductivité et la température avant d'échantillonner;
- le choix des contenants, des agents de préservation et des volumes requis se fait selon le Tableau 16 - Conservation des échantillons d'eaux souterraines, de surface et potables;
- pour l'échantillonnage de composés volatils, il faut laisser couler l'eau tranquillement dans les contenants et pencher légèrement les bouteilles afin de minimiser l'agitation. L'échantillon doit être prélevé une fois les paramètres indicateurs stabilisés.

10. ÉCHANTILLONNAGE ET MESURE DE L'ÉPAISSEUR DE LIQUIDES NON MISCIBLES

Les liquides non miscibles sont des fluides qui ne se mélangent pas ensemble. Selon leur densité par rapport à l'eau, les liquides légers flotteront à la surface de la nappe alors que les liquides denses traverseront la nappe d'eau jusqu'à ce qu'ils atteignent une barrière imperméable. L'échantillonnage des liquides non miscibles devrait se faire avant la purge des puits car le contraire pourrait entraîner un mélange des fluides.

L'épaisseur de produits pétroliers dans un puits d'observation peut être estimée à l'aide d'un tube à clapet transparent, d'un ruban enduit d'un composé indicateur et d'une sonde à interface. Cette dernière, très semblable à une sonde à niveau d'eau, change de sonorité lorsqu'elle passe de la couche flottante à la nappe d'eau sous-jacente.

L'épaisseur mesurée dans le puits excède toujours l'épaisseur réelle de liquide non miscible dans la formation aquifère^{31,32,33}. Il n'existe pas de relation simple pour relier l'épaisseur de liquides non miscibles mesurée dans le puits à l'épaisseur réelle de liquides non miscibles dans la formation aquifère^{34,35}. Par contre, l'épaisseur de liquides non miscibles légers dans la formation aquifère peut être reliée de façon approximative par l'équation de CONCAWE³⁶ :

$$h \gg \frac{H}{r_{LNML}} (r_{eau} - r_{LNML})$$

où

h = épaisseur moyenne du liquide non miscible léger dans l'aquifère près du puits

H = épaisseur de liquide non miscible léger mesurée dans le puits

r_{eau} = masse volumique de l'eau

r_{LNML} = masse volumique du liquide non miscible léger

10.1. Liquides non miscibles légers

Parmi cette catégorie de contaminants, se trouve toute une gamme de produits pétroliers, notamment la gazoline, le diesel, les huiles et les goudrons. La contamination du sol et de l'eau souterraine par ces liquides provient habituellement de réservoirs souterrains contenant des produits pétroliers. Ces produits sont relativement faciles à repérer et à échantillonner puisque leur migration en phase non miscible se limite au toit supérieur de la nappe d'eau.

Les deux systèmes utilisés pour prélever un échantillon de la phase flottante dans un puits sont les tubes à clapet et les pompes manuelles à clapet. Idéalement, on doit avoir recours à des systèmes dédiés puisque la décontamination sur place des instruments d'échantillonnage est pratiquement impossible. Il ne faut pas réutiliser le même équipement pour échantillonner la phase aqueuse.

10.2. Liquides non miscibles denses

Les liquides non miscibles denses incluent les solvants organiques chlorés dont le trichloroéthylène, le tétrachloroéthylène, les trichloroéthanes et le dichlorométhane ou un mélange de produits pétroliers tels que les créosotes et les goudrons, les biphényles polychlorés (BPC) et certains pesticides.

Lorsque ceux-ci sont accidentellement introduits dans le sous-sol, ils migrent verticalement à travers la nappe d'eau jusqu'à ce qu'ils rencontrent une barrière imperméable. Ils deviennent extrêmement difficiles à retracer dans des milieux géologiques complexes, en particulier dans les milieux fracturés.

L'échantillonnage de la phase liquide dense s'effectue de la même façon que pour la phase flottante, soit en utilisant un tube à clapet ou une pompe manuelle à clapet reliée à un tube de polyéthylène. Ces deux systèmes ont l'avantage de pouvoir être dédiés.

11. CONCLUSION

Le succès d'un programme d'échantillonnage de l'eau souterraine repose sur la représentativité des échantillons prélevés. Les chargés de projet ainsi que les préleveurs sont amenés à prendre des décisions lors de l'élaboration du programme d'échantillonnage et lors de son déroulement. Chacune de ces décisions peut modifier l'intégrité chimique et microbiologique des échantillons. La localisation des points de prélèvement, le choix de la méthode de forage, les dimensions des puits, la méthode d'échantillonnage, la sélection des matériaux de construction des puits et des équipements d'échantillonnage sont autant de facteurs qui requièrent des décisions judicieuses.

La compréhension des facteurs et des processus susceptibles d'altérer la composition chimique de l'eau lors de la collecte des échantillons exige autant de connaissances que les efforts apportés aux analyses chimiques et à l'interprétation des résultats. Une bonne définition des buts visés par l'étude de caractérisation va déterminer la précision à envisager et par conséquent, les précautions à prendre pendant la campagne d'échantillonnage. Des précautions entraînant des coûts excessifs peuvent ne pas être justifiées dans le cadre d'une étude préliminaire de caractérisation mais peuvent devenir indispensables au fur et à mesure que les travaux de caractérisation se précisent ou que les travaux de restauration progressent.

Souhaitons que ce cahier puisse aider les utilisateurs, touchés de près ou de loin par la mise en place d'un programme d'échantillonnage des eaux souterraines, à mieux orienter leurs travaux.

RÉFÉRENCES

- 1- LIARD, A, *et al.* Caractérisation environnementale des sites contaminés, École Polytechnique de Montréal en collaboration avec l'Association of Engineering Geologists, Section de Montréal, avril 1989.
- 2- GILHAM, R.W., M.J.L. ROBIN, J.F. BARKER and J.A. CHERRY. Groundwater Monitoring and Sample Bias, Department of Earth Sciences, University of Waterloo, Waterloo, Ontario, June 1983, 206 p.
- 3- DRISCOLL, F.G., Groundwater and Wells, 1986, Second edition, Johnson Division Publishers, 1089 p.
- 4- DAVIS, H., J.L. JEHN and S. SMITH. Monitoring Well Drilling Soil Sampling, Rock Coring and Borehole Logging, in : Practical Handbook of Groundwater Monitoring, 1991, Lewis Publishers, p. 239-333.
- 5- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC, Direction des substances dangereuses, Gestion des lieux contaminés. Politique de réhabilitation des terrains contaminés, février 1988, SD-5.
- 6- BARCELONA, M.J., J.P. GIBB and R.A. MILLER. A Guide to the Selection of Materials for Monitoring Well Construction and Groundwater Sampling, Illinois State Water Survey, Champaign, Illinois, 1983, 78 p.
- 7- NIELSON, D.M. and R. SCHALLA. Design and Installation of Ground Water Monitoring Wells, dans Practical Handbook of Groundwater Monitoring, 1991, Lewis Publishers, p. 209-333.
- 8- PARKER, L.V., A.D. HEWITT and T.F. JENKINS. «Influence of Casing Materials on Trace-Level Chemicals in Well Water», Groundwater Monitoring Review, Spring 1990, p. 146-156.
- 9- RIGGS, C.O. and A.W. HATEWAY. Groundwater Monitoring Field Practice-An Overview, dans: Groundwater Contamination: Field Methods, ASTM STP 963, A.G. Collins and A.I. Johnson, Eds., American Society for Testing and Materials, Philadelphia, 1988, p. 121-136.
- 10- GIBB, J.P. «How Drilling Fluids and Grouting Materials Affect the Integrity of Groundwater Samples from Monitoring Wells», Groundwater Monitoring Review, Winter 1987, p. 33-42.
- 11- CHAPUIS, R.P. Piézomètre hydraulique et risques d'erreur associés, Séminaire sur les barrières géologiques pour le contrôle de la contamination des eaux aux sites d'enfouissement, mars 1987, 165 p.

- 12- GARRETT, P. How to Sample Groundwater and Soils, National Water Well Association Publishers, 1988, 37 p.
- 13- ALLER, L., T.W. BENNETT, G. HACKETT, R.J. PETTY, J.H. LEHR, H. SEDORIS, D.M. NIELSEN et J.E. DENNE. Monitoring Well Developpement, dans: Handbook of Suggested Practices for the Design and Installation of Groundwater Monitoring Wells, 1988, p. 228-245.
- 14- HVORSLEV, M.J. «Time lag and soil permeability in groundwater observations», dans U.S. Army Corps Engrs. Waterways Exp. Sta. Bull. 36, Vicksburg, Miss.
- 15- BARCELONA, M.J., J.A. HELFRICH, and E.E. GARSKE. Verification of Sampling Methods and Selection of Materials for Groundwater Contamination Studies, dans Groundwater Contamination: Field Methods, ASTM STP 963, A.G. Collins and A.I. Johnson, Eds., American Society for Testing and Materials, Philadelphia, 1988, p. 221-231.
- 16- CHERRY, J.A. *et al.* Field Guide for Sampling and Chemical Analysis of Groundwater, Field course, Department of Earth Sciences, University of Waterloo, Waterloo, Ontario, 1984.
- 17- HERZOG, B.L., J.D. PENNINO, and G.L. NIELSON. Groundwater Sampling, dans Practical Handbook of Groundwater Monitoring, 1991, Lewis Publishers, p. 449-501.
- 18- PANKO, A.W. and P. BARTH. Chemical Stability Prior to Ground Water Sampling: A Review of Current Well Purging Methods, dans Groundwater Contamination: Field Methods, ASTM STP 963, A.G. Collins and A.I. Johnson, Eds., American Society for Testing and Materials, Philadelphia, 1988, p. 232-239.
- 19- ROBIN, M.J.L. and R.W. GILHAM. «Field Evaluation of Well Purging Procedures», Groundwater Monitoring Review, Fall 1987, p. 85-93.
- 20- BARKER, J.F. and R. DICKOUT. «An Evaluation of Some Systems for Sampling Gas-Charged Groundwater for Volatile Organic Analysis», Groundwater Monitoring Review, Fall 1988, p. 112-120.
- 21- ROBIN, M.J.L., D.J. DYTNYSHYN, and S.J. SWEENEY. «Two Gas-Drive Sampling Devices», Groundwater Monitoring Review, Winter 1982, p. 63-66.
- 22- JONES, J.N. and G.D. MILLER. Adsorption of Selected Organic Contaminants onto Possible Well Casing Materials, dans Groundwater Contamination: Field Methods, ASTM STP 963, A.G. Collins and A.I. Johnson Eds., American Society for Testing and Materials, Philadelphia, 1988, p.185-198.

23. Barker, J.F., R.V. NICHOLSON, D. SMYTH, D.L. RUDOLPH, J.P. GREENHOUSE, P. GUDJURGIS, J. MOLSON, E.O. FRIND, E.A. SUDICKY. Subsurface assessment for contaminated sites - Handbook, DRAFT, For review, Waterloo Centre for Groundwater Research, University of Waterloo, Ontario, Canada, October 1992.
24. BARCELONA, M.J. and J.P. GIBB. Development of Effective Groundwater Sampling Protocols, dans Groundwater Contamination: Field Methods, ASTM STP 963, A.G. Collins and A.I. Johnson Eds., American Society for Testing and Materials, Philadelphia, 1988, p. 17-26.
25. STUART Garner, P.E. «Making the Most of Field-Measurable Groundwater Quality Parameters», Groundwater Monitoring Review, Summer 1988, p. 60-66.
26. AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, American Water Works Association and Water Pollution Control Federation. Standard Method for the Examination of Water and Wastewater, 17th edition 1989. Method 2510B.
27. U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Handbook for Sampling and Sample Preservation of Water and Wastewater, U.S. Government Printing Office, Washington, DC, 1982, EPA-600/4-82-029.
28. MINISTRY OF THE ENVIRONNEMENT OF THE ONTARIO. Protocol for the Sampling and Analysis of Industrial/Municipal Wastewater, Municipal and Industrial System for Abatement, June 1991.
29. BUCHMILLER, R.C. «Screening of Groundwater Samples for Volatile Organic Compounds Using a Portable Gas Chromatograph», Groundwater Monitoring Review, Spring 1990, p. 126-130.
30. MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC, Direction des laboratoires, Procédure d'assurance et de contrôle de la qualité pour les travaux analytiques contractuels, avril 1992.
31. HAMPTON, D.R. Laboratory investigation of the relationship between actual and apparent product thickness in sands, dans: Environmental concerns in the petroleum industry, S.M. testa (ED), Pacific section, AAPG, 1989.
32. HAMPTON, D.R. *et al.* «A New Tool to Measure Petroleum Thickness in Shallow Aquifers», dans Proceedings of the fourth national outdoor action conference on aquifer restoration, ground water monitoring and geophysical methods, Las Vegas, Nv, May 14-17, 1990.

33. HUGHES, John P., *et al.* «Two Techniques for Determining the True Hydrocarbon Thickness in an Unconfined Sandy Aquifer» dans Proceedings of the Conference on Petroleum Hydrocarbons and Organic Chemicals in Ground Water: Prevention, Detection and Restoration, Houston, Tx, November 9-11, 1988.
34. LENHARD, R.J., J.C. PARKER. «Estimation of free hydrocarbon volume from fluid levels in observation wells» dans Ground Water, 1990, vol. 28, p. 57-67.
35. MERCER, J.W., R.M. COHEN. «Review of immiscible fluids in the subsurface: Properties models characterization and remediation» dans Journal of contaminant hydrogeology, 1990, 6, p. 107-163.
36. de PASTROVICH, T.L., Y. BARADAT, R. BARTHEL, A. CHIARELLI, D.R. FUSSELL. Protection of groundwater from oil pollution, The Hague, Netherlands, CONCAWE, report, 3/79, 1979.
37. BALLASTERO, T., B.L. HERZOG and O.D. EVANS. Monitoring and Sampling the Vadose Zone, dans Practical Handbook of Groundwater Monitoring, 1991, Lewis Publishers, p. 97-143.
38. O'LEARY, P. and P. WALSH. 1991, Lesson 3, Landfill Gas Movement, Control and Uses, Waste Age, June 1991, p. 114-124
39. MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DES PARCS DU QUÉBEC, 2008, *Guide d'échantillonnage à des fins d'analyses environnementales, Cahier 1 – Généralités*, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, édition courante

BIBLIOGRAPHIE

BARCELONA, M.J., J.P. GIBB, J.A. HELFRICH and E.E. GARSKE. Practical Guide for Groundwater Sampling, Illinois State Water Survey, Champaign, Illinois, 1985, ISWS Contract Report 374.

BARCELONA, M.J., J.F. KEELY, W.A. PETTYJOHN and A. WEHRMANN. Handbook of Groundwater Protection, Hemisphere Publishing Corporation, 1988, 212 p.

FETTER, C.W. «Potential Sources of Contamination in Groundwater Monitoring», Groundwater Monitoring Review, Spring 1983, p. 60- 64.

GÉLINAS, P.J., J. LOCAT, P. THERRIEN, et A. MASSON. Hydrogéologie des contaminants: Instrumentation et surveillance, Département de Géologie, Faculté des Sciences et de Génie, Université Laval, GGL-A0406, 1987.

GIBB, J.P. and M.J.BARCELONA. «Sampling for Organic Contaminants in Groundwater», Journal AWW, May 1984, p. 48-51.

GIBB, J.P., R.M. SCHULLER, and R.A. GRIFFIN. Procedures for the Collection of Representative Water Quality Data from Monitoring Wells, Illinois State Water Survey, Champaign, Illinois 61820, 1981, 61 p.

KEELY, J.F. and K. BOATENG. Monitoring Well Installation, Purging and Sampling Techniques-Part I: Conceptualization, Groundwater, vol. 25, no. 3, May-June 1987, p. 300-313.

PETTYJOHN, W.A. *et al.*, «Sampling Groundwater for Organic Contaminants», Groundwater, 19:2:180, 1981, p. 48-51.

PICKENS, J.F., R.M. CHERRY, R.M. COUPLAND, G.E. GRISAK, W.F. MERRITT and B.A. RISTO, «A Multiple Device for Groundwater Sampling», Groundwater Monitoring Review, Spring 1981, p. 48-51.

RCRA. Groundwater Monitoring Technical Enforcement Guidance Document, NWWA-EPA Series, September 1986.

REYNOLDS, Glenn W. et al. Environ. Sci. Technol. **1990**, 24(1), 135.

SCALF, M.R., J.F. McNABB, W.J. DUNLAP, R.L. COSBY and J.S. FRYBERGER. Manual of Groundwater Quality Sampling Procedures, Robert S. Kerr Environmental Research Laboratory, Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Oklahoma, 1981, 93 p.

SWANSON, Gloria J. Well Water Journal **1989**, May, 76.

*Ministère du
Développement durable,
de l'Environnement
et des Parcs*

Québec 