

**Toepassing van passieve
staalnametechnieken voor
grondwaterstaalname naar
vluchtige verbindingen in het
kader van het bodemdecreet –
Literatuurstudie**

**SAMEN MAKEN WE
MORGEN MOOIER**



**Toepassing van passieve
staalnametechnieken voor
grondwaterstaalname
naar vluchtige
verbindingen in het kader
van het bodemdecreet –
Literatuurstudie**



Documentbeschrijving

1. *Titel publicatie*

Toepassing van passieve staalnametechnieken voor grondwaterstaalname naar vluchtige verbindingen in het kader van het bodemdecreet – Literatuurstudie

2. *Verantwoordelijke Uitgever*

Danny Wille, OVAM, Stationsstraat 110, 2800 Mechelen

3. *Wettelijk Depot nummer*

4. *Aantal bladzijden*

123

5. *Aantal tabellen en figuren*

6. *Prijs**

7. *Datum Publicatie*

8. *Trefwoorden*

9. *Samenvatting*

Op basis van een literatuurstudie is de toepasbaarheid nagegaan van passieve staalnametechnieken voor grondwaterstaalname van vluchtige verbindingen. In 3 pilootprojecten zijn aan aantal technieken toegepast waarbij passieve staalname werd gecombineerd met low flow staalname.

10. *Begeleidingsgroep en/of auteur*

Ilse Van Keer, Goedele Verreydt, Jan Bronders (VITO), Sam Fonteyne, Joris Tallon, Bert Van Goidsenhoven (OVAM)

11. *Contactperso(o)n(en)*

Bert Van Goidsenhoven (OVAM)

12. *Andere titels over dit onderwerp*

Gegevens uit dit document mag u overnemen mits duidelijke bronvermelding.

De meeste OVAM-publicaties kunt u raadplegen en/of downloaden op de OVAM-website: <http://www.ovam.be>

Woord vooraf

Naast actieve staalname gevolgd door chemische analyse, is het meten van vluchtige componenten, aanwezig in grondwater, eveneens mogelijk met behulp van “grijp” of “diepte” samplers (e.g. SNAP sampler en HydraSleeve) en passieve samplers. Passieve samplers (PAS) zijn staalnametechnieken die toelaten om passief, zonder energievoorziening door een externe bron, pollutanten te capteren gedurende plaatsing in peilbuizen zonder actief transport te bewerkstelligen. Identificatie en kwantificatie van de gecapteerde pollutanten gebeurt door chemische analyse na ophalen van de sampler.

Bij de passieve samplers kan er een onderscheid gemaakt worden tussen evenwichtsgebaseerde samplers (e.g. Passive Diffusion Bag) en kinetisch gebaseerde samplers (e.g. Passive Flux Meter en SorbiCell). Deze meettechnieken zijn een eenvoudig, valabel en kosteneffectief alternatief voor de huidige toegepaste zogenaamde klassieke (actieve) bemonstering d.m.v. pompapparatuur.

Vooraleer de toepassing van de samplers in het kader van het bodemdecreet mogelijk is in Vlaanderen, dient de betrouwbaarheid en de toepasbaarheid van de meetmethoden in situ onderzocht en gevalideerd te worden. Hierbij zal de focus in eerste instantie liggen op de toepassing van passieve staalnametechnieken voor grondwaterstaalname naar vluchtige verbindingen (VOCs, e.g. benzeen, toluen, ethylbenzeen, xyleen (BTEX) en vluchtige gechloreerde koolwaterstoffen (VOCI's)).

Op basis van een uitgebreide literatuurstudie worden volgende samplers voorgesteld voor verder onderzoek naar VOCs:

- SNAP sampler :
 - “grijp” of diepte sampler;
 - toepassing voor breed spectrum aan pollutanten waaronder BTEX en VOCI's;
 - beperkt aantal handelingen alvorens analyse plaatsvindt;
 - staalname gebeurt in situ rechtstreeks in de analysevials. De vials worden vanaf het maaiveld afgesloten wanneer deze zich nog in de peilbuis bevinden ter hoogte van de gewenste staalnamediepte.
- Passive Flux Meter (PFM) (Hatfield et al., 2004):
 - kinetische, permeatie gebaseerde sampler;
 - toepasbaar voor VOCs waaronder BTEX en VOCI's;
 - directe bepaling van pollutentflux en grondwaterflux;
- SorbiCell of Sorbisampler (De Jonghe en Rothenberg, 2005):
 - kinetische, permeatie gebaseerde sampler;
 - toepasbaar voor VOCs, waaronder VOCI's;
 - bepaling tijdsgeïntegreerde pollutentconcentratie;
 - in combinatie met afzonderlijke meting van de waterflux kan deze sampler worden toegepast voor het bepalen van pollutentfluxen;
- Ceramic Dosimeter (Bopp et al., 2005):
 - kinetische, diffusie gebaseerde sampler;
 - toepasbaar voor VOCs, waaronder BTEX en VOCI's;
 - bepaling tijdsgeïntegreerde pollutentconcentratie;

- in combinatie met afzonderlijke meting van de waterflux kan deze sampler worden toegepast voor het bepalen van pollutentfluxen.

- Passive Diffusion Bag (PDB) (Vroblecky, 2001):
 - evenwichtsgebaseerde sampler;
 - toepasbaar voor VOCs, waaronder BTEX en VOCI's;
 - bepaling evenwichtsconcentratie van pollutenten in water.

In 3 pilootprojecten zijn aan aantal technieken toegepast waarbij passieve staalname werd gecombineerd met low flow staalname.

Inhoudstafel

1	Inleiding en doelstelling	9
2	Passieve staalname – meten van pollutent flux	11
2.1	Actieve versus passieve staalname	11
2.1.1	Actieve grondwaterstaalname	11
2.1.2	Passieve grondwaterstaalname	13
2.2	“Grijp” samplers	15
2.3	Passieve samplers (PAS)	15
2.3.1	Evenwicht PAS	16
2.3.2	Kinetische PAS	17
2.3.3	Diffusie-gebaseerd versus permeatie-gebaseerd	18
2.4	Polluentflux	20
2.4.1	Polluentflux: definitie	21
2.4.2	Meten van polluentfluxen	22
3	Evaluatie beschikbare grijp samplers en passieve grondwaterstaalnametechnieken voor analyse naar VOCS	25
3.1	“Grijp” samplers	25
3.1.1	Snap Sampler™	25
3.1.2	Hydrasleeve™	28
3.1.3	Solinst Discrete Interval sampler™	30
3.1.4	Kogelklepmonsternemers of bailers	32
3.1.5	Maxi Probe pneumo-bailer	33
3.1.6	Kemmerer sampler	35
3.2	Evenwichtsamplers	36
3.2.1	Polyethylene diffusion bag sampler (PDB sampler)	36
3.2.2	Nylon-Screen Passive Diffusion Samplers (NSPD sampler)	38
3.2.3	Passive vapor diffusion sampler (PVD sampler)	40
3.2.4	Peeper - Polysulfone membraan samplers (PSM sampler)	41
3.2.5	Regenerated-cellulose dialyse membraan sampler (RCDM sampler)	44
3.2.6	Rigid Porous Polyethylene sampler (RPP sampler)	46
3.2.7	Ecoscope	48
3.3	Kinetische samplers	49
3.3.1	Gore® module	49
3.3.2	Ceramic dosimeter	51
3.3.3	Sorbisampler of SorbiCell	55
3.3.4	Passive Flux Meter (PFM)	59
3.3.5	Membrane Enclosed Sorptive Coating sampler (MESCO sampler)	60
3.3.6	Gaiasafe passieve sampler	62
4	Overzicht resultaten van vergelijkende studies	65
4.1	SKB (2005). Toepassingsmogelijkheden van diffusiesamplers bij een VOCl-grondwaterverontreiniging	65
4.1.1	Conclusies	65
4.1.2	Aanbevelingen	65
4.2	Parsons (2005). Results report for the demonstration of no-purge groundwater sampling devices at former McClellan Air Force Base, California	66
4.2.1	Conclusies	66
4.2.2	Aanbevelingen:	67
4.3	Verreydt (2012) Doctoraatsonderzoek (VITO) - Labotesten	67
4.3.1	Conclusies	68
4.3.2	Aanbevelingen	68
4.4	INERIS (2011) Projet Metrocap - Synthèse de tests exploratoires sur sites de mesures de COHV dans les eaux souterraines par capteurs passifs	68
4.4.1	Conclusies	69

4.4.2	Aanbevelingen	70
4.5	Baillieul et al. (2011) - Comparison of purge and no-purge sampling strategies for deep groundwater	71
5	Screening bestaande passieve samplers – selectie PAS voor de uitvoering van vergelijkende veldmetingen	73
5.1	Screening evenwichts- en kinetisch gebaseerde PASI	73
5.2	Selectie van samplers voor verder onderzoek	74
6	Onderzoeksvoorstel	79
7	Pilootstudies in het kader van het Citychlor project	81
7.1	Inleiding	81
7.2	Pilootstudie Arcadis	83
7.3	Pilootstudie Tauw	87
Bijlage 1:	Lijst van tabellen	93
Bijlage 2:	Lijst van figuren	95
Bijlage 3:	Bibliografie	97
Bijlage 4:	Overzicht van PAS voor staalname van vluchtige organische polluenten in grondwater	107
Bijlage 5:	Pilootstudie Antea	109
Bijlage 6:	Pilootstudie Arcadis	111
Bijlage 7:	Pilootstudie Tauw	113

1 Inleiding en doelstelling

In Vlaanderen is het grondwater op vele plaatsen in meer of mindere mate verontreinigd met BTEX (benzeen, toluen, ethylbenzeen en xyleen), VOCI's (vluchtige organische chloorkoolwaterstoffen) en zware metalen. In de meeste gevallen zijn deze verontreinigingen veroorzaakt door lekkende opslagtanks, calamiteiten, lozingspunten of storting van polluenten. Het uitvoeren van een grondige karakterisatie van de verontreiniging is onontbeerlijk voor de uitvoering van saneringen of het opstellen van beheersmaatregelen. Dit geldt niet alleen voor megasites, waarbij meerdere verontreinigingsbronnen verantwoordelijk zijn voor een mix aan polluenten in het grondwater, maar ook voor bijvoorbeeld perceelsoverschrijdende verontreinigingen en voor verontreinigingen ter hoogte van woonzones.

De basis van elk soort bodemonderzoek, uitgevoerd in het kader van het bodemdecreet, wordt gevormd door het nemen van representatieve stalen op basis van klassiek bodemonderzoek (i.e. plaatsen van boringen en peilbuizen, staalname van bodem en grondwater gevolgd door chemische analyse; CMA, 2012abc). Traditionele methoden voor de bepaling van grondwaterconcentraties en de daaraan gekoppelde risicoanalyse, bestaan uit actieve concentratiemetingen (oppompen van grondwater, gevolgd door ex-situ analyse van de aanwezige verontreinigingsparameters) in combinatie met berekeningen of metingen van de Darcy waterflux.

Recent wordt met betrekking tot de karakterisatie, risico-evaluatie en sanering van grondwaterverontreinigingen meer en meer belang gehecht aan het bepalen van tijdsgeïntegreerde grondwaterconcentraties en pollutfluxen door middel van passieve staalnametechnieken¹ (PAS)(Mels & Prins, 2005; Vrana, 2005; ITRC, 2006; Verreydt et al., 2010; Ineris, 2011). Tot op heden zijn deze technieken weinig gebruikt in Vlaanderen. Bovendien is er, indien toegepast, nog onduidelijkheid in verband met de terugkoppeling naar risico-evaluatie en grondwatermanagement.

Omwille van 1) een gebrek aan een gestandaardiseerde benadering voor de toepassing van PAS, 2) het ontbreken van voldoende gegevens met betrekking tot de betrouwbaarheid en toepasbaarheid van de verschillende, reeds ontwikkelde PAS en 3) de afwezigheid van kennis en ervaring voor het vertalen van meetgegevens naar risico-evaluatie en grondwatermanagement, is een gedetailleerd onderzoek naar de voorwaarden en beperkingen van de toepassing van passieve samplers aangewezen.

Het doel van deze studie is:

- het bekomen van een overzicht van de momenteel beschikbare technieken voor passieve staalname van grondwater voor analyse op vluchtige verbindingen. Technieken die zich nog in ontwikkelingsfase bevinden vallen buiten de scope van de studie;
- het evalueren van de bruikbaarheid van deze technieken in het kader van bodemonderzoek en –sanering;
- het opstellen van een methodiek voor fluxbepalingen.

Deze literatuurstudie is gebaseerd op de resultaten van Verreydt et al. (2010, 2012, 2013) en INERIS (2011a; 2011b; 2011c) aangevuld met tussentijdse gegevens van het CityChlor project. Op basis hiervan werd een ranking opgemaakt van meest geschikte technieken voor toepassing op het terrein. Tijdens de literatuurstudie zal eveneens nagegaan worden in welke fase van bodemonderzoek passieve samplers kunnen worden ingezet. Hiervoor zullen de standaardprocedures die op het tijdstip van het onderzoek van toepassing zijn, worden doorgelicht.

¹ Engels: passive sampling

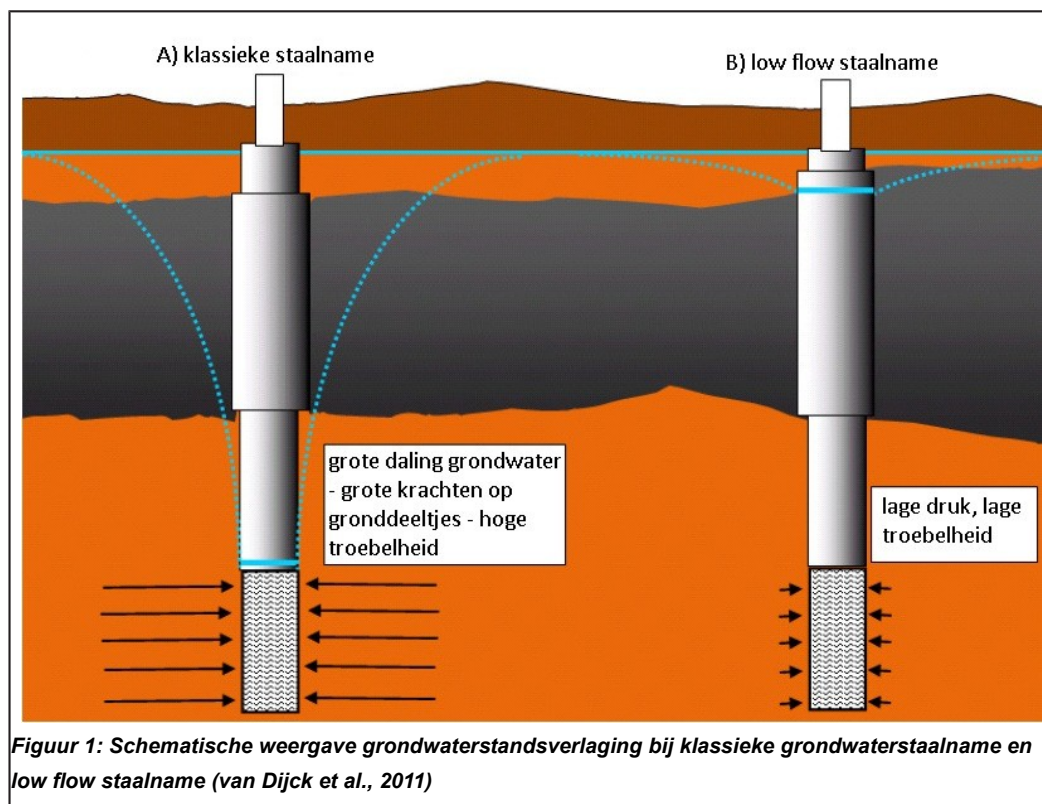
In het kader van het Citychlor project werden door de bodemsaneringsdeskundigen Antea, Arcadis en Tauw één of meerdere PAS technieken toegepast op sites waar zij als deskundigen verantwoordelijk zijn voor de uitvoering van bodemonderzoek. De resultaten van de PAS metingen bekomen tijdens deze pilootproeven worden afgetoetst aan de reeds beschikbare (recente) resultaten van het bodemonderzoek of bijkomende metingen op het terrein. Een samenvatting van deze studies is opgenomen in hoofdstuk 7.

2 Passieve staalname – meten van pollutent flux

2.1 Actieve versus passieve staalname

2.1.1 Actieve grondwaterstaalname

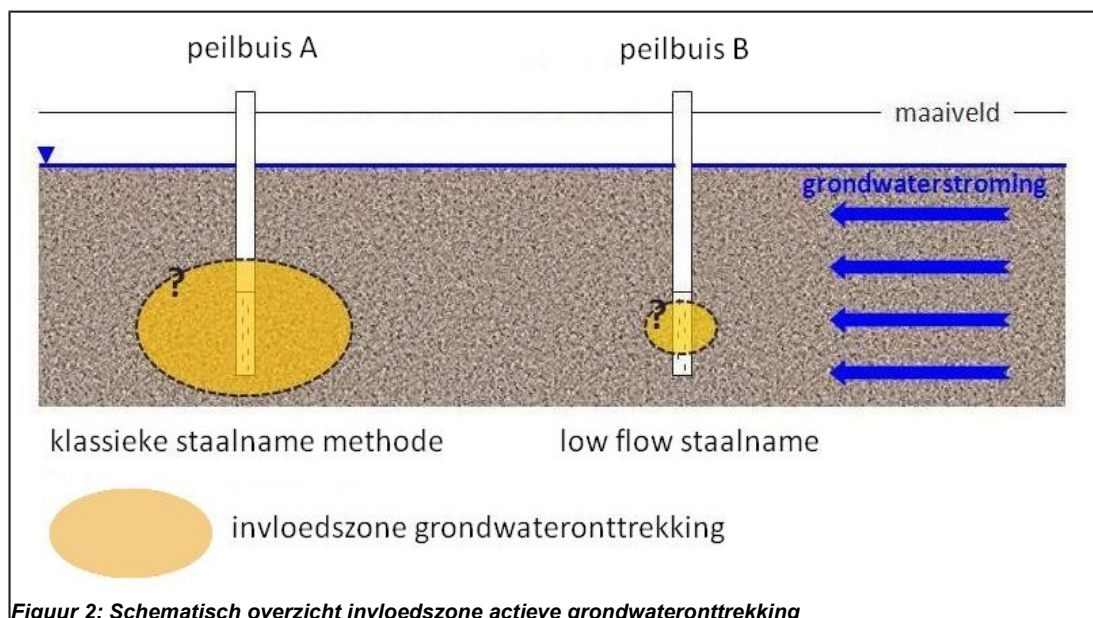
Een correcte staalname van grondwater verontreinigd met vluchtige componenten is niet vanzelfsprekend. De klassieke of zogenaamd actieve staalname methode, zoals beschreven in het Compendium voor Monitoring en Analyse (CMA, 2012c), bestaat uit het oppompen van grondwater waarbij pollutanten vanuit een ongekende zone naar de peilbuis komen toegestroomd (Figuur 1). Bij de uitvoering van actieve grondwaterstaalname wordt een onderscheid gemaakt tussen het oppompen van grondwater d.m.v. enerzijds een hoog debiet (de zogenaamde klassieke grondwaterstaalname, $>0,5$ L/min) en anderzijds een laag debiet ($0,1 - 0,5$ L/min; de zogenaamde low flow staalname of micropurging) (Figuur 1B). Hoewel low flow staalname reeds verschillende voordelen biedt ten opzichte van de klassieke grondwaterstaalname (e.g. verminderde troebelheid grondwaterstaal, beperking van de verlaging van het waterpeil in de peilbuis, geringere hoeveelheden opgepompt grondwater, verminderde staalnametijd, beperken van ontgassing; Van Dijk et al., 2011) betreft de verkregen grondwaterconcentratie, net zoals bij de klassieke grondwaterstaalname, een momentopname van de grondwaterkwaliteit.



Bepaling van grondwaterconcentraties door middel van actieve grondwateronttrekking kan zowel een onderschatting als een overschatting van de reële concentraties met zich meebrengen omwille van de volgende redenen:

- momentopname:
- Doordat piekconcentraties de peilbuis passeren en de monitoring niet continu plaatsvindt, is het niet uitgesloten dat bepaalde pollutiepieken niet worden opgemerkt.
- grondwaterschommelingen:
- Bij actieve grondwateronttrekking kan er ook niet gecorrigeerd worden voor schommelingen in grondwaterstand en grondwaterstromingssnelheid.
- invloedsszone grondwateronttrekking:

De invloedsszone waaruit grondwater onttrokken wordt, is niet gekend (Figuur 2), maar is functie van onder andere de lokale bodemopbouw, de gebruikte pompapparatuur en het ingestelde debiet.

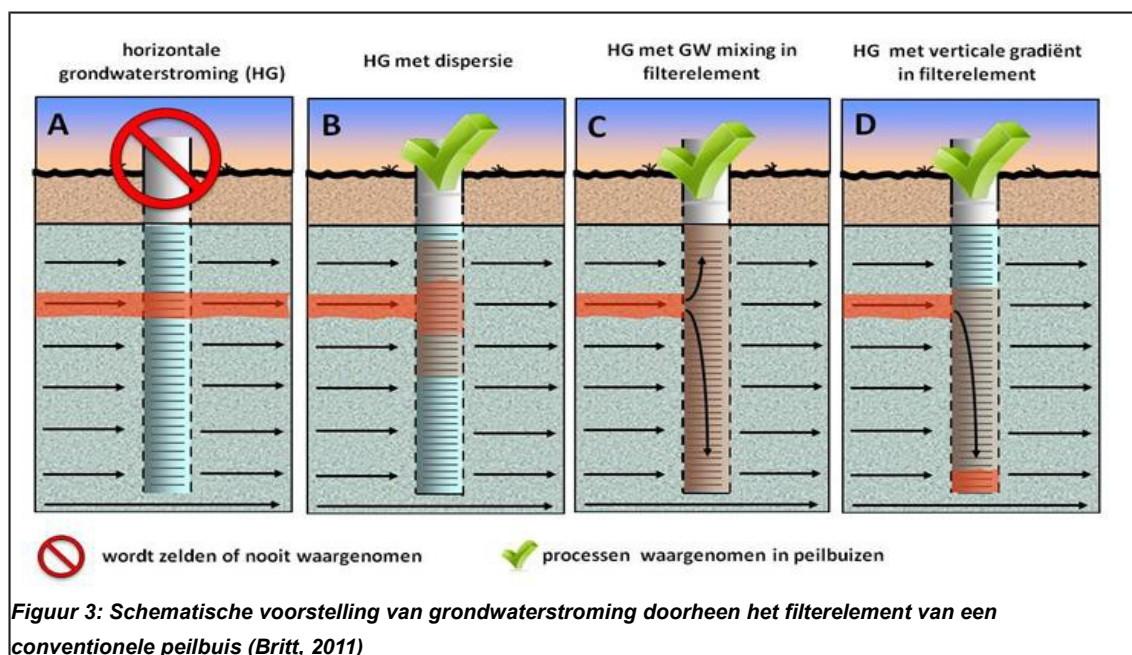


Figuur 2: Schematisch overzicht invloedsszone actieve grondwateronttrekking

- Mixing- en verdunningseffecten in filterelement:
Een study uitgevoerd door Britt (2005) heeft aangetoond dat grondwaterstroming doorheen een filterelement zelden of nooit horizontaal verloopt (Figuur 3A). Zowel dispersie (Figuur 3B), mixing van instromend grondwater met grondwater aanwezig in de peilbuis (Figuur 3C), als verticale stromingsgradiënten tengevolge van dichtheidsverschillen tussen aanwezige contaminanten en het omgevende grondwater (Figuur 3D) werden waargenomen.
- Risico op vervluchting:
Bij actieve klassieke staalname, in mindere mate met low flow staalname, bestaat een sterk risico op vervluchting van componenten omwille van de verschillende manipulaties van het grondwater (oppompen grondwater, vullen recipiënt, aanwezigheid van headspace, ...). Ook externe factoren zoals direct zonlicht en de temperatuur van de buitenlucht kunnen een sterke invloed hebben op de gemeten concentraties.

- Matige oplosbaarheid en heterogene verspreiding van VOC's:

Specifiek voor gechloreerde solventen stelt zich een probleem door de matige oplosbaarheid en heterogene verspreiding in de ondergrond van deze componenten. Eénmalige staalnames geven geen volledig beeld van de werkelijke verontreinigingssituatie. Monitoring van grondwaterverontreiniging met VOC's toont daardoor vaak een grillig verloop van concentraties, wat de opvolging van de verspreiding van de verontreiniging en de evaluatie van natuurlijke afbraak bemoeilijkt.



2.1.2 Passieve grondwaterstaalname

Het begrip passieve sampler wordt in sommige literatuur ook aangewend voor zogenaamde “grijp” samplers (CLU-In, 2012), ook wel “specifieke diepte” samplers genoemd (Parker & Clark, 2002). Er dient echter een onderscheid gemaakt te worden tussen de voornoemde “grijp” samplers, die toelaten door manipulatie van het staalnamesysteem een lokaal dieptestaal van het grondwater te nemen en de “echte” passieve samplers die zonder actief ingrijpen polluenten capteren in een ontvangende fase (evenwichtsgebaseerde en kinetische samplers) (CLU-In, 2012).

Een PAS wordt doorgaans in een peilbuis gehangen ter hoogte van het filtergedeelte waardoor enkel polluenten afkomstig van het diepte-interval stroomopwaarts van de peilbuis worden opgevangen (Figuur 4). Hierdoor kunnen de in paragraaf 2.1.1 vermelde problemen in belangrijke mate worden opgevangen. Na verloop van tijd of na evenwichtsinstelling wordt de passieve sampler verwijderd en de ‘ontvangende fase’ wordt in het laboratorium geanalyseerd op de te bepalen polluenten.

Passieve samplers hebben volgende algemene voordelen ten opzichte van de klassieke grondwaterstaalname (ITRC, 2006; ITRC, 2007; INERIS, 2011a; 2011b):

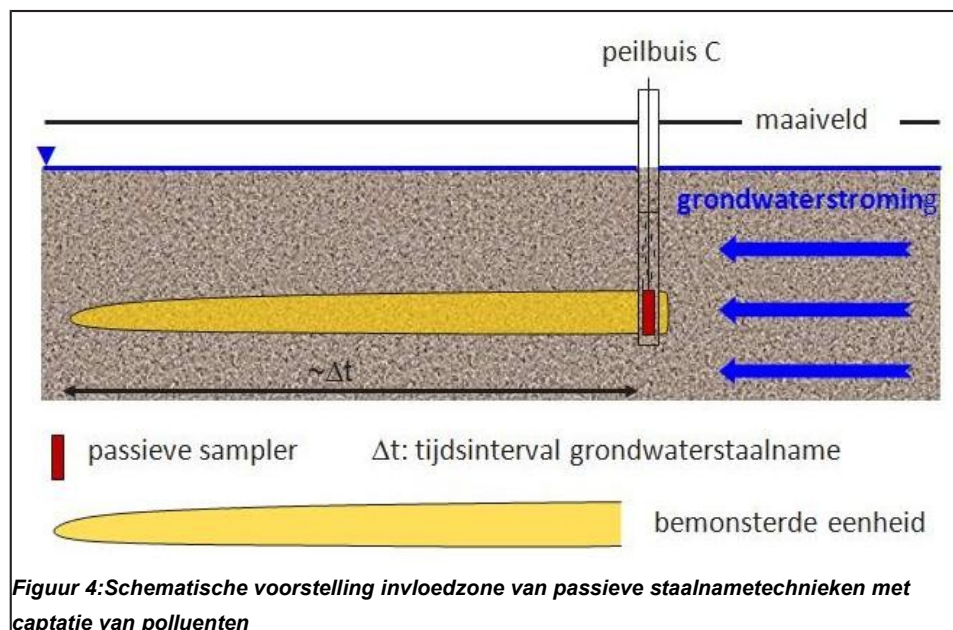
- passieve samplers zijn doorgaans eenvoudig te hanteren en handig in gebruik op moeilijk toegankelijke plaatsen;
- mogelijkheid tot staalname op specifiek diepte-interval;
- toepasbaar tot op grote diepte (> 50 m-mv);

- mogelijkheid van verticale karakterisatie van de grondwaterkolom bij in serie geplaatste samplers;
- staalname gebeurt zonder pompen, met minimale verstoring van de peilbuis waardoor de waterbeweging tijdens de staalname tot een minimum wordt beperkt;
- hoeveelheid materiaal dat op het terrein dient te worden gehanteerd is beperkt;
- hoeveelheid (verontreinigd) grondwater dat dient te worden afgevoerd is zeer beperkt;
- tijdsbesparend;
- kosteneffectief voornamelijk bij lange termijn monitoring.

Om de plaatsing van de passieve sampler in de peilbuis correct uit te voeren, is kennis van de grondwaterstand, de diepte van de peilbuis, de filterlengte en staat van de peilbuis van groot belang.

Nadelen van passieve samplers zijn:

- Selectiviteit van samplers:
Vaak moeten verschillende typen passieve samplers, gekenmerkt door captatie van andere polluenten, worden toegepast om te kunnen voldoen aan het vereiste analysepakket;
- Grondige kennis hydrogeologische condities:
- Een grondige kennis van de hydrologische condities van de te onderzoeken site en van de peilbuizen waarvan gebruik zal gemaakt worden is onontbeerlijk;
- Vermenging van grondwater:
- Bij plaatsing van passieve samplers in peilbuizen is het mogelijk dat vermenging van grondwater aanwezig in het blinde deel van de peilbuis en in het filtergedeelte optreedt. Daarom is het belangrijk voldoende tijd te voorzien voor in evenwichtstelling van het grondwater. In het algemeen wordt aanbevolen (ITRC, 2006) om de passieve samplers pas ten vroegste 2 weken na plaatsing op te halen.



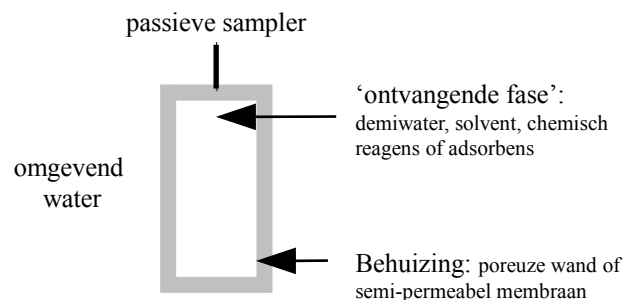
2.2 “Grijp” samplers

Zogenaamde “grijp” sampler² werden ontwikkeld voor het bemonsteren van stilstaand water (of andere vloeistoffen) op elke gewenste diepte. Staalname van (grond)water is mogelijk in open water, tanks, bassins of peilbuizen (Parker & Clark, 2002). Dit type samplers worden via een kabel tot op de vereiste staalnamediepte gebracht. Ze worden geactiveerd door of 1) de sampler omhoog te trekken (HydraSleeve™), of 2) met behulp van een op en neergaande beweging water in de sampler te laten stromen (Kogelklepmonsternemer of bailer) of 3) door bovengrondse manipulatie van de staalname vial (Snap Sampler™, Solinst Discrete Interval Sampler, Kemmerer). De recipiënten worden in-situ gevuld, waardoor manipulatie van het staal minimaal is. Indien staalname van het grondwater vrijwel onmiddellijk wordt uitgevoerd na plaatsing van de sampler is verversing (voorpompen) van het grondwater voor staalname, zoals bij de klassieke grondwaterstaalname, vereist.

Een gedetailleerde beschrijving van beschikbare “grijp samplers” wordt in hoofdstuk 3, paragraaf 3.1 weergegeven.

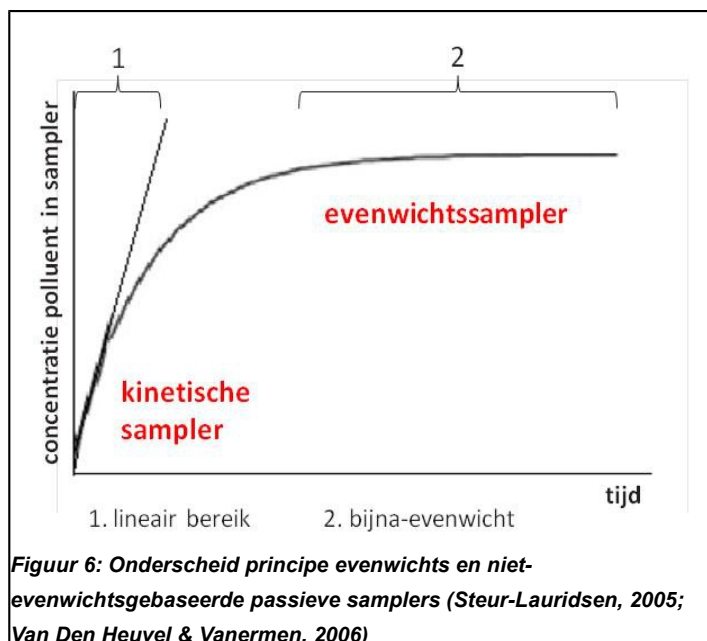
2.3 Passieve samplers (PAS)

Passieve samplers bestaan doorgaans uit een ‘ontvangende fase’ die zich bevindt achter een permeabele behuizing / poreuze wand (Martin et al., 2003; Hatfield et al., 2004) of semi-permeabel membraan (Vrana et al., 2005) (Figuur 5). De ontvangende fase kan een solvent, gedemineraliseerd water, een chemisch reagens of een poreus ad- of absorbens zijn. Op basis van een verschil in ‘ontvangende fase’ en aldus ook een verschil in drijvende kracht achter het transport van de polluenten doorheen de sampler naar de ontvangende fase, kan een onderscheid gemaakt worden tussen evenwichtsamplers- en kinetische samplers. Zoals weergegeven in Figuur 6 worden beide type samplers gekenmerkt door een verschillend concentratieverloop. Het transport van polluenten bij evenwichtsamplers berust meestal louter op het principe van diffusie. Bij kinetische samplers zal ook ad- of absorptie van polluenten aan de ontvangende fase een drijvende kracht vormen voor het transport ervan (Greenwood et al., 2007).



Figuur 5: chematische voorstelling van een passieve sampler

² Engels: “grab” of “thief” sampler



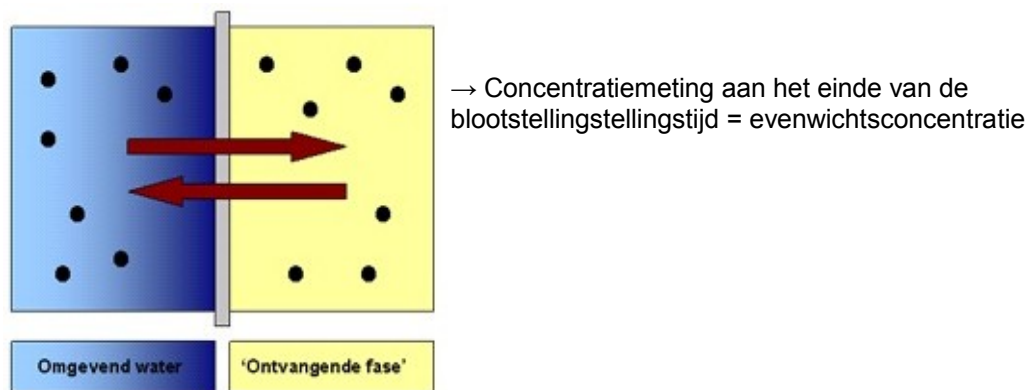
2.3.1 Evenwicht PAS

Een in water opgeloste chemische verbinding wordt naar de passieve sampler getransporteerd via de grondwaterstroming. Vervolgens diffunderen de polluenten, afhankelijk van de concentratiegradiënt tussen het water en de ontvangende fase, doorheen de grensfase rond de sampler en de membraanporiën naar de ontvangende fase tot een evenwicht is bereikt (Figuur 7). Eens dit evenwicht is ingesteld, is geen verdere aanrijking van de sampler met de polluent mogelijk. De tijd nodig voor het bereiken van dit evenwicht bedraagt, afhankelijk van het type polluent en de opnamecapaciteit van de sampler, enkele dagen tot een paar weken (ITRC, 2006). Een gevolg van deze evenwichtsinstelling is dat de polluenten terug migreren naar de waterfase indien de concentratie in het water zou dalen. Dit heeft tot gevolg dat het genomen waterstaal bij dit type passieve samplers representatief is voor de samenstelling van het grondwater enkel gedurende de laatste paar dagen voor de grondwaterstaalname (ITRC 2006).

De doeltreffendheid van de sampler is in belangrijke mate functie van de oppervlakte van de semi-permeabele buitenzijde. Om deze oppervlakte te verhogen, maken verscheidene passieve samplers het mogelijk de ontvangende fase volledig in te sluiten in het membraan in de vorm van een zak, buis of cilinder en aldus een permeabele behuizing te vormen.

Evenwichtsgebaseerde PAS vinden vooral hun toepassing in de staalname van meer vluchtige organische verbindingen in grondwater. De efficiëntie ervan wordt in belangrijke mate bepaald door de karakteristieken van de te analyseren parameter (equilibratietijd, diffusiecoëfficiënt, adsorptie-desorptie eigenschappen), de temperatuur van het grondwater en de porositeit van het omgevende sediment.

Voorbeelden van evenwichtsgebaseerde PAS die toegepast kunnen worden in het kader van staalname voor de bepaling van VOCs zijn de reeds frequent gebruikte Polyethylene Diffusion Bag Samplers (PDBs), Nylon-Screen Passive Diffusion Samplers (NSPDS), Passive Vapor Diffusion Samplers (PVDS), Peeper samplers, Regenerated-Cellulose Dialysis Membrane Samplers (RCDMS), Rigid Porous Polyethylene Samplers (RPPS) en de Ecoscope. Een gedetailleerde beschrijving van deze samplers wordt in hoofdstuk 3, paragraaf 3.2 weergegeven.



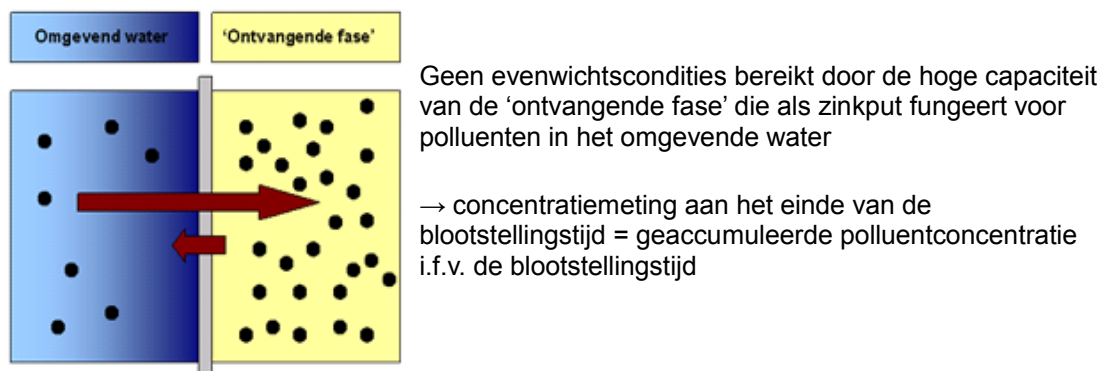
Figuur 7: Evenwichtscondities tussen het omgevend water en de ‘ontvangende fase’ zijn bereikt

2.3.2 Kinetische PAS

Kinetische PAS zijn passieve samplers waarvoor het evenwicht met het omringende water niet wordt bereikt in de voorziene staalnameperiode (Figuur 8). Deze staalnametechnieken worden gekenmerkt door een hoge opnamecapaciteit waardoor gedurende de staalnameperiode continue aanrijking met polluenten plaatsvindt. De opnamecapaciteit van de kinetische sampler wordt bepaald door de hoeveelheid adsorberend materiaal en de affiniteit voor de polluent. De aanwezigheid van adsorbens fungeert als zinkput voor de chemische verbinding, en garandeert zo een effectieve gradiënt doorheen de interface van de sampler naar het omringende water.

Bij vermindering van de polluentconcentratie in de waterfase is er minder neiging om terug te diffunderen naar de waterfase. Deze PAS kunnen bijgevolg gebruikt worden om tijdsgemiddelde concentraties en eventueel ook polluentfluxen in het water gedurende de staalnameperiode te bepalen. Hierbij dient echter opgemerkt te worden dat elke kinetische passieve sampler ingeval van verzadiging in een evenwichtstoestand komt met het grondwater. Er kunnen dan geen tijdsgeïntegreerde concentraties en/of fluxen meer uit afgeleid worden.

Voorbeelden zijn Enviroflux Passive Flux Meter™ (PFM; Enviroflux, 2011), Gore™ Module (Gore, 2011), Sorbi-samplers (Sorbisense, 2011), Ceramic dosimeter en Mesco. Een gedetailleerde beschrijving van deze samplers wordt in hoofdstuk 3, paragraaf 3.3 weergegeven.



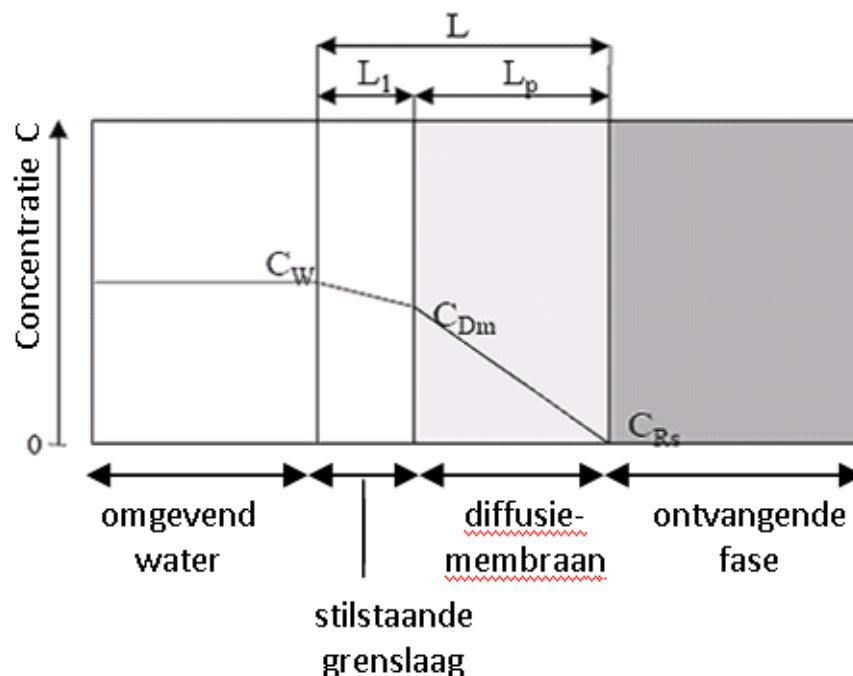
Figuur 8: Principe kinetische PAS

2.3.3 Diffusie-gebaseerd versus permeatie-gebaseerd

Op basis van het verschil in transport doorheen de behuizing en de ontvangende fase, kan een onderscheid gemaakt worden tussen *diffusie-gebaseerde passieve samplers* en *permeatie-gebaseerde passieve samplers* (KOT-WASIK et al., 2007).

1 Diffusie-gebaseerde sampler

Ingeval van een diffusie-gebaseerde passieve sampler of diffusiesampler zal het transport van de pollutant doorheen de behuizing diffusie-gelimiteerd zijn, waardoor advectioneel transport verhinderd wordt. Dit kan gerealiseerd worden door een behuizing te selecteren met voldoende lage doorlatendheid of zelfs selectieve doorlatendheid voor de te analyseren pollutant(en). Een schematische voorstelling van de diffusieprocessen die plaatsgrijpen doorheen een poreus membraan of behuizing is weergegeven in Figuur 9.



Figuur 9: Concentratiegradiënt doorheen de diffuse lagen tussen het grondwater en de ontvangende fase van de PAS (naar Morrison, 2006)

Dit diffusieproces volgt de eerste wet van Fick (Bear, 1988):

(vgl. 1)

$$U = \frac{D \cdot A}{L} \cdot |C_{Rx} - C_w|$$

waarin: U = de diffusiesnelheid [m/s]

D = de diffusiecoëfficiënt (doorheen membraan en stilstaande grenslaag) [s⁻¹]

A = de effectieve oppervlakte [m²]

CRx en CW = de concentraties van de pollutant in respectievelijk de ontvangende fase en in water [g/m³]

L = de diffusieafstand (de dikte van het membraan (Lp) inclusief de stilstaande grenslaag (L1)) [m]

De diffusiesnelheid U wordt beïnvloedt door de dikte van de grenslaag L_1 en indirect ook door de stromingssnelheid van het grondwater dat een invloed uitoefent op de dikte van de stilstaande grenslaag. In de veronderstelling dat de grondwaterstromingssnelheid constant blijft tijdens de blootstellingsduur én dat de aanwezigheid van adsorbens in de ontvangende fase fungeert als zinkput voor de pollutant, zodat de concentratie van de pollutant in het grensvlak van de 'ontvangende fase' voldoende laag blijft, zal $D.A/L$ constant blijven tijdens de blootstellingduur. De diffusieconstante " $D.A/L$ " wordt bepaald in labocondities, vergelijkbaar met deze van de grondwaterstroom.

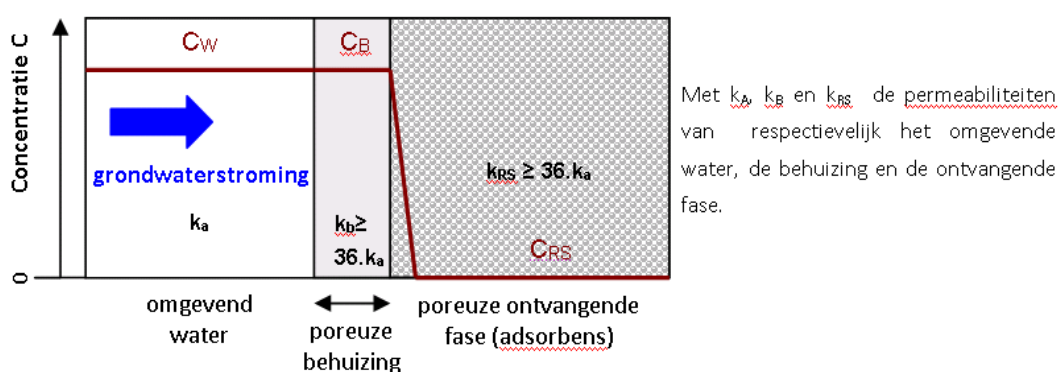
De dikte van de stilstaande grenslaag L_1 staat in omgekeerd verband met de snelheid van het voorbij stromende grondwater. Hoe hoger de grondwaterstroming, hoe kleiner de stilstaande laag en dus ook de invloed hiervan. Hoe groter ook de dikte van het poreuze membraan L_p , hoe kleiner de relatieve invloed van de stilstaande laag L_1 zal zijn en daarmee samengaan de invloed van de grondwaterstroming.

Het diffusieproces is een relatief traag proces waardoor snelle veranderingen in pollutantconcentratie in het omgevend grondwater niet altijd zullen gevolgd worden door evenredige veranderingen in opnamesnelheid naar de ontvangende fase. Een membraan of behuizing met een hoge diffusieconstante voor de pollutant geniet daarom de voorkeur. Een hoge diffusieconstante betekent immers een hogere diffusie-snelheid. De doeltreffendheid van de sampler hangt duidelijk ook samen met de oppervlakte van de permeabele behuizing..

Meestal is bij dit type passieve samplers een beperkte blootstellingduur aangewezen omwille van de kans op veranderingen in de omgevingscondities doorheen de tijd (o.a. variaties in de stromingssnelheid). Veranderende omgevingscondities kunnen bijgevolg leiden tot een verandering van de diffusieconstante " $D.A/L$ ", het vóórkomen van biofouling (i.e. dichtslibben van het membraan als gevolg van accumulatie van onder andere micro-organismen en algen) en/of degradatie van het membraan of de behuizing.

2 Permeatie-gebaseerde sampler

Ingeval van een permeatie-gebaseerde passieve sampler of permeatiesampler is er een drijvende kracht noodzakelijk, namelijk de grondwaterstroming, die het advectief transport van de pollutant doorheen de behuizing en de ontvangende fase realiseert (Figuur 10).



Figuur 10: Schematische voorstelling van een permeatie-gebaseerde sampler (Verreydt, 2008)

De voorwaarde hiervoor is dat het diffusief transport te verwaarlozen is ten aanzien van het advectief transport. Pecletgetallen (Pe) worden hierbij geëvalueerd om te bepalen of de advectieve flux domineert (Bear, 1988; Thibodeaux, 1996; Hatfield et al., 2004). Als $Pe > 6$ domineert advectie, is $Pe < 0,02$ domineert diffusie (Basmadjian, 2004).

Om actief transport doorheen de passieve sampler te realiseren moet de permeabiliteit van de behuizing en de ontvangende fase groter zijn dan deze van de omgevende aquifer. Tevens dient

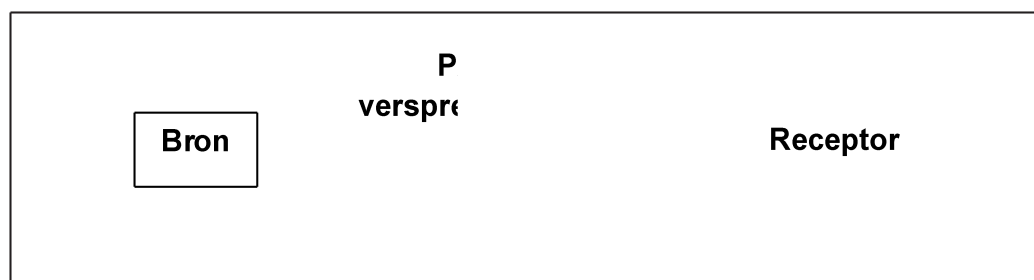
er in de aquifer een minimale grondwaterstromingssnelheid aanwezig te zijn (ca. 0,7 cm/dag voor de passieve fluxmeter) om een ordegrootte verschil te handhaven tussen het advectioneel en diffusief transport (i.e. $Pe = 10$). De ontvangende fase bij een permeatie-gebaseerde passieve sampler is bijgevolg steeds een vast adsorbens, in granules of als poreuze fase, zodat een voldoende grote permeabiliteit gecreëerd wordt. De retardatiefactoren van de polluenten op het adsorbens dienen voldoende hoog te zijn zodat alle polluenten achterblijven op het adsorbens.

Competitieve en snelheidsgelimiteerde sorptie kunnen de efficiëntie van de interceptie van de polluent en de retentie op de sorbentia in de ontvangende fase ondermijnen.

Snelheidsgelimiteerde (of nonequilibrium) sorptie kan zich vooral voordoen bij grote grondwaterstromingssnelheden of passieve samplers met kleine diameter. De affiniteit van de polluent voor het sorbens en dus ook de snelheid waarmee deze sorptiereactie doorgaat, is hierbij ook cruciaal.

2.4 Polluentflux

Het uitvoeren van een grondige karakterisatie van de verontreiniging samen met een goed onderbouwde risico-evaluatie vormt de basis van een geslaagd grondwatermanagement. Risico-evaluatie is niet alleen cruciaal bij de sanering en/of beheersing van grondwaterverontreiniging in het kader van het bodemdecreet en het Vlaams reglement betreffende de bodemsanering (VLAREBO), maar vormt tevens de basis van de 'bron – pad – receptor' benadering (Figuur 11) waarbij receptoren oppervlaktewaters, waterwingebieden of grondwaterafhankelijke ecosystemen kunnen zijn.



Figuur 11: Schematische weergave van de 'bron-pad-receptor' benadering

In het kader van de karakterisering en het beheer van grootschalige grondwaterverontreinigingen wordt de interpretatie van polluentfluxen in plaats van polluentconcentraties meer en meer toegepast (Caterina et al., 2009; Brouyere et al., 2010). De massa polluent die vrijkomt uit een bronzone en effectief een lager gelegen receptor bereikt, bepaalt immers het risico.

De huidige uitvoering van risico-evaluaties zoals omschreven in bijvoorbeeld de standaardprocedure voor de uitvoering van een BBO en de code van goede praktijk voor risico-evaluaties baseert zich echter op polluentconcentraties en niet op polluentfluxen. Nochtans is de karakterisatie van de polluentmassa in de bronzones en de massa flux die vrijkomt en beschikbaar is voor een receptor, essentieel in het kader van risico-evaluatie, saneringsevaluatie en -opvolging. Het evalueren van enkel polluentconcentraties heeft als belangrijke tekortkoming dat de berekende polluentfluxen vaak niet overeenkomen met de reële polluentfluxen omdat ze op momentopnames gebaseerd zijn. In werkelijkheid kunnen polluentconcentraties in het grondwater in functie van de tijd en van de locatie sterk variëren.

Ook zijn de polluentconcentraties, die effectief beschikbaar zijn ter hoogte van een receptor, verschillend van de gemeten concentraties in grondwaterstalen die met behulp van de huidige actieve staalnametechniek (i.e. oppompen van grondwater uit een peilbuis) bekomen worden. Actieve staalname laat enkel toe concentraties te meten op één bepaald tijdstip en is dus niet in staat polluentfluxen effectief te meten.

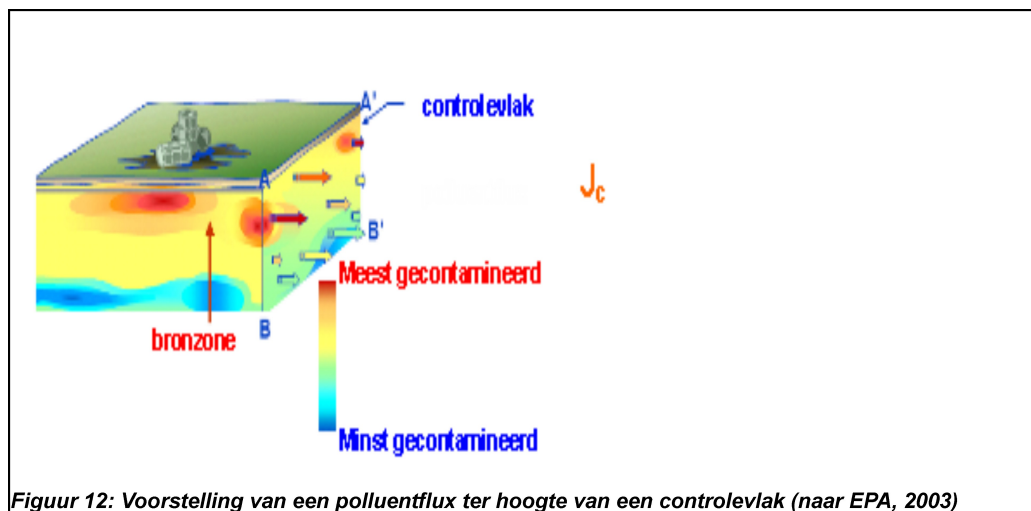
2.4.1 Polluentflux: definitie

Een 'polluentflux' wordt gedefinieerd als de hoeveelheid pollutant, uitgedrukt in massa, die per tijdseenheid en per oppervlakte-eenheid doorheen een gedefinieerd controlevlak, ook wel een 'plane of compliance' genoemd, stroomt, loodrecht op de richting van de grondwaterstroming (Figuur 12) (Annable, 2005).

(vgl. 2)

$$J_c = C.v. = \frac{m}{A.t}$$

met: J_c = poluentflux [$\text{g m}^{-2} \text{dag}^{-1}$]
 C = gemiddelde concentratie van de pollutant in het grondwater [g m^{-3}]
 v = de Darcy grondwaterstomingssnelheid [$\text{m}^3 \text{m}^{-2} \text{dag}^{-1}$]
 m = massa van de pollutant [g]
 A = gedefinieerd vlak, loodrecht op de stromingsrichting [m^2]
 t = tijd [dag]



Figuur 12: Voorstelling van een pollutantflux ter hoogte van een controlevlak (naar EPA, 2003)

De totale massa pollutant die vrijgezet wordt ter hoogte van een gedefinieerd controlevlak (Mass discharge MD) is vervolgens de ruimtelijke integratie van de pollutantflux over het controlevlak:

(vgl. 3)

$$M_D = \int_A J_c dA$$

met: A = oppervlakte van het controlevlak [m^2]
 J_c = de in de ruimte variabele pollutantflux [$\text{g m}^{-2} \text{dag}^{-1}$]

De totale massaflux van een organische pollutant doorheen een verzadigd poreus medium wordt verwezenlijkt door het gelijktijdig optreden van de processen advectie, dispersie en diffusie (Bear & Verruijt, 1987).

Het diffusieproces is vooral van belang bij stationaire situaties of bij zeer lage grondwaterstromingen (ingeval van klei- of siltbodems of doorheen gesteenten). Bij normale grondwaterstromingen zullen advectie en dispersie de bovenhand nemen. Andere processen die een belangrijke invloed kunnen uitoefenen op de pollutantflux doorheen een poreus medium zijn onder meer adsorptie, ionenuitwisseling en afbraakprocessen.

De vastgestelde pollutentflux ter hoogte van een goed gedefinieerd controlevlak tussen bron en receptor is een maat voor het lineair transport van de pollutent in de richting van de grondwaterstroming, loodrecht op het controlevlak. Het geeft voornamelijk een indicatie van het resulterend advectioneel transport van de pollutent. Door een ruimtelijke integratie van de pollutentflux via de juiste rekeninstrumenten (i.e. vgl 3) wordt een beeld bekomen van de dispersie van de verontreiniging.

2.4.2 Meten van pollutentfluxen

Traditionele methoden voor het inschatten van pollutentfluxen berusten op het meten van pollutentconcentraties in het grondwater in combinatie met berekeningen en/of metingen van de grondwaterstroming. Deze benadering kan zowel een onderschatting als een overschatting van de reële pollutentflux met zich meebrengen. Concentratieingen blijven een momentopname. Doordat piekconcentraties de monitoringspeilbuis passeren en de monitoring niet continu plaatsvindt, is het niet uitgesloten dat bepaalde pollutentpieken niet worden opgemerkt. Bovendien kan er ook niet gecorrigeerd worden voor schommelingen in grondwaterstand en grondwaterstromingssnelheid (Hatfield et al., 2004; Kalbus et al., 2007).

Een mogelijkheid voor het rechtstreeks meten van pollutentfluxen ter hoogte van een gedefinieerd controlevlak is de toepassing van kinetisch gebaseerde passieve samplers. Het meten van fluxen met behulp van dit type samplers kan in de praktijk op 2 verschillende manieren (Figuur 13):

- direct : permeatie-gebaseerde samplers; indirect: diffusie-gebaseerde samplers + cumulatieve waterflux metingen.

Enkel bij een permeatiesampler is een directe of rechtstreekse fluxmeting mogelijk. Ingeval van een diffusiesampler is de situatie complexer. Indien er kan aangetoond worden dat voor de geldende veldcondities de grondwaterstromingssnelheid een lineaire invloed uitoefent op de opnamesnelheid, kan de massaflux J_c afgeleid worden uit de kalibratiecurve (cf. Figuur 6) door middel van onderstaande vergelijking (vgl. 4):

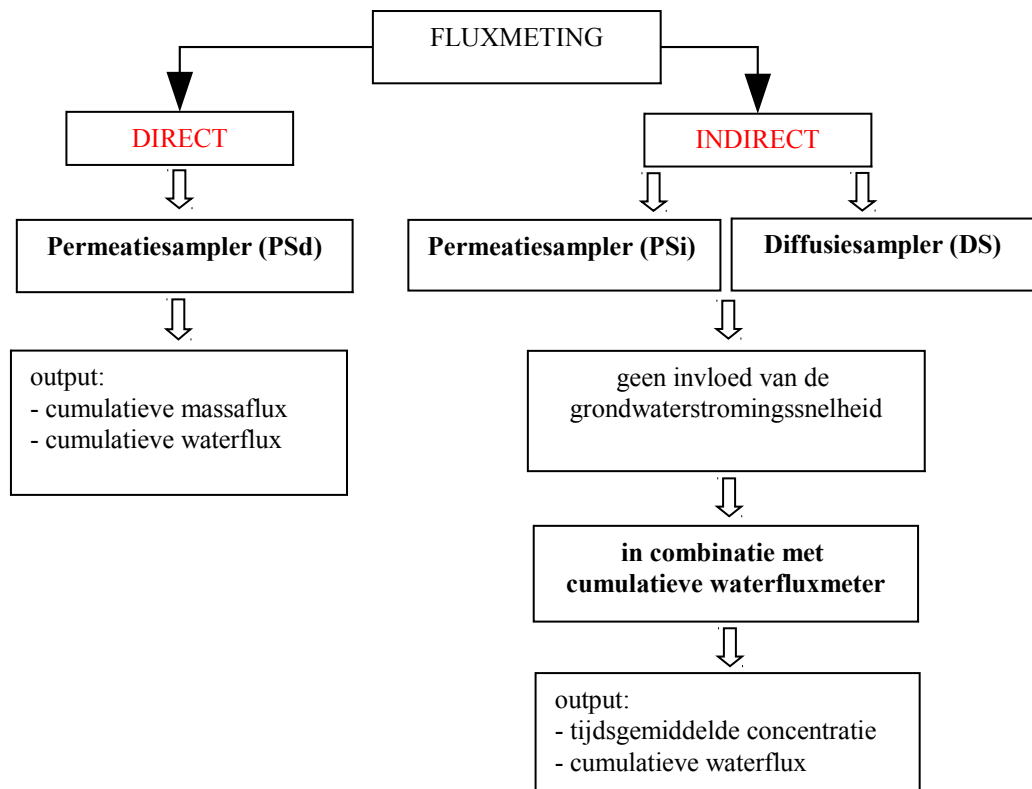
(vgl. 4)

$$\text{massaflux } J_c = k \cdot \frac{M_s}{A \cdot t}$$

met: J_c = massaflux van de pollutent [g m-2d-1]
 k = een constante [-]
 M_s = de massa van de pollutent in de 'ontvangende fase' van de sampler [g]
 A = de dwarsdoorsnede van de PAS loodrecht op de stromingsrichting [m²]
 t = tijd [d]

Indien de invloed niet lineair is en/of onvoldoende significant (cf. bij evenwichtssamplers), kan de sampler niet gebruikt worden voor de bepaling van pollutentfluxen. Indien de passieve sampler een tijdsgemiddelde concentratie kan opmeten zonder invloed te ondervinden van de grondwaterstromingssnelheid, is er de mogelijkheid de sampler te combineren met een cumulatieve waterfluxmeter en zodoende de cumulatieve flux hieruit af te leiden.

De voorwaarden waaraan de passieve samplers moeten voldoen om in aanmerking te komen voor fluxmetingen, zijn samengevat in Tabel 1.



Figuur 13: Overzichtsschema voor het meten van pollutentfluxen met behulp van kinetisch gebaseerde samplers

Permeatiesampler - Psd (zie Figuur 13)	Diffusiesampler in combinatie met waterflux meting – Dsc (zie Figuur 13)
— ontvangende fase = poreus, vast adsorbens met hoge affiniteit en capaciteit voor de pollutant (hoge sorptiesnelheid); — voldoende af te leggen weg door sorbens => voldoende diameter passieve sampler — permeabiliteit behuizing en ontvangende fase $\geq 36 \times$ permeabiliteit aquifer (ESTCP, 2006); — ordegrrootte verschil tussen diffusief en advectief transport ($P_e = 10$); — grondwaterstromingssnelheid $\geq 0,7$ cm/dag; — om de cumulatieve waterflux op te meten met de sampler, dienen in de ontvangende fase vooraf tracers aangebracht te worden; — ook ontvangende fase is resistent tegen biofouling of degradatie; — De passive flux meter (PFM) is een voorbeeld van een permeatie gebaseerde sampler (zie § 3.3.4) waarmee zowel pollutantflux als waterflux kan bepaald worden; — De Sorbisampler (§ 3.3.3) is een voorbeeld van een permeatiesampler waarbij echter, om pollutantfluxen te bepalen, afzonderlijke metingen van de waterflux noodzakelijk zijn (Psi). De passive flux meter (PFM) is een voorbeeld van een permeatie gebaseerde sampler (zie § 3.3.4) waarmee zowel pollutantflux als waterflux kan bepaald worden. De Sorbisampler (§ 3.3.3) is een voorbeeld van een permeatiesampler waarbij echter, om pollutantfluxen te bepalen, afzonderlijke metingen van de waterflux noodzakelijk zijn (Psi).	— $k_p \ll k_w$ (met k_p en k_w resp. de diffusieconstanten doorheen de behuizing en de stilstaande waterlaag) — De Ceramic dosimeter is een voorbeeld van een DS sampler (3.3.2).
— kinetisch over voldoende lange bemonsteringsperiode — kwantitatief (indien nodig met PRC, zie § 3.3.5) — fysisch robuust, resistent tegen degradatie en biofouling — toepasbaar in een peilbuis — affiniteit voor de gewenste pollutant	

Tabel 1: Voorwaarden voor de uitvoering van fluxmetingen m.b.v. passieve samplers

3 Evaluatie beschikbare grijp samplers en passieve grondwaterstaalnametechnieken voor analyse naar VOCS

Internationaal zijn er reeds verschillende passieve samplers ontwikkeld (Kingston et al., 2000; USGS, 2001; USGS, 2002; Namiesnik et al., 2004; SKB, 2005; Steur-Lauridsen, 2005; Vrana et al., 2005; Chimuca & Cukrowska, 2006; ITRC, 2006; SKB, 2005; SKB, 2006). Niet alle samplers zijn echter commercieel beschikbaar, de meeste zijn slechts getest op één of enkele componenten en bovendien meestal gericht op lage concentraties aan polluenten in oppervlaktewater (Van Den Heuvel & Vanermen, 2006). Een overzichtstabel van bestaande evenwichts- en kinetisch gebaseerde passieve samplers voor het meten van polluenten in grondwater is opgenomen in Bijlage 5: Overzicht van PAS voor staalname van vluchtige organische polluenten in grondwater.

In de onderstaande paragrafen worden de samplers, zowel "grijp"samplers als evenwichts- en kinetische passieve samplers, die toegepast kunnen worden voor de bepaling van VOCs, gedetailleerd besproken. Hierbij wordt per sampler de beschrijving en de toepassing weergegeven samen met de voor- en nadelen en de aankoopprijs. De algemeen geldende voordelen van de passieve samplers in vergelijking met klassieke grondwaterstaalname, zoals weergegeven in paragraaf 2.1.2 worden hierbij niet herhaald.

3.1 "Grijp"samplers

3.1.1 Snap Sampler™

1 Beschrijving en toepassing

De Snap sampler is een gepatenteerde sampler (U.S. patent number 2.645.940) die wordt verdeeld via ProHydro Inc. (New York, USA). De sampler bestaat uit een herbruikbare sampler behuizing, een "open" recipiënt (staalname fles of vial met een inhoud van respectievelijk 40, 125 of 350 mL) en een herbruikbare mechanische, pneumatische of elektrische trekker (trigger) bovenaan de peilbuis die toelaat de recipiënten vanaf het maaiveld af te sluiten. De sampler behuizing met daarin een recipiënt wordt in het verfilterde gedeelte van de peilbuis gehangen (Figuur 14). Een blootstellingstijd van 1 tot 2 weken wordt aanbevolen om volledig herstel van de verstoring veroorzaakt tijdens de plaatsing van de sampler te garanderen. De sampler is geschikt voor het monitoren van zowat elke polluent. De standaardprocedure (SOP) voor toepassing van de Snap sampler™ kan worden geraadpleegd

2 Voordelen

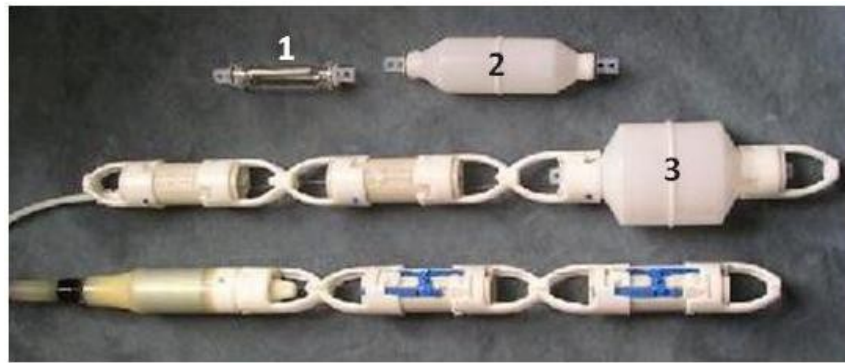
- toepassing voor breed spectrum aan polluenten;
- beperkt aantal handelingen alvorens analyse plaatsvindt;
- staalnametijd < actieve staalname;
- verversing van het grondwater voorafgaand aan de grondwaterstaalname is bij een blootstellingstijd van 1 tot 2 weken niet vereist.
- staalname gebeurt in situ rechtstreeks in de analysevials. De vials worden vanaf het maaiveld afgesloten wanneer deze zich nog in de peilbuis bevinden ter hoogte van de gewenste staalnamediepte.

3 Nadelen

- relatief hoge investeringskost;
- eerder beperkt staalnamevolume (Figuur 15);
 - 1) glazen vial: $V = 40 \text{ mL}$;
 - 2) PE vial: $V = 125 \text{ mL}$;
 - 3) PE vial: $V = 350 \text{ mL}$
- minimum vereiste peilbuisdiameter (binnendiameter) $> 5,1 \text{ cm}$ (2 inch);
- de opbouw van Snap Sampler™ (e.g. kabellengte, grootte vials) is locatiespecifiek en functie van de te bemonsteren peilbuis en de te analyseren parameters;
- indien conserveringsmiddelen dienen te worden toegevoegd zijn extra handelingen op het terrein noodzakelijk na ophalen van de samplers;
- na analyse worden enkel concentratiemetingen bekomen die een momentopname zijn van de grondwatersamenstelling op het moment van het afsluiten van de vials.



Figuur 14: Snap Sampler™: Installatie in peilbuis



Figuur 15: Snapsampler, beschikbare staalname vials (Ineris, 2011a) vial van 40 ml (1); vial van 125 ml (2); vial van 350 ml (3)

4 Prijs

De prijs is afhankelijk van ondermeer de afmetingen van de sampler, de lengte van de verbindingsslang en het soort trigger (mechanisch, pneumatisch of elektrisch) dat wordt aangewend. De keuze van de trigger is functie van de diepte waarop grondwaterstalen dienen te worden genomen: mechanische trigger (tot 15 m), pneumatische trigger (tot 90 m) en de elektrische trigger (tot 750 m). Een overzicht van de aankoop prijs van de SNAP sampler toegepast bij veldmetingen op de McClellan site (VS) (Parker et al., 2011) wordt weergegeven in Tabel 2. Ter vergelijking wordt ook een prijsraming opgemaakt voor de toepassing van SNAP samplers in Vlaanderen.

onderdeel	eenheidsprijs		onderdeel	eenheidsprijs	
	dollar	euro		dollar	euro
McClellan (VS); filterdiepte peilbuis tot 70 m-mv (Parker et al., 2011)			mogelijke site in Vlaanderen, filterdiepte peilbuis max. 15 m-mx		
SNAP sampler (behuizing - ongeacht de afmeting)	165	125	SNAP sampler (behuizing - ongeacht de afmeting)	165	125
recipiënt (ongeacht volume)	16	12	recipiënt (ongeacht volume)	16	12
electrische trigger			mechanische trigger		
. kabel	85	65	. constructie	30	23
. drijfsysteem	32,5	25	. kabel	4,10/m	
. electrische switch	175	132	. Kabellengte 14 m	57,4	44
. 28 V batterijen met lader	560	425	docking station	42	32
docking station	42	32			
Totaal	1075,5	814	totaal	310,4	235

onderdeel	eenheidsprijs	
	dollar	euro
mogelijke site in Vlaanderen, filterdiepte peilbuis max. 90 m-mv		
SNAP sampler (behuizing - ongeacht de afmeting)	165	125
recipiënt (ongeacht volume)	16	12
pneumatische trigger		
. drijfsysteem	195	149
. constructie	25	19
. kabel	0,82/m	
. kabellengte 90 m	74	56
gewicht (diepte > 30 m)	35	27
docking station	42	32
totaal	552	418

Tabel 2: Prijs set-up SNAP sampler zoals toegepast bij grondwateronderzoek op de McClellan (2011) site en voor denkbeeldige sites in Vlaanderen

3.1.2 Hydrasleeve™

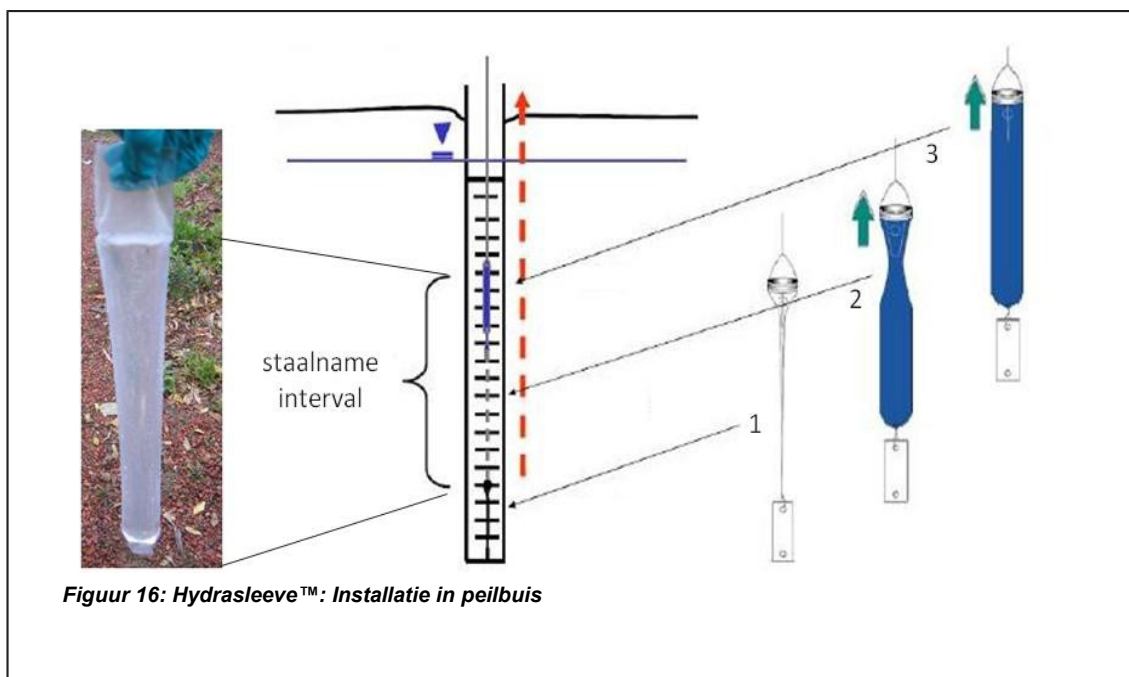
1 Beschrijving en toepassing

De HydraSleeve sampler is gepatenteerd (U.S. patent numbers 6.481.300 en 6.837.120) en wordt verdeeld via GeolInsight Inc. (Las Cruces, USA) en EON Products, Inc. (Snellville, USA). De HydraSleeve een zogenaamde "griep"sampler die toelaat een grondwaterstaal te nemen op een vastgelegde diepte (Figuur 16). De sampler bestaat uit 3 basis componenten: een herbruikbaar gewicht, een membraan (gewoonlijk Polyethyleen) en een automatisch sluitende klep. Het design van de sampler zorgt voor een minimale verstoring in de peilbuis en dus een verkorting van de herstelltijd. De concentratiedata bekomen met de hydrasleeve zijn vergelijkbaar als deze bekomen met klassieke grondwaterstaalname (Geologic Associates, 2009).

De hydrasleeve is beschikbaar in verschillende afmetingen en bijgevolg verschillende staalname volumes:

- lengte: ~0,70 – 2,50 m (30 – 96 inch);
- staalname volume: 0,625 – 4 L;
- minimale binnendiameter peilbuis: 3,81 – 10,2 cm (1,5 – 4 inch).

De standaardprocedure (SOP) voor toepassing van de Hydrasleeve™ kan worden geraadpleegd via de website van HydraSleeve (www.hydrasleeve.com).



1. installatie op gewenste diepte
2. opwaartse beweging in filtergedeelte peilbuis
3. ophalen met grondwater gevulde sampler

2 Voordelen

- toepassing voor breed spectrum aan polluenten;
- staalnametijd < actieve staalname (incl. low flow);
- beperkte aantal handelingen op het terrein.

3 Nadelen

- substaalname van de samplerinhoud naar analysevials is noodzakelijk (Figuur 17);
- risico op vervluchting (Figuur 17a), staalname voor analyse naar VOCs is mogelijk indien vervluchting zoveel mogelijk vermeden wordt (Figuur 17b);
- filterlengte/-diameter in functie van afmeting beschikbare hydrasleeve™;
- beweging van de sampler tijdens staalname, waardoor de troebelheid van het grondwater kan toenemen.
- na analyse worden enkel concentratiemetingen bekomen die een indicator zijn voor de grondwatersamenstelling de afgelopen uren vóór het ophalen van de sampler;
- voerpompen, vooraf aan grondwaterstaalname, is vereist daar de Hydrasleeve vrijwel onmiddellijk na plaatsing wordt opgehaald.



Figuur 17: Hydrasleeve™, substaalname voor analyse

4 Prijs

De prijs van de HydraSleeve is afhankelijk van het type en van de afmetingen. De hydrasleeve kan rechtstreeks worden aangekocht via Geolnsight (patenthouder en producent; www.geolnsightonline.com). Gegevens betreffende de aankooprijzen kunnen worden gedownload via www.hydrasleeve.com. Prijzen variëren van 20 – 35 \$ per hydrasleeve exclusief eventuele toebehoren zoals bvb. Gewichten.

3.1.3 Solinst Discrete Interval sampler™

5 Beschrijving en toepassing

De Discrete Interval Sampler (DIS), verdeeld door Solinst (model 425), is eveneens een zogenaamde “grijp” sampler die toelaat een grondwaterstaal te nemen op een vastgelegde diepte. De DIS bestaat uit een roestvrij, stalen sampler die door middel van een verbindingsslang (LDPE of teflon), opgerold op een haspel, verbonden is met hoge druk handpomp (Figuur 18). Vooraleer het systeem neer te laten in een peilbuis wordt de sampler onder druk gezet waardoor deze afgesloten wordt zodanig dat bij plaatsing in de peilbuis geen grondwater in de sampler kan stromen. Eenmaal op de gewenste diepte, wordt de luchtdruk vrijgegeven zodat de sampler zich kan vullen met grondwater. Een kogelklep bovenaan in de sampler verhindert dat het grondwater in de verbindingsslang kan stromen. Nadat de sampler gevuld werd met grondwater van de gewenste diepte, wordt de sampler opnieuw onder druk gezet om te vermijden dat grondwater van andere diepten zich kan vermengen met het genomen grondwaterstaal. Eénmaal aan het maaiveld wordt door middel van decantatie het grondwaterstaal overgebracht in staalname recipiënten. Er is eveneens een aangepaste sampler beschikbaar (model 425-T), waarvan de werkwijze gelijkaardig is aan het standaardmodel 425, maar dat eens aan de oppervlakte luchtdicht kan worden afgesloten en losgekoppeld kan worden van de verbindingsslang. De sampler wordt vervolgens onder druk getransporteerd om pas in het laboratorium te worden geopend. Staalname volumes zijn functie van de afmetingen van de sampler.

De standaardprocedure (SOP) voor toepassing van de DIS kan worden geraadpleegd via de website van Solinst (www.solinst.com).



Figuur 18: Discrete Interval Sampler (Solinst, 2012)

6 Voordelen

- staalname op specifiek diepte interval.

7 Nadelen

- substaalname van de samplerinhoud naar analyse recipiënt is noodzakelijk;
- risico op vervluchting staalname voor analyse naar VOCs is niet aangewezen;
- na analyse worden enkel concentratiemetingen bekomen die een momentopname zijn van de grondwatersamenstelling op het moment van het ophalen van de sampler;
- extra handelingen op het terrein zijn vereist voor het instellen van de opgelegde druk;
- reiniging van de samplers na iedere staalname;
- staalname volume in functie van afmetingen sampler (Tabel 3);
- voerpompen, vooraf aan grondwaterstaalname, is vereist daar de DIS vrijwel onmiddellijk na plaatsing wordt opgehaald.

Solinst Discrete Interval Sampler		Solinst Discrete Interval Sampler	
afmeting	staalname volume	afmeting	staalname volume
diameter x lengte		diameter x lengte	
mm	ml	mm	ml
25,4 X 610	175	25,4 x 1220	365
42,0 x 610	475	42,0 x 1220	1000
50,8 x 610	800	50,8 x 1220	1800

Tabel 3: DIS, overzicht beschikbare staalname volumes

8 Prijs

De DIS kan aangekocht worden bij Equipco Rental & Sale services (www.equipcoservices.com). De prijs is afhankelijk van de afmetingen van de sampler en varieert van \$670 to \$967 (507 – 732 euro).

3.1.4 Kogelklepmonsternemers of bailers³

1 Beschrijving en toepassing

Deze kogelklepmonsternemer (Figuur 19) bestaat uit een roestvrijstalen buis die aan de bovenzijde open is en aan de onderzijde voorzien is van een afschroefbare klep. Een kogel zorgt voor de afsluiting van de klep. Zodra de watermonsternemer door middel van een kabel is neergelaten kan deze weer omhoog worden gehaald. Om een goede verversing van de inhoud tijdens het omlaag zakken te bevorderen, haalt men de monsternemer enkele keren een halve meter omhoog. De grondwaterstalen worden door middel van decantatie of met behulp van een ledigingsadapter overgebracht in de vereiste analysereciënten. Kogelklepmonsternemers zijn eveneens beschikbaar in doorzichtige materialen die toelaten om aanwezig puur product te visualiseren en afzonderlijk van het grondwater te bemonsteren (Figuur 20).

2 Voordelen

- toepassing voor breed spectrum aan pollutanten;
- eenvoudig, licht en compact.

3 Nadelen

- substaalname van de samplerinhoud naar analyse recipiënt is noodzakelijk;
- risico op vervluchtiging, staalname voor analyse naar VOCs is niet aangewezen;
- na analyse worden enkel concentratiemetingen bekomen die een momentopname zijn van de grondwatersamenstelling op het moment van het ophalen van de sampler;
- reiniging van de samplers na iedere staalname;
- voerpompen, vooraf aan grondwaterstaalname, is vereist daar de kogelklepmonsternemers vrijwel onmiddellijk na plaatsing worden opgehaald.

4 Prijs

³ engels: point source bailer

De prijs van kogelklepmonsternemers zijn functie van de beschikbare afmetingen en variëren van 95\$ - 320\$ (70 – 250 euro). Deze samplers zijn verkrijgbaar via o.a. Eijkelkamp (www.eijkelkamp.com) en Equipco (www.equipcoservices.com).



Figuur 19: Kogelklepmonsternemer of bailer (Solinst, 2012)



Figuur 20 Staalname LNAPL met behulp van een bailer

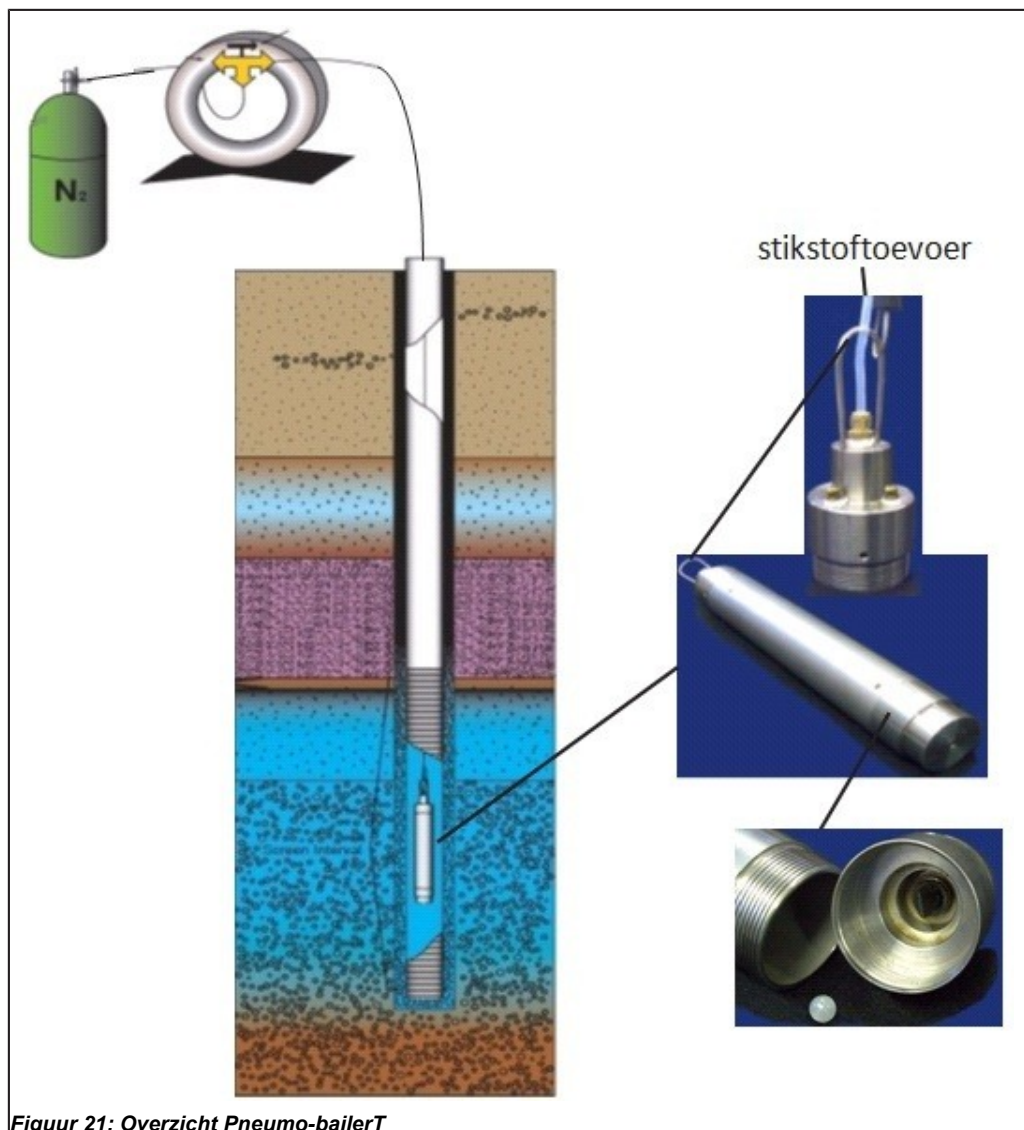
3.1.5 Maxi Probe pneumo-bailer

5 Beschrijving en toepassing

Het principe van de pneumo-bailer™ (Figuur 21) is een combinatie van de kogelklepmonsternemer en de Solinst Discrete Interval sampler. De pneumo-bailer™ is speciaal ontworpen voor grondwaterstaalname uit diepere peilbuizen (filterdiepten: 100-1000 m-mv). De sampler heeft een roestvrij stalen kamer en is door middel van een LDPE toevoerleiding verbonden met een stikstoftank. Tijdens het neerlaten en ophalen van de sampler wordt het

syteem onder druk gezet om vermenging met grondwater van andere diepte-intervals te vermijden. De grondwaterstalen worden door middel van decantatie of met behulp van een ledigingsadapter overgebracht in de vereiste analysereciënten. De buitendiameter van de sampler bedraagt 2,54 – 3,81 cm (1 – 1,5 inch)

De standaardprocedure (SOP) voor toepassing van de maxi probe pneumo-bailer™ kan worden geraadpleegd via de website van BesstInc (www.besstinc.com).



Figuur 21: Overzicht Pneumo-bailerT

6 Voordelen

- toepassing voor breed spectrum aan polluenten.

7 Nadelen

- substaalname van de samplerinhoud naar analysereciënt is noodzakelijk;
- risico op vervluchtiging, staalname voor analyse naar VOCs is niet aangewezen;
- na analyse worden enkel concentratiemetingen bekomen die een momentopname zijn van de grondwatersamenstelling op het moment van het ophalen van de sampler;

- reiniging van de samplers na iedere staalname;
- extra handelingen op het terrein zijn vereist voor het instellen van de opgelegde druk;
- reiniging van de samplers na iedere staalname
- staalname volume (0,5L en 2L) in functie van afmetingen sampler;
- voerpompen, vooraf aan grondwaterstaalname, is vereist door de maxi probe pneumobailer vrijwel onmiddellijk na plaatsing wordt opgehaald.

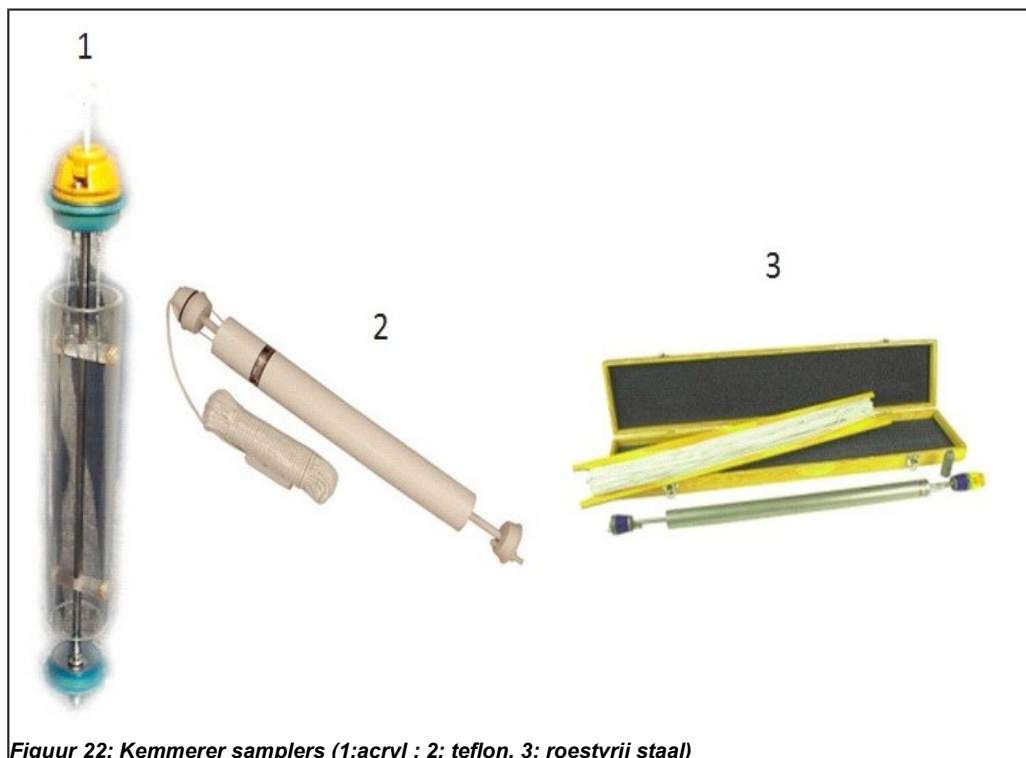
8 Prijs

De prijs van de pneumo-bailer™ (inclusief verbindingsslang, haspel en drukregelaar) bedraagt, afhankelijk van het model, 1000-1850\$ (800-1400 euro). Deze samplers zijn verkrijgbaar via BESST (VS).

3.1.6 Kemmerer sampler

9 Beschrijving en toepassing

Hoewel de Kemmerer samplers over het algemeen als een staalnametechniek voor oppervlakte water worden beschouwd, kunnen deze staalnametechnieken ook worden toegepast voor staalname van grondwater (USGS, 2003). Het principe van de sampler is vergelijkbaar met dat van de Snap sampler™. De Kemmerer sampler (Figuur 22) bestaat uit een open recipiënt met aan weerszijden afsluitdoppen en wordt in een open configuratie door middel van een verbindingsslang in de peilbuis neergelaten, waardoor grondwater doorheen de sampler stroomt. Op de gewenste diepte, wordt een zogenaamde boodschapper (i.e. een metalen cilinder) langs de verbindingsslang neergelaten. De impact van deze cilinder op de top van de Kemmerersampler activeert een veertje waardoor het recipiënt aan beide zijden wordt afgesloten. Een blootstellingstijd van 1 tot 2 weken wordt aanbevolen om volledig herstel van de verstoring tijdens de plaatsing te garanderen.



Figuur 22: Kemmerer samplers (1:acryl ; 2: teflon, 3: roestvrij staal)

10 Voordelen

- toepassing voor breed spectrum aan polluenten;
- verversing van het grondwater voorafgaan aan de grondwaterstaalname is bij een blootstellingstijd van 1 tot 2 weken niet vereist.

11 Nadelen

- beperkt staalnamevolume;
- keuze sampler in functie van de te analyseren parameters;
- decontaminatie van recipiënt na elke staalname;
- substaalname van de samplerinhoud naar analyse recipiënt is noodzakelijk;
- risico op vervluchtiging, staalname voor analyse naar VOCs is niet aangewezen;
- na analyse worden enkel concentratiemetingen bekomen die een momentopname zijn van de grondwatersamenstelling op het moment van het afsluiten van de vials.

12 prijs

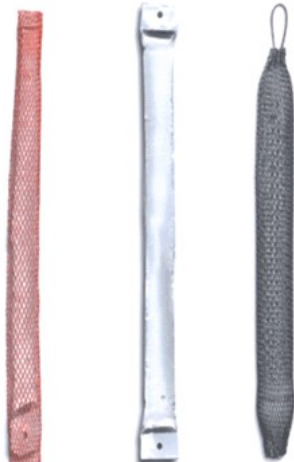
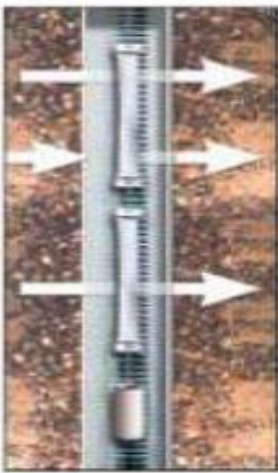
De prijs van Kemmerer sampler (inclusief verbindingsslang en “boodschapper”) bedraagt, afhankelijk van het model/afmetingen en de gebruikte materialen, 400 – 1350 \$ (300 – 1000 euro) (Wildlife Supply Company, Dynamic Aqua Supply Ltd; februari 2012).

3.2 Evenwichtsamplers

3.2.1 Polyethylene diffusion bag sampler (PDB sampler)

13 Beschrijving en toepassing

Het principe van PDBs is gepatenteerd (U.S. patent number 5.804.743). Diffusiesamplers zijn zogenaamde evenwichtssamplers en bestaan uit een Low Density Polyethyleen (LDPE) membraan in de vorm van een tube van standaard 30 cm lang en 4,5 cm breed (Figuur 23). Het membraan is gevuld met gedemineraliseerd water ($V = 200\text{--}350\text{ mL}$). De PDB wordt in het verfilterde gedeelte van de peilbuis gehangen. De meeste (vluchtige) organische stoffen diffunderen doorheen het membraan. Na verloop van tijd ontstaat een dynamisch evenwicht tussen de concentratie aan stoffen binnen en buiten de diffusiesampler. Bijgevolg zullen wijzigingen in de concentraties aan polluenten in het grondwater zich weerspiegelen in veranderde concentraties aan polluenten in de PDB sampler. Zowel laboratorium als veldtesten hebben aangetoond dat de PDB geschikt is voor monitoring van de parameters weergegeven in Tabel 4. De toepassing van de PDB sampler is niet geschikt voor het monitoren van zware metalen, anorganische verbindingen en sommige organische stoffen. PDBs in combinatie met een beschermingshuls kunnen eveneens toegepast worden voor plaatsing in met water verzadigd sediment (Figuur 23d)

A)  1. PDB met nylon gaas 2. PDB zonder gaas 3. PDB voor plaatsing in peilbuis	B)  <i>Diffusion bag samplers en toebehoren (ITRC, 2006)</i>	C)  <i>In serie geplaatste PDBs (ITRC, 2006)</i>
D)  <i>PDB voor toepassing in sediment</i>	E)  <i>Substaalname (IMW, 2012)</i>	F)  <i>Ophalen PDB uit peilbuis</i>

Figuur 23: Overzicht staalname door middel van passieve diffusion bags

14 Voordelen

- geschikt voor staalname van de meeste VOCs ;
- goedkoop;
- partikels > 10 Å geweerd uit sampler waardoor verstoringen van het analyseresultaat door troebelheid van het grondwater tot een minimum herleid wordt;
- éénvoudig zelf te maken;

Benzene	1,2-Dichlorobenzene	1,1,2,2-Tetrachloroethane*
Bromobenzene*	1,3-Dichlorobenzene	Tetrachloroethene
Bromochloromethane*	1,4-Dichlorobenzene	Toluene
n-Butylbenzene	Dichlorodifluoromethane	1,2,3-Trichlorobenzene*
sec-Butylbenzene	1,1-Dichloroethane	1,2,4-Trichlorobenzene*
tert-Butylbenzene	1,2-Dichloroethane	1,1,1-Trichloroethane
Carbon disulfide	1,1-Dichloroethene	1,1,2-Trichloroethane
Carbon tetrachloride	cis-1,2-Dichloroethene	Trichloroethene
Chlorobenzene	trans-1,2-Dichloroethene	Trichlorofluoromethane
Chloroethane	1,2-Dichloropropane	1,1,2-Trichloro-1,2,2-trifluoroethane
Chloromethane	Ethylbenzene	Vinyl chloride
Dibromochloromethane	Hexachlorobutadiene*	m,p-Xylene
1,2-Dibromoethane*	p-Isopropyltoluene	o-Xylene
Dibromomethane*	1-Methylethylbenzene	Xylenes, total

Table 4: PDB sampler, target parameters (ITRC, 2006)

* beperkte dataset: het aantal veld- en laboratoriumtesten waarbij analyse naar deze parameter werd uitgevoerd is kleiner dan 5

15 Nadelen

- beperkt staalnamevolume;
- enkel evenwichtsconcentratiemetingen, waarbij de waargenomen concentratie representatief is voor de samenstelling van het grondwater enkele dagen voor het ophalen van de sampler;
- niet geschikt voor metalen en anorganische componenten;
- bijkomende handeling op het terrein met betrekking tot substaalname analyse. Voor staalname van vluchtige componenten is er bijgevolg risico op vervluchtiging (Figuur 23e)

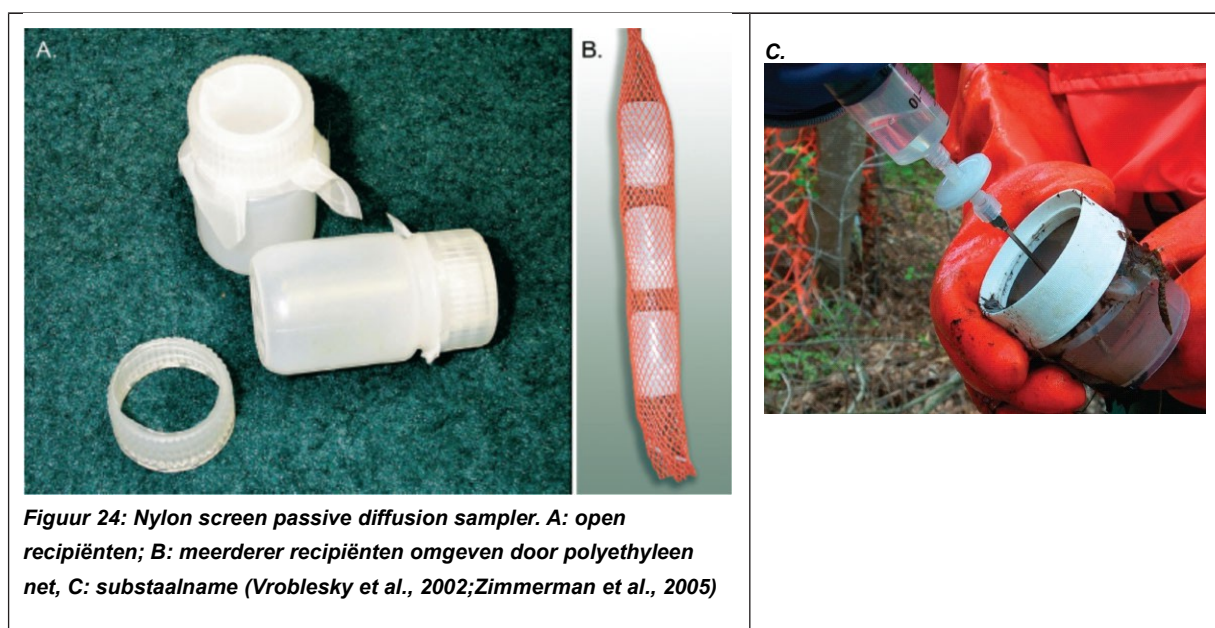
16 Prijs

Innovative Messtechnik Dr. Weiss (<http://www.im-weiss.de>; Tübingen, Duitsland) is een leverancier met een licentie in Europa. Daarnaast kunnen de PDB samplers eveneens aangekocht worden bij Eon products(<http://www.eonpro.com>; Snelville GA, VS) en Columbia Analytical Services (<http://www.caslab.com/Passive-Diffusion-Sampling/>; VS). De basis prijs van de PDB sampler, gevuld met gedemineraliseerd water en zonder toebehoren voor plaatsing in een peilbuis, bedraagt per stuk 22 – 26 euro (april 2012).

17 Beschrijving en toepassing

3.2.2 Nylon-Screen Passive Diffusion Samplers (NSPD sampler)

Nylon screen passive diffusion samplers bestaan uit polypropyleen recipiënten ($V = 175 \text{ ml}$) met brede opening omgeven door een nylon gaas. De afmetingen van het recipiënt zijn: 62 mm (diameter top) x 58 mm (diameter basis) x 58 mm (hoogte). De recipiënten, gevuld met gedeïoniseerd analytvrij water, zijn afgesloten door middel van een nylon filter van 125 micron, waarover een dop wordt vastgeschroefd. NSPD samplers kunnen afzonderlijk worden ingezet of boven elkaar gestapeld worden in een polyethyleen net (Figuur 24). Aanbevolen wordt om de samplers horizontaal in de peilbuis te plaatsen, met de opening van de recipiënten gericht naar de filter van de peilbuis. Voor peilbuizen gekenmerkt door diameters iets groter dan de diameter van de sampler, worden de recipiënten omgekeerd, met de opening naar beneden, in de peilbuis geplaatst (Vroblesky, 2002). Menging van grondwater met water aanwezig in de blinde buis van de peilbuis wordt hierdoor, bij ophalen van de sampler, vermeden.



18 Voordelen

- toepassing voor breed spectrum aan polluenten (meeste VOCs, meestemetalen, meeste anionen);
- éénvoudig zelf te maken;
- beperkt staalnamevolume.

19 Nadelen

- beperkte staalnamevolume;
- peilbuisdiameter $\geq 10 \text{ cm}$;
- niet geschikt voor staalname m.b.t. oxidatie-reductie gevoelige metalen;
- enkel evenwichtsconcentratie metingen;
- bijkomende handeling substaalname analyse (Figuur 24 C).

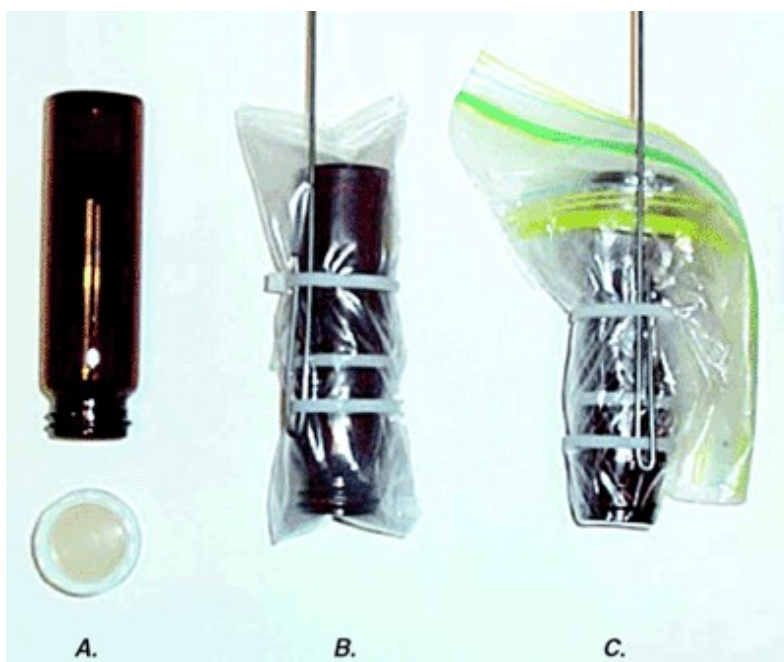
20 Prijs

De NSPD is niet commercieel beschikbaar. Deze sampler kan wel eenvoudig zelf geconstrueerd worden. De door ITRC (2006) geschatte prijs bedroeg 30-40 euro per sampler

3.2.3 Passive vapor diffusion sampler (PVD sampler)

21 Beschrijving en toepassing

De Passif Vapor Diffusion Sampler (PVDS) bestaat uit een glazen vial van 20 of 40 mL (Figuur 25a), dat in een LDPE zakje (zip-sluiting) wordt geplaatst (Figuur 25b), waarrond een 2e zakje met zip-sluiting wordt aangebracht. Diffusie gebeurt via de gasfase naar de lucht in de glazen vial. Bij de toepassing van de PVD sampler dient rekening te worden gehouden met een equilibratietijd van 1-3 weken (Vroblesky, 2002). PVDS worden voornamelijk gebruikt als een verkennend hulpmiddel voor het opsporen van VOCs in de overgangszone tussen grondwater en oppervlakte water. In dit geval is het niet noodzakelijk te wachten tot evenwicht bereikt wordt. De bekomen meetwaarden zijn dan wel enkel indicatief. In ondiep water worden ze meestal geplaatst op 0,5 tot 1,5 meter onder het bodemsediment van het oppervlaktewater (Church et al., 2002). De sampler kan worden aangewend voor de meeste VOCs. Tabel 5 geeft een overzicht van minimale concentraties gemeten op het terrein.



Figuur 25: Overzicht passieve vapor diffusion sampler. A: recipiënt; B: recipiënt + 1 LDPE zakje; C-D: recipiënt + 2 LDPE zakjes

22 Voordelen

- de samplers zijn goedkoop en éénvoudig zelf te construeren;
- analyses kunnen op het terrein worden uitgevoerd daar de vials rechtstreeks in een (draagbare) GC kunnen worden geplaatst. Bijgevolg is de sampler toepasbaar voor snelle screening (semi-kwantitatieve data) van VOCs (Tabel 5) in het kader van bijvoorbeeld localisatie van de verontreinigingspluim;
- eveneens toepasbaar in sedimenten en voor bodemluchtmetingen.

VOC	minimum concentratie	aantal onderzochte sites die gedetecteerd werd
	ppb	
Benzene	jun/25	9
Ethylbenzene	40 - 90	9
Meta/para Xylene	40 - 90	9
Ortho-Xylene	60 - 100	9
Toluene	20 - 40	9
Tetrachloroethene	5 - 25	9
Trichloroethene	5 - 25	9
Chlorobenzene	40 - 70	9
Cis-Dichloroethene	25	1
1,1,1-Trichloroethane	8	1

Tabel 5: Passive Vapor Diffusion Sampler, target parameters (Church et al., 2002)

23 Nadelen

- niet echt toepasbaar in de verzadigde zone (vnl. overgangszone grondwater / oppervlakte water);
- beperkt diepte bereik (< 1,5 onder de bedding van een oppervlakte water);
- analyse dient binnen de 5 dagen te worden uitgevoerd;
- enkel evenwichtsconcentratie metingen.

24 prijs

Deze sampler, die niet gepatenteerd is en zelf éénvoudig te construeren is, is commercieel beschikbaar bij Eon Products Inc (www.eonpro.com). Prijzen worden niet op de website vermeld.

3.2.4 Peeper - Polysulfone membraan samplers (PSM sampler)

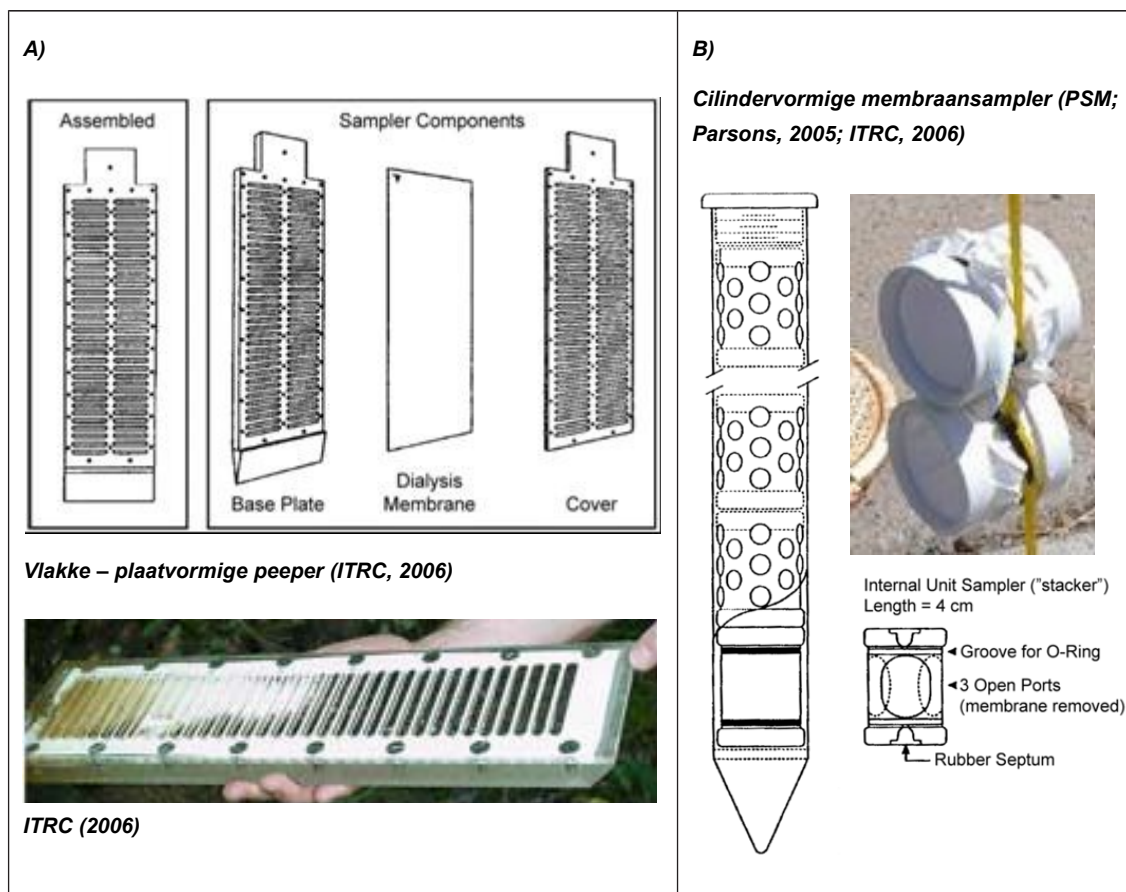
25 Beschrijving en toepassing

De Hesslein In-Situ Pore Water Sampler, ook wel peeper genoemd, en polysulfone membraan samplers (PSM samplers) bestaan uit een vast lichaam met één of meerdere openingen, dat door het polysulfon membraan met een poriëgrootte van 2 µm wordt afgedekt. Afhankelijk van de vorm spreekt men over peepers (vlakke membraan samplers; Figuur 26A) en PSM sampler (cilindervormige membraansampler; Figuur 26

B). Het materiaal waaruit deze samplers worden vervaardigd (o.a lexan, acryl, teflon en roestvrij staal) is functie van de vereiste staalnamediepte en van het type te analyseren parameters.

De afmeting van de vlakke peepers varieert van 5 tot 100 cm lang. De dikte bedraagt doorgaans 1 tot 3 cm. Het staalnamevolume is afhankelijk van de afmetingen van de peeper. Doorgaans wordt een peeper echter aangewend voor staalname van kleine volumes (1-20 mL). De cilindervormige peeper worden gekenmerkt door een buitendiameter van 1-7 cm. Het volume van elk van de individuele cilindervormige samplers bedraagt ongeveer 108 ml.

Minimaal 2 individuele samplers dienen te worden voorzien voor staalname van grondwater. Samplers tot 4 m lengte werden gerapporteerd (ITRC, 2006). De sampler kan worden toegepast voor staalname van verschillende parameters zoals VOCs, organische zuren, gassen en perchloraat (Tabel 6). De equilibratietijd varieert van enkele uren tot een maand afhankelijk van de te analyseren parameters, de locale lithologie, het beschikbare staalnamevolume en de poriëngrootte van het toegepaste membraan.



Figuur 26: Overzicht van een vlakke – plaatvormige peeper en een cilindervormige peeper

VOCs	andere	gassen
1,1,1,2-tetrachloorethaan	organische zuren	methaan
1,1,2,2-tetrachloorethaan	Fe ²⁺	ethaan
1,1,2-trichloorethaan	Mn ²⁺	etheen
1,1-dichloorethaan	SO ₄ ²⁻	CO ₂
chloorethaan	pH	
tetrachlooretheen	NO ₃ ⁻	
trichlooretheen	NO ₂ ⁻	
cis-1,2-dichlooretheen	pH	
trans-1,2-dichlooretheen		
<u>vinylchloride</u>		

Tabel 6: Peeper: doelpolluenten (ITRC, 2006)

26 Voordelen

- selectie van het type polysulfonmembraan maakt keuze voor bepaalde pollutent mogelijk;
- geen limiet naar diepte van plaatsing.

27 Nadelen

- enkel semi-kwantitatieve evenwichtsconcentratie metingen mogelijk;
- PSM sampler: minimum peilbuisdiameter = 10 cm
- De PSM sampler is niet commercieel beschikbaar
- peeper: beperkt staalnamevolume (1-20 mL)
- vaak lange tijd nodig voor evenwichtstelling.

28 Prijs

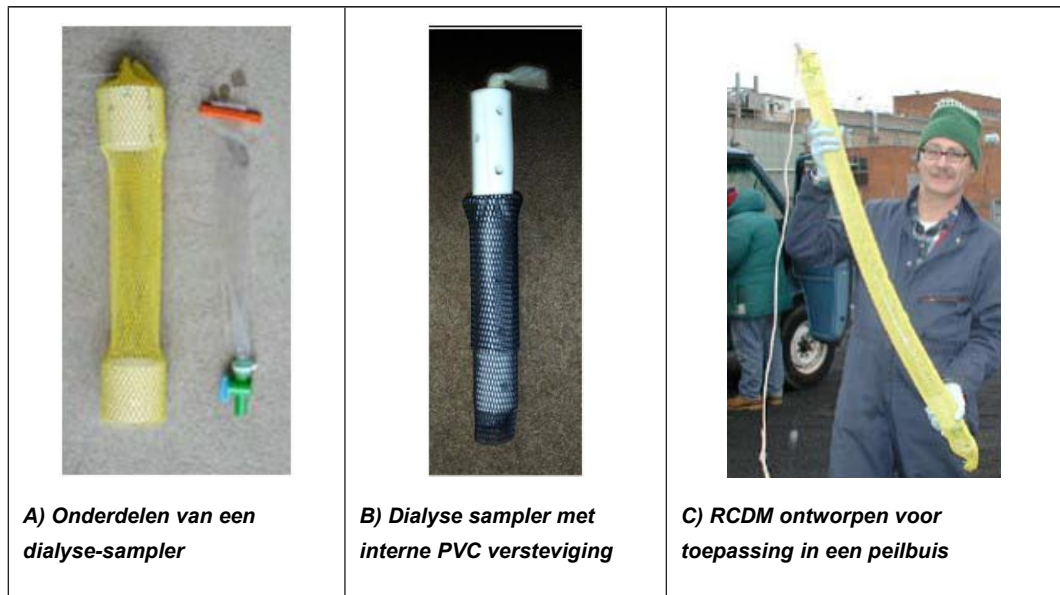
De Peeper kan worden aangekocht bij www.rickly.com. Prijzen worden op de website niet vermeld. In het ITRC rapport (2006) wordt een aankoop prijs van 250 euro aangegeven. De PSM samplers zijn niet op de markt beschikbaar maar kunnen door gespecialiseerde labo's worden aangemaakt. Polysulfon membraan kan onder andere aangekocht worden bij VWR International bvba (Haasrode). De door ITRC (2006) geschatte prijs bedroeg 70 euro.

3.2.5 Regenerated-cellulose dialyse membraan sampler (RCDM sampler)

29 Beschrijving en toepassing

De RCDM sampler bestaat uit een tube van hoogwaardig RCD membraan, langs buiten beschermd met een LDPE-gaas, gevuld met een solvent (hexaan) of demi-water (Figuur 27). Het RCD membraan wordt gekenmerkt door een poriëngrootte van 18 Ångstrom, een molecuulgewicht (MWCO) van 8000 Dalton en een diameter van 31,8 mm of 63,7 mm. Het staalname volume wordt bepaald door de diameter en de lengte van de dialysezak. Een RCDM met een diameter van 31,8 mm, respectievelijk 63,7 mm en een lengte van 30 cm bevat een staalname volume van 155 ml, respectievelijk 696 ml. Grotere staalnamevolumes kunnen bekomen worden door verschillende RCDM samplers te koppelen.

Dialysemembraansamplers werden met succes in het laboratorium (Ehlke et al., 2004; Leblanc, 2003; Harter en Talozzi, 2004) en in het veld (Vroblesky et al., 2002; Vroblesky en Pravecek, 2002; Vroblesky et al., 2003; Harter en Talozzi, 2004) getest voor een verscheidenheid aan parameters (e.g. VOC, de belangrijkste kationen en anionen, nutriënten, zware metalen, specifieke geleidbaarheid, opgeloste organische koolstof, opgeloste gassen, sulfide en explosieve stoffen).



Figuur 27: Overzicht van de Regenerated-Cellulose Dialyse Membraan sampler

30 Voordelen

- de RCDM sampler kan toegepast worden voor zowel anorganische als organische parameters (Tabel 7);
- korte equilibratietijd: 1-7 dagen.

31 Nadelen

- niet commercieel beschikbaar;
- beperkte levensduur (4 – 6 weken afhankelijk van locatiespecifieke omstandigheden waaronder temperatuur en bacteriële populatie);
- de sampler moet tijdens transport en bewaring vochtig blijven;
- enkel evenwichtsconcentratie metingen representatief voor grondwatersamenstelling tot 3 dagen voor ophalen van de sampler.

32 Prijs

RCDM samplers als dusdanig zijn momenteel niet commercieel beschikbaar.

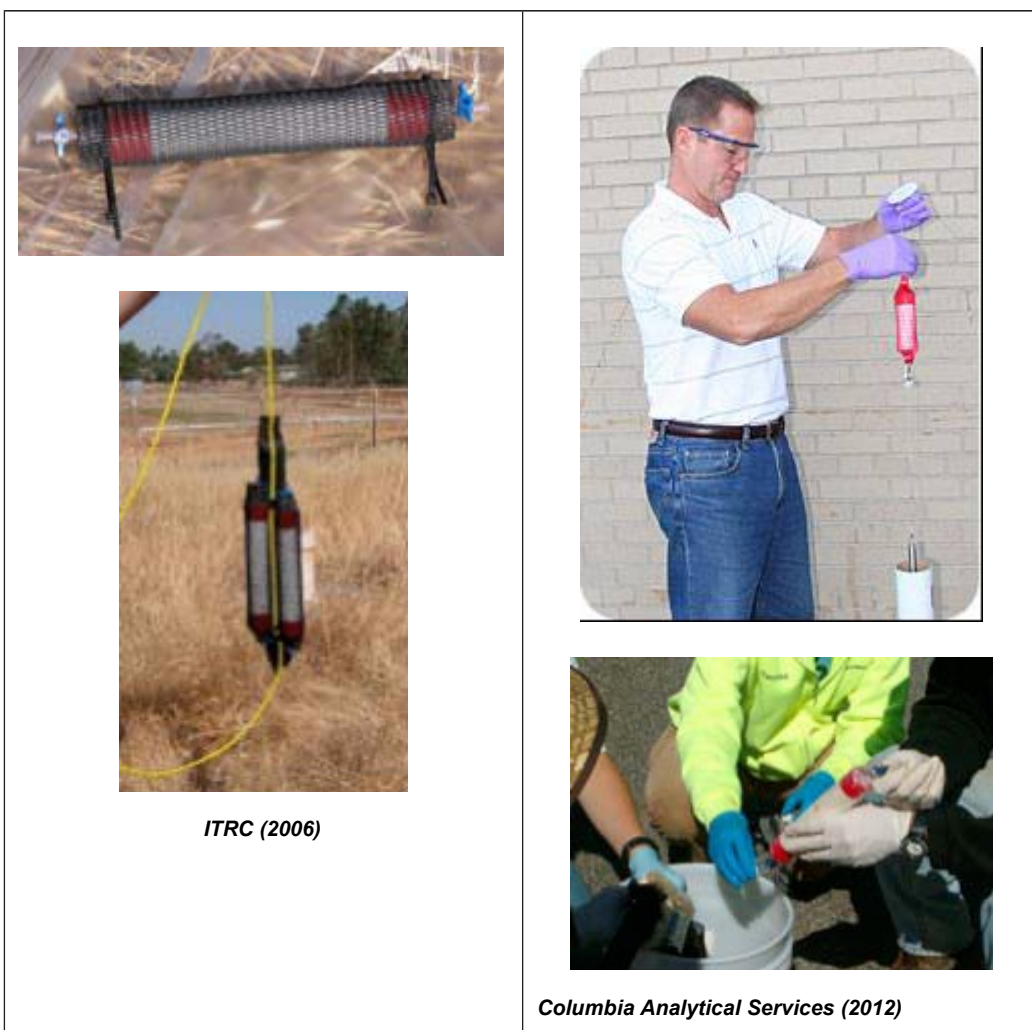
<i>VOCs</i>		
1,1,1-Trichloroethane	Dichlorodifluoromethane	p-Isopropyltoluene
1,1-Dichloroethane	Ethylbenzene	p-Xylene
1,1-Dichloroethene	Isopropylbenzene	sec-Butylbenzene
1,2,4-Trimethylbenzene	m-Xylene	Styrene
1,2-Dibromoethane	Methyl tert-butyl ether	tert-Butylbenzene
1,3,5-Trimethylbenzene	Methylene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

Tabel 7: Overzicht van parameters die door middel van de RCDM sampler kunnen worden bemonsterd (ITRC, 2006)

3.2.6 Rigid Porous Polyethylene sampler (RPP sampler)

33 Beschrijving en toepassing

De RPP sampler is opgebouwd uit een vaste zes tot zeven centimeter lange polyethyleenbuis (buiten diameter: 1,5 inch (38,1 mm)) met doppen aan beide uiteinden. Rond deze buis wordt vervolgens een gaas aangebracht dat bestaat uit een schuimachtige poreuze PE met poriegrootte 6-15 micron, binnenin gevuld met gedemineraliseerd water (volume: 100 - 175 mL). Theoretisch zouden deze samplers in staat zijn om de meeste verbindingen (anorganische en organische; vluchtige en semivluchtige) opgelost in het grondwater te bemonsteren. Veldtoepassingen (Parsons, 2005) geven echter geen goede resultaten met betrekking tot de VOCs.



Figuur 28: A: Deployment; B: RPP sampler; C: substaalname

34 Voordelen

- organische én anorganische analyten.

35 Nadelen

- enkel evenwichtsconcentratie metingen;
- bijkomende handeling op het terrein met betrekking tot substaalname analyse (risico op vervluchtiging VOCs) (Figuur 22C);
- de toepasbaarheid van deze staalname techniek voor analyse van semi vluchtige verbindingen waaronder PAK werden nog onvoldoende uitgetest
- RPP sampler is zeer geschikt voor anionen, metalen en Chroom VI, minder voor VOC's;
- de lucht in het poreus materiaal kan problemen geven met oxidatie-reductie gevoelige metalen.

36 Prijs

Deze sampler is verkrijgbaar bij Columbia Analytical Services (<http://www.caslab.com>). De prijs bedraagt 50 euro (65 \$) (april 2012) voor een sampler met volgende kenmerken: lengte: L = 15,24 cm (6 inch), diameter = 3,81 cm (1,5 inch), V = 100 mL.

3.2.7 Ecoscope

37 Beschrijving en toepassing

Ecoscope is een eenvoudige sampler die bestaat uit 2 onafhankelijke eenheden nl, een plastieken behuizing (polystyreen) met daarin een dialyse membraan (cellulose), gevuld met solvent (n-hexaan). Deze sampler, ontwikkeld door KM LAB AB Zweden, is geschikt voor staalname van hydrofobe organische parameters, maar minder geschikt voor staalname van zware metalen met uitzondering van zink en kwik (Arctander et al., 2002)



*Figuur 29: Overzicht Ecoscope
(El-Shenawy et al., 2010)*

38 Voordelen

- eenvoudig te hanteren.

39 Nadelen

- enkel evenwichtsconcentratie metingen;
- grote equilibratietijd omwille van (te) kleine poriën in het membraan (El-Shenawy et al., 2010);
- beperkte applicatieduur (1 maand) omwille van biofouling.

40 Prijs

Het is niet duidelijk in hoeverre deze sampler commercieel beschikbaar is.

3.3 Kinetische samplers

3.3.1 Gore® module

1 Beschrijving en toepassing

De gepatenteerde Gore® module is een diffusie gebaseerde kinetische sampler. Deze sampler bestaat uit een tube van een GORE-TEX membraan dat verscheidene (vier of meer) sorberpakketten in serie bevat. Het GORE-TEX® membraan bestaat uit microporeus, chemisch inert polytetrafluorethyleen (ePTFE). Figuur 33 geeft een schematisch overzicht van de Gore module en illustreert de plaatsing in een peilbuis. Doorgaans wordt actieve kool of een polymeerhars als adsorbens aangewend. Organische stoffen opgelost in water verdelen zich over de water en de gasfase en diffunderen doorheen het hydrofobe membraan naar het sorbens aanwezig in het centrum van de module. Diffusie gebeurt op basis van de Henry-coëfficiënt. De ontvangende fase is water/solvent vrij. De Gore® modules hebben een diameter van 0,64 cm. De lengte bedraagt 13 cm. Voor en na plaatsing dient de grondwaterstand, de diepte van plaatsing en de temperatuur van het grondwater te worden opgemeten. Deze parameters zijn noodzakelijk met betrekking tot de berekeningen die dienen te worden uitgevoerd voor omzetting van de massa pollutant naar tijdsgeïntegreerde grondwaterconcentraties.

De hoeveelheid aan geadsorbeerde componenten wordt door middel van chemische analyses gekwantificeerd en gerapporteerd in massa-eenheden (µg). Vervolgens wordt hieruit de concentratie van de pollutant in het grondwater berekend. Voor deze berekening dienen de meetresultaten te worden gecalibreerd rekening houdend met de adsorptiesnelheid van de componenten, de temperatuur en de waterdruk ter hoogte van de sampler (HSE, 1995; ASTM, 2002; 2003).

De referentie-opname snelheid van de sampler (OS_{ref}), wordt experimenteel bepaald onder gecontroleerde omstandigheden. Vervolgens wordt de opnamesnelheid per peilbuis berekend met onderstaande formule (vgl. 5):

$$OS_{pb} = OS_{ref} \times Z_p \times Z_T \text{ (vgl. 5)}$$

met: OS_{pb}: de opnamesnelheid van de sampler in de desbetreffend peilbuis;
OS_{ref}: de opnamesnelheid van hetzelfde type sampler onder gecontroleerde omstandigheden
Z_p: de waterdruk ter hoogte van Gore® module;
Z_T: de temperatuur van het grondwater tijdens blootstelling van de sampler.

De concentratie wordt vervolgens berekend met vergelijking vgl. 6

$$C_{gw} = m_{polluent} / tijd / OS_{pb} \text{ (vgl. 6)}$$

met: C_{gw}: de berekende concentratie (µg/L)
m_{polluent}: hoeveelheid geadsorbeerde pollutant (µg)
tijd: blootstelduur van de sampler
OS_{pb}: de opnamesnelheid van de sampler in de desbetreffend peilbuis.

2 Voordelen

- toepasbaar voor VOCs, semi VOCs en wateroplosbare verbindingen (alifatische en aromatische koolwaterstoffen, ethers, alcoholen, ketonen, PAK's, nitro explosieven, pesticiden, herbiciden en polychloorbifenylen (PCB's);

- toepasbaar in peilbuizen met smalle diameters (vanaf peilbuisdiameter 1,3 mm);
- vereist geen koeling voor transport en verzending van staalname elementen;
- toepasbaar bij lage concentraties. De blootstellingsduur dient hiervoor te worden verhoogd
- tijdsgeïntegreerde concentratie.

3 Nadelen

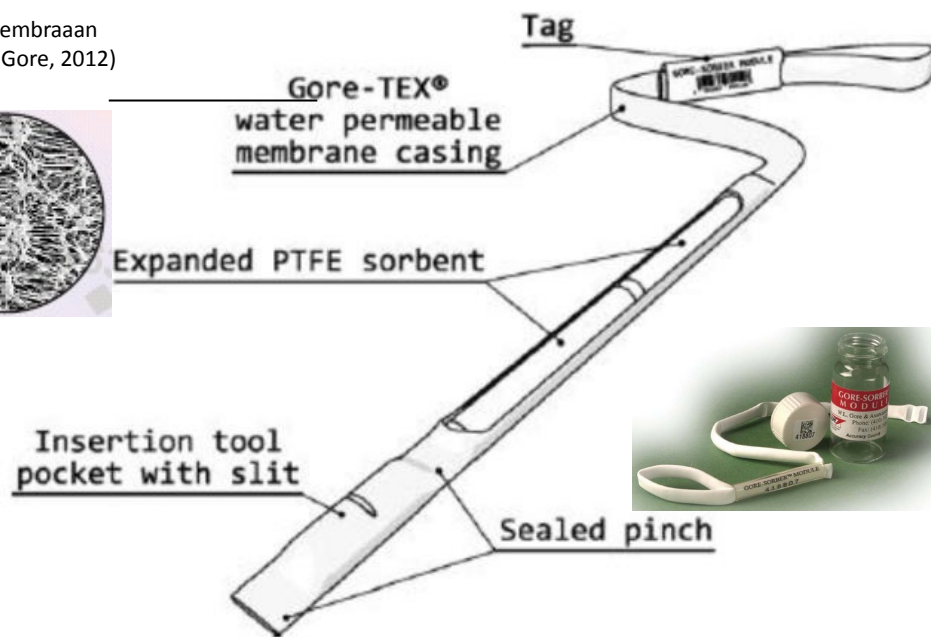
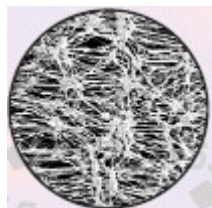
- zeer korte equilibratietijd (15 min – tot 4u);
- analyse is gekoppeld aan de verkoop van de sampler;
- dampdruk is een limiterende factor voor de detectie van parameters;
- berekening noodzakelijk voor de omzetting van gemeten massa's naar concentraties
- kan niet worden toegepast bij de aanwezigheid van puur product.

4 Prijs

De Gore® module kan enkel aangekocht worden bij W.L. Gore & Associates (www.gore.com/survey) en is inclusief analyse. De aankoopprijs omvat transport, bevestigingsmateriaal, transport blanco, bijhorende analyse en rapportage. Afhankelijk van het analysepakket varieert de aankoopprijs tussen 185 – 285 \$ (140 – 220 Euro) (prijslijst 2011).

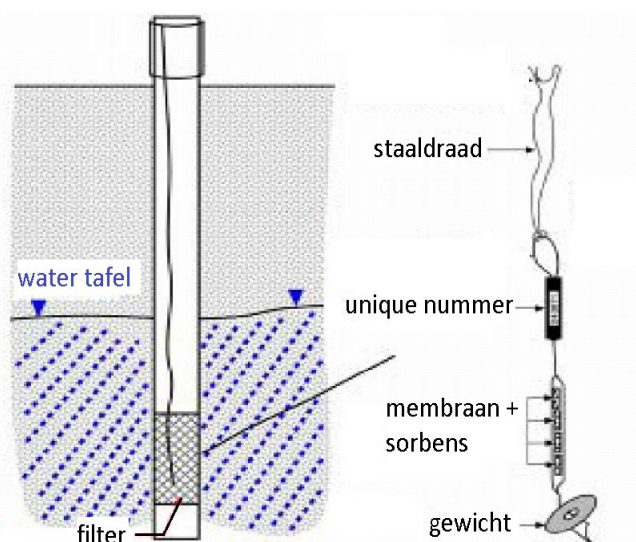
A)

ePTFE membraan
(x 50000) (Gore, 2012)



Schematisch overzicht Gore® module (ITRC, 2006; Ineris, 20114a)

B)



Toepassing in peilbuis (ITRC, 2006)

Figuur 30: Gore module; Schematisch overzicht (A) – Plaatsing in een peilbuis (B)

3.3.2 Ceramic dosimeter

5 Beschrijving en toepassing

De Ceramic dosimeter is een gepatenteerde (DE 198.30.413.A1) kinetische diffusie-gebaseerde passieve sampler (Martin et al., 2001; Bopp et al., 2005; Weiß et al, 2007) die toelaat tijdsgeïntegreerde of tijdsgemiddelde concentraties te bepalen. Deze sampler bestaat uit een keramische buis, gevuld met een vast sorbens, afgesloten met polytetrafluorethyleen (PTFE) deksels (Figuur 31). Het adsorbens is functie van de te analyseren parameter. De keramische sampler kan gemakkelijk worden verzadigd met water en is minder gevoelig voor adsorptie van organische stoffen, degradatie en biofouling. De dikte van de keramische wand vermindert de invloed van de dikte van de waterige grenslaag en derhalve de stroom en turbulentie van de bijbehorende grondwater. Een nadeel van de dikkere behuizing is de lagere diffusiesnelheid, waarbij snelle passages van verontreinigingspieken kunnen worden gemist. Dit is vooral een probleem in het oppervlaktewater waar de debieten hoger zijn dan bij grondwater.

De blootstellingstijd van de Ceramic Dosimeter varieert van enkele maanden tot 1 jaar (Bopp et al., 2005). Analyse van de keramische dosimeter omvat extractie van het adsorbens, gevolgd door analyse van het extract. Concentraties worden vervolgens berekend op basis van de hoeveelheid geadsorbeerde pollutant massa, volgens onderstaande vergelijkingen (Weiß et al., 2007):

$$C_w = \frac{M}{D_e \cdot A \cdot t} \cdot \Delta x \quad \text{vgl. 7}$$

met: C_w = concentratie pollutant in het grondwater
 M = geaccumuleerde pollutant mass
 D_e = effectieve diffusie coefficient pollutant
 A = oppervlakte van de keramische tube
 t = staalnametijd (blootstellingstijd)
 Δx = dikte keramische tube

De effectieve diffusie coefficient wordt berekend d.m.v. de wet van Archie (vgl. 8)

$$D_e = D_w \cdot \varepsilon^m \quad \text{vgl. 8}$$

met: D_e = effective diffusion coefficient pollutant
 D_w = diffusie coefficient pollutant in water
 ε = porositeit keramische tube
 m = exponent wet van Archie.

Directe bepaling van een massa-flux is niet mogelijk. Pollutantfluxen over langere tijdsperioden kunnen alleen in combinatie met afzonderlijke metingen van de cumulatieve grondwater flux worden bepaald.

6 Voordelen

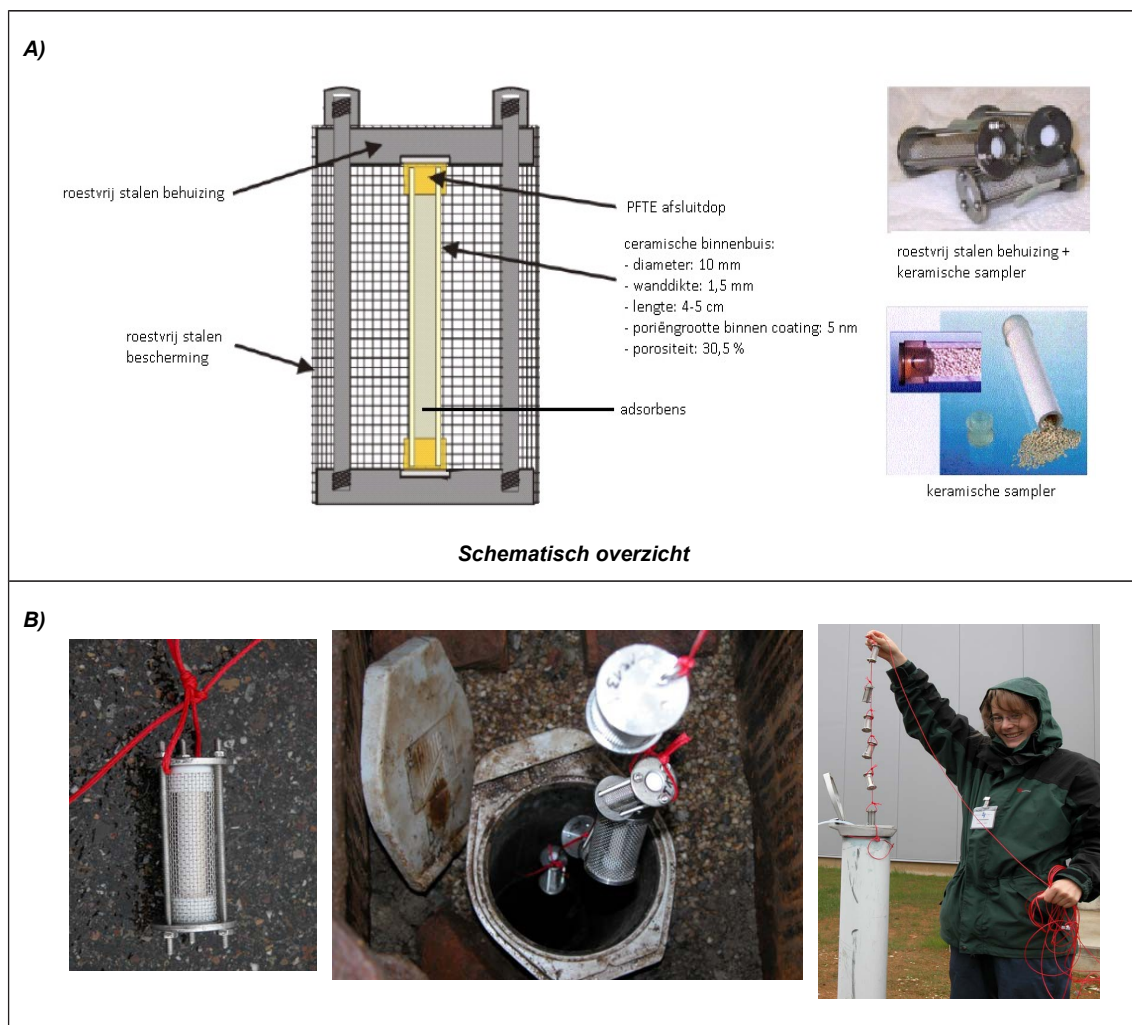
- lange monitoring mogelijk (tot 1 jaar);
- tijdsgeïntegreerde concentraties;
- geen laboratorium-kalibraties nodig wegens het relatief dikke diffusie-membraan (de aquatische grenslagen beïnvloeden het opnamegedrag niet);
- toepasbaar voor de bepaling van BTEX, VOCs en PAKs.

7 Nadelen

- voor bepaling van pollutentfluxen is een bijkomende bepaling van de grondwaterflux noodzakelijk;
- berekening noodzakelijk voor de omzetting van gemeten massa's naar concentraties;
- geringe diffusiesnelheid doorheen het membraan. Dit heeft tot gevolg dat in geval van lage concentraties de blootstellingstijd verhoogd moet worden om een voldoende hoeveelheid pollutent te capteren (i.e. > analytische Tabel 8 geeft een overzicht van berekende blootstellingstijden voor PAK, BTEX en VOCs in functie van mogelijke concentraties in het grondwater.

8 Prijs

De Ceramic dosimeter is beschikbaar op de Europese markt en wordt verdeeld door Innovative Messtechnik (IMW) Dr Weiss (www.im-weiss.de). De aankoopprijs bedraagt 160 euro.



Figuur 31: Ceramic Dosimeter; A) Schematisch overzicht; B) plaatsing in peilbuis (Martin et al., 2001; Weijs et al., 2007)

parameter	minimale polluent	veronderstelde grondwater concentratie			
	massa µg	0,1 µg/l	1 µg/l	10 µg/l	100 µg/l
berekende minimale blootstellingsduur*					
PAK					
naftaleen	0,09	330 d	33 d	3 d	0,3 d
fenantreen	0,12	1,4 j	53 d	5 d	0,5 d
BTEX					
benzeen	1,2	9 j	341 d	34 d	3,4 d
tolueen	1,35	11 j	1,1 j	41 d	4,1 d
VOCI					
trichlooretheen	6	61 j	6,1 j	224 d	22,4 d
tetrachlooretheen	6,3	73 j	7,3 j	267 d	26,7 d
* d = dagen; j = jaar					
parameters berekeningen: T = 20°C; ε = 0,305; λ = 0,15 cm, A = 8,4 cm					

Tabel 8: Ceramic dosimeter, berekende blootstellingstijden i.f.v. verwachte grondwaterconcentraties (Ineris, 2011a)

3.3.3 Sorbisampler of SorbiCell

9 Beschrijving en toepassing

De SorbiCell is een kinetisch, permeatie gebaseerd staalnamepatroon dat op een grondwaterstaalnamesysteem gemonteerd wordt (Figuur 32), zodat een stabiele doorstroming met grondwater doorheen de SorbiCell wordt gecreëerd (Figuur 33A) sampler (De Jonghe en Rothenberg, 2005; SKB 2005; 2006; Peekel et al, 2009). De patenten zijn in bezit van Sorbisense en omvatten volgende patentnummers:

- SorbiCell:
 - WO 2003098167 (de Jonge, H & Rothenberg, G. 2003)
 - US 7,325,443 (de Jonge, H & Rothenberg, G. 2008);
- staalnamesysteem: DK2005/000613 (de Jonge, 2005)

De drijvende kracht is een drukgradiënt die in de sampler gecreëerd wordt. De sampler bestaat uit staalnamepatronen, gevuld met een sorbens en een tracerzout, die via een capillair in verbinding staan met een holle buis (Figuur 33D). De holle buis is via een precisie-capillair in verbinding met de patronen, die worden geplaatst ter hoogte van de filter van de peilbuis. De holle buis is verder via een luchtslang in verbinding met de atmosfeer.

Door de holle buis onder het grondwaterniveau te brengen, wordt een drukgradiënt gecreëerd en stroomt er grondwater door het staalnamepatroon. De analyse van het staalnamepatroon levert geen evenwichtsconcentratie (zoals bij de PDB) of een momentconcentratie (zoals bij de Snap en HydraSleeve sampler), maar een tijdsgemiddelde of tijdsgeïntegreerde concentratie. De staalnameduur bedraagt enkele uren tot weken, afhankelijk van de diepte van de peilbuis en het type staalnamepatroon. De keuze van het staalnamepatroon en bijhorend adsorbens is functie van de te analyseren parameters (i.e. VOCs, nitraten,).

Het staalnamepatroon bevat (Figuur 33B):

- een doeltreffend adsorbens in functie van de te analyseren parameters;
- een tracerzout om de waterflux doorheen het patroon te controleren;
- een filter, geplaatst tussen het gedeelte van het patroon met enerzijds adsorbens en anderzijds het tracerzout

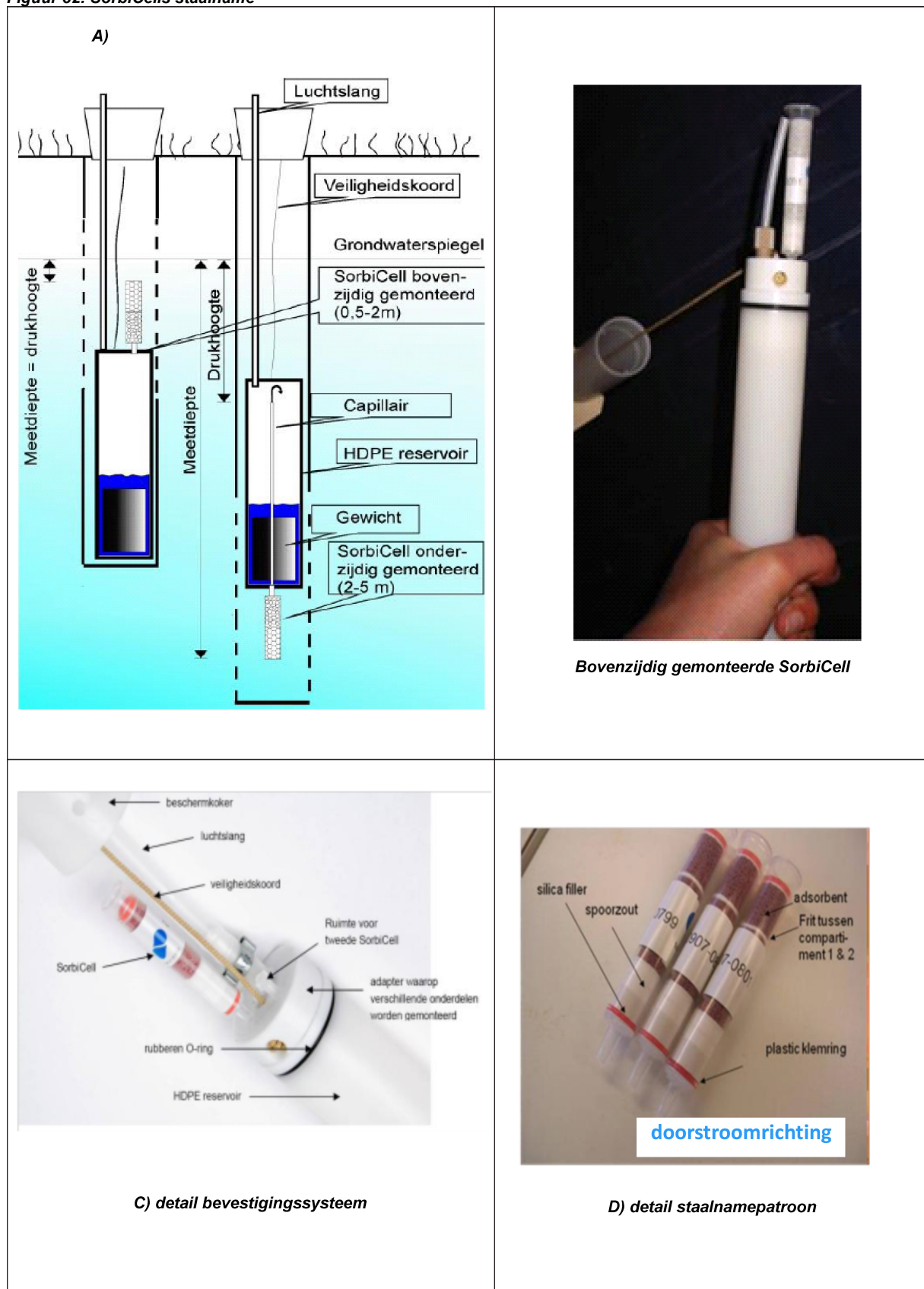
eventueel een hydraulische weerstand. Om de doorstromingsnelheid van het grondwater te regelen kunnen de SorbiCells worden voorzien met verschillende hydraulische weerstanden (i.e. laag, midden, hoog). De hydraulische weerstand bepaalt samen met de pompdiepte de meettijd. Voor pompdiepten > 20 m wordt gewerkt met capillairen i.p.v hydraulische weerstanden.

Technische kenmerken van het staalnamepatroon worden weergegeven in Tabel 9.

Met betrekking tot het grondwaterstaalnamesysteem worden verschillende systemen onderscheiden, namelijk het GWS-flex systeem, het GWS40/740 systeem en de multisampler (Eijkelkamp, 2013; Sorbisense, 2010, 2013):

- GWS-flex systeem (Figuur 32A): De FLEX houder bestaat uit de eigenlijke houder voor maximaal één SorbiCell en een ruime PE stijgslang van 19x22 mm. Onder in de stijgslang zit de SorbiCell houder. De stijgslang vangt het door de cel gestroomde water op en ontluicht tevens het reservoir aan het maaiveld, zodat zich geen druk opbouwt. De Sorbicell wordt ter hoogte van de peilbuisfilter geplaatst. De PE stijgslang loopt door tot net onder de afsluitdop van de peilbuis. Een drukkivelleerslangetje zorgt ervoor dat het drukverschil op dag 1 hetzelfde is als aan het einde van de meettijd. De GWS-FLEX is bedoeld voor peilbuizen vanaf 25 mm tot 50 mm.
- GWS40/740-systeem (Figuur 32B)
In dit grondwaterstaalnamesysteem kunnen bovenop maximaal twee SorbiCells worden geplaatst. Het GWS40/740 systeem bevat onderaan een gewicht en wordt aan een dunne PE ontluichtingsslang neergelaten in het filterdeel van een peilbuis met minimaal een interne diameter van 45mm. Deze ontluichtingsslang zorgt ervoor dat in het GWS reservoir een atmosferische druk aanwezig is. Het water dat door de gemonteerde SorbiCell stroomt druppelt in het GWS opvangreservoir dat een volume heeft van 0,4 liter. Dit staalnamesysteem wordt toegepast voor pompdieptes van 0,5 – 10 m.
- multisampler (Figuur 32C): Dit systeem kan 3 SorbiCells tegelijk bevatten en wordt gebruikt voor toepassing bij grotere pompdieptes (>10 m). De multilevel sampler bestaat uit een aantal flexibele units die vrij kunnen worden gecombineerd zodat het mogelijk is om op meerdere diepteniveaus grondwater te bemonsteren. Tussen de 3 afzonderlijke SorbiCells worden packers gemonteerd, om verticale stroming en menging van grondwater in de verschillende diepte-intervallen te voorkomen. Voor toepassing van de multisampler moet de peilbuis gekenmerkt worden door een interne diameter van minimaal 62cm en een filterlengte van 2 – 15 m.

Figuur 32: SorbiCells staalname



Figuur 33: Sorbi sampler. Principe – details (Peekel et al., 2009; Ineris, 2011a)

parameter	
- diameter	11 mm
- lengte	75 mm
- gewicht	~3 g
- volume	3 ml
- samenstelling	
. staalnamepatroon	polypropyleen
. adsorbent	polymeer (styreen)
. tracer	zout
. filter	polymeer - glas filters
- detectielimiet	0,3 µg (voor elke afzonderlijke parameter)
- volume grondwater doorstroming door patroon voor een betrouwbare meting	0,1-0,5 L

Tabel 9: SorbiCell, technische kenmerken staalnamepatroon (Ineris, 2011a)

10 Voordelen

- eenvoudig te hanteren;
- toepassing voor breed spectrum aan pollutanten (aromaten, gehalogeneerde verbindingen, minerale olie, PAKs, ketonen (MIBK: methylisobutylketon); MIBC: 4-methyl-2-pentanol; 2-propanol (isopropylalcohol); MBK: 2-hexanon; MEK: 2-butanon;
- robuust, lange blootstellingstijd mogelijk: 1 à 2 weken tot 6 maanden;
- tijdsgemiddelde concentraties;
- concentratie en omgevingsspecifieke factoren zoals temperatuur en stromingssnelheid hebben geen invloed op de staalname.

11 Nadelen

- voor bepaling van pollutantfluxen is een bijkomende bepaling van de grondwaterflux noodzakelijk;
- om de tijdsgemiddelde concentraties te bepalen is afzonderlijke analyse van zowel adsorbens als traceralcoholen noodzakelijk.
- fluctuaties in grondwaterstand beïnvloeden fluctuaties in flux doorheen staalnamepatroon.

12 Prijs

De Sorbisampler kan aangekocht worden bij Eijkelkamp (www.eijkelkamp.be). De analyse van de patronen gebeurt door Alcontrol. Richtprijzen zijn 50 euro voor de staalnamepatronen. De analyseprijs varieert in functie van het analysepakket (130-420 Euro). De installatiemodule voor de patronen kost ca. 200 euro, maar kan herbruikt worden voor latere metingen.A)

Schematische weergave principe SorbiCell

Links: principe GWS40/740 systeem

Rechts: gelijkaardig GWS_flex

3.3.4 Passive Flux Meter (PFM)

13 Beschrijving en toepassing

De Passieve Flux Meter is een gepatenteerde (U.S. patent no. 6.401.547) permeatie gebaseerde passieve sampler die wordt geïnstalleerd in een peilbuis of boorgat voor een welbepaalde tijd (Hatfield et al., 2004; Verreydt et al., 2010). De PFM bestaat uit een permeabele nylon kous, gevuld met een waterdoorlatend sorbens (Figuur 34a). Doordat het grondwater doorheen de PFM stroomt, zullen aanwezige pollutanten worden geadsorbeerd. Tracers zorgen ervoor dat naast de pollutantflux ook de waterflux kan bepaald worden. De tracers worden uitgeloozd uit de sorbensmatrix met een snelheid evenredig aan de waterflux die erdoor gaat. De typische blootstellingstijd voor PFMs in het grondwater varieert van enkele dagen tot een maand. Na het ophalen van de PFM uit het boorgat of de peilbuis, dienen substen van het sorbens te worden genomen (Figuur 34c) dat vervolgens wordt geëxtraheerd om de aanwezige hoeveelheid pollutanten en residuele tracers te bepalen. De gemeten hoeveelheden zijn een maat voor de water- en pollutantflux doorheen de PFM. Figuur 34b illustreert de installatie van een PFM in een peilbuis. De PFM wordt vanuit de transportbuis rechtstreeks in de peilbuis gebracht. Bij ophalen gebeurt precies het omgekeerde.

14 Voordelen

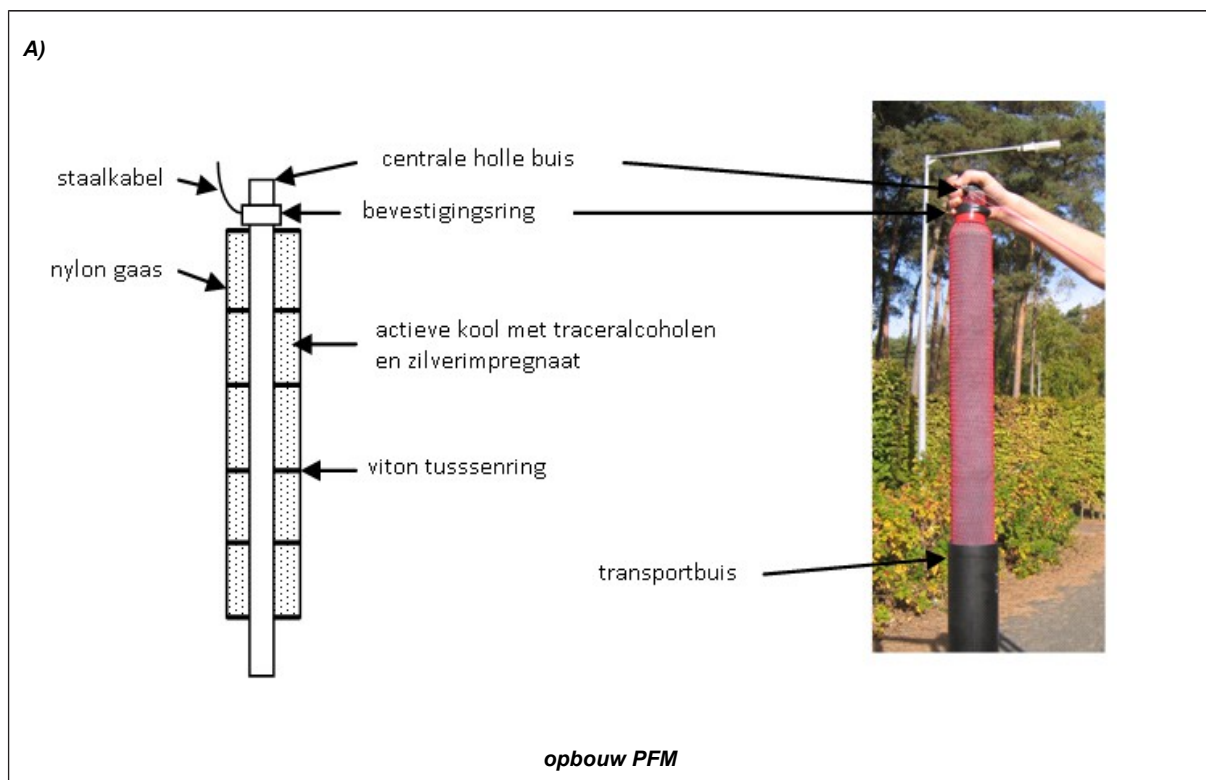
- eenvoudig te hanteren;
- toepasbaar voor verschillende parameters (VOCs, semi-VOCs, metalen, anionen) in functie van keuze van het adsorbens;
- staalnameduur: week - # maanden;
- opbouw laat verticale karakterisatie waterkolom toe;
- bepaling pollutantflux en vuilvracht voor de karakterisatie bron- en pluimzones.

15 Nadelen

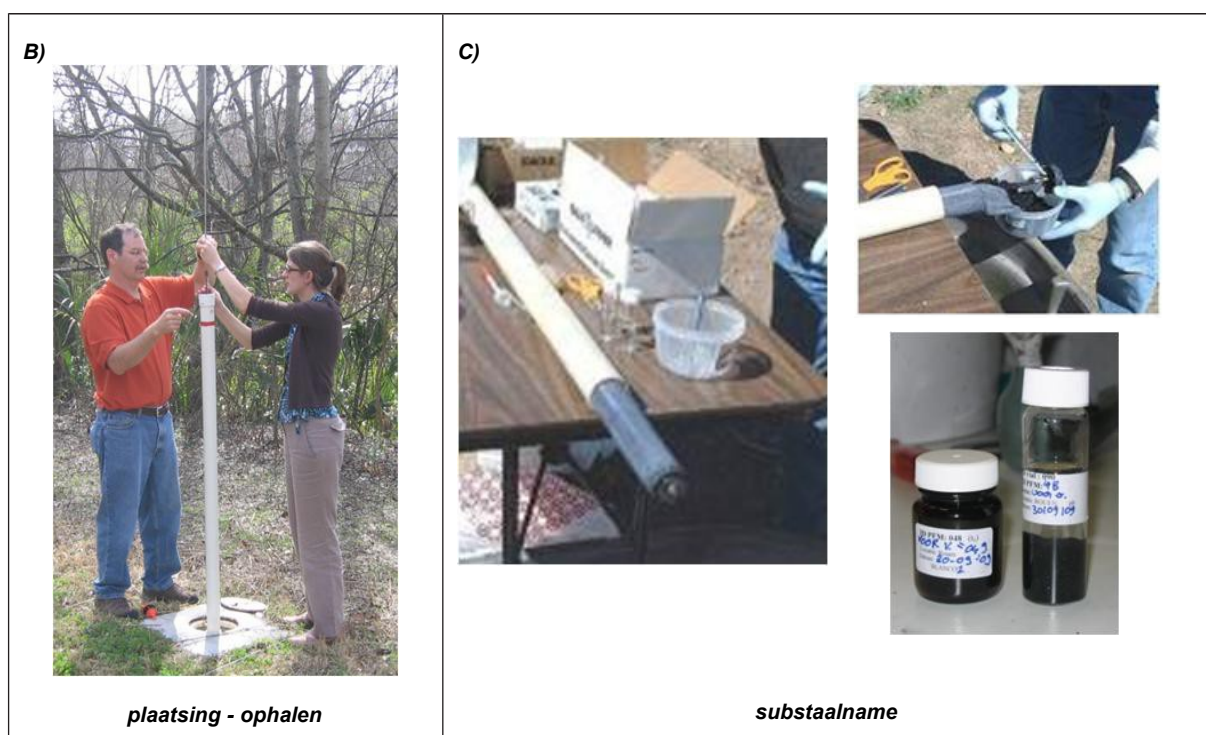
- niet toepasbaar in zeer smalle peilbuizen, de interne peilbuisdiameter moet minimaal 50 cm bedragen;
- substaalname noodzakelijk;
- afzonderlijke analyse van zowel adsorbens als traceralcoholen;
- sampler is site- en peilbuis specifiek;
- goede kennis peilbuisopbouw is noodzakelijk;
- aankoopprijs.

16 Prijs

De verdeler van de PFM is de firma Enviroflux (www.enviroflux.be). Richtprijs voor de aankoop en analyse van een PFM (inclusief rapportage) met volgende karakteristieken 1) lengte PFM: 1 m, aantal segmenten: 3, lengte segment: ca. 30 cm, diameter PFM: 41 mm (voor in pb van 50 mm), Sorbens: Si-Ac + traceralcoholen (methanol, ethanol, 2-propanol, tert. butanol en 2,4-dimethyl-3-pentanol) bedraagt 1813 \$ (1400 euro) per PFM.



PFM . A) Schematisch overzicht opbouw



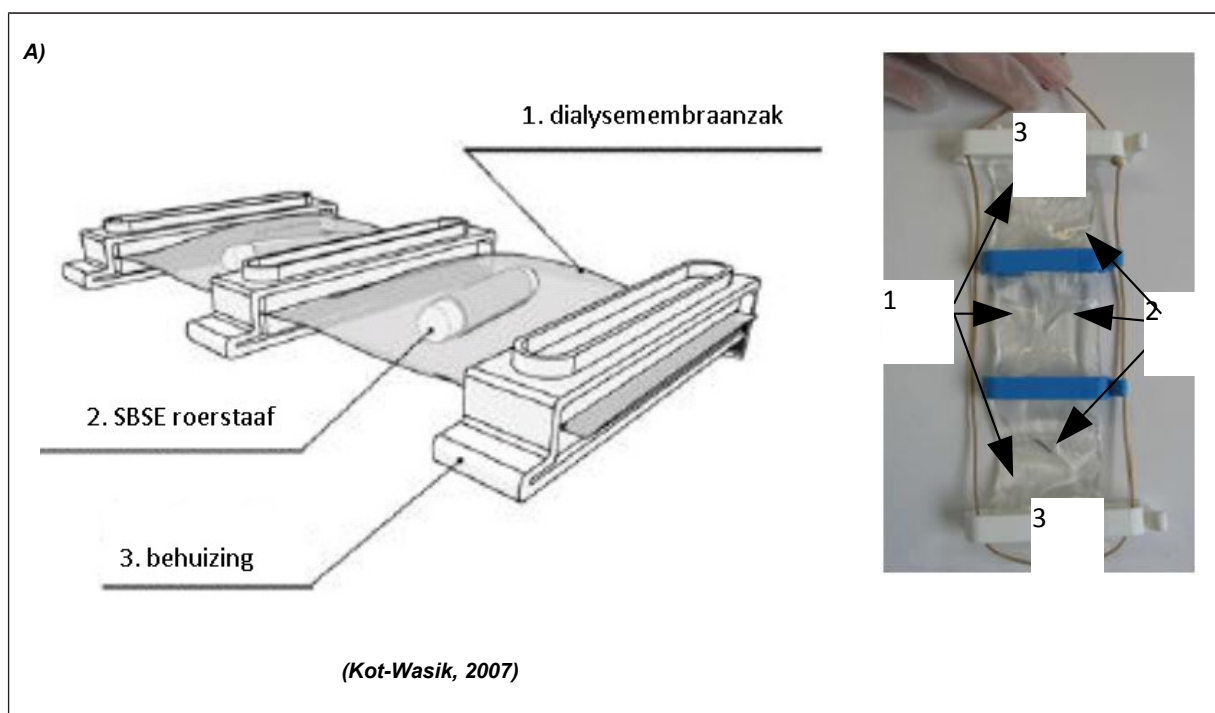
Figuur 34: B) PFM; plaatsing – ophalen; C) substaalname

3.3.5 Membrane Enclosed Sorptive Coating sampler (MESCO sampler)

17 Beschrijving en toepassing

De MESCO is een kinetische, diffusie gebaseerde sampler en is samengesteld uit een dialysemembraanzak (cellulose of LDPE), gevuld met bigedestilleerd water, met daarin ofwel een vaste staaf (Twister), gecoat met polydimethylsiloxaan (SBSE, Stir Bar Sorptive Extraction) ofwel stukjes van een volle siliconenstaaf (Vrana et al., 2001) (Figuur 35). De MESCO wordt toegepast voor de bepaling van persistente en hydrofobe verbindingen (Namiesnik, 2005). De MESCO sampler is minder volumineus dan de andere samplers en de vrijstelling van de polluenten kan eenvoudig en zonder tussenkomst van solventen gebeuren. Directe analyse van de verzamelde polluenten is mogelijk door thermische desorptie met rechtstreekse koppeling aan de GC. Hierdoor wordt een tijdsrovende extractie- en zuiveringsprocedure vermeden. Ondanks het kleine oppervlak en volume van de sampler heeft ze toch een gevoeligheid die analoog is aan deze van andere samplers omdat bij de thermische desorptie de polluenten kwantitatief worden overgebracht naar het meetinstrument. Met betrekking tot de dialysemembraanzak geniet LDPE de voorkeur daar dit materiaal beter bestand is tegen biodegradatie en solventen. Bovendien kan LDPE door "heatsealing" worden afgesloten (Paschke et al., 2004).

Kwantitatieve metingen zijn enkel mogelijk bij gebruik van "performance reference compounds". Het desorptiegedrag van deze componenten is vergelijkbaar met het adsorptiegedrag van de doelpolluenten in de ontvangende fase (Huckins et al., 2005; Vrana et al., 2006a; 2006b; Paschke et al., 2006).



Figuur 35: Mesco, schematisch overzicht

18 Voordelen

- zeer kleine sampler;
- eenvoudige sampler;
- voor zowel polaire als niet-polaire analyten;
- solventvrije desorptie van de polluenten;
- bepaling tijdsgeïntegreerde concentraties.

19 Nadelen

- minimale blootstelling van 1 à 2 weken vooraleer evenwicht bereikt wordt;
- beperkte blootstellingstijd: enkele uren – 1 week;
- cellulose-dialysemembraan: gevoelig voor biodegradatie en aantasting door solventen;
- eerder kwalitatieve metingen.

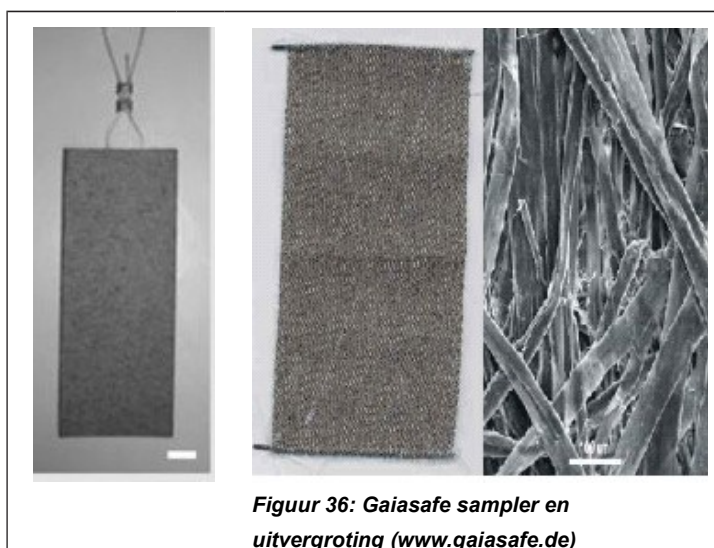
20 Prijs

De MESCO is niet gepatenteerd en is niet beschikbaar op de markt. Deze sampler kan omwille van de éénvoudige constructie zelf geproduceerd worden (Paschke, 2005).

3.3.6 Gaiasafe passieve sampler

21 Beschrijving en toepassing

De Gaiasafe passieve sampler is een kinetische, permeatie gebaseerde sampler die bestaat uit een papieren actieve vezel membraan (Figuur 36). Afhankelijk van het type actieve vezelmateriaal kan de Gaiasafe sampler worden aangewend voor staalname van metalen, metalloïden, anionen, en organische verbindingen (Haas & Oeste, 2001). Voor het capteren van vluchtige organische verbindingen worden cellulosevezels verkozen die met actieve kool en ijzer (III) oxide zijn gefixeerd. Het papier-gebaseerde actieve vezel membraan (7à8 cm x 19 cm) is een poreuze structuur waardoorheen advectief transport van grondwater plaatsgrijpt. De in water opgeloste polluenten worden geadsorbeerd tijdens blootstelling aan het actieve vezelmembraan. Na de voorziene blootstellingstijd wordt de geabsorbeerde verontreiniging massa op het Gaiasafe membraan gedesorbeerd en vervolgens geanalyseerd met standaard analytische methoden. De Gaiasafe passieve staalnametechniek kan zowel worden gebruikt voor oppervlaktewater als voor grondwater. Rekening houdende met de afmetingen van de sampler kan de Gaiasafe worden geplaatst in peilbuizen met een diameter > 5,1 cm. De sampler resulteert in een semi-kwantitatieve tijdsgeïntegreerde meting (Haas en Oeste, 2001) en kan mogelijk ook worden toegepast voor de bepaling van pollutentfluxen (Verreydt et al., 2010). De gemiddelde blootstellingstijd bedraagt ongeveer 4 weken.



22 Voordelen

- éénvoudige sampler;
- tijdsgeïntegreerde meting.

23 Nadelen

- invloed van milieu-specifieke factoren. Onder invloed van reducerende omstandigheden worden de cellulosevezels vernietigd door microbiële activiteit;
- daar de Gaiasafe sampler geen interne tracers of PRCs bevat om een correctie uit te voeren voor omgevingsinvloeden, zijn enkel kwalitatieve of semi-kwantitatieve metingen mogelijk.

24 Aankoopprijs

De Gaiasafe papieren actief vezel membranen zijn gepatenteerd (EU Patent No 1,115,469 v.15.10.03). De sampler wordt geproduceerd en verdeeld door het Duitse bedrijf Gaiasafe GmbH (www.gaiasafe.de). Prijs dd. april 2009 bedroeg 10 euro per sampler, exclusief transportkosten en analysekosten.

4 Overzicht resultaten van vergelijkende studies

Naast de klassieke meetmethode (grondwaterstaalname en chemische analyse) is, zoals in hoofdstuk 3 werd aangetoond, het meten van vluchtige componenten, aanwezig in grondwater, mogelijk met behulp van “grijp”samplers, evenwichtssamplers en diffusie gebaseerde samplers.

De toepasbaarheid van sommige van deze meetmethoden als een eenvoudig, valabel en kosteneffectief alternatief voor de huidige toegepaste zogenaamde klassieke (actieve) bemonstering d.m.v. pompapparatuur werd reeds in een aantal onderzoeken geëvalueerd. Een beknopt overzicht van de conclusies en aanbevelingen van deze studies wordt in onderstaande paragrafen weergegeven.

4.1 SKB (2005). Toepassingsmogelijkheden van diffusiesamplers bij een VOCl-grondwaterverontreiniging

In de periode september 2004 tot en met maart 2005 werd door SKB (2005) een onderzoek uitgevoerd naar de toepassing van diffusiesamplers (low density polyethyleen diffusiesampler, PDB) bij een verontreiniging met vluchtige gechloreerde koolwaterstoffen (VOCl). De doelstelling van dit onderzoek was de toetsing van diffusiesamplers als een goedkoop en betrouwbaar alternatief, zowel in de saneringsfase als in de nazorgfase, voor de klassieke grondwaterstaalnametechnieken.

De klassiek grondwaterstaalname werd uitgevoerd conform NEN5745 waarbij werd voorgepompt aan een debiet van 0,5 – 1L per minuut. Minimaal 3x de natte stijgbuisinhoud werd hierbij verversd. Voor de grondwaterstaalname werd een debiet van 0,1 – 0,2L/min gehanteerd.

4.1.1 Conclusies

- Na een verblijftijd van twee weken is een significant verschil ten opzichte van de reguliere bemonsteringsmethode aanwezig. Dit verschil verkleint na een periode van vier weken. Na een blootstellingstijd van 4 maanden zijn in het grondwater bemonsterd d.m.v. de PDB enerzijds en de klassieke bemonsteringsmethode anderzijds vergelijkbare concentraties aan verontreinigende stoffen gemeten. In deze periode is geen beïnvloeding van het membraan, zoals bacteriegroei en residuvorming, geconstateerd die de werking van het membraan verstoort. Bemonstering met diffusiesamplers is met name geschikt voor langdurige monitoring, waarbij één à twee keer per jaar wordt bemonsterd.
- De resultaten die zijn behaald met de diffusiesamplers zijn reproduceerbaar. Omwille van het beperkt aantal te verrichte handelingen is bemonstering met diffusiesamplers (PDBs) een betrouwbare methode.
- Momenteel kan de diffusiesampler slechts in een peilbuis geplaatst worden met diameter $\geq 5,1$ cm.
- Het gebruik van diffusiesamplers is een eenvoudige, snelle, betrouwbare en goedkope methode die met name geschikt is voor langdurige monitoring van organische verbindingen in grondwater.

4.1.2 Aanbevelingen

- Een vergelijkend onderzoek dient uitgevoerd te worden waarbij bijvoorbeeld een puntbemonstering met behulp van een andere passieve sampler wordt verricht in de filter.

Resultaten van de diffusiesampler en een puntbemonstering zijn beter te vergelijken dan wanneer een “trajectbemonstering door actief pompen” wordt uitgevoerd.

- Nader onderzoek dient verricht te worden op laboratorium- én veldschaal naar de werking (diffusiekaracteristieken) en de termijn waarbij een evenwicht wordt bereikt. Bij het veldexperiment ligt de nadruk op het verrichten van onderzoek bij verschillende grondwatersnelheden en grondsoorten (bodempopbouw). Middels dit onderzoek wordt het inzicht in de toepasbaarheid van de diffusiesamplers op verschillende locaties vergroot.
- Er dient nagegaan te worden of afbraakproducten te monitoren zijn middels diffusiesamplers. Indien (gestimuleerde) natuurlijke afbraak optreedt is het belangrijk om de concentraties aan afbraakproducten te monitoren ten behoeve van een (eventuele) monitoringsplan, sanering en/of nazorgprogramma.
- Diffusiekaracteristieken van andere organische mobiele verontreinigingen dienen nog onderzocht te worden.
- Diffusiesamplers dienen voorgedragen te worden voor certificering en opname in een norm bijvoorbeeld NEN) voor grondwaterbemonstering.
- Een afstemming met laboratoria omtrent het aanleveren van de diffusiesampler is nodig ter voorkoming van onnodige handelingen die de betrouwbaarheid verkleinen.

4.2 Parsons (2005). Results report for the demonstration of no-purge groundwater sampling devices at former McClellan Air Force Base, California

Tijdens dit onderzoek werden zes verschillende, op de markt beschikbare passieve samplers, geëvalueerd door middel van grondwater staalnamecampagnes op de voormalige luchtmachtbasis McClellan Air Force Base (Sacramento, Californië, VS). Analytische resultaten van o.a. VOCs en zware metalen, gebaseerd op staalname met de passieve samplers werden vergeleken met analyseresultaten bekomen door low flow en door klassieke grondwaterstaalname (verversing van 3 x het peilbuisvolume). Volgende samplers werden voor deze studie geselecteerd:

- “grijp” samplers:
 - Hydrasleeve
 - Snap sampler
- evenwichtsamplers:
 - Passive Diffusion Bag Sampler (PDB)
 - Rigid Porous Polyethylene Sampler (RPP)
 - Polysulfone Membrane Sampler (PsMS)
 - Regenerated Cellulose Sampler (RCS)

4.2.1 Conclusies

- Concentraties bekomen via Snap sampler liggen hoger dan alle andere bemonsteringsmethoden (low flow purging, HydraSleeve, PDB sampler). Reden daarvoor is het feit dat er een bemonsteringshandeling minder gebeurt. De bemonstering in de peilbuis gebeurt rechtstreeks in de vials van waaruit de analyse gebeurt. Bij de andere samplers is substaalname nodig. Tijdens deze handeling treedt er verlies op van vluchtige componenten.
- De HydraSleeve is een stuk goedkoper dan de Snap sampler. PDBs zijn vergelijkbaar in prijs met Hydrasleeve samplers. De toepassing van Snap samplers is goedkoper dan low flow staalname.
- De PDB sampler is een evenwichtssampler, die een breder beeld geeft dan alleen maar een momentopname.

- De PDB sampler is de enige evenwichtssampler die geschikt is voor de monitoring van de meeste VOCs. Andere passieve diffusiegebaseerde samplers gaven lagere resultaten dan de klassieke methode.
- Passieve samplers leveren in het algemeen hogere concentratiemetingen op dan de klassieke actieve bemonstering wat VOCs betreft. Dit is te wijten aan vervluchting van de contaminanten tijdens de bemonstering en/of staalname.

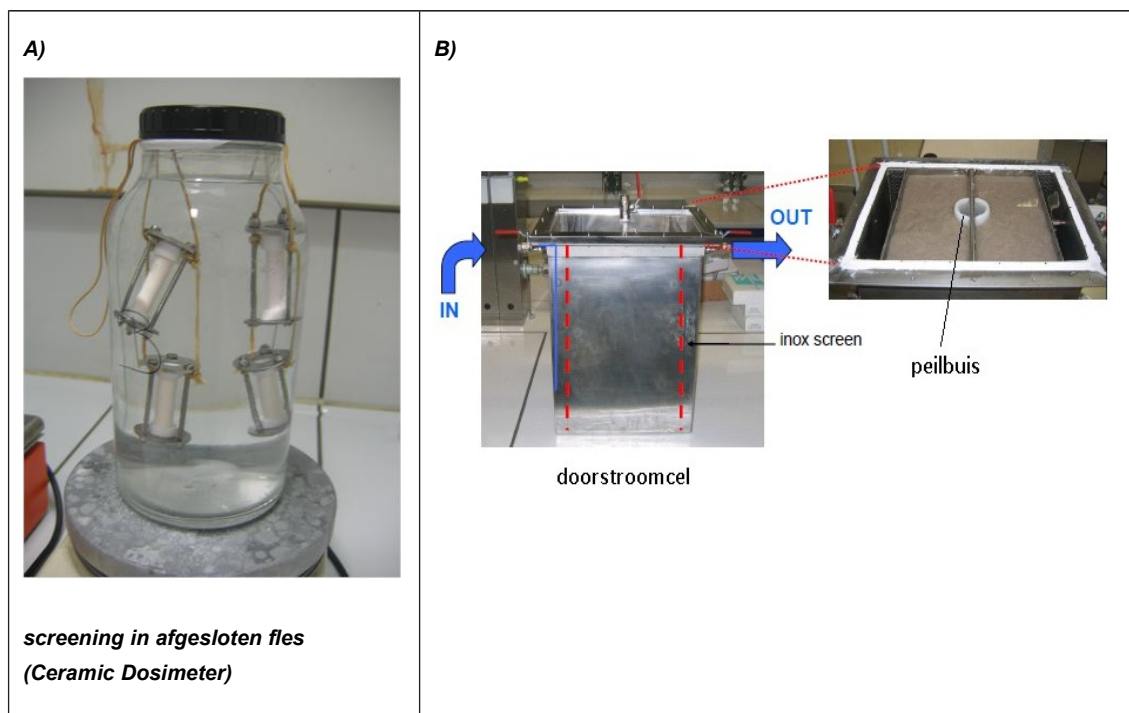
4.2.2 Aanbevelingen:

Indien de klassieke resultaten (bemonsterd via lage pompsnelheid en na voorpompen van 3 maal het peilbuisvolume) gebruikt worden als basis voor vergelijkende studies, blijken de Snap sampler, de Hydrasleeve en de PDBs de meest gelijkaardige resultaten te leveren. Deze samplers worden in de studie van Parsons (2005) dan ook aanbevolen als alternatief voor low flow staalname.

4.3 Verreydt (2012) Doctoraatsonderzoek (VITO) - Labotesten

In het kader van een doctoraatsthesis (Verreydt, 2008-20012) werden de mogelijkheden en de beperkingen van directe flux metingen van VOCs met passieve samplers geëvalueerd. In eerste instantie werd op basis van een literatuurstudie een selectie van bestaande samplers gemaakt die mogelijk van toepassing zijn voor het monitoren van VOC massa fluxen in grondwater op lange termijn (Verreydt et al., 2010). Dit resulteerde in de keuze van de PFM, de Ceramic Dosimeter, de Sorbisampler en Mesco sampler voor de uitvoering van screeningstesten in het labo.

Deze samplers werden gedurende een vastgestelde tijd in respectievelijk een afgesloten fles, een doorstroomcel (Figuur 37) en/of een peilbuis in het veld blootgesteld aan een of meerdere VOC's. (Verreydt et al., 2012).



Figuur 37: Opstelling labotesten; A) fles; B) doorstroomcel

4.3.1 Conclusies

Op basis van de uitgevoerde laboratorium testen kan worden besloten dat de PFM de enige passieve sampler is die resulteert in een directe bepaling van pollutentfluxen.

4.3.2 Aanbevelingen

Met betrekking tot toepassing van de MESCO, de Ceramic Dosimeter en de SorbiCell in het kader van de bepaling van pollutentfluxen dient de invloed van de grondwaterstromingssnelheid op de opnamesnelheid van deze PAS nauwkeurig onderzocht te worden.

4.4 INERIS (2011) Projet Metrocap - Synthèse de tests exploratoires sites de mesures de COHV dans les eaux souterraines par capteurs passifs

Recent wordt ook in Frankrijk meer en meer aandacht besteed aan de toepassing van passieve staalnametechnieken met betrekking tot de karakterisatie en monitoring van grondwaterverontreinigingen. Een recent onderzoeksproject Metrocap (Ineris, 2011a; 2011b; 2001c) had tot doel:

- op basis van een literatuurstudie, het opstellen van een gedetailleerd overzicht van bestaande en in ontwikkeling zijnde passieve samplers (Ineris, 2011a);
- op basis van een enquête, voorgelegd aan de deskundigen een overzicht te bekomen van de passieve samplers die in Frankrijk reeds worden toegepast (Ineris, 2011d). Hierbij werd tevens gepeild naar de ervaringen van de deskundige met betrekking tot de toepassing van PAS;
- het uitvoeren van veldmetingen, op basis van de literatuurstudie, geselecteerde samplers (i.e. PDB, SorbiCells en Ceramic Dosimeter) (Ineris, 2011b). De geselecteerde samplers werden gedurende respectievelijk 1 jaar en 7 maanden geëvalueerd door middel van de

uitvoering van staalnamecampagnes op 2 verschillende sites. Site 1 wordt gekenmerkt voornamelijk door de aanwezigheid

- an VOCs, BTEX, PAK, chloorbenzenen en barium. Ter hoogte van site 2 worden de volgende verontreinigingsparameters aangetroffen: VOCs, BTEX, alcoholen (methanol & ethanol), ethers en ketonen.
- het formuleren van aanbevelingen voor de toepassing van PAS in het kader van onderzoek naar en monitoring van grondwaterverontreinigingen (Ineris, 2011c).

Tijdens deze staalnamecampagnes werden volgende onderzoeksverrichtingen uitgevoerd:

- vergelijking van grondwaterconcentraties bekomen met de klassieke actieve grondwaterstaalnametechnieken en de toepassing van PAS;
- opvolgen van de bekomen resultaten in de tijd;
- opstellen van een kostenanalyse voor toepassing van de verschillende methoden;
- oplijsten van de competenties die een veldwerker dient te hebben bij toepassing van de PAS;
- oplijsten van de voor- en nadelen van de toegepaste technieken op basis van de bekomen veldervaringen.

Met betrekking tot de klassieke grondwaterstaalname werden volgende verrichtingen uitgevoerd:

- voerpompen (MP1 pomp, Grundfos) aan een debiet van maximaal 10L/min;
- grondwaterstaalname (MP1 pomp, Grundfos) aan een debiet van maximaal 0,5L/min;
- continue opvolging van de veldparameters pH, EH, geleidbaarheid en O₂-gehalte.

4.4.1 Conclusies

1 PDB

De PDB is een eerder goedkope PAS. De concentraties bekomen door middel van de PDB worden in het algemeen gekenmerkt door een goede reproduceerbaarheid en zijn vergelijkbaar met deze van de klassieke actieve staalnamemethode. Om zo kwalitatief mogelijke resultaten te bekomen, is het van belang dat vooraf aan de plaatsing van de PDB informatie bekomen wordt betreffende eventuele verticale stromingen in de peibuis.

Wel dient opgemerkt te worden dat bij hoge concentraties aan PCE, TCE en 1,2 DCE (> 3000 mg/L) de analyseresultaten bekomen door middel van de PDB hoger zijn in vergelijking tot de resultaten bekomen door middel van klassieke actieve staalname. Concentraties van vinylchloride worden dan weer onderschat. Een nadeel van de PDB is dat deze samplers vrij fragiel zijn. Beschadigingen zijn opgetreden zowel tijdens het transport als tijdens handelingen op het terrein.

Statistische analyse op de bekomen dataset heeft aangetoond dat:

- zowel bij klassieke staalname als bij toepassing van de PDB hetzelfde spectrum aan pollutanten wordt gedetecteerd.
- de concentraties bekomen met de PDB van dezelfde grootteorden zijn dan deze bekomen met de klassieke actieve staalnamemethode;
- absolute waarden en temporele trends verschillend zijn.

2 SorbiCell

In vergelijking tot de PDB en de Ceramic Dosimeter is de SorbiCell ingewikkelder om toe te passen op het terrein. Bij hoge grondwaterconcentraties werd geen goede overeenkomst bekomen tussen de tijdsgemiddelde concentraties waargenomen door toepassing van de

SorbiCells en de grondwaterconcentraties bekomen door middel van de klassieke staalnamemethode.

Recente aanpassingen aan de Sorbicell laten toe om eveneens een verticale karakterisatie van het grondwater te bekomen en dit voor verschillende componenten. De keuze van het staalnamepatroon is bepalend voor de aard van de te analyseren parameters. Hierbij wordt aanbevolen om voorafgaand aan de staalnamecampagne staalnamepatronen te evalueren / te testen in functie van de op het terrein aangetroffen verontreinigingen. Vervolgens moet de samplerdiepte en de blootstellingstijd worden aangegeven. Beperkingen met betrekking tot het gebruik van SorbiCells zijn de hogere kostprijs, de beperkte houdbaarheid van de staalname patronen (3 maanden), potentiële lekken en verstopping van het systeem bij grondwater dat gekenmerkt wordt door een verhoogde troebelheid.

3 Ceramic Dosimeter

De Ceramic dosimeters zijn eenvoudig in gebruik en laten een verticale karakterisatie van de waterkolom toe. Omwille van de hoge detectielimieten bleek het echter niet mogelijk om de grondwaterconcentraties van vinylchloride, 1,1-dichlooretheen, trans 1,2-dichlooretheen en dichloormethaan voldoende in kaart te brengen. Bij lage concentraties wordt aanbevolen om de blootstellingstijd van de sampler dan ook te verhogen.

4 Algemeen

De passieve staalnametechnieken bieden een meerwaarde met betrekking tot karakterisatie en monitoring van grondwater verontreinigingen en meer bepaald in het kader van lange termijn monitoring.

De belangrijkste voordelen van PAS zijn onder andere:

- mogelijkheid tot verticale karakterisatie van de grondwaterkolom;
- mogelijkheid van de opvolging van grondwaterconcentraties in zones die gekenmerkt worden door de aanwezigheid van hoge concentraties;
- toepassing als early warning system;
- bekomen van evenwichts – ofwel tijdsgeïntegreerde concentraties;
- verfijnen van het conceptueel model;
- snelle generatie van gegevens;
- vermijden van kruiscontaminatie;
- verhogen van de efficiëntie van bodemonderzoek;
- economische aspecten;
- vaak snelle generatie van gegevens;
- éénduidige resultaten;
- mogelijkheid van sommige PAS tot staalname in andere media (bvb. oppervlakte water).

De belangrijkste beperkingen van PAS die in deze studie worden aangegeven zijn (de lijst is niet limitatief):

- bij complexe verontreinigingen (i.e. voor de karakterisatie van een mengsel van verontreinigde stoffen) dienen vaak meerdere types PAS te worden toegepast;
- een grondige kennis van de hydrogeologie, voorafgaand aan de toepassing van de PAS, is noodzakelijk.

4.4.2 Aanbevelingen

Volgend bijkomend onderzoek met betrekking tot het gebruik van passieve staalnametechnieken in wordt aanbevolen:

- evaluatie van de invloed van grondwaterschommelingen als gevolg van grondwateronttrekkingen op in peilbuizen geïnstalleerde PAS;
- vergelijking van de toepassing van PAS en low flow staalname;
- vergelijking van resultaten bekomen met PAS en direct push toepassingen (bvb BAT sampler);
- onderzoek naar verlaging van de detectielimiet voor Ceramic Dosimeters;
- onderzoek naar de toepasbaarheid van PAS in het kader van de monitoring van het pluimzonefront;
- toepassing van andere PAS dan PDB, SorbiCell en Ceramic Dosimeter op het terrein.

Tevens wordt het opstellen van een code van goede praktijk voor de toepassing van PAS bij de karakterisering en monitoring van grondwaterverontreinigingen noodzakelijk geacht.

4.5 Baillieul et al. (2011) - Comparison of purge and no-purge sampling strategies for deep groundwater

Door Arcadis werd recent een vergelijkende studie uitgevoerd met betrekking tot actieve grondwaterstaalname en de toepassing van Hydrasleeve en PDB.

Volgende besluiten werden vooropgesteld:

- Passieve staalnametechnieken kunnen worden aangewend voor lange termijn monitoring van grondwaterverontreinigingen;
- Toepassing van passieve staalnametechnieken is goedkoper in vergelijking tot de actieve onttrekkingsmethoden;
- Toepassing van passieve staalnametechnieken is kosteneffectief met betrekking tot staalname in deep wells;
- Analyseresultaten bekomen door middel van passieve staalname kan sterk verschillen van de concentraties bekomen met de klassieke actieve methoden omwille van:
 - de aanwezigheid van DNAPLs;
 - geringe permeabiliteit van de bodem.
- Passieve staalname technieken bieden de mogelijkheid tot verticale karakterisatie van de grondwaterverontreiniging;
- Met betrekking tot onderzoek van pluimzones kan zowel passieve als actieve grondwaterstaalname worden toegepast;
- Met betrekking tot onderzoek van de bronzones dient een onderscheid te worden gemaakt tussen staalname in het kader van risico-evaluatie, dimensionering van het saneringsconcept en bepaling van de vuilvracht:
 - risico-evaluatie: toepassing van PAS wordt aanbevolen;
 - dimensionering saneringsconcept: toepassing van klassieke, actieve grondwaterstaalname;
 - vuilvrachtbepaling: bodemstaalname.

5 Screening bestaande passieve samplers – selectie PAS voor de uitvoering van vergelijkende veldmetingen

Zoals eerder aangegeven, wordt bij grondwaterstaalname gevolgd door analyse, een onderscheid gemaakt tussen de wijze waarop het grondwater werd bemonsterd en de aard van de bekomen data:

- actieve grondwater onttrekking (klassiek/low flow): concentratiemeting – momentopname;
- “grijp”samplers: concentratiemeting – momentopname;
- evenwicht PAS: evenwichtsconcentratie
 - evenwicht – diffusie gebaseerde PAS: evenwichtsconcentratiemeting;
- kinetische PAS:
 - kinetisch – diffusie gebaseerde PAS: tijdsgeïntegreerde concentratiemeting
 - kinetisch – permeatie gebaseerde PAS: cumulatieve massaflux

Om de toepasbaarheid van passieve staalnametechnieken in het kader van het bodemdecreet voor analyse op vluchtige verbindingen na te gaan wordt het aanbevolen om minstens 1 sampler van elk hierboven aangegeven type te selecteren voor evaluatie op het terrein:

- “grijp”sampler: Met betrekking tot de “grijp”samplers wordt de SNAP sampler weerhouden voor de uitvoering van verder onderzoek. Argumenten hiervoor zijn:
 - toepassing voor breed spectrum aan pollutanten;
 - het analyserecipiënt wordt vanaf het maaiveld afgesloten op het ogenblik dat de sampler zich nog op de gewenste diepte in de peilbuis bevindt. Na ophalen van de sampler kunnen de recipiënten zonder bijkomende handelingen op het terrein worden overgemaakt aan het labo voor analyse. De kans op vervluchtiging van VOCs is dan ook zeer gering.
 - resultaten Parsons (2005) (paragraaf 4.2): VOC concentraties bekomen via Snap sampler liggen hoger dan bij alle andere bemonsteringsmethoden (low flow purging, HydraSleeve, PDB sampler). Reden daarvoor is het feit dat er een bemonsteringshandeling minder gebeurt.
- evenwichts- en kinetisch gebaseerde PAS: selectie van dit type sampler is meer ingewikkeld in vergelijking tot selectie van de “grijp”samplers. Om een selectie van deze samplers mogelijk te maken, wordt gebruik gemaakt van de screeningsmethode zoals toegepast door Verreydt et al., (2010).

5.1 Screening evenwichts- en kinetisch gebaseerde PASI

In eerste instantie werd voor de uitvoering van de screening een aantal criteria gedefinieerd (o.a. kinetisch aspect, pollutent specificiteit, fysieke robuustheid, betrouwbaarheid, aankoop prijs, ...) waaraan de samplers dienen te worden getoetst. Aan elk criterium werd vervolgens een gewichtsfactor (WF) toegevoegd in functie van het belang van dit criterium (WF=5: meest belangrijk; WF=1: minst belangrijk) (Fout: Bron van verwijzing niet gevonden). Op basis van de resultaten, gerapporteerd in de literatuur, werden per passieve sampler scores toegekend aan de criteria, gaande van -1 (niet geschikt), (0) onbekend, (1) voldoende geschikt tot 2 (zeer geschikt). Wanneer bij toetsing van een sampler een score van (-1) wordt toegekend aan een doorslaggevend criterium ($WF \geq 5$) wordt deze sampler niet weerhouden voor verder onderzoek. De resultaten van deze toetsing zijn weergegeven in [0](#).

5.2 Selectie van samplers voor verder onderzoek

8 van de achttien getoetste passieve samplers kunnen niet worden aangewend voor staalname naar VOCs en/of zijn (nog) niet op de markt beschikbaar (SPMD, MESCO, RCDM, NSPDS, POCIS, Chemcatcher, MAPS & PISCES). Bijgevolg worden deze samplers niet weerhouden voor verder onderzoek. 2 samplers (Gore module en ecosoop) resulteren niet in het genereren van kwantitatieve data. Ook deze samplers worden niet weerhouden. 4 van de overgebleven samplers zijn evenwichtsgebaseerde samplers die resulteren in het meten van evenwichtsconcentraties (PDB, PVD, RPP & peeper). Van deze 4 heeft de PDB de hoogste score. 5 van de overgebleven samplers worden gekenmerkt door een kinetisch opnamebereik dat lang genoeg is (minimum 6 maanden bij blootstelling aan pluimzoneconcentraties) met betrekking tot de uitvoering van lange-termijnsmonitoring. Enkel de PFM kan aangewend worden voor de directe bepaling van pollutentfluxen. Indien de sorbisampler aangewend zal worden voor de bepaling van pollutentfluxen moet een afzonderlijke grondwaterfluxmeting worden uitgevoerd. Van de overgebleven samplers wordt de Ceramic dosimeter gekenmerkt door de hoogste score.

Op basis van de uitgevoerde screening worden volgende PAS weerhouden voor verder onderzoek:

- PFM (Hatfield et al., 2004):
 - kinetische, permeatie-gebaseerde sampler;
 - hoogste score;
 - toepasbaar voor VOCs;
 - bepalen van pollutentflux en grondwaterflux.
- Sorbisampler (De Jonghe en Rothenberg, 2005):
 - kinetische, permeatie-gebaseerde sampler;
 - toepasbaar voor VOCs;
 - bepalen van tijdsgeïntegreerde pollutentconcentratie;
 - in combinatie met afzonderlijke meting van de waterflux kan deze sampler worden toegepast voor het bepalen van pollutentfluxen.
- Ceramic Dosimeter (Bopp et al., 2005):
 - kinetische, diffusie-gebaseerde sampler;
 - toepasbaar voor VOCs;
 - bepalen van tijdsgeïntegreerde pollutentconcentratie;
 - in combinatie met afzonderlijke meting van de waterflux kan deze sampler worden toegepast voor het bepalen van pollutentfluxen.
- PDB (Vroblesky, 2001):
 - evenwichtsgebaseerde sampler;
 - toepasbaar voor VOCs;
 - bepalen van evenwichtsconcentratie..

criterium	beschrijving	WF	motivatie
polluent specificatie VOC	daar VOCs de doelpolluenten van het onderzoek vormen, dienen de PAS minimaal deze analyten te kunnen capteren	5	doorslaggevend criterium maximum WF daar dit criterium een minimum vereiste is van het onderzoek
commerciële beschikbaarheid	het onderzoek heeft als doelstelling om enkel bestaande en commercieel beschikbare PAS te evalueren	5	doorslaggevend criterium maximum WF daar dit criterium een minimum vereiste is van het onderzoek
sterkte	hiermee wordt de robuustheid van de sampler bedoeld en de weerstand tegen biofouling	4	in het kader van lange termijn monitoring is het van belang dat de sampler voldoende weerstand kan bieden tegen omgevingskenmerken en biofouling. Deze parameter is geen minimum vereiste, bijgevolg wordt een WF = 4 toegekend
toepasbaar in peilbuis	de passieve sampler moet kunnen worden geplaatst in peilbuizen met diameter 2 inch (51 cm)	4	zeer belangrijk criterium, maar geen absolute vereiste
kwantitatieve metingen	aanduiding van de mogelijkheid tot het bekomen van kwantitatieve data	4	het bekomen van kwantitatieve data is belangrijk i.k.v. de karakterisatie van grondwater-verontreinigingen, maar het is geen absolute vereiste.
tijdsgeïntegreerde meting	lange termijn monitoring is een belangrijk aspect in het kader van de risicobeoordeling en de monitoring van verontreinigingen. Hierdoor dienen geïntegreerde concentraties te worden bekomen. Aan deze vereiste kan enkel maar voldaan worden door toepassing van kinetisch gebaseerde samplers	3	hoewel dit criterium een belangrijk element is m.b.t. lange termijn monitoring en fluxmetingen is dit geen minimum vereiste voor het onderzoek
fluxbepaling op basis van enkel toepassing PAS	is het mogelijk om o.b.v. de geselecteerde PAS flux meting uit te voeren zonder bijkomende meting of berekeningen	3	daar het opstellen van een methodiek voor fluxmetingen deel uitmaakt van het onderzoek is dit een belangrijk criterium, maar geen minimum vereiste
betrouwbaarheid	de betrouwbaarheid van de	3	belangrijk criterium,

	sampler en de dataset in zijn geheel worden als belangrijk beschouwd		maar niet doorslaggevend bij de selectie van een PAS
standaard chemische analyse	dit criterium geeft aan of de VOCs opgenomen in de ontvangende fase d.m.v. bestaande standaardanalyses kunnen worden gemeten	2	belangrijk criterium met betrekking tot eventueel bijkomende handelingen, maar niet doorslaggevend
eenvoud	hoe eenvoudiger een sampler, hoe makkelijker de toepassing op het terrein	1	
aankoopprijs	kosteneffectieve methoden genieten de voorkeur	1	

Tabel 10: Criteria & wegingscoëfficiënten (WF) voor de toepassing van PAS voor grondwaterstaalname naar VOCs i.k.v. het bodemdecreet (naar Verreydt et al., 2010)

	polluentspecificatie: VOC's	commercieel beschikbaar	sterkte / robuustheid	Toepasbaar in peilbuis	kwantitatieve data	tijdsgeïntegreerde meting	direct flux measurement	betrouwbaarheid	Standaard analyse	eenvoud	aankoopprijs	totaalscore
Enviroflux Passive Flux Meter (PFM)	2	1	2	2	2	1	2	2	1	2	0	58
Ceramic dosimeter	2	2	2	2	2	1	-1	2	1	2	1	55
Sorbi Sampler	2	2	2	2	2	1	-1	2	1	1	1	54
Polvethvlene Diffusion Bag Samplers (PBD's)	2	2	0	2	1	-1	-1	1	2	2	2	37
Gaiasafe Passive Sampler	1	1	1	2	0	1	0	1	1	2	2	34
GORE™ Sorber Module	2	2	1	2	-1	0	-1	1	1	1	-1	30
Semi-permeable Membrane Devices (SPMDs)	-1	2	0	2	2	-1	-1	2	2	2	2	29
Membrane Enclosed Sorptive Coating sampler (MESCO)		-1	0	2	2	1	-1	1	1	1	1	28
Passive Vapor Diffusion Samplers (PVD's)	1	2	0	2	0	-1	-1	1	2	2	2	28
Rigid Porous Polvethvlene Samplers (RPPS)	1	2	0	2	1	-1	-1	0	2	1	2	28
Peeper Samplers	1	2	0	2	1	-1	-1	1	2	0	0	28
Regenerated-Cellulose Dialysis Membrane Samplers (RCDMs)		-1	0	2	0	0	-1	0	1	2	1	15
Nylon-screen Passive Diffusion Samplers (NSPDS)	1	-1	0	1	1	-1	-1	1	2	2	2	13
Ecoscope	1	1	0	0	-1	-1	-1	-1	2	2	0	3
Polar Organic Chemical Integrative Samplers (POCIS)		2	0	-1	1	-1	-1	0	1	1	1	3
Chemcatcher – Empore Disk	-1	-1	0	1	1	-1	-1	1	1	1	0	-2
Membrane Assisted Passive Sampler (MAPS)	-1	-1	0	0	0	-1	-1	0	1	0	0	-14
Passive In-Situ Concentration Extraction Sampler (PISCES)		-1	0	-1	1	-1	-1	0	1	0	0	-14

Legende:
niet geschikt

-1 master criterium (WF≥4)

onbekend	0
voldoende geschikt	1
zeer geschikt	2

scoort 'niet geschikt' op één van de mastercriteria

Tabel 11: Criteria & wegingscoëfficiënten (WF) voor de toepassing van PAS voor grondwaterstaalname naar VOCs i.k.v. het bodemdecreet (naar Verreydt et al., 2010)

6 Onderzoeksvoorstel

Momenteel worden de internationaal beschikbare passieve samplers in Europa en in Vlaanderen zeer weinig toegepast in het kader van grondwatermanagement omwille van een gebrek aan een gestandaardiseerde benadering voor de toepassing van deze technologie. Er zijn onvoldoende gegevens beschikbaar omtrent de betrouwbaarheid en toepasbaarheid van de verschillende passieve meettechnieken voor de meest voorkomende polluenten in het grondwater. Bovendien is er nog geen ervaring met het vertalen van de meetgegevens naar risico-evaluatie en grondwatermanagement.

Het onderzoeksvoorstel betreft daarom de uitvoering van een pilootproject naar de toepassing van technieken van passieve staalname (PAS) van grondwater. De huidige actieve low flow staalnamemethode zoals voorgeschreven in het CMA dient te worden vergeleken met de toepassing en bekomen dataset van:

- de SNAP sampler;
- PFM;
- Sorbisampler;
- Ceramic Dosimeter;
- PDB sampler.

Tijdens dit onderzoek dienen de volgende elementen te worden nagegaan:

- Leveren de samplers betrouwbare resultaten? Zo ja, voor welke stoffen zijn de samplers betrouwbaar en efficiënt? De opdracht is gericht op de polluenten VOCl, BTEX en hun afbraakproducten.
- Wat zijn de minimale verblijftijden om “in evenwichtsstelling” te garanderen? Wat is de fysische robuustheid en gevoeligheid aan biofouling bij langdurige plaatsing? Verschillende verblijftijden dienen uitgetest te worden.
- Wat is de invloed van de doorstroming van de peilbuisfilter en hiermee samengaan ook de permeabiliteit van de omgevende aquifer op de betrouwbaarheid van de methode?
- Zijn de samplers toepasbaar in kern zowel als in pluimzone? Verschillende verontreinigingsgraden zullen hiervoor geëvalueerd worden.
- Is er een invloed van de hydrostatische druk op de opnamekarakteristieken van de passieve sampler? Verschillende dieptes van peilbuizen zullen hiertoe geselecteerd worden. Dit is voornamelijk van belang zijn bij de toepassing van Sorbisampler, Ceramic Dosimeter en PDB samplers. Een ander aspect dat hierbij een invloed kan hebben is het lange ophaaltraject bij diepe peilbuizen. Hierbij kan tijdens het ophalen doorheen een minder vervuilde zone een fractie van de verontreiniging opnieuw uit de PDB diffunderen.
- Kostenanalyse.

7 Pilootstudies in het kader van het Citychlor project

7.1 Inleiding

Door OVAM werd een opdracht uitgeschreven met als doel na te gaan welke passieve staalnametechnieken reeds in bodemonderzoeken worden toegepast en wat de ervaringen hiermee zijn. De opdracht richtte zich op vluchtige verontreinigingen. Deze pilootstudies werden toegewezen aan Antea, Arcadis en Tauw. Tabel 12 geeft een samenvattend overzicht van de staalnametechnieken die door de deskundigen werden toegepast. De passieve staalname werd steeds gecombineerd met een low-flow staalname.

In onderstaande paragrafen wordt een samenvattend overzicht gegeven van de uitgevoerde pilootstudies.

deskundige	low flow	“grijpsampler”	PAS PAS (a) concentratie bij eventwicht	sorbicel tijdsgeïntegreerde concentratie
Antea	X		X (4)	
Arcadis	X	hydrasleeve	X (2)	
Tauw	X	bailer	X (6)	X

Tabel 12: Overzicht toepassing PAS door Antea, Arcadis & Tauw in het kader van het Citychlorproject

Stroomafwaarts van een voormalig metaalverwerkend bedrijf werd door Antea in de pluim van een VOCI grondwaterverontreiniging (TCE, 1,1-DCA, c1,2-DCE en VC) overgegaan tot grondwaterstaalname door middel van PDBs en low flow staalname (Figuur 38). De blootstellingstijd van de PDB's bedroeg circa 4 weken. Vooraf aan de plaatsing en na ophalen van de PDBs werd een grondwaterstaal genomen door middel van low flow staalname, met vooraf verversing van het filtergedeelte.

Tabel 13 geeft een overzicht van de uitgevoerde staalname. De bekomen analyseresultaten worden weergegeven in Tabel 14.

Op basis van het uitgevoerde veldwerk en de bekomen concentratiedata besluit de deskundige Antea dat:

- de inzet van een PDB diffusiesampler een makkelijk toepasbare bemonsteringsmethode is.
- toepassing van de PDB sampler toelaat om zowel lage als zeer hoge concentraties te meten.
- concentratiedata bekomen met de PDB in absolute waarde verschillen van deze bekomen met low flow staalname. Er kan echter wel gesteld worden dat:
 - De concentraties gemeten in de passieve grondwaterstalen zijn echter wel steeds van dezelfde grootte als de actieve grondwaterstalen.
 - De concentratieverschillen tussen actieve en passieve grondwaterstalen zijn niet groter dan de concentratievariëaties tussen de actieve stalen van 30/10/2012 en 28/11/2012.
- toepassing van PDBs is goedkoper in vergelijking met low flow staalname.
- PDBs inzetbaar zijn in het kader van monitoringscampagnes.

Het volledige rapport opgesteld door Antea is opgenomen in Bijlage 6: Pilotstudie Antea.



Figuur 38: Pilotstudie Antea, grondwaterstaalname (CityChlor project)

	Peilbuis filterdiepte (m-mv)	P201 5 - 6	P2000.1 5-6	P2000.2 9-10	P503_2 9-10
dag 1 - 30/10/2012					
1) low flow staalname		X	X	X	X
2) plaatsing PDB		X	X	X	X
dag 2 - 28/11/2012					
1) ophalen PDB		X	X	X	X
2) low flow staalname		X	X	X	X

Tabel 13: Pilootstudie Antea, overzicht staalnamecampagnes (CityChlor project)

		Low flow	Low flow	PDB	Low flow	Low flow	PDB
		30/10/2012	28/11/2012	28/11/2012	30/10/2012	28/11/2012	28/11/2012
parameter							
		P201 (5-6 m-mv)			P503_2 (9-10 m-mv)		
gw-stand	m-mv	1,20	1,13	1,13	1,35	1,33	1,33
TCE	µg/l	11000	11000	4100	18	5	18
1,1-DCA	µg/l	590	800	970	0	0	0
c1,2-DCE	µg/l	120000	200000	270000	74	87	240
VC	µg/l	940	2000	3000	1	2	6
		P2000.1 (5-6 m-mv)*			P2000.2 (9-10 m-mv)*		
gw-stand	m-mv	1,37	1,37	1,37	1,37	1,37	1,37
TCE	µg/l	5000	12000	8200	2000	3800	11000
1,1-DCA	µg/l	1000	1600	1000	490	880	1100
c1,2-DCE	µg/l	240000	350000	250000	100000	200000	330000
VC	µg/l	1800	2500	1700	850	1400	850

* P2000 = 1 peilbuis met 2 filterelementen

* P2000 = 1 peilbuis met 2 filterelementen

Tabel 14: Pilootstudie Antea, analyseresultaten (CityChl)

7.2 Pilootstudie Arcadis

Door Arcadis werd op 2 verschillende sites (onderzoekslocatie 1; onderzoekslocatie 2), die beiden gekenmerkt worden door de aanwezigheid van een VOCI grondwaterverontreiniging (PCE, TCE, cis1,2DCE en VC), gebruik gemaakt van de PDB en de hydrasleeve (Figuur 39). Telkens werden ter vergelijking low flow staalnames uitgevoerd. De blootstellingstijd van de PDB's bedroeg 2 weken. De hydrasleeve werd 1 tot 3 uur na plaatsing in de peilbuis opgehaald en bemonsterd. De peilbuizen werden, vooraf aan de toepassing van de hydrasleeve en PDB, niet voorgepompt.

Tabel 15 geeft een overzicht van de uitgevoerde staalname. De bekomen analyseresultaten worden weergegeven in Tabel 16.

Op basis van de uitgevoerde pilootstudie en op basis van eerder door ARCADIS uitgevoerd onderzoek naar de toepassing van passieve bemonsteringstechnieken besluit de deskundige dat:

- zowel de HydraSleeves als de Passieve Diffusion Bags betrouwbare staalnametechnieken zijn.
- analyseresultaten bekomen met zowel low flow staalname, als met de PDBs, als met de hydrasleeve kunnen van elkaar verschillen als gevolg van het verschil in staalnameprincipe (actieve water onttrekking versus natuurlijke grondwaterstroming).
- dat passieve staalnames reproduceerbaar zijn en geen grotere variabiliteit vertonen dan klassieke staalnames.
- de passieve staalnametechnieken zijn toepasbaar in zowel goed doorlatende als minder doorlatende bodems.
- passieve staalnamemethoden kostenbesparend zijn ten opzichte van de gepompte low flow staalname. De kostenbesparing van passieve passieve staalnames zal voornamelijk significant zijn naarmate grotere volumes dienen voorgepompt te worden bij een gepompte staalname of bij grotere staalnamecampagnes.

Het volledige rapport opgesteld door Arcadis is opgenomen in Bijlage 7: Pilootstudie Arcadis.



Figuur 39: Pilootstudie Arcadis, grondwaterstaalname (CityChlorproject)

onderzoekslocatie 1						
peilbuis	P958-16	P958-21	P732-26	P327-30	P724-32	
filterdiepte (m-mv)	14-16	19-21	24-26	29-30	30-32	
bodemtype*	FZ	FZ	FZ	FZ	FZ-WK	
dag 1 - 24/10/2012						
1) Staalname HS** (HS-1)	X	X	X	X	X	
2) plaatsing PDB (PDB-1)	X	X	X	X	X	
dag 2 - 07/11/2012						
1) staalname PDB (PDB-1)	X	X	X	X	X	
2) Staalname HS (HS-2)	X	X	X	X	X	
3) low flow staalname	X	X	X	X	X	
4) plaatsing PDB (PDB-2)	X	X	X	X	X	
dag 3 - 22/11/2012						
1) staalname PDB (PDB-2)	X	X	X	X	X	
2) Staalname HS (HS-3)	X	X	X	X	X	
onderzoekslocatie 2						
peilbuis	P803	P820-7	P826-8	P849		
filterdiepte (m-mv)	10,3-12,3	6,5-7,5	7,5-8,5	2,2-4,2		
bodemtype*	MZ-FZ	FZ	FZ-WK	ZFZ-MS		
dag 1 - 06/11/2012						
1) plaatsing PDB	X	X	X	X		
dag 2 - 20/11/2012						
1) staalname PDB	X	X	X	X		
2) Staalname HS**	X	X	X	X		
3) low flow staalname	X	X	X	X		
* bodemtype						
FZ: fijn zand		FZ-WK: fijn zand, weinig kleihoudend				
MZ-FZ: middelmatig tot fijn zand		ZFZ-MS: zeer fijn zand, matig siltig				
**HS: hydrasleeve						

Tabel 15: Pilootstudie Arcadis, overzicht veldwerkcampagnes (CityChlorproject)

onderzoekslocatie 1								onderzoekslocatie 2				
		HS-1	PDB-1	HS-2	low flow	PDB-2	HS-3			PDB	HS	LF
		24/10/2012	07/11/2012	07/11/2012	07/11/2012	22/11/2012	22/11/2012			20/11/2012	20/11/2012	20/11/2012
parameter								parameter				
		P958-16 (14-16 m-mv)								P803 (10.3-12.3 m-mv)		
PCE	µg/l	<10	<1	<1	<1	<1	<1	PCE	µg/l	<0,10	<0,10	<0,10
TCE	µg/l	<10	4,6	4,8	<1	5,4	7,3	TCE	µg/l	<0,10	<0,10	<0,10
c1,2-DCE	µg/l	3600	3800	3300	3200	4600	4600	c1,2-DCE	µg/l	60	100	36
VC	µg/l	830	930	720	700	1400	1400	VC	µg/l	23	45	15
		P958-21 (19-21 m-mv)								P820-7 (6,5-7,5 m-mv)		
PCE	µg/l	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	PCE	µg/l	<1	<1	<1
TCE	µg/l	0,6	0,6	0,7	0,3	0,5	0,5	TCE	µg/l	<1	<1	<1
c1,2-DCE	µg/l	58	44	39	15	38	38	c1,2-DCE	µg/l	4,2	4,4	7,2
VC	µg/l	8,4	5,5	4,9	1,8	5,1	5,2	VC	µg/l	2100	1800	2600
		P732-26 (24-26 m-mv)								P826-8 (7,5-8,5 m-mv)		
PCE	µg/l	260	190	260	220	1220	160	PCE	µg/l	<1	<1	<1
TCE	µg/l	1100	970	1000	1200	690	620	TCE	µg/l	<1	<1	<1
c1,2-DCE	µg/l	890	1200	1300	1100	2100	2400	c1,2-DCE	µg/l	96	100	250
VC	µg/l	<1	1,5	3,9	2,2	2,3	5,7	VC	µg/l	960	1000	790
		P327-30 (29-30 m-mv)								P849 (2,2-4,2 m-mv)		
PCE	µg/l	31	1,2	54	<1	<1	140	PCE	µg/l	<0,10	<0,10	<0,10
TCE	µg/l	340	5,8	550	2800	1,8	1300	TCE	µg/l	0,2	0,2	1,6
c1,2-DCE	µg/l	3300	4700	3800	3000	6400	5200	c1,2-DCE	µg/l	3,6	3,8	5,3
VC	µg/l	160	220	140	64	88	300	VC	µg/l	21	71	86
		P724-32 (30-32 m-mv)										
PCE	µg/l	0,6	<0,1	0,5	<0,1	<0,1	0,17					
TCE	µg/l	150	3,1	11	1,4	0,14	1,4					
c1,2-DCE	µg/l	1100	250	920	210	270	920					
VC	µg/l	16	15	17	15	23	24					

Tabel 16: Pilotstudie Arcadis, analyseresultaten (CityChlorproject)

7.3 Pilootstudie Tauw

Tijdens de door Tauw uitgevoerde pilootstudie werden, op een site die gekenmerkt wordt door industriële activiteiten vanaf 1911 en een grondwaterverontreiniging met VOCI's, 3 bestaande peilbuizen bemonsterd door middel van actieve grondwaterstaalname (low flow), sorbicells (multisampler en GWS-systeem), PDBs en een kogelklepmonsternemer (bailer) (Figuur 38). De peilbuizen worden gekenmerkt door diepe filterstellingen (23,0 – 25,0 m-mv; 25,0 – 33,0 m-v; 46,0 – 50 m-mv).

Tabel 17 geeft een overzicht van de uitgevoerde staalname. De bekomen analyseresultaten worden weergegeven in Tabel 18.

Op basis van de uitgevoerde pilootstudie besluit Tauw met betrekking tot toepassing van:

- de bailers
 - toepassing van de bailer is de methode met de kortste arbeidsduur;
 - bailers hebben tevens een lage materiaalkost daar ze herbruikbaar zijn;
 - substaalname op het terrein is noodzakelijk waarbij er mogelijks vervluchtiging optreedt van VOCI's. In 2 van de 3 peilbuizen bleek dat de analyseresultaten het laagst waren in vergelijking met de andere gebruikte methodes.
- PDB's
 - toepassing van PDB op het terrein gaat vlot;
 - voor toepassing van PDB moeten 2 veldwerkdagen uitgetrokken worden waardoor de arbeidskost stijgt;
 - wordt, in vergelijking met de andere samplers, gekenmerkt de kleinste materiaalkost.
 - een nadeel tijdens het veldwerk is het nemen van een substaal bij ophaling van de samplers;
 - de bekomen analyseresultaten zijn het meest constant in vergelijking met de andere methodes.
- Sorbicells:
 - staalname met sorbicells gaat vlot;
 - er is geen substaalname nodig, wat een voordeel is in vergelijking met de andere methodes;
 - de sorbicells zijn echter omwille van de hoge arbeidskost (2 x op terrein), de hoge materiaalkost en een hoge analysekost de duurste methode;. De hoge analysekost zou mogelijk in de toekomst kunnen dalen, indien de techniek vaker gebruikt zou worden. De hoge materiaalkost is grotendeels te wijten aan de multilevelsampler;
 - De resultaten van de multilevelsampler waren erg uiteenlopend voor de verschillende dieptes;
 - De resultaten van de sorbicell in combinatie met het GWS staalnamesysteem waren variërend hoog en laag t.o.v. de resultaten van de andere methodes.
- Actieve staalname (low flow):
 - goedkoopste methode;
 - lage materiaalkost;
 - langere arbeidsduur in vergelijking met de bailers. Het volledige rapport opgesteld door Tauw is opgenomen in Bijlage 8: Pilootstudie Tauw.



A) Low flow staaalname



B) Sorbicell – GWS systeem



C) Sorbicell – multisampler



D) Passive Diffusion Bag (PDB)



E) Bailier

Figuur 40: Pilootstudie Tauw, grondwaterstaalname (CityChlorproject)

	peilbuis	507	537a	537b
	filterdiepte (m-mv)	23-25	33-35	46-50
	bodemtype*	fijn zand, kleiig		
dag 1 - 23/10/2012				
1)	Staalname met bailer	X	X	X
2)	low flow staalname	X	X(2)*	X(3)
3)	plaatsing PDB	X	X (2)*	
4)	plaatsing SorbiCell	X		X(3)
dag 2 - 04/12/2012				
1)	staalname PDB	X	X(2)	
2)	ophalen SorbiCell	X		X (3)
3)	low flow staalname	X	X(2)	X(3)
4)	staalname met bailer	X	X	X
* (n) getal geeft aan dat er n staalnames zijn / samplers worden aangebracht zodanig dat concentraties op verschillende dieptes in de filter bekomen worden				

Tabel 17: Pilootstudie Tauw, veldwerkcampagne (CityChlor project)

		PB507 (23-25 m-mv)		PB507 (23-25 m-mv)			
		bailer-1	low flow-1	PDB	SorbiCell	low flow-2	bailer-2
		23/10/2012	23/10/2012	04/12/2012	04/12/2012	04/12/2012	04/12/2012
parameter							
PCE	µg/l	3,1	3,3	2,7	<dl	2,2	4,0
TCE	µg/l	11	10	9,8	<dl	7	12
c1,2-DCE	µg/l	54	76	130	71,2	120	180
VC	µg/l	16	9,3	34	33	20	51

		PB537a (33-35 m-mv)			PB537a (33-35 m-mv)			
		bailer-1	low flow-1	low flow-2	PDB-1	PDB-2	low flow-3	low flow-4
staalnamediepte (m-mv)		"33,0-34,0"	"34,0-35,0"		"33,0-33,5"	"34,0-34,5"	"33,0-34,0"	"34,0-35,0"
		23/10/2012	23/10/2012	23/10/2012	04/12/2012	04/12/2012	04/12/2012	04/12/2012
parameter								
PCE	µg/l	7,9	16	16	17	15	20	22
TCE	µg/l	14	29	28	34	33	37	39
c1,2-DCE	µg/l	980	2400	2200	2000	2000	2100	2000
VC	µg/l	19	40	41	29	30	25	16

		PB537b (46-50 m-mv)				PB537b (46-50 m-mv)					
		bailer-1	low flow-1	low flow-2	low flow-3	low flow-4	low flow-5	low flow-5	SorbiCell-1	SorbiCell-2	SorbiCell-3
staalnamediepte (m-mv)		"46,5-47,5"	"47,5-48,5"	"48,5-49,5"	"46,5-47,5"	"47,5-48,5"	"48,5-49,5"		47	48	49
		23/10/2012	23/10/2012	23/10/2012	23/10/2012	04/12/2012	04/12/2012	04/12/2012	04/12/2012	04/12/2012	04/12/2012
parameter											
PCE	µg/l	4,4	<10	2,2	2,5	<10	<10	<10	0,7	<dl	<dl
TCE	µg/l	10	<10	6,9	4,3	<10	<10	<10	<dl	<dl	<dl
c1,2-DCE	µg/l	3400	4100	4200	3900	4500	4400	4400	330	5332	3521
VC	µg/l	72	93	100	100	86	89	97	8,6	178	139

dl: detectielimiet
"diepte": indicatief, staalnamedarm werd ter hoogte van aangegeven diepte in de peilbuis gehangen

Tabel 18: Pilootstudie Tauw, analyseresultaten (CityChlor project)

Bijlage 1: Lijst van tabellen

Bijlage 2: Lijst van figuren

Figuur 1: Schematische weergave grondwaterstandsverlaging bij klassieke grondwaterstaalname en low flow staalname (van Dijck et al., 2011)	11
Figuur 2: Schematisch overzicht invloedszone actieve grondwateronttrekking	12
Figuur 3: Schematische voorstelling van grondwaterstroming doorheen het filterelement van een conventionele peilbuis (Britt, 2011)	13
Figuur 4: : Schematische voorstelling invloedszone van passieve staalnametechnieken met captatie van pollutanten	14
Figuur 5: chematische voorstelling van een passieve sampler	15
Figuur 6: Onderscheid principe evenwichts en niet-evenwichtsgebaseerde passieve samplers (Steur-Lauridsen, 2005; Van Den Heuvel & Vanermen, 2006)	16
Figuur 7: Evenwichtscondities tussen het omgevend water en de 'ontvangende fase' zijn bereikt	17
Figuur 8: Principe kinetische PAS	18
Figuur 9: Concentratiegradiënt doorheen de diffuse lagen tussen het grondwater en de ontvangende fase van de PAS (naar Morrison, 2006)	18
Figuur 10: Schematische voorstelling van een permeatie-gebaseerde sampler (Verreydt, 2008)	20
Figuur 11: Schematische weergave van de 'bron-pad-receptor' benadering	20
Figuur 12: Voorstelling van een pollutentflux ter hoogte van een controlevlak (naar EPA, 2003)	21
Figuur 13: Overzichtsschema voor het meten van pollutentfluxen met behulp van kinetisch gebaseerde samplers	24
Figuur 14: Snap Sampler™: Installatie in peilbuis	28
Figuur 15: Snapsampler, beschikbare staalname vials (Ineris, 2011a)vial van 40 ml (1); vial van 125 ml (2); vial van 350 ml (3)	29
Figuur 16: Hydrasleeve™: Installatie in peilbuis	31
Figuur 17: Hydrasleeve™, substaalname voor analyse	32
Figuur 18: Discrete Interval Sampler (Solinst, 2012)	33
Figuur 19: Kogelklepmonsternemer of bailer (Solinst, 2012)	35
Figuur 20: Staalname LNAPL met behulp van een bailer	35
Figuur 21: Overzicht Pneumo-bailerT	36
Figuur 22: Kemmerer samplers (1:acryl ; 2: teflon, 3: roestvrij staal)	38
Figuur 23: Overzicht staalname door middel van passive diffusion bags	40
Figuur 24: Nylon screen passive diffusion sampler. A: open recipiënten; B: meerderer recipiënten omgeven door polyethyleen net, C: substaalname (Vroblesky et al., 2002; Zimmerman et al., 2005)	42
Figuur 25: Overzicht passive vapor diffusion sampler. A: recipiënt; B: recipiënt + 1 LDPE zakje; C-D: recipiënt + 2 LDPE zakjes	43
Figuur 26: Overzicht van een vlakke – plaatvormige peeper en een cilindervormige peeper	46
Figuur 27: Overzicht van de Regenerated-Cellulose Dialyse Membraan sampler	48
Figuur 28: A: Deployment; B: RPP sampler; C: substaalname	50
Figuur 29: Overzicht Ecoscope (El-Shenawy et al., 2010)	51
Figuur 30: Gore module; Schematisch overzicht (A) – Plaatsing in een peilbuis (B)	54
Figuur 31: Ceramic Dosimeter; A) Schematisch overzicht; B) plaatsing in peilbuis (Martin et al., 2001; Weir et al., 2007)	57
Figuur 32: SorbiCells staalname	61
Figuur 33: Sorbi sampler. Principe – details (Peekel et al., 2009; Ineris, 2011a)	61
Figuur 34: B) PFM; plaatsing – ophalen; C) substaalname	64
Figuur 35: Mesco, schematisch overzicht	65
Figuur 36: GaiaSafe sampler en uitvergroting (www.gaiaSafe.de)	66
Figuur 37: Opstelling labotesten; A) fles; B) doorstroomcel	71
Figuur 38: Pilootstudie Antea, grondwaterstaalname (CityChlor project)	86
Figuur 39: Pilootstudie Arcadis, grondwaterstaalname (CityChlorproject)	89
Figuur 40: Pilootstudie Tauw, grondwaterstaalname (CityChlorproject)	95

Bijlage 3: Bibliografie

Alvarez, D.A., Petty, J.D., Huckins, J.N., Jones-Lepp, T.L., Getting, D.T., Goddard, J.P., Manahan, S.E. (2004). Development of a passive, *in situ*, integrative sampler for hydrophilic organic contaminants in aquatic environments. *Environ. Toxicol. Chem.* **23**:1640-1648.

Annable, M.D. (2005). Mass Flux as a Remedial Performance Metric at NAPL Contaminated Sites. Department of Environmental Engineering Sciences. University of Florida. ppt.

Arctander Vik, E., Weideborg M. (2002). Passive samplers, a potential standard method for monitoring diffuse coconcentrations of contaminations in water. Practical experiences. Project ENVK1-2001-0287

ASTM (2002). "Standard Practice for Evaluating the Performance of Diffusive Samplers." D6246-02. ASTM International.

ASTM (2003). "Standard Guide for Placement and Use of Diffusion Controlled Passive Monitors for Gaseous Pollutants in Indoor Air." D6306-98 (reapproved 2003). ASTM International.

Baillieul, H., Verhack, J., Van Geert, K., Olivier, I., Leys, W., Gevaerts, W. (2011) Comparison of purge and no-purge samplings strategies for deep groundwater. Nicole workshop "Operating windows for site characterization". Copenhagen 25-27 May 2011.

Basmadjian, D. (2004). Mass transfer: principles and applications. CRC Press LLC, Florida, USA. ISBN 0-8493-2239-1, 390 p.

Basu, N.B., Rao, P.S.C., Poyer, I.C., Annable, M.D., Hatfield, K. (2006). Flux-based assessment at a manufacturing site contaminated with trichloroethylene. *Journal of Contaminant Hydrology* **86**: 105-127.

Bear, J. (1988). Dynamics of fluids in porous media. Reprint. Originally published: New York: American Elsevier Pub. Co., 1972. With corrections. ISBN 0-486-65675-6. 764 p.

Bear, J., Verruijt, A. (1987) Modeling Groundwater Flow and Pollution. D. Reidel, Dordrecht, Nederland. ISBN 1-556-08015-8. 414 p.

Booij, K., Smedes, F., Van Weerlee, E.M., Honkoop, P.J. (2006). Environmental Monitoring of Hydrofobic Organic Contaminants: The Case of Mussels versus Semipermeable Devices. *Environmental Science & Technology* **40**: 3893-3900.

Bopp, S., Weiß, H., Schirmer, K. (2005). Time-intergrated monitoring of polycyclic hydrocarbons (PAHs) in groundwater using the Ceramic Dosimeter passive sampling device. *Journal of Chromatography A*, **1072**: 137-147.

Britt, S.L. (2005). Testing in-well horizontal laminar flow assumption with a sand-tank well model. *Ground Water Monitoring & Remediation* **25**: 73-81.

Britt, S.L. (2011). Aquifer/Well flow dynamics: parameters key to active and passive sampling. Presentation handouts. Symposium "In-situ environmental monitoring and policy. The application of sensors and passive samplers. Ghent, 26-27 May 2011.

Britt, S. L., Parker, B., Cherry, A. (2010). Downhole Passive Sampling System To Avoid Bias and Error from Groundwater Sample Handling. *Environmental Science & Technology* **44**, 4917–4923

Brouyere, S., Jamin, P., Dolle, F., Chisala, B., Orban, PH., Popescu, I.-C., Hérivaux, C., Dassargues, A. (2010). A regional flux-based risk assessment approach of contaminated sites on groundwater bodies. GQ10: Groundwater Quality Management in a Rapidly Changing World (Proc. 7th International Groundwater Quality Conference held in Zurich, Switzerland, 13–18 June 2010).

Caterina, D., Brouyère, S., Jamin, P., Battle-Aguilar, J., Dassargues, A., Dejonghe, W., Diels, L., Crèvecoeur, S., Thomé, J.-P., Dujardin, J., Batelaan, O., Canters, F., Hérivaux, C. (2009). Flux-Based Risk Assessment of the Impact of Contaminants on Water Resources and Ecosystems «FRAC-WECO». Final Report. Brussels : Belgian Science Policy 2009 (Research Programme Science for a Sustainable Development).

Chimuca, L., Cukrowska, E. (2006). The Role of Passive Samplers in the Monitoring of Aquatic Ecosystems and Occupational Hygiene Pollution. LCGC solutions for separation scientists. North America. www.lcgcmag.com.

Church P. E., Vroblesky, D. A., Lyford F. P. (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. US Geological Survey, Water-Resources Investigations Report 02-4186. <http://clu-in.org/download/char/passsamp/Guidance-PVD-sampler-USGS.pdf>

Columbia Analytical Services, Inc. (2007). “Rigid porous polyethylene passiv diffusion samplers.” Presented at the 7th Passive Sampling Workshop and Symposium, April 24–26, Reston, VA.

CMA (2012a). Compendium voor Monsternamen en analyse. Procedure staalname bodem: inleiding. Procedure CMA/1/A.0. Ministerieel besluit van 18 jan 2012 --- Belgisch Staatsblad van 27 jan 2012. www.emis.be

CMA (2012b). Compendium voor Monsternamen en analyse. Procedure staalname vaste deel van de aarde. Procedures CMA/1/A.1. Ministerieel besluit van 18 jan 2012 --- Belgisch Staatsblad van 27 jan 2012. www.emis.be

CMA (2012c). Compendium voor Monsternamen en analyse. Procedure staalname vaste deel van de aarde. Procedures CMA/1/A.1. Ministerieel besluit van 18 jan 2012 --- Belgisch Staatsblad van 27 jan 2012. www.emis.be

De Jonge, H., Rothenberg, G. (2005). New Device and Method for Flux-proportional Sampling of Mobile Solutes in Soil and Groundwater. *Environ. Sci. Technol.* **39**: 274-282.

Drost, W., Klotz, D., Koch, A., Moster, H., Neumaier, F., Rauert, W. (1968). Point dilution method measuring groundwater flow by means of radioisotopes. *Water Resources Research* **4**: 125-146.

Ehlke, T. A., Imbrigiotta, T. E., Dale, J. M. (2004). Laboratory Comparison of Polyethylene and Dialysis Membrane Diffusion Samplers. *Ground Water Monitoring and Remediation* **24**(1): 53–59.

El-Shenawy, N.S., Nabil, Z. I., Abdel-Nabi, I. M., Greenwood, R. (2010) Comparing the passive and active sampling devices with biomonitoring of pollutants in Langstone and Portsmouth Harbour UK. *Journal of Environmental Monitoring* **3**: 1-17.

EPA (United States Environmental Protection Agency). Gore, W.L. *et al.* (2000). GORE-SORBER® Water Quality Monitoring. Groundwater Sampling Technologies. EPA-VS-SCM-38.

EPA (2003). The DNAPL remediation challenge: Is there a case for source depletion? Expert Panel on DNAPL Remediation. U.S. Environmental Protection Agency report 600-R-03-143.

ESTCP (2006) Field Demonstration and Validation of a New Device for Measuring Water and Solute Fluxes at CFB Borden. Environmental Security Technology Certification Program, final report. 152p. <http://www.clu-in.org>

Geologic Associates (2009). Passive sampling pilot study report. Stringfellow hazardous waste site. Rapport dd. Juli 2009. Beschikbaar op: www.hydrasleeve.com

Gore (2012) Gore™ surveys for site assessment & monitoring. Beschikbaar op http://www.gore.com/MungoBlobs/239/659/surveys_environmental_brochure.pdf

Greenwood, R., Mills, G., Vrana, B. (2007). Passive sampling techniques in environmental monitoring. In Barcelo, D. (Ed.). *Comprehensive Analytical Chemistry*, 48, 453 p. Amsterdam, Elsevier. ISBN:978-0-444-52225-2.

Greenwood, R., Roig, B., Allan, I.J. (2004). Draft report: Operational Manual, Overview of Existing Screening Methods. To be published. Beschikbaar op <http://www.swift-wfd.com>.

Haas, R., Oeste, F. D. (2001). Passivsammler zur Wasseruntersuchung. UWSF-S. Umweltchem. *Ökotoxikologie* 13: 2–4.

Harter, T., en S. Talazi. (2004). Evaluation of a Simple Inexpensive Dialysis Sampler for Small Diameter Monitoring Wells. *Ground Water Monitoring and Remediation* 24(4): 97–105.

Hatfield, K., Annable, M., Cho, J., Rao, P.S.C., Klammler, H. (2004). A direct passive method for measuring water and contaminant fluxes in porous media. *Journal of Contaminant Hydrology* 75: 155-181.

HSE (U.K. Health & Safety Executive). 1995. Laboratory Method Using Diffusive Solid Sorbent Tubes, Thermal Desorption and Gas Chromatography. Methods for the Determination of Hazardous Substances (MDHS) 80. London.

Huckins, J.N., Petty, J.D., Booij, K. (2006). Passive monitors of organic chemicals in the environment: semipermeable membrane devices. Springer, New York, NY, In Press.

Huckins, J.N., Petty, J.D., Orazio, C.E., Lebo, J.A., Clark, R.C., Gibson, V.L., Gala W.R., Echols, K.R. (1999). Determinations of Uptake Kinetics (Sampling Rates) by Lipid-Containing Semipermeable Membrane Devices (SPMDs) for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Water. *Environ. Sci. Technol.* 33: 3918-3923.

Ineris (2011a) Project Metrocap. Synthèse bibliographique relative aux capteurs passives utilisés pour la mesure de la qualité des eaux souterraines. Ineris onderzoeksrapport dd. 29 mei 2011 met als referentie DRC-11-105722-05324A.

INERIS (2011b) Project Metrocap. Recommendations pour l' utilisation de capteurs passives pour la mesure de la qualité des eaux souterraines, dans le contexte des sites pollués. Ineris onderzoeksrapport dd. 29 mei 2011 met als referentie DRC-11-105722-04595A.

INERIS (2011c) Project Metrocap. Synthèse de tests exploratoires sur sites de mesures de COHV dans les eaux souterraines par capteurs passifs. Ineris onderzoeksrapport dd. 29 mei 2011 met als referentie DRC-11-105722-05328A.

INERIS (2011d) Project Metrocap. Synthèse de l'enquête réalisée auprès des bureaux d'études quant à leur utilisation de capteurs passifs pour la mesure de la qualité des eaux souterraines, dans le contexte des sites pollués. Ineris onderzoeksrapport dd. 29 mei 2011 met als referentie DRC- 11-105722-02621A.

ITRC (Interstate Technology & Regulatory Council). (2004). Technical and Regulatory Guidance for Using Polyethylene Diffusion Bag Samplers to Monitor Volatile Organic Compounds in Groundwater. Washington, D.C.: Interstate Technology & Regulatory Council, Diffusion/Passive Sampler Team. www.itrcweb.org.

ITRC (Interstate Technology & Regulatory Council). (2005). Technology Overview of Passive Sampler Technologies. DSP-4.. Washington, D.C.: Interstate Technology & Regulatory Council, Diffusion/Passive Sampler Team. www.itrcweb.org.

ITRC (Interstate Technology & Regulatory Council). (2006). Technology Overview of Passive Sampler Technologies. DSP-4. Washington, D.C.: Interstate Technology & Regulatory Council, Authoring Team. www.itrcweb.org.

ITRC (Interstate Technology & Regulatory Council). (2007). Protocol for the Use of Five Passive Samplers to Sample for a Variety of Contaminants in Groundwater. DSP-5. Washington, D.C.: Interstate Technology & Regulatory Council, Diffusion/Passive Sampler Team. www.itrcweb.org.

ITRC (Interstate Technology & Regulatory Council). (2008). Internet Training Course: Protocol for the Use of Five Passive Samplers. February 21st 2008. <http://www.clu-in.org/conf/itrc/passsamp/>

Kalbus, E., Schmidt, C., Bayer-Raich, M., Leschik, S., Reinstorf, F., Balcke, G.U., Schirmer, M. (2007) New methodology to investigate potential contaminant mass fluxes at the stream-aquifer interface by combining integral pumping tests and streambed temperatures. *Environmental Pollution* 148: 808-816.

Ke, R., Xu, Y., Wang, Z., Khan, S.U. (2006). Estimations of the Uptake Rate Constants for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons Accumulated by Semipermeable Membrane Devices and Triolein-Embedded Cellulose Acetate Membranes. *Environ. Sci. Technol.* 40: 3906-3911.

Kingston, J.K., Greenwood, R., Mills, G.A., Morrison G.M., Persson, L.B. (2000). Development of a novel passive sampling system for the time-averaged measurement of a range of organic pollutants in aquatic environments. *J. Environ. Monit.* 2: 487-495.

Klammler, H., Hatfield, K., Annable, M.D. (2007). Concepts for measuring horizontal groundwater flow directions using the passive fluxmeter. *Advances in Water Resources* 30: 984-997.

Kot-Wasik, A., Zabiegala, B., Urbanowicz, M., Dominiak, E., Wasik, A., Namiesnik, J. (2007). Advances in passive sampling in environmental studies. *Analytica Chimica Acta* 602, 141-163.

Lee, J., Rao, P.S.C., Poyer, I.C., Toole, R.M., Annable, M.D. and Hatfield, K. (2007). Oxyanion flux characterization using passiv flux meters: Development and field testing of surfactant-modified granular activated carbon. *Journal of Contaminant Hydrology* 92, 209-229.

LeBlanc, D.R. (2003). Diffusion and Drive-Point Sampling to Detect Ordnance-Related Compounds in Shallow Ground Water Beneath Snake Pond, Cape Cod, Massachusetts, 2001-2002. U.S. Geological Survey Water Resources Investigations Report 03-4133. 20.

Luellen, D.R., Shea, D. (2002). Calibration and Field Verification of Semipermeable Membrane Devices for Measuring Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Water. *Environ. Sci. Technol.* 36: 1791-1797.

Martin, H., Piepenbrink, M., Grathwohl, P. (2001). Ceramic dosimeter for time-integrated contaminant monitoring. *Journal of Process Analytical Chemistry* 6, 68-73.

Martin, H., Patterson, B.M., Davis, G.B., Grathwohl, P. (2003). Field Trial of Contaminant Groundwater Monitoring: Comparing Time-Integrating Ceramic Dosimeters and Conventional Water Sampling. *Environ. Sci. Technol.* 37: 1360-1364.

Mattice, J.D., Park, S.K., Lavy, T.L. (1998). Potential Passive Empore C18 Disk Extraction for Analysis of Water Samples Containing Fine Particulates. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 60: 202-208.

Mels, C.J.M.M., Prins, T.M. (2005). Toepassingsmogelijkheden van diffusiesamplers bij een VOCl-grondwater-verontreiniging. SKB (Stichting Kennisontwikkeling Kennisoverdracht Bodem). CUR/SKB, Gouda. 24 p. www.soilpedia.nl

Morrison, G. (2006). Principles of passive sampling, development of Chemcatcher and comparison with other devices. STAMPS satellite dissemination workshop, 16th January 2006, Prague. 20p.

Namiesnik, J., Zabiegala, B., Kot-Wasik, A., Partyka, M., Wasik, A. (2005). Passive sampling and/or extraction techniques in environmental analysis: a review. *Anal Bioanal Chem.* 381: 279-301.

Newman, M., Hatfield, K., Hayworth, J., Stauffer, P.S.C.R. (2005). A hybrid method for inverse characterization of subsurface contaminant flux. *Contam. Hydrol.* 81:34-62.

Paschke, A., Vrana, B., Popp, P., Wennrich, L., Lorenz, W., Schuurman, G. (2003). Novel Passive Samplers for Monitoring Organic Pollutants in Surface and Ground Water Based on Membrane-enclosed Silicone Material. UFZ, Centre for Environmental Research, Leipzig-Halle, Germany. Beschikbaar op www.pg.gda.pl/chem/CEEAM/Dokumenty/Warsztaty/Paschke.pdf.

Parker, L.V. & 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. www.dtic.mil

Parker, L., Mulherin, N., Gooch, G., Hall, T., Scott, C., Clausen, J., Major, W., Willey, R., Imbrigiotta, T., Gibbs, J., & Gronstal D. (2011). Demonstration/Validation of the Snap Sampler. Cost and Performance: Final Report Project ER-063. US Army Corps of Engineers, Engineer Research and Development Center. Report reference ERDC/CRREL TR-11-11, 56p. <https://clu-in.org/download/char/passsamp/Snap-samplers-C&P.pdf>

Parsons (2005) Results Report for the Demonstration of No-Purge Groundwater Sampling Devices at Former McClellan Air Force Base, California. Prepared for USACE (U.S. Army Corps of Engineers), 79 p. http://clu-in.org/download/char/passsamp/mcclellan_final_results_report.pdf

Peekel, A.F., de Jonghe, H. & Broer, W. (2009) Toepassing van de SorbiCell bij grondwatermonitoring, eindrapport (PT5408). SKB-project met als referentie 9R1336/R00009/501384/Rott.

SKB (Stichting Kennisontwikkeling Kennisoverdracht Bodem) (2005). Toepassing van de Sorbisampler bij grondwatermonitoring in het kader van grondwatersanering. SKB Demonstratieproject. 9R1336:R00006.

SKB (Stichting Kennisontwikkeling Kennisoverdracht Bodem) (2006). Toepassing van de Sorbisampler bij grondwatermonitoring in het kader van grondwatersanering. SKB Demonstratieproject. 9R1336: R00007.

Sorbisense (2010) MultiLevel Sampler til 3D måling af grundvandsforurening (in Deens), MultiLevel Sampler rapport 20101208 (4). <https://sorbisense.dk>

Steur-Lauridsen, F. (2005). Review of passive accumulation devices for monitoring organic micropollutants in the aquatic environment. *Environmental Pollution* 136: 503-524.

Thibodeaux, L.J. (1996). *Environmental chemodynamics: Movement of chemicals in air, water, and soil*. John Wiley & Sons, New York. ISBN 0-471-61295-2. 599 p.

USGS (United States Geological Survey) (2002). Comparison of Diffusion- and Pumped-Sampling Methods to Monitor Volatile Organic Compounds in Ground Water, Massachusetts Military Reservation, Cape Cod, Massachusetts. Scientific Investigations Report 2005-5010. 53 p.

USGS (United States Geological Survey). Huckins, J.N., Petty, J.D., Lebo, J.A., Orazio, C.E., Clark, R.C., Gibson, V.L. (2002). SPMD Technology Tutorial (3rd Edition). United States Geological Survey. www.aux.cerc.cr.usgs.gov/spmd/SPMD-Tech_Tutorial

USGS (United States Geological Survey). Vroblesky, D. (2001). Users Guide for Polyethylene-Based Passive Diffusion Bag Samplers to Obtain Volatile Organic Compound Concentrations in Wells. Part 1: Deployment, recovery, data interpretation and quality control and assurance. Water-Resources Investigations Report 01-4060. 18 p.

USGS (2003). National field manual for the collection of water-quality data: techniques of water-resources investigations book 9. Handbook for water resources investigations (chapter 2), 28 p.

van Dijk, G., Perebolte, H.J., Schulten, S. (2011). NEN 5744 voor het nemen van grondwatermonsters ingrijpend gewijzigd. maart 2011.

Van Den Heuvel, I., Vanermen, G. (2006) Overzicht van passieve bemonsteringssystemen voor de monitoring van organische microverontreinigingen in water. VITO-rapport 2006/MIM/R/090.

Verreydt G. (2008) Bepaling en berekening van grondwater pollutantfluxen in het kader van grondwatermanagement. Voortgangsrapportering doctoraatsonderzoek. Intern VITO document dd. 26/06/2008.

Verreydt G. (2012) New approaches of groundwater management using contaminant mass flux measurement. PhD Thesis University of Antwerp, Antwerp, Belgium, 165 p.

Verreydt, G., Bronders, J., Van Keer, I., Diels, L. & Vanderauwera, P. 2010. Passive samplers for monitoring VOCs in groundwater and the prospects related to mass flux measurements. *Ground Water Monitoring and Remediation* **30**: 114-126.

Verreydt G., Annable M., Kaskassian S., Van Keer I., Bronders J., Diels L. & Vanderauwera P. (2013) Field demonstration and evaluation of the Passive Flux Meter on a CAH groundwater plume. *Environmental Science & Pollution Research*, DOI 10.1007/s11356-012-1417-8.

Vrana, B., Mills, G. A., Allan, I. J., Dominiak, E., Svensson, K., Knutsson, J., Morrison, G., Greenwood, R. (2005). Passive sampling techniques for monitoring pollutants in water. *Trends in Analytical Chemistry*, 24 (10): 845-868.

Vrana, B., Mills, G. A., Dominiak, E., Greenwood, R. (2006). Calibration of the Chemcatcher passive sampler for the monitoring of priority organic pollutants in water. *Environmental Pollution* 142: 333-343.

Vrana, B., Mills, G.A.K., Greenwood, R. Knutsson, J., Svensson, K., Morrison, G. (2005). Performance optimisation of a passive sampler for monitoring hydrophobic organic pollutants in water. *J. Environ. Monit.* 7: 612-620.

Vrana, B., Paschke, A., Popp, P. (2006). Calibration and field performance of membrane-enclosed sorptive coating for integrative passive sampling of persistent organic pollutants in water. *Environmental Pollution* 144: 296-307.

Vrana, B., Paschke, A., Popp, P., Schuurman, G. (2001). Use of semipermeable membrane devices (SPMDs). Determination of bioavailable organic, waterborne contaminants in the industrial region of Bitterfeld, Saxony-Anhalt, Germany. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* 8(1): 27-34.

Verreydt, G., Bronders, J., Van Keer, I., Diels, L., Vanderauwera P. (2010). Passive samplers for monitoring VOCs in groundwater and the prospects related to mass flux measurements. *Ground Water Monitoring & Remediation*, 30(2): 114–126.

Vroblesky D.A., Campbell, T.R. (2000). Equilibration times, compound selectivity, and stability of diffusion samplers for collection of ground-water VOC concentrations. *Advances in Environmental Research* 5: 1-12.

Vroblesky, D. A. (2001). User's Guide for Polyethylene-Based Passive Diffusion Bag Samplers to Obtain Volatile Organic Compounds Concentrations in Wells, Part 1—Deployment, Recovery, Data Interpretation, and Quality Control and Assurance and Part 2— Field Tests. U.S. Geological Survey Water Resources Investigation Reports 01-4060 and 01-4061. Available as DSP-1, Interstate Technology & Regulatory Council, Diffusion/Passive Sampler Team, www.itrcweb.org.

Vroblesky, D.A. (2002), Appendix 1: Laboratory and Field Testing of Passive-Vapor-Diffusion Sampler Equilibration Times, Temperature Effects, and Sample Stability; in 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>

Vroblesky, D. A., Manish, J., Morrell, J., Peterson, J. E. (2003). Evaluation of Passive Diffusion Bag Samplers, Dialysis Samplers, and Nylon-Screen Samplers in Selected Wells at Andersen Air Force Base, Guam, March-April 2002: U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report 03-4157. 29 p.

Vroblesky, D. A., Petkewich, M. D., 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, 31 p.

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/>

Vroblecky, 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 02-4159. 28 p.

Weiß, H., Schirmer K., Bopp, S., Grathwohl, P. (2007). Use of ceramic dosimeters in water monitoring. Pp. 279-293 in: Comprehensive Analytical Chemistry 48, (Greenwood, R., Mills, G., Vrana, B., editors). Amsterdam: Elsevier

Wennrich, L., Vrana, B., Popp, P., Lorenz, W. (2003). Development of an integrative passive sampler for the monitoring of organic water pollutants. *J. Environ. Monit.* 5: 813-822.

Wenzel, K.D., Vrana, B., Hubert, A., Schuurman, G. (2004). Dialysis of Persistent Organic Pollutants and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons from Semi-permeable Membranes. A Procedure Using an Accelerated Solvent Extraction Device. *Anal. Chem.* 76: 5503-5509.

Zimmerman, M., Vroblecky D. A., Camp K. W., Massey A. J., Scheible W. (2005). Field Tests of Nylon-Screen Diffusion Samplers and Pushpoint Samplers for Detection of Metals in Sediment Pore Water, Ashland and Clinton, Massachusetts, 2003. U.S. Geological Survey, Scientific Investigations Report 2005-5155, 56 p.

WEB pages (2013)

Besst Inc., Global subsurface technologies

www.besstinc.com

Columbia Analytical Services (ALS Environmental)

www.caslab.com

CLU-IN, Contaminated clean-up site information, US-EPA: Passive (no-purge) samplers

<http://clu-in.org/characterization/technologies/>

Eijkelpkamp, Agrisearch equipment

www.eijkelpkamp.com

Hydrasleeve

<http://www.hydrasleeve.com/>

IMW

<http://www.im-weiss.de/>

Prohydro Inc.

www.prohydroinc.com

Solinst

www.solinst.com

Sorbisense

<https://sorbisense.dk>

Bijlage 4: Overzicht van PAS voor staalname van vluchtige organische polluenten in grondwater

naam	kinetisch	equilibrium	evenwichtskoncentratie	tijdsgeïntegreerde concentratie	massaflux	opbouw	polluent	kwantitatief	semi-quantitatief	kwantitatief	analyse-techniek	oppervlaktewater	grondwater	typische applicatieduur	voordelen	beperkingen	ontwikkelingsstadium	referenties
Diffusie-gebaseerde passieve samplers (evenwichtssamplers)																		
Regenerated-Cellulose Dialysis Membrane Samplers (RCDMs)	X	X				De sampler bestaat uit een tube van <i>high grade</i> RCD membraan, langs buiten beschermd met een LDPE-gaas, gevuld met een solvent (hexaan) of demi-water.	- VOC's - meeste metalen - alle anionen MTBE		x		directe analyse van inhoud sampler, voor VOC's via GC-MS	x		1 dag tot 2 weken	- zowel anorganische als organische analyten - 1-7 dagen equilibratie	- beperkte levensduur (degradatie van membraan, biofouling) - sampler moet vochtig blijven	2	ITRC, 2006; ITRC, 2007; Namiesnik <i>et al.</i> , 2005; Ehlke <i>et al.</i> , 2004; Harter <i>et al.</i> , 2004; Vrobletsky <i>et al.</i> , 2003
Nylon-screen Passive Diffusion Samplers (NSPDS)	X	X				Deze sampler bestaat uit een polypropyleen flesje van 175 mL met brede hals, gevuld met analytisch water, afgedekt met een nylon filter van 125 micron met daarboven een stop met een opening in van circa 58 mm diameter.	- meeste VOC's - meeste metalen - meeste anionen		x		directe analyse van inhoud sampler, voor VOC's via headspace GC-MS	x		enkele weken	- toepasbaar voor de meeste analyten	- peilbuisdiameter ≥ 10 cm - de oriëntatie van het membraan is kritisch - veldtesten met oxidatie-reductie gevoelige metalen geven inconsistente metingen - methode staat nog niet op punt	1	ITRC, 2006; Vrobletsky <i>et al.</i> , 2001
Passive Vapor Diffusion Samplers (PVDs)	X	X				Deze sampler is samengesteld uit een glazen vial van 20 of 40 mL, ingesloten in twee lagen LDPE tubing of 2 zip sluitzakjes. Diffusie gebeurt via de gasfase naar de lucht in de glazen vial.	- meeste VOC's, (vnl. in sedimenten of in dieper grondwater, ook in bodemlucht)		x		gassamples in vials kunnen rechtstreeks in GC-MS	x	x	1-3 weken	- 1 tot 2 weken equilibratie - snelle <i>screening</i> analyse kan in het veld gedaan worden (mobiele GC)	- analyseren binnen de 5 dagen - luchtstaal op dezelfde temperatuur bewaren als de ondergrond - geen plaatsing dieper dan 120cm – mv.	1	ITRC, 2006; Church <i>et al.</i> , 2002; Vrobletsky, 2001; Vrobletsky, 2002

naam	kinetisch evenwicht				opbouw	polluent	kwantitatief semi-kwantitatief		analyse-techniek	oppervlaktewater grondwater		typische applicatieduur	voordelen	beperkingen	ontwikkelingsstadium	referenties
	kinetisch	evenwicht	concentratie	massaflux			kwantitatief	semi-kwantitatief		oppervlaktewater	grondwater					
Ecoscope		x	x		Deze sampler bestaat uit een plastic behuizing met daarin een dialysemembraan gevuld met solvent.	- niet-polaire organische componenten			x chemische extractie uit het sorbens waarna analyse via GC-MS of GC-ECD	x	x	uren tot dagen	- eenvoudig en goedkoop	- slechts kwalitatieve meting mogelijk	3	El-Shenawy et al., 2012
Peeper Samplers		x	x		Deze bestaat uit een vast lichaam met één of meerdere openingen, afgedekt met een permeabel membraan of filter. De polysulfon membraansampler (PsMS) bestaat uit polysulfon membraan van 2 µm poriegrootte rond de uiteinden v.e. 2 inch PVC buis.	- meeste VOC's - sommige metalen - meeste anionen		x	directe analyse van inhoud sampler, voor VOC's via headspace GC-MS	x	x	1 week tot 1 maand	- selectie van het membraantype maakt keuze voor bepaalde analyt mogelijk - geen limiet naar diepte van plaatsing	- minimum peilbuisdiameter voor PsMS: 10 cm	1	ITRC, 2006
Polyethylene Diffusion Bag Samplers (PDBs)		x	x		DE PDB sampler bestaat uit een semi-permeabel LDPE membraan in de vorm van een tube, gevuld met demi-water (200-350 mL),	- meeste VOC's - niet voor metalen en anorganische componenten		x	directe analyse van inhoud sampler, voor VOC's via headspace GC-MS		x	2 weken - 1 jaar	- lange blootstellingsduur mogelijk	- min. 2 weken equilibratie - reageert niet snel op fluctuaties van korte duur - alleen voor beperkt aantal VOC's	1	ITRC, 2004; ITRC, 2006; Vrobesky et Campbell, 2000; USGS, Vrobesky, 2001; USGS, 2002; SKB, 2005

naam	kinetisch	equilibrium	evenwichtsconcentratie	tijdsgeïntegreerde concentratie	massaflux	opbouw	polluent	kwantitatief	semi-quantitatief	kwalitatief	analyse-techniek	oppervlaktewater	grondwater	typische applicatieduur	voordelen	beperkingen	ontwikkelingsstadium	referenties
Rigid Porous Polyethylene Samplers (RPPS)	x	x				De sampler is opgebouwd uit een vaste polyethyleenbuis (1,5 inch OD) met stoppen aan beide uiteinden en een schuimachtige poreuze PE met poriegrootte 6-15 micron binnenin, gevuld met analytisch water (inhoud ca. 175 mL).	breedere range van analyten dan PDB: - meeste VOC's - sommige sVOC's - meeste metalen - meeste anionen	x			directe analyse van inhoud sampler, voor VOC's via GC-MS	x		14 dagen tot 1 maand	- organische én anorganische analyten	- sVOC's zijn onvoldoende uitgetest - RPPS werkt goed voor anionen, metalen en Chroom VI, minder voor VOC's dan PDB - de lucht in het poreus materiaal kan problemen geven met oxidatie-reductie gevoelige metalen	2	ITRC, 2006; ITRC, 2007; Columbia analytical services, 2007
Semi-permeable Membrane Devices (SPMDs)	x			x		De SPMD bestaat uit een neutraal vet met een hoge molecuul-massa (> 600 daltons), zoals trioleïne, ingekapseld in een dunwandige (50-100 µm) platte polyethyleen membranen tube (LDPE).	micro-verontreiniging en: - niet-polaire of hydrofobe sVOC's - sommige VOC's (log K _{ow} >3) bepalen van bioconcentratie van organische contaminanten in vetweefsels van organismen	x			- extractie uit het sorbens waarna analyse via GC-MS of GC-ECD (eveneens PRC analyse) - vervoeren in koude gasdichte metalen behouder, bevroren bewaren	x	x	1 maand	- reeds ruim gekende technologie - evenwichtsconcentratie ca. 1 maand	- de sampling snelheden zijn niet beschikbaar voor alle chemicaliën - biofouling van het membraanoppervlak	1	ITRC, 2006; Namiesnik <i>et al.</i> , 2004; Vrana <i>et al.</i> , 2005; Luelle <i>et al.</i> , 2002; Booi <i>et al.</i> , 2006; Vrana <i>et al.</i> , 2001; Ke <i>et al.</i> , 2006; Wenzel <i>et al.</i> , 2004; Huckins <i>et al.</i> , 1999; Huckins <i>et al.</i> , 2006

naam	kinetisch equilibrium	evenwichtskoncentratie	tijdsgeïntegreerde concentratie	massaflux	opbouw	polluent	kwantitatief	semi-kwantitatief	kwantitatief	analyse-techniek	oppervlaktewater	grondwater	typische applicatieduur	voordelen	beperkingen	ontwikkelingsstadium	referenties
GORE™ Sorber Module	x		x		Deze sampler bestaat uit een tube van een GORE-TEX membraan dat verscheidene sorberpakketten in serie bevat. Het sorberend materiaal is meestal actieve kool of een polymeerhars. De ontvangende fase is ook hier watervrij. Diffusie gebeurt op basis van de Henry-coëfficiënt.	- alle VOC's - meeste sVOC's	x			- thermische desorptie uit het sorbens waarna analyse via GC-MS of GC-ECD - sorber modules in afgesloten glazen vials brengen, ongekoeld naar lab vervoeren	x	x	48 u	- makkelijk in peilbuizen met smalle diameters te plaatsen	- zeer korte equilibratietijd, 15 min. tot 4 u - nog onvoldoende ervaring met de kalibratie van de gesorbeerde pollutantmassa	1	ITRC, 2006; Vrana <i>et al.</i> , 2005
Polar Organic Chemical Integrative Samplers (POCIS)	x		x		De POCIS bestaat uit een vast materiaal (sorbens) tussen twee micro-poreuze polyethersulfon-membranen. Het doel-analyt bepaalt de keuze van het sorbens. De verhouding membraan-opp./ sorbentmassa = ca. 180 cm²/g	micro-verontreinigingen: -sommige VOC's - meeste sVOC's (hydrofiele, polaire) - pharmaceutica, - herbiciden, - pesticiden - hormonen; - brandvertragers.		x		- extractie uit het sorbens waarna analyse via GC-MS of GC-ECD - vervoeren in koude gasdichte metalen behouder	x		14 -30 dagen	- gaat de respiratorische blootstelling na van aquatische organismen	- gevoelig aan biofouling - kalibratie gemeten flux-reële flux onzeker - semi-kwantitatief: hoe de PRC benadering in de POCIS brengen? - huidige vorm past niet in peilbuis	1	ITRC, 2006; USGS; Vrana <i>et al.</i> , 2005; Alvarez <i>et al.</i> , 2004
Membrane Enclosed Sorptive Coating sampler (MESCO)	x		x		De sampler is samengesteld uit een dialysemembraan-zak (cellulose of LDPE), gevuld met bigedestilleerd water, met daarin ofwel een vaste staaf, gecoat met polydimethylsilo-xaan (SBSE, Stir Bar Sorptive Extraction) ofwel stukjes van een volle siliconenstaaf.	micro-verontreinigingen: - PAH's - PCB's - organochloor-pesticiden - sommige VOCI's	x			- thermische desorptie uit het sorbens waarna analyse via GC-MS of GC-ECD - kalibratie voor omgevingsfactoren via PCR mogelijk	x		20 dagen	- zeer kleine sampler - eenvoudig - voor zowel polaire als niet-polaire analyten - hergebruik mogelijk	- 1 à 2 weken equilibratie nodig - lage membraan-stabiliteit wat het cellulosedialyse-membraan betreft	3	CHIMUCA <i>et al.</i> , 2006; Namiesnik <i>et al.</i> , 2004; Vrana <i>et al.</i> , 2001; Vrana <i>et al.</i> , 2006; Paschke <i>et al.</i> (2003); Wennrich <i>et al.</i> , 2003

[illegible]

naam	kinetisch equilibrium	evenwichtsconcentratie	tijdsgeïntegreerde concentratie	massaflux	opbouw	polluent	kwantitatief	semi-kwantitatief	kwantitatief	analyse-techniek	oppervlaktewater grondwater	typische applicatieduur	voordelen	beperkingen	ontwikkelingsstadium	referenties	
Chemcatcher - Empore Disk	x		x		De sampler is samengesteld uit een PTFE behuizing met daarin een filter gecoat met een standaard absorptie materiaal als 'ontvangende fase' (vaak C-18 hars: C18 Empore disk).. Er bestaan 3 types: de ruimte tussen de 'ontvangende fase' en het membraan is 1) Lucht, 2) water, 3) n-octanol. De sampler heeft een hoge oppervlakte/volume ratio. Het omgevend membraan is snelheidsbepalend voor de diffusie.	micro-verontreinigingen: 2 types: - niet-polaire, hydrofobe organische componenten met $K_{OW} > 4$; - polaire, hydrofiele componenten met $2 < K_{OW} < 4$	x			extractie van de componenten uit de 'ontvangende fase', analyse via GC-MS	x	14 dagen tot 1 maand	- eenvoudig	- snelle equilibratie - lage opname-capaciteit - lagere gevoeligheid dan SPMD wegens lagere sampling snelheid - watertempera-tuur, turbulentie en biofouling zijn belangrijke invloedsfactoren	3	Mattice <i>et al.</i> , 1998;Vrana <i>et al.</i> , 2005; Kingston <i>et al.</i> , 2000	
Ceramic dosimeter	x		x		De sampler bestaat uit een ceramische buis, gevuld met een vast sorbens, afgesloten met PTFE-deksels. De doorlatendheid en dus ook de porositeit van de keramische buis bepaalt of de sampler binnenin gevuld is met water of met lucht.	- PAH's - BTEX, - gechloreerde koolwater-stoffen	x			solventextractie of thermische desorptie, daarna GC-MS of GC-ECD	x	x	2 weken tot maanden	- contacttijd tot 1 jaar - geen laboratorium-kalibraties nodig wegens het relatief dikke diffusie-membraan - robust design; geschikt voor lange tijdsmonitoring	- lage gevoeligheid aan snelle veranderingen - geen directe fluxmetingen mogelijk	3	Vrana <i>et al.</i> , 2005; Bopp <i>et al.</i> , 2005; Martin <i>et al.</i> ,200

naam	kinetisch		evenwichtsconcentratie	tijdsgeïntegreerde concentratie	massaflux	opbouw	polluent	kwantitatief		analyse-techniek	oppervlaktewater		typische applicatieduur	voordelen	beperkingen	ontwikkelingsstadium	
	equilibrium							semi-kwantitatief	kwalitatief		grondwater					referenties	
Permeatie-gebaseerde passieve samplers																	
Passive Flux Meter (PFM)	x		x	x	De PFM bestaat uit een voor water permeabele behuizing, gevuld met een voldoende poreus sorbens en tracer. Het type polluent is bepalend voor het vereiste sorbens.	brede range van analyten afh. van sorbens: - VOC's - sVOC's - metalen - anionen	x		extractie uit het sorbens waarna gekozen analysetechniek, voor VOC's meestal GC-MS	x	dagen tot een maand	- zowel pollutentfluxen als grondwaterfluxen kunnen gemeten worden - traceralcoholen laten correctie toe van in situ invloeds-factoren zoals fluctuaties in grondwaterstroming en biofouling,...	- zeer innovatief: momenteel nog niet op de Europese markt beschikbaar	3	www.enviroflux.com Hatfield <i>et al.</i> , 2004; Basu <i>et al.</i> , 2006; Klammler <i>et al.</i> , 2006; Lee <i>et al.</i> , 2007; Annable <i>et al.</i> , in press		
SORBI-sampler	x		x	x	De sorbi-sampler is opgebouwd uit een holle buis met daarin sorbipatronen, waarover een drukgradiënt wordt gecreëerd door de holle buis in de peilbuis onder het grondwater te plaatsen. De holle buis is via een precisie-capillair in verbinding met de patronen, die worden geplaatst ter hoogte van de filter van de peilbuis. De holle buis is verder via een luchtslang in verbinding met de atmosfeer. Door het gebruik van tracers in de patronen kan de waterflux doorheen de patronen gecontroleerd worden.	afhankelijk van adsorbens: - VOC's - nitraten - ...	x		extractie van de componenten op de patronen, conc. tracerzout en volume water in holle buis voor bepaling stroomsnelheid	x	1-2 weken tot 6 maanden	- tijdsgemiddelde concentratie - concentratie- en omgevings-specifieke factoren zoals temperatuur en stromings-snelheid hebben geen invloed - robuust: lange blootstellingstijd mogelijk	- geen fluxmetingen - invloed van de veranderende grondwatertafel	1	SKB, 2005-2006; De Jonge <i>et al.</i> Rothenberg, 2005		

Bijlage 5: Pilootstudie Antea

Bijlage 6: Pilootstudie Arcadis

Bijlage 7: Pilootstudie Tauw

Bijlage 8: Pilootstudie Tauw