

# PROJET METROCAP

Synthèse bibliographique relative aux capteurs passifs utilisés pour la mesure de la qualité des eaux souterraines

29 mai 2011

Étude réalisée pour le Ministère de l'Écologie, du Développement Durable, des Transports et du Logement et pour l'ADEME par l'INERIS (C. Rollin, G. Masselot, J. Michel)

**Coordination technique :** Yves Duclos – Service Friches Urbaines et Sites Pollués (SFUSP) – Direction Villes et Territoires Durables (DVTD) – ADEME (Angers)



---

**SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE**

## REMERCIEMENTS

Liste des personnes ayant participé à l'étude : Guillaume Masselot, Julien Michel, pôle RISK "Risque et technologies durables", Direction des Risques Chroniques, Rosa Moreno (AMPHOS XXI).

### En français :

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

## RESUME

Les capteurs passifs sont une méthode émergente pour la mesure de la qualité des eaux souterraines et donc de surveillance de sites pollués. Les capteurs passifs permettent le prélèvement sélectif ou non-sélectif de nombreuses substances (éléments majeurs, COHV, ETM, POP, pesticides, ...). La littérature scientifique témoigne de l'existence de nombreux dispositifs de capteurs passifs, certains d'entre eux faisant toujours l'objet de développements (amélioration des dispositifs, innovation). De nombreux travaux portant sur l'efficacité et sur l'utilisation des capteurs passifs pour le prélèvement d'eaux souterraines ont été réalisés à l'étranger (principalement aux USA).

Cette synthèse bibliographique s'attache à décrire les capteurs passifs, leur fonctionnement et leur application. Elle détaille les principaux types de capteurs existant sur le marché, et présente les principaux avantages et inconvénients, relevés dans la littérature. Les méthodes de prélèvement utilisées classiquement pour l'échantillonnage des eaux souterraines sont néanmoins rappelées en début de rapport pour mieux appréhender la comparaison entre ces méthodes et les capteurs passifs.



# SOMMAIRE

|          |   |           |
|----------|---|-----------|
| <b>1</b> | <b>CONTEXTE ET OBJECTIFS</b> .....  | <b>15</b> |
| <b>2</b> | <b>METHODES DE PRELEVEMENT « CONVENTIONNELLES » ET<br/>CAPTEURS PASSIFS : DES DIFFERENCES CONCEPTUELLES</b> ..... | <b>17</b> |
| 2.1      | Méthodes de prélèvement “conventionnelles” .....  | 17        |
| 2.2      | Méthodes de prélèvements passifs .....  | 18        |
| <b>3</b> | <b>GENERALITES</b> .....  | <b>23</b> |
| 3.1      | Définitions .....   | 23        |
| 3.2      | Principe de fonctionnement.....   | 23        |
| 3.2.1    | Champs d'application .....  | 26        |
| <b>4</b> | <b>DIFFERENTS TYPES DE CAPTEURS PASSIFS</b> .....   | <b>29</b> |
| 4.1      | Les capteurs passifs intégratifs (en régime cinétique).....   | 29        |
| 4.1.1    | Capteurs à membrane semi-perméable (semi-permeable membrane<br>devices (SPMD, USGS)) .....                        | 29        |
| 4.1.1.1  | Description du préleveur .....  | 30        |
| 4.1.1.2  | Application.....  | 32        |
| 4.1.1.3  | Mise en place du préleveur et retrait de l'échantillon.....   | 32        |
| 4.1.1.4  | Avantages .....   | 34        |
| 4.1.1.5  | Limites .....   | 34        |
| 4.1.1.6  | Détermination de l'applicabilité et interprétation des données .....  | 35        |
| 4.1.1.7  | Utilisation du SPMD .....   | 36        |
| 4.1.2    | Capteur intégratif pour composés polaires (polar organic chemical<br>integrative sampler, POCIS, USGS) .....      | 37        |
| 4.1.2.1  | Description du capteur .....  | 37        |
| 4.1.2.2  | Application.....  | 38        |
| 4.1.2.3  | Mise en place du préleveur et retrait de l'échantillon.....   | 39        |
| 4.1.2.4  | Avantages .....   | 39        |
| 4.1.2.5  | Limites .....   | 39        |
| 4.1.2.6  | Détermination de l'applicabilité et interprétation des données .....  | 40        |
| 4.1.2.7  | Utilisation du POCIS et études futures .....  | 41        |
| 4.1.3    | Dosimètres en céramique.....  | 42        |
| 4.1.3.1  | Description du préleveur .....  | 42        |
| 4.1.3.2  | Application.....  | 44        |
| 4.1.3.3  | Mise en place du préleveur et retrait de l'échantillon.....   | 44        |
| 4.1.3.4  | Avantages .....   | 46        |
| 4.1.3.5  | Limites .....   | 46        |
| 4.1.3.6  | Détermination de l'applicabilité et interprétation des données .....  | 46        |
| 4.1.3.7  | Utilisation du dosimètre en céramique et études futures.....  | 47        |
| 4.1.4    | Système d'échantillonnage passif Chemcatcher®.....  | 48        |

|         |  |    |
|---------|--|----|
| 4.1.4.1 | Description du préleveur .....   | 48 |
| 4.1.4.2 | Application.....   | 49 |
| 4.1.4.3 | Mise en place et retrait de l'échantillon .....  | 49 |
| 4.1.4.4 | Avantages .....  | 49 |
| 4.1.4.5 | Limites.....   | 49 |
| 4.1.4.6 | Détermination de l'applicabilité et interprétation des données .....   | 50 |
| 4.1.4.7 | Utilisation du chemcatcher® et études futures .....  | 51 |
| 4.1.5   | Echantillonneur de type MESCO (membrane enclosed sorptive coating)   | 51 |
| 4.1.5.1 | Description du préleveur .....   | 51 |
| 4.1.5.2 | Application.....   | 53 |
| 4.1.5.3 | Mise en place du préleveur et retrait de l'échantillon.....  | 53 |
| 4.1.5.4 | Avantages .....  | 53 |
| 4.1.5.5 | Limites.....   | 53 |
| 4.1.5.6 | Détermination de l'applicabilité et interprétation des données .....   | 53 |
| 4.1.5.7 | Utilisation du MESCO et études futures .....   | 53 |
| 4.1.6   | Les capteurs passifs de type Gore® Sorber Module .....   | 54 |
| 4.1.6.1 | Description du préleveur .....   | 54 |
| 4.1.6.2 | Application.....   | 55 |
| 4.1.6.3 | Mise en place du préleveur et retrait de l'échantillon.....  | 55 |
| 4.1.6.4 | Avantages .....  | 56 |
| 4.1.6.5 | Limites.....   | 56 |
| 4.1.6.6 | Détermination de l'applicabilité et interprétation des données .....   | 57 |
| 4.1.6.7 | Utilisation de capteurs de type Gore® Sorber Module et études futures .....  | 57 |
| 4.1.7   | Les préleveurs Sorbicells.....   | 58 |
| 4.1.7.1 | Description du préleveur .....   | 58 |
| 4.1.7.2 | Application.....   | 61 |
| 4.1.7.3 | Mise en place du préleveur et retrait de l'échantillon.....  | 61 |
| 4.1.7.4 | Avantages .....  | 62 |
| 4.1.7.5 | Limites.....   | 63 |
| 4.1.7.6 | Détermination de l'applicabilité et interprétation des données .....   | 63 |
| 4.1.7.7 | Utilisation du Sorbicell et futures études .....   | 64 |
| 4.2     | Les dispositifs passifs à l'équilibre .....  | 64 |
| 4.2.1   | Les échantillonneurs de type PDB (polyéthylène diffusion bag samplers ou poches de diffusion en polyéthylène)..... | 66 |
| 4.2.1.1 | Description de l'échantillonneur.....  | 66 |
| 4.2.1.2 | Application.....   | 68 |
| 4.2.1.3 | Mise en place du préleveur et retrait de l'échantillon.....  | 68 |
| 4.2.1.4 | Avantages .....  | 70 |
| 4.2.1.5 | Limites.....   | 71 |
| 4.2.1.6 | Détermination de l'applicabilité et interprétation des données .....   | 71 |
| 4.2.1.7 | Utilisation des PDB.....   | 74 |

|         |   |    |
|---------|---|----|
| 4.2.2   | Préleveur à membrane de dialyse (dialysis membrane sampler) .....   | 75 |
| 4.2.2.1 | Description du préleveur .....  | 75 |
| 4.2.2.2 | Application.....  | 76 |
| 4.2.2.3 | Mise en place du préleveur et retrait de l'échantillon.....   | 76 |
| 4.2.2.4 | Avantages .....   | 76 |
| 4.2.2.5 | Limites.....  | 77 |
| 4.2.2.6 | Détermination de l'applicabilité et interprétation des données .....  | 77 |
| 4.2.2.7 | Utilisation des préleveurs à membrane de dialyse et futures études.   | 81 |
| 4.2.3   | Les préleveurs en polyéthylène rigide poreux (rigid porous polyethylene samplers, RPP).....                           | 81 |
| 4.2.3.1 | Description du préleveur .....  | 81 |
| 4.2.3.2 | Application.....  | 82 |
| 4.2.3.3 | Mise en place du préleveur et retrait de l'échantillon.....   | 83 |
| 4.2.3.4 | Avantages .....   | 83 |
| 4.2.3.5 | Limites.....  | 84 |
| 4.2.3.6 | Détermination de l'applicabilité et interprétation des données .....  | 84 |
| 4.2.3.7 | Utilisation des RPP et futures études .....   | 85 |
| 4.2.4   | Les préleveurs passifs à filet de diffusion en nylon (nylon-screen passive diffusion samplers, NSPDS) .....           | 85 |
| 4.2.4.1 | Description du préleveur .....  | 85 |
| 4.2.4.2 | Application.....  | 85 |
| 4.2.4.3 | Mise en place du préleveur et retrait de l'échantillon.....   | 86 |
| 4.2.4.4 | Avantages .....   | 87 |
| 4.2.4.5 | Limites.....  | 87 |
| 4.2.4.6 | Détermination de l'applicabilité et interprétation des données .....  | 87 |
| 4.2.4.7 | Utilisation des NSPDS et futures études .....   | 88 |
| 4.2.5   | Les préleveurs de type PVD (préleveurs passifs à diffusion de vapeur ou passive vapor diffusion samplers (PVDs) ..... | 88 |
| 4.2.5.1 | Description du préleveur .....  | 88 |
| 4.2.5.2 | Application.....  | 89 |
| 4.2.5.3 | Mise en place du préleveur et retrait de l'échantillon.....   | 89 |
| 4.2.5.4 | Avantages .....   | 90 |
| 4.2.5.5 | Limites.....  | 90 |
| 4.2.5.6 | Détermination de l'applicabilité et interprétation des données .....  | 91 |
| 4.2.5.7 | Utilisation des préleveurs de type PVD et futures études.....   | 91 |
| 4.2.6   | Les préleveurs de type « Peeper » .....   | 92 |
| 4.2.6.1 | Description du préleveur .....  | 92 |
| 4.2.6.2 | Application.....  | 93 |
| 4.2.6.3 | Mise en place du préleveur et retrait de l'échantillon.....   | 93 |
| 4.2.6.4 | Avantages .....   | 94 |
| 4.2.6.5 | Limites.....  | 94 |
| 4.2.6.6 | Détermination de l'applicabilité et interprétation des données .....  | 95 |

|          |  |            |
|----------|--|------------|
| 4.2.6.7  | Utilisation des échantillonneurs de type Peeper.....                 | 95         |
| 4.3      | Capteurs « passifs » instantanés .....                               | 95         |
| 4.3.1    | Les échantillonneurs HydrasleeveTM.....                              | 95         |
| 4.3.1.1  | Description du préleveur .....                                       | 96         |
| 4.3.1.2  | Application.....   | 97         |
| 4.3.1.3  | Mise en place du préleveur et retrait de l'échantillon.....          | 97         |
| 4.3.1.4  | Avantages .....  | 100        |
| 4.3.1.5  | Limites.....   | 100        |
| 4.3.1.6  | Détermination de l'applicabilité et interprétation des données ..... | 101        |
| 4.3.1.7  | Utilisation d'HydrasleeveTM et futures études .....                  | 101        |
| 4.3.2    | Les préleveurs instantanés de type « snap samplers ».....            | 101        |
| 4.3.2.1  | Description du préleveur .....                                       | 102        |
| 4.3.2.2  | Application.....   | 103        |
| 4.3.2.3  | Mise en place du préleveur et retrait de l'échantillon.....          | 103        |
| 4.3.2.4  | Avantages .....  | 106        |
| 4.3.2.5  | Limites.....   | 107        |
| 4.3.2.6  | Détermination de l'applicabilité et interprétation des données ..... | 107        |
| 4.3.2.7  | Utilisation du préleveur de type « snap sampler » et future études . | 107        |
| <b>5</b> | <b>RESUME SUR LES CAPTEURS PASSIFS .....</b>                         | <b>109</b> |
| <b>6</b> | <b>BIBLIOGRAPHIE .....</b>   | <b>115</b> |

## LISTE DES FIGURES

|  |    |
|--|----|
| Figure 1 : Purge à faible débit (Kaminski, 2006).....  | 17 |
| Figure 2 : Flux horizontaux et laminaires dans la partie crépinée (cas général) (ITRC (DSP-5, 2007)).....  | 19 |
| Figure 3 : Schématisation des flux verticaux pouvant exister dans un piézomètre (source ITRC).....   | 20 |
| Figure 4 : Nombre de publications sur l'application des capteurs passifs parues entre 1999 et mi-2009 (Zabiegala et al., 2010).....  | 21 |
| Figure 5 : Modes de fonctionnement des capteurs passifs (source : Seethapathy et al, 2008). ....   | 24 |
| Figure 6 : Représentation de la membrane, de la couche d'eau statique et de la phase recevant l'analyte.....   | 25 |
| Figure 7 : Importance de la phase de réception dans le cadre du régime de capture des composés. ....   | 26 |
| Figure 8 : Utilisation de capteurs passifs en fonction du $K_{ow}$ (Source : Vrana et al., 2005). ....   | 27 |
| Figure 9 : Niveau de détection de composés organiques par quelques échantillonneurs passifs (Source : Vrana et al., 2005). ....  | 27 |
| Figure 10 : Principaux milieux d'application des capteurs passifs utilisés pour la mesure de la qualité de différents compartiments de l'environnement entre 1999 et mi-2009 (Zabiegala et al., 2010)..... | 28 |
| Figure 11 : SPMD sur son support en toile d'araignée. ....   | 30 |
| Figure 12 : Schéma d'un SPMD standard ..... 31   | 31 |
| Figure 13 : Cage en acier inoxydable pour le déploiement du SPMD ..... 33  | 33 |
| Figure 14 : Etapes clés de l'échantillonnage et de l'analyse d'un échantillon prélevé par SPMD..... 34   | 34 |
| Figure 15 : Modèle de variations de la concentration en POPs dans un SPMD en fonction du temps. .... 35  | 35 |
| Figure 16 : Evolution des articles publiés sur l'utilisation des SPMD (Esteve-Turrillas et al., 2008)..... 37  | 37 |
| Figure 17 : Représentation du POCIS (ITRC, 2006). .... 38  | 38 |
| Figure 18 : Configuration et vue en coupe du dosimètre en céramique. .... 42   | 42 |
| Figure 19 : Profil de concentration et flux dans un dosimètre rempli d'eau saturée (a), et rempli d'un matériau adsorbant sec (b) (Martin et al., 2001)..... 43  | 43 |
| Figure 20 : Vue en coupe d'un dosimètre en céramique et de sa cage pour la surveillance des eaux souterraines (Martin et al., 2001) ..... 44   | 44 |
| Figure 21 : Mise en place d'une série de dosimètres en céramique dans un puits de surveillance ..... 45  | 45 |

|  |     |
|--|-----|
| Figure 22 : Représentation schématique du dispositif d'échantillonnage passif Chemcatcher® (Vrana et al., 2006b).....  | 49  |
| Figure 23 : A gauche : représentation schématique du dispositif d'échantillonnage passif MESCO. A droite : autre représentation schématique (Kot-Wasik et al., 2007). .....  | 52  |
| Figure 24 : Dispositif d'échantillonnage MESCO (Verreydt et al., 2010). .....  | 52  |
| Figure 25 : Représentation schématique du préleveur Gore® Sorber.....  | 54  |
| Figure 26 : Composants d'un capteur de type Gore® Sorber Module et installation dans un puits (ITRC, 2006). .....  | 55  |
| Figure 27 : Mise en place d'un capteur de type Gore® Sorber Module.....  | 56  |
| Figure 28 : Configuration d'un système de prélèvement Sorbicell (Grøn, C., 2009). .....  | 59  |
| Figure 29 : Composants d'une cartouche de préleveur passif Sorbicell (Grøn, C., 2009). .....   | 59  |
| Figure 30 : Produits standard Sorbicells à utiliser en fonction de la durée de prélèvement et de la profondeur.....  | 62  |
| Figure 31 : Gradient de concentration avant et après l'équilibre (ITRC, 2007).....   | 65  |
| Figure 32 : Préleveurs de type PDB .....   | 67  |
| Figure 33 : Préleveur passif de type PDB avec une pochette de protection en maille, un poids et les accessoires de mise en place. ....   | 67  |
| Figure 34 : Installation de préleveurs PDB en série. ....  | 68  |
| Figure 35 : Installation d'un PDB. ....  | 69  |
| Figure 36 : Transfert de l'échantillon dans des fioles pour analyse des COV. ....  | 70  |
| Figure 37 : Préleveur à dialyse.....   | 75  |
| Figure 38 : Correspondance entre les concentrations en cis-1.2-dichloroéthène obtenues au moyen d'un préleveur à membrane de dialyse et au moyen d'un protocole de prélèvement par purge à faible débit (Imbrigiotta et al. 2002)..... | 80  |
| Figure 39 : RPP .....  | 82  |
| Figure 40 : Transfert de l'échantillon du RPP dans le récipient de laboratoire ....  | 83  |
| Figure 41 : Échantillonneur de type NSPDS.....   | 85  |
| Figure 42 : Capteurs de type PVD construits à partir d'une fiole VOA (A) et d'une enveloppe en LDPE (B) ou d'une enveloppe zippée (C) (ITRC, 2006) .....   | 88  |
| Figure 43 : En haut : capteur Peeper cylindrique en acrylique. En bas : capteur Peeper sous la forme de boîte percée .....   | 93  |
| Figure 44 : Orientation des échantillonneurs de type PsMS dans le puits pendant la mise en place .....   | 94  |
| Figure 45 : Hydrasleeve™ .....   | 96  |
| Figure 46 : Explication de la mise en place de l'Hydrasleeve™ .....  | 97  |
| Figure 47 : Schématisation du retrait de l'échantillon par Hydrasleeve™.....   | 98  |
| Figure 48 : Représentation des trois méthodes de mise en place du préleveur HydraSleeve à la profondeur souhaitée .....  | 99  |
| Figure 49 : Différentes façons de retirer le préleveur Hydrasleeve.....  | 99  |
| Figure 50 : Différents types de prélèvements multiples par Hydrasleeve .....   | 100 |

|  |     |
|--|-----|
| Figure 51 : Corps des préleveurs de type « Snap Sampler » et bouteilles Snap Sampler avec leurs capuchons (visibles à droite) .....            | 102 |
| Figure 52 : Insertion de la bouteille de prélèvement dans le corps de l'échantillonneur et fixation de ce dernier (ProHydro, Inc., 2009) ..... | 103 |
| Figure 53: Ouverture des capuchons « Snap Caps » (ProHydro, Inc., 2009). ...   | 104 |
| Figure 54: Insertion et fixation de la ligne de suspension (ProHydro, Inc., 2009)  | 104 |
| Figure 55 : Fixation de la ligne de suspension et sécurisation (ProHydro, Inc., 2009) .....  | 104 |
| Figure 56 : Récupération de l'échantillon (ProHydro, Inc., 2009) .....   | 105 |
| Figure 57 : Préparation des bouteilles après retrait du puits (ProHydro, Inc., 2009) .....   | 105 |
| Figure 58 : Ajout d'un conservateur dans les bouteilles de prélèvement (ITRC, 2007) .....  | 106 |

## LISTE DES TABLEAUX

|  |    |
|--|----|
| Tableau 1 : Comparaison des techniques de prélèvement dites « conventionnelles » et des méthodes de prélèvement passif. ....                                   | 21 |
| Tableau 2 : Contaminants identifiés dans les prélèvements des POCIS.....   | 40 |
| Tableau 3 : Temps minimum d'échantillonnage requis pour atteindre les limites de détection spécifiques de certains composés avec un dosimètre en céramique ... | 45 |
| Tableau 4 : Composés cibles détectés dans les études de laboratoire et de terrain par les capteurs de type Gore® Sorber Module (ITRC, 2007). ....              | 57 |
| Tableau 5 : Description technique des cartouches Sorbicells (d'après Sorbisense). ....   | 60 |
| Tableau 6 : Liste des Composés Organiques Volatils mesurés par le Sorbicell...   | 63 |
| Tableau 7 : Résultats qualitatifs de tests de diffusion en laboratoire de différents composés à travers des PDB (Vroblesky, 2001). ....                        | 72 |
| Tableau 8 : Résultats qualitatifs de tests de diffusion sur le terrain de différents composés à travers des PDB (Parsons, 2003).....                           | 73 |
| Tableau 9 : Composés avec résultats de comparaison des PMD favorable, sur le terrain, d'après ITRC 2006. ....  | 78 |
| Tableau 10 : Résultats qualitatifs de tests de PMD en laboratoire sur différents composés, d'après ITRC 2006. ....   | 79 |
| Tableau 11 : Composés susceptibles d'être étudiés au moyen de l'échantillonneur Peeper (ITRC, 2006) .....  | 95 |

## GLOSSAIRE

ASE : extraction accélérée par solvant  
BTEX : benzène, toluène, éthylbenzène, xylènes  
COHV : composés organiques halogénés volatils  
COSV : composés organiques semi-volatils  
COV : composés organiques volatils  
CSIRO : Australian commonwealth scientific and research organization  
1,3 DNB : 1,3 dinitrobenzène  
2,4 DNT : 2,4 dinitrotoluène  
ETM : éléments traces métalliques  
ETV : environment technology verification program  
GC : chromatographie en phase gazeuse  
GW : eau souterraine  
HAP : hydrocarbures aromatiques polycycliques  
HDPE : polyéthylène haute densité  
HMX : high melting point explosive  
ITRC : Interstate Technology and Regulatory Council  
LG : chromatographie liquide  
LQ : limite de quantification  
LDPE : polyéthylène basse densité  
LTM : surveillance à long terme  
MAE : extraction assistée par micro-onde  
MEDDTL : Ministère de l'Écologie, du Développement Durable, des Transports et du Logement  
MNA : atténuation naturelle  
MS : spectrométrie de masse  
MTBE : méthyltertiobutyléther  
NAPL : liquides en phase non aqueuse  
NDMA : N-nitrosodiméthylamine  
oDCB : ortho dichlorobenzène  
PCB : polychlorobiphényles  
PCE : perchloroéthylène ou tétrachloroéthylène  
PDB : polyéthylène diffusion bag (poche de diffusion en polyéthylène)  
PEHD : polyéthylène haute densité  
POP : polluants organiques persistants  
PRC : Performance Reference Compounds  
PTFE : polytétrafluoroéthylène  
PVC : polychlorure de vinyle  
RDX : cyclotriméthylènetrinitramine  
SBSE : extraction sur barreau d'agitation

SEC : chromatographie d'exclusion stérique  
SPMD : capteur à membrane semi-perméable  
SW : eaux de surface  
TCE : trichloroéthylène  
TCP : trichloropropane  
TIE : toxicity identification evaluation, identification et évaluation de la toxicité  
TNB : trinitrobenzène  
TNT : trinitrotoluène  
TWA : moyenne pondérée dans le temps  
UAE : extraction assistée par ultrasons  
US EPA : U.S. Environmental Protection Agency  
USGS : United States Geological Survey  
VOA : analyse de composés organiques volatils



## **1 CONTEXTE ET OBJECTIFS**

En France, les capteurs passifs sont une méthode émergente pour la mesure de la qualité des eaux souterraines et ainsi de surveillance de sites pollués. Les capteurs passifs permettent le prélèvement sélectif ou non-sélectif de nombreuses substances (éléments majeurs, COHV, ETM, POP, pesticides, ...). La littérature scientifique témoigne de l'existence de nombreux dispositifs de capteurs passifs, certains d'entre eux faisant toujours l'objet de développements (amélioration des dispositifs, innovation). Un grand nombre de travaux portant sur l'efficacité et sur l'utilisation des capteurs passifs pour le prélèvement d'eaux souterraines a été réalisé à l'étranger (principalement aux USA). Actuellement, aucun guide de bonnes pratiques n'a été rédigé en France quant à leur efficacité et leur utilisation pour le prélèvement des eaux souterraines. Ces dispositifs sont pourtant déjà utilisés de manière routinière dans certains pays et sont aussi utilisés par certains bureaux d'études en Europe et en France. Leur utilisation future par de nombreux bureaux d'études en France est probable et mérite d'être accompagnée.

Le projet METROCAP, co-financé par l'ADEME, a pour objectifs d'apporter des éléments d'informations sur l'utilisation de ces capteurs dans le cadre de la surveillance des eaux souterraines polluées. Ainsi, plusieurs documents sont mis à la disposition des utilisateurs potentiels de capteurs passifs (sociétés d'ingénierie, maîtres d'ouvrage (industriels, collectivités territoriales, ...) et administrations)<sup>1</sup> :

1. une synthèse bibliographique, avec un rappel sur les capteurs passifs et leurs applications. Cette synthèse fait l'objet du présent rapport. Ce rapport a été réalisé dans une première version par le bureau d'études Amphos XXI, missionné par l'INERIS, sur la base de la documentation bibliographique transmise par l'INERIS et de sa propre documentation,
2. un retour d'expérience réalisé auprès des bureaux d'études afin d'évaluer la manière dont sont perçus et utilisés les capteurs passifs dans le contexte national des sites et sols pollués ; (rapport INERIS-DRC-11-105722-02621A, « Projet Metrocap - Synthèse de l'enquête réalisée auprès des bureaux d'études quant à leur utilisation de capteurs passifs pour le prélèvement d'eaux souterraines », du 29/05/2011),
3. un rapport présentant les résultats de tests exploratoires réalisés par l'INERIS sur deux sites d'essais (rapport INERIS-DRC-11-105722-05328A, « Projet Metrocap - Synthèse de tests exploratoires sur sites de mesures de COHV dans les eaux souterraines par capteurs passifs » du 29/05/2011),
4. un rapport de recommandations pour l'utilisation des capteurs passifs pour la surveillance des eaux souterraines, présentant le positionnement et les avantages et inconvénients de chaque solution technique testée, dans une optique technico-économique (rapport INERIS-DRC-11-105722-04595A, « Projet Metrocap - Recommandations pour l'utilisation des capteurs passifs pour la mesure de la qualité des eaux souterraines » du 29/05/2011). Ce document est destiné à éclairer les choix effectués par l'ensemble des acteurs intervenant dans le domaine des sites et sols pollués et des eaux souterraines (bureaux d'études, maîtres d'ouvrage, DREAL et autres administrations, instituts impliqués dans les diagnostics environnementaux ...).

---

<sup>1</sup> Ces documents sont disponibles sur le site internet de l'INERIS, <http://www.ineris.fr/>



## **2 METHODES DE PRELEVEMENT « CONVENTIONNELLES » ET CAPTEURS PASSIFS : DES DIFFERENCES CONCEPTUELLES**

### **2.1 METHODES DE PRELEVEMENT “CONVENTIONNELLES”**

Le principal objectif de la plupart des campagnes de prélèvements d'eau souterraine dans le contexte des sites pollués est d'obtenir un échantillon qui soit « représentatif » de la qualité de l'eau présente dans la formation géologique environnante du point de prélèvement.

Différentes stratégies de prélèvement d'eau dans des piézomètres ont été établies par le passé, notamment les méthodes dites « conventionnelles » basées sur la purge de « 3 à 5 fois le volume du puits », ou sur la purge à « faible débit<sup>2</sup> » (0,5 l/min) orientée par la stabilisation de paramètres physico-chimiques (Figure 1).

La purge de grand volume perturbe la qualité de l'échantillon (par aération par exemple), peut dénoyer la crépine, induire une turbidité ou mélanger l'eau avec les zones inférieures et supérieures à l'intervalle crépiné. De plus, il en résulte un large volume d'eau potentiellement contaminée à éliminer (Barcelona *et al.*, 2005). La turbidité peut conduire à des concentrations en métaux sur-estimées par mobilisation de colloïdes (Kaminski, 2006).

Pour délimiter l'étendue verticale d'un panache avec la technique conventionnelle, les échantillons doivent provenir d'un groupe de piézomètres ayant des intervalles respectifs crépinés courts et à diverses profondeurs, ou bien de systèmes à plusieurs niveaux dans un même puits de forage. Cependant, ces systèmes sont plus coûteux que les piézomètres utilisés couramment, à long intervalle crépiné.

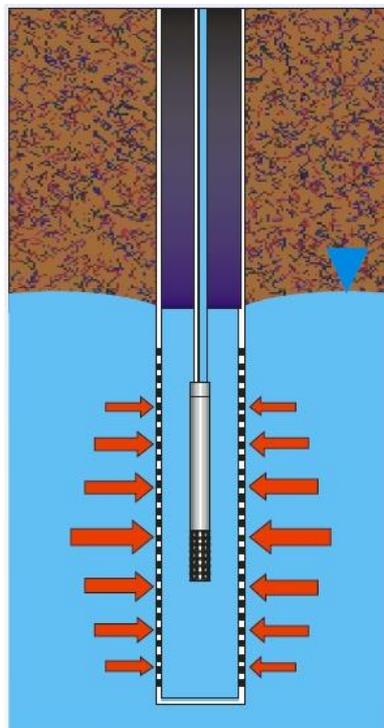


Figure 1 : Purge à faible débit (Kaminski, 2006).

<sup>2</sup> Purge à faible débit : rabattement minimisé, turbidité minimisée, volumes purgés réduits, ...

Les échantillons des piézomètres à long intervalle crépiné, obtenu avec une purge traditionnelle, ne fournissent pas d'informations quant à la distribution verticale des contaminants dans l'aquifère. L'échantillon prélevé dans ces conditions est un mélange, pondéré par le flux entrant dans le piézomètre durant le pompage, de tous les niveaux de la zone saturée de l'intervalle crépiné. Par conséquent, les fortes concentrations stratifiées en panaches sont diluées (McDonald & Smith, 2009).

A contrario, la purge et le prélèvement à faible débit impliquent une perturbation hydraulique (et donc de la qualité de l'eau) minimale. Cette technique minimise également le rabattement dans le piézomètre, elle réduit le volume d'eau devant être purgé ainsi que le mélange de l'eau stagnante au-dessus de la crépine avec les eaux de purge.

Le degré d'isolement des eaux stagnantes et d'induction d'un flux dans l'intervalle crépiné dépend principalement de la réponse de la formation à la purge à faible débit. La principale difficulté de cette technique de purge est de maintenir un rabattement minimal durant le pompage, ce qui est facilement atteint dans les formations hydrogéologiques à relativement forte transmissivité. Le débit réel et le rabattement qu'un puits peut supporter dépend du contexte hydrogéologique et des caractéristiques de la construction du puits (Barcelona *et al.*, 2005).

Les expériences sur le terrain, les tests de laboratoire et la modélisation numérique montrent que, dans des conditions de pompage à faible débit, les échantillons prélevés proviennent de l'ensemble de la zone crépinée (quelle que soit la position de la pompe), selon les perméabilités respectives des couches (Varljen *et al.*, 2006).

## **2.2 METHODES DE PRELEVEMENTS PASSIFS**

Au cours des dix dernières années, la possibilité de prélever des échantillons d'eau souterraine qui soient représentatifs du milieu, sans purger, a été largement étudiée. Des investigations ont en effet montré qu'il n'est pas nécessaire de purger un piézomètre pour obtenir un échantillon représentatif de l'eau souterraine environnante. L'eau peut migrer à travers la zone crépinée d'un piézomètre et avoir peu d'interaction et de mélange avec la partie supérieure (Robin and Gillham, 1987, Kearl *et al.* 1992, Powells and Puls 1993, Vroblesky and Hyde, 1997).

Ces études montrent que les flux dans l'intervalle crépiné des puits testés sont généralement horizontaux et laminaires et représentatifs de l'eau souterraine locale (Figure 2).

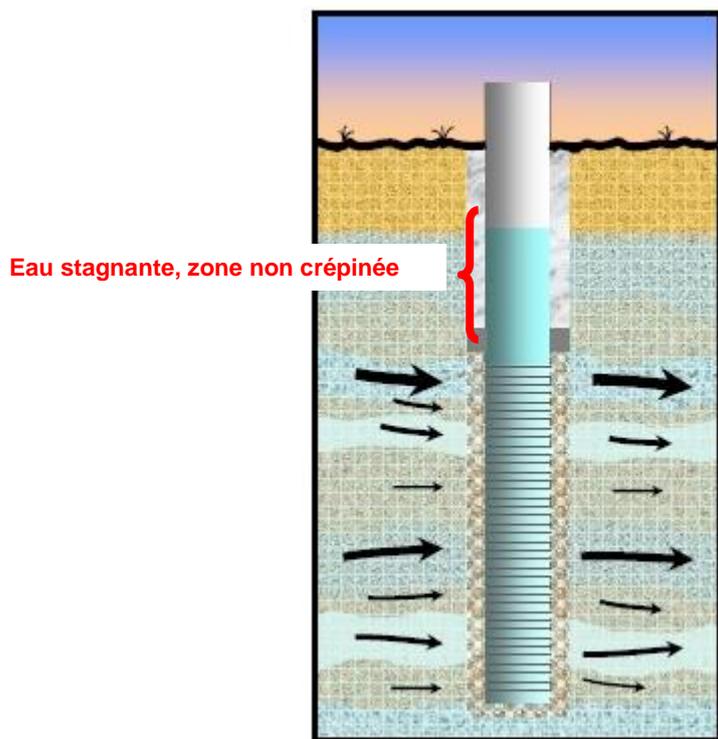


Figure 2 : Flux horizontaux et laminaires dans la partie crépinée (cas général)  
(ITRC (DSP-5, 2007)).

Dans certains cas cependant, des flux verticaux peuvent exister dans des ouvrages à intervalle crépiné long et connecter des zones de charges hydrauliques différentes ou de concentrations différentes (Figure 3). Ces flux ont alors tendance à homogénéiser les concentrations en contaminants au sein de l'ouvrage. Ces flux naturels ascendants ou descendants peuvent être quantifiés, notamment par une sonde appelée « Heat-Pulse Flowmeter » permettant de mesurer des débits de 0,13 l à 4,5 l/min environ.

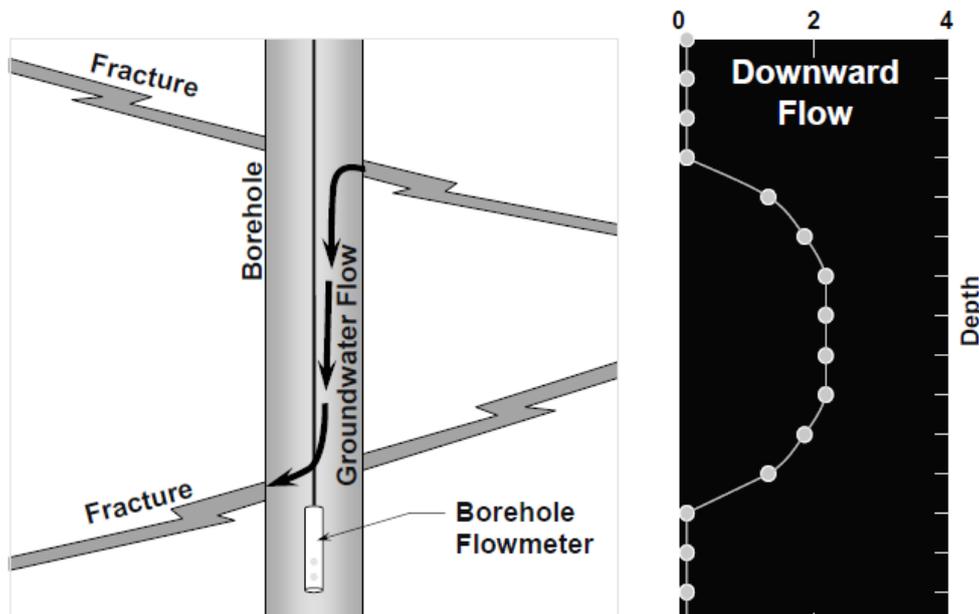


Figure 3 : Schématisation des flux verticaux pouvant exister dans un piézomètre (source ITRC).

Les capteurs passifs peuvent donc être utilisés à la place de méthodes de prélèvement conventionnelles, à des coûts inférieurs. Ils permettent l'acquisition de données quantitatives, à une profondeur donnée d'un aquifère. Cette caractéristique les différencie des prélèvements classiques à la pompe (purge à faible débit ou de grand volume) qui conduisent plutôt à des échantillons moyens. Cependant, les méthodes de prélèvement passif ne remplaceront pas entièrement les méthodes dites classiques : ces dernières restent adaptées pour des reconnaissances de site ou encore des prélèvements pour analyse de conformité d'eaux potables. Les méthodes de prélèvement passif permettent néanmoins d'obtenir des compléments d'information, à des coûts raisonnables (ITRC, 2007). Toutes ces techniques de prélèvement sont donc utilisables, mais aucune ne peut l'être sans comprendre l'hydrogéologie locale. En tout état de cause, les techniques d'échantillonnage passif sont représentatives de conditions hydrogéologiques différentes des techniques de prélèvement dites classiques et ceci peut amener à des réflexions sur l'interprétation de toute donnée de prélèvement d'eaux souterraines. Ainsi, les comparaisons de résultats analytiques issus de capteurs passifs et de prélèvements classiques doivent être réalisées prudemment, les objets comparés n'étant pas nécessairement exactement les mêmes. Il est particulièrement important de comprendre conceptuellement les différences entre ces techniques avant d'interpréter les résultats. Le Tableau 1 présente les principales différences conceptuelles entre les deux techniques de prélèvement.

Tableau 1 : Comparaison des techniques de prélèvement dites « conventionnelles » et des méthodes de prélèvement passif.

| Technique « classique »   | Prélèvement passif   |
|---|--|
| <ul style="list-style-type: none"> <li>• Transport actif d'eau par pompage ou purge manuelle</li> <li>• Draine souvent de l'eau d'horizons supérieurs, inférieurs ou adjacents à l'intervalle crépiné</li> <li>• Moyenne pondérée par le flux</li> <li>• Basée sur la stabilisation de paramètres indicateurs ou sur un volume de purge</li> <li>• Echange de gaz et mélange</li> <li>• Peut causer une turbidité élevée</li> <li>• Mobilisation de colloïdes</li> <li>• Mobilisation de micro-gouttes de phase NAPL normalement immobiles</li> </ul> | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Pas de transport actif d'eau induit par pompage ou purge</li> <li>• Echantillons collectés à une profondeur spécifique</li> <li>• Réduction des perturbations dans le puits</li> <li>• Réduction de la turbidité</li> <li>• Représente des « conditions naturelles »</li> </ul> |

De nombreux capteurs passifs ont été développés et améliorés en laboratoire. Certains ont fait l'objet d'études *in situ* sur quelques composés mais beaucoup d'entre eux ont été uniquement testés en laboratoire ou n'ont pas fait l'objet de monitoring à grande échelle (Gal F. et Roy S., 2007, Vrana et al., 2005).

La première technique de prélèvement passif est apparue il y a plus de vingt ans. Cependant, les systèmes de prélèvement passif sont encore en développement et, au cours des dernières années, des progrès considérables ont été réalisés dans la conception des capteurs passifs, dans les méthodes de calibration et dans l'assurance de la qualité. Le nombre de publications grandissant sur ces techniques prouve leurs grands potentiels et témoigne de leur utilisation pour la surveillance environnementale (Figure 4).

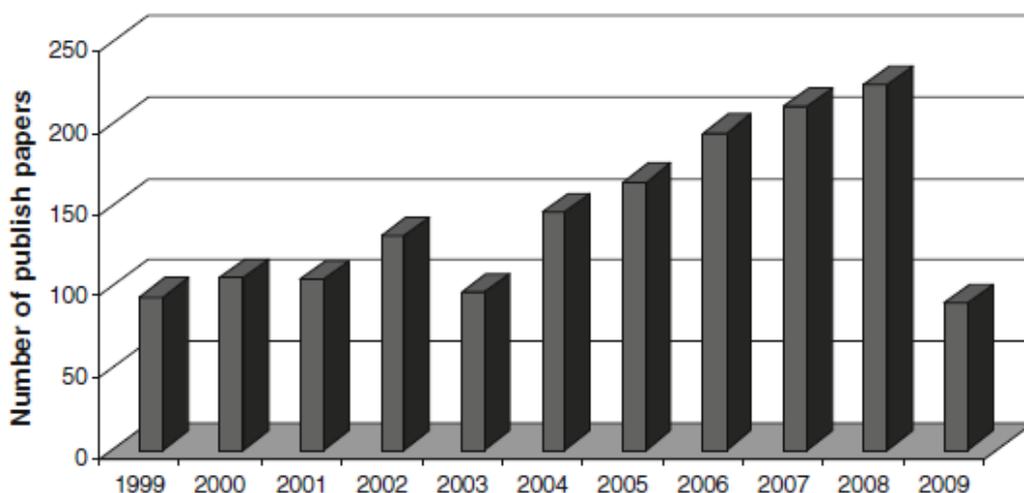


Figure 4 : Nombre de publications sur l'application des capteurs passifs parues entre 1999 et mi-2009 (Zabiegala et al., 2010).



### 3 GENERALITES

#### 3.1 DEFINITIONS

Deux définitions différentes ont été rencontrées dans les ouvrages consultés.

De manière générale, le prélèvement passif est défini comme étant basé sur le flux libre et non-contraint de molécules du milieu échantillonné vers un milieu récepteur. Le flux de molécules, du milieu échantillonné vers le dispositif de prélèvement, dure jusqu'à l'obtention d'un équilibre chimique entre les deux milieux ou jusqu'au retrait du dispositif. Ainsi, le prélèvement ne nécessite aucune source d'énergie extérieure mais dépend de différentes forces et paramètres tels que la température, la pression, ainsi que le gradient des concentrations dans le milieu échantillonné et entre le milieu échantillonné et le milieu récepteur (Seethapathy *et al.*, 2008 ; Vrana *et al.*, 2005 ; Gorecki et Namiesnik, 2002).

Sur la base de cette définition, deux catégories de capteurs passifs peuvent être définies :

- les capteurs permettant l'obtention **d'un équilibre** avec le milieu du fait de phénomènes de diffusion ;
- les capteurs intégratifs fonctionnant selon le **principe de « puits »** (absorption des composés d'intérêt sans risque de saturation).

Appliquée aux eaux souterraines, une autre définition fournie par l'ITRC présente les capteurs passifs comme des dispositifs utilisés sans purge préalable des piézomètres faisant l'objet d'un prélèvement (ITRC, 2007). Les dispositifs de prélèvement passif peuvent alors être classés en 3 catégories sur la base de leur fonctionnement :

- les dispositifs qui permettent un prélèvement ponctuel et instantané d'un échantillon d'eau sans purge préalable (résultats ponctuels) ;
- les dispositifs qui permettent un prélèvement suite à la diffusion, jusqu'à l'équilibre, des contaminants d'intérêt entre le capteur et le milieu échantillonné (résultats ponctuels) ;
- les dispositifs qui permettent la diffusion et la sorption des contaminants d'intérêt sur ou dans le capteur passif (résultats intégratifs).

#### 3.2 PRINCIPE DE FONCTIONNEMENT

Le prélèvement dans le temps des composés d'intérêt est schématisé Figure 5. Le prélèvement du composé d'intérêt se poursuit jusqu'au moment où les potentiels chimiques du composé d'intérêt dans le milieu et dans/sur la phase réceptrice du dispositif deviennent égaux (équilibre thermodynamique). Sur la base de ses caractéristiques (nature de la phase réceptrice, de la barrière, période d'exposition, ...), un dispositif passif fonctionne selon un « régime cinétique », selon un « régime d'équilibre », ou selon les deux (Figure 5).

Ces deux modes de fonctionnement distinguent deux types de capteurs passifs : les dispositifs **intégratifs** (régime cinétique) et les dispositifs **à équilibre** (régime d'équilibre). Selon la manière dont est défini le prélèvement passif pour le milieu

« eau », un troisième type de dispositif peut être mentionné, à savoir le préleveur instantané.

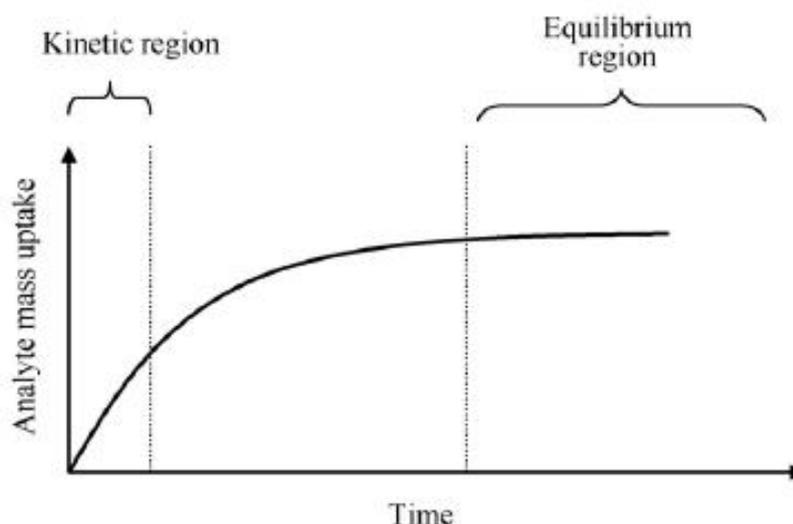


Figure 5 : Modes de fonctionnement des capteurs passifs (source : Seethapathy et al, 2008).

Pour que la détermination d'une concentration/masse moyenne pondérée dans le temps soit possible, il est nécessaire que la quantité d'analytes collectée par l'échantillonneur soit proportionnelle à la quantité d'analytes présents dans le milieu investigué. Il est donc nécessaire que le coefficient d'échantillonnage soit quasiment constant lors de toute la période d'exposition du dispositif. La phase réceptrice doit correspondre à des résines ou des liquides permettant les phénomènes d'absorption et de chimisorption. En effet, les capteurs fonctionnant sur la base de phénomènes d'adsorption peuvent être sujets à une compétition entre analytes (ce type de dispositif ne doit pas être utilisé dans des conditions de forte contamination).

Les membranes des dispositifs utilisés pour le prélèvement d'eaux souterraines sont généralement composées de polymères tels que polyéthylène, polydiméthylsiloxane, polysulfone, cellulose régénérée, polycarbonate de silicone, acétate de cellulose, PTFE, nylon polypropylène, PVC ... Des matériaux poreux peuvent aussi être utilisés en tant que barrière et dans ce cas, le transfert se fait *via* l'eau ou l'air qui occupe les pores du dispositif. Le rôle de ces barrières est de définir le taux de prélèvement d'un analyte par le capteur passif. Toutefois, la barrière n'est pas la seule à imposer un taux de prélèvement au capteur puisque la présence d'une couche d'eau statique à la frontière du préleveur peut jouer un rôle significatif sur le transfert des analytes du milieu investigué vers la phase réceptrice du capteur (couche d'eau à l'extérieur et à l'intérieur du préleveur). La présence de cette couche d'eau statique est favorisée par les conditions d'écoulement (flux faible). Le plus lent des deux processus (perméation à travers la membrane ou diffusion à travers la zone statique) détermine en grande partie le taux de prélèvement du capteur. Les concentrations en analytes dans chaque « partie » (Figure 6), sont fonction de la solubilité et du coefficient de diffusion de ces derniers dans chaque « partie ».

Des équations prenant en compte les différents paramètres d'influence ont été définies pour de nombreux capteurs passifs.

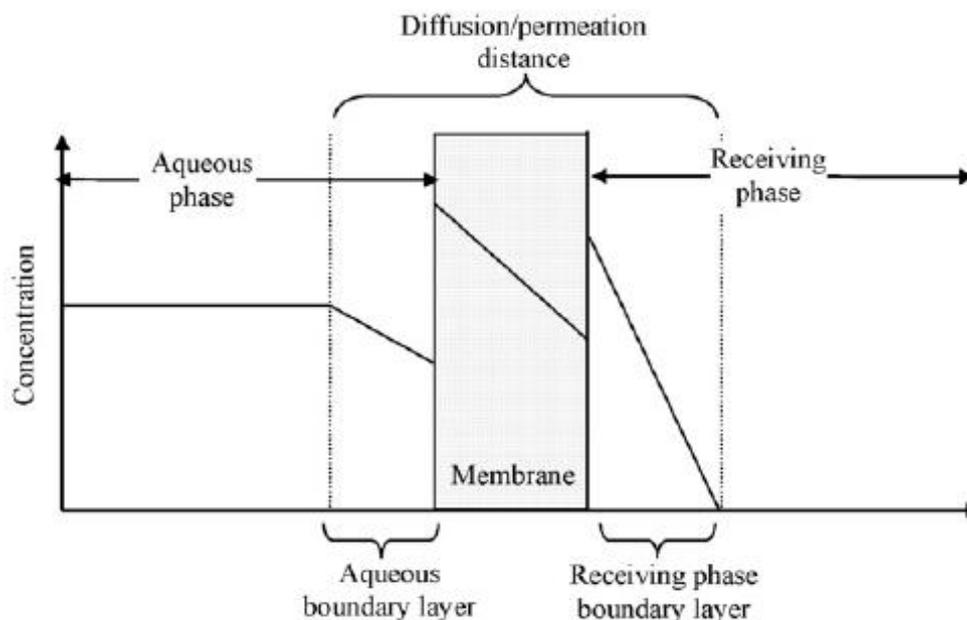


Figure 6 : Représentation de la membrane, de la couche d'eau statique et de la phase recevant l'analyte.

La plupart des capteurs passifs disposent d'une "membrane de diffusion" entre le milieu échantillonné et la phase réceptrice. Cette dernière définit le taux de prélèvement du dispositif, qui est évalué en laboratoire et doit rester constant durant son exposition *in situ*, afin de permettre le calcul des concentrations moyennes dans le temps. Elle définit également la sélectivité du capteur en réduisant le prélèvement d'éléments non désirés (par exemple : la taille des pores de la membrane empêche la pénétration de certains composés). Deux catégories de capteurs ont été définies selon leur membrane :

- les dispositifs basés sur la diffusion. Le prélèvement des analytes se fait par diffusion à travers une couche d'eau statique, adjacente au dispositif,
- les dispositifs basés sur la perméation. Le prélèvement des analytes se fait dans ce cas par perméation à travers une membrane poreuse ou non. La perméation comporte trois étapes : l'adsorption sur la membrane, la dissolution et la diffusion dans la membrane, et la désorption de la surface interne (Vrana *et al.*, 2005).

Les capteurs passifs peuvent donner deux types d'information en fonction de leur conception et de leur utilisation (Figure 7) :

- une concentration représentative de la concentration du milieu au moment du retrait du capteur. C'est le cas des capteurs exposés jusqu'à l'obtention du régime d'équilibre (conditions d'équilibre),

- une concentration moyenne, pondérée par le temps, ou mesure intégrative. C'est le cas des capteurs recouverts en régime cinétique. Il est important de connaître le ou les éléments recherchés afin de choisir un capteur adapté (conditions de non-équilibre).

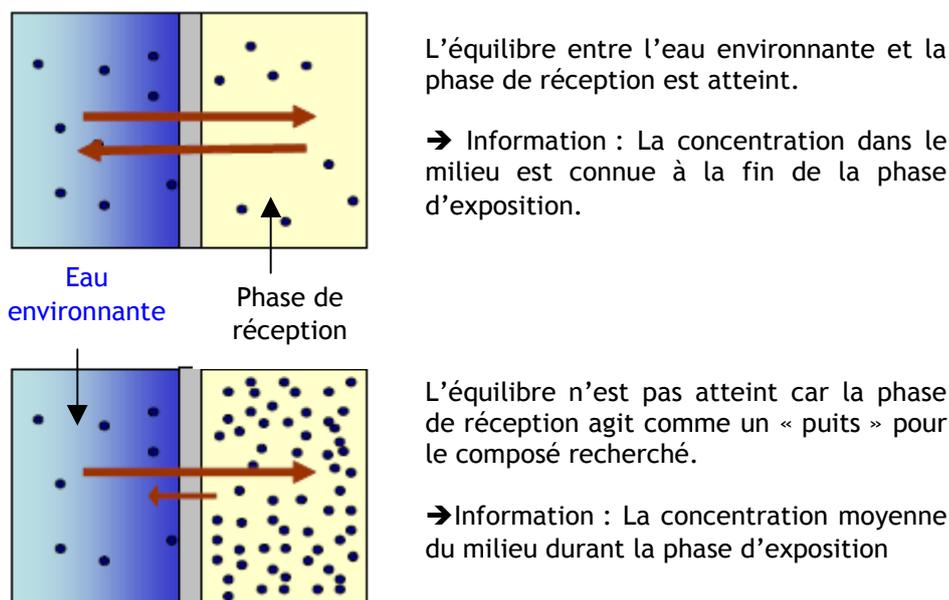


Figure 7 : Importance de la phase de réception dans le cadre du régime de capture des composés.

### 3.2.1 CHAMPS D'APPLICATION

Globalement, il existe de nombreux préleveurs passifs, ce qui rend le champ d'application de ce type de méthode relativement large (surveillance des milieux sur du long terme, screening, estimation de l'exposition d'organismes aquatiques à des polluants organiques, mesure de la concentration moyennée dans le temps en polluants, quantification, détermination de la spéciation d'éléments ...). Il peut être cependant noté que le large nombre de dispositifs ne facilite par leur usage (confusions, concurrence entre systèmes, etc.).

La conception et la nature de ces dispositifs impliquent souvent des spécificités liées aux milieux d'échantillonnage et à certaines familles de composés caractérisées par leurs propriétés physicochimiques (Figure 8). Ces caractéristiques leur confèrent aussi des degrés de précision différents en termes de collecte de molécules, ce qui doit être pris en compte dans le cadre du domaine d'application concerné (Figure 9). Il est donc particulièrement important de connaître les différents capteurs, les composés et les milieux auxquels ils se rapportent, ainsi que la précision apportée par la méthode.

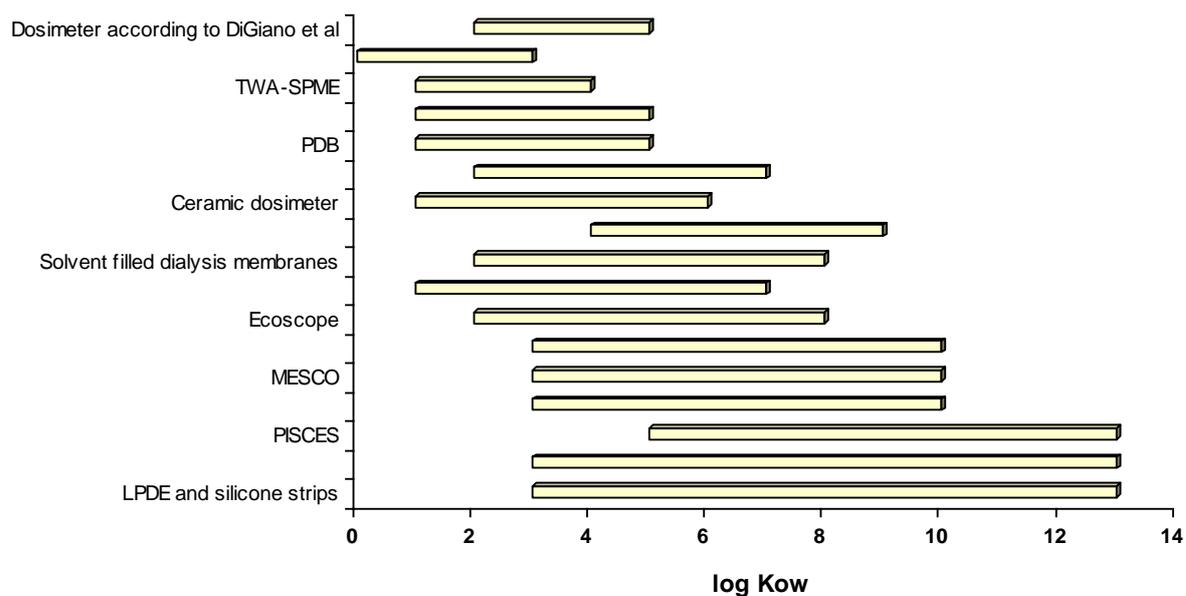


Figure 8 : Utilisation de capteurs passifs en fonction du  $K_{ow3}$  (Source : Vrana et al., 2005).

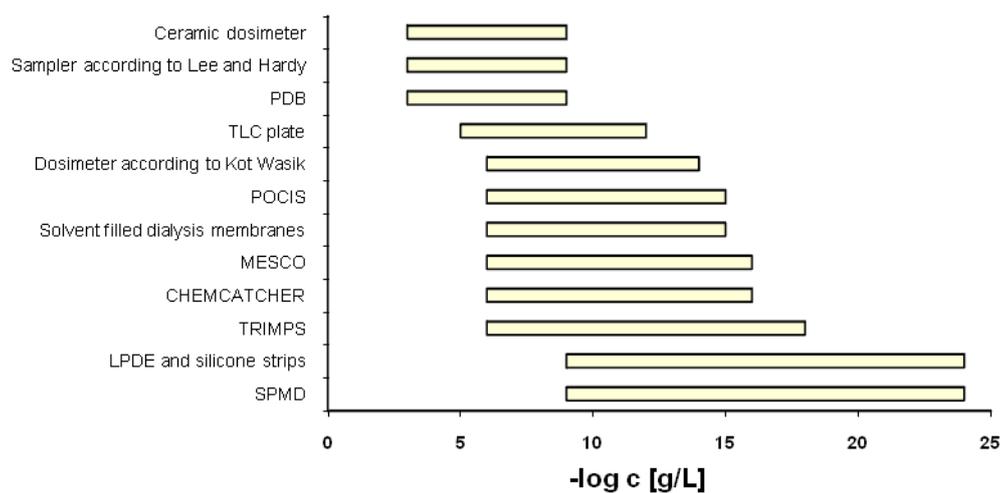


Figure 9 : Niveau de détection de composés organiques par quelques échantillonneurs passifs (Source : Vrana et al., 2005).

**LDPE** : Low Density Polyéthylène, **SPME** : Solid Phase Micro Extraction, **SPMD** : Semi Permeable Membrane Device, **PDBs** : Passive Diffusion Bag Samplers, **MESCO** : Membrane Enclosed Sorptive Coating Sampler, **PISCES** : Passive In Situ Concentration Extraction Sampler, **POCIS** : Polar Organic Compounds Integrative Sampler, **TRIMPS** : TRIMethylpentane solvent passive Sampler, **TLC** : Thin Layer Chromatography, **TWA** : Time Weighted Average.

<sup>3</sup>  $K_{ow}$  = coefficient de partage octanol-eau du composé

Actuellement, l'utilisation de capteurs passifs permettrait la surveillance de plus de 75% des micropolluants organiques définis par les listes de critères de qualité des eaux de l'Union Européenne et des Etats Unis. La technologie du prélèvement passif est applicable pour la surveillance des produits chimiques possédant une large variété de propriétés physico-chimiques. Les limites de détection obtenues suggèrent que les capteurs passifs pourraient être appliqués aux programmes de surveillance.

Des informations complémentaires sur le potentiel de ces dispositifs peuvent être trouvées dans Allan *et al.*, 2006, et Stuer-Lauridsen, 2004. Actuellement, leur utilisation dans le cadre de la surveillance des eaux souterraines semble peu répandue en France, toutefois, certains sont déployés sur des sites industriels pour des travaux de recherche.

Les études récentes portant sur la surveillance de l'environnement montrent que les techniques de prélèvement passif ont été utilisées dans le monde, dans différents domaines, notamment dans l'air pour la mesure de l'exposition et la surveillance sur le lieu de travail, pour la détermination de la qualité de l'air intérieur et extérieur, pour le prélèvement des eaux souterraines ou de surface, ainsi que, dans une bien moindre mesure, pour la surveillance de la pollution dans les sols et les sédiments. Cependant l'application des capteurs passifs qui rencontre le plus grand intérêt et le développement le plus important est la surveillance de la qualité des eaux (51 %) (Figure 10).

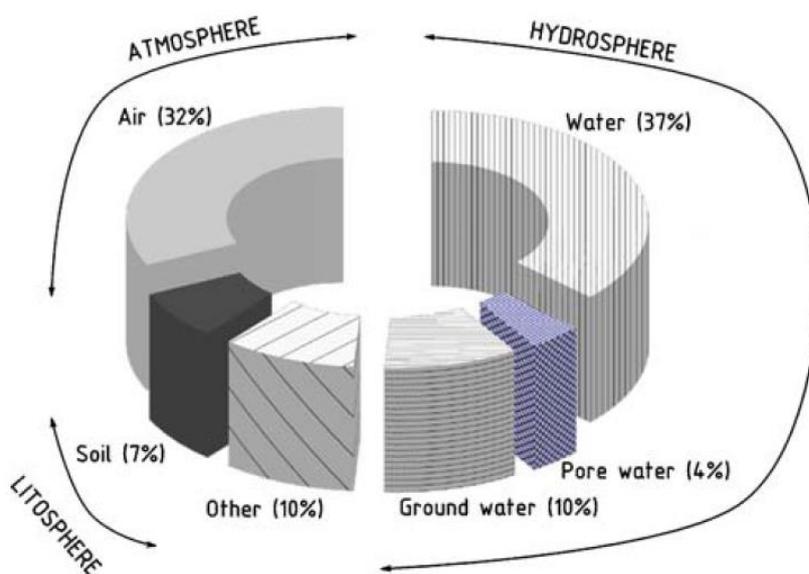


Figure 10 : Principaux milieux d'application des capteurs passifs utilisés pour la mesure de la qualité de différents compartiments de l'environnement entre 1999 et mi-2009 (Zabiegala *et al.*, 2010).

## **4 DIFFERENTS TYPES DE CAPTEURS PASSIFS**

La présentation des différents types de capteurs passifs dans les chapitres qui suivent reprend les descriptions et commentaires de la littérature pour chaque dispositif. Il peut en résulter des redondances entre chapitres.

### **4.1 LES CAPTEURS PASSIFS INTEGRATIFS (EN REGIME CINETIQUE)**

Les capteurs intégratifs (ou en régime cinétique) sont ceux qui n'atteignent pas l'équilibre avec le milieu environnant au cours de la période d'exposition. Ces capteurs sont caractérisés par une forte capacité à collecter les contaminants ciblés. Cette forte capacité permet une accumulation continue en contaminants au cours de la période d'exposition. On peut donc obtenir les concentrations moyennes en contaminants présents dans l'eau sur la période d'exposition, c'est-à-dire la concentration moyenne, pondérée dans le temps.

Avec l'échantillonnage en régime cinétique, la quantité d'analytes transférés à la phase réceptrice est proportionnelle à la différence d'activité chimique du contaminant entre la phase aqueuse et la phase réceptrice. La concentration moyenne pondérée par le temps peut être calculée lorsque le taux d'échantillonnage est connu.

Dans la configuration courante des dispositifs passifs intégratifs, une « barrière » sépare le milieu échantillonné de la phase réceptrice. Cette « barrière » détermine le taux de prélèvement de chaque analyte pour une concentration donnée, définit la sélectivité du préleveur et restreint l'échantillonnage de certaines classes ou espèces d'analytes.

Le taux de capture des analytes dépend de la configuration du capteur, des propriétés physico-chimiques des analytes et des conditions du milieu environnant. Les capteurs intégratifs présentent l'avantage de collecter les contaminants sur des périodes d'exposition plus ou moins longues. Ils sont particulièrement intéressants dans les situations où la concentration en contaminant dans l'eau est variable.

#### **4.1.1 CAPTEURS A MEMBRANE SEMI-PERMEABLE (SEMI-PERMEABLE MEMBRANE DEVICES (SPMD, USGS))**

Ce préleveur a été conçu par Huckins *et al.* (2002) et fait actuellement l'objet de deux brevets gouvernementaux qui sont détenus par Environmental Sampling Technologies (EST).

Le SPMD est un préleveur passif, conçu pour accumuler les analytes qui pénètrent dans le préleveur par diffusion à travers une membrane en polyéthylène dite «non-poreuse» et sont sorbés par un corps gras à forte masse moléculaire. L'intérêt principal de ce dispositif est qu'il imite l'accumulation des contaminants organiques dans les tissus adipeux de l'organisme. Il peut être utilisé dans tous les milieux (sol, sédiment, air et eaux souterraines et superficielles).

De plus, l'ajout d'un PRC (Performance Reference Compound) au système permet la détermination du taux d'échantillonnage *in situ*.

#### 4.1.1.1 DESCRIPTION DU PRELEVEUR

Le dispositif standard est composé d'une membrane en polyéthylène de faible densité, semblable à un ruban de 91,4 cm de long, de 2,5 cm de large et d'une épaisseur de 50 ou de 100  $\mu\text{m}$  (Figure 11).

Cette membrane est considérée comme non-poreuse car le diamètre maximum des ses pores est d'environ 1 nm. Ce «ruban» est scellé aux deux extrémités et rempli d'1 millilitre de lipide de haut poids moléculaire ( $> 600$  daltons), la trioléine (à différents degrés de pureté), jouant le rôle de phase réceptrice (Figure 12) (IRTC, 2006). La membrane et la phase réceptrice de ce préleveur sont donc toutes deux hydrophobes.



Figure 11 : SPMD sur son support en toile d'araignée.

D'après Esteve-Turillas *et al.* (2008), l'utilisation de la trioléine a pour avantages :

- d'être facilement disponible à un fort degré de pureté artificielle,
- d'avoir une température de fusion très basse (proche de  $0^{\circ}\text{C}$ ),
- d'avoir une forte capacité à dissoudre les composés non polaires.

Le rapport de masse lipide / membrane du SPMD est de 0,2. Le poids de l'ensemble du préleveur est d'environ 4,4 à 4,6 grammes et son volume est de  $4,95 \text{ cm}^3$ . D'autres tailles peuvent être fabriquées sous réserve que le rapport de masse lipide / membrane reste toujours égal à 0,2 (Huckins *et al.*, 2002).

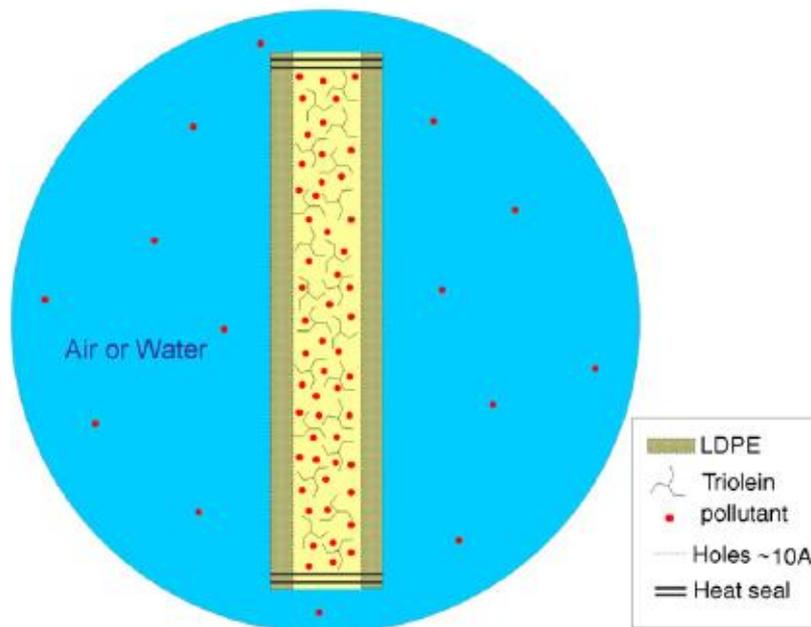


Figure 12 : Schéma d'un SPMD standard

Afin d'interpréter les résultats du SPMD, le taux d'échantillonnage de l'analyte recherché et la durée d'échantillonnage doivent être connus. Mais le taux d'échantillonnage varie avec le débit / la turbulence, la température et la présence ou non d'un biofilm (accumulation indésirable de micro-organismes, de plantes et/ou d'algues sur les structures humides) à la surface de la membrane. Ainsi, pour connaître la variation de ce taux d'échantillonnage induite par ces paramètres, on utilise une calibration *in situ* par des PRC (Performance Reference Compound). Ceux-ci sont souvent réunis en un mélange de différents PCB, d'acénaphthène, de fluorène, d'anthracène, de fluoranthène et de benzopérylène (Huckins *et al.*, 1993). Pendant l'exposition, un pourcentage de chaque PRC est désorbé de façon similaire à l'adsorption des contaminants. De retour au laboratoire, la détermination des pertes en PRC fournit un facteur d'ajustement à l'exposition afin de corriger le taux d'échantillonnage.

Ce capteur est disponible auprès d'Environmental Sampling Technologies (EST), Inc. Il est à noter qu'à cause du prix élevé de la trioléine, différents types de SPMD ont été développés (Esteve-Turillas *et al.*, 2008) :

- sans trioléine, comme le LDPE (ne contenant pas de phase réceptrice), le TRIMPS (utilisant comme adsorbant le triméthylpentane),
- sans polyéthylène : le TECAM (dont la membrane est en acétate de cellulose).

#### 4.1.1.2 APPLICATION

Le SPMD est conçu pour échantillonner les éléments dissous dans les eaux de surface, imitant ainsi la bioconcentration des contaminants organiques dans les tissus adipeux des organismes, mais aussi pour échantillonner les substances chimiques dans les eaux souterraines, dans l'air, voire sur des sols. Le SPMD est capable d'échantillonner des mélanges de contaminants organiques en traces pour les analyser, estimer leur toxicité et déterminer leur TIE (toxicity identification evaluation, identification et évaluation de la toxicité). Ainsi, les SPMD peuvent être utilisés dans différents milieux, comme les bassins d'eaux stagnantes, les rivières, les sources naturelles, les eaux souterraines, les eaux usées, ou encore l'eau de mer. Le SPMD a également été utilisé pour échantillonner la concentration de l'air en contaminants aussi bien à l'intérieur qu'à l'extérieur (IRTC, 2006).

Selon Huckins *et al.*, 2002, ce dispositif peut être utilisé pour la surveillance des concentrations en contaminants, pour estimer leur toxicité et l'exposition des organismes.

Ce capteur peut aussi être utilisé pour de nombreuses applications qui sont décrites par Vrana, 2005, telles que la mesure du temps de persistance des analytes en phase dissoute dans l'eau ou la surveillance de la distribution spatiale des contaminants.

#### 4.1.1.3 MISE EN PLACE DU PRELEVEUR ET RETRAIT DE L'ECHANTILLON

Avant l'installation des SPMD, le lieu de déploiement doit être minutieusement inspecté et chaque observation, pour chaque site, doit être enregistrée, ainsi que chaque changement ayant eu lieu au cours de la période d'échantillonnage. Le préleveur doit rester immergé, sans être enfoui dans les sédiments (sauf pour l'échantillonnage de sédiment), et situé à l'ombre pour éviter la dégradation des produits chimiques photosensibles. Il est préférable de ne pas installer le SPMD dans des courants trop rapides, car il pourrait être endommagé. Cependant, le principal danger est le vandalisme, c'est pourquoi le SPMD doit être attaché, caché et situé hors des zones fréquentées (Esteve-Turillas *et al.*, 2008).

Le jour précédent le déploiement, le dopage PRC doit être réalisé : l'une des extrémités est percée, 100 µl de PRC sont insérés dans le SPMD selon l'une des cinq méthodes décrites par Huckins *et al.*, 2005, puis la membrane est refermée et scellée. Pour finir, le SPMD est mis dans une boîte hermétique en métal remplie d'argon, qui est elle aussi scellée. La boîte contenant le dispositif, doit être maintenue à une température de -15°C jusqu'à l'échantillonnage, ce qui nécessite quelques précautions lors du transport.

Durant la manipulation du capteur, il est conseillé de porter des gants sans poudre. Les SPMD doivent être placés en toile d'araignée dans une cage en acier inoxydable (Figure 13), qui doit être neuve ou bien lavée et décontaminée, puis la cage est installée dans le milieu à échantillonner (Huckins *et al.*, 1993).



Figure 13 : Cage en acier inoxydable pour le déploiement du SPMD

Pendant l'échantillonnage dans les eaux de surface, le SPMD doit être lavé une à deux fois par semaine pour retirer le biofilm, moins souvent dans les eaux souterraines, moins sujettes à la formation de biofilm. Généralement, la période d'exposition dure entre 24 h pour l'échantillonnage de l'air et 10-30 jours en milieu aqueux.

La procédure de récupération est sensiblement l'inverse de celle du déploiement. La membrane doit être lavée avec une brosse douce si nécessaire, puis le préleveur doit être séché avec un papier absorbant et mis à nouveau dans une boîte hermétique placée à  $-15^{\circ}\text{C}$ . Des études ont montré que lorsque le préleveur est congelé, il n'y a pas de perte en contaminants au cours des six mois suivants (Huckins *et al.*, 2002).

Après cela, les composés échantillonnés sont extraits du dispositif par dialyse. Elle consiste en général à placer le SPMD dans 100 à 900 mL d'hexane et à agiter pendant 24 à 72h. Ainsi, les analytes sont désorbés dans l'hexane par diffusion tandis que la trioléine reste à l'intérieur du SPMD. Ensuite, le SPMD peut être jeté et les analytes concentrés par évaporation, purifiés (par exemple sur une colonne de silice), avant d'être analysés, souvent par chromatographie (Figure 14).

Une fois que la concentration en analytes contenus dans le SPMD est connue, il est possible de calculer la concentration dans le milieu (cf. section 4.1.1.6).

La détermination des faibles concentrations avec ce type de dispositif peut demander de nombreuses opérations en laboratoire. Ces préleveurs permettent d'obtenir une concentration moyenne au cours de l'exposition.

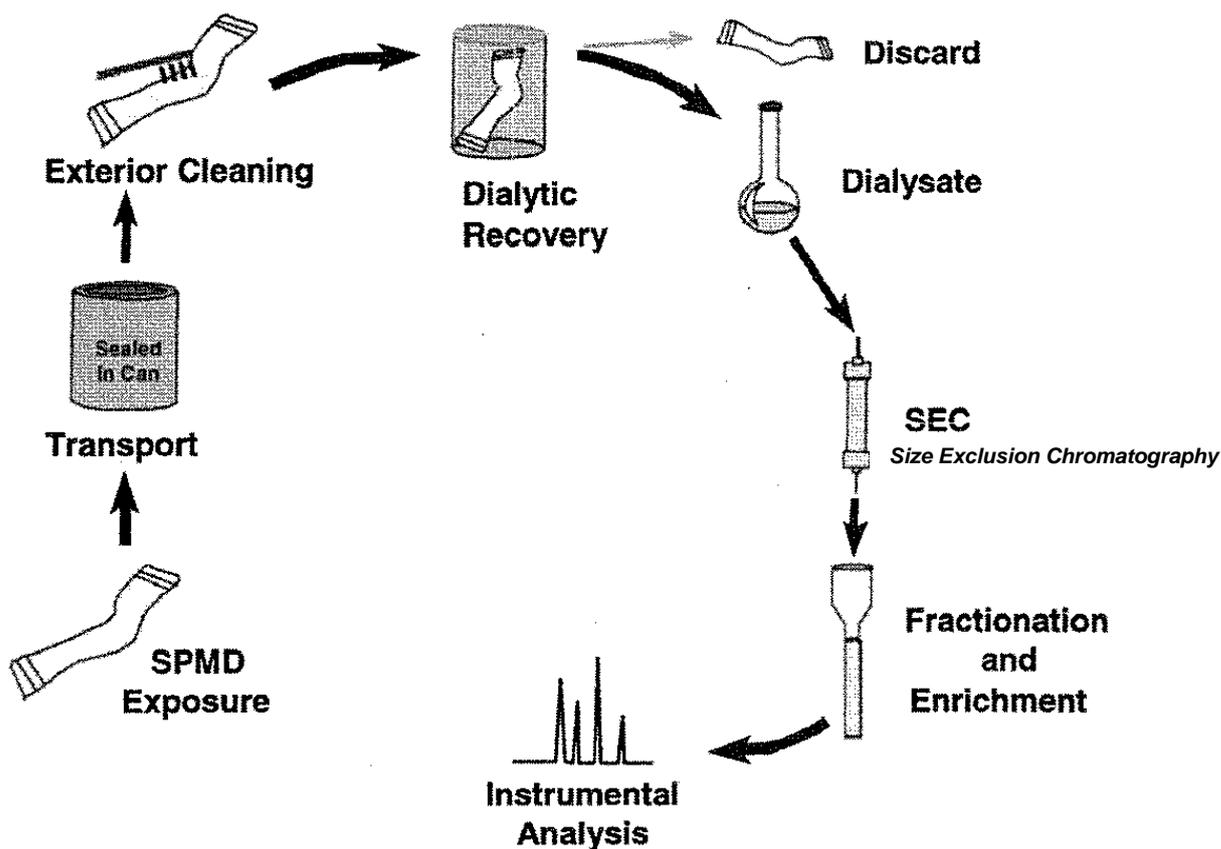


Figure 14 : Etapes clés de l'échantillonnage et de l'analyse d'un échantillon prélevé par SPMD.

#### 4.1.1.4 AVANTAGES

Selon la littérature, les avantages les plus pertinents des SPMD sont :

- une facilité d'utilisation. De plus, ceux-ci sont normalisés (Huff & Ganser 2007),
- une utilisation possible dans différents milieux : sol, air, eaux souterraines et de surface, dès lors que le flux est assez élevé,
- une imitation de la bioconcentration des composés organiques dans les tissus adipeux des organismes grâce à leur membrane non-poreuse. En effet seuls les contaminants dissous peuvent être assimilables par l'organisme,
- la fourniture d'un échantillon passif *in situ* hautement reproductible et précis (Huckins J.N., 2002),
- la fourniture de données semi-quantitatives (IRTC, 2006),
- une praticité d'utilisation : ces préleveurs sont jetables, donc ne nécessitent pas de décontamination.

#### 4.1.1.5 LIMITES

D'après les auteurs, les SPMD présentent cependant quelques limites dont il faut être conscient lors de leur mise en place :

- ces dispositifs sont spécifiques aux composés organiques hydrophobes. C'est pourquoi pour des études plus complètes, ils doivent être complétés par d'autres préleveurs.

- les SPMD sont de plus sujets à la formation de biofilm et nécessitent un traitement et un nettoyage avant toute analyse (IRTC, 2006).
- les SPMD nécessitent également une calibration *in situ* car le volume échantillonné dépend du taux d'échantillonnage et de la formation d'un biofilm. Enfin, des précautions de transport doivent être prises à cause de sa capacité à échantillonner l'air.

#### 4.1.1.6 DETERMINATION DE L'APPLICABILITE ET INTERPRETATION DES DONNEES

La membrane et la phase réceptrice du dispositif sont toutes deux hydrophobes, ce qui rend ce capteur spécifique aux composés hydrophobes (caractérisés par un  $\log K_{ow} > 3$ ). Parmi ceux-ci se trouvent les PCB, les HAP, les pesticides organochlorés, les dioxines, ainsi que la plupart des COSV hydrophobes et quelques COV.

Les concentrations des composés recherchés dans l'eau et dans l'air, provenant des données du SPMD ont été comparées à celles de préleveurs traditionnels (échantillonnage avec purge classique par exemple) et ont été validées (IRTC, 2006).

Selon Esteve-Turillas *et al.* (2008), pour estimer la concentration en polluant de l'eau ou de l'air du milieu échantillonné, les données obtenues pour la concentration des analytes dans le SPMD doivent être traitées avec des modèles mathématiques. La capture des produits chimiques par les préleveurs passifs à diffusion est initialement linéaire au cours du temps, puis devient non linéaire pour finalement tendre vers un palier d'équilibre (Figure 15). Il existe des modèles mathématiques à la fois pour le comportement à l'équilibre (Equation 1) et pour le comportement linéaire (Equation 2). Les deux modèles supposent que la concentration du milieu échantillonné reste constante.

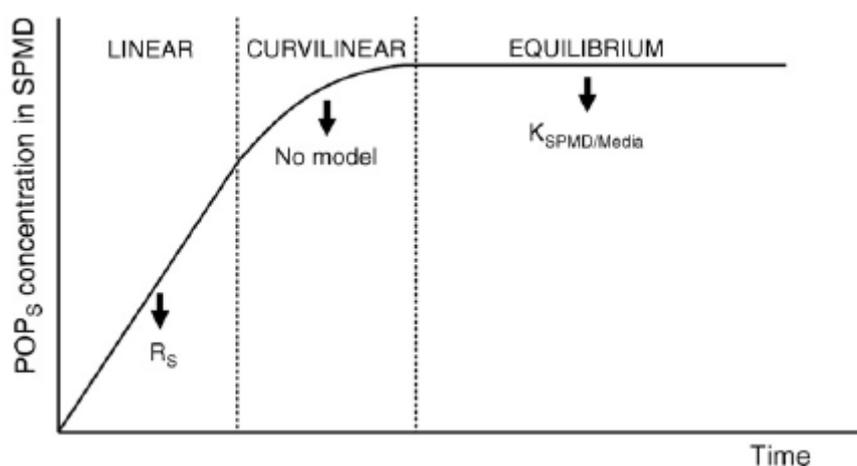


Figure 15 : Modèle de variations de la concentration en POPs dans un SPMD en fonction du temps.

*Equation 1 : Modèle de répartition à l'équilibre*

$$C_{Media} = \frac{C_{SPMD}}{K_{SPMD/Media}}$$

Avec  $C_{Media}$  : concentration du milieu,  
 $C_{SPMD}$  : concentration dans le SPMD,  
 $K_{SPMD/Media}$  : facteur de distribution SPMD-media.

*Equation 2 : Modèle de répartition linéaire*

$$C_{Media} = \frac{N_{SPMD}}{R_s \times t}$$

Avec  $C_{Media}$  : concentration du milieu,  
 $C_{SPMD}$  : concentration dans le SPMD,  
 $R_s$  : taux d'échantillonnage,  
 $t$  : durée d'exposition.

#### 4.1.1.7 UTILISATION DU SPMD

Ces dispositifs ont été largement utilisés par les agences fédérales des Etats-Unis et internationalement pour la surveillance des contaminants organiques hydrosolubles. Le Département de Qualité Environnementale de Virginie les a également utilisés pour la détermination de la limite quotidienne totale maximale (Total Maximum Daily Limit (TMDL)) pour les PCB. De plus, l'agence environnementale américaine (U.S. Environmental Protection Agency) l'utilise pour la surveillance de la contamination en suspension.

Les publications scientifiques relatives aux différentes applications des SPMD ont nettement augmenté ces dernières années (Figure 16). La plupart des études réalisées au moyen de SPMD sont des études de terrain, et seuls quelques groupes de recherche ont travaillé sur de nouvelles applications ou sur des méthodologies d'amélioration de l'usage de ces dispositifs.

Les principales raisons expliquant l'augmentation des travaux sur les SPMD au cours des dernières années sont :

- les modifications considérables des dispositifs standards,
- la recherche d'alternatives aux procédures de dialyse longues et fastidieuses généralement utilisées pour l'extraction des analytes du SPMD,
- des études sur les nouveaux composés qui pourraient être prélevés par les SPMD.

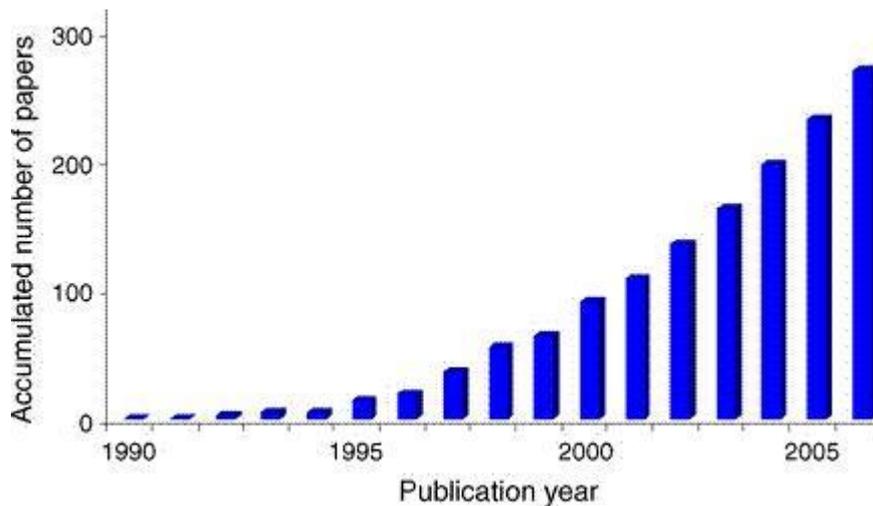


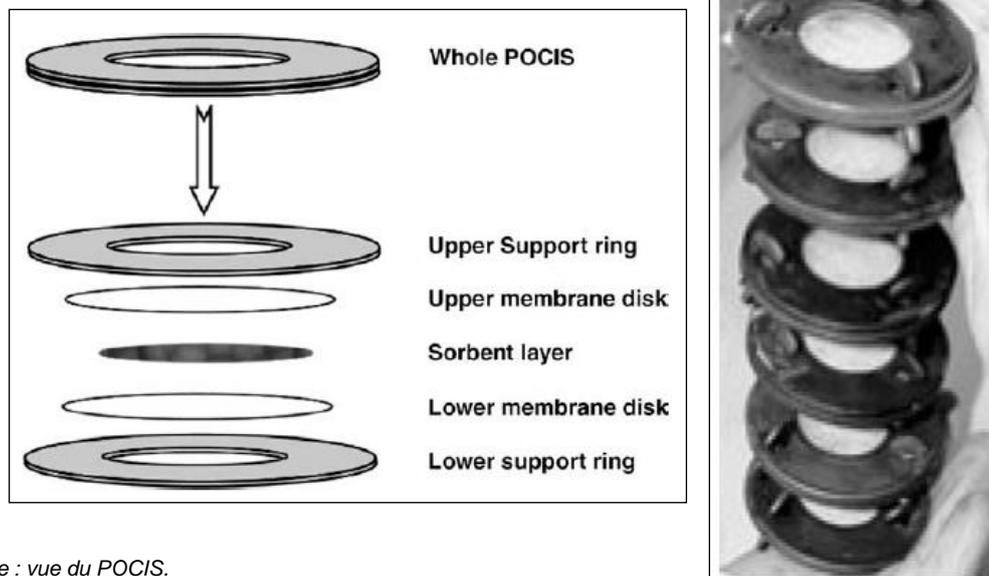
Figure 16 : Evolution des articles publiés sur l'utilisation des SPMD (Esteve-Turrillas et al., 2008).

#### 4.1.2 CAPTEUR INTEGRATIF POUR COMPOSES POLAIRES (POLAR ORGANIC CHEMICAL INTEGRATIVE SAMPLER, POCIS, USGS)

Le POCIS a été conçu pour compléter les applications du SPMD et est utilisé pour échantillonner des composés organiques polaires (c'est-à-dire avec  $\log K_{ow} < 3$ ) dans les milieux aqueux.

##### 4.1.2.1 DESCRIPTION DU CAPTEUR

Le POCIS est constitué d'un matériau solide (adsorbant) contenu entre deux membranes de polyéthersulfone microporeuse. Ces membranes sont perméables à l'eau et aux produits chimiques dissous. Ainsi, ces derniers peuvent être piégés dans l'adsorbant et les éléments plus grossiers, tels que les sédiments et les particules sont exclus. Le type d'adsorbant utilisé peut changer afin de cibler spécifiquement certains produits ou classes de produits. Un POCIS standard possède un rapport surface d'échantillonnage (zone exposée de la membrane) sur masse d'adsorbant d'environ  $180 \text{ cm}^2/\text{g}$ . Le POCIS généralement employé sur le terrain possède une surface d'échantillonnage effective de  $41 \text{ cm}^2$ . La Figure 17 représente une vue d'un disque POCIS. Les membranes de polyéthersulfone ne sont pas adaptables aux techniques de fermeture habituelles (c'est-à-dire qu'elles ne peuvent pas être thermo-scellées) et par conséquent doivent être fermées avec un système d'anneau de compression pour éviter la perte d'adsorbant. Les anneaux de compressions sont généralement faits d'acier inoxydable ou d'autres matériaux rigides et inertes. Chaque POCIS peut être attaché à une tige de support ou à un rail avant d'être inséré dans une boîte métallique de protection pour le déploiement. Cette cage de protection est en général faite d'acier inoxydable ou de PVC, et empêche l'intrusion de débris.



A gauche : vue du POCIS.

A droite : série de POCIS sur une tige de support, prêts pour l'installation dans une cage de protection

Figure 17 : Représentation du POCIS (ITRC, 2006).

Actuellement, deux configurations de POCIS peuvent être communément utilisées, chacune contenant différents adsorbants. Une configuration dite «générique» contenant un mélange de trois matériaux de sorption est utilisée pour échantillonner la plupart des pesticides, les hormones naturelles ou synthétiques, et tout autre composé organique soluble dans l'eau. La configuration dite «pharmaceutique» contient un seul adsorbant choisi pour échantillonner la plupart des produits pharmaceutiques. Il n'est pas rare d'utiliser simultanément des POCIS de configurations différentes afin de maximiser les types de produits échantillonnés (Seethapathy *et al.*, 2008).

Le POCIS a été breveté en novembre 2002 (U.S. Patent 6,478,961). Il est disponible auprès de vendeurs possédant une licence et est aussi fabriqué et utilisé par ses créateurs.

#### 4.1.2.2 APPLICATION

Le POCIS est conçu pour échantillonner des composés organiques solubles dans l'eau qu'ils soient polaires ou hydrophiles (Vrana *et al.*, 2005). Ce dispositif repose sur la diffusion et la sorption pour accumuler une masse totale d'analytes. Ce capteur ne comporte pas de parties mécaniques ou mobiles. Le POCIS échantillonne des produits chimiques dans les phases dissoutes, imitant l'exposition des voies respiratoires des organismes aquatiques. Le POCIS est un moyen de surveillance des niveaux de contamination reproductible. Il concentre également les contaminants organiques en traces pour estimer la toxicité et approcher le TIE (toxicity identification evaluation, identification et évaluation de la toxicité).

Le POCIS peut échantillonner des composés organiques polaires dans l'eau dans quasiment n'importe quelle condition. Cet échantillonneur a été utilisé avec succès dans des eaux douces, d'estuaires et marines.

#### 4.1.2.3 MISE EN PLACE DU PRELEVEUR ET RETRAIT DE L'ECHANTILLON

Le prélèvement par un POCIS dure généralement un mois. Cependant, la période d'exposition peut varier de quelques semaines à quelques mois. Après le retour au laboratoire d'un POCIS ayant été exposé, l'adsorbant est transféré dans une colonne chromatographique où les produits chimiques échantillonnés sont récupérés en utilisant un solvant organique. Le type de solvant utilisé est spécialement choisi en fonction de l'adsorbant et des produits chimiques ciblés.

Chaque disque POCIS prélève un certain volume d'eau par jour. Le taux de prélèvement peut varier avec les changements de débit / turbulence, de température et l'accumulation de particules en suspension à la surface de l'échantillonneur. En général, une série de quatre disques POCIS (de diamètre 4,7 cm) pourra échantillonner entre 1,5 et 10 L d'eau au bout de 30 jours d'exposition. Pour satisfaire certaines limites de détection, les prélèvements de plusieurs disques peuvent être réunis augmentant ainsi le volume total d'eau prélevé.

Les aspects suivants doivent être considérés lorsque le POCIS est déployé :

- l'exposition à la lumière doit être minimisée,
- la possibilité de vandalisme doit être prise en compte sur le terrain, et particulièrement pour des prélèvements de longue durée,
- un ensemble de quatre disques peut être installé dans un conteneur de 3,85 L.

Différentes techniques d'analyses, incluant la chromatographie en phase liquide à haute performance (HPLC), la chromatographie en phase gazeuse (GC), la chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectromètre de masse (GC/MS) et la chromatographie en phase liquide couplée à la spectromètre de masse (LC/MS) ont été utilisées pour analyser des prélèvements de POCIS.

#### 4.1.2.4 AVANTAGES

Les principaux avantages des capteurs POCIS recensés dans la littérature sont :

- une simulation de l'exposition des voies respiratoires des organismes aquatiques,
- une facilité de déploiement et de récupération,
- aucune d'influence des conditions du milieu,
- la possibilité de changer d'adsorbant pour cibler certains composés ou certaines classes de composés,
- la fourniture de résultats quantitatifs.

#### 4.1.2.5 LIMITES

D'après les auteurs, les POCIS présentent cependant quelques limites telles que :

- la formation de biofilm,
- la nécessité d'un traitement préalable aux analyses de laboratoire.

#### 4.1.2.6 DETERMINATION DE L'APPLICABILITE ET INTERPRETATION DES DONNEES

Les produits échantillonnés par le POCIS peuvent comprendre des mélanges complexes de pesticides, de médicaments, de produits de soins corporels ou de consommation courante, de matériaux d'usage industriel ou domestique, et des produits de dégradation de ces composés. Une liste de la plupart des composés ayant été identifiés dans les échantillons des POCIS est donnée dans le

Tableau 2.

Tableau 2 : Contaminants identifiés dans les prélèvements des POCIS.

|   |  |
|---|--|
| <i>23 pharmaceuticals including</i>     | <i>Various polar pesticides including</i>  |
| Acetaminophen                           | Alachlor   |
| Azithromycin                            | Chlorpyrifos   |
| Carbamazepine                           | Diazinon   |
| Dextropropoxyphene                      | Dichlorvos   |
| Diphenhydramine                         | Diuron   |
| Erythromycin                            | Isoproturon  |
| Propranolol                             | Metolachlor  |
| Sulfa drugs (antibiotics)               |  |
| Tetracycline antibiotics                | <i>Various household and industrial products and degradation products including</i>  |
| Thiabendazole                           | Alkyl phenols (nonyl phenol)   |
| Trimethoprim                            | Benzophenone   |
| <i>Illicit drugs</i>                    | Caffeine   |
| Methamphetamine                         | DEET   |
| MDMA (Ecstasy)                          | PFOS/PFOA  |
|   | Tonalide   |
| <i>Natural and synthetic hormones</i>   | Triclosan  |
| 17 $\beta$ -estradiol                   |  |
| 17 $\alpha$ -ethynylestradiol           | <i>Fire Retardants</i>   |
| Estrone                                 | Fryol CEF  |
| Estriol                                 | Fryol FR2  |
|   | Tri(2-butoxyethyl)phosphate  |
| <i>12 Triazine herbicides including</i> |  |
| Atrazine                                | Approximately 120 individual chemicals have been identified in POCIS samples. Essentially, nearly all compounds with log $K_{ow}$ < 3.0. |
| Cyanazine                               |  |
| Hydroxyatrazine                         |  |
| Terbutylazine                           |  |

L'optimisation du POCIS pour le prélèvement de plusieurs types de pesticides et de produits pharmaceutiques a été réalisée en laboratoire. Des travaux de caractérisation pour des membranes de différents matériaux et pour différentes compositions d'adsorbant ont mené aux configurations actuelles du dispositif. Afin de déterminer les taux de prélèvement pour des produits chimiques recherchés, des modèles théoriques, décrivant la performance de l'échantillonneur, ont été mis au point grâce à la calibration du POCIS sous différents régimes de turbulence.

Le POCIS a été utilisé sur le terrain dans de nombreuses campagnes de prélèvements aux Etats-Unis et dans le monde, principalement dans des eaux de surface. Même si le POCIS n'a pas été utilisé pour les eaux souterraines, il est applicable à ce type de milieu. En raison du faible taux d'échantillonnage obtenu dans des eaux stagnantes, il pourrait être nécessaire d'utiliser plusieurs échantillonneurs et de réunir leurs extraits afin d'obtenir des quantités de polluants supérieures à la limite de détection analytique.

Dans une étude d'Alvarez *et al.* (2005), le POCIS a été comparé à une méthode de prélèvement traditionnelle pour la détection de 96 contaminants organiques des eaux usées (COEU) dans un ruisseau recevant des eaux usées issues de l'agriculture, de la municipalité et de l'industrie. Elle a montré que les techniques d'échantillonnage passif offrent une alternative efficace pour la détection des COEU dans les cours d'eau, principalement en raison :

- du grand nombre de COEU détectés par le POCIS,
- de la facilité de mise en place d'une seule série de POCIS, comparée aux procédures multiples de collectes d'échantillons d'eau,
- de la masse importante de résidus chimiques piégés,
- de la capacité à détecter des produits chimiques qui se dispersent rapidement.

#### 4.1.2.7 UTILISATION DU POCIS ET ETUDES FUTURES

Le POCIS a été utilisé par les agences fédérales, tels que l'USGS, l'EPA, et l'U.S. Fish and Wildlife Service pour la surveillance des contaminants organiques hydrosolubles. Les agences internationales ont adapté le POCIS dans le cadre de leur «National Pesticide Monitoring Project» (ex: United Kingdom Environmental Agency).

Les prochaines études devraient s'intéresser à la détermination de données de taux d'échantillonnage et à l'incorporation de Performance Reference Compounds (PRC).

### 4.1.3 DOSIMETRES EN CERAMIQUE

Les dosimètres en céramique permettent la détermination d'une concentration moyenne en contaminants dissous dans l'eau au cours du temps de prélèvement. Ce type de préleveur passif repose sur une membrane poreuse en céramique qui contrôle les flux diffusifs des contaminants depuis l'eau jusqu'à l'échantillonneur, permettant la calibration du système. A partir de l'instant où le contact entre le dispositif et l'eau est établi, les contaminants s'accumulent de manière continue dans le matériau adsorbant situé à l'intérieur de la membrane en céramique. Cette façon de prélever permet d'évaluer l'exposition cumulée d'un récepteur de contamination pendant un intervalle de temps spécifique et permet aussi d'obtenir des échantillons dans des eaux calmes grâce à l'absence de pompage.

#### 4.1.3.1 DESCRIPTION DU PRELEVEUR

Le dosimètre en céramique est constitué d'un tube en céramique mesurant 1 cm de diamètre extérieur, 5 cm de long et ayant des pores de 5 nm (Figure 18). Le tube contient un adsorbant, qui peut être de l'eau saturée ou une couche d'adsorbant sec, et une robuste barrière de diffusion faite d'une membrane de céramique de 15 mm d'épaisseur (Martin *et al.*, 2003). Le tube est scellé avec une capsule de PTFE à chaque extrémité. Cette capsule possède un coefficient de diffusion des contaminants très faible pour que les contaminants échantillonnés ne soient contrôlés que par la membrane de céramique.



Figure 18 : Configuration et vue en coupe du dosimètre en céramique.

Le tube de céramique sert de barrière de diffusion et de contenant au matériau adsorbant. Le type d'adsorbant est sélectionné en fonction des composés d'intérêt et de l'échelle de temps requise pour la surveillance. L'adsorbant doit avoir une affinité et une capacité de capture du contaminant recherchés importantes et être facile à extraire (Weiss H., 2007).

Les contaminants sont accumulés depuis l'eau en contact avec le dosimètre en passant par diffusion à travers la membrane en céramique jusqu'au matériau adsorbant. L'accumulation de contaminants se fait de manière linéaire au cours du temps. Ce processus dépend du gradient de concentration et du coefficient de transfert de masse à travers la membrane (Martin *et al.*, 2001). Il est donc important que le matériau adsorbant possède une forte capacité de sorption afin de garder le gradient de concentration à son maximum.

Concernant la quantification de l'échantillonnage passif intégré au cours du temps, les caractéristiques les plus importantes de la membrane de céramique sont sa porosité et son état inerte ainsi que la taille de ses pores intérieurs. La porosité de la membrane est de 30,5%, c'est pourquoi elle peut facilement être saturée en eau et arriver rapidement à un profil stable de concentration en contaminants dans la membrane (Weiss H., 2007).

La diffusion du contaminant à travers la membrane se produit en régime permanent. Le flux de masse à travers la membrane en céramique pour un matériau adsorbant saturé en eau est seulement contrôlé par l'épaisseur de la partie de la membrane qui est saturée en eau ( $\Delta x$ ). En revanche, dans le cas où un matériau adsorbant sec est utilisé, le flux de masse est donné par un modèle de double couche diffuse (Figure 19), car les contaminants doivent premièrement diffuser à travers la membrane céramique saturée en eau et ensuite à travers un film d'air avant d'atteindre la couche adsorbante (Martin *et al.*, 2001).

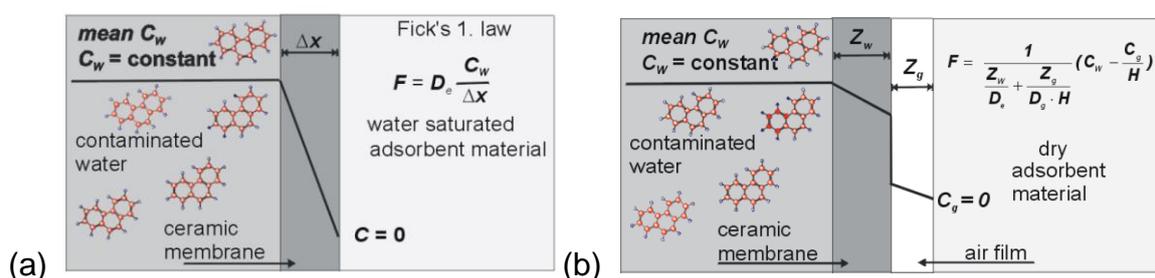


Figure 19 : Profil de concentration et flux dans un dosimètre rempli d'eau saturée (a), et rempli d'un matériau adsorbant sec (b) (Martin *et al.*, 2001).

La concentration moyenne en contaminants dans l'eau peut être calculée à partir de la masse de contaminants accumulés au cours de la période d'échantillonnage au moyen d'un modèle approprié. Les équations nécessaires sont fournies dans Martin *et al.* (2001).

Après le prélèvement des échantillons à l'aide de dosimètres en céramique, le matériau adsorbant est retiré du dispositif et les contaminants sont extraits à l'aide d'un solvant organique, généralement de l'acétone.

Lors des applications sur le terrain, le tube de céramique peut être placé dans une cage (Figure 20).

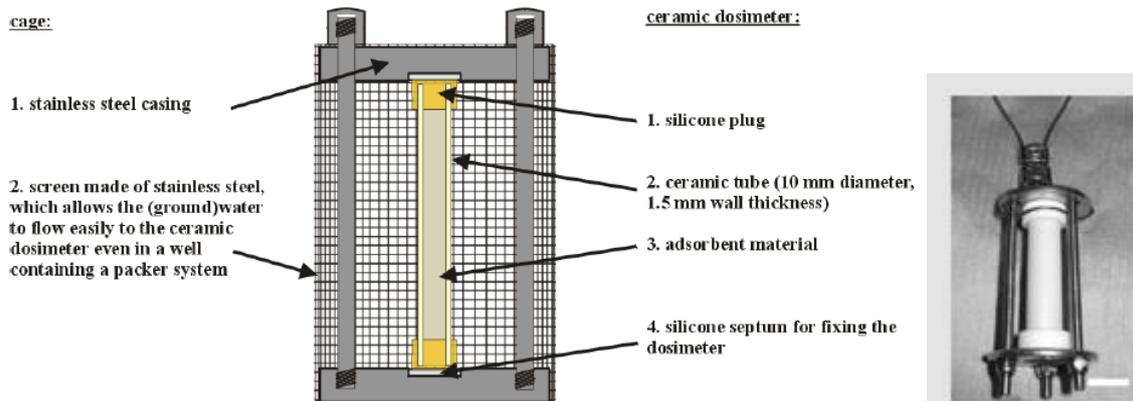


Figure 20 : Vue en coupe d'un dosimètre en céramique et de sa cage pour la surveillance des eaux souterraines (Martin *et al.*, 2001)

#### 4.1.3.2 APPLICATION

D'après les auteurs, la technique d'échantillonnage passif réalisée au moyen d'un dosimètre en céramique est appropriée pour la surveillance des contaminants dans les eaux souterraines, les eaux de surface et les eaux usées des égouts. Ces dispositifs permettent un échantillonnage intégré sur un intervalle de temps donné pour la surveillance de puits sur des périodes pouvant aller jusqu'à 1 an.

Les sites où l'atténuation naturelle a été reconnue comme une stratégie de remédiation rentrent dans le champ d'application de cette méthode d'échantillonnage. Par ailleurs, ce type de capteur pourrait être tout à fait adapté pour une surveillance continue de la qualité des eaux souterraines, par exemple sur des sites pour lesquels des techniques de remédiation active sont mises en place, afin de s'assurer que les concentrations en contaminants restent au niveau souhaité (Bopp *et al.*, 2005). Dans le même ordre d'idées, ce dispositif pourrait être utilisé par les industries chimiques de manière à s'assurer que leurs rejets d'eaux usées respectent la réglementation (Weiss *et al.* 2007), ou encore par les autorités pour contrôler sur le long terme des sites industriels susceptibles de rejeter des substances potentiellement polluantes dans une rivière ou un lac.

#### 4.1.3.3 MISE EN PLACE DU PRELEVEUR ET RETRAIT DE L'ECHANTILLON

Afin d'analyser les produits chimiques adsorbés par l'échantillonneur, la masse des composés doit être supérieure à la limite de détection de la méthode d'extraction combinée à la méthode d'analyse utilisée. Ainsi, il est nécessaire de connaître de façon approximative la concentration des composés d'intérêt dans les eaux souterraines afin d'estimer le temps minimum d'échantillonnage. Des exemples de calculs du temps minimum d'échantillonnage pour différentes concentrations attendues et ce, pour différents composés, sont présentés dans le *Tableau 3*.

Tableau 3 : Temps minimum d'échantillonnage requis pour atteindre les limites de détection spécifiques de certains composés avec un dosimètre en céramique

|                    | HAP                             |              | BTEX         |              | CHC           |               |
|--------------------|---------------------------------|--------------|--------------|--------------|---------------|---------------|
|                    | Naphtalène                      | Phénanthrène | Benzène      | Toluène      | TCE           | PCE           |
| Masse minimum [µg] | 0,09                            | 0,12         | 1,2          | 1,35         | 6             | 6,3           |
| C aqueuse supposée | Durées d'exposition nécessaires |              |              |              |               |               |
| 0,1 µg/l           | <b>330 j</b>                    | <b>1,4 a</b> | <b>9 a</b>   | <b>11 a</b>  | <b>61 a</b>   | <b>73 a</b>   |
| 1 µg/l             | <b>33 j</b>                     | <b>53 j</b>  | <b>341 j</b> | <b>1,1 a</b> | <b>6,1 a</b>  | <b>7,3 a</b>  |
| 10 µg/l            | <b>3 j</b>                      | <b>5 j</b>   | <b>34 j</b>  | <b>41 j</b>  | <b>224 j</b>  | <b>267 j</b>  |
| 100 µg/l           | <b>0,3 j</b>                    | <b>0,5 j</b> | <b>3,4 j</b> | <b>4,1 j</b> | <b>22,4 j</b> | <b>26,7 j</b> |

Calculs réalisés à  $T = 20\text{ °C}$ ,  $m=2$ ,  $\epsilon = 0,305$ ,  $\Delta x = 0,15\text{ cm}$ ,  $A = 8,4\text{ cm}^2$ . Masse minimum = masse minimale de l'analyte détectable dans le dosimètre. La limite de détection est établie à 3 fois la limite de détection de la méthode analytique.

Le dosimètre en céramique doit être transporté dans des bouteilles en verre teinté remplies d'eau. Il doit être fixé avec une ficelle de polyéthylène (Figure 21).



Figure 21 : Mise en place d'une série de dosimètres en céramique dans un puits de surveillance

Durant la période d'échantillonnage, le seul paramètre à déterminer, à cause de son impact sur la diffusivité, est la température. Les paramètres hydrodynamiques rencontrés en subsurface n'affectent pas la méthode de prélèvement, c'est pourquoi il n'est pas nécessaire de procéder à des étapes de calibration dans le but de prendre en compte la variation du débit. Cela implique qu'il n'est pas nécessaire d'utiliser des composés de référence de performance (PRC) avec ce dispositif (Bopp *et al.*, 2005).

Après l'échantillonnage, le matériau adsorbant doit être retiré du dosimètre en céramique et les composés cibles sont extraits au moyen d'un solvant, le plus utilisé étant l'acétone, ou par thermo-désorption pour leur quantification.

#### 4.1.3.4 AVANTAGES

D'après la littérature, les principaux avantages des dosimètres en céramiques sont :

- une surveillance intégrée dans le temps et ce, pour de longues périodes, permettant de réduire le nombre et donc le coût des analyses. De plus les sources d'erreur potentielles inhérentes à l'échantillonnage, au transport ou au stockage d'un échantillon d'eau conventionnel sont évitées,
- l'absence de pompage, permettant de ne pas perturber/modifier la représentativité de l'eau échantillonnée,
- la stabilité et l'épaisseur de la membrane céramique. La céramique est un matériau inerte et qui ne gonfle pas en présence de composés organiques,
- la protection contre la contamination par les microorganismes, empêchant ainsi la biodégradation des contaminants collectés. Cette protection résulte de la très faible taille des pores de la céramique,
- une absence de désorption ou de diffusion significative des contaminants déjà piégés par le matériau, lorsque leur concentration diminue dans l'eau,
- la détection de fortes concentrations ponctuelles ou à court terme même s'il s'agit de surveillances sur le long terme,
- l'échantillonnage de n'importe quel produit chimique en milieu aqueux, dès lors que la phase réceptrice solide du capteur présente une forte affinité et une forte capacité de capture spécifique pour le produit concerné,
- la non influence des paramètres hydrodynamiques sur le prélèvement, permettant d'échantillonner sur de longues périodes sans avoir à recourir à des calibrations ou à des échantillonnages instantanés réguliers.

#### 4.1.3.5 LIMITES

Selon les constructeurs, la seule limite des dosimètres en céramique correspond à leur faible taux d'échantillonnage à travers la membrane, impliquant que des expositions prolongées sont requises dans le cas de faibles concentrations aqueuses en contaminants, de manière à collecter une masse de composés suffisamment élevée pour dépasser la limite de détection analytique (Bopp *et al.*, 2005).

#### 4.1.3.6 DETERMINATION DE L'APPLICABILITE ET INTERPRETATION DES DONNEES

L'efficacité d'un dosimètre en céramique réside dans le choix de la meilleure phase réceptrice solide (matériau adsorbant), en fonction des analytes ciblés. Pour collecter un contaminant spécifique ou un groupe de contaminants donné, ce dispositif peut être rempli par n'importe quel type de matériau adsorbant ayant une forte affinité et une forte capacité de capture relative au(x) produit(s) chimique(s) concerné(s).

Martin *et al.* (2003) ont démontré par des tests sur le terrain, que l'adsorbant Dowex® Optipore® L-493 (Dow Water & Process Solutions) est une phase

réceptrice appropriée pour le benzène, le toluène, les éthylbenzènes, les xylènes et les naphthalènes et ce, pour une durée d'exposition de 90 jours. Les concentrations moyennes en contaminants pondérées dans le temps obtenues à partir du dosimètre en céramique correspondent très bien dans ce cas aux concentrations aqueuses moyennes obtenues par les méthodes conventionnelles d'échantillonnage.

Bopp *et al.* (2005) ont prouvé que la résine échangeuse d'ion Amberlite® IRA-743 (Rohm and Haas) est un adsorbant approprié à l'échantillonnage continu et prolongé (jusqu'à un an) des HAP, sans que la capacité d'adsorption de l'Amberlite IRA-743 ne soit dépassée. La concentration moyenne pondérée par le temps, déterminée par la technique du dosimètre en céramique, est très proche de celle provenant des résultats d'échantillonnage instantané conventionnel répétés sur des périodes de temps. D'après Bopp *et al.* (2005), des différences entre ces deux techniques pourraient être dues au fait que les méthodes traditionnelles d'échantillonnage extraient également des particules ou des colloïdes, alors que le dosimètre en céramique ne collecte que les HAP dissous.

Pour les hydrocarbures chlorés volatiles et les BTEX, le Tenax® est un adsorbant adapté. Il doit être utilisé sec car les contaminants sont ensuite thermo-desorbés (Martin *et al.*, 2001).

Afin de réduire la période de surveillance des sites caractérisés par de faibles concentrations en contaminants, la surface d'échange peut être augmentée en utilisant des tubes en céramiques plus longs conduisant ainsi à une plus grande capture.

#### 4.1.3.7 UTILISATION DU DOSIMETRE EN CERAMIQUE ET ETUDES FUTURES

Les dosimètres en céramique ont initialement été créés à l'Université de Tübingen en Allemagne pour mesurer les flux de contaminants (et leur concentration moyenne) dans les eaux souterraines, et ont été ultérieurement développés au CSIRO (Australian commonwealth scientific and research organization) et testés sur le site de Perth, en Australie.

Le dosimètre en céramique est un dispositif passif dont l'efficacité a été prouvée à l'échelle du terrain dans le cadre de programmes de recherche. Cependant peu de publications existent quant à son application sur le terrain.

Les dosimètres en céramique ont été employés sur le terrain pour prélever un certain nombre de produits chimiques organiques sous différentes conditions de prélèvement, principalement dans les eaux souterraines. Des recherches complémentaires ont été entreprises afin d'étudier l'utilisation du dosimètre en céramique comme instrument de surveillance pour les eaux de surface (rivières et lacs) et les sédiments.

#### 4.1.4 SYSTEME D'ECHANTILLONNAGE PASSIF CHEMCATCHER®

Le système d'échantillonnage passif Chemcatcher® a été conçu pour évaluer la concentration moyenne, pondérée dans le temps, en micropolluants dans les milieux aquatiques. L'échantillonneur est basé sur la diffusion des composés cibles à travers une membrane, suivie de l'accumulation de ces polluants dans une phase réceptrice solide.

##### 4.1.4.1 DESCRIPTION DU PRELEVEUR

La version organique du Chemcatcher® a été développée par Kingston à l'Université de Porthmouth, et utilise une membrane de diffusion et une phase réceptrice solide (Kingston *et al.*, 2000). Les taux d'accumulation et la sélectivité des composés piégés sont régulés par le choix de la membrane de diffusion et du matériau solide récepteur, ces deux éléments étant soutenus et maintenus en place par un boîtier en plastique inerte. Pour une gamme de classes de polluants prioritaires, un certain nombre de modèles sont disponibles avec différentes combinaisons de phases réceptrices et de membranes de diffusion. En particulier il existe un modèle pour l'échantillonnage de composés organiques non-polaires ayant un  $\log K_{ow}$  supérieur à 4. Ce modèle est constitué par un disque C<sub>18</sub> Empore® de 47mm comme phase réceptrice et une membrane de diffusion en LDPE (polyéthylène basse densité). Le disque C<sub>18</sub> Empore® possède une forte affinité et une forte capacité de capture des polluants organiques non-polaires. Un autre modèle, utilisé pour l'échantillonnage de contaminants organiques plus polaires, combine un disque C<sub>18</sub> Empore® de 47mm comme phase réceptrice et une membrane de diffusion en polyéthersulfone (Vrana *et al.*, 2005).

Pour assurer une bonne performance de l'échantillonneur, un taux d'échantillonnage suffisamment élevé est essentiel. Le taux d'échantillonnage correspond au taux auquel l'échantillonneur accumule les produits chimiques étudiés. Le taux d'échantillonnage doit être plus spécialement élevé pour les produits chimiques non-polaires en raison de leur faible concentration dans la colonne d'eau. Le taux d'échantillonnage dépend des propriétés physicochimiques des produits étudiés, des conditions du milieu et du modèle du préleveur.

De façon à déterminer la concentration moyenne, pondérée dans le temps à partir de la masse de contaminants accumulés durant l'exposition, les taux d'échantillonnage spécifiques à chaque contaminant doivent être connus (Kingston *et al.*, 2000).

La version inorganique du Chemcatcher® a été développée pour la séparation des métaux. Le dispositif comprend un disque d'extraction chélatant de 47mm de diamètre (disponible sur le marché) en tant que phase réceptrice et une membrane de diffusion en acétate de cellulose (Vrana *et al.*, 2005).

La Figure 22 fournit une représentation schématique du Chemcatcher®.

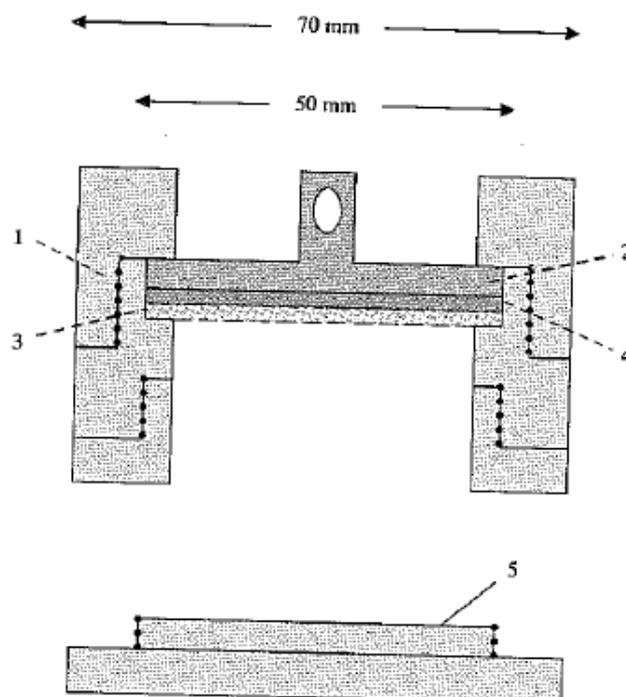


Figure 22 : Représentation schématique du dispositif d'échantillonnage passif Chemcatcher® (Vrana et al., 2006b)

#### 4.1.4.2 APPLICATION

Les principales applications du Chemcatcher® sont l'échantillonnage intégratif *in situ* des composés organiques et inorganiques.

#### 4.1.4.3 MISE EN PLACE ET RETRAIT DE L'ÉCHANTILLON

Après la mise en place du dispositif d'échantillonnage, une capture linéaire et continue des produits chimiques au cours du temps se produit jusqu'à ce que la phase réceptrice soit à demie saturée (Vrana et al., 2005).

Cet échantillonneur possède une surface plus petite que le SPMD, et donc, un taux d'échantillonnage et une sensibilité plus faibles lui sont associés. Cependant, il est très simple, relativement rapide et peu coûteux, d'extraire les polluants de la phase réceptrice (de faibles volumes de solvants sont requises ; Greenwood et al, 2007).

#### 4.1.4.4 AVANTAGES

Les auteurs reportent que l'avantage principal de ce type de capteur réside dans le fait que sa sélectivité peut être ajustée en utilisant une combinaison appropriée de la membrane et du disque Empore®. Par ailleurs, les données de calibration sont disponibles pour de nombreux produits chimiques. En outre, l'équilibrage du Chemcatcher® est rapide.

#### 4.1.4.5 LIMITES

D'après les auteurs, les limites du Chemcatcher® résultent de sa faible capacité de capture et du fait que son taux de prélèvement soit sensible aux mécanismes de turbulence et à l'accumulation indésirable de microorganismes à sa surface (plantes, algues, etc.).

#### 4.1.4.6 DETERMINATION DE L'APPLICABILITE ET INTERPRETATION DES DONNEES

Deux types de Chemcatcher® existent :

- la version polaire, conçue pour la surveillance d'une gamme de produits chimiques organiques polaires, comprenant les pesticides, les pesticides semi-polaires (Gunold *et al.*, 2008), les médicaments pharmaceutiques et vétérinaires, les produits de soins (Vrana *et al.*, 2006) et les herbicides (Shaw *et al.*, 2009 and Shaw and Mueller, 2009),
- la version inorganique, développée pour la surveillance des métaux (Greenwood *et al.*, 2007).

Shaw *et al.* (2009) ont réalisé des expériences de calibration en laboratoire dans le but de comparer les cinétiques de capture de plusieurs pesticides clés avec la libération de trois PRC préalablement insérés dans le Chemcatcher®, en utilisant des disques SDB-RPS Empore® mis en place avec ou sans membrane. Les résultats ont montré que pour les composés ayant un log  $K_{ow}$  compris entre 1,8 et 4, la capture par les échantillonneurs avec ou sans membrane est linéaire pendant 30 jours et 10 jours respectivement. Pendant que la capture est linéaire et reproductible, la perte de PRC, elle, n'est pas linéaire, signifiant que le taux de dissipation de ces PRC ne peut pas être utilisé pour estimer l'influence des conditions d'exposition du milieu sur les taux d'échantillonnage.

Shaw et Mueller (2009b) ont mené une étude sur le Chemcatcher®, en utilisant comme phase adsorbante des disques SDB-RPS Empore®, exposés à des herbicides durant 28 jours dans une chambre de calibration. Le cinquième jour une solution de concentration 10 fois plus grande que la concentration initiale a été introduite ponctuellement dans le milieu d'étude et, au bout de 3 jours, la concentration est retournée à sa valeur initiale. La capture observée a été comparée à celle prévue par un modèle de capture de premier ordre et par une forme réduite de ce modèle, décrivant une réponse strictement intégrative pour les échantillonneurs utilisés respectivement avec deux surfaces exposées (deux côtés nus), avec une surface exposée (un seul côté nu) et avec une membrane en polyéthersulfone.

Vrana *et al.* (2006) ont utilisé le Chemcatcher pour la mesure de concentrations moyennes pondérées dans le temps, de micropolluants organiques hydrophobes, incluant les hydrocarbures aromatiques polycycliques et les pesticides organochlorés dans l'eau. L'effet de la température et de la turbulence de l'eau sur les paramètres cinétiques et thermodynamiques caractérisant l'échange de composés entre le préleveur et l'eau a été étudié dans un système à circulation d'eau continue et ce, sous des conditions contrôlées. Il a été démontré que l'adsorption des composés tests sur le préleveur est liée à leur désorption dans l'eau. Cela permet la calibration *in situ* de la capture des polluants en utilisant les vitesses de rejet de PRC. Les cinétiques d'échantillonnage dépendent de la température, et, pour la plupart des composés testés, dépendent également de la vitesse de l'écoulement d'eau. Les coefficients de partition entre le préleveur et l'eau ne changent pas significativement avec la température.

Gunold *et al.* (2008) ont calibré le dispositif Chemcatcher® avec un disque SDB-XC Empore® non couvert comme phase réceptrice pour 12 pesticides polaires ou semi-polaires dans des cuves soumises à une circulation d'eau en utilisant différentes vitesses d'écoulement (0,135 m/s et 0,4 m/s). Durant les 14 jours d'exposition, la capture des substances testées par le préleveur est restée

linéaire, et tous les taux d'échantillonnage dérivés ( $R_s$ ) se trouvent dans la fourchette de valeur 0,1 à 0,5 L/j. Cette étude a permis de conclure que le Chemcatcher® est adéquat pour la surveillance intégrée au cours du temps des composés polaires dans les eaux. Pour des valeurs comprises entre 0,15 et 0,4 m/s, la vitesse de circulation d'eau représente une influence mineure dans le cas d'une utilisation sur le terrain, étant donné que cette variable ne semble pas affecter le taux d'échantillonnage. Par contre, le phénomène de dégradation ayant lieu sur la phase réceptrice est un mécanisme important qui doit être pris en compte de façon à ne pas sous-estimer les concentrations moyennes pondérées dans le temps et conséquemment l'exposition réelle.

#### 4.1.4.7 UTILISATION DU CHEMCATCHER® ET ETUDES FUTURES

Les performances de terrain de l'échantillonneur passif Chemcatcher pour la surveillance de polluants organiques hydrophobes ont été largement publiées ces dernières années pour les eaux de surface (Aguilar-Martinez *et al.*, 2008, Vrana *et al.* 2010 entre autres).

De récents développements se sont intéressés aux composés adsorbants ayant une meilleure capacité à piéger les composés polaires pour lesquels les phases de prélèvement traditionnelles n'ont pas une très grande affinité.

#### 4.1.5 ECHANTILLONNEUR DE TYPE MESCO (MEMBRANE ENCLOSED SORPTIVE COATING)

L'échantillonneur MESCO est une adaptation technique du dispositif SPME (Micro extraction sur phase solide) pour l'échantillonnage des polluants organiques hydrophobes. Le dispositif comprend un barreau agitateur recouvert de PDMS (silicone) utilisé pour l'extraction de l'adsorbant, inclus dans une membrane de cellulose régénérée. Cette phase réceptrice peut être mise en présence d'air ou d'eau. Le dispositif miniature MESCO combine l'échantillonneur sans solvant et la concentration préliminaire. Une tige ou un bâton rempli de silicone sont souvent utilisés comme alternative au barreau agitateur afin d'augmenter la capacité de la phase réceptrice.

Ce dispositif permet une analyse directe des composés par thermo-désorption couplée à une chromatographie en phase gazeuse qui diminue le nombre d'étapes et la nécessité de nettoyer les échantillons, résultant ainsi en un gain de temps. Malgré sa surface de contact limitée avec le milieu, la sensibilité de ce capteur est aussi élevée que celle des autres préleveurs passifs, grâce à la possibilité de réaliser des analyses par chromatographie en phase gazeuse immédiatement après la thermo-désorption de l'ensemble des composés présents dans la phase réceptrice.

##### 4.1.5.1 DESCRIPTION DU PRELEVEUR

Un préleveur MESCO est un échantillonneur basé sur le principe de diffusion. Il est constitué d'une membrane en tube ou en sac faite de celluloses régénérées (membrane de dialyse) ou de polyéthylène basse densité (LDPE). Le tube (ou sac) est rempli d'eau distillée et contient, en tant que phase réceptrice, un barreau magnétique recouvert de polydiméthylsiloxane (PDMS) (Vrana *et al.* 2001). La Figure 23 fournit une représentation schématique du préleveur MESCO et la Figure 24 présente une photographie de l'échantillonneur passif MESCO.

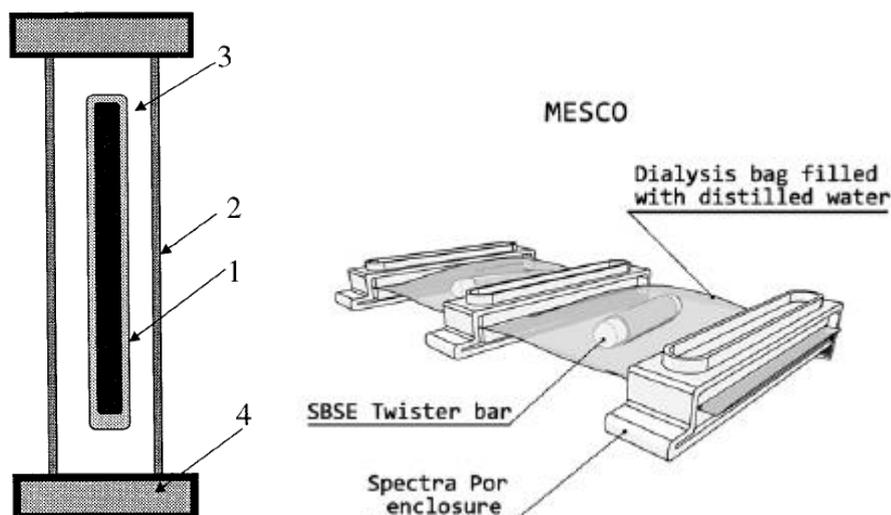


Figure 23 : A gauche : représentation schématique du dispositif d'échantillonnage passif MESCO. A droite : autre représentation schématique (Kot-Wasik et al., 2007).

(1) Le barreau magnétique est enfermé dans un sac à membrane de dialyse faite de cellulose régénérée (2). Le sac membranaire de dialyse est rempli avec 3mL d'eau distillée (3) et scellé à chaque extrémité par des fermetures Spectra Por (4) (Vrana et al., 2001). SBSE = extraction sur barreau s'agitation

Les substances organiques dissoutes dans le milieu environnant sont adsorbées sur l'enrobage de silicone du barreau durant l'exposition. Après son retrait, le barreau est thermo-désorbé par un système permettant la quantification directe de la masse des substances adsorbées au moyen de méthodes d'analyses standard.



Figure 24 : Dispositif d'échantillonnage MESCO (Verreydt et al., 2010).

#### 4.1.5.2 APPLICATION

Le préleveur MESCO peut être appliqué à la fois aux eaux de surface (rivières, lacs) et aux eaux souterraines. Il peut être utilisé pour la surveillance des eaux usées dans un contexte d'atténuation naturelle mais également dans le cadre d'autres techniques de remédiation et/ou pour le contrôle des rejets de polluants.

#### 4.1.5.3 MISE EN PLACE DU PRELEVEUR ET RETRAIT DE L'ECHANTILLON

De manière générale, le temps d'exposition du MESCO est relativement court, allant de quelques heures à une semaine. L'échantillonneur est appliqué aux mesures de concentrations intégrées au cours du temps. Les échantillonneurs sont très petits et ne nécessitent pas d'importants dispositifs de mise en place sur le terrain, permettant une installation discrète sur les sites d'échantillonnage durant les campagnes de surveillance.

#### 4.1.5.4 AVANTAGES

D'après les auteurs, l'échantillonneur MESCO combine les avantages de l'approche de l'échantillonnage passif avec l'absence d'une phase d'extraction ayant recours à un solvant avant analyse. En effet, la désorption des composés piégés est directement suivie par un système capillaire de chromatographie en phase gazeuse couplé à un spectromètre de masse. Cette procédure augmente la précision de l'analyse puisque tous les polluants accumulés sont disponibles pour l'analyse, et qu'il n'y a pas d'interférence due à l'utilisation du solvant (Greenwood *et al.*, 2007). Par ailleurs, les composés aussi bien polaires que non-polaires sont accumulés dans l'échantillonneur équipé de sa membrane de cellulose.

#### 4.1.5.5 LIMITES

Avec ce préleveur, les mesures quantitatives ne sont possibles qu'en utilisant des composés de référence de performance (PRC). Le comportement de désorption des PRC est similaire à celui d'adsorption des polluants dans la phase réceptrice (Huckins *et al.* 2005 ; Vrana *et al.* 2006a et 2006b ; Paschke *et al.* 2006). De plus, il n'est pas possible de répéter l'analyse que ce soit en cas de problème dans le déroulement de la procédure ou bien simplement pour vérifier sa reproductibilité (Greenwood *et al.*, 2007). Enfin, le MESCO possède une petite surface et fournit ainsi de faibles taux d'échantillonnage.

#### 4.1.5.6 DETERMINATION DE L'APPLICABILITE ET INTERPRETATION DES DONNEES

La performance de l'échantillonneur a été testée en laboratoire dans un système à circulation continue pour l'échantillonnage intégratif des polluants organiques hydrophobes résistants, comprenant le  $\gamma$ -hexachlorocyclohexane, l'hexachlorobenzène, le 2,2'-bis(4-chlorophenyl)-1,1'-dichloroéthylène, des HAP, et des PCB (Vrana *et al.*, 2001). Ces échantillonneurs peuvent également être appliqués pour des faibles concentrations en HAP, PCB et en quelques COV (Verreydt *et al.*, 2010).

#### 4.1.5.7 UTILISATION DU MESCO ET ETUDES FUTURES

Des études complémentaires du système MESCO sont prévues pour rechercher un moyen de reproduire les analyses ce qui permettrait l'identification d'éventuelles défaillances dans le protocole mis en place.

#### 4.1.6 LES CAPTEURS PASSIFS DE TYPE GORE® SORBER MODULE

Les capteurs passifs de type Gore® Sorber Module peuvent être utilisés pour l'échantillonnage des COV et COSV dans divers milieux (air, sols saturés ou non, eaux). Ce dispositif est basé sur les mécanismes de diffusion. Il est composé d'une membrane (barrière) et d'une phase réceptrice (adsorbant). Les composés dissous dans l'eau peuvent traverser la membrane, grâce à leur constante de Henry, et s'accumuler dans la phase réceptrice. De nombreux composés peuvent être détectés par ce dispositif. Le taux d'échantillonnage, la durée d'exposition et la masse désorbée sont les éléments qui permettent de déterminer les concentrations en composés du milieu. Le taux d'échantillonnage doit être calibré en fonction des conditions du puits (température et pression).

##### 4.1.6.1 DESCRIPTION DU PRELEVEUR

Ce préleveur consiste en plusieurs unités de collecte séparées (Figure 25). Chaque unité contient des matériaux adsorbants spécifiques sélectionnés pour leur affinité avec une large gamme de composés organiques volatiles et semi-volatiles et pour leurs propriétés hydrophobes. Ces unités sont placées dans une gaine d'insertion et de retrait perméable à la vapeur, construite dans un matériau inerte et hydrophobe, permettant aux gaz de traverser librement la membrane et de se répandre sur le matériau adsorbant, protégeant ainsi les adsorbants granulaires de potentiels contacts avec l'eau et le sol. Ce dispositif permet donc d'éviter que les particules de sol et d'eau n'affectent l'intégrité de l'échantillon.

Cet échantillonneur est composé d'une membrane en GORE-TEX® dotée de micropores et chimiquement inerte. Cette membrane est imperméable mais laisse pénétrer les gaz. Ce dispositif mesure 20,3 cm de long et a un diamètre de 1,3 cm. L'extrémité supérieure est fermée par un couvercle qui permet de saisir et/ou suspendre le capteur. Le module contient suffisamment de matériaux adsorbants pour réaliser deux échantillons, ce qui permet de dupliquer les analyses. La Figure 26 détaille les composants d'un capteur de type Gore® Sorber Module et son installation.

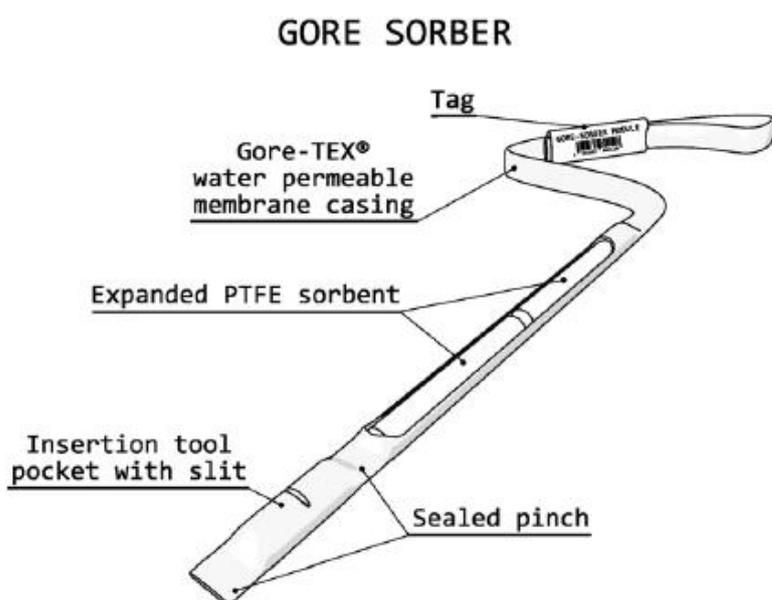


Figure 25 : Représentation schématique du préleveur Gore® Sorber.

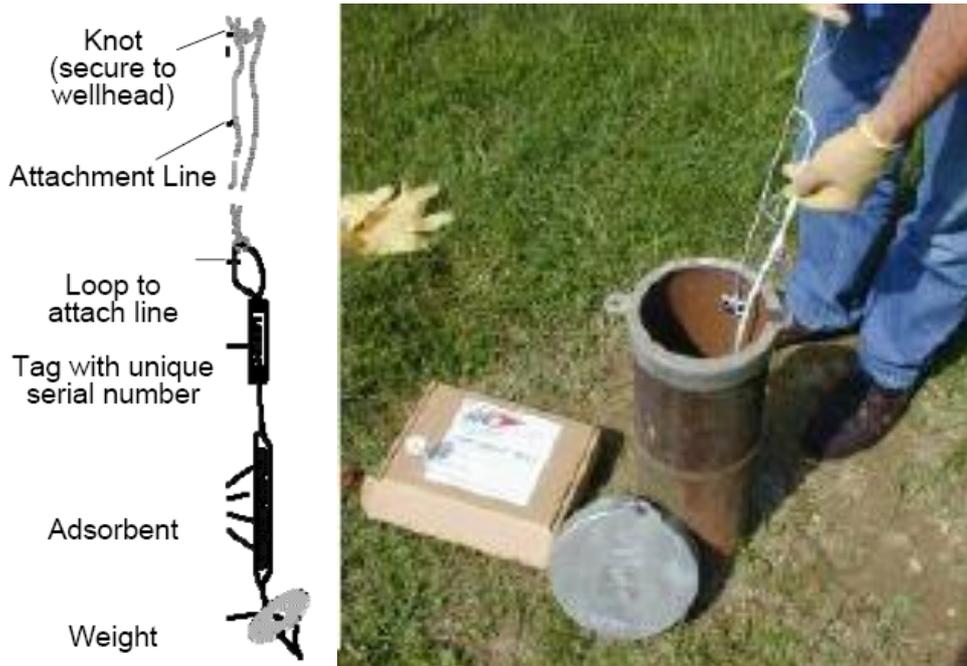


Figure 26 : Composants d'un capteur de type Gore® Sorber Module et installation dans un puits (ITRC, 2006).

#### 4.1.6.2 APPLICATION

Ce dispositif peut être utilisé pour échantillonner les gaz présents dans la zone non saturée du sol et les composés organiques dissous dans les eaux souterraines. Il a été utilisé à la fois en eaux douces salines, ainsi que pour l'échantillonnage de sédiments dans des marécages, ruisseaux, berges de rivières et systèmes côtiers. De plus, ce dispositif a été utilisé dans des études d'intrusion de vapeur et pour des enquêtes de surveillance de l'air en milieu extérieur et en milieu confiné. Cette technologie peut être utilisée en tant que complément, dans le cadre d'un programme de surveillance de la qualité de l'eau, réduisant ainsi le nombre d'échantillons d'eaux souterraines devant être collectés et analysés.

Ce type de capteur passif peut être installé dans l'espace situé au dessus du niveau de la nappe phréatique dans le but de détecter des composés qui se volatiliseront à partir de la phase liquide, ainsi que ceux issus de la zone non saturée du sol et arrivant dans le puits en passant à travers la crépine.

#### 4.1.6.3 MISE EN PLACE DU PRELEVEUR ET RETRAIT DE L'ECHANTILLON

Le module peut théoriquement être mis en place dans n'importe quel cadre géologique (des argiles à faible perméabilité aux sables à forte perméabilité) et sous n'importe quel taux d'humidité (d'un sol sec à un sol saturé).

Pour procéder à l'installation, le module et les poids doivent être descendus dans le puits (Figure 27). Par ailleurs, des profils verticaux peuvent également être fournis, par intervalle de 15,2 cm au minimum. Dans ce cas, il suffit d'attacher plusieurs modules le long de la ficelle servant à les attacher dans le puits.



*Figure 27 : Mise en place d'un capteur de type Gore® Sorber Module.*

*De gauche à droite : fixation du module et du poids sur la ficelle, descente du module dans le puits, et fermeture du puits après installation. Note : La ficelle est fixée à la tête du puits avant que le module ne soit introduit dans le puits (ITRC, 2006).*

La durée d'exposition est comprise entre 48 heures et 14 jours.

#### 4.1.6.4 AVANTAGES

Les principaux avantages d'un capteur de type Gore® Sorber Module selon ITRC (2006) sont les suivants :

- il ne collecte pas d'échantillons d'eau et par conséquent ne nécessite pas de transfert,
- il s'agit d'un système à usage unique, ne nécessitant donc pas de décontamination,
- il perturbe très peu la colonne d'eau lors de sa mise en place,
- il nécessite peu de manipulation à l'installation et au retrait,
- il réduit la quantité d'erreurs possibles liées au terrain et à l'opérateur,
- il n'est pas limité par un volume d'échantillonnage minimum,
- les analyses sont dupliquées,
- il peut être mis en place sur de longues périodes pour la détection de faibles concentrations,
- il peut collecter un échantillon dans des puits caractérisés par une faible colonne d'eau, par exemple pour des puits ayant une colonne d'eau, jusqu'à 15,2 cm.

#### 4.1.6.5 LIMITES

Les principales limites d'un capteur de type Gore® Sorber Module selon ITRC (2007) sont les suivants :

- il ne mesure ni les composés inorganiques, ni les paramètres du terrain,
- il est limité par la pression de vapeur pour la détection des composés,
- il nécessite le recours à un algorithme permettant de convertir la masse mesurée en concentration,
- il n'est pas approprié aux surveillances à long terme.

#### 4.1.6.6 DETERMINATION DE L'APPLICABILITE ET INTERPRETATION DES DONNEES

Les unités contenant les matériaux adsorbant peuvent être analysées au laboratoire pour les composés organiques volatiles et semi-volatiles et les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP). En plus de ces composés courants, les échantillons peuvent aussi être analysés pour des groupes de composés spécifiques, comme le fioul, les hydrocarbures, les pesticides, les explosifs et les agents chimiques (Einfeld and Koglin, 2000). En 2007, l'ITRC a mené une comparaison à l'échelle du terrain entre les capteur de type Gore® Sorber Module et une technique conventionnelle d'échantillonnage d'eaux souterraines (purge à faible débit). Il a été montré une très bonne concordance entre les résultats des deux méthodes, puisque toutes les valeurs comparées avait un coefficient de corrélation supérieur à 0,9.

L'échantillonnage au moyen de la méthode passive des capteurs de type Gore® Sorber Module est peu coûteux comparé aux méthodes d'échantillonnage conventionnelles (Einfeld and Koglin 2000).

Ces dispositifs ont été utilisés pour détecter les COV et les COSV comprenant les solvants halogénés, les hydrocarbures aromatiques et aliphatiques, les éthers, les cétones, les HAP, les explosifs nitroaromatiques, les produits de désintégration de composés chimiques, les pesticides, les herbicides et les PCB. Le Tableau 4 fournit une liste de composés détectés sur bancs d'essais par les capteurs de type Gore® Sorber Module (ITRC, 2007).

*Tableau 4 : Composés cibles détectés dans les études de laboratoire et de terrain par les capteurs de type Gore® Sorber Module (ITRC, 2007).*

| Volatiles             |                                | Semivolatiles                             | Explosives            |
|-----------------------|--------------------------------|---|-----------------------|
| methyl t-butyl ether  | 1,1,2,2-                       | 1,3,5-trimethylbenzene                    | nitrobenzene          |
| benzene               | tetrachloroethane              | 1,2,4-trimethylbenzene                    | 2-nitrotoluene        |
| toluene               | 1,1-dichloroethene             | 1,2-dichlorobenzene                       | 3-nitrotoluene        |
| ethylbenzene          | <i>trans</i> -1,2-             | 1,3-dichlorobenzene                       | 4-nitrotoluene        |
| o-xylene              | dichloroethene                 | 1,4-dichlorobenzene                       | 1,3-dinitrobenzene    |
| m,p-xylene            | <i>cis</i> -1,2-dichloroethene | undecane                                  | 2,4-dinitrotoluene    |
| octane                | trichloroethene                | tridecane                                 | 2,6-dinitrotoluene    |
| 1,1-dichloroethane    | tetrachloroethene              | pentadecane                               | 1,3,5-trinitrobenzene |
| 1,2-dichloroethane    | chloroform                     | naphthalene                               | 2,4,6-trinitrotoluene |
| 1,1,1-trichloroethane | carbon tetrachloride           | 2-methylnaphthalene                       |                       |
| 1,1,2-trichloroethane | chlorobenzene                  | <b>Chemical agents/breakdown products</b> |                       |
| 1,1,1,2-              | 1,4-dioxane                    | 1,4-dithiane                              |                       |
| tetrachloroethane     | freons                         | 1,4-oxathiane                             |                       |
|                       | fuel oxygenates                | 2-chloroacetophenone                      |                       |

#### 4.1.6.7 UTILISATION DE CAPTEURS DE TYPE GORE® SORBER MODULE ET ETUDES FUTURES

D'après les auteurs, ces capteurs ont été largement employés depuis 1992 dans 1500 projets de prélèvement de gaz du sol, aux Etats-Unis principalement. Cependant, son application à la surveillance des eaux souterraines est relativement récente et des études de cas sont en cours de réalisation. Un rapport de l'US EPA ETV rapportant le succès de l'application de cette technologie pour la surveillance de la qualité des eaux souterraines sera prochainement publié.

Des études complémentaires corrélant la masse désorbée et la concentration aqueuse sont nécessaires. Bien qu'une large gamme de composés ait été examinée (COV et COSV), la liste exacte des composés pouvant être échantillonné reste à définir. Des études sont actuellement en cours pour répondre à cette question.

#### **4.1.7 LES PRELEVEURS SORBICELLS**

Le préleveur Sorbicell est un dispositif cinétique basé sur la perméation forcée. Il permet la mesure de concentrations de différentes substances moyennées sur de longues périodes de temps, dans le domaine de la qualité des eaux. La méthode est basée sur un flux advectif d'eau à travers le préleveur, induit par la disposition des préleveurs Sorbicells dans des réservoirs étant à pression atmosphérique. Ce dispositif permet de réaliser un calcul de concentration en polluants mobiles dans le sol et les eaux souterraines proportionnel au flux et basé sur la mesure de concentrations moyennes. Différentes installations du système sont disponibles pour l'échantillonnage des eaux souterraines, des eaux de drainage et des eaux de surfaces stagnantes ou circulantes.

##### **4.1.7.1 DESCRIPTION DU PRELEVEUR**

Le dispositif est constitué d'un boîtier comprenant une ou plusieurs cartouches en propylène perméables à l'eau, un fil de sécurité, un réservoir en polyéthylène haute densité (HDPE) ainsi qu'un tuyau permettant le passage de l'air depuis l'atmosphère jusqu'au réservoir (Grøn, C., 2009). La cartouche peut être installée au-dessus ou en-dessous du système (Figure 28). Lorsque la cartouche est placée en-dessous, elle est connectée à un tube creux au moyen d'un capillaire. Un gradient de pression est créé en baissant la position du tube creux (qui est connecté avec l'atmosphère) en-dessous du niveau de la nappe à la profondeur de mesure désirée (Verreydt *et al.*, 2010).

Le préleveur Sorbicell contient un traceur permettant le calcul de la quantité d'eau ayant traversé le préleveur. Ce préleveur peut donc être utilisé pour déterminer les flux massiques de polluants sur une longue période de temps.

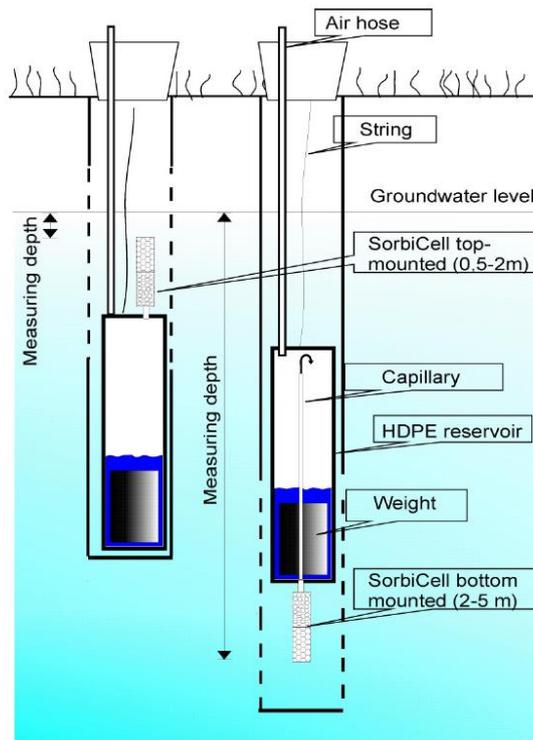


Figure 28 : Configuration d'un système de prélèvement Sorbicell (Grøn, C., 2009).

La cartouche contient (Figure 29):

- un adsorbant efficace, conçu pour adsorber les substances dissoutes dans l'eau passant à travers l'échantillonneur,
- un traceur respectueux de l'environnement. Il s'agit d'un sel qui se dissout proportionnellement au volume d'eau passant à travers la cartouche,
- des filtres spécifiques placés entre les compartiments contenant l'adsorbant et ceux contenant le sel traçant.

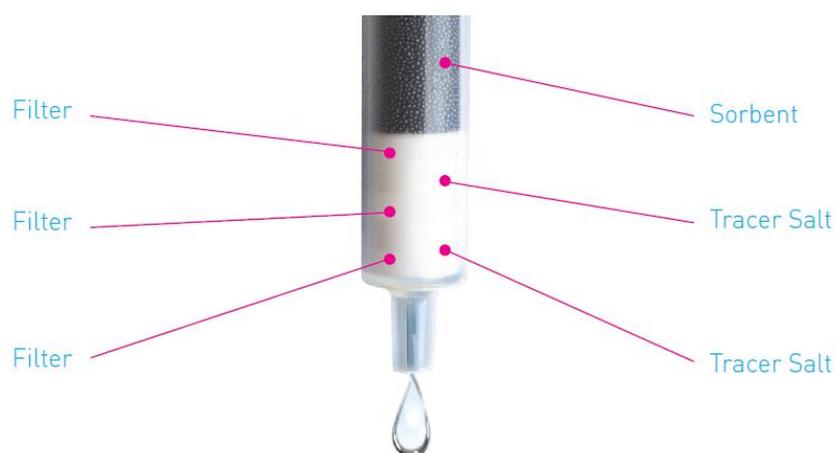


Figure 29 : Composants d'une cartouche de préleveur passif Sorbicell (Grøn, C., 2009).

Quelques caractéristiques supplémentaires des cartouches Sorbicell sont listées dans le Tableau 5.

Tableau 5 : Description technique des cartouches Sorbicells (d'après Sorbisense).

| <b>Technical Specifications:</b> |   |
|----------------------------------|---|
| Diameter:                        | 11 mm   |
| Length:                          | 75 mm   |
| Weight:                          | ca. 3 g   |
| Volume:                          | 3 ml  |
| Material:                        | Polypropylene cartridge, polymer sorbent (styrene), environmental friendly tracer salt and polymer-/glass filters |
| Detection limit:                 | 0,2 µg (per individual solute).   |
| Measuring range:                 | 0,1 – 0,5 litre of water.   |

Lorsque l'eau traverse le préleveur Sorbicell, la cartouche adsorbe les composés d'intérêt dissous et libère un traceur de façon proportionnelle au débit. La quantité de traceur libérée dépend du volume d'eau ayant traversé la cartouche pendant la durée d'échantillonnage. Une concentration en substances dissoutes proportionnelle au flux peut être calculée pour la période d'échantillonnage, sans avoir à prendre en compte la dynamique de l'écoulement ni les variations de concentrations (De Jonge & Rothenberg, 2005).

C'est la pression hydrostatique (gradient de pression) créée dans le préleveur et non pas l'écoulement de l'eau souterraine qui régit l'échantillonnage des eaux souterraines. Par conséquent, ce capteur ne nécessite pas de système de pompage. Ainsi, le flux à travers la cartouche est fonction du gradient de pression, qui est lui-même fonction du capillaire utilisé et du niveau du toit de la nappe dans le puits.

Le type d'adsorbant dépend des contaminants recherchés et doit répondre aux critères suivants :

- rendre possible le libre passage de l'eau à travers les pores,
- montrer une forte capacité d'adsorption des substances dissoutes et/ou des colloïdes d'intérêts, en combinant une forte affinité des substances dissoutes et une vitesse de capture rapide,
- rendre possible la récupération des composés dissous au laboratoire.

Pour prélever simultanément différents composés dissous, la capacité de capture considérée doit correspondre aux substances dissoutes les moins adsorbables. L'échantillonneur doit fonctionner comme un puits semi-infini pour tous les composés dissous ciblés. Les adsorbants les plus courants sont les gels de silice, les résines carbonées, les zéolites, et le charbon actif (De Jonge & Rothenberg, 2005).

Le traceur sélectionné doit de plus avoir les caractéristiques suivantes :

- ne pas être toxique,
- se dissoudre de manière à donner instantanément une concentration constante dans le fluide traversant,

- être facilement récupérable après l'installation et facilement quantifiable par des techniques d'analyse standard.

Lorsqu'ils sont utilisés avec modération, les sels dissous sont de bons traceurs, car ils se dissolvent jusqu'à ce qu'ils atteignent une concentration maximale dans la solution, cette concentration maximale étant dictée par leur produit de solubilité et pouvant être relativement indépendante de la composition ionique de l'eau échantillonnée. Les traceurs devraient être choisis en fonction de la composition macro-chimique de l'eau échantillonnée.

#### 4.1.7.2 APPLICATION

Les préleveurs Sorbicells mesurent une concentration en contaminants intégrée au cours du temps à n'importe quelle profondeur, mais ne permettent de prélever qu'un seul échantillon par puits. Cependant, l'utilisation de cette technologie pour le prélèvement multiple est en cours de développement.

Les préleveurs Sorbicells sont fournis avec différents systèmes de montage, ce qui permet de les utiliser pour l'échantillonnage d'eaux dans différents environnements : les puits, les drains en terre cuite, les eaux usées, et les eaux de surfaces quelles soient stagnantes ou circulantes.

Les applications de cette technologie incluent les systèmes de surveillance, les systèmes d'alerte précoce, l'évaluation d'émissions dans le cas d'opérations de remédiation *in-situ*, les études environnementales, la comptabilité environnementale et les analyses de prévention des risques.

#### 4.1.7.3 MISE EN PLACE DU PRELEVEUR ET RETRAIT DE L'ECHANTILLON

La mise en place de cet échantillonneur peut être durable si les deux conditions suivantes sont remplies :

- la capacité d'adsorption du composé dissous le plus adsorbable ne doit pas être dépassée,
- le traceur ne doit pas être complètement dissous.

Le préleveur doit être placé perpendiculairement au flux ou doit décrire un certain angle avec la direction du flux. Les deux interfaces de la cartouche doivent être en contact capillaire avec le sol environnant. La cartouche doit avoir de bonnes propriétés d'humidification et de drainage. D'autre part, la conductivité hydraulique non saturée de la cartouche doit être au moins aussi grande que celle du sol environnant (De Jonge & Rothenberg, 2005).

La sélection du bon produit standard Sorbicell dépend de la durée d'échantillonnage (exposition) et de la profondeur d'échantillonnage souhaitée (Figure 30). Les temps d'exposition classiques sont compris entre 1 semaine et 6 mois.

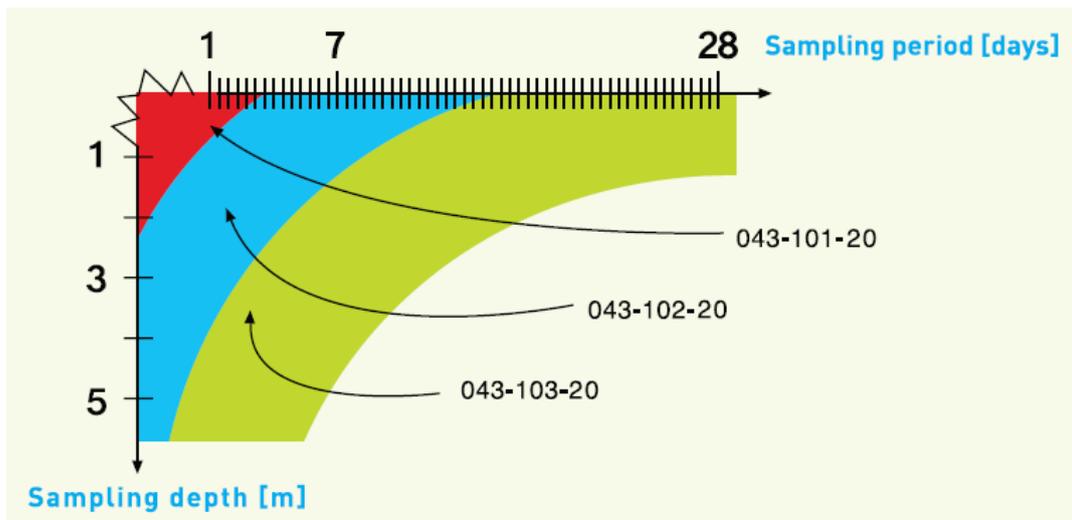


Figure 30 : Produits standard Sorbicells à utiliser en fonction de la durée de prélèvement et de la profondeur

La limite de détection des préleveurs Sorbicells dépend du volume d'eau passant par l'échantillonneur. Par conséquent, il est important de prévoir une durée minimum d'échantillonnage, garantissant que la limite de détection soit atteinte.

Lors de la mise en place des Sorbicells, l'extrémité adsorbante doit toujours être en amont de la cartouche afin d'éviter la contamination par le sel traçant. Le Sorbicell doit être suffisamment humidifié et ne doit pas contenir de bulles d'air avant sa mise en place. Si le Sorbicell est conservé plus d'une semaine avant sa mise en place, il doit être conservé dans un endroit frais et sec. Les Sorbicells peuvent être conservés plusieurs mois s'ils sont congelés.

Une fois la période d'exposition terminée, le préleveur doit être récupéré et envoyé au laboratoire pour l'extraction et l'analyse par les méthodes standards des masses dissoutes accumulées et de la quantité de traceur restant.

#### 4.1.7.4 AVANTAGES

D'après le fabricant, la petite taille des Sorbicells, leur conception solide et leur capacité de préservation des prélèvements permettent une manipulation et un transport des échantillons beaucoup plus souple et efficace. Les avantages du dispositif Sorbicell comprennent, selon lui :

- la robustesse du préleveur,
- l'indépendance du taux d'échantillonnage vis-à-vis de la concentration et des facteurs environnementaux spécifiques,
- l'intégration *in situ* des variations de débit hydraulique et des variations de concentration lors de prélèvements à long terme (1 semaine à 6 mois),
- l'utilisation sous une grande variété de conditions hydrodynamiques et la surveillance d'une large gamme de substances dissoutes et de colloïdes,
- le rapport efficacité-prix : mise en place et manipulation de l'échantillon faciles, minimisation/simplification de la maintenance,
- la forte résistance à la biodégradation grâce à sa constitution en nano matériau empêchant l'intrusion de bactéries,

- l'absence de diffusion depuis le préleveur grâce à son fort coefficient d'adsorption.

#### 4.1.7.5 LIMITES

Selon SorbiSense, cette technique d'échantillonnage passif présente néanmoins des limites qu'il faudra considérer lors de son utilisation :

- cette technique donne des points de mesures déterminés par l'aire de la cartouche exposée,
- la limite de détection dépend du volume d'eau passant à travers la cartouche,
- les variations du niveau d'eau entraînent des variations du gradient de pression et par conséquent des variations du flux à travers les cartouches.

#### 4.1.7.6 DETERMINATION DE L'APPLICABILITE ET INTERPRETATION DES DONNEES

Des essais en laboratoire ont été réalisés à long terme en utilisant de grandes colonnes de sol en régime hydraulique permanent, pour deux composés présentant des propriétés électroniques et moléculaires très différentes (le phénanthrène et le glyphosate). Il a ainsi été démontré que le préleveur passif Sorbicell est applicable pour les prélèvements *in situ* et que cette méthode peut être appliquée à deux groupes distincts de molécules (De Jonge & Rothenberg, 2005).

Un processus de vérification de l'échantillonnage d'eau souterraine au moyen de Sorbicell pour les composés organiques volatiles (COV) a été réalisé (Grøn, C., 2009). Les COV que le Sorbicell peut mesurer sont présentés dans le Tableau 6.

Tableau 6 : Liste des Composés Organiques Volatils mesurés par le Sorbicell.

| <b>SorbiCell (VOC) measures these Volatile Organic Compounds:</b> |                                |                           |                             |
|---|--------------------------------|---------------------------|-----------------------------|
| BTEX & MTBE   | Chlorinated compounds "top 10" | Other compounds           |                             |
| benzene   | vinyl chloride                 | dichlorodifluoromethane   | brombenzene                 |
| toluene   | 1,1-dichloroethene             | trichlorofluoromethane    | 1,1,2,2-tetrachloroethane   |
| ethylbenzene  | trans-1,2-dichloroethene       | 1,1-dichloroethane        | 1,2,3-trichloropropane      |
| p/m-xylene  | cis-1,2-dichloroethene         | 2,2-dichloropropane       | 2-chlorotoluene             |
| o-xylene  | trichloromethane(chloro form)  | bromchloromethane         | 4-chlorotoluene             |
| 1,3,5-trimethylbenzene  | 1,1,1-trichloroethane          | 1,1-dichloropropene       | t-butylbenzene              |
| propylbenzene   | tetrachloromethane             | 1,2-dichloropropane       | 1,2,4-trimethylbenzene      |
| methyl tert-butyl ether (MTBE)                                    | trichloroethene (TRI)          | dibromomethane            | sec-butylbenzene            |
|   | tetrachloroethene (PER)        | bromodichloromethane      | 1,3-dichlorobenzene         |
|   |                                | c-1,3-dichloropropene     | p-cymen(4-isopropyltoluene) |
|   |                                | t-1,3-dichloropropene     | 1,4-dichlorobenzene         |
|   |                                | 1,1,2-trichloroethane     | 1,2-dichlorobenzene         |
|   |                                | 1,3-dichloropropane       | n-butylbenzene              |
|   |                                | dibromochloromethane      | 1,2-dibromo-3-chloropropane |
|   |                                | 1,2-dibromoethane         | 1,2,4-trichlorobenzene      |
|   |                                | chlorobenzene             | hexachlorobutadiene         |
|   |                                | 1,1,1,2-tetrachloroethane | naphtalene                  |
|   |                                | styrene                   | 1,2,3-trichlorobenzene      |
|   |                                | bromoform                 |                             |
|   |                                | cumen (isopropyl-benzene) |                             |

Rozemeijer *et al.* (2010) ont présenté une application de terrain à grande échelle. Elle consistait à comparer des concentrations enregistrées continuellement et automatiquement avec des concentrations moyennes fournies par un préleveur passif ainsi qu'avec des concentrations instantanées obtenues à partir d'un préleveur discret. Les niveaux de concentration et les tendances saisonnières obtenus avec le préleveur Sorbicell se sont avérés être fortement analogues à ceux observés à partir des mesures continues de la qualité de l'eau et à partir d'échantillonnages hebdomadaires au préleveur discret.

Cette technologie permet d'étudier une large gamme de composés, dépendant du matériau adsorbant contenu dans l'échantillonneur. La gamme de composés pouvant être étudiés inclut les nitrates, les phosphates, les pesticides, les composants organiques volatiles (COV), les métaux lourds, etc.

#### 4.1.7.7 UTILISATION DU SORBICELL ET FUTURES ETUDES

Les Sorbicell sont commercialisés par Sorbisense Corporation (San Diego, CA). Ils sont actuellement mis en place dans le cadre de 7 projets de surveillance, 5 au Danemark (nitrates / phosphates / composés organiques dans les eaux souterraines, eau de drainage) et 2 aux Pays-Bas (composés organiques dans les eaux souterraines). En Juin 2009, un document relatif à la procédure de vérification du joint du préleveur d'eaux souterraines de Sorbisense a été publié. La région de la Capitale du Danemark et Grontmij Carl Bro (consultant international) prévoient d'utiliser les Sorbicells pour des études de surveillance et de délimitation aussi bien que pour cartographier des pollutions. La région de la Capitale du Danemark s'attend à ce que l'utilisation des Sorbicells améliore les prises de décisions relatives à l'identification des cas pour lesquels une réhabilitation doit être mise en place et ceux pour lesquels une remédiation ne s'avère pas nécessaire et donc pour lesquels le dossier peut être clos. De plus, la technologie Sorbisense permettant le prélèvement à plusieurs niveaux différents est en cours de développement.

Cependant, peu de publications scientifiques existent concernant la performance sur le terrain des Sorbicells appliqués aux mesures des contaminants dans les eaux souterraines.

## 4.2 LES DISPOSITIFS PASSIFS A L'EQUILIBRE

Les dispositifs passifs à équilibre sont pré-remplis avec une phase liquide, en général de l'eau déionisée (ou distillée). Au fil du temps, les composés présents dans l'eau du puits diffusent à travers la membrane et jusqu'à l'intérieur du préleveur, afin que les concentrations à l'intérieur du préleveur s'équilibrent avec celles de l'eau du puits. Ces dispositifs sont caractérisés par le temps nécessaire pour atteindre l'équilibre entre les concentrations en contaminants dans l'eau à échantillonner et dans le dispositif. La période requise pour obtenir l'équilibre est évaluée en laboratoire. Ce type de dispositif doit éviter les pertes de composés durant son exposition et répondre rapidement aux variations du milieu. C'est notamment le cas des PDB (polyéthylène diffusion bags ou poches de diffusion en polyéthylène), utilisés pour la surveillance des COV (la période d'exposition du PDB rempli d'eau pour l'analyse des COV est de 15 jours).

Étant donné que les préleveurs basés sur la diffusion à l'équilibre équipés d'une membrane en polyéthylène ne peuvent prélever que des COV, d'autres préleveurs

basés sur la diffusion ont été développés et sont capables d'échantillonner tous les COV, les constituants inorganiques (les cations, les anions, les métaux en traces et les nutriments), et quelques composés volatils semi-organiques (les explosifs et le carbone organique dissous).

Les préleveurs à l'équilibre sont sensibles à la profondeur ; par conséquent ils ne peuvent refléter que les concentrations des composés de l'eau à laquelle ils sont exposés sous les conditions de circulation des eaux souterraines environnantes. Une des considérations les plus importantes relative à l'interprétation des données fournies par des échantillonneurs passifs est d'avoir une connaissance approfondie du degré de représentativité par rapport aux conditions de l'aquifère, au forage considéré et à la méthode d'échantillonnage choisie pour ce forage.

Ce type de capteur fournit une information similaire à celle découlant des méthodes conventionnelles mais n'induit pas de perturbations au moment du prélèvement, donc il ne mélange pas les différentes couches d'eau au moment de l'échantillonnage.

Les composés ont tendance à migrer des zones de forte concentration vers les zones de faible concentration jusqu'à ce que l'équilibre soit atteint. Le gradient de concentration de part et d'autre de la membrane dirige la diffusion ; le taux de diffusion diminue lorsque l'état du préleveur s'approche de l'équilibre. Le taux de diffusion est également fortement affecté par la température. L'épaisseur, ainsi que d'autres propriétés de la membrane influencent également le temps nécessaire à l'obtention de l'équilibre (Figure 31).



Figure 31 : Gradient de concentration avant et après l'équilibre (ITRC, 2007)

Il est important de préciser que ce processus est réversible. Si les concentrations des composés dans l'eau du puits diminuent, les composés diffuseront dans le sens inverse (ils sortiront du préleveur) jusqu'à ce qu'un nouvel équilibre soit atteint. Par conséquent, ce type de préleveur permet l'enregistrement, avec un certain décalage dans le temps, des changements de concentrations en composés de l'eau du puits.

#### **4.2.1 LES ECHANTILLONNEURS DE TYPE PDB (POLYETHYLENE DIFFUSION BAG SAMPLERS OU Poches DE DIFFUSION EN POLYETHYLENE)**

Les échantillonneurs PDB contenant de l'eau déionisée sont capables de collecter des échantillons d'eaux souterraines pour procéder à des analyses de laboratoire dans le cadre d'une surveillance à long terme des concentrations en COV dans des zones bien caractérisés. Les composés diffusent vers l'intérieur ou vers l'extérieur du dispositif jusqu'à ce que l'équilibre soit atteint. Le temps nécessaire pour atteindre l'équilibre dépend du taux d'équilibrage dans le puits, de la température de l'eau, du composé et du type de membrane (Parker, L.V. & Clark, C.H., 2002). La concentration résultante représente l'intégration des changements chimiques sur la partie la plus récente de la période d'exposition. Ce dispositif est peu coûteux et permet d'éliminer et/ou de réduire la quantité d'eau pompée du puits.

Les hypothèses relatives à l'utilisation d'un préleveur PDB dans un puits sont basées sur des travaux de recherche qui indiquent que l'eau contenue dans la section crépinée du puits, soumise à un flux horizontal peut être considérée représentative de l'eau souterraine de la zone aquifère adjacente à la crépine avant de purger. Dans les cas où un flux vertical de composés est non négligeable ou bien s'il existe des variations verticales de concentrations en COV, un système PDB à prélèvement multiple peut s'avérer être plus approprié pour l'échantillonnage (Vroblesky, D.A., 2001).

##### **4.2.1.1 DESCRIPTION DE L'ECHANTILLONNEUR**

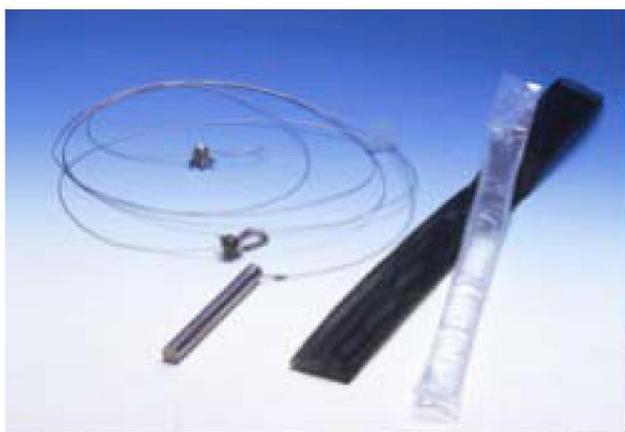
Les échantillonneurs PDB sont constitués de films en polyéthylène basse densité (LDPE) qui fonctionnent comme une membrane semi-perméable d'une seule couche de 4 mm d'épaisseur en forme de tube, remplie d'environ 50-70mL d'eau déionisée et scellée au niveau des deux extrémités. L'échantillonneur mesure en général 50 cm de long, et a un diamètre de 2,5 cm, et peut contenir jusqu'à 350 mL d'eau déionisée. D'autres dimensions sont disponibles pour permettre l'insertion et la mise en place dans des puits de diamètres plus petits ou dans le but de fournir des volumes d'échantillons spécifiques. Les préleveurs peuvent être remplis sur le terrain ou commandés pré-remplis. Les sacs de LDPE sont entourés d'une pochette en maille plastique (Figure 32) de façon à les protéger de tout dommage lors de leur mise en place et de leur récupération (ITRC, 2004).



A) avec un maillage de protection, B) sans maillage de protection

*Figure 32 : Préleveurs de type PDB*

Le préleveur est positionné au niveau désiré du puits de surveillance en étant attaché à un fil à plomb ou à un tuyau doté d'un poids en acier inoxydable (Figure 33).



*Figure 33 : Préleveur passif de type PDB avec une pochette de protection en maille, un poids et les accessoires de mise en place.*

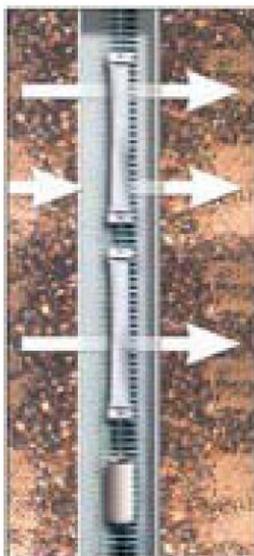
La technologie PDB est basée sur les principes de diffusion moléculaire à travers la membrane semi-perméable de polyéthylène. L'eau déionisée contenue dans le PDB ne contient pas de composés organiques, et par conséquent, lors de la mise en place d'un tel dispositif, un gradient de concentration s'établit entre les composés contenus dans l'eau du puits et l'intérieur de la membrane. Les COV contenus dans les eaux souterraines diffusent dans l'échantillonneur jusqu'à égalité des concentrations de part et d'autre de la membrane. La concentration d'un composé donné dans l'échantillonneur change en fonction de sa concentration dans le puits, maintenant de cette façon un équilibre dynamique (ITRC, 2006). La concentration des composés dans le PDB représente les conditions de l'aquifère un à quatre jours avant le retrait du dispositif. La faible taille des pores de la membrane de polyéthylène empêche le passage de sédiments et élimine ainsi les potentielles interférences liées à la turbidité.

#### 4.2.1.2 APPLICATION

Un échantillon collecté par un PDB est représentatif de la composition de l'eau souterraine en contact avec la membrane de l'échantillonneur. Celle-ci dépend de plusieurs facteurs comme la circulation d'eau naturelle et les conditions de mélange dans le puits, l'hétérogénéité lithologique et les distributions verticales en contaminants (ITRC, 2004).

La principale application de cette technique d'échantillonnage passif est la surveillance à long terme des concentrations en COV, qui sont les uniques composés ayant fait l'objet d'études dans les eaux souterraines avec ce type de préleveur.

L'échantillonneur de type PDB peut être utilisé pour caractériser verticalement la stratification des COV dans la zone ouverte ou crépinée du puits. Une telle utilisation peut être réalisée à condition que les COV du site considéré soient connus et que les débits dans le puits aient déjà été mesurés (ITRC, 2004). La concentration en COV à des intervalles donnés peut être mesurée à des profondeurs spécifiques de la zone crépinée du puits en installant des préleveurs PDB en série (Figure 34). Ces multiples préleveurs PDB peuvent être utilisés pour localiser les zones de plus fortes concentrations dans le puits.



*Figure 34 : Installation de préleveurs PDB en série.*

Ces dispositifs devraient être recommandés dans le cas de formations de faible perméabilité où il est difficile d'obtenir des échantillons au moyen d'autres types de dispositifs de prélèvement (Parker, L.V. & Clark, C.H., 2002).

Ils peuvent être utilisés comme des indicateurs d'efficacité dans le cadre de certains projets de remédiation où un fort agent oxydant est libéré dans un puits afin de réduire les PCE. Le PDB éliminera efficacement l'agent oxydant et permettra de mesurer les quantités résiduelles de PCE (ITRC, 2006).

#### 4.2.1.3 MISE EN PLACE DU PRELEVEUR ET RETRAIT DE L'ECHANTILLON

La mise en place d'un échantillonneur PDB peut se faire selon différentes approches. La plus commune consiste à attacher le préleveur PDB à un fil à plomb dont la longueur a été mesurée préalablement et de le descendre à la profondeur souhaitée, au niveau de l'intervalle crépiné du puits (Figure 35). Les

pois attachés au bout de la ligne doivent être en acier inoxydable et peuvent être réutilisés après avoir été décontaminés. De plus, l'utilisation de fils en acier inoxydable ou de fils enrobé de téflon est préférable (Vroblesky, D.A., 2001). Un système alternatif de mise en place consiste à attacher les préleveurs PDB à un tube fixé dans le puits, comme décrit par Vroblesky and Peters (2000). Ces auteurs expliquent également une approche pouvant être utilisée pour mettre en place des préleveurs à diffusion à travers une couche de NAPL flottant.



*Figure 35 : Installation d'un PDB.*

L'échantillonneur PDB est disponible sur le marché, qu'il soit pré-rempli ou non avec de l'eau déionisée. Il est par ailleurs fourni avec un système de préhension et un entonnoir afin de pouvoir le remplir sur le terrain et de manière à récupérer l'échantillon.

Le temps d'exposition du préleveur dépend à la fois du temps nécessaire à la diffusion des composés à travers le préleveur jusqu'à l'obtention de l'équilibre avec le milieu environnant, et du temps nécessaire pour que les perturbations de l'environnement dues à la mise en place de l'échantillonneur, laissent de nouveau place aux conditions ambiantes.

La vitesse à laquelle l'équilibre est atteint entre l'intérieur du préleveur PDB et le milieu environnant dépend de multiples facteurs tels que le type de composés à échantillonner et la température de l'eau. Pour des températures d'eau supérieures ou égales à 10°C, de nombreux COV s'équilibrent avec l'eau du préleveur en un à quatre jours, mais certains COV nécessitent une période plus longue, pouvant aller jusqu'à six jours. Si la température de l'eau est inférieure à 10°C, un temps d'équilibrage plus long peut être requis (Vroblesky and Campbell, 2001).

Après sa mise en place sur le terrain, le préleveur PDB doit être laissé suffisamment longtemps pour que la distribution en contaminant et le débit de l'eau du puits retrouvent leur état d'équilibre. Une période d'équilibrage d'environ 2 semaines semble adéquate pour la plupart des applications dans des sols de perméabilité forte à moyenne, contenant majoritairement des sables et des silts peu compacts. Pour les sols à faible perméabilité, majoritairement composés

d'argiles et de silts compacts, un temps d'équilibrage plus important peut s'avérer nécessaire (Vroblesky and Campbell, 2001).

Après la période d'équilibrage initiale, les échantillonneurs maintiennent une concentration d'équilibre avec le milieu environnant jusqu'au retrait de l'échantillon. Par conséquent, il n'existe pas de temps maximum d'exposition. Les PDB ont été utilisés avec succès sur des périodes de trois mois sans que la qualité/intégrité du sac ne soit altérée. Les effets/conséquences dues aux mises en place de longue durée n'ont pas encore été testés minutieusement pour une large gamme de composés et de concentrations (Vroblesky, C.A., 2001).

Les principales étapes de retrait du préleveur PDB sont expliquées en détails par Vroblesky, C.A. (2001), et consistent principalement à :

- retirer l'échantillonneur PDB du puits au moyen de la ficelle d'attache,
- examiner la surface du PDB à la recherche d'algues, de biofilm ou de déchirures au niveau de la membrane,
- détacher et retirer le PDB du fil à plomb,
- transférer l'eau contenue dans l'échantillonneur PDB dans une fiole pour l'analyse des composés organiques volatiles (Figure 36). Le transfert doit être fait dans les minutes suivant l'émersion afin d'éviter les pertes d'éléments volatiles.



*Figure 36 : Transfert de l'échantillon dans des fioles pour analyse des COV.*

Quel que soit le site considéré, des informations stratigraphiques détaillées, des données lithologiques ou granulométriques, des données de débit, des données relatives aux concentrations en contaminants et toute autre information disponible doivent être considérées afin de déterminer le nombre de préleveurs PDB à installer ainsi que leur profondeur de mise en place (ITRC, 2004).

#### 4.2.1.4 AVANTAGES

Les principaux avantages du préleveur de type PDB, tels que présentés dans la littérature, sont les suivants :

- possibilité d'éliminer ou de réduire la quantité d'eau purgée associée au pompage,

- dispositifs peu coûteux,
- facilité de mise en place et de retrait,
- dispositifs jetables, ne nécessitent pas la mise en place d'un procédé de décontamination de l'équipement,
- quantité d'équipement requise minime,
- retrait rapide de l'échantillonneur,
- l'utilisation de multiples préleveurs PDB, en parallèle avec la réalisation de mesures d'écoulement/du débit dans le puits de forage, peut constituer un moyen de collecter des informations relatives au mouvement des contaminants dans ou en dehors de la zone crépinée, ou de localiser les zones de plus fortes concentrations dans le puits.
- la faible taille des pores de la membrane en LDPE (inférieure ou égale à 10Å) empêche les sédiments de la traverser et élimine de ce fait les potentielles interférences dues à la turbidité.

#### 4.2.1.5 LIMITES

Les principales limites présentées dans la littérature sont notamment :

- les PDB intègrent la concentration sur une période de temps; cela peut constituer un inconvénient si le but de l'échantillonnage est de connaître la concentration en un point particulier et dans le cas spécifique où les concentrations en COV changent plus rapidement que l'échantillonneur ne s'équilibre,
- ils ne sont pas adéquats pour l'échantillonnage de n'importe quel composé. Les MTBE et la plupart des composés organiques semi-volatiles (COSV) diffusent à travers le sac de polyéthylène, mais les tests de laboratoire ont montré que les concentrations mesurées de ces composés dans le préleveur sont inférieures à celles du milieu ambiant (Vrobley, D.A., 2001). Ils ne sont pas non plus adaptés aux prélèvements de molécules polaires hydrophiles, comme les ions inorganiques et les métaux,
- les expositions de longue durée peuvent engendrer la formation d'un biofilm pouvant gêner le transport à travers l'échantillonneur (Vrobley, D.A., 2001),
- les concentrations en COV mesurées dans le préleveur PDB sont représentatives de l'eau de l'aquifère dans la formation adjacente à condition que les eaux souterraines s'écoulent horizontalement à travers la crépine du puits (Vrobley and Hyde, 1997). Cependant, si la crépine du puits est moins perméable que l'aquifère ou que le massif filtrant, les lignes de courant peuvent être déviées autour de la crépine. Cette situation peut survenir dans le cas de puits mal conçus ou dans le cas d'un colmatage dû par exemple à une activité bactérienne.

#### 4.2.1.6 DETERMINATION DE L'APPLICABILITE ET INTERPRETATION DES DONNEES

Les composés à prélever doivent être capables de diffuser à travers la membrane en polyéthylène des préleveurs PDB. Les préleveurs PDB ne peuvent être utilisés que pour l'échantillonnage des COV non-polaires dont la taille est inférieure à 10 Å et pour quelques autres composés chlorés et aromatiques.

Beaucoup de COV ont montré de bonnes propriétés de diffusion lors de tests de laboratoire utilisant des PDB submergés et en équilibre avec la concentration connue des COV sélectionnés (Tableau 7).

Tableau 7 : Résultats qualitatifs de tests de diffusion en laboratoire de différents composés à travers des PDB (Vroblesky, 2001).

| <i>Favorable laboratory diffusion testing results</i>   |                                   |                           |
|---|-----------------------------------|---------------------------|
| Benzene   | 1,3-Dichlorobenzene               | Naphthalene               |
| Bromodichloromethane                                    | 1,4-Dichlorobenzene               | 1,1,2,2-Tetrachloroethane |
| Bromoform   | Dichlorodifluoromethane           | Tetrachloroethene (PCE)   |
| Chlorobenzene   | 1,2-Dichloroethane                | Toluene                   |
| Carbon tetrachloride                                    | 1,1-Dichloroethene                | 1,1,1-Trichloroethane     |
| Chloroethane  | <i>cis</i> -1,2-Dichloroethene    | 1,1,2-Trichloroethane     |
| Chloroform  | <i>trans</i> -1,2-Dichloroethene  | Trichloroethene (TCE)     |
| Chloromethane   | 1,2-Dichloropropane               | Trichlorofluoromethane    |
| 2-Chlorovinylether                                      | <i>cis</i> -Dichloropropene       | 1,2,3-Trichloropropane    |
| Dibromochloromethane                                    | 1,2-Dibromoethane                 | Vinyl chloride            |
| Dibromomethane  | <i>trans</i> -1,3-Dichloropropene | Xylenes (total)           |
| 1,2-Dichlorobenzene                                     | Ethyl benzene                     |                           |
| <i>Unfavorable laboratory diffusion testing results</i> |                                   |                           |
| Acetone   | Methyl <i>tert</i> -butyl ether   |                           |
| Methyl <i>iso</i> -butyl ketone                         | Styrene                           |                           |

De nombreuses applications de terrain ont démontré que les PDB étaient capables de fournir des échantillons d'eau représentatifs de la concentration en COV dans les eaux souterraines sans pour autant devoir purger les puits testés (Vroblesky & Hyde 1997, Parsons 1999, McClellan 2000, Vroblesky *et al.* 2000, Vroblesky & Peters 2000). Parsons (2003) a réalisé des études de terrain relatives aux préleveurs PDB, et les résultats de ses études ont suggéré que les PDB sont utilisables pour l'analyse de composés autres que ceux ayant déjà fait l'objet de recherches en laboratoire (Tableau 8).

Tableau 8 : Résultats qualitatifs de tests de diffusion sur le terrain de différents composés à travers des PDB (Parsons, 2003).

| <i>Data suggest that PDB sampling may be useful for these target compounds (see text)</i>      |                                  |                                       |
|--|----------------------------------|---------------------------------------|
| Benzene  | 1,2-Dichlorobenzene              | 1,1,2,2-Tetrachloroethane*            |
| Bromobenzene*  | 1,3-Dichlorobenzene              | Tetrachloroethene                     |
| Bromochloromethane*  | 1,4-Dichlorobenzene              | Toluene                               |
| <i>n</i> -Butylbenzene   | Dichlorodifluoromethane          | 1,2,3-Trichlorobenzene*               |
| <i>sec</i> -Butylbenzene   | 1,1-Dichloroethane               | 1,2,4-Trichlorobenzene*               |
| <i>tert</i> -Butylbenzene  | 1,2-Dichloroethane               | 1,1,1-Trichloroethane                 |
| Carbon disulfide   | 1,1-Dichloroethene               | 1,1,2-Trichloroethane                 |
| Carbon tetrachloride   | <i>cis</i> -1,2-Dichloroethene   | Trichloroethene                       |
| Chlorobenzene  | <i>trans</i> -1,2-Dichloroethene | Trichlorofluoromethane                |
| Chloroethane   | 1,2-Dichloropropane              | 1,1,2-Trichloro-1,2,2-trifluoroethane |
| Chloromethane  | Ethylbenzene                     | Vinyl chloride                        |
| Dibromochloromethane   | Hexachlorobutadiene*             | <i>m,p</i> -Xylene                    |
| 1,2-Dibromoethane*   | <i>p</i> -Isopropyltoluene       | <i>o</i> -Xylene                      |
| Dibromomethane*  | 1-Methylethylbenzene             | Xylenes, total                        |
| <i>Data suggest that PDB sampling may be problematic for these target compounds (see text)</i> |                                  |                                       |
| <i>tert</i> -Amyl methyl ether*  | Naphthalene                      | 1,2,4-Trimethylbenzene                |
| Bromoform*   | <i>n</i> -Propylbenzene          | 1,3,5-Trimethylbenzene                |

Les technologies d'échantillonnage conventionnelles, telles que les méthodes de purge ou d'échantillonnage à faible débit, ainsi que les préleveurs multi-niveaux, fournissent des concentrations en COV différentes de celles des PDB car toutes ces techniques sont influencées par les hétérogénéités hydrauliques et chimiques de l'aquifère.

Toutefois, plusieurs études (Huffman, R.L. 2002, Vroblesky & Peters 2000, Vroblesky & Petkewich 2000, Vroblesky & Hyde 1997) ont montré que les concentrations en COV dans les échantillons d'eau collectés dans des puits de faible hauteur crépinée au moyen de PDB étaient généralement similaires aux concentrations en COV dans les échantillons d'eau collectés par les techniques d'échantillonnage conventionnelles.

L'approche du prélèvement par purge pour la surveillance des eaux souterraines présente certaines différences avec la méthodologie des échantillonneurs à diffusion, principalement à cause du fait que la surface de l'intervalle (qu'il soit crépiné ou ouvert) fournissant l'eau pour l'échantillon purgé est généralement supérieure à la surface fournissant de l'eau dans le cas de l'utilisation d'un échantillonneur PDB. Par conséquent, la probabilité de mélange entre plusieurs couches d'eau est plus grande dans le cadre d'un prélèvement par purge que dans le cas d'un prélèvement réalisé au moyen de PDB. De plus, une hétérogénéité chimique latérale peut être provoquée durant le pompage.

Des gradients hydrauliques verticaux élevés influencent le prélèvement réalisé au moyen d'une purge conventionnelle car la majorité de l'eau pompée peut provenir d'un horizon particulier plus perméable et non lié à la zone contaminée. Par ailleurs, le flux interne du puits qui interfère avec l'aquifère peut ne pas être éliminé correctement durant la purge (Hutchins & Acree, 2000). Par conséquent, dans le cas de l'étude d'un environnement chimiquement stratifié, des différences de concentration peuvent être observées entre les prélèvements par purge et ceux réalisés au moyen de PDB puisque l'échantillon pompé représente un mélange de

différents horizons et que l'échantillon prélevé au moyen d'un PDB est au contraire représentatif d'un horizon spécifique (Vrobley & Peters, 2000). Des tests utilisant les PDB dans des intervalles crépinés caractérisés par une stratification des COV ont montré que les données acquises par ce type de prélèvement semblaient spécifiques à un point donné de l'espace, tandis que l'échantillon pompé serait un mélange d'eaux provenant d'une zone plus étendue (Vrobley & Peters, 2000).

De manière à déterminer l'utilisation des échantillonneurs PDB dans le cas d'un site présentant une stratification des COV, il est important de tenir compte de la précision souhaitée des résultats. Si le but est de déterminer ou de surveiller les concentrations maximales ou d'examiner la stratification des contaminants dans l'intervalle crépiné, le préleveur PDB constitue un bon choix. En revanche, si l'objectif de l'étude est de calculer les concentrations moyennes sur l'ensemble de la zone crépinée, alors il est plus approprié de prélever un échantillon par pompage ou de calculer une moyenne à partir de plusieurs préleveurs à diffusion (Vrobley, D.A., 2001).

#### 4.2.1.7 UTILISATION DES PDB

Plusieurs sites aux Etats-Unis utilisent actuellement des PDB pour la surveillance à long terme des COV, la caractérisation des sites et l'optimisation du processus de réhabilitation. Les dispositifs de type PDB ont été reconnus par plusieurs états des Etats-Unis comme étant une technique de prélèvement valable et le document de conseil de l'ITRC fait actuellement l'objet d'un processus d'approbation de la part de chaque état fédéral, en vue d'obtenir l'homologation de cette technique.

De nombreuses études de terrain ont été publiées par l'USGS ces dernières années.

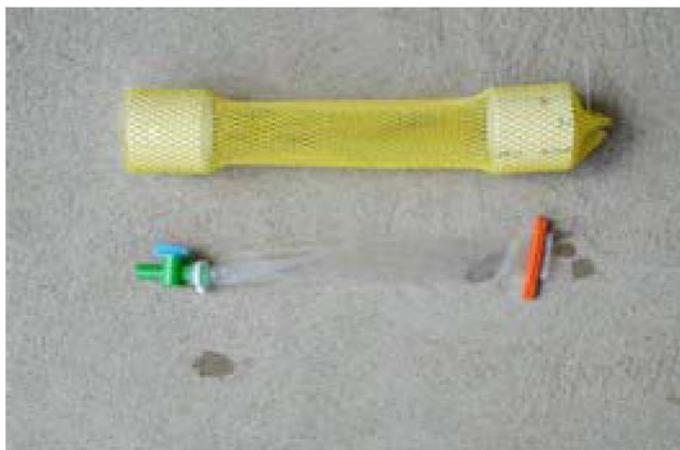
## 4.2.2 PRELEVEUR A MEMBRANE DE DIALYSE (DIALYSIS MEMBRANE SAMPLER)

Les préleveurs à membrane de dialyse ont été développés pour échantillonner les constituants inorganiques et organiques dans des piézomètres, au moyen d'un préleveur basé sur le principe de la diffusion. Ce type de préleveur est utilisé dans les piézomètres à une profondeur de prélèvement donnée et doit être laissé dans le puits durant une période suffisante pour que la concentration des produits chimiques dans le préleveur s'équilibre avec la concentration de ces produits à l'extérieur du préleveur.

### 4.2.2.1 DESCRIPTION DU PRELEVEUR

Ce type de préleveur est composé d'un tube comprenant une membrane de cellulose régénérée de qualité supérieure et rempli d'eau déionisée. Ce tube est placé à l'intérieur d'un filet protecteur en polyéthylène basse densité (LDPE).

Le préleveur doit avoir une valve de vidange à une des extrémités afin de faciliter le transfert de l'échantillon. Chaque préleveur est attaché à un poids pour vaincre sa flottabilité et est suspendu dans le puits au moyen d'un fil jetable, ou bien au moyen d'une corde en polyéthylène (Figure 37). Les pores de la membrane de diffusion en cellulose régénérée ont une taille de 18Å et un poids moléculaire de 8000 Daltons. Le préleveur peut être monté en utilisant aussi bien des membranes de 31,8 mm de diamètre que des membranes de 63,7 mm de diamètre (ITRC, 2006 et ITRC, 2007).



A gauche : éléments d'un préleveur à membrane de dialyse avant son remplissage<sup>4</sup>. A droite : préleveur à membrane de dialyse entièrement assemblé<sup>5</sup>.

Figure 37 : Préleveur à dialyse.

<sup>4</sup> (6,37 cm de diamètre par 61 cm de long)

<sup>5</sup> (6,37cm de diamètre par 122 cm de long)

#### 4.2.2.2 APPLICATION

Le préleveur à membrane de dialyse est un échantillonneur de type diffusif sans purge, conçu pour collecter des composés organiques et inorganiques présents dans les eaux souterraines. Avant que des améliorations ne soient apportées, les échantillonneurs à diffusion, constitués d'une membrane en polyéthylène, ne pouvaient échantillonner que les COV (Vroblesky, 2001). Les préleveurs à membrane de dialyse ont donc été développés pour répondre aux besoins d'échantillonner des composés inorganiques et organiques non-volatiles, et plus particulièrement pour évaluer les mécanismes d'atténuation naturelle dans le cas de sites présentant des eaux souterraines contaminées. Les préleveurs à membrane de dialyse ont été utilisés avec succès pour le prélèvement d'une grande variété de produits chimiques à la fois organiques et inorganiques présents dans des puits (Vroblesky *et al*, 2002, Vroblesky and Pravecek 2002 ; Imbrigiotta *et al*. 2002). De plus, ces préleveurs ont été utilisés enfouis dans des sédiments de lacs et de rivières pour évaluer de potentielles sources de contamination des eaux souterraines (ITRC, 2007).

#### 4.2.2.3 MISE EN PLACE DU PRELEVEUR ET RETRAIT DE L'ECHANTILLON

Le volume d'échantillon prélevé dépend du diamètre et de la longueur du sac contenant la membrane à dialyse. A titre d'exemple, un sac de dialyse de 30,5 cm de long a une capacité de 155 mL et 969 mL pour le diamètre le plus étroit et le plus large respectivement. Des volumes plus grands peuvent être collectés au moyen de sacs plus long. L'ITRC (2004) recommande que les préleveurs à diffusion ne représentent pas plus de 1,5 m de l'intervalle ouvert d'un puits, et par conséquent, la longueur maximale du sac est de 1,5 m.

Les membranes à dialyse en cellulose régénérée peuvent être utilisées pour l'échantillonnage dans des puits de 5 cm de diamètre au minimum. Les préleveurs à membrane de dialyse ont été utilisés dans des piézomètres de 73,15 m de profondeur mais devraient être utilisables dans des piézomètres plus profonds.

Des profils verticaux de la composition chimique (sonde multiparamètres) et du débit (heat pulse flowmeter) devraient être réalisés avant la mise en place de tout dispositif d'échantillonnage des eaux souterraines, même dans le cas de l'installation d'un préleveur muni d'une membrane de dialyse et basé sur la diffusion. Ces profils verticaux ont pour but de déterminer la profondeur à laquelle la contamination peut être la plus forte ainsi que les zones les plus productrices. En fonction de la précision des données désirée, le préleveur à membrane de dialyse doit être placé à la profondeur idéale dans chaque puits, en fonction des objectifs de l'étude. Ces préleveurs doivent être assemblés durant la semaine pendant laquelle leur installation est prévue et doivent être conservés humides jusqu'au jour de mise en place afin de préserver la perméabilité, la souplesse et la robustesse de la membrane.

#### 4.2.2.4 AVANTAGES

D'après la littérature, la durée de prélèvement sur le terrain avec un tel préleveur est divisée par un facteur compris entre 3 et 6 comparativement à la durée de prélèvement nécessaire lors de la mise en place d'une procédure de purge à faible débit. De manière générale, le prélèvement d'un échantillon au moyen d'un préleveur à membrane de dialyse est de 2 à 4 fois moins onéreux qu'un prélèvement réalisé par purge à faible débit. Il est à noter que les membranes à

dialyse excluent de l'échantillon d'eau souterraine les éléments particuliers étant donné qu'elles présentent une taille de pore très faible (0,0018  $\mu\text{m}$ ). Par conséquent, les préleveurs à membrane de dialyse collectent exclusivement les composés dissous dans l'eau, et une filtration sur le terrain n'est pas requise. Ces échantillonneurs sont par ailleurs jetables, aucun protocole de décontamination n'est donc requis sur le terrain et les problèmes relatifs aux contaminations croisées entre différents puits sont évités (ITRC, 2007).

#### 4.2.2.5 LIMITES

La littérature signale les inconvénients suivants :

- ces dispositifs doivent être conservés humides entre le moment de leur fabrication et de leur mise en place de façon à préserver la perméabilité, la souplesse, et la robustesse de la membrane.
- au cours du temps, les membranes à dialyse en cellulose régénérée peuvent être biodégradées au contact des eaux souterraines. En fonction de la température et de la population bactérienne, il a été observé que ces membranes présentaient des signes de perforation à partir de 4 à 6 semaines après leur installation. Cependant, étant donné que la durée d'exposition du préleveur est généralement inférieure ou égale à deux semaines pour tous les composés d'intérêt, les risques de perforation de la membrane ne présentent pas un réel problème. Les études sur le sujet ont d'ailleurs montré que ce dispositif était efficace pour fournir des concentrations en produits chimiques comparables à celles découlant d'autres méthodes et que, dans le cas d'installations à court terme, le facteur relatif à la dégradation avait très peu d'impact sur le fonctionnement du préleveur.
- au cours du temps, de petites pertes du volume d'eau collecté ont été observées en raison de la nature du procédé de dialyse (pertes hebdomadaires inférieures à 3% en volume). Étant donné que la durée idéale de mise en place ne dépasse généralement pas 2 semaines, ces petites pertes de volume ne sont pas significatives (ITRC, 2007).

#### 4.2.2.6 DETERMINATION DE L'APPLICABILITE ET INTERPRETATION DES DONNEES

Dans le cadre du programme d'analyses 8260b de l'EPA, il a été démontré (au laboratoire et sur le terrain), que les préleveurs à membrane de dialyse étaient des systèmes efficaces pour la collection de 59 COV, incluant le MTBE, la plupart des cations et anions, les métaux dissous en traces, les gaz dissous (comme le méthane/l'éthène/le dioxyde de carbone), les matières en suspension, le carbone organique dissous, la silice dissoute et les composés explosifs. Bien que cela n'ait pas été vérifié, il est probable que ces préleveurs soient également adaptés à l'étude des paramètres de terrain et à la collection des COSV (PCB, pesticides), du perchlorate et des radionucléides. L'ITRC présente les paramètres pour lesquels la comparaison prélèvement traditionnel / préleveur et laboratoire / préleveur est jugée cohérente (Tableaux 9 et 10).

Tableau 9 : Composés avec résultats de comparaison des PMD favorable, sur le terrain, d'après ITRC 2006.

| <b>Parameters with favorable field comparison results for dialysis samplers vs. purging</b> |                          |                          |
|---|--------------------------|--------------------------|
| <b>VOCs</b>   |                          |                          |
| 1,1,1-Trichloroethane   | Dichlorodifluoromethane  | p-Isopropyltoluene       |
| 1,1-Dichloroethane  | Ethylbenzene             | p-Xylene                 |
| 1,1-Dichloroethene  | Isopropylbenzene         | sec-Butylbenzene         |
| 1,2,4-Trimethylbenzene  | m-Xylene                 | Styrene                  |
| 1,2-Dibromoethane   | Methyl tert-butyl ether  | tert-Butylbenzene        |
| 1,3,5-Trimethylbenzene  | Methylene chloride       | Tetrachloroethene        |
| Benzene   | n-Butylbenzene           | Toluene                  |
| Chloroform  | n-Propylbenzene          | trans-1,2-Dichloroethene |
| Chloromethane   | Naphthalene              | Trichloroethene          |
| Cis-1,2-Dichloroethene  | o-Xylene                 | Vinyl chloride           |
| <b>Cations and Trace Metals</b>   |                          |                          |
| Calcium   | Barium                   | Molybdenum               |
| Magnesium   | Cadmium                  | Nickel                   |
| Potassium   | Chromium                 | Selenium                 |
| Sodium  | Copper                   | Vanadium                 |
| Aluminum  | Iron                     | Zinc                     |
| Arsenic   | Lead                     |                          |
| Antimony  | Manganese                |                          |
| <b>Anions</b>   |                          |                          |
| Bicarbonate/Alkalinity  | Chloride                 | Nitrate                  |
| Bromide   | Fluoride                 | Sulfate                  |
| <b>Other Parameters</b>   |                          |                          |
| Silica  | Sulfide                  | Total dissolved solids   |
| Methane   | Dissolved organic carbon | Specific conductance     |
| Carbon dioxide  | Ethene                   |                          |

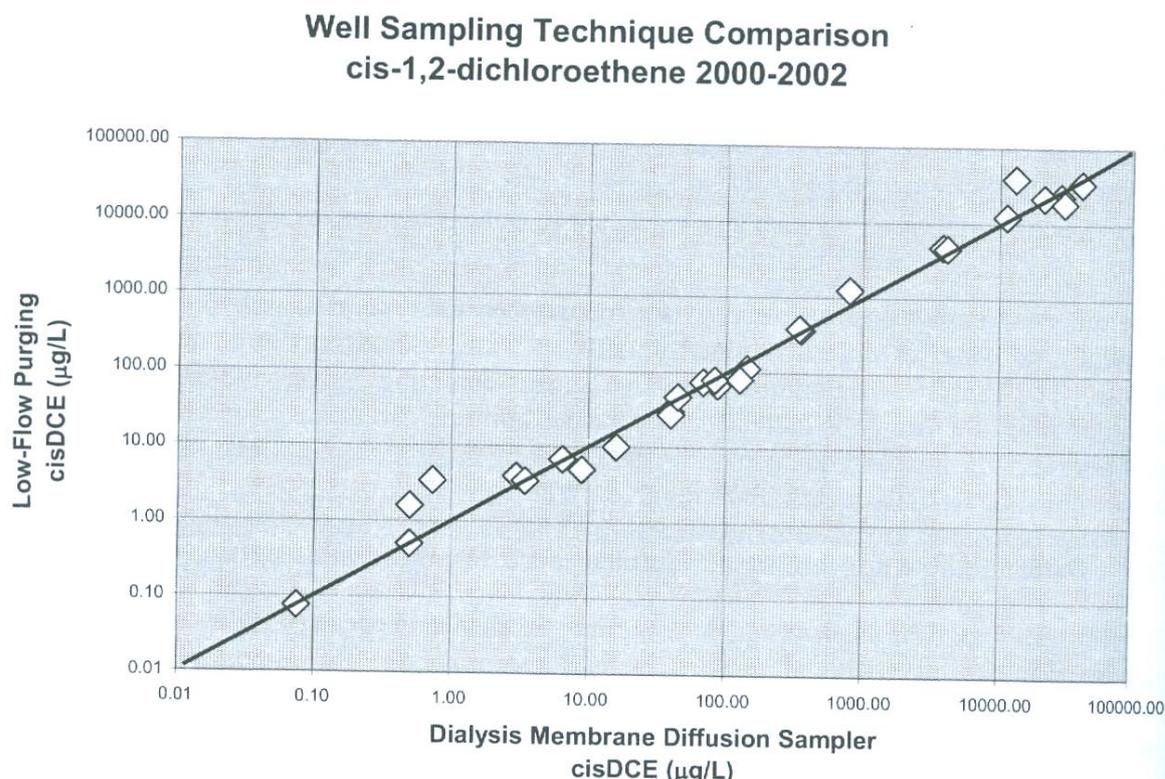
Tableau 10 : Résultats qualitatifs de tests de PMD en laboratoire sur différents composés, d'après ITRC 2006.

| <b>Favorable laboratory diffusion testing results</b>   |                         |                          |
|---|-------------------------|--------------------------|
| <b>VOCs</b>   |                         |                          |
| 1,1,1,2-Tetrachloroethane                               | 2,2-Dichloropropane     | Isopropylbenzene         |
| 1,1,1-Trichloroethane                                   | 2-Chlorotoluene         | m-Xylene                 |
| 1,1,2,2-Tetrachloroethane                               | 4-Chlorotoluene         | Methyl tert-butyl ether  |
| 1,1,2-Trichloroethane                                   | Benzene                 | Methylene chloride       |
| 1,1-Dichloroethane                                      | Bromobenzene            | n-Butylbenzene           |
| 1,1-Dichloroethene                                      | Bromochloromethane      | n-Propylbenzene          |
| 1,1-Dichloropropene                                     | Bromodichloromethane    | Naphthalene              |
| 1,2,3-Trichlorobenzene                                  | Bromoform               | o-Xylene                 |
| 1,2,3-Trichloropropane                                  | Bromomethane            | p-Isopropyltoluene       |
| 1,2,4-Trichlorobenzene                                  | Carbon tetrachloride    | p-Xylene                 |
| 1,2,4-Trimethylbenzene                                  | Chlorobenzene           | sec-Butylbenzene         |
| 1,2-Dibromo-3-chloropropane                             | Chloroethane            | Styrene                  |
| 1,2-Dibromoethane                                       | Chloroform              | tert-Butylbenzene        |
| 1,2-Dichlorobenzene                                     | Chloromethane           | Tetrachloroethene        |
| 1,2-Dichloroethane                                      | cis-1,2-Dichloroethene  | Toluene                  |
| 1,2-Dichloropropane                                     | Dibromochloromethane    | trans-1,2-Dichloroethene |
| 1,3,5-Trimethylbenzene                                  | Dibromomethane          | Trichloroethene          |
| 1,3-Dichlorobenzene                                     | Dichlorodifluoromethane | Trichlorofluoromethane   |
| 1,3-Dichloropropane                                     | Ethylbenzene            | Vinyl chloride           |
| 1,4-Dichlorobenzene                                     | Hexachlorobutadiene     |                          |
| <b>Cations and Trace Metals</b>                         |                         |                          |
| Calcium   | Barium                  | Molybdenum               |
| Magnesium   | Cadmium                 | Nickel                   |
| Potassium   | Chromium                | Selenium                 |
| Sodium Copper   | Copper                  | Vanadium                 |
| Aluminum  | Iron                    | Zinc                     |
| Arsenic   | Lead                    |                          |
| Antimony  | Manganese               |                          |
| <b>Anions</b>   |                         |                          |
| Bicarbonate/Alkalinity                                  | Chloride                | Sulfate                  |
| Carbonate/Alkalinity                                    | Fluoride                |                          |
| Bromide   | Nitrate                 |                          |
| <b>Explosives</b>                                       |                         |                          |
| HMX TNT 1,3-TNB   | TNT                     | 1,3-TNB                  |
| RDX   | TNB                     | Nitrobenzene             |
| 2,4-DNT   | 2,4-DNT                 |                          |
| <b>Other Parameters</b>                                 |                         |                          |
| Silica  | Methane                 | Specific conductance     |
| Dissolved organic carbon                                |                         |                          |
| <b>Unfavorable laboratory diffusion testing results</b> |                         |                          |
| Mercury   | Silver                  | Tin                      |
| Sulfide   |                         |                          |

Les préleveurs à membrane de dialyse ont été testés dans un certain nombre d'études sur le terrain et ont été comparés au procédé de purge à faible débit, correspondant à la méthode standard de l'EPA, recommandée pour l'échantillonnage dans des piézomètres. Ils ont également été comparés aux PDB, et à d'autres types d'échantillonneurs passifs en ce qui concerne leur capacité à échantillonner une large variété de composés inorganiques et de COV. Les

résultats obtenus à partir des préleveurs à membrane de dialyse sont parfois en désaccord avec ceux provenant du procédé de purge à faible débit et d'autres méthodes d'échantillonnage. L'explication et la compréhension de ces différences peuvent aider à définir les situations où le préleveur à membrane de dialyse est (ou n'est pas) le système le plus approprié. Il est particulièrement important de prendre en compte les effets de la stratification chimique verticale et des hétérogénéités hydrauliques observables le long de l'intervalle crépiné du puits.

Une étude de terrain comparative (Imbrigiotta *et al.*, 2002) a consisté à échantillonner 9 puits au moyen de préleveurs à membrane de dialyse, d'un procédé de purge à faible débit, ainsi qu'au moyen d'une version modifiée du protocole de purge conventionnelle en vue de collecter les COV chlorés, le calcium, les chlorures et le fer. Pour tous les composés étudiés, les résultats fournis par le préleveur à membrane de dialyse se sont avérés comparables à ceux obtenus par des techniques de purge. La Figure 38 représente la comparaison entre les résultats obtenus avec le préleveur à membrane de dialyse et ceux fournis par la méthode de purge à faible débit pour le *cis*-1,2-DCE dans les 9 puits d'échantillonnage concernés.



*Figure 38 : Correspondance entre les concentrations en cis-1,2-dichloroéthène obtenues au moyen d'un préleveur à membrane de dialyse et au moyen d'un protocole de prélèvement par purge à faible débit (Imbrigiotta et al. 2002).*

Dans le cadre d'une étude de terrain menée par Vrobesky *et al.* (2002), les préleveurs à membrane de dialyse ont été comparés à la technique de purge à faible débit et aux échantillonneurs à grille de nylon en ce qui concerne leur capacité à prélever dans deux puits différents des éléments tels que l'arsenic, le calcium, le chlorure, le fer, le manganèse, et le sulfate. En règle générale, dans le cas des deux puits étudiés, les résultats obtenus pour tous ces composés inorganiques, que ce soit au moyen d'un préleveur à membrane de dialyse ou

d'un préleveur à grille de nylon, sont en accord avec ceux obtenus par la technique de purge à faible débit.

Dans le cadre d'une autre étude (Vroblesky and Pravecek, 2002), 13 puits ont été échantillonnés au moyen de préleveurs à membrane de dialyse, de PDB, et de la technique de purge à faible débit en vue d'étudier les COV aromatiques, l'arsenic, le chlorure, le fer, le plomb, le méthane, le sulfate, les sulfures et le zinc. De manière générale, les résultats aboutissent, d'après les auteurs, à des comparaisons favorables entre les échantillons de COV collectés au moyen des trois méthodes ainsi qu'à des comparaisons favorables entre les échantillons de composés inorganiques prélevés au moyen d'un préleveur à membrane de dialyse et d'une technique de purge à faible débit.

#### 4.2.2.7 UTILISATION DES PRELEVEURS A MEMBRANE DE DIALYSE ET FUTURES ETUDES

Les préleveurs à membrane de dialyse ont été testés sur de nombreux sites différents des États-Unis, mais le seul endroit où ces échantillonneurs ont été approuvés comme étant l'unique moyen de prélèvement des échantillons d'eaux souterraines est le Naval Air Warfare Center (West Trenton, New Jersey).

Les prochaines études devraient s'intéresser à la diffusion des COSV, des PCB ou des pesticides à travers la membrane de dialyse et à leur temps d'équilibrage respectifs.

#### 4.2.3 LES PRELEVEURS EN POLYETHYLENE RIGIDE POREUX (RIGID POROUS POLYETHYLENE SAMPLERS, RPP)

Les RPP ont été inventés par le Docteur Don Vroblesky de l'USGS (United States Geological Survey, Columbia Analytical Services).

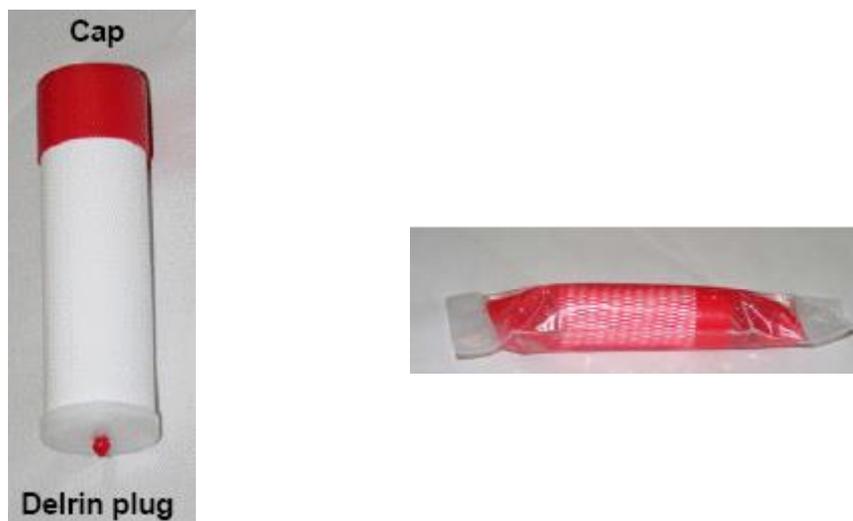
Ce type de capteur est basé sur la concentration à l'équilibre obtenue par diffusion à travers un cylindre de polyéthylène. Un des avantages est que le RPP peut prélever aussi bien des composés organiques qu'inorganiques. En outre, le RPP est particulièrement adapté à la réalisation de profils verticaux.

Étant donné qu'il s'agit d'un capteur passif à l'équilibre, cet échantillonneur fournit uniquement la concentration au moment de la récupération et non pas une concentration moyenne sur toute la période d'exposition. De plus, ce préleveur ne peut être utilisé que pour l'échantillonnage des eaux souterraines.

##### 4.2.3.1 DESCRIPTION DU PRELEVEUR

Le dispositif RPP est basé sur la diffusion mais il peut prélever plus de composés que le PDB. Il est composé d'un cylindre de polyéthylène rigide, fait de minces feuilles de polyéthylène poreux, dont les pores sont compris entre 6 et 15  $\mu\text{m}$ . Son diamètre extérieur mesure 3,8 cm et sa longueur est égale à 15,2 cm. L'une des extrémités du tube est fermée par une capsule et l'autre par un bouchon en Delrin (polyoxyméthylène) (Figure 39).

Le cylindre est rempli d'eau déionisée ou d'eau désoxygénée dans le cas où le milieu d'étude est anaérobie. Une fois fermé, le tube est inséré dans un filet de protection (IRTC, 2006). Après cela, le RPP est placé dans un sachet en polyéthylène rempli d'eau de façon à s'assurer que les pores restent remplis d'eau. En effet, les bulles d'air potentiellement présentes dans les pores de l'échantillonneur empêchent la diffusion (IRTC, 2007). Le volume total échantillonné avec ce dispositif est d'environ 100 mL.



*A gauche : Configuration habituelle d'un RPP. A droite : Un RPP prêt à l'emploi dans son filet protecteur et son sachet rempli d'eau*

*Figure 39 : RPP*

Des RPP de longueur plus grande sont disponibles (jusqu'à 17,8 cm, soit un volume échantillonné égal à 175 mL), mais des RPP ayant une longueur supérieure à 17,8 cm présentent des risques de perte de l'échantillon d'eau à travers la membrane du RPP en raison de la pression hydraulique plus importante dans l'échantillon. Des volumes plus importants peuvent être collectés en utilisant plusieurs préleveurs assemblés bout-à-bout (ou côte-à-côte à condition que le diamètre interne du puits (ID) soit supérieur à 10,2 cm).

Une table indiquant les volumes minimaux d'échantillon requis pour chaque analyse est disponible dans l'annexe A de IRTC, 2007, afin d'adapter le volume d'échantillon à prélever.

#### 4.2.3.2 APPLICATION

Les préleveurs RPP sont utilisés, aux Etats-Unis pour prélever les composés dissous dans les eaux souterraines.

Ils peuvent être utilisés dans le cadre de surveillances à long terme et/ou pour la caractérisation de profils verticaux de l'intervalle crépiné au moyen de plusieurs RPP assemblés en série (IRTC, 2007).

Etant donné que le RPP n'a pas de profondeur limite de mise en place, il peut être utilisé dans des puits très profonds.

#### 4.2.3.3 MISE EN PLACE DU PRELEVEUR ET RETRAIT DE L'ECHANTILLON

Le RPP doit être descendu et mis en place dans le puits aussi vite que possible après ouverture du sachet de protection afin de minimiser le plus possible son exposition à l'air. S'il existe un quelconque risque pour que de l'air ait été piégé dans les pores de la membrane, le RPP doit être submergé dans de l'eau déionisée et le bouchon en Delrin doit être successivement retiré et réinséré jusqu'à ce qu'il n'y ait plus d'apparition de bulles d'air. Lors de la mise en place d'un RPP, un poids doit être attaché au fil de déploiement et placé sous le capteur. Lors de cette étape, il est très important de conserver le dispositif en position verticale, avec la capsule dirigée vers le haut et le bouchon vers le bas. Le dispositif doit rester complètement immergé pendant toute la durée d'exposition (de 14 jours à un mois). Le fil de mise en place doit enfin être correctement fixé à la tête du puits afin de maintenir le RPP suspendu à la profondeur de la zone crépinée du puits choisie.

Au cours de l'exposition, les produits chimiques diffusent à travers la membrane poreuse de polyéthylène et par conséquent, l'eau du puits s'équilibre avec l'eau contenue dans l'échantillonneur.

Après un minimum de 14 jours de mise en place (la durée d'exposition est fonction des composés ciblés), le RPP doit être récupéré avec le même soin que lors de la mise en place. La solution qu'il contient est alors transférée dans des flacons pour analyse, le plus rapidement possible, pour éviter les pertes de composés volatiles (Figure 40).



*Figure 40 : Transfert de l'échantillon du RPP dans le récipient de laboratoire*

Après utilisation, le RPP peut être jeté. Le fil et le poids peuvent être réutilisés tels quels dans le même puits. Dans le cas de l'échantillonnage d'un autre puits, ils doivent être décontaminés avant d'être réutilisés.

#### 4.2.3.4 AVANTAGES

D'après ses inventeurs, de nombreux avantages sont liés à l'utilisation d'un préleveur RPP :

- il est jetable et par conséquent ne nécessite pas de décontamination,
- la majorité des composés inorganiques ainsi que quelques composés organiques peuvent être échantillonnés,
- il est disponible sur le marché et prêt à l'utilisation,
- il fournit un volume suffisant pour la plupart des analyses,

- plusieurs RPP peuvent être placés en série de façon à obtenir un volume plus grand ou pour réaliser des profils verticaux,
- il exclut les particules supérieures à 15 microns,
- il est facile à mettre en place et à récupérer,
- il réduit les dépenses de prélèvements sur le terrain,
- il peut être utilisé dans les puits très profonds et il peut être associé au PDB.

#### 4.2.3.5 LIMITES

Néanmoins, les auteurs en reportent quelques limites :

- il ne convient pas aux puits dont le diamètre intérieur est inférieur à 5,1 cm,
- il doit être conservé et maintenu complètement immergé dans de l'eau déionisée,
- il n'a pas été testé pour tous les composés,
- plusieurs échantillonneurs sont nécessaires pour obtenir un volume suffisant à la réalisation de plusieurs types d'analyses,
- concernant les COV et les COSV, qui sont des composés moins solubles dans l'eau, leur durée d'équilibrage n'est pas encore connue.

Ce dernier inconvénient implique que le RPP ne devrait pas être utilisé pour les COV avant que des études complémentaires relatives au temps d'équilibrage ne soient réalisées.

#### 4.2.3.6 DETERMINATION DE L'APPLICABILITE ET INTERPRETATION DES DONNEES

Les résultats en laboratoire indiquent que le préleveur RPP fournit des résultats précis pour les analyses des anions, du chrome hexavalent, du MEE et du 1,4-dioxane (Parsons, 2005).

Il existe aussi des études de laboratoire relatives à l'utilisation du RPP pour le prélèvement de composés explosifs. Ces études suggèrent qu'une exposition minimum de 21 jours est nécessaire à l'obtention d'une bonne quantification de ces composés. Ces études de laboratoire montrent également que ce dispositif est utile pour le prélèvement de composés inorganiques et de COV et COSV solubles dans l'eau mais ne s'applique pas au prélèvement des COV et COSV insolubles dans l'eau tels que les HAP. Pour les composés hydrophobes, l'équilibre est atteint au bout d'une période de temps plus longue et une source de contamination importante et continue dans le temps est requise pour l'obtention de résultats corrects.

Différentes études de terrain ont été réalisées et ont mené à la conclusion que l'utilisation des RPP pour l'échantillonnage des métaux (sauf ceux sensibles au potentiel redox du système tels que le fer, le plomb et le manganèse), des anions, du chrome hexavalent, du perchlorate et du 1,4-dioxane aboutit à une bonne corrélation à la fois avec l'échantillonnage au moyen d'une technique de purge à faible débit mais aussi avec l'échantillonnage réalisé avec d'autres techniques de prélèvement conventionnelles (ITRC, 2006). D'autre part, lors de l'échantillonnage sur de courtes périodes d'exposition de certains COV et COSV au moyen de RPP, les concentrations obtenues sont inférieures à celles obtenues avec d'autres

échantillonneurs ; un temps d'exposition supplémentaire peut être nécessaire à l'obtention de l'équilibre (ITRC, 2007).

#### 4.2.3.7 UTILISATION DES RPP ET FUTURES ETUDES

Ces dispositifs sont actuellement utilisés sur un site au New Jersey pour le prélèvement de métaux et sur un site localisé en Floride pour le prélèvement de 1,4-dioxane.

Des études complémentaires de terrain et de laboratoire sont nécessaires pour établir l'efficacité de ces dispositifs et obtenir une homologation de cette technologie.

#### 4.2.4 LES PRELEVEURS PASSIFS A FILET DE DIFFUSION EN NYLON (NYLON-SCREEN PASSIVE DIFFUSION SAMPLERS, NSPDS)

##### 4.2.4.1 DESCRIPTION DU PRELEVEUR

Les NSPDS sont eux aussi basés sur le principe de diffusion et sont conçus pour échantillonner une gamme de composés plus étendue que les PDB.

Un NSPDS est généralement composé d'une bouteille en propylène à large goulot, ayant une capacité de 175 mL (diamètre au sommet : 62 mm, diamètre à la base : 58 mm et hauteur : 58 mm). Cette bouteille est remplie d'eau déionisée, et est équipée d'un filet en nylon dont l'écartement entre les mailles est égal à 125 µm, placé en travers de l'ouverture et recouvert d'une capsule ayant un diamètre d'ouverture de 58 mm (Figure 41) (ITRC, 2006).



Figure 41 : Échantillonneur de type NSPDS

Ces échantillonneurs ne sont pas complètement commercialisés et sont disponibles en quantité limitée auprès de Columbia Analytical Services, Inc. Une application brevetée de ce procédé est en cours d'évaluation par l'USGS.

##### 4.2.4.2 APPLICATION

Les préleveurs de type NSPDS s'appliquent à l'échantillonnage de l'eau souterraine.

Dans un puits de forage ouvert, le prélèvement de métaux sensibles au potentiel rédox du système, tels que le plomb, le fer et le manganèse, au moyen d'un NSPDS (ou par d'autres méthodes passives de prélèvement dans un puits), fait l'objet de nombreuses incertitudes et par conséquent, son utilisation doit être envisagée avec précaution. En effet, dans le cas d'un aquifère anaérobie, l'eau de

la crépine peut être oxygénée lorsque de l'eau oxygénée, provenant de la zone du puits proche de l'interface eau-air, est distribuée dans tout le puits. Cela peut se produire lorsque dans un puits le transport latéral de l'eau souterraine anaérobie à travers l'intervalle crépiné n'est pas dominant par rapport aux mouvements diffusif, convectif et advectif de l'eau qui sont responsables de la circulation d'oxygène à travers le puits. Lorsque le puits de forage est oxygéné, mais que l'aquifère adjacent est anaérobie, la concentration des substances dissoutes étant sensibles à l'état d'oxydoréduction du système n'est probablement pas représentative de leur concentration dans l'aquifère.

#### 4.2.4.3 MISE EN PLACE DU PRELEVEUR ET RETRAIT DE L'ECHANTILLON

Le volume prélevé par un NSPDS est égal à 175 mL par bouteille, dans le cas de bouteilles d'environ 7,6 cm de diamètre. A ce jour, les résultats obtenus au moyen de ces dispositifs sont comparables aux résultats obtenus par d'autres techniques de prélèvement. De plus grands volumes peuvent être prélevés en assemblant plusieurs bouteilles en série dans le même filet.

Les NSPDS ont été initialement conçus pour s'insérer dans des forages de 5 cm de diamètre ; cependant des résultats incohérents (pour les métaux) obtenus au moyen de NSPDS collectant de petits volumes (donc tels qu'ils sont conçus actuellement), amènent à penser que l'utilisation de ces dispositifs s'appliquerait d'une bien meilleure façon à l'échantillonnage de puits plus larges, dans lesquels des échantillonneurs prélevant de plus grands volumes pourraient être mis en place (ITRC, 2006). Le diamètre du puits affectera le volume échantillonné par chaque préleveur individuel. Cet inconvénient peut être contourné en empilant une série de capteurs. À ce jour, aucune limitation concernant la profondeur d'installation n'a été observée.

Pour procéder à la mise en place dans les puits, les préleveurs NSPDS sont placés dans un filet attaché à la ligne de suspension par des liens à glissière. Selon le volume d'eau nécessaire à la réalisation des analyses, plusieurs préleveurs peuvent être empilés. Le filet en nylon est orienté vers le bas pour minimiser le mélange (durant la récupération), entre l'eau contenue dans l'échantillonneur et l'eau du puits la plus superficielle. Lorsqu'il n'est pas submergé le préleveur retient l'eau, en raison de l'existence d'une tension de surface entre l'eau et le filet et également en raison du vide créé dans la bouteille inversée. Au fur et à mesure de l'exposition, les substances chimiques diffusent à travers le filet de nylon et s'équilibrent avec l'eau contenue dans le préleveur. Dès que le préleveur est retiré, son contenu est transféré dans des flacons ou celui-ci est envoyé au laboratoire après avoir remplacé la capsule par une capsule vierge.

Dans le cas d'un puits contenant de l'eau anaérobie, lors de l'utilisation de préleveurs à diffusion remplis d'eau pour le prélèvement de composés sensibles au potentiel redox du système, une technique permettant d'éviter l'oxydation et la précipitation de ces métaux consiste à utiliser de l'eau désoxygénée pour remplir le préleveur. Néanmoins, lors de la mise en place dans une eau anaérobie, une solution aérobie contenue dans le préleveur à diffusion deviendra anaérobie par diffusion. Un nombre insuffisant d'études a été réalisé en vue de déterminer s'il est réellement nécessaire de remplir le préleveur avec de l'eau désoxygénée.

#### 4.2.4.4 AVANTAGES

D'après les auteurs, cet échantillonneur a pour avantages principaux une possibilité de prélèvement d'une large gamme de composés, et une utilisation plus aisée par rapport aux techniques de prélèvement conventionnelle puisqu'il ne nécessite pas de purge et qu'il s'agit d'un dispositif jetable (Verreydt *et al.*, 2010).

#### 4.2.4.5 LIMITES

D'après les auteurs, la principale limite de cet échantillonneur vient du fait que cette méthode a été très peu expérimentée à ce jour. Des études complémentaires sont nécessaires pour déterminer les limites potentielles relatives à l'échantillonnage de certains composés et la relation entre l'orientation du capteur et ces limites potentielles (ITRC, 2006).

Par ailleurs, le diamètre du puits de surveillance dans lequel un NSPDS est installé doit être supérieur ou égal à 10 cm.

#### 4.2.4.6 DETERMINATION DE L'APPLICABILITE ET INTERPRETATION DES DONNEES

Vroblesky *et al.* (2002) ont initialement testé des NSPDS de plus petit volume dans le cadre d'études de terrain. Ils ont étudié une zone de rejet d'eaux souterraines contaminées en arsenic en dessous d'un ruisseau et ont collecté des échantillons en vue d'étudier les teneurs en arsenic, calcium, chlorure, fer, manganèse, sulfate et oxygène dissous. Les données indiquent qu'en général, les NSPDS sont capables de fournir des concentrations en substances inorganiques dissoutes correspondant à celles obtenues au moyen de prélèvements par des techniques de purge à faible débit, et que les NSPDS utilisés dans les sédiments du ruisseau peuvent servir à localiser les zones de rejet d'eaux souterraines contaminées par des substances inorganiques dissoutes.

En janvier 2003, le Columbia Analytical Services, en coopération avec Vroblesky de l'USGS, ont conduit des études de laboratoire sur la mise à l'équilibre du NSPDS lors de prélèvements de composés tels que des COV (benzène, tétrachloroéthène ou PCE, trichloroéthène ou TCE et 1,4 dioxane) mais aussi des composés inorganiques, le perchlorate, le chlorure, l'arsenic et le fer. Tous les contaminants ont révélé une excellente diffusion depuis l'eau contenue dans les béciers vers l'eau contenue dans le préleveur et, de manière générale, l'état d'équilibre a été atteint en 24 heures. Des études complémentaires ont été conduites par le Columbia Analytical Services en avril 2003 sur une série de métaux, et de nouveau, les NSPDS ont montré un bon transfert des métaux étudiés (sauf dans le cas de l'argent) depuis les béciers vers l'eau contenue dans le préleveur. Des études postérieures ont été menées en août 2003 par l'État de Columbia au moyen de préleveurs plus adéquats aux puits de diamètre 5 cm ; des bouteilles de 30 et 60 mL, d'une hauteur d'environ 60 mm et ayant un rapport V/A inférieur ou égal à 175 ont alors été utilisées. Ces dernières études montrent que la qualité de l'eau contenue dans les préleveurs n'était pas semblable à celle de l'eau contenue dans les béciers (ITRC, 2006).

Des essais de terrain plus récents ont utilisés des préleveurs équipés de bouteilles ayant un rapport V/A compris entre 50 et 70. Les résultats ont été très concluants pour le perchlorate et le 1,4-dioxane. Cependant, des dispositifs de dimensions identiques ont fourni des résultats incohérents pour les métaux (ITRC, 2006).

#### 4.2.4.7 UTILISATION DES NSPDS ET FUTURES ETUDES

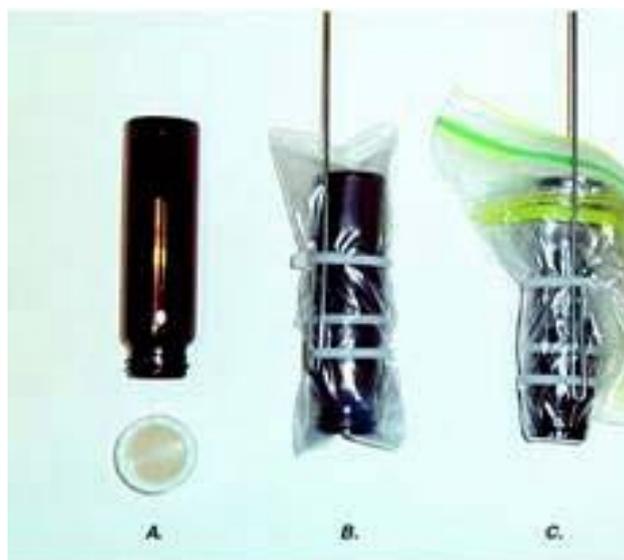
Des études complémentaires de laboratoire et de terrain devraient être nécessaires pour établir une homologation de cette technologie. Plusieurs incertitudes existent concernant la potentielle influence de l'orientation du capteur sur les concentrations détectées et sur la période d'équilibrage.

#### 4.2.5 LES PRELEVEURS DE TYPE PVD (PRELEVEURS PASSIFS A DIFFUSION DE VAPEUR OU PASSIVE VAPOR DIFFUSION SAMPLERS (PVDs))

Les préleveurs de type PVD sont essentiellement utilisés comme outil de reconnaissance pour détecter et identifier les COV dans les eaux souterraines contaminées, qui s'écoulent vers les eaux de surface au niveau ou à proximité de décharges de déchets dangereux (Church *et al.*, 2002).

##### 4.2.5.1 DESCRIPTION DU PRELEVEUR

Les échantillonneurs PVD (Figure 42) sont composés soit d'un récipient en verre de 20 ou 40 mL, vide, non fermé et à l'extrémité filetée, soit d'une fiole VOA (fiole adapté à l'analyse des composés organiques volatils) incluse dans deux couches de polyéthylène basse densité (LDPE) ayant une forme de tube ou dans deux sachets plastiques à glissière. Les fioles filetées sur le dessus sont privilégiées parce qu'elles ont un septum plus épais et sont plus hermétiques. En général, les capteurs sont attachés à une ligne avec des drapeaux et enfouis entre 15,2 et 45,7 cm de profondeur sous la surface des sédiments dans des zones où les eaux souterraines s'écoulent vers les ruisseaux, des rivières ou des lacs. Les COV dissous dans l'eau porale vont diffuser à travers la membrane LDPE jusqu'à ce que les concentrations en COV dans l'air dans la fiole soient en équilibre avec les concentrations extérieures à la membrane de LDPE (ITRC, 2006). Lors du retrait, un bouchon Teflon est vissé ou serti sur le flacon.



*Figure 42 : Capteurs de type PVD construits à partir d'une fiole VOA (A) et d'une enveloppe en LDPE (B) ou d'une enveloppe zippée (C) (ITRC, 2006)*

Au niveau des zones de déversement/décharge des eaux souterraines, la méthode PVD utilise les lignes de courant convergentes des eaux souterraines ainsi que les gradients hydrauliques ascendants, pour amener les contaminants en contact avec le préleveur.

#### 4.2.5.2 APPLICATION

Les préleveurs PVD sont utilisés en première approche pour localiser l'endroit où des eaux souterraines contaminées s'écoulent vers les eaux de surface (ruisseaux et lacs). Dans les zones non saturées, les échantillonneurs PVD ont également été utilisés comme des capteurs passifs des gaz du sol en vue de cartographier la contamination des eaux souterraines (Vrobley *et al.*, 1992).

Déterminer la localisation des sorties d'eaux souterraines contaminées est très important pour la cartographie des panaches de contamination, l'évaluation des risques potentiels pour la santé humaine et l'environnement et la programmation des activités de caractérisation et de surveillance d'un site spécifique. La mise en place de capteurs PVD, au niveau et à proximité de neuf décharges de déchets dangereux en Nouvelle-Angleterre a démontré l'efficacité de ces préleveurs pour la détection et la délimitation des COV dans divers cadres hydrologiques tels que les rivières, les ruisseaux, les étangs, les marais/marécages et les côtes littorales. (Vrobley *et al.*, 1992).

Une variante du préleveur PVD peut être utilisée comme capteur des gaz du sol dans les sédiments non saturés pour délimiter les panaches de COV superficiels. Les échantillonneurs de polyéthylène remplis de vapeur peuvent aussi être utilisés avec un adsorbant pour permettre l'accumulation des concentrations en COV pendant la période d'exposition. Une autre variante consiste en une enveloppe de LDPE remplie d'eau, mise en place au sein des sédiments dans des zones où les eaux souterraines se déchargent, de façon à obtenir les concentrations aqueuses en COV.

#### 4.2.5.3 MISE EN PLACE DU PRELEVEUR ET RETRAIT DE L'ECHANTILLON

De manière générale, une à trois semaines sont requises pour que le capteur PVD s'équilibre avec l'eau de pores (ITRC, 2006). Si les préleveurs sont utilisés pour localiser un panache de contamination, il n'est pas nécessaire d'attendre que l'équilibre avec l'eau interstitielle soit atteint. Cependant, les préleveurs doivent rester en place un temps suffisamment long de manière à ce que les COV ayant diffusé à travers la membrane de LDPE jusqu'à l'échantillonneur se trouvent en concentration suffisamment importante pour être détectés.

Les vapeurs peuvent être analysées sur place au moyen d'une chromatographie en phase gazeuse de terrain, ou bien, une fois fermés, les échantillons peuvent être conservés pour la réalisation ultérieure d'analyses. Un test de stabilité conduit avec des fioles VOA de 40 mL (fioles adaptées à l'analyse des composés organiques volatils) a démontré que, dans des fioles VOA correctement scellées et ne présentant ni éclats, ni fissures, les concentrations en COV ne diminuaient pas considérablement au cours 121 premières heures.

Étant donné que les changements de concentration en COV dans les capteurs PVD (provoqués par les changements de concentration du milieu), se produisent généralement sur une période de 24 heures ou plus, les concentrations en COV mesurées représentent une intégration des concentrations au cours de la dernière période d'exposition. La durée nécessaire à l'obtention de l'équilibre dépend de plusieurs facteurs, dont la température et le taux selon lequel l'eau circule dans le préleveur. En conditions de laboratoire, Vrobley & Campbell, (2001) ont montré que l'obtention de l'équilibre dans une eau stagnante peut durer entre 24 heures (à 21°C) et 102 heures (à 10°C). Sur le terrain, l'obtention de l'équilibre se fait

entre 12 heures (cas des sables non consolidés ayant de fortes capacités drainantes) et 3 semaines ou plus (cas des sédiments plus froids et moins perméables). La période d'exposition des PVD généralement conseillée est de deux semaines, mais peut varier en fonction de la température et des conditions hydrauliques du site d'étude.

Dans certains ruisseaux, il se peut que la source de COV observée ne puisse être facilement déterminée sans la réalisation de travaux complémentaires, en raison de la complexité du régime hydraulique et de l'hétérogénéité des sédiments induisant des distributions inhabituelles des rejets de contaminants. Par exemple, dans certaines rivières des Montagnes Rocheuses, où la direction des eaux souterraines est quasiment parallèle à l'écoulement de la rivière, la localisation des zones de décharge des eaux souterraines peut varier au cours du temps. De plus, si les capteurs sont installés dans une zone où les sédiments contaminés en COV proviennent de sédiments transportés par la rivière, alors il se peut que les concentrations en COV détectées au moyen du préleveur PVD reflètent les concentrations en COV dans les sédiments plutôt que celles dans les eaux souterraines déchargées dans la rivière. Par conséquent, lors de la mise en place de tels dispositifs, un effort doit être fait de façon à s'assurer que le lieu de prélèvement soit directement atteint par les eaux souterraines. Des techniques visant à déterminer les lieux idéaux de mise en place des échantillonneurs ont été récemment développées (Conant *et al.* 2004, Schmidt *et al.*, 2006)

#### 4.2.5.4 AVANTAGES

Selon Church *et al.* (2002), les capteurs de type PVD présentent les avantages suivants :

- ils peuvent être distribués horizontalement ou verticalement en vue d'obtenir des informations relatives à l'hétérogénéité des rejets de contaminants,
- ils sont peu coûteux. Un capteur bon marché peut être fait au moyen de sacs d'emballage vendus en épicerie et de fioles en verre vide.
- dans la plupart des situations, les échantillonneurs sont faciles à mettre en place et à récupérer,
- en raison de la faible taille de pore de l'enveloppe en LDPE (approximativement 10 Å, ou moins), les sédiments ne peuvent pas traverser la membrane et par conséquent ne pénètrent pas dans le sac. Ainsi, le sac extérieur empêche efficacement les sols contaminés d'entrer en contact avec le sac interne,
- la méthode s'est avérée efficace pour délimiter les zones de rejet de contaminants de type COV en-dessous de systèmes aquatiques de surface.

#### 4.2.5.5 LIMITES

Selon Church *et al.* (2002), les capteurs de type PVD présentent certaines limites :

- le temps nécessaire à l'obtention de l'équilibre représente un inconvénient par rapport à certains types de méthodes de prélèvement en temps réel, tel que le pompage de l'eau dans un forage, à partir d'une sonde de petit diamètre par exemple. Cependant, à la différence de ces méthodes, les

préleveurs PVD peuvent fournir des échantillons non perturbés, minimisant ainsi les risques de changement de concentration à court terme liés à la perturbation des sédiments et réduisant les incertitudes relatives à la provenance de l'eau échantillonnée au moyen d'une méthode de pompage,

- les préleveurs PVD ne sont appropriés que pour l'étude des composés volatils,
- l'analyse des échantillons doit être réalisée par chromatographie en phase gazeuse,
- la mise en place des échantillonneurs dans des eaux superficielles est en général une tâche facile ; cependant, leur mise en place en eaux profondes nécessite parfois les services de plongeurs ou d'autres méthodes d'installation,
- les capteurs doivent être placés dans une zone où les eaux souterraines sont déversées dans les eaux de surface de façon à refléter correctement les concentrations en contaminants dans les eaux souterraines. Dans les zones où l'eau en contact avec les préleveurs PVD est principalement de l'eau de surface, les concentrations en contaminants détectées par les dispositifs risquent de refléter les concentrations dans l'eau de surface ou bien les concentrations dans les sédiments, plutôt que les concentrations dans les eaux souterraines,
- les régimes transitoires de flux des eaux souterraines, tel que le stockage dans les berges après une crue ou un cycle tidal, peuvent provoquer des changements temporaires ou cycliques des concentrations en COV, ce qui pourrait affecter l'interprétation relative à l'étendue de la contamination et aux niveaux de concentration en COV dans les eaux souterraines,
- si le but de l'étude est de déterminer la concentration réelle en COV dans l'eau, il est nécessaire d'effectuer des études complémentaires au moyen d'autres méthodes d'échantillonnage.

#### 4.2.5.6 DETERMINATION DE L'APPLICABILITE ET INTERPRETATION DES DONNEES

Les échantillonneurs PVD sont plus couramment utilisés dans des sédiments de fond de rivières ou de ruisseaux, des marais/marécages, des lacs, ou des zones côtières pour déterminer si des eaux souterraines contaminées en COV s'écoulent vers les eaux de surface et à quels endroits se produisent ces rejets. Les préleveurs PVD ont également été utilisés pour mesurer les COV dans les gaz du sol. Dans les deux cas d'utilisation, les résultats sont donnés sous forme de concentrations en phase gazeuse (ITRC, 2006). Etant donné que la répartition entre les phases liquide et gazeuse dépend de plusieurs facteurs, tels que la température et la pression, qui peuvent varier d'un site à l'autre et ne sont pas toujours connues, le calcul de concentrations dans la phase liquide à partir de préleveurs PVD reste approximatif. Une approche alternative pour obtenir les concentrations en COV dans la phase liquide des zones de rejet d'eaux souterraines serait d'utiliser des capteurs avec des sacs de LDPE remplis d'eau (Vroblesky *et al.*, 1996).

#### 4.2.5.7 UTILISATION DES PRELEVEURS DE TYPE PVD ET FUTURES ETUDES

Church *et al.* (2002) décrivent l'utilisation de préleveurs PVD sur neuf sites localisés en Nouvelle-Angleterre.

Vrobley (2002) a synthétisé les données de tests de laboratoire et de terrain relatives à certains sites de décharges de déchets dangereux. Les préleveurs PVD ont également été utilisés sur des sites de décharge de déchets dangereux déclarés et pour la découverte de sites dans l'état du Massachusetts. Le site internet de l'ITRC relatif aux échantillonneurs à diffusion fournit des informations sur d'autres sites où les préleveurs PVD ont été mis en place.

D'après la littérature, l'utilisation des préleveurs PVD pour la détection des COV dans les eaux porales des sédiments est déjà bien répandue.

#### **4.2.6 LES PRELEVEURS DE TYPE « PEEPER »**

Les préleveurs Peeper sont des structures rigides pouvant contenir des volumes d'eau séparés du milieu environnant par des membranes poreuses. Ils servent à surveiller les composés dissous dans les milieux saturés (Parsons, 2005). Les échantillonneurs de type Peeper reposent également sur le principe de diffusion des composés jusqu'à l'obtention de l'équilibre entre le préleveur et l'eau environnante. Les échantillonneurs Peeper ont par exemple été utilisés pour la surveillance *in situ* des composés dissous dans les sédiments saturés (ITRC, 2006). L'efficacité de ces capteurs dépend du temps nécessaire à l'obtention de l'équilibre pour un composé donné, du coefficient de diffusion du composé, de ses propriétés d'adsorption et de désorption, de la température de la solution environnante et de la porosité du sédiment. Les préleveurs Peeper peuvent par exemple être utilisés pour la surveillance *in situ* des éléments en traces. De plus, d'après la littérature, ce type de préleveur permet un échantillonnage rapide et efficace, une précision convenable même à grande profondeur et a des effets minimaux sur la diffusion due à la température et au dioxygène gazeux.

##### **4.2.6.1 DESCRIPTION DU PRELEVEUR**

De manière générale, les échantillonneurs Peeper possèdent un corps rigide doté d'une ou de plusieurs ouvertures recouvertes d'une membrane ou d'un filet perméable. Des chambres cylindriques en acrylique constituent un des modèles les plus communs de ce type d'échantillonneur ; elles contiennent des trous sur leurs cotés qui sont recouverts d'une membrane ou d'un filet (Figure 43 en haut). Une autre configuration du Peeper ressemble à une boîte percée où sont disposées des cellules individuelles (Figure 43 en bas) tel que décrit dans ITRC, (2006). Il existe également des préleveurs comprenant un tube rigide en PVC de 5 cm de long et 5 cm de diamètre extérieur recouvert, au niveau de chaque extrémité, par une membrane flexible en polysulfone (PsMS).

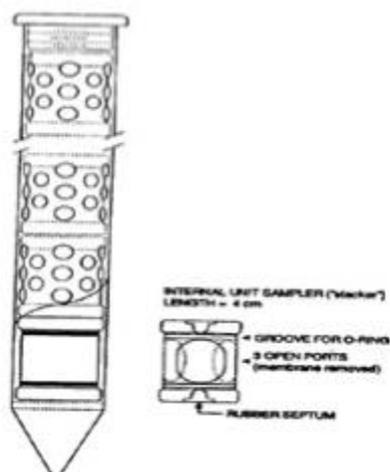


Figure 43 : En haut : capteur Peeper cylindrique en acrylique. En bas : capteur Peeper sous la forme de boîte percée

#### 4.2.6.2 APPLICATION

Les capteurs Peeper ont été conçus pour prélever de l'eau à l'interface eaux souterraines/eaux superficielles associée aux ruisseaux, lacs, eaux souterraines proche de la surface et marais/marécages. Les dispositifs PsMS sont conçus pour prélever les eaux souterraines dans les puits. Les mesures sont représentatives de la concentration moyenne pondérée dans le temps des produits chimiques contenus dans les eaux souterraines.

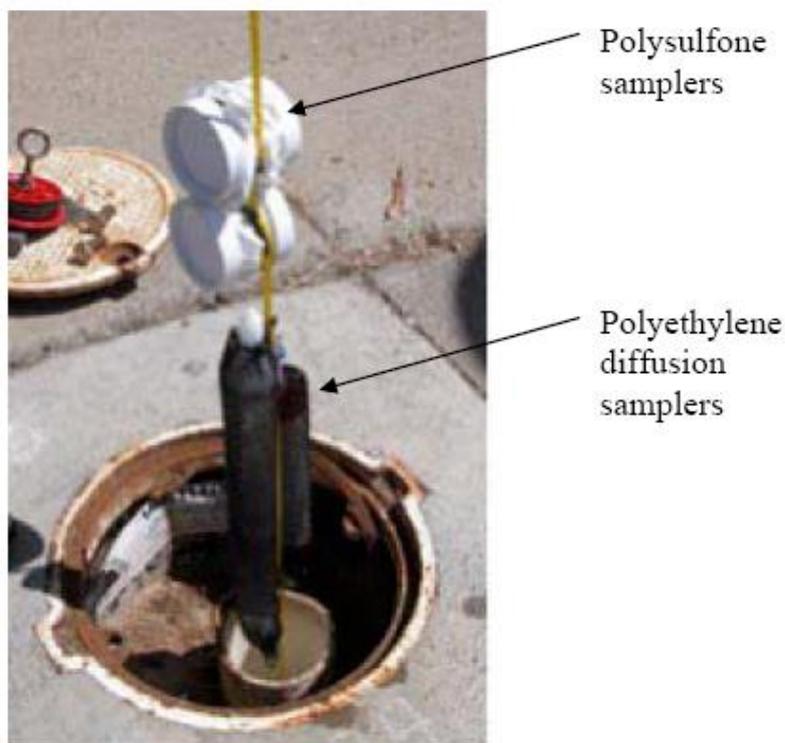
Le préleveur Peeper permet de mesurer une concentration exacte en contaminants contenus dans l'eau, concentration qui pourra être comparée à des normes de qualité environnementale par exemple.

#### 4.2.6.3 MISE EN PLACE DU PRELEVEUR ET RETRAIT DE L'ECHANTILLON

Le temps nécessaire à l'obtention de l'état d'équilibre lors de l'utilisation d'un capteur Peeper varie entre quelques heures et un mois, en fonction du contaminant d'intérêt, du type de sédiment, du volume du préleveur Peeper et de la taille des pores de la membrane. Le temps d'exposition le plus courant est d'une semaine à 14 jours, pour permettre aux composés de s'équilibrer au sein du capteur par rapport au milieu environnant. Cette durée d'une semaine à 14 jours est basée sur des tests de laboratoire non publiés et des résultats de terrain (ITRC, 2006). Le volume de l'échantillon est généralement compris entre 1 et 20 mL.

A l'origine, les échantillonneurs PsMS ont été conçus pour des puits d'un diamètre minimum de 10 cm. Il n'existe pas de limite de profondeur de mise en place. L'orientation de la membrane n'a été testée que dans une seule position (perpendiculaire au flux horizontal). La Figure 44 montre l'orientation des préleveurs dans le puits.

Les échantillonneurs doivent être assemblés dans l'eau propre de façon à s'assurer que la capsule est complètement remplie d'eau purifiée avant l'installation.



Deux PsMS sont indiqués par la flèche supérieure alors que la flèche inférieure pointe un autre type de capteur (un PDB) placé en-dessous des deux PsMS.

*Figure 44 : Orientation des échantillonneurs de type PsMS dans le puits pendant la mise en place*

#### 4.2.6.4 AVANTAGES

Selon les auteurs, théoriquement, ces capteurs permettent de surveiller la plupart des composés (inorganiques et organiques) présents en phase dissoute (ITRC, 2006).

Le principal avantage de ce capteur passif est qu'il peut mesurer la concentration de l'eau porale.

#### 4.2.6.5 LIMITES

D'après les auteurs, la configuration de ce type de capteur ne permet de fournir que de petits volumes d'échantillon, même si les cellules peuvent être mises en commun pour atteindre 100 à 300 mL d'échantillon tous les 30 cm. Les dispositifs PsMS peuvent avoir différentes dimensions mais ont généralement un volume de prélèvement supérieur à celui des préleveurs Peeper classiques (ITRC, 2006). Le diamètre minimum des puits surveillés au moyen de ce dispositif devrait être de 10 cm.

#### 4.2.6.6 DETERMINATION DE L'APPLICABILITE ET INTERPRETATION DES DONNEES

Ces échantillonneurs devraient être capables de surveiller la plupart des composés (inorganiques et organiques) présents en phase dissoute. Les composés surveillés incluent les COV, les acides organiques, les gaz, le perchlorate et les produits de phytodégradation (ITRC, 2006). La sélection du type de membrane et du matériau constituant le préleveur dépend des composés d'intérêt. Le Tableau 11 fournit une liste des composés étudiés au moyen de l'échantillonneur Peeper.

*Tableau 11 : Composés susceptibles d'être étudiés au moyen de l'échantillonneur Peeper (ITRC, 2006)*

| Volatile Organic Compounds  | Other Porewater Constituents  | Gases   |
|---|---|---|
| 1,1,1,2-Tetrachloroethane<br>1,1,2,2-Tetrachloroethane<br>1,1,2-Trichloroethane<br>1,1-Dichloroethane<br>Chloroethane<br>Tetrachloroethene<br>Trichloroethene<br>cis-1,2-Dichloroethene<br>trans-1,2-Dichloroethene<br>Vinyl chloride | Organic acids<br>Fe <sup>2+</sup> , Mn <sup>2+</sup> , SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , pH,<br>NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> , P | Methane<br>Ethane<br>Ethylene<br>Carbon dioxide |

#### 4.2.6.7 UTILISATION DES ECHANTILLONNEURS DE TYPE PEEPER

Les capteurs Peeper ont été mis en place sur plusieurs sites.

### 4.3 CAPTEURS « PASSIFS » INSTANTANES

Ce type de dispositif collecte des échantillons représentatifs des conditions régnant au moment du prélèvement, au point de prélèvement. Ces préleveurs sont basés sur le transport libre et non forcé des composés depuis leur environnement vers le dispositif d'échantillonnage.

Généralement, ces échantillonneurs sont insérés dans le puits, et laissés en place pendant un certain temps d'équilibrage nécessaire à ce que les conditions hydrodynamiques du puits retrouvent leur équilibre. Une fois cette période d'équilibrage écoulée, l'échantillon est récupéré. Le fait de permettre au puits de retrouver son état d'équilibre après la mise en place du préleveur, rétablit le régime hydrodynamique du puits et évite ainsi une turbidité élevée de l'échantillon (la turbidité est causée par les mécanismes d'agitation provoqués lors de l'installation de l'échantillonneur).

En permettant aux matériaux de s'équilibrer avec les composés du puits, la possibilité de biais, causée par l'adsorption des composés sur le préleveur, est également éliminée.

#### 4.3.1 LES ECHANTILLONNEURS HYDRASLEEVETM

Ce préleveur permet de mesurer les concentrations instantanées de tout composé présent dans l'eau au moment du prélèvement. Il peut être utilisé dans tous types de milieux aqueux tels que les eaux souterraines, les eaux de surfaces et les réservoirs. Ce type d'échantillonneur permet d'obtenir les mêmes informations que

les méthodes conventionnelles, sans avoir à purger le puits, et donne accès à une eau caractéristique d'un intervalle spécifique du puits. Ce dispositif peut ainsi s'utiliser dans les puits à faible rendement.

Différentes dimensions sont disponibles afin de prélever un volume d'échantillon plus ou moins grand, selon la taille du puits et les nécessités par rapport aux analyses programmées.

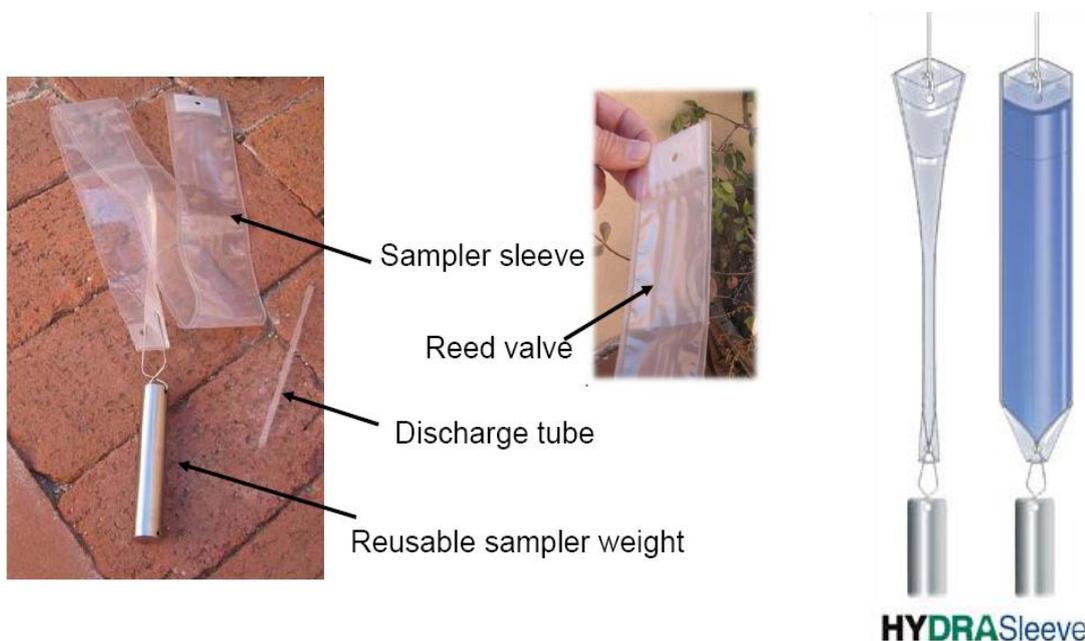
#### 4.3.1.1 DESCRIPTION DU PRELEVEUR

Les échantillonneurs Hydrasleeve™ sont conçus pour s'adapter à plusieurs diamètres de puits : 10,2 cm ; 5,1 cm ; 2,5 cm et 1,9 cm. Les volumes qu'il est possible de prélever sont compris entre 80 mL et 4 L.

Le principe du prélèvement ressemble à la réalisation d'une « carotte » de la colonne d'eau (ITRC, 2007).

Ce type d'échantillonneur comprend les 3 constituants suivants (Figure 45) :

- une poche de polyéthylène flexible et imperméable, fermée au niveau de son extrémité inférieure, et ayant un diamètre compris entre 2,5 et 6,6 cm. Cette poche adopte une forme cylindrique lorsqu'elle est pleine, mais est plate dans le cas contraire. Elle fait généralement 76,2 cm de long, mais des poches de dimensions différentes peuvent être fabriquées. Cette poche est terminée au sommet par une valve flexible de contrôle de chargement, qui fonctionne sur le principe de la pression hydrostatique,
- une ficelle de suspension pour maintenir la poche (souvent en polyéthylène mais jamais en nylon),
- un poids réutilisable en acier inoxydable, de 3,6 kg muni d'une attache.



A droite : image de deux Hydrasleeve™, l'un vide, l'autre plein  
A gauche : configuration d'un Hydrasleeve™ vide.

Figure 45 : Hydrasleeve™

Lorsqu'il est vide, le dispositif présente un volume de 110 cm<sup>3</sup> pour les puits de 10 cm de diamètre et 95 cm<sup>3</sup> pour ceux de 5 cm, ce qui limite les perturbations lors de son introduction dans le puits étant donné qu'il ne déplace que très peu d'eau.

#### 4.3.1.2 APPLICATION

L'Hydrasleeve™ est un échantillonneur instantané utilisé pour prélever de l'eau souterraine sans recourir à une technique de purge et sans mélanger les différentes couches d'eau. Il s'applique également à l'échantillonnage des eaux de surface et des réservoirs d'eau. Il peut être utilisé pour la surveillance des eaux souterraines à court et à long terme, même dans les puits étroits (jusqu'à 1,8 cm de diamètre) ou endommagés. Le prélèvement dans les puits très profonds est également réalisable avec cet échantillonneur. A titre d'exemple, des échantillons ont été prélevés à plus de 213 m de profondeur sous la surface du sol (IRTC, 2006). Des études réalisées à l'ancienne Mather Air Force Base ont montré que ce dispositif était utilisable pour la surveillance des COV et des métaux.

A l'heure actuelle, cet échantillonneur correspond à la meilleure technologie disponible pour l'échantillonnage des puits à faible rendement (IRTC, 2007).

#### 4.3.1.3 MISE EN PLACE DU PRELEVEUR ET RETRAIT DE L'ECHANTILLON

Non seulement les Hydrasleeves sont simples de conception, mais ils sont également faciles à utiliser. En effet, il suffit de les déplier, de fixer le poids à l'extrémité inférieure de la poche, d'attacher l'extrémité supérieure de la poche à la ficelle et enfin d'insérer ce dispositif dans le puits (le tube de déchargement doit rester dans l'enveloppe scellée afin d'éviter les contaminations) (Figure 46).

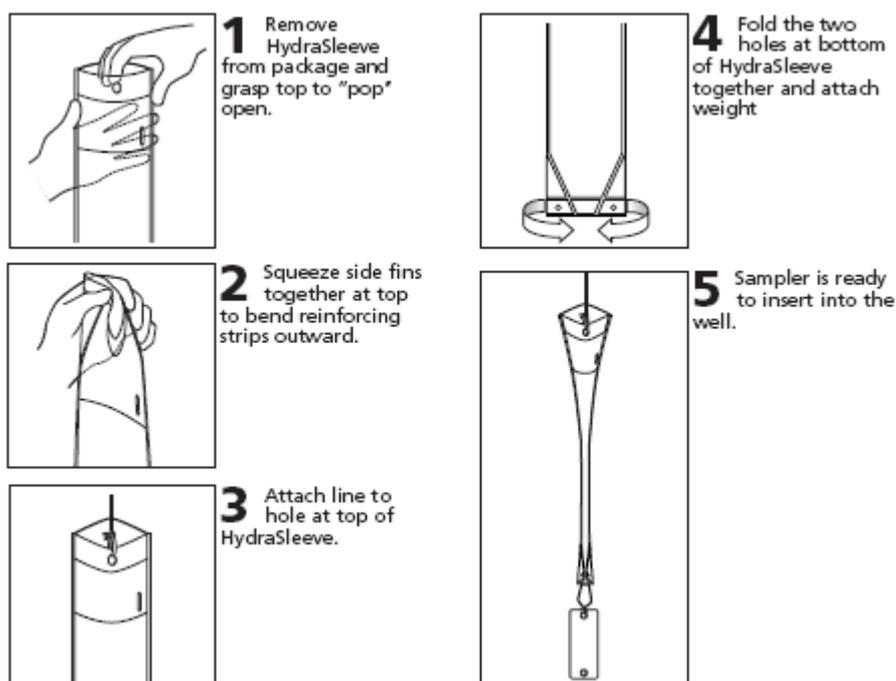
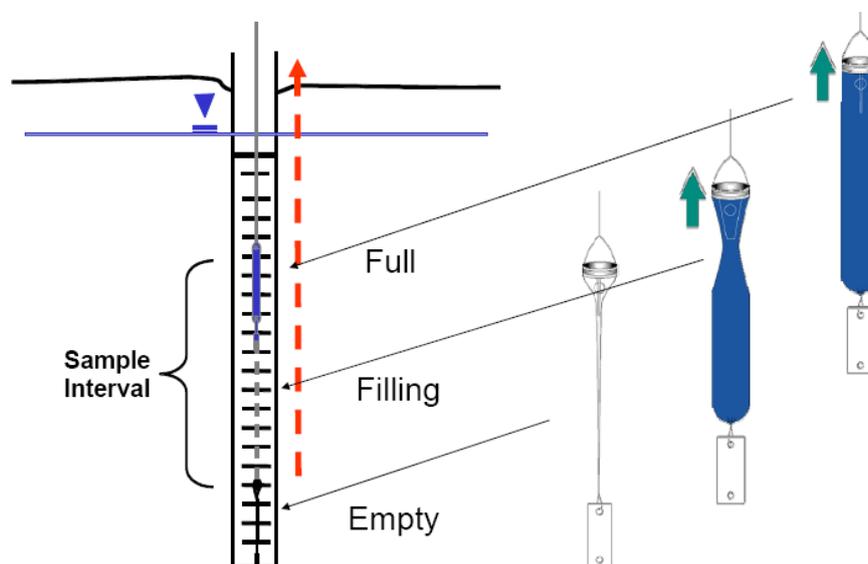


Figure 46 : Explication de la mise en place de l'Hydrasleeve™

Le préleveur doit être descendu dans la colonne d'eau à une vitesse inférieure à 15,2 cm/s afin de limiter les perturbations, jusqu'à ce que le haut de l'échantillonneur soit en-dessous de l'intervalle de prélèvement. Étant donné que le dispositif fonctionne sur le principe de la pression hydrostatique, il ne s'ouvre pas lors de la descente. Ensuite, il est nécessaire de laisser le puits retourner à son état d'équilibre. À cet effet, il est conseillé d'attendre au moins 24 heures, sauf pour les puits à faible transmissivité pour lesquels le retour à l'équilibre peut prendre des semaines.

Après cette période d'équilibrage, l'Hydrasleeve™ doit être tiré vers le haut sur une distance de 1,5 à 2 fois la longueur du préleveur, de manière à le placer au sein de l'intervalle de prélèvement. Ce déplacement doit être réalisé à une vitesse supérieure à 30,5 cm/s afin que la pression hydrostatique ouvre la soupape flexible permettant l'échantillonnage de l'eau. Lorsque le préleveur arrive au sommet de l'intervalle de prélèvement, il est plein et par conséquent la soupape flexible se ferme afin qu'il n'y ait pas d'interaction entre l'eau environnante et l'eau prélevée (Figure 47).



*Figure 47 : Schématisation du retrait de l'échantillon par Hydrasleeve™. Avant d'être tiré, le préleveur se trouve en-dessous de l'intervalle de prélèvement et lorsqu'il arrive à son sommet, il est plein et fermé*

Il existe trois méthodes (détaillés dans Geolnsight, 2006) permettant l'insertion du préleveur à la profondeur souhaitée (Figure 48). De plus, tel qu'il est décrit dans le même manuel, il existe différentes façons de le remonter : de manière continue, par petits à-coups, ou par cycles rapides (Figure 49).

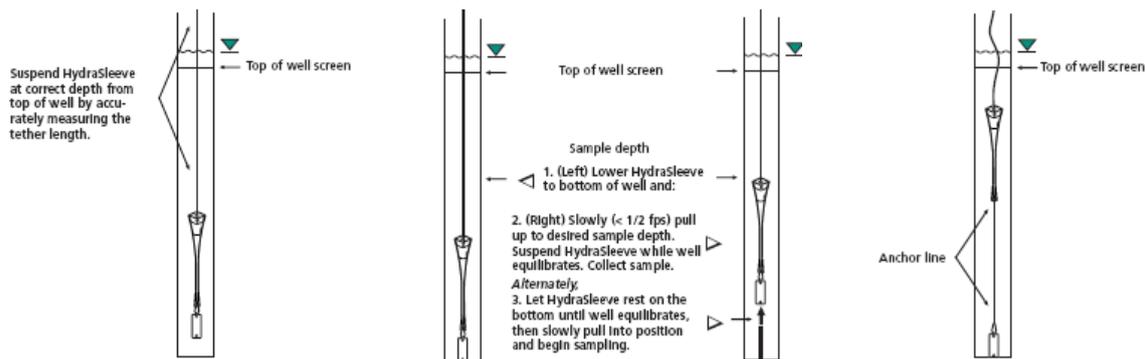


Figure 48 : Représentation des trois méthodes de mise en place du préleveur HydraSleeve à la profondeur souhaitée

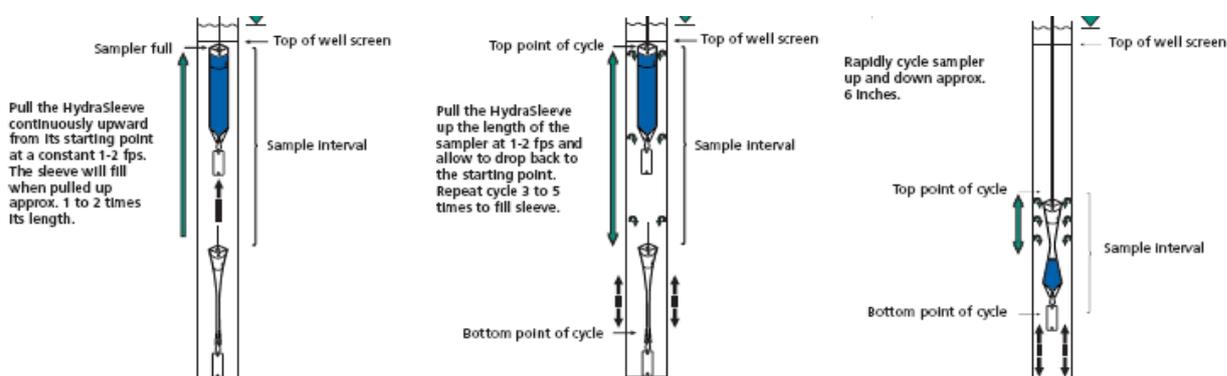


Figure 49 : Différentes façons de retirer le préleveur Hydrasleeve

Une fois que le préleveur est à la surface, l'échantillon doit être immédiatement transféré dans des flacons adaptés. Une petite quantité de l'échantillon doit être jetée avant de récupérer l'échantillon destiné au laboratoire, en vue d'éviter les contaminations provenant potentiellement du tube de vidange. Pour les analyses de COV, les fioles doivent être remplies à l'envers, afin de minimiser les pertes en composés volatiles. Pour les échantillonnages multiples (

Figure 50), plusieurs Hydrasleeves™ peuvent être suspendus les uns à la suite des autres sur le même fil et sont ainsi mis en place simultanément.

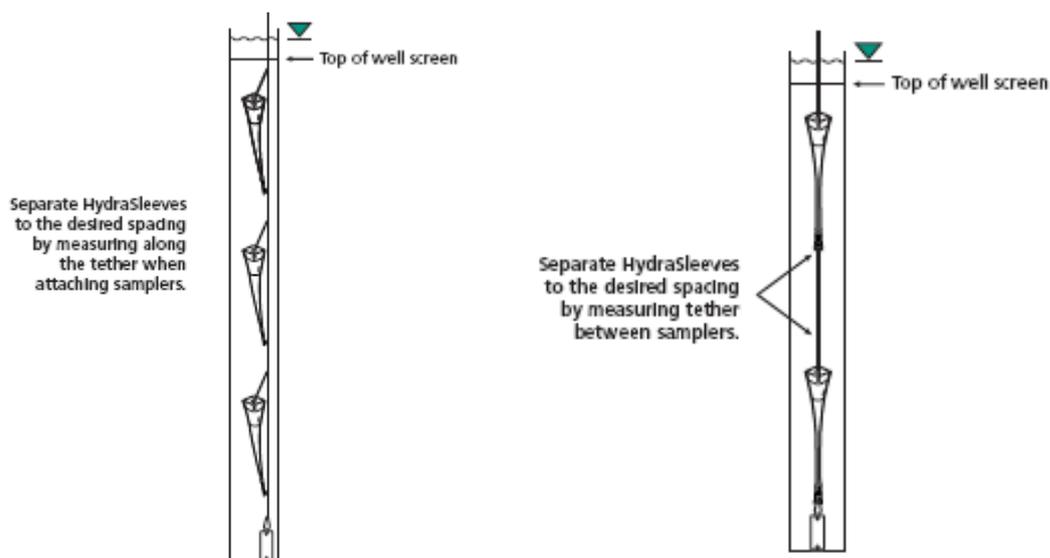


Figure 50 : Différents types de prélèvements multiples par Hydrasleeve

#### 4.3.1.4 AVANTAGES

La littérature présente les avantages suivants : l'utilisation de l'Hydrasleeve™ permet de réduire le temps passé sur le terrain et les coûts de prélèvement (50 à 80% moins onéreux) puisqu'une seule personne suffit pour le prélèvement. De plus, aucune décontamination n'est nécessaire étant donné que la poche est jetable. Cependant, la ficelle et le poids peuvent être réutilisés dans le même puits.

De plus, l'Hydrasleeve™ peut être utilisé pour l'échantillonnage des paramètres physiques et chimiques des eaux superficielles, des réservoirs, et des eaux souterraines, y compris des puits à faible rendement, aussi bien dans le cas d'échantillons simples que dans le cas de plusieurs intervalles précis.

Ce dispositif déplace une quantité d'eau minimale lors de son installation, réduisant ainsi les problèmes liés à la turbidité et au potentiel mélange entre des eaux de différents intervalles.

Enfin, il peut être laissé dans le puits entre deux campagnes de prélèvement, ce qui permet d'être prêt à échantillonner lors de chaque nouvelle campagne et de laisser un temps important pour le retour aux conditions d'équilibre (ITRC, 2007).

#### 4.3.1.5 LIMITES

La principale limite de ce dispositif présentée dans la littérature correspond au volume du prélèvement, qui est limité par un diamètre minimum du puits et parfois par la zone crépinée. Par conséquent, il est important de connaître le volume d'échantillon requis pour conduire les futures analyses relatives aux composés recherchés. De plus, l'augmentation du volume de l'échantillon augmente le poids du dispositif et par conséquent le retrait du préleveur devient plus difficile.

D'autre part, sans l'installation d'accessoires complémentaires, ce type de dispositif nécessite que le prélèvement se réalise au minimum 30,5 voire 61 cm, selon le modèle, au-dessus du fond du puits (ITRC, 2007).

#### 4.3.1.6 DETERMINATION DE L'APPLICABILITE ET INTERPRETATION DES DONNEES

Ce dispositif peut échantillonner la plupart des paramètres physiques et chimiques, ce qui permet, dans la limite du volume d'échantillon disponible, d'analyser la plupart des composés, tels que les COV et COSV, les métaux, les cations et anions majeurs, les éléments traces métalliques dissous, les sulfures dissous, les gaz dissous, les solides dissous, le carbone organique dissous, la silice dissoute, les composés explosifs, le perchlorate, etc. Avant de choisir les dimensions de l'Hydrasleeve™, il est donc important de connaître le volume d'échantillon requis pour réaliser les analyses, le diamètre du puits ainsi que la longueur et la position des sections crépinées (ITRC, 2007).

D'après Parsons (2005), la concentration obtenue au moyen d'Hydrasleeve™ est similaire voire supérieure aux résultats fournis par la méthode conventionnelle et la méthode de purge à faible débit, et les erreurs de laboratoire ne sont pas plus importantes.

Parsons (2005) a également comparé le PDB, le RPP, l'échantillonneur à membrane de dialyse et l'Hydrasleeve™ et est arrivé à la conclusion que l'Hydrasleeve™ est le dispositif le moins onéreux, le plus simple à mettre en place et à récupérer, qu'il est fiable pour tous les composés testés (COV, métaux, la plupart des anions, le 1-4 dioxane et le chrome hexavalent, etc.) et que le volume qu'il prélève n'est pas le plus petit.

De plus, ce dispositif constitue une technique fiable pour des programmes de surveillance.

#### 4.3.1.7 UTILISATION D'HYDRASLEEVE™ ET FUTURES ETUDES

Parsons (2005) a conclu que l'Hydrasleeve™ était une méthode techniquement fiable pour la surveillance de tous les composés testés dans le cadre de son étude. Ce dispositif a été perçu comme une méthode d'échantillonnage précise, bon marché, simple, facile à utiliser et efficace énergétiquement.

Ces dispositifs sont actuellement utilisés sur de nombreux sites pour des applications de terrain.

La plupart des recherches récentes se sont concentrées sur l'amélioration de la soupape afin d'obtenir un remplissage plus rapide, tout en réduisant l'écoulement turbulent, et afin de fournir un meilleur scellé une fois que le préleveur est rempli.

### 4.3.2 LES PRELEVEURS INSTANTANES DE TYPE « SNAP SAMPLERS »

Ces préleveurs sont également capables d'échantillonner des eaux de manière instantanée sur site sans recourir à une technique de purge. Ils sont adaptés au prélèvement de composés dissous tels que des éléments hydrophobes présents sur des particules colloïdales. Comme l'Hydrasleeve™, ils peuvent pratiquement être utilisés pour tous les composés, mais la société ProHydro Inc. les a originellement conçus pour le prélèvement des COV. Ces préleveurs sont disponibles en différents matériaux, comme le verre pour l'échantillonnage des COV ou le polyéthylène. Ils fonctionnent comme une bouteille ouverte à chaque extrémité introduite dans le puits. Le principal avantage de ce dispositif est qu'il ne requiert pas le transfert de l'échantillon dans des récipients de laboratoire et de ce fait limite les pertes de composés volatils.

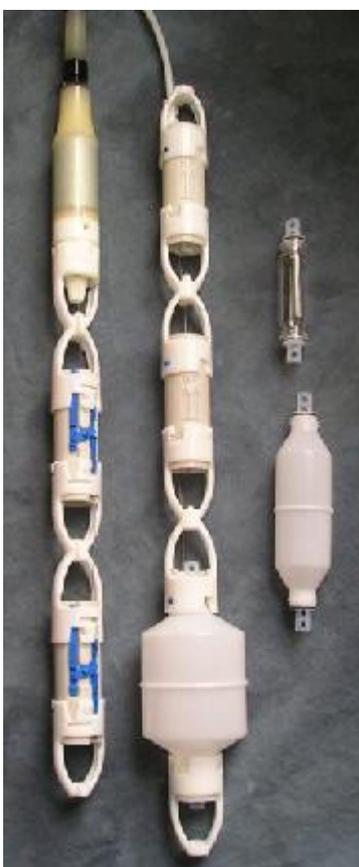
#### 4.3.2.1 DESCRIPTION DU PRELEVEUR

Le Snap Sampler est constitué de trois composants : le corps du préleveur, une bouteille de prélèvement et une ligne de suspension (Figure 51). La bouteille est à double ouverture et possède un diamètre de 4,2 cm. En général, deux types de bouteilles sont disponibles :

- bouteilles en verre de 20,3 cm, permettant de prélever un volume de 40 mL,
- bouteilles en polyéthylène de 26,7 cm, permettant de prélever un volume de 125 mL,

Un autre échantillonneur en polyéthylène est disponible pour le prélèvement de 350 mL, et dans ce cas, la bouteille mesure 26,7 cm de longueur et a un diamètre de 7,5 cm.

Les deux types de bouteilles ont deux capuchons en acier inoxydable enrobés de perfluoroalkoxy (PFA, Teflon).



*Figure 51 : Corps des préleveurs de type « Snap Sampler » et bouteilles Snap Sampler avec leurs capuchons (visibles à droite)*

***Une partie de la ligne de suspension est visible en haut de la photo.***

Le Snap Sampler est attaché par le capuchon à la ligne de suspension par un tube en polyéthylène haute densité (HDPE) creux dans lequel se trouve un câble de retrait en acier inoxydable enrobé de propylène éthylène fluoré (FEP). Ce câble de retrait est conçu pour un puits d'une longueur spécifique et normalement ne peut pas être réutilisé dans un autre puits (ITRC, 2006).

L'utilisation d'un enrouleur mécanique est recommandée lors de la mise en place et du retrait du dispositif.

De plus, jusqu'à quatre préleveurs peuvent être montés en série (comme sur la Figure 51). Si plus de quatre bouteilles sont nécessaires, plusieurs câbles de retrait doivent être installés (ITRC, 2007).

Au moment de collecter l'échantillon, le câble de retrait est activé en tirant sur la détente, ce qui ferme la bouteille et permet la collecte d'eau dans les conditions in situ.

#### 4.3.2.2 APPLICATION

Selon ProHydro, Inc. (2009), ce dispositif peut être utilisé pour le prélèvement dans les puits à faible rendement et à courte colonne d'eau. Il peut également être utilisé pour la surveillance des puits ayant une crépine ou un intervalle ouvert de 3 mètres ou moins. La surveillance de la stratification verticale peut également être réalisée avec ce dispositif s'il n'existe pas d'informations préalables sur l'aquifère et/ou la stratification des contaminants dans le puits.

A l'instar des méthodes de prélèvements conventionnelles, les préleveurs de ce type permettent également la mesure de paramètres physico-chimiques sur le terrain (tels que le pH ou le potentiel rédox), ce qui n'est pas le cas des autres capteurs passifs (ITRC, 2007).

#### 4.3.2.3 MISE EN PLACE DU PRELEVEUR ET RETRAIT DE L'ECHANTILLON

Afin de choisir le meilleur type de bouteille, il est important de connaître le volume d'échantillon requis pour la réalisation des analyses souhaitées ainsi que le type de composés recherchés. En effet, pour prélever les COV, l'utilisation des bouteilles en verre est fortement recommandée.

Premièrement, les bouteilles sont insérées dans le corps de l'échantillonneur et celui-ci est attaché à la ligne de suspension (Figure 52, Figure 53 et Figure 54).

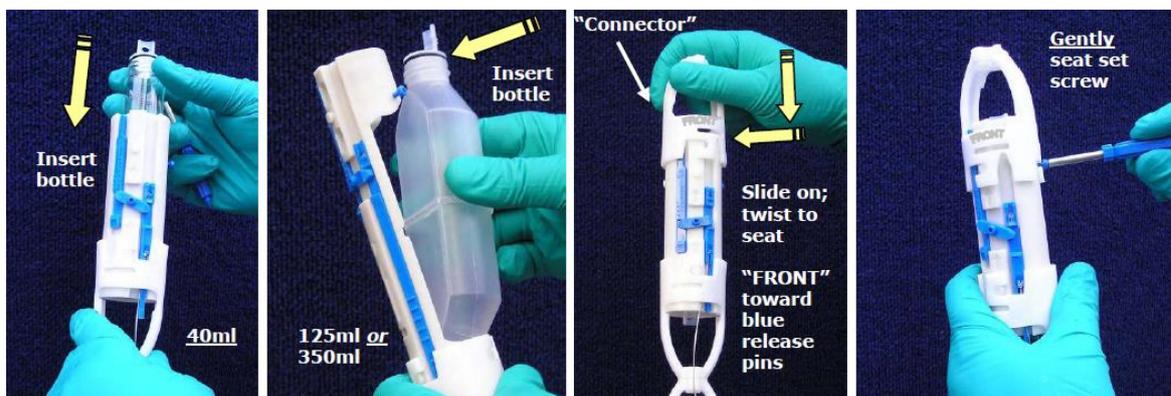


Figure 52 : Insertion de la bouteille de prélèvement dans le corps de l'échantillonneur et fixation de ce dernier (ProHydro, Inc., 2009)

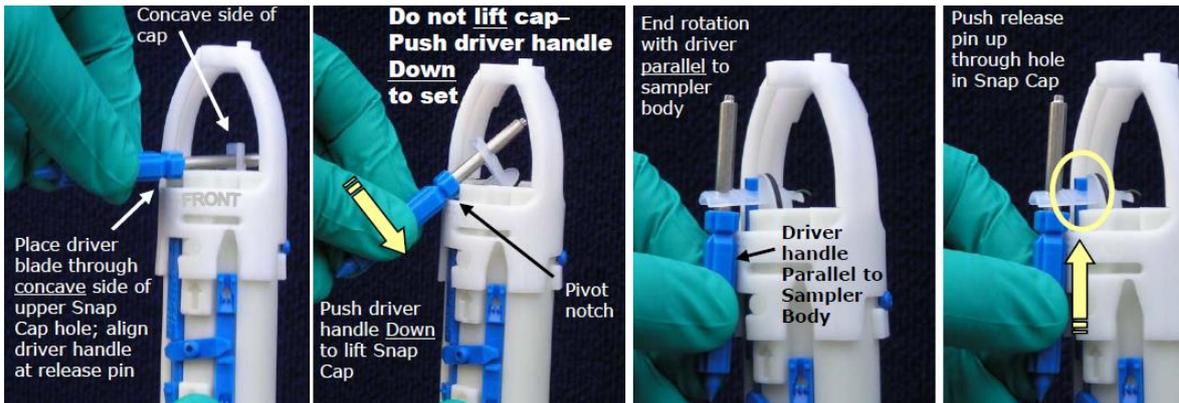


Figure 53: Ouverture des capuchons « Snap Caps » (ProHydro, Inc., 2009).

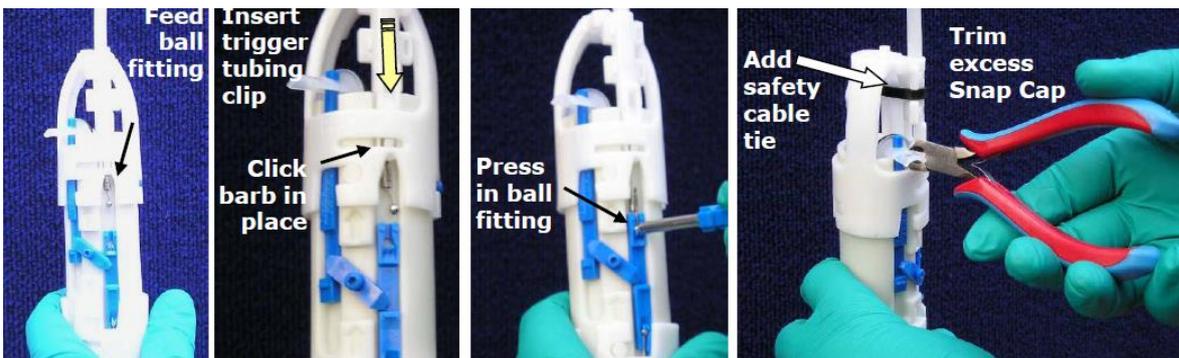


Figure 54: Insertion et fixation de la ligne de suspension (ProHydro, Inc., 2009)

Ensuite, le préleveur peut être descendu dans le puits au moyen de la ligne de suspension qui est arrimée à la tête du puits (Figure 55). Après cela, le puits doit retourner à son état d'équilibre. Le temps de retour à l'équilibre dépend de l'hydrologie dans l'environnement du puits, mais de façon générale, il est recommandé d'attendre au moins 2 semaines. De façon à atteindre l'équilibre en temps voulu, le préleveur peut être conservé dans le puits afin d'être prêt lors de la prochaine campagne de prélèvement.



Figure 55 : Fixation de la ligne de suspension et sécurisation (ProHydro, Inc., 2009)

Pour récupérer l'échantillon, la ligne de suspension doit être maintenue en place sans modifier la position du préleveur. Le câble interne de cette ligne doit être tiré avec une force suffisamment importante afin qu'il sorte du tube (Figure 56). Un enrouleur mécanique peut être utilisé (particulièrement recommandé pour les prélèvements profonds).

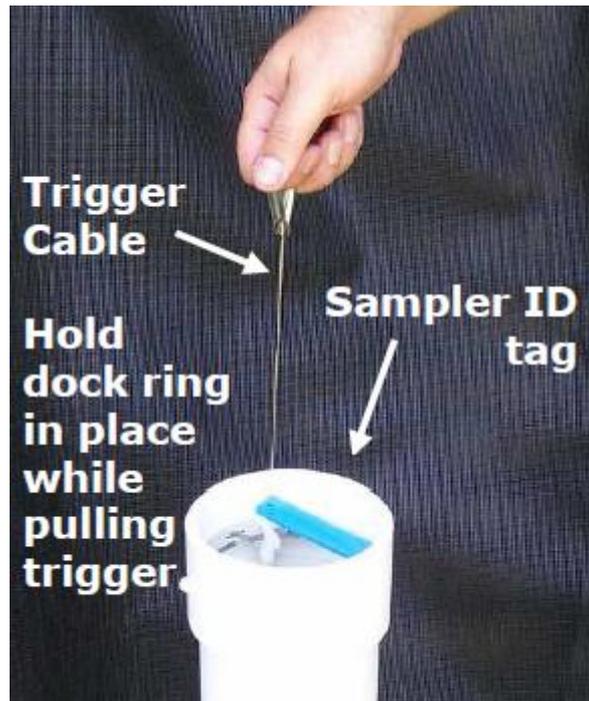


Figure 56 : Récupération de l'échantillon (ProHydro, Inc., 2009)

Si plusieurs lignes de suspension ont été utilisées, la récupération doit se faire en commençant par les capteurs les plus profonds.

Lorsque le corps du préleveur arrive à la tête du puits, la bouteille est retirée et les capuchons « Snap Caps » sont coupés avec précaution, en prenant garde de ne pas les desceller. Des bouchons à vis sont alors placés au niveau des deux extrémités (Figure 57).

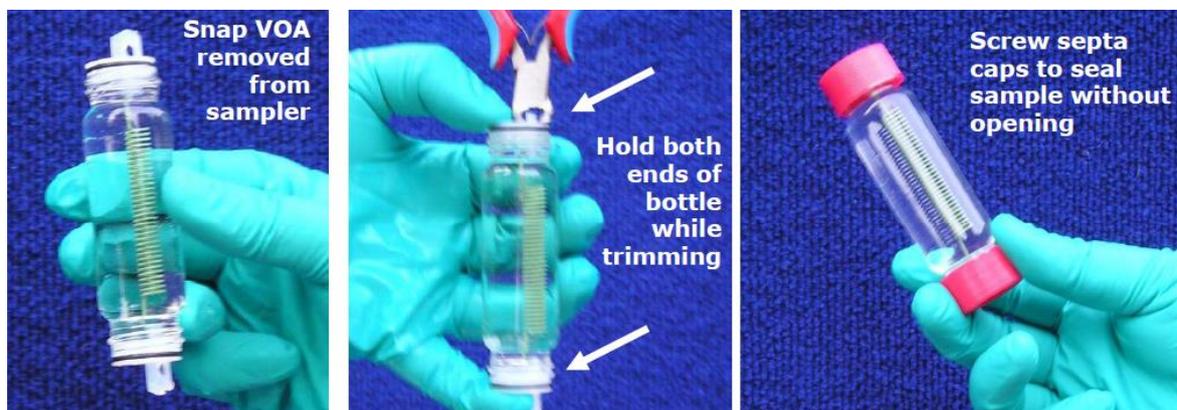


Figure 57 : Préparation des bouteilles après retrait du puits (ProHydro, Inc., 2009)

Lorsque l'ajout de conservateurs est nécessaire, percer le deuxième capuchon afin d'y insérer deux ou trois gouttes de conservateur dans la cavité, avant de refermer la bouteille avec un bouchon à vis (Figure 58).



Figure 58 : Ajout d'un conservateur dans les bouteilles de prélèvement (ITRC, 2007)

Les corps de ces préleveurs sont conçus pour être réutilisés dans le même puits, évitant ainsi la nécessité de procéder à une décontamination exhaustive. Cependant, dans le cas où ils doivent être déplacés d'un puits à l'autre, il est nécessaire de les désassembler et chaque pièce doit être soigneusement lavée. Il n'est pas possible d'utiliser la ligne suspension et son câble dans différents puits (ITRC, 2007).

#### 4.3.2.4 AVANTAGES

Selon l'ITRC (2007), les principaux avantages des préleveurs de type « snap samplers » sont les suivants :

- ils peuvent être utilisés pour le prélèvement de nombreux composés, ainsi que pour la mesure de paramètres physico-chimiques sur le terrain,
- ils permettent de réduire le temps passé sur le terrain et les coûts de prélèvement,
- ils sont plus faciles et plus rapides à mettre en œuvre que les méthodes de purge conventionnelles,
- ils permettent d'échantillonner à une profondeur déterminée grâce à la ligne de suspension réglée à la longueur adéquate,
- ils peuvent prélever des échantillons sans que ceux-ci soient exposés à l'air au niveau de la tête de puits,
- ils sont capables d'obtenir un échantillon sans risque de mélange ou d'exposition avec les autres intervalles au moment du retrait, étant donné que les bouteilles sont scellées,
- ils réduisent les erreurs potentielles de prélèvement étant donné qu'il n'y a pas d'étape de transfert de l'échantillon,
- ils permettent le prélèvement dans des puits à faible rendement, des puits ayant de courtes crépines et des puits caractérisés par de faibles hauteurs de colonnes d'eau,
- ils peuvent rester dans le puits, prêts à l'emploi pour la campagne de prélèvement future,

- ils nécessitent peu de travaux de décontamination car ils sont conçus pour un puits spécifique,
- ils ne sont influencés ni par la technique de l'utilisateur ni par les conditions météorologiques.

De plus, il est à noter que la période de rééquilibrage du puits permet de surveiller la circulation naturelle des particules colloïdales dans le puits (ProHydro, Inc., 2009).

#### 4.3.2.5 LIMITES

Selon ITRC, 2007, les préleveurs de type « snap samplers » présentent les limites suivantes :

- ils doivent être mis en place dans les puits d'une largeur minimale de 5 cm,
- ils permettent le prélèvement d'un échantillon de volume limité, empêchant ainsi l'analyse d'une large gamme de composés,
- ils requièrent des lignes de suspension spécifiques,
- l'utilisation d'un enrouleur mécanique est recommandée,
- ils requièrent la mise en place d'une certaine planification pour déterminer la longueur des lignes de suspension pour chaque puits.

#### 4.3.2.6 DETERMINATION DE L'APPLICABILITE ET INTERPRETATION DES DONNEES

Les composés pouvant être prélevés incluent entre autres, les COV, les COSV, les pesticides, les PCB, les métaux, le perchlorate, les explosifs, le 1,4-dioxane, le 1,2,3-TCP et le NDMA (ProHydro, Inc., 2009).

Les préleveurs de type « snap samplers » ont été testés en laboratoire par Parkins et Mulherin (2007) pour 7 COV dont le tDCE, le benzène, le TCE, le toluène, le oDCB, le mXYL et le PCE, et pour six explosifs (le HMX, le TNB, le RDX, le 1,3-DNB, le TNT et le 2,4-DNT). Pour tous les composés testés, aucune différence notable n'a été révélée entre les concentrations fournies par ce type de préleveur et les concentrations de contrôle. Des essais de terrain inclus dans le cadre de cette étude ont validé l'utilisation de cet échantillonneur pour le prélèvement du 1,1,1-trichloroéthane, du 1,1-dichloroéthane, du 1,1-dichloroéthylène, du 1,2-dichloroéthane, du cis-1,2-dichloroéthylène, du chlorobenzène et du chlorure de méthylène.

Selon Parsons (2005), les concentrations dans les échantillons collectés au moyen d'un préleveur de type « snap sampler » étaient supérieures à celles obtenues par d'autres méthodes de prélèvements pour les anions, le 1,4-dioxane et plus particulièrement pour les COV. Dans cette étude, ces préleveurs n'ont pas été testés pour le chrome hexavalent et les métaux.

#### 4.3.2.7 UTILISATION DU PRELEVEUR DE TYPE « SNAP SAMPLER » ET FUTURE ETUDES

Des tests de terrain ont été réalisés sur différents sites par l'Université de Waterloo, l'U.S. Air Force et l'U.S. Army Corps of Engineers, ainsi que sur quelques sites privés localisés en Floride, en Californie, dans l'État de New York et au New Jersey.

Les résultats obtenus au moyen de mises en place sur le terrain et en laboratoire ont conduit à de bonnes corrélations avec les valeurs de contrôle et les résultats fournis par d'autres méthodes. Les résultats obtenus par les échantillonneurs de type « snap sampler » sont cohérents avec ceux fournis par les autres méthodes, et sont même légèrement supérieurs pour les COV. La perte de composés due au transfert de l'échantillon avant son analyse est une explication probable de ces légères différences.

De plus, il ne semble pas qu'il y ait de limitations relatives à certains types de composés. Des études complémentaires sont toutefois nécessaires pour valider cette méthode à d'autres composés.

## **5 RESUME SUR LES CAPTEURS PASSIFS**

Le tableau suivant présente une synthèse des données disponibles essentielles sur les capteurs présentés ci avant. Il est à noter que ces données sont reportées telles quelles et ne font pas ici l'objet de commentaires ou analyse de l'INERIS.

Les données sont classées par type de capteurs :

- Intégratifs
- A l'équilibre
- Instantanés

Dans la colonne "durée d'exposition" :

*h : heure*

*j : jour*

*s : semaine*

*m : mois*

*a : année*

Dans la colonne "milieu" :

*GW : eau souterraine*

*SW : eau de surface*



| Type       | Technologie   | Construction  | Milieu   | Durée d'exposition         | Volume du prélèvement  | Considérations de mise en place  | Adsorbant / phase réceptrice   | Composés   | LD          | Avantages   | Limites   | Application   | Références   | Fournisseur/Vendeur  | Prix  |
|------------|---|---|--|----------------------------|--|--|--|--|-------------|---|---|---|--|--|---|
| Intégratif | <b>Capteurs à membrane semi-permeable (SPMD)</b>                  | Bande de polyéthylène (91,4 cm x 2,5 cm x 50 µm) remplie de trioléine, fermée par des extrémités hydrophobes  | GW (sauf faible perméabilités), SW, air, (sol pour les HAP et les PCB) | air : 24 h / eau : 10-30 j | Fonction du taux de prélèvement (pour 30 j avec 5L/j : 150 L)                                    | A l'obscurité, submergé, dans un lieu peu fréquenté pour éviter le vandalisme et transport dans un récipient hermétique  | Trioléine  | Contaminants organiques hydrophobes : HAP, PCB, pesticides, dioxines, la plupart des COSV hydrophobes, certains COV                                  | -           | Précis / Reproductible / Bon marché / Simple à utiliser / Applicable à l'air et l'eau   | Ne prélève que des composés organiques / Nettoyage de l'échantillon difficile / Sujet à la formation de biofilm / Conditions de transport difficiles  | Détermination des sources de pollution / Estimation de l'exposition des organismes  | IRTC (2006), Esteve Turillas, F.A. (2008), Vrana B. et al. (2005), Verreydt B. et al. (2010)   | Disponible commercialement auprès d'EST (Environmental Sampling Technology) Inc. (St Joseph, MO)   | Dispositif SPMD membrane-trioléine (\$50) / Suspension SPMD (\$250) / Liquide d'extraction préliminaire pour les analyses d'éléments en ultra-trace (\$5)                   |
|            | <b>Capteurs intégratifs pour composés polaires (POCIS)</b>        | Matériau solide (adsorbant) contenu entre 2 membranes poreuses de polyéthylène sulfoné  | SW, GW   | 14-30 j                    | Un jeu de 4 disques POCIS (diamètre 4,7 cm) extrait entre 1,5 et 10 L d'eau en 30 j d'exposition | Limiter l'exposition à la lumière. Risques de vandalisme. Un jeu de 4 POCIS peut être installé dans un conteneur de 3,85 L   | Une gamme de matériaux adsorbants  | µconcentrations de COV, certains COSV (polaires), herbicides, produits pharmaceutiques et vétérinaires, produits de soins corporels avec log Kow < 3 | -           | Facile à mettre en place et à récupérer / Adsorbant choisi en fonction des produits recherchés / Données de concentration qualitatives  | Formation de biofilm sur la membrane / Prélèvements de terrain requièrent un processus spécifique préalable aux analyses de laboratoire   | Surveillance des niveaux de contaminants / Estimation de la toxicité  | ITRC (2006), Vrana et al. (2005), Aharez et al., (2005).   | A été breveté en novembre 2002 (U.S. Patent 6,478,961). Disponible auprès d'EST (Environmental Sampling Technology) Inc. (St Joseph, MO), également fabriqué par ses créateurs (USGS Columbia Environmental Research Center) | Un disque POCIS (\$65) / Suspension pour POCIS (\$300) / Traitement et extraction du POCIS (\$75)   |
|            | <b>Dosimètre en céramique</b>                                     | Tube de céramique (5 cm x 1 cm) rempli avec un matériau adsorbant solide, fermé par des capsules en PTFE  | GW, SW   | 14 j à 1 a                 | -  | Respecter le temps minimum d'exposition permettant d'atteindre la limite de détection  | Diverses résines échangeuses d'ions (Amberlite® IRA - 743), Dowex® Optipore-493, Tenax®  | HAP, BTEX, COHV, alkylnaphtalènes  | µg/L        | Stabilité et épaisseur de la membrane de céramique / Pas besoin de calibrations supplémentaires / Applicable aux surveillances de longue durée  | Faible précision  | Surveillance des GW pour MNA ou autres techniques de remédiation / Contrôle des rejets en contaminants  | Martin et al. (2001, 2003), Vrana et al. (2005), Bopp et al. (2007), Weiss et al. (2007), Kot-Wasik et al. (2007), Verreydt et al. (2010), Seethapathy et al. (2008) | Le dispositif a été breveté en 1999 (German Patent DE 198 30 413 A1) par Grathwohl   | Ceramic Dosimeter (160€)  |
|            | <b>Chemcatcher® (Universal passive sampler using Empore disk)</b> | Boîtier en plastique inerte (ex: PTFE), contenant un disque de phase réceptrice solide attachée à un polymère poreux, et un disque en membrane régulatrice de diffusion                                 | SW   | 14 j à 1 m                 | -  | -  | La version non-polaire possède un adsorbant chromatographique pour phase réceptrice. La version polaire possède un mélange de matériaux adsorbants pour phase réceptrice | Organiques polaires et non polaires et Cd, Cu, Ni, Pb et Zn  | ng/l        | Fort taux de prélèvement / Mise à l'équilibre rapide  | Faible capacité de prélèvement / Affecté par la turbulence / Taux de prélèvement influencé par la présence de biofilm   | Intégratif pour les composés organiques <i>in situ</i> / Intégratif et spéciation pour les composés inorganiques  | Vrana et al. (2005), Vrana et al. (2006b), Gunold et al. (2008), Shawn et al. (2009), Shaw and Mueller (2009), Greenwood et al. (2007).                              |  |   |
|            | <b>MESCO (Membrane Enclosed Sorptive Coating)</b>                 | Tube ou sac membranaire en cellulose régénérée ou en LDPE. Tube ou sac rempli d'eau distillée et contenant un barreau agitateur, enrobé de polydiméthylsiloxane (PDMS, silicone) comme phase réceptrice | SW, GW   | plusieurs h à 1 s          | -  | Les capteurs sont miniatures et n'ont pas besoin d'importants dispositifs de mise en place sur le terrain  | Polydiméthylsiloxane (PDMS) enrobant un barreau  | HAP, PCB, pesticides organochlorés   | ng/l à pg/l | Capteur miniature / Pas de purge / Processus d'échantillonnage avec peu de solvant / Composés polaires et non-polaires accumulés dans le capteur ayant une membrane en cellulose  | Faible stabilité de la membrane de cellulose / Mesures quantitatives uniquement accessibles avec les PRC  | Surveillance des GW pour MNA ou autres techniques de remédiation / Contrôle des rejets en contaminants  | Vrana et al. (2001, 2006a, 2006b)  | MESCO non breveté et donc pas réellement disponible sur le marché. Mais grâce à sa simplicité, peut facilement être construit (Paschke 2005)   |   |
|            | <b>GORE® Sorber Module</b>  | Différents matériaux adsorbants remplissant un tube plat en Gore-Tex  | air, SW, GW  | 48 h à 14 j                | Fonction du taux de prélèvement de chaque composé et de la période d'exposition                  | Module peut être placé dans quasiment toutes les formations géologiques (des argiles peu perméables aux sables très perméables) avec tous les degrés d'humidité (sols secs à sols saturés)     | Résines carbonées et polymériques  | BTEX, MTBE, HAP, COV et COSV.  | µg/L        | Perturbations minimales du flux / Pas de volume d'échantillon minimum / Utilisable pour dupliquer les échantillons / Détecte les faibles concentrations / Peut prélever dans le cas de colonnes d'eau courtes   | N'est pas utilisable pour des surveillances de longue durée / Limité par la pression de vapeur des composés prélevés / Ne mesure pas les paramètres du terrain et les composés inorganiques | Campagne de surveillance de la qualité de l'eau   | Einfeld and Koglin, (2000), Vrana et al. (2005), ITRC (2005) Verreydt et al. (2010)  | Disponible sur le marché auprès de W. L. Gore & Associates, Inc., et breveté (USA et autres pays étranger)   | GORE™ Sampler comprend un capteur, un témoin de transport, les équipements de mise en place, les analyses de laboratoire (de \$185 à \$285 en fonction des composés testés) |
|            | <b>Sorbicells</b>   | Cartouches de polypropylène, remplies d'un adsorbant et d'un traceur, placées sur un support contenant un tuyau d'alimentation en air, un réservoir en HDPE et un fil de suspension                     | GW, SW   | 1-2 s à 6 m                | 0,1 à 0,5 L  | Perpendiculaire à la direction du flux. Limite de détection dépendante du volume d'eau. Durée d'exposition est fonction de la capacité de sorption et des propriétés de dissolution du traceur | Gel de silice, résines carbonées, zéolites, et charbon actif   | Une large gamme dépendant des adsorbants : nitrates, phosphates, pesticides, COV, métaux lourds, etc.  | µg/L        | N'est pas influencé par la plupart des paramètres environnementaux / Robustesse du capteur / Applicable à la surveillance de longue durée / Intégration du débit hydraulique et des concentrations dynamiques / Pas de biodégradation ou de diffusion du soluté hors du capteur | Limite de détection dépend du volume d'eau / Variations du niveau d'eau peuvent influencer le flux  | Systèmes de première alerte / Evaluation des émissions pour les opérations de remédiation <i>in situ</i> / Etudes environnementales / Réalisation d'analyses de risques | De Jonge & Rothenberg (2005), Grøn, C. (2009), Rozemeijer, J. (2010), Verreydt et al. (2010)   | Disponible dans le commerce auprès de Sorbisense   | Cartouche Sorbicell (50€) / Support réutilisable Sorbisense Ground Water (218€)   |



| Type          | Technologie   | Construction  | Milieu | Durée d'exposition   | Volume du prélèvement  | Considérations de mise en place  | Adsorbant / phase réceptrice | Composés  | LD                     | Avantages  | Limites  | Application   | Références   | Fournisseur/Vendeur  | Prix  |
|---------------|---|---|--------|--|--|--|------------------------------|---|------------------------|--|--|---|--|--|---|
| A l'équilibre | PDB (Polyethylene Diffusion Bag Samplers)                 | Membrane de dialyse ou sac LDPE rempli d'eau déionisée  | GW     | 2 s à 1 a  | 250 - 300 mL (d'autres volumes peuvent être prélevés)              | Facile à utiliser / Installation et retrait rapide   | -                            | COV non polaires inférieurs à 10 Angströms  | -                      | Facile à mettre en place et à récupérer / Jetable / Prélèvements sur des intervalles distincts ou intégration sur un intervalle vertical plus long / Profil vertical de contamination / Elimine la turbidité   | N'est pas applicable au prélèvement de tous les composés / Sujet à la formation de biofilm à long terme  | Surveillance de longue durée des COV dans les piézomètres / Caractérisation de la stratification des COV couplée aux données de débit                           | Vrobesky, D.A. (2001), Vrobesky & Campbell (2001), ITRC (2004), Vrana et al. (2005), ITRC (2006), Verreydt et al. (2010) | Disponible sur le marché auprès de Columbia Analytical Services Inc. (Rochester, NY) et d'EON Products, Inc. (Snellville GA)   | Capteur PDB (\$25) / Equipement de mise en place personnalisé (\$60, comprenant : le poids, le matériau en polyester, les attaches au capteur, l'étiquetage, un bouchon pour le piézomètre) |
|               | Préleveurs à membrane de dialyse                          | Membrane hydrophile en cellulose régénérée, remplie d'eau déionisée. Existe en 2 tailles (6,4 cm x 61 cm de long et 3,2 cm x 61 cm de long)   | GW     | 1-2 s  | 6,4 cm x 61 cm de long = 969 mL et 3,2 cm x 61 cm de long = 155 mL | Evite les problèmes dus à la turbidité de l'eau lors du prélèvement (filtration non nécessaire). Certaines formations techniques sont nécessaires pour préparer les capteurs. Les capteurs sont faciles à mettre en place et à récupérer | Cellulose régénérée          | COV, Cations et anions, la plupart des métaux en traces, composés explosifs, silice, éthène, CO <sub>2</sub> , CH <sub>4</sub> , TDS, SC, DOC | ng/l                   | Réduit les coûts de surveillance des eaux souterraines / Pas de problème de turbidité des échantillons / Dispositif jetable : pas de nettoyage requis et pas de contaminations croisées / Mise à l'équilibre rapide pour la plupart des constituants   | Capteur doit être maintenu sous l'eau entre sa construction et sa mise en place / Membrane peut être biodégradable en 4-6 semaines / Capteurs perdent un petit volume d'eau (< 3% par semaine) | Surveillance des GW pour l'évaluation de l'atténuation naturelle des sites contaminés / Evaluation des sources potentielles de contamination des GW             | ITRC (2006), ITRC (2007), Vrobesky et al. (2002), Vrobesky and Pravecek (2002), Imbrigiotta (2002)                       | Les capteurs à membrane de dialyse ne sont pas disponibles entièrement construits sur le marché. La membrane de dialyse en cellulose régénérée est disponible auprès de Filtration Products, Inc (Sequin, TX) et de Spectrum Laboratories Inc. (Laguna Hills, CA)  | Membranes de cellulose régénérée pré-nettoyées de diamètre 50 mm et 100 mm (\$187 /10 m)  |
|               | Préleveurs en polyéthylène rigide poreux (RPP)            | Cylindre rigide de polyéthylène (pore 6-15 µm) avec une épaisseur de 2 mm, (3,8Dx12,7cm) rempli d'eau déionisée   | GW     | 14 j pour la plupart des composés. Dépend de la solubilité de du composé | 90-100mL   | Les pores du capteur ne doivent pas contenir d'air avant la mise en place  | Eau déionisée                | Inorganiques & organiques, composés volatils ou semi-volatils, anions, métaux, perchlorate et chrome hexavalent                               | -                      | Facile à utiliser / Réduit les coûts de prélèvement / Disponible sur le marché / Jetable / Adapté aux composés inorganiques et à certains composés organiques  | Faible volume / Affecté par le contact avec l'air / Moins fiable pour les COV / N'a pas été testé pour tous les composés / DI pour puits > 5,1cm   | Surveillance à long terme / Profil verticaux dans les puits très profonds   | IRTC (2006), IRTC (2007).  | Columbia Analytical Services (Kelso, WA)   | RPP (\$40 à \$50)   |
|               | Préleveurs passifs à filet de diffusion en nylon (NSPDS)  | Bouteille en polypropylène à larges ouvertures de 175 mL (diamètre de 62 mm au dessus, 58 mm en dessous et une hauteur de 58 mm) remplie d'eau déionisée, avec une grille de nylon ayant une maille de 125 µm placée sur l'ouverture et recouverte d'une couronne d'ouverture 58 mm de DI | GW     | Quelques s   | Jusqu'à 1L en cumulant un jeu de capteurs de 200 mL                | Orientation de la membrane est critique  | -                            | La plupart des COV, des métaux et des anions  | -                      | Prélève la plupart des composés / Pas de purge / Jetable   | Diamètre minimum du piézomètre : 10 cm / Rapport de l'aire de la membrane sur le volume ou la hauteur de la bouteille de prélèvement   | Surveillance des eaux souterraines en métaux oxydo-réductibles  | ITRC (2006), Verreydt et al., (2010), Vrobesky et al. (2002).  | Capteurs non complètement commercialisés, sont disponibles en quantités limitées auprès de Columbia Analytical Services, Inc (www.caslab.com). Une application brevetée est actuellement considérée par l'USGS   | \$40 à \$50   |
|               | Préleveurs de type PVD (passive vapor diffusion samplers) | Bouteille en verre à l'extrémité fileté, vide et non fermée de 20 ou 40 mL ou une fiole VOA, fermée dans une enveloppe de deux couches de LDPE ou dans deux sacs zippés   | GW     | 1 à 3 s  | 20 ou 40 mL d'air  | Attention, dans le cas de lits de ruisseaux à érosion rapide : le capteur peut être emporté lors de sa mise en place   | Air                          | COV   | 6 à 100 ppb par volume | Détermine les hétérogénéités des concentrations de rejets / Protégé des sédiments et de la contamination / Facile à mettre en place et à récupérer   | Si le but du travail est de déterminer la concentration exacte en COV dans l'eau, des études préliminaires au moyen d'autres méthodes de prélèvement sont nécessaires                          | Généralement utilisé pour localiser les zones de sorties des GW contaminés en COV sous les ruisseaux et les lacs  | Vrobesky and Campbell, 2001; Church et al., 2002; ITRC, 2005; Vrobesky et al., 1992; 1996; Verreydt et al., 2010         | Capteur non breveté, facile à construire à l'aide de fioles VOA, de sac de polyéthylène, ou d'un tuyau plat de polyéthylène et d'une machine à thermo sceller. Church et al. (2002) ont fourni des instructions sur la construction et la mise en place des capteurs PVD. Les capteurs Vapor Diffusion peuvent aussi être acquis auprès d'Eon Products, Inc. | Capteurs PVD (\$10)   |
|               | Préleveurs de type « Peeper »                             | Structures rigides pouvant contenir des volumes d'eau séparés de leur milieu par des membranes poreuses   | SW, GW | 1 s à 14 j   | Généralement de 1 à 20 mL  | Orientation de la membrane perpendiculairement au flux de GW. Facile et rapide à installer   | -                            | La plupart des COV, des métaux et des anions  | -                      | Mesure la concentration de l'eau interstitielle / Pas de purge / Surveillance <i>in situ</i> des éléments en traces  | Diamètre minimum du piézomètre : 10 cm / Petits volumes de prélèvements avec une très grande précision verticale   | Mesure de la concentration exacte de l'eau interstitielle, qui peut être comparée aux "Risk-Based standards" (soit RBCA) ou au "Federal/State Cleanup Criteria" | ITRC, 2005; Parsons, 2005; Verreydt et al., 2010.  | Disponible sur le marché et également fabriqué par les chercheurs. Les dispositifs PsMS sont fabriqués par des cabinets spécialisés  | Capteur Peeper plat (\$312)   |
| Instantané    | Hydrasleeve®  | Poche de polyéthylène fermée au sommet par une soupape flexible de chargement. Poids en acier inoxydable avec attache. Tube de vidange  | GW, SW | 24 h minimum   | 650 mL à 1250 mL   | Volume d'échantillon nécessaire à l'analyse. Diamètre du piézomètre. Longueur de la zone crépinée  | -                            | Tous  | -                      | Prélève tous les composés / Bon marché / Jetable /   | Volume d'échantillon nécessaire / Ne prélève pas le fond du puits  | Surveillance de courte et longue durée / Prélèvements sur différents intervalles  | IRTC (2006), IRTC (2007)   | Geolnsight (Las Cruces, NM), EON products (Snellville, GA), EnviroEquip (Australie)  | Hydrasleeve 3,8 cm (\$20) / Poids réutilisable (\$25)   |
|               | Préleveurs instantanés de type « snap samplers »          | Bouteilles en verre ou en polyéthylène fermées par des capsules « Snaps » à chaque extrémité. Le corps du préleveur est suspendu avec un dispositif constitué par un tube de polyéthylène dans lequel se trouve un câble  | GW, SW | 2 s  | 40 mL / 125 mL / 350 mL  | Volume d'échantillon nécessaire à l'analyse. Profondeur du prélèvement   | -                            | Quasiment tous mais surtout les COV, les explosifs, les anions, les métaux, et le 1,4-dioxane   | -                      | Prélève tous les composés / Bon marché / Pas d'exposition à l'air / Pas de transfert de l'échantillon / Prélèvement à une profondeur définie / N'est pas influencé par la technique de l'utilisateur et les conditions météorologiques / Facile à mettre en place / Pas de nettoyage important / Echantillon scellé <i>in situ</i> | Petit volume prélevé / Mise en place dans les puits > 5 cm / Ligne de suspension utilisable dans un seul puits / Utilisation d'un enrouleur mécanique recommandée                              | Puits à faible rendement et à courte colonne d'eau / Piézomètres à faible longueur crépinée   | ITRC (2006), ITRC (2007), ProHydro SOP (2008)  | ProHydro (Fairport, NY)  | Snap Sampler (\$165)  |



## 6 **BIBLIOGRAPHIE**

Allan I.J., Mills G.A., Vrana B., Knutsson J., Holmberg A., Guigues N., Laschi S., Fouillac A.M., Greenwood R., **2006**. Strategic monitoring for European Water Framework Directive.

Alvarez, D.A., Stackelberg, P. E., Petty, J. D., Huckins, J. N., Furlong, E. T., Zaugg, S. D. and Meyer, M. T., **2005**. Comparison of a novel passive sampler to standard water-column sampling for organic contaminants associated with wastewater effluents entering a New Jersey stream. *Chemosphere*, Vol. 61, 610-622.

Barcelona, M.J., Varljen, M.D., Puls, R.W., and Kaminski, D., **2005**. Ground Water Purging and Sampling Methods: History vs. Hysteria. *Ground Water Monitoring and Remediation*, Vol. 25 (1) : 52 - 62.

Bopp, S., Weiss, H. and Schirmer, K. **2005**. Time-integrated Monitoring of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Groundwater using the Ceramic Dosimeter Passive Sampling Device. *Journal of Chromatography A*, Vol. 1072 : 137 – 147.

Church, P.E. and Granato, G.E., **1996**. Bias in Ground Water Data Caused by Well-Bore Flow in Long Screen Wells. *Ground Water*, Vol. 34 (2) : 262 – 73.

Church, P.E., Vroblesky, D.A., Lyford, F.P., and Willey, R.E., **2002**, Guidance on the Use of Passive-Vapor-Diffusion Samplers to Detect Volatile Organic Compounds in Ground Water-Discharge Areas, and Example Applications in New England: *United States Geological Survey Water-Resources Investigations Report 02-4186*. <http://water.usgs.gov/pubs/wri/wrir024186/>

Conant, B., **2004**. Delineating and quantifying ground water discharge zones using streambed temperatures, *Ground Water*, Vol. 42(2) : 243– 257.

De Jonge, H. and Rothenberg, G. **2005**. New Device and Method for Flux-Proportional Sampling of Mobile Solutes in Soil and Groundwater. *Environmental Science and Technology*, Vol. 39 : 274 – 282.

Einfeld, W. and Koglin, E.N. **2000**. Groundwater Sampling Technologies. *Environmental Technology Verification Report*. EPA.

Esteve-Turillas F.A., Yusà V., Pastor A., de la Guardia M., **2008**. New perspectives in the use of semi permeable membrane devices as passive samplers. *Talanta* Vol. 74 : 443–457

Gal F., and Roy S., **2007**. Echantillonneurs passifs appliqués aux études d'eaux, de sols et de sédiments, BRGM.

GeolInsight, **2006**. Hydrasleeve field manual.

Gorecki T. and Namiesnik J., **2002**. Passive Sampling. *Trends in Analytical Chemistry*, Vol. 21, (4) : 276-290.

Greenwood, R., Webster J., and Regan F. **2007**. Sustainable Water: Chemical Science Priorities. Chapter 4 – Water monitoring. *Royal Society of Chemistry report*.

Grøn, C. **2009**. Sorbisens GSW40 Passive Sampler Joint Verification Protocol for Volatile Organic Compounds in Groundwater.

Gunold, R., Bernhard Schäfer, R., Paschke, a., Schüürmann, G. and Liess, M., **2008**. Calibration of the Chemcatcher® passive sampler for monitoring selected polar and semi-polar pesticides in surface water. *Environmental pollution* Vol. 155, 52-60.

Huckins J.N., Manuweera G. K., Petty J.D., Mackay D., Lebo J.A., **1993**. Lipid-containing semipermeable membrane devices for monitoring organic contaminants in water. *Environmental Science and Technology* Vol. 27 : 2489 - 2496.

Huckins J.N., Petty J.D., Lebo J.A., Orazio C.A., Clark R.C., Gibson V.L., **2002**. SMPD Technology tutorial, *U.S. Geological Survey*.

Huckins, J.N., Booij, K., Cranor, W.L., Alvarez, D.A., Gale, R.W., Bartkow, M.E., Robertson, G.L., Clark, R.C., and Stewart, R.E., **2005**. Fundamentals of the use of performance reference compounds (PRCs) in passive samplers. *In Proceedings of SETAC North America 26th Annual Meeting, November 13–17, 2005, 1–24. Pensacola: SETAC.*

Huff T. and Ganser J., **2007**. Overview Semipermeable Membrane Device, *U.S. Geological Survey*.

Huffman, R.L., **2002**. Comparison of Passive Diffusion Bag Samplers and Submersible Pump Sampling Methods for Monitoring Volatile Organic Compounds in Ground Water at Area 6, Naval Air Station Whidbey Island, Washington. *US Geological Survey Water Resources Investigation Reports 01-4060 and 02-4203.*

Hutchins, S.R. and Acree, S.D., **2000**. Ground Water Sampling bias observed in Shallow, Conventional Wells. *Ground Water Monitoring and Remediation*, Winter 2000 : 86 -93.

Imbrigiotta, T. E., Ehlike, T. A., Lacombe, PL J. and Dale, J. M., **2002**. Comparison of dialysis membrane diffusion samplers and two purging methods in bedrock wells. *Remediation of chlorinated and recalcitrant compounds: Proceedings, 3rd International Conference on remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds, Monterey, California. Gavaskar A. R. and Chen, A. S. C. eds.*

Interstate Technology and Regulatory Council Diffusion/Passive samplers Team, **2004**. Technical and Regulatory Guidance for Using Polyethylene Diffusion Bag Samplers to Monitor Volatile Organic Compounds in Groundwater. *ITRC Technical and Regulatory Guidance.*

Interstate Technology and Regulatory Council Diffusion/Passive samplers Team, **2006**. Technical Overview of Passive Sampler Technologies. *Technical and Regulatory Guidance.*

Interstate Technology and Regulatory Council Diffusion/Passive samplers Team, **2007**. Protocol for Use of Five Passive Samplers to sample for a variety of contaminants in groundwater, *ITRC Technical and Regulatory Guidance.*

Kaminski, D., **2006**. Low-Flow Ground Water Sampling: An Update on Proper Application and Use. *QED Environmental Systems Inc. Ann Arbor, MI / Oakland, CA Copyright © David Kaminski/QED Environmental Systems, Inc. 2006; all rights reserved.*

- Kearl, P., Korte, N., and Cronk, T., **1992**. Suggested modifications to ground water sampling procedures based on observations from the colloidal borescope: *Ground-Water Monitoring Review*, Vol. 12 (2) : 155-166.
- Kingston, J. K., Greenwood, R., Mills, G.A., Morrison, G. M., Persson, B. L., **2000** Development of a novel passive sampling system for the time-averaged measurement of a range of organic pollutants in aquatic environments. *Journal of Environmental Monitoring* Vol.: 2, (5), 487-495.
- Martin, H., Piepenbrink, M. and Grathwohl, P. **2001**. Ceramic Dosimeter for Time-Integrated Contaminant Monitoring. *Journal of Process Analytical Chemistry*. Vol 6 (2) : 68 - 73.
- Martin, H., Patterson, B.M., Davis, G.B., and Grathwohl, P. **2003**. Field Trial of Contaminant Groundwater Monitoring : Comparing Time-Integrating Ceramic Dosimeters and Conventional Water Sampling. *Environmental Science and Technology*, Vol. 37 : 1360 – 1364
- McClellan (McClellan AFB Environmental Management Directorate). **2000**. Technology Application Analysis Report for Passive Diffusion Membrane Samplers. *Sacramento, California*.
- MacDonald, J.P. and Smith, R.M., **2009**. Concentration Profiles in Screened Wells under Static and Pumped Conditions. *Ground Water Monitoring and Remediation*. Vol. 29 (2) : 78 – 86.
- Parker, L.V. and Clark, C.H. **2002**. Study of Five Discrete Interval-Type Groundwater Sampling Devices. *US Army Corps of Engineers. Technical Report ERDC/CRREL TR-02-12*.
- Parkins L.V. and Mulherin N.D. **2007**. Evaluation of the Snap Sampler for sampling groundwater monitoring wells for VOCs and explosives. *Engineering Research and development center. U.S.Army Corps of Engineering*.
- Parsons (Parsons Engineering Science, Inc.) **1999**. Technical Report for the Evaluation of Groundwater Diffusion Samplers. *Prepared for Air Force Center for Environmental Excellence Technology Division*.
- Parsons (Parsons Engineering Science, Inc.) **2003**. Final Comprehensive Results Report for the Passive Diffusion Bag Sampler Demonstration. *Air Force Center for Environmental Excellence Science and Engineering Division (AFCEE/ERS)*
- Parsons (Parsons Engineering Science. Inc.) **2005**. Results report for the demonstration of no-purge groundwater sampling devices at former Mc Clellan Air Force Base, California. *Prepared for Air Force Center for Environmental Excellence Technology Division*.
- Paschke, A., K. Schwab, J. Brümmer, G. Schüürmann, H. Paschke, and P. Popp. **2006**. Rapid semi-continuous calibration and field test of membrane enclosed silicone collector as passive water sampler. *Journal of Chromatography A*, Vol. 1124: 187–195.
- Powell, R.M., and Puls, R.W., **1993**. Passive sampling of ground water monitoring wells without purging: Multilevel well chemistry and tracer disappearance. *Journal of Contaminant Hydrology*, Vol. 12 : 51-77.
- ProHydro, Inc. **2009**. Standard Operating Procedure for the Snap Sampler passive groundwater sampling method. *Fairport, N.Y.: ProHydro, Inc.*

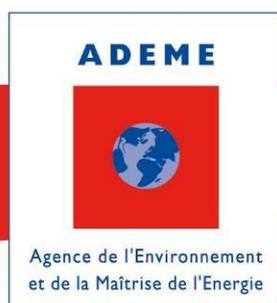
- Robin, M.J.L., and Gillham, R.W., **1987**. Field evaluation on well purging procedures. *Ground-Water Monitoring Review*, Vol. 7 (4) : 85-93.
- Rozemeijer, J., Van der Velde, Y., De Jonge, H., Van Geer, F., Broers, H. and Bierkens, M. **2010**. Application and Evaluation of a New Passive Sampler for Measuring Average Solute Concentrations in a Catchment Scale Water Quality Monitoring Study. *Environmental Science and Technology*, Vol. 44 : 1353 – 1359
- Schmidt, C., Bayer-Raich, M., and Schirmer, M., **2006**. Characterization of spatial heterogeneity of groundwater-stream water interactions using multiple depth streambed temperature measurements at the reach scale, *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 10, 849-859, doi:10.5194/hess-10-849-2006, 2006.
- Seethapathy S., Gorecki T., Li X., **2008**. Passive sampling in Environmental Analysis, *Journal of Chromatography*, Vol. 1184, 234 - 253.
- Shaw, M., Eaglesham, G. and Mueller, J., **2009**. Uptake and release of polar compounds in SDB-RPS Empore™ disks; implications for their use as passive samplers. *Chemosphere*, Vol. 75, 1-7.
- Shaw, M. and Mueller, J. F., **2009**. Time integrative passive sampling: how well do Chemcatchers integrate fluctuating pollutant concentrations?, 2009. *Environmental Science and Technology*, Vol. 43, (5), 1443-1448.
- Stuer-Lauridsen F., **2004**. Review of passive accumulation devices for monitoring organic micropollutants in the aquatic environment, *Environmental Pollution*, Vol. 136 : 503-524.
- Varljen, M.D., Barcelona, M.J., Obereiner, J. and Kaminski, D. **2006**. Numerical Simulations to Assess the Monitoring Zone Achieved during Low-Flow Purging and Sampling. *Ground Water Monitoring and Remediation Winter*, Vol. 2006, 44 - 52.
- Verreydt, G, Bronders, J., Van Keer, I., Diels, L., and Vanderauwera, P. **2010**. Passive Samplers for Monitoring VOCs in Groundwater and the Prospects Related to Mass Flux Measurements. *Groundwater Monitoring & Remediation*, Vol. 30 : 114 – 126
- Vrana, B., P. Popp, A. Paschke, and G. Schüürmann. **2001**. Membrane-enclosed sorptive coating. An integrative passive sampler for monitoring organic contaminants in water. *Analytical Chemistry* Vol. 73: 5191–5200.
- Vrana B., Mills G.A., Allan I.A., Greenwood R. *et al.*, **2005**. Passive Sampling techniques for monitoring pollutants in water, *Trends in Analytical Chemistry*, Vol. 24, (10), 845 - 867.
- Vrana, B., A. Paschke, and P. Popp. **2006a**. Calibration and field performance of membrane-enclosed sorptive coating for integrative passive sampling of persistent organic pollutants in water. *Environmental Pollution* Vol. 144: 296–307.
- Vrana B., Mills G.A., Dominiak, E. and Greenwood, R., **2006b**. Calibration of the Chemcatcher passive sampler for the monitoring of priority organic pollutants in water, *Environmental Pollution*, Vol. 142, 333 - 343.
- Vrobesky, D.A., Robertson, J.F., Fernandez, Mario, and Aelion, C.M., **1992**, The permeable membrane method of passive soil-gas collection; in *Proceedings of the Sixth National Outdoor Action Conference: Las Vegas, Nev., National Water Well Association, May 5–13, 1992, p. 3–26*.

- Vroblesky, D.A., Rhodes, L.C., Robertson, J.F., and Harrigan, J.A., **1996**. Locating VOC Contamination In A Fractured-Rock Aquifer At The Ground-Water/Surface-Water Interface Using Passive Vapor Collectors: *Ground Water*, Vol. 34, (2) : 223–230.
- Vroblesky, D.A. and Hyde, W.T., **1997**. Diffusion Samplers as an Inexpensive Approach to Monitoring VOCs in Groundwater. *Ground Water Monitoring and Remediation*, Vol. 17 (3) : 177 – 184.
- Vroblesky, D.A. and Peters, B.C, **2000**. Diffusion Sampler Testing at Naval Air Station North Island, San Diego County, California, November 1999 to January 2000. *US Geological Survey Water Resources Investigation Reports 01-4182*.
- Vroblesky, D.A., Borchers, J.W., Campbell, T.R. and Kinsey, W. **2000**. Investigation in Polyethylene Passive Diffusion Samplers for Sampling Volatile Organic Compounds in Groundwater at Davis Global Communication, Sacramento, California, August 1998 to February 1999. U.S. *Geological Survey Open-File Report 00-307*.
- Vroblesky, D.A. and Petkewich, M.D. **2000**. Field testing of Passive Diffusion Bag Samplers for Volatile Organic Compound Concentrations in Ground Water, Naval Industrial Reserve Ordnance Plant, Fridley, Minnesota, November 1999 to May 2000. *US Geological Survey Water Resources Investigation Reports 00-4246*.
- Vroblesky, D.A. and Campbell, T.R, **2001**. Equilibration Times, Compound Selectivity, and Stability of Diffusion Samplers for Collection of Ground-Water VOC Concentrations. *Advances in Environmental Research*, Vol. 5 : 1 – 12.
- Vroblesky, D.A. **2001**. User's Guide for Polyethylene-Based Passive Diffusion Bag Samplers to Obtain Volatile Organic Compounds Concentration in Wells, Part 1 and 2. *US Geological Survey Water Resources Investigation Reports 01-4060 and 01-4061*.
- Vroblesky, D. A., Petkewich, M. D. And Campbell, T. R., **2002**. Field tests of diffusion samplers for inorganic constituents in wells and at a ground-water discharge zone. *U.S Geological Survey Water-Resources investigations Report 02-4031*.
- Vroblesky, D. a., and Pravecek, T., **2002**. Evaluation of passive diffusion bag and dialysis samplers in selected wells at Hickam Air Force base, Hawaii, July 2001. *U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report 02-4031*.
- Weiss, H., Schirmer, K., Bopp, S. and Grathwohl, P. **2007**. Use of Ceramic Dosimeter in Water Monitoring. *Passive Sampling Techniques in Environmental Monitoring, Amsterdam, Elsevier*. Volume 48, Chapter 12.
- Wennrich, L., B. Vrana, P. Popp, and W. Lorenz. **2003**. Development of an integrative passive samplers for the monitoring of organic water pollutants. *Journal of Environmental Monitoring*. Vol. 5 : 813–822.
- Zabiegała B, Kot-Wasik A, Urbanowicz M and Jacek Namieśnik, **2010**. Passive sampling as a tool for obtaining reliable analytical information in environmental quality monitoring, *Anal Bioanal Chem* 396:273–296.

## L'ADEME EN BREF

L'Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie (ADEME) est un établissement public sous la triple tutelle du ministère de l'Ecologie, du Développement durable, des Transports et du Logement, du ministère de l'Enseignement supérieur et de la Recherche et du ministère de l'Economie, des Finances et de l'Industrie. Elle participe à la mise en œuvre des politiques publiques dans les domaines de l'environnement, de l'énergie et du développement durable.

Afin de leur permettre de progresser dans leur démarche environnementale, l'agence met à disposition des entreprises, des collectivités locales, des pouvoirs publics et du grand public, ses capacités d'expertise et de conseil. Elle aide en outre au financement de projets, de la recherche à la mise en œuvre et ce, dans les domaines suivants : la gestion des déchets, la préservation des sols, l'efficacité énergétique et les énergies renouvelables, la qualité de l'air et la lutte contre le bruit.

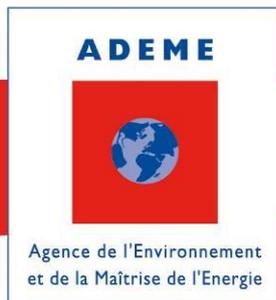


## ABOUT ADEME

The French Environment and Energy Management Agency (ADEME) is a public agency under the joint authority of the Ministry for Ecology, Sustainable Development, Transport and Housing, the Ministry for Higher Education and Research, and the Ministry for Economy, Finance and Industry. The agency is active in the implementation of public policy in the areas of the environment, energy and sustainable development.

ADEME provides expertise and advisory services to businesses, local authorities and communities, government bodies and the public at large, to enable them to establish and consolidate their environmental action. As part of this work the agency helps finance projects, from research to implementation, in the areas of waste management, soil conservation, energy efficiency and renewable energy, air quality and noise abatement.

[www.ademe.fr](http://www.ademe.fr).



ADEME  
20, avenue du Grésillé  
BP 90406 | 49004 Angers Cedex 01

[www.ademe.fr](http://www.ademe.fr)