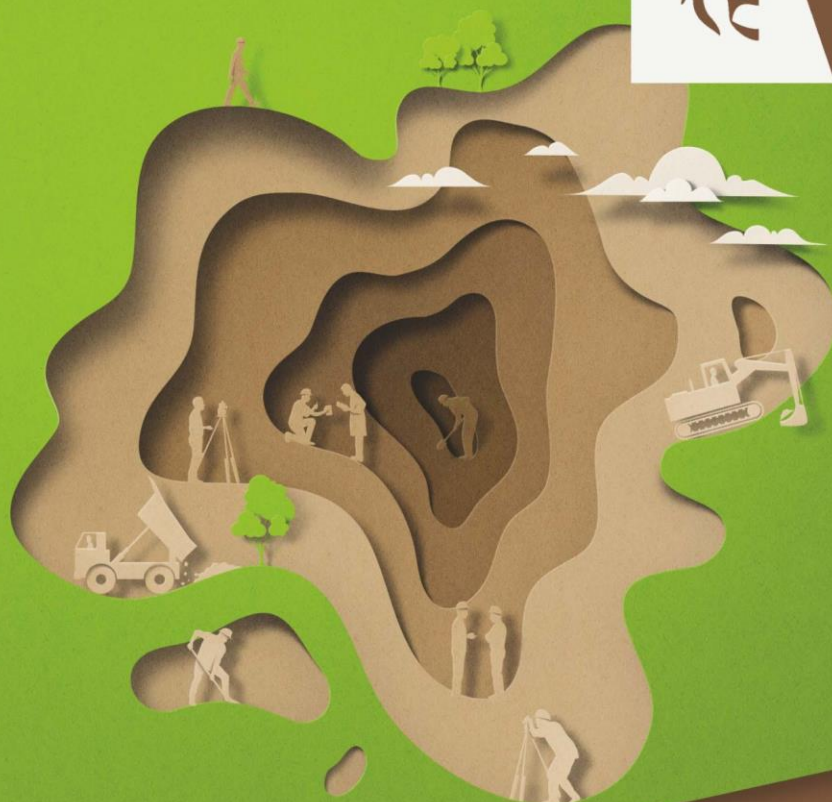




Vlaanderen
is bodembewust



VERTICALE FLUXMETINGEN IN WATERLOPEN

DARCY, ZWARE METALEN, MINERALE OLIE, PAK EN PFAS

SAMEN MAKEN WE
MORGEN MOOIER

OVAM

WWW.OVAM.BE

////////////////////////////////////

VERTICALE **FLUXMETINGEN IN** **WATERLOPEN**

DARCY, ZWARE METALEN, MINERALE OLIE,
PAK EN PFAS

publicatiedatum / 24.12.2021

////////////////////////////////////

DOCUMENTBESCHRIJVING

- | | |
|---|--|
| 1 <i>Titel van publicatie:</i>
Verticale fluxmetingen in waterlopen
Darcy, Zware metalen, Minerale olie, PAK en PFAS | 2 <i>Verantwoordelijke Uitgever:</i>
OVAM |
| 3 <i>Wettelijk Depot nummer:</i> D/2021/5024/34 | 4 <i>Trefwoorden:</i>
Waterbodem
Waterbodemonderzoek
Oppervlaktewater
Sediment |
| 5 <i>Samenvatting:</i>
Deze brochure bevat de resultaten van de opdracht die iFLUX heeft uitgevoerd in opdracht van de OVAM om de verticale water- en massafluxmetingen in drie verschillende waterlopen in kaart te brengen. Hiermee wordt nagegaan wat de nalevering is van de verontreiniging in het sediment naar het oppervlaktewater of omgekeerd. | |
| 6 <i>Aantal bladzijden:</i> 65 | 7 <i>Aantal tabellen en figuren:</i> 6 T / 7 F |
| 8 <i>Datum publicatie:</i>
2021 | 9 <i>Prijs*:</i> / |
| 10 <i>Begeleidingsgroep en/of auteur:</i>
Iflux – Erik Bosmans | 11 <i>Contactpersonen:</i>
Katrien Van de Wiele
Goedele Kayens |
| 12 <i>Andere titels over dit onderwerp:</i> Onderzoek relatie waterbodem-oppervlaktewater | |

U hebt het recht deze brochure te downloaden, te printen en digitaal te verspreiden.
U hebt niet het recht deze aan te passen of voor commerciële doeleinden te gebruiken.

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

* Prijswijzigingen voorbehouden.

INHOUD

1	Inleiding.....	6
1.1	Opdracht	6
1.2	Beschrijving meettechniek	6
1.3	Beschrijving meetlocties	7
1.3.1	Diepteloop te Beerse	7
1.3.2	Scheppelijke Nete te Baelen	8
1.3.3	Zenne te Zemst	9
2	Overzicht van de metingen	11
2.1	Overzicht van de metingen en de analyses	11
2.2	Veldwerk	11
3	Resultaten samenvatting	13
3.1	Slugtesten en stroombaanafbuiging	13
3.2	Waterfluxen	13
3.2.1	Diepteloop	14
3.2.2	Scheppelijke Nete	14
3.2.3	Zenne	14
3.3	Massafluxen	14
3.3.1	Diepteloop	14
3.3.2	Scheppelijke Nete	15
3.3.3	Zenne	15
4	Resultaten tabellen en grafieken	17
4.1	Waterfluxen	17
4.2	Massafluxen	18
4.2.1	Zware metalen	18
4.2.2	PAK	22
5	Bespreking van de resultaten.....	24
5.1	Diepteloop	24
5.2	Scheppelijke Nete	24
5.3	Zenne	25
5.3.1	Zware metalen	25
5.3.2	Organische parameters	25
6	Conclusies.....	26
6.1	Algemeen besluit	26
6.2	Aanbevelingen	27
7	Bijlagen.....	28
7.1	Kaarten met aanduiding van de resultaten	28
7.2	Analysecertificaten	32

7.3	Concentratie gegevens sediment en oppervlaktewater	46
7.3.1	Diepteloop sediment	46
7.3.2	Diepteloop oppervlaktewater	46
7.3.3	Scheppelijke Nete sediment	46
7.3.4	Scheppelijke Nete oppervlaktewater	46
7.3.5	Zennesediment	47
7.4	SBPFM-publicatie	49
7.5	Fotoreportage	61
7.5.1	Installatie van de SBPFM's (27.04.21 en 28.04.21)	61
7.5.2	Zijbeek Scheppelijke Nete te Baelen	62
7.5.3	Zenne te Eppegem	63
7.5.4	Ophaling van de SBPFM's (10.05.21)	64
7.5.5	Installatie peilbuizen voor slugtesten (11.06.21)	65

1 INLEIDING

1.1 OPDRACHT

iFLUX heeft in opdracht van de OVAM verticale water- en massafluxmetingen uitgevoerd in drie verschillende waterlopen: de Diepteloop in Beerse, de Scheppelijke Nete in Baelen en de Zenne in Zemst. Voor het bepalen van de pollutent- en waterfluxen werd gebruik gemaakt van de SBPFM technologie¹. De SBPFM laat toe om de verticale (opwaartse en neerwaartse) water- en massaflux doorheen het sediment tussen grondwater en oppervlaktewater te meten.

Hiermee wordt nagegaan wat de nalevering is van de verontreiniging in het sediment naar het oppervlaktewater of omgekeerd, van het oppervlakte water naar het sediment.

Deze fluxmetingen werden aanvullend uitgevoerd op het onderzoek van de UA waarbij verschillende meetmethoden worden vergeleken.

Naast de metingen met de SBPFM's werden ook slugtesten uitgevoerd ter bepaling van de horizontale en verticale hydraulische conductiviteit (K_h en K_v) in de sediment laag. De K_h en K_v waarden zijn noodzakelijk voor de inschatting van de stroombaanafbuiging van het water rond de SBPFM's of alpha factor. Deze factor wordt gebruikt om de reële flux in het sediment in te schatten op basis van de gemeten flux in de SBPFM.

1.2 BESCHRIJVING MEETTECHNIEK

Bijlage 4 bevat een wetenschappelijk artikel waarin de sediment bed passive flux meter (SBPFM) wordt geïntroduceerd als een nieuw instrument voor in situ metingen in de sedimentbodem.

De Sediment Bed Passieve Flux Meter (SBPFM) is een instrument dat passieve in-situ puntmetingen kan uitvoeren van cumulatieve verticale grondwater- en massafluxen. Niet-limiterende voorbeelden zijn fluxmetingen over het grensvlak tussen grondwater en oppervlaktewater, zoals in de hyporheïsche zone van een beekbedding.

Het instrument (zie fig. 1 van bijlage 4) is een zelfstandige doorlatende eenheid die passief de grondwaterstroming onderschept zonder deze vast te houden. Met verdere verwijzing naar Fig.1, kan men zien dat de binnenkant van het instrument uit een sorberende matrix bestaat die in een permeabel gaas of sok is opgenomen. De sorberende matrix is geïmpregneerd met in vloeistof oplosbare tracers die uit het sorptiemiddel worden geloofd naarmate het water verticaal (bv. naar boven of naar beneden) door het instrument stroomt. Voor het meten van de flux van verontreinigingsparameters is een adsorberend resin toegevoegd in het instrument die de te bemeten parameters capteert bij doorstroming. De stroomsnelheid van grondwater en/of verontreinigingsparameters is evenredig met de flux van de omgevingsvloeistof. Nog steeds verwijzend naar Fig. 1 is te zien dat het sorptiemiddel en de sok van de SBPFM in een vaste behuizing zitten, met twee of meer verfilterde inlaat- en uitlaatopeningen.

¹ Sediment Bed Passive Flux Meter. Deze wordt geleverd door EnviroFlux en bevat de iFLUX actieve kool met tracers en de iFLUX harsen.

Voordat het instrument in werking wordt gesteld, wordt het in de bovenste sedimenten gedreven op het grensvlak tussen grondwater en oppervlaktewater (bijvoorbeeld in de beekbedding), zodat de verticale massafluxen van water en/of verontreinigende stoffen die door de sedimenten bewegen, worden onderschept.

De blootstellingstijd kan variëren van uren tot weken, hoewel ook andere perioden kunnen worden overwogen, afhankelijk van wat wenselijk of nuttig is voor een bepaald scenario. Ongeacht de tijdsduur kan de SBPFM na een zogenaamde operationele of inzetperiode worden verwijderd en kan het sorbens worden gesegmenteerd en geëxtraheerd om de restmassa van de geïmpregneerde tracers en de daarin aanwezige verontreinigingen te kwantificeren. Op deze wijze kunnen de richting en de grootte van de cumulatieve verticale grondwaterflux en/of de massaflux van verontreinigende stoffen worden berekend.

De SBPFM werkt volgens dezelfde algemene principes als gewone passieve fluxmeters, een directe methode voor het monitoren van cumulatieve, horizontale waterfluxen en massafluxen van verontreinigende stoffen door poreuze media. De passieve fluxmeter is een zelfstandige permeabele eenheid die in een peilbuis of boorput wordt ingebracht zodat de horizontale grondwaterstroming door het instrument wordt onderschept. Beide instrumenten zijn ontworpen om passief waterfluxen door te laten met het oog op de berekening van cumulatieve waterfluxen en massafluxen van verontreinigende stoffen.

Voor het gebruik in het kader van dit OVAM-project levert de SBPFM discrete puntmetingen van de cumulatieve water- en massaflux door de bedding van een waterloop. De metingen kunnen op meerdere plaatsen worden verricht en ruimtelijk worden geïnterpoleerd en geïntegreerd om een schatting te maken van het stoftransport door een ruimtelijk meetnet in delen van de waterloop die vermoedelijk drainerend of voedend zijn. De gecombineerde water- en massafluxen kunnen dan worden gebruikt om de interacties tussen grondwater en oppervlak in waterlopen te beoordelen met het oog op het controleren van attenuatie, het evalueren van een sanering, het beoordelen van risico's, het opstellen van massabalansen, enzovoort.

1.3 BESCHRIJVING MEETLOCTIES

1.3.1 Diepteloop te Beerse

De Diepteloop is een kleine Kempense beek in de provincie Antwerpen die behoort tot het waterschap Kleine Nete en Aa.

In het water en het sediment van de beek werd een historische metaalverontreiniging vastgesteld, afkomstig van een non-ferro bedrijf dat sinds 1912 hoofdzakelijk lood en antimoon produceert.

De verontreiniging, met als hoofdparameters lood en antimoon, is al lang gekend en de laatste dertig jaar werden verscheidene bodemonderzoeken uitgevoerd. Naar aanleiding van de resultaten van voorgaande onderzoeken heeft ARCADIS, in opdracht van de OVAM, een waterbodemonderzoek uitgevoerd in de periode van 2013 tot 2017.

Dit onderzoek, met rapportering in februari 2019 heeft aangetoond dat ondanks de aanwezigheid van een ander non-ferro bedrijf de waterbodemonverontreiniging in de Diepteloop rechtstreeks te linken is aan de activiteiten aan het houdere non-ferro bedrijf (ARCADIS, 2019). Op basis van het uitgevoerde waterbodemonderzoek is besloten dat de verontreinigde waterbodem gesaneerd moet worden.

Door UA werden recentelijk sediment en oppervlaktewater stalen genomen ter hoogte van de locatie waar de iFLUX metingen hebben plaatsgevonden. Hieruit blijkt dat het sediment verhoogde concentraties bevat met lood, zink, antimoon en arseen en in mindere mate met cadmium. Het oppervlakte water bevat verhoogde concentraties met vooral zink en antimoon maar ook met lood, arseen en in mindere mate met cadmium. De tabellen met de beschikbare resultaten worden opgenomen in de bijlage 3.

1.3.2 Scheppelijke Nete te Baelen

De Scheppelijke Nete is een kleine waterloop (2de cat.) in de provincie Antwerpen die behoort tot het Netebekken (Molse Nete en Grote Nete).

In het water en het sediment van de Scheppelijke Nete werd een historische metaalverontreiniging vastgesteld, afkomstig van de zinkindustrie.

Op basis van het MER voor hervergunning van de lozing en verandering (uitbreiding & wijziging) van de productie bij een metaalverwerkend bedrijf in de omgeving, uitgevoerd in 2014 door Sertius blijkt dat de vastgestelde verontreiniging in de Scheppelijke Nete voornamelijk te maken heeft met de voortschrijdende uitloging van zink en cadmium uit de bodem. Zodra de vervuiling in het grondwater terechtkomt verspreidt zich dit en komt dit terecht in de drainerende waterlopen of naar het diepere grondwater.

Dit proces verloopt langzaam en duurt vele decennia. Ondanks het feit dat de exploitatie die aan de bron ligt van de bodemonverontreiniging reeds gestart is in 1890 en in de jaren 70 is beëindigd door verbeteringen inzake productietechnieken, zal de nalevering naar het grond- en oppervlaktewater zich nog lange tijd voordoen. Bovendien is sprake van contaminatie afkomstig van andere zinkindustrieën die in het verleden rijkelijk in de Kempen vertegenwoordigd waren.

De waterbodem is verontreinigd tot sterk verontreinigd door metalen. Deze verontreiniging is voornamelijk aanwezig op plaatsen waar veel sedimentatie plaatsvindt, door binding van metalen aan de sedimenten. Slibruiming hebben slechts een tijdelijk effect.

Een toetsing van de waterkwaliteit van de Scheppelijke Nete in de huidige situatie (2014) aan de toetsingswaarden (jaargemiddelde milieukwaliteitsnormen) is in onderstaande tabel weergegeven. Uit de tabel blijkt dat de concentraties van cadmium en zink in het de Scheppelijke Nete als gevolg van de historische verontreiniging en activiteiten zeer hoog zijn opgelopen.

Metaal	Ci (µg/l)	TW (µg/l)	% van TW
Cadmium	14,14	0,15	9427%
Arseen	1,87	3	62%
Seleen	0	2	0%
Thallium	0,02	0,2	10%
Chroom	0,02	5	0%
Koper	0,29	7	4%
Kwik	0	0,05	0%
Lood	0,14	7,2	2%
Nikkel	2,47	20	12%
Zink	3247	20	16235%

Tabel 1: Toetsing van de waterkwaliteit (Ci) van de Scheppelijke Nete aan de toetsingswaarden (TW)

Bron: MER- hervegunning en verandering (uitbreiding & wijziging) van de productie, uitgave 31/10/2014 door Sertius.

De zijbeek van de Scheppelijke Nete waar de iFLUX metingen hebben plaatsgevonden werd ook onderzocht door een student van UA in het kader van zijn master thesis (2021). In dat onderzoek werden hoge concentraties aan zink, cadmium en arseen in het sediment en het oppervlaktewater vastgesteld. Er werd tevens een SEDIAS model opgesteld om de advectieve en diffusieve beweging van de verontreiniging en het effect op het oppervlaktewater te kwantificeren. Hieruit blijkt dat het sediment aangerijkt wordt met voornamelijk cadmium en zink van uit het oppervlaktewater door voornamelijk diffusie. Voor arseen, nikkel en koper wordt in tegendeel een aanrijking van het oppervlaktewater verwacht vanuit het sediment door kwel. Dit is in tegenspraak met de bevindingen van Sertius, opgenomen in de MER voor hervegunning van een metaalverwerkend bedrijf.

Door UA werden sediment en oppervlaktewater stalen genomen ter hoogte van de locatie waar de iFLUX metingen hebben plaatsgevonden. Hieruit blijkt dat het sediment en het oppervlakte verhoogde concentraties bevat met zink en cadmium. De tabellen met de beschikbare resultaten worden opgenomen in de bijlage 3.

1.3.3 Zenne te Zemst

De Zenne is een waterloop die behoort tot het Dijlebekken. Het stroomgebied van de Zenne ligt voor de helft in Wallonië, voor 36% in Vlaanderen en voor 14% in het Brussels Hoofdstedelijk Gewest.

Kenmerkend voor de afvoer van de Zenne zijn de piekdebieten die bij hevige regenbuien plots ontstaan. Deze worden veroorzaakt door een zeer snelle afvoer van hemelwater op de oostelijke flank van de vallei en door de grote bebouwde oppervlakten en de overwelvingen van de waterlopen in de Brusselse agglomeratie. De getijdeninvloed op de Zenne is merkbaar over een lengte van circa 12 km tot in Zemst.

De Zenne had jarenlang een heel slechte reputatie wat waterkwaliteit betreft. Door de inspanningen op vlak van waterzuivering de voorbije 15 jaar, en vooral door de ingebruikname van de RWZI Brussel-Noord, een zuiveringsinstallatie die het afvalwater van meer dan 1 miljoen mensen zuivert, is de waterkwaliteit de voorbije 10 jaar significant verbeterd.

Desondanks is het sediment in de Zenne steeds verontreinigd met zware metalen (voornamelijk zink, mangaan, lood en nikkel) en organische parameters zoals minerale olie of poly-aromatische koolwaterstoffen (PAK). Recent werden ook perfluoroverbindingen (PFAS) aangetroffen in de Zenne waarvan de oorsprong niet gekend is.

In het hele traject van de Dijle en de Zenne zijn er overschrijdingen voor verschillende PAK's, waaronder benzo(a)pyreen, benzofluorantheen en fluorantheen. Alomtegenwoordige stoffen die slecht scoren zijn de vlamvertragers polybroomdifenylethers en hexabroomcyclododecaan.

Uit de gegevens beschikbare gesteld door UA voor de locatie waar de iFLUX metingen hebben plaatsgevonden blijkt dat het sediment verhoogde concentraties bevat met vooral metalen (Al, Fe, P, Ba, Mn, Pb, Cu, Cr), maar ook met organische parameters zoals minerale olie, PBDE, PCB en PAK. Er werden ook een aantal pesticiden aangetroffen. Voor het oppervlakte water waren geen gegevens beschikbaar. De tabel met de beschikbare resultaten wordt opgenomen in de bijlage 3.

2 OVERZICHT VAN DE METINGEN

2.1 OVERZICHT VAN DE METINGEN EN DE ANALYSES

Onderstaande tabel geeft een overzicht van het aantal en de identificatie van SBPFM metingen evenals de verdeling van de geanalyseerde parameters.

De locatie van de metingen en de te analyseren parameters is samen met UA en de OVAM bepaald op basis van de beschikbaar gestelde gegevens.

Waterloop	Aantal SBPFM	SBPFM ID	Waterflux (tracers)	Zware metalen*	As/Hg	MO, PAK, PCB	PFAS
Diepteloop	3	SBPFM1 SBPFM2 SBPFM3	x	x	x	-	-
Scheppelijke Nete	3	SBPFM4 SBPFM5 SBPFM6	x	x	x	-	-
Zenne	3	SBPFM7 SBPFM8 SBPFM9	x	x	x	x	-
Zenne	3	PFAS1 PFAS2 PFAS3	-	-	-	-	x

Tabel 2: Overzicht van het aantal en de identificatie van SBPFM-metingen evenals de verdeling van de geanalyseerde parameters

* Zware metalen, waarvoor een andere specifieke resin is gebruikt dan voor Hg en As. Het betreffen Cd, Sb, Pb, Cr, Mn, Co, Ni, Cu en Zn

2.2 VELDWERK

Op de drie locaties werden telkens 3 SBPFM's geïnstalleerd in het sediment van de waterloop. In de Zenne werden bijkomend 3 SBPFM's specifiek voor de PFAS meting geïnstalleerd. Een fotoreportage is opgenomen in de bijlage 5.

Voor de installatie werd gebruik gemaakt van een 35mm diameter boorkop. Deze heeft een iets grotere diameter dan de SBPFM's (32 mm buitendiameter), waardoor de installatie mogelijk was. Zonder voorgaande boring was de installatie op diepte niet mogelijk. De SBPFM's werden telkens tot een diepte van 80 cm onder de bovenkant van het sediment geplaatst. De afstand tussen de 3 meetpunten was circa 7 m bij de Diepteloop en de Scheppelijke Nete en van circa 15 m bij de Zenne.

De plaatsing in de Diepteloop en de Scheppelijke Nete was mogelijk vanuit de oever. Voor de Zenne was een bootje nodig en werd gebruik gemaakt van geleidingsbuizen tijdens de installatie.

In de **Diepteloop** werden SBPFM-1, SBPFM-2 en SBPFM-3 geïnstalleerd op 27/04/2021 en opgehaald op 10/05/2021 voor een blootstelling van 13 dagen.

In de **Scheppelijke Nete** werden SBPFM-4, SBPFM-5 en SBPFM-6 geïnstalleerd op 27/04/2021 en opgehaald op 4/05/2021 voor een blootstelling van 7 dagen.

In de **Zenne** werden SBPFM-7, SBPFM-8 en SBPFM-9 en de 3 PFAS SBPFM's (PFAS -1, PFAS-2 en PFAS-3) geïnstalleerd op 28/04/2021 en opgehaald op 10/05/2021 voor een blootstelling van 12 dagen.

De blootstellingstijd werd bepaald op basis van de beschikbare concentratie gegevens van oppervlaktewater en sediment (zie bijlage 3).

Na ophaling van de SBPFM's werden kleine diameter peilbuizen geplaatst om slugtesten uit te voeren teneinde de horizontale en verticale hydraulische conductiviteit (K_h en K_v) van de sediment laag te bepalen. De plaatsing van deze peilbuizen gebeurde op dezelfde wijze en dezelfde diepte dan de plaatsing van de SBPFM's zodat de verkregen resultaten ook representatief zijn voor de metingen met de SBPFM's.

3 RESULTATEN SAMENVATTING

3.1 SLUGTESTEN EN STROOMBAANAFBUIGING

In de resultaten van zowel de water- als de massafluxen wordt rekening gehouden met een stroombaanafbuiging factor (α). Deze is afhankelijk van de eigenschappen van de SBPFM en de K_h en K_v waarden van het sediment.

Voor het bepalen van de K_h en K_v waarden, op basis van de Bouwer and Rice en de Hvorslev methoden, werden slugtesten uitgevoerd ter hoogte van de 3 waterlopen. Voor de Diepteloop en de Scheppelijke Nete zijn deze slugtesten geslaagd.

Voor de Zenne was de diepte te groot om een stabiele test uit te voeren en zijn K waarden terug gevonden in de literatuur gebruikt. In een onderzoek van 2014 uit de hydrogeology Journal getiteld Combining flux estimation techniques to improve characterization groundwater-surface-water interaction In de Zenne river, Belgium, wordt een horizontale K_h waarde vermeld van 2,5 m/dag voor het sediment in de Zenne. Bijkomend wordt een anisotropie factor van 9 gebruikt om de verticale K waarde te bepalen. Hiermee wordt een verticale K_v waarde van 0,28 m/dag berekend.

Aangezien uit de slugtesten voor de Diepteloop en de Scheppelijke Nete gebleken is dat de gemeten schijnbare verticale K_v waarde hoger was dan de horizontale schijnbare K_h waarde ten gevolge van het plaatsen van de peilbuis of de sampler, werd de verticale K_v waarde voor het sediment van de Zenne gelijkgesteld met de horizontale K_h waarde.

De hydraulische conductiviteiten en hieruit berekende α waarden worden opgenomen in onderstaande tabel.

Parameter	Diepteloop	Scheppelijke Nete	Zenne
K_h (m/dag)	0,01	3,21	2,50
K_v (m/dag)	0,06	6,58	2,50
Alpha	48,8	33,1	47,5

Tabel 3: hydraulische conductiviteiten en hieruit berekende α waarden

De berekende waarden geven aan dat er een sterke convergentie optreedt rond de SBPFM's waardoor de flux doorheen de SBPFM veel hoger lijkt te zijn dan de reële flux doorheen het sediment.

3.2 WATERFLUXEN

De resultaten worden opgenomen in de tabel en de grafiek van Hoofdstuk 4.1. en op de kaarten met aanduiding van de resultaten in de bijlage 1. de analysecertificaten zijn opgenomen in de bijlage 2.

3.2.1 Diepteloop

De waterflux of “specific discharge” wordt uitgedrukt in cm/dag. De “net” waterflux betreft de som van de absolute opwaartse en neerwaartse flux die gemeten wordt in de SBPFM, d.i. ongeacht de richting. De resultaten werden reeds gecorrigeerd met de alpha factor.

De gemeten verticale net waterfluxen in de Diepteloop variëren tussen 0.005 en 0.015 cm/d.

Bij elk meetpunt was de opwaartse flux (kwel) en neerwaartse flux (infiltratie) gelijkwaardig tijdens de meting.

3.2.2 Scheppelijke Nete

De gemeten verticale net waterfluxen in de Scheppelijke Nete variëren tussen 0.205 en 0.253 cm/dag.

Bij elk meetpunt was de opwaartse flux (kwel) groter dan de neerwaartse flux (infiltratie) tijdens de meting. Waar de opwaartse waterflux de kleinste was (SBPFM5) werd de hoogste neerwaartse flux vastgesteld.

3.2.3 Zenne

De gemeten verticale net waterfluxen in de Zenne variëren tussen 0.020 en 0.025 cm/d.

Bij twee meetpunten (SBPFM7 en SBPFM8) was de opwaartse waterflux (kwel) groter dan de neerwaartse waterflux (infiltratie) tijdens de meting. Bij SBPFM9 was de neerwaartse waterflux groter dan de opwaartse waterflux. Zoals bij de Scheppelijke Nete was de neerwaartse waterflux de grootste waar de kleinste opwaartse waterflux werd vastgesteld (SBPFM9).

3.3 MASSAFLUXEN

Er werden tevens verticale pollutentfluxen gemeten in de SBPFM's. De resultaten worden opgenomen in de tabel en grafieken van Hoofdstuk 4.2. en op de kaarten met aanduiding van de resultaten in de bijlage 1.

3.3.1 Diepteloop

De pollutent flux of “mass flux” wordt uitgedrukt in mg/m²/dag (of µg/m²/d voor PAK). De “net” massa flux betreft de som van de opwaartse en neerwaartse massa flux die gemeten werden in de SBPFM en gecorrigeerd voor alpha.

De hoogste “net” massafluxen in de Diepteloop werden gemeten voor lood, zink, arseen, koper, mangaan en antimoon in alle SBPFM's. Er werden ook lagere massafluxen gedetecteerd voor nikkel, chroom, kobalt en cadmium.

Van de drie modules vertoonde SBPFM1 (stroomafwaarts) duidelijk de hoogste net massafluxen, gevolgd door SBPFM2 (tussenpositie) en vervolgens SBPFM3 (stroomopwaarts).

In SBPFM3 waren de verticale neerwaartse massafluxen groter dan de opwaartse. In SBPFM1 daarentegen waren de opwaartse massafluxen groter dan de neerwaartse, behalve voor mangaan.

In de tussenliggende SBPFM2 waren de net massafluxen bijna volledig gevormd door de opwaartse fluxen.

De stroomrichting van de waterloop volgend wordt een algemene toename van de opwaartse massafluxen waargenomen (van SBPFM 3 naar SBPFM1). De neerwaartse fluxen lijken eerst af te nemen van SBPFM3 naar SBPFM2, maar in SBPFM1 is een sterke toename te zien, zodat de neerwaartse (en opwaartse) massafluxen daar hoger zijn dan in SBPFM3.

3.3.2 Scheppelijke Nete

De hoogste “net” massafluxen in de zijbeek van de Scheppelijke Nete werden gemeten voor zink, cadmium en arseen, in alle SBPFM's. Er werden ook lagere massafluxen gedetecteerd voor mangaan, lood, koper, nikkel, chroom en kobalt.

De gemeten massafluxen met zink waren zeer hoog en van dezelfde grootte-orde in de drie modules. Voor arseen en cadmium vertoonde SBPFM6 (stroomafwaarts) de hoogste net massafluxen. In SBPFM5 (tussenpositie) en SBPFM4 (stroomopwaarts) waren de lagere net arseen fluxen gelijkwaardig. Voor cadmium was de net flux in SBPFM5 hoger dan in SBPFM4.

Algemeen waren de massafluxen overwegend opwaarts gericht, behalve voor cadmium in SBPFM4.

De stroomrichting van de waterloop volgend lijkt de opwaartse zinkflux licht toe te nemen van SBPFM4 naar SBPFM6, terwijl de neerwaartse flux, die maximaal is in SBPFM4, eerst afneemt in SBPFM5 en vervolgens licht toeneemt in SBPFM6. Dit is ook het geval voor arseen en zink, behalve dat zij een sterkere toename van de opwaartse flux vertonen tussen SBPFM5 en SBPFM6 en dat voor arseen de maximale neerwaartse flux in de stroomafwaarts gelegen SBPFM6 werd gemeten in plaats van de stroomopwaarts gelegen SBPFM4.

3.3.3 Zenne

De hoogste “net” massafluxen in de Zenne werden gemeten voor mangaan, zink en lood, in alle SBPFM's. Er werden ook lagere massafluxen gedetecteerd voor koper, nikkel, chroom, arseen, kobalt, cadmium en antimoon.

Voor PAK werden nog lagere massafluxen gedetecteerd met fluorantheen, pyreen, acenafteen, chryseen, benzo[a]antraceen, benzo[a]pyreen en benzo[b]fluorantheen.

Voor de overige parameters, inclusief minerale olie, PCB en PFAS waren de resultaten beneden de detectielimieten van het laboratorium.

Van de drie modules vertoonde SBPFM9 (stroomopwaarts) duidelijk de hoogste net metalen massafluxen, gevolgd door SBPFM8 (stroomafwaarts) en vervolgens SBPFM7 (tussenpositie).

Voor PAK werden de hoogste massafluxen gemeten in SBPFM8. In SBPFM7 en SBPFM9 werd enkel voor fluorantheen een lichte overschrijding van de detectielimiet vastgesteld bij de opwaartse flux.

Algemeen waren de massafluxen overwegend opwaarts gericht, behalve voor mangaan in SBPFM8. In SBPFM8 en voor mangaan waren de verticale neerwaartse massafluxen groter dan de opwaartse. In SBPFM9 daarentegen waren de opwaartse massafluxen groter dan de neerwaartse. In de tussenliggende SBPFM7 waren de net massafluxen bijna volledig gevormd door de opwaartse fluxen.

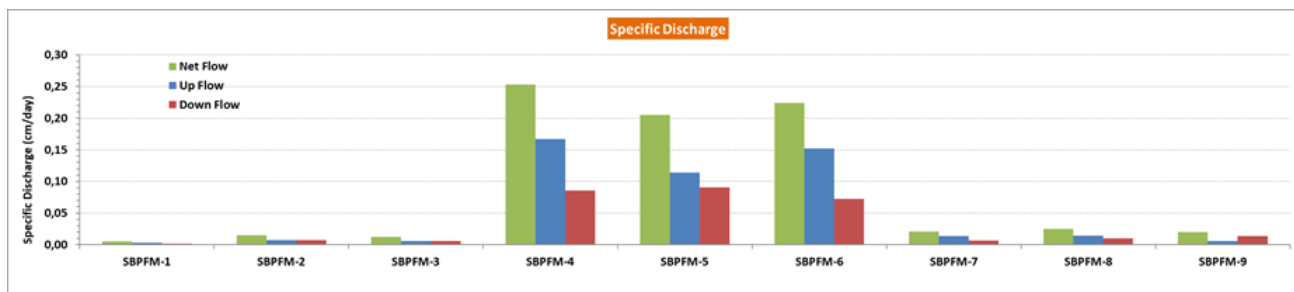
De stroomrichting van de waterloop volgend wordt een algemene afname van de opwaartse metalen massafluxen waargenomen (van SBPFM 9 naar SBPFM8). De neerwaartse fluxen lijken ook eerst sterk af te nemen van SBPFM9 naar SBPFM7, maar in SBPFM8 is opnieuw een toename te zien, zodat de neerwaartse massafluxen daar gelijkwaardig zijn aan die van SBPFM9.

4 RESULTATEN TABELLEN EN GRAFIEKEN

4.1 WATERFLUXEN

PFM ID	Specific Discharge (Waterflux)		
	Net Flow (cm/d)	Up Flow (cm/d)	Down Flow (cm/d)
SBPFM-1	0.005	0.003	0.002
SBPFM-2	0.015	0.008	0.007
SBPFM-3	0.012	0.006	0.006
SBPFM-7	0.021	0.014	0.007
SBPFM-8	0.025	0.015	0.010
SBPFM-9	0.020	0.006	0.014
SBPFM-4	0.253	0.167	0.086
SBPFM-5	0.205	0.114	0.091
SBPFM-6	0.225	0.152	0.072

Tabel 4: Waterfluxen



Figuur 1: Waterfluxen

SBPFM 1, 2, 3 : Diepteloop

SBPFM 4, 5, 6 : Scheppelijke Nete

SBPFM 7, 8, 9 : Zenne

4.2 MASSAFLUXEN

4.2.1 Zware metalen

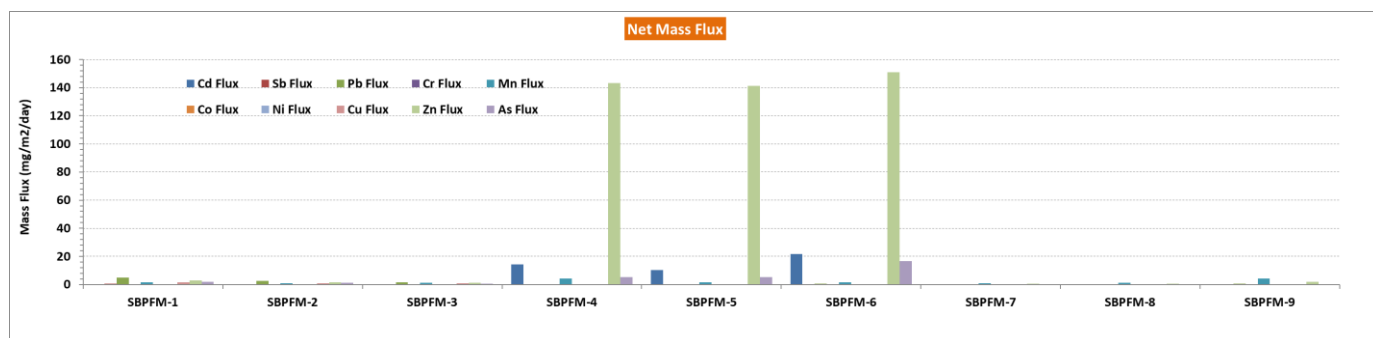
PFM ID	Flux Richting	Cd Flux (mg/m ² /d)	Sb Flux (mg/m ² /d)	Pb Flux (mg/m ² /d)	Cr Flux (mg/m ² /d)	Mn Flux (mg/m ² /d)	Co Flux (mg/m ² /d)	Ni Flux (mg/m ² /d)	Cu Flux (mg/m ² /d)	Zn Flux (mg/m ² /d)	As Flux (mg/m ² /d)
SBPFM-1	Flux Down	0.008	0.147	1.829	0.027	0.774	0.014	0.131	0.690	1.203	0.787
	Flux Up	0.012	0.259	3.105	0.050	0.637	0.020	0.197	1.007	1.872	1.182
	Net Flux	0.020	0.407	4.934	0.077	1.411	0.034	0.328	1.697	3.074	1.969
SBPFM-2	Flux Down	0.002	0.054	0.386	0.009	0.137	0.002	0.027	0.121	0.246	0.171
	Flux Up	0.011	0.282	2.061	0.032	0.727	0.018	0.154	0.674	1.343	0.979
	Net Flux	0.013	0.337	2.447	0.041	0.865	0.020	0.180	0.795	1.589	1.150
SBPFM-3	Flux Down	0.007	0.076	0.966	0.024	0.941	0.009	0.110	0.495	0.701	0.313
	Flux Up	0.004	0.066	0.762	0.011	0.382	0.005	0.043	0.317	0.443	0.235
	Net Flux	0.011	0.142	1.728	0.035	1.323	0.014	0.153	0.812	1.144	0.548
SBPFM-4	Flux Down	7.543	0.001	0.131	0.014	1.647	0.031	0.023	0.030	48.840	1.612
	Flux Up	6.617	0.001	0.248	0.014	2.694	0.039	0.042	0.051	94.473	3.710
	Net Flux	14.160	0.002	0.379	0.028	4.340	0.070	0.065	0.081	143.313	5.323
SBPFM-5	Flux Down	1.851	0.000	0.060	0.012	1.099	0.023	0.057	0.017	39.471	0.994
	Flux Up	8.327	0.000	0.258	0.014	0.480	0.024	0.037	0.047	101.864	4.393
	Net Flux	10.178	0.000	0.318	0.025	1.580	0.046	0.094	0.064	141.334	5.387
SBPFM-6	Flux Down	2.733	0.000	0.146	0.008	0.783	0.014	0.000	0.025	42.654	3.293
	Flux Up	18.951	0.001	0.577	0.058	0.770	0.026	0.103	0.110	108.248	13.362
	Net Flux	21.685	0.001	0.724	0.067	1.553	0.040	0.103	0.134	150.902	16.655
SBPFM-7	Flux Down	0.000	0.000	0.000	0.006	0.026	0.000	0.112	0.006	0.025	0.003
	Flux Up	0.001	0.003	0.082	0.034	0.961	0.005	0.018	0.052	0.424	0.010
	Net Flux	0.001	0.004	0.082	0.040	0.988	0.005	0.130	0.057	0.448	0.013
SBPFM-8	Flux Down	0.001	0.000	0.072	0.061	0.777	0.006	0.045	0.029	0.229	0.001
	Flux Up	0.001	0.004	0.082	0.030	0.544	0.005	0.029	0.039	0.306	0.003
	Net Flux	0.001	0.004	0.154	0.091	1.321	0.011	0.075	0.068	0.535	0.005
SBPFM-9	Flux Down	0.002	0.000	0.112	0.038	1.079	0.008	0.056	0.076	0.436	0.014
	Flux Up	0.006	0.004	0.415	0.096	3.329	0.025	0.106	0.215	1.430	0.057
	Net Flux	0.008	0.004	0.527	0.134	4.408	0.033	0.162	0.291	1.867	0.071

Tabel 5: Massafluxen

SBPFM 1, 2, 3 : Diepteloop

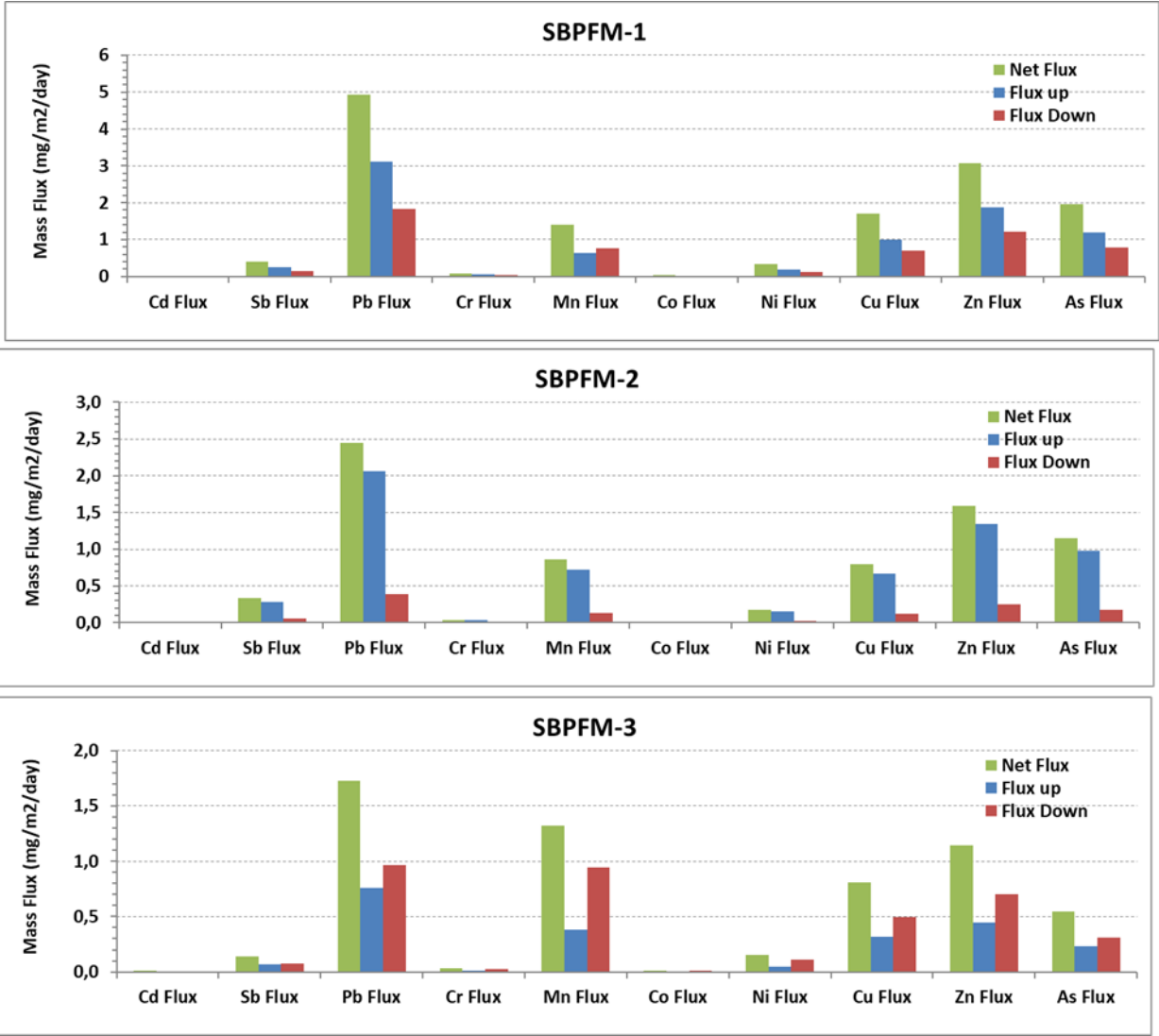
SBPFM 4, 5, 6 : Scheppelijke Nete

SBPFM 7, 8, 9 : Zenne



Figuur 2: Massafluxen

4.2.1.1 Diepteloop



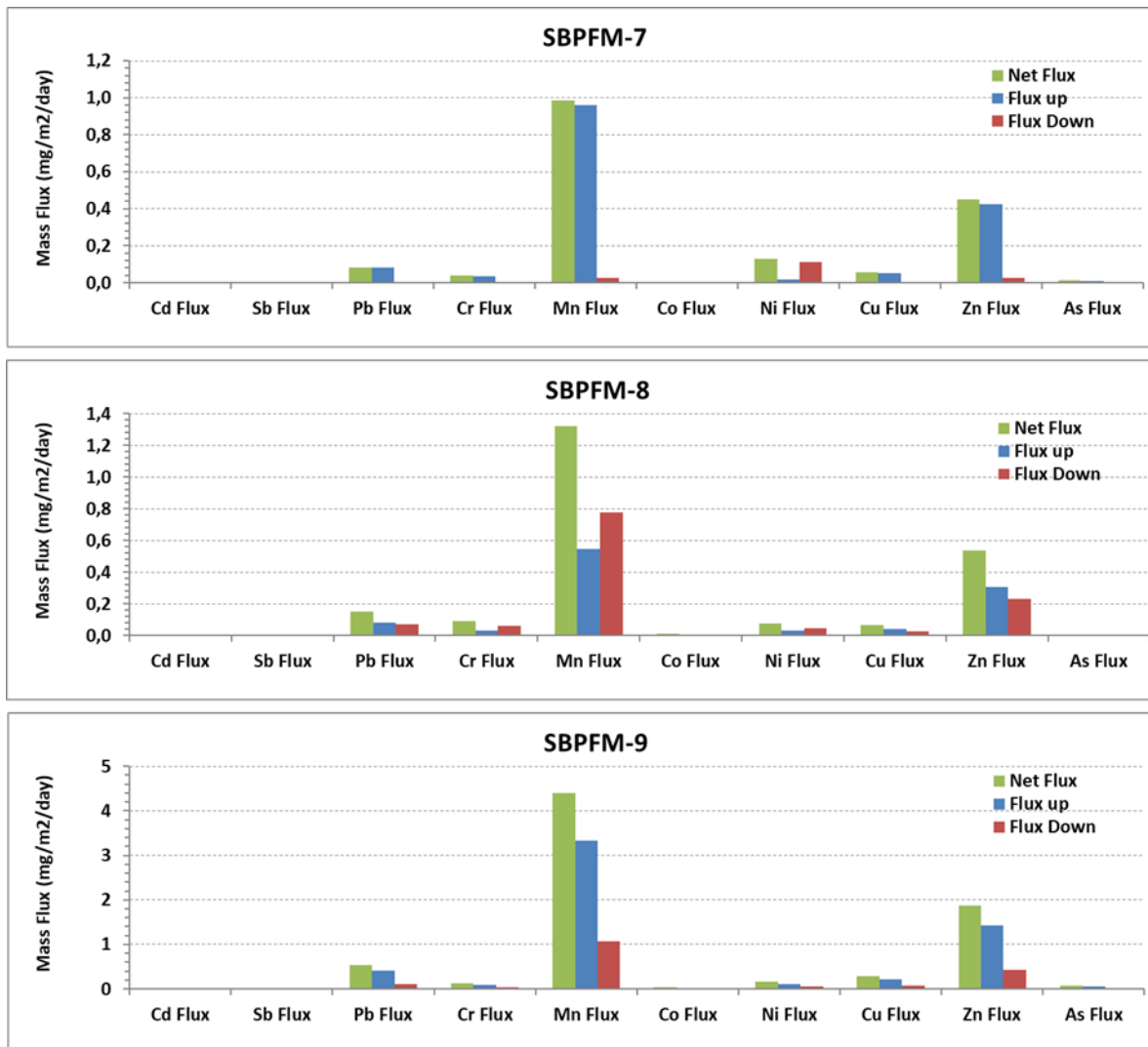
Figuur 3: Zware metalen in de Diepteloop

4.2.1.2 Scheppelijke Nete



Figuur 4: Zware metalen in de Scheppelijke Nete

4.2.1.3 Zenne



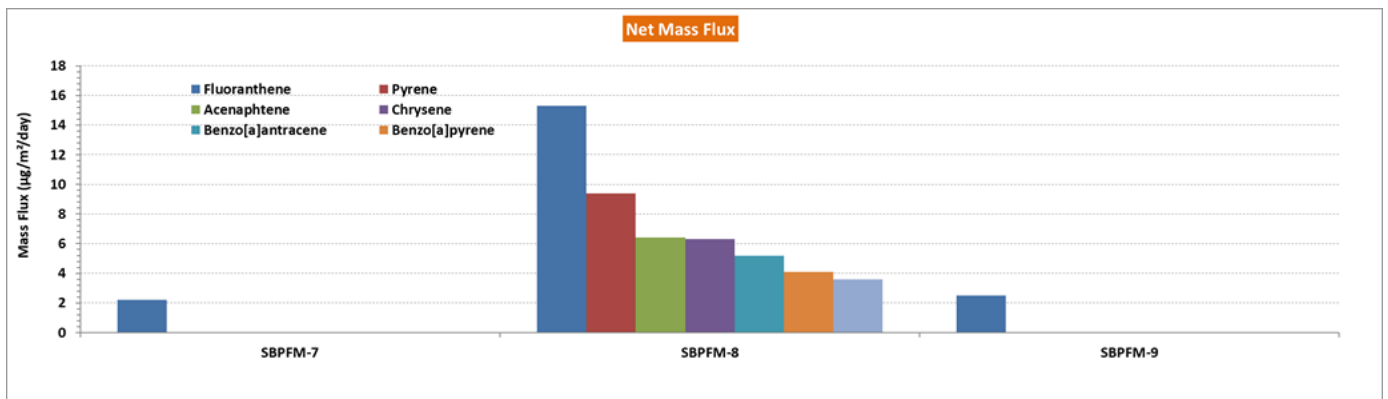
Figuur 5: Zware metalen in de Zenne

4.2.2 PAK

PFM ID	Flux Richting	Fluoranthene ($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{d}$)	Pyrene ($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{d}$)	Acenaphthene ($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{d}$)	Chrysene ($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{d}$)	Benzo[a]antracene ($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{d}$)	Benzo[a]pyrene ($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{d}$)	Benzo[b]fluoranthene ($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{d}$)
SBPFM-7	Flux Down	<0.8	<0.8	<0.8	<0.8	<0.8	<0.8	<0.8
	Flux Up	2.2	<0.8	<0.8	<0.8	<0.8	<0.8	<0.8
	Net Flux	2.2	<1.7	<1.7	<1.7	<1.7	<1.7	<1.7
SBPFM-8	Flux Down	7.1	4.4	2.4	2.6	2.3	1.9	1.7
	Flux Up	8.3	5.0	4.0	3.7	2.9	2.2	2.0
	Net Flux	15.3	9.4	6.4	6.3	5.2	4.1	3.6
SBPFM-9	Flux Down	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
	Flux Up	2.5	<1.2	<1.2	<1.2	<1.2	<1.2	<1.2
	Net Flux	2.5	<2.2	<2.2	<2.2	<2.2	<2.2	<2.2

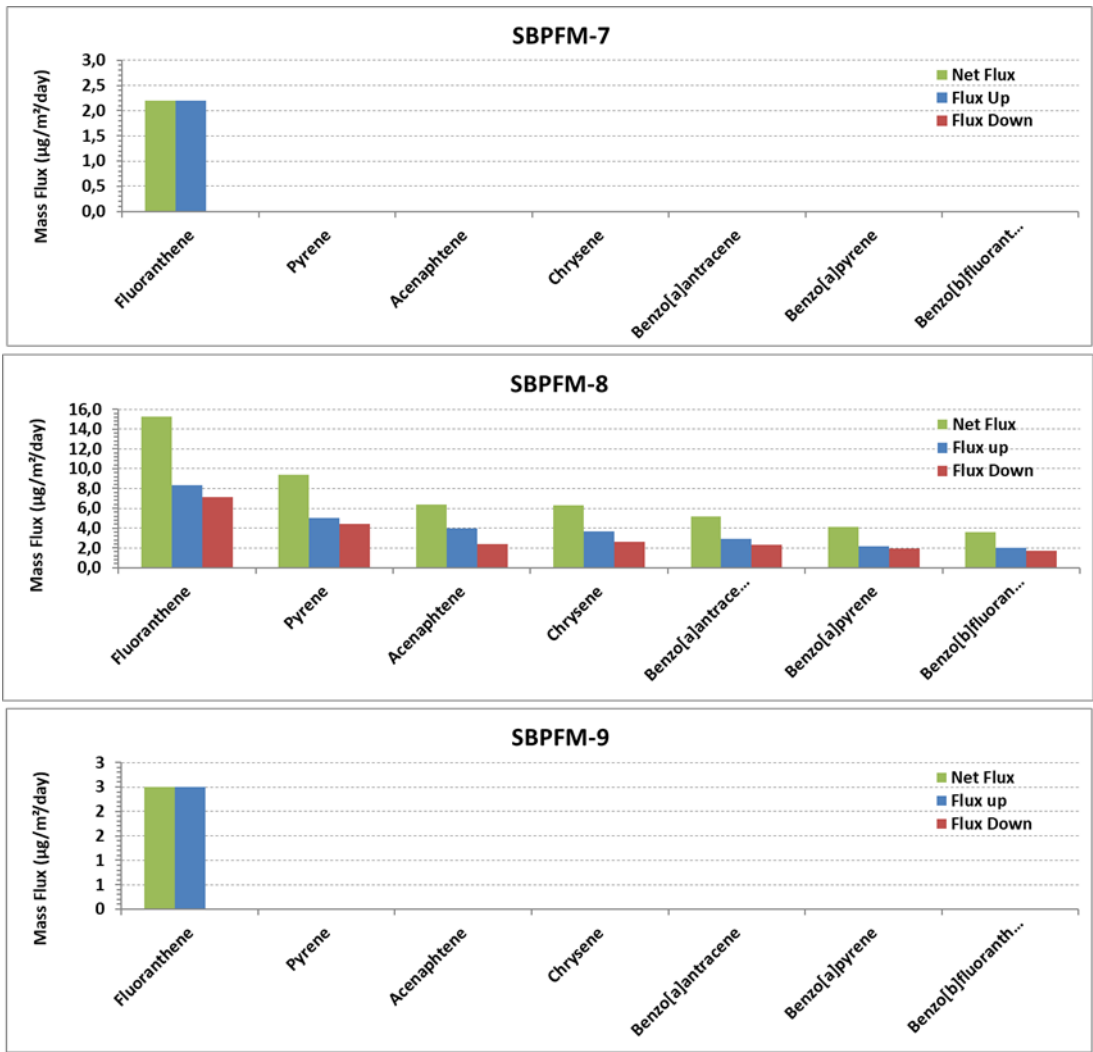
Tabel 6: PAK in de Zenne

SBPFM 7, 8, 9 : Zenne



Figuur 6: PAK in de Zenne

4.2.2.1 Zenne



Figuur 7: PAK in de Zenne

5 BESPREKING VAN DE RESULTATEN

5.1 DIEPTELOOP

Uit de resultaten voor de Diepteloop blijkt dat de hoogste verticale massafluxen gemeten werden waar de verticale waterfluxen het laagst waren (SBPFM1). Behalve voor mangaan hadden de dominante massafluxen en waterfluxen dezelfde opwaartse richting in SBPFM1. Dit wijst erop dat het oppervlaktewater tijdens de meting verrijkt werd met zware metalen (behalve mangaan) uit het sediment en/of het grondwater. Voor mangaan werd het sediment verrijkt vanuit het oppervlaktewater. De nalevering uit oppervlaktewater blijkt het hoogst in de zones met lage verticale waterflux, in dit geval stroomafwaarts.

De Diepteloop is licht meanderend en met irissen beplant, waardoor de horizontale en verticale stroomsnelheden plaatselijk kunnen veranderen (zie fotoreportage in de bijlage 5). Verschillen in sedimentconcentraties zouden de verschillen in massafluxen tussen de drie meetpunten kunnen verklaren. Bovendien waren de diepten en breedten van de waterloop niet precies gelijk voor elk meetpunt, hetgeen ook transportdynamiek van de verontreinigende stoffen kan beïnvloeden.

Uit de resultaten blijkt ook dat de gemeten waterfluxen in SBPFM2 en SBPFM3 en hun profielen (opwaarts/neerwaarts) redelijk gelijk waren en erop wijzen dat gedurende de meetperiode de gemiddelde opwaartse en neerwaartse waterfluxen in evenwicht waren. De massafluxprofielen waren echter verschillend, met overwegend neerwaartse massafluxen in SBPFM3 (stroomopwaartse positie) en overwegend opwaartse stromen voor SBPFM2 (tussenliggende positie). Dit kan erop wijzen dat het oppervlaktewater stroomopwaarts steeds periodiek aangerijkt wordt met zware metalen.

5.2 SCHEPPELIJKE NETE

In de zijbeek van de Scheppelijke Nete werden de allerhoogste water- en massafluxen gemeten van deze campagne.

Uit de resultaten blijkt dat de waterfluxen en massafluxen overwegend opwaarts gericht waren, behalve voor cadmium in SBPFM4 (stroomopwaarts). Dit wijst erop dat de beek voornamelijk een drainerende werking heeft en dat het oppervlaktewater tijdens de meting verrijkt werd met de gedetecteerde zware metalen, afkomstig uit het sediment en/of het grondwater. Bij drogere periodes kan er vermoedelijk meer infiltratie optreden waardoor zware metalen die eerder stroomopwaarts werden gemobiliseerd, stroomafwaarts het sediment kunnen verrijken.

De zijbeken van de Scheppelijke Nete vormen een raster systeem van rechtgetrokken afwateringsgrachten die regelmatig werden gebaggerd, zoals blijkt uit het “oud” sediment dat op de oevers is afgezet (zie fotoreportage in de bijlage 5). Dit kan de redelijke uniformiteit van de resultaten uit de 3 modules verklaren.

Uit de toetsing van de waterkwaliteit van de Scheppelijke Nete in het kader van het MER voor hervergunning van de Nyrtstar lozing blijkt dat het oppervlakte water voornamelijk verontreinigd is met zink en cadmium.

Uit het SEDIAS model is gebleken dat het sediment zou aangerijkt worden met voornamelijk cadmium en zink van uit het oppervlaktewater door voornamelijk diffusie. Voor arseen, nikkel en koper zou in tegendeel een aanrijking van het oppervlaktewater worden verwacht vanuit het sediment door kwel. Uit de iFLUX metingen lijkt voor de parameters zink, cadmium en ook arseen de neerwaartse massaflux door diffusie minder sterk dan de opwaartse massaflux door kwel.

5.3 ZENNE

5.3.1 Zware metalen

Uit de resultaten voor de Zenne blijkt dat de hoogste verticale massafluxen gemeten werden waar de verticale opwaartse waterfluxen het laagst waren en de neerwaartse waterfluxen het hoogst waren (SBPFM9). Ondanks de overheersende neerwaartse waterstroming in SBPFM9 waren de massafluxen overwegend opwaarts gericht wat tegen-intuïtief lijkt.

De resultaten wijzen op verrijking van het oppervlaktewater met zware metalen uit concentraties in het sediment en/of het grondwater. Dit wijst op een secundaire bronzone.

Hoewel langs het onderzochte traject in de stromingsrichting een toename van de opwaartse waterflux werd waargenomen, nam de opwaartse massaflux af.

De Zenne is redelijk breed en de bodem ervan is begroeid met aquatische planten (lange algen) waardoor de horizontale en verticale stroomsnelheden plaatselijk kunnen veranderen (zie fotoreportage in de bijlage 5). Verschillen in sedimentconcentraties zouden de verschillen in massafluxen tussen de drie meetpunten ook kunnen verklaren.

5.3.2 Organische parameters

Voor PAK werden de hoogste massafluxen gemeten in SBPFM8. De opwaartse massafluxen in SBPFM8 waren tussen 10% en 70% (gemiddeld 30%) hoger dan de neerwaartse massafluxen.

In SBPFM7 en SBPFM9 werd enkel voor fluorantheen een lichte overschrijding van de detectielimiet vastgesteld bij de opwaartse flux. Er lijkt dus een hot spot ontdekt te zijn ter hoogte van SBPFM8.

De resultaten wijzen op een beperkte aanrijking van het oppervlaktewater met PAK concentraties vanuit het sediment en/of het grondwater.

Voor de overige gemeten organische parameters, inclusief minerale olie, PCB en PFAS waren de resultaten beneden de detectielimieten van het laboratorium.

6 CONCLUSIES

6.1 ALGEMEEN BESLUIT

iFLUX heeft in opdracht van de OVAM verticale water- en massafluxmetingen in drie verschillende waterlopen: de Diepteloop in Beerse, de Scheppelijke Nete in Baelen en de Zenne in Zemst.

Voor het bepalen van de pollutent- en waterfluxen werd gebruik gemaakt van de SBPFM (Sediment Bed Passive Flux Meter) technologie. De SBPFM laat toe om de verticale (opwaartse en neerwaartse) water- en massaflux doorheen het sediment tussen grondwater en oppervlaktewater te meten. Hiermee wordt nagegaan wat de nalevering is van de verontreiniging in het sediment naar het oppervlaktewater of omgekeerd, van het oppervlakte water naar het sediment.

Deze fluxmetingen werden aanvullend uitgevoerd op het onderzoek van de UA waarbij verschillende meetmethoden worden vergeleken.

Naast de metingen met de SBPFM's werden ook slugtesten uitgevoerd ter bepaling van de horizontale en verticale hydraulische conductiviteit (K_h en K_v) in de sediment laag. Dit was noodzakelijk om de stroombaanafbuiging (correctie factor α) van het water rond de SBPFM's te bepalen. De resultaten van de fluxmetingen werden gecorrigeerd voor grondwater stroombaanafbuiging (α factor).

Op de drie locaties werden telkens 3 SBPFM's geïnstalleerd in het sediment van de waterloop. In de Zenne werden bijkomend 3 SBPFM's specifiek voor PFAS geïnstalleerd.

De SBPFM's werden blootgesteld gedurende 7 dagen in de Scheppelijke Nete, 12 dagen in de Zenne en 13 dagen in de Diepteloop, waarna de waterflux en massaflux voor zware metalen werden bepaald. Bij de Zenne werden bijkomende analyses uitgevoerd op minerale olie, PAK, PCB en PFAS.

De verticale net waterfluxen variëren tussen 0.005 en 0.015 cm/d in de Diepteloop, 0.205 en 0.253 cm/d in de zijbeek van de Scheppelijke Nete en 0.020 en 0.025 cm/d in de Zenne.

Er werden ook verticale massafluxen gedetecteerd. In de Diepteloop werden de hoogste massafluxen gemeten voor lood, zink, arseen, koper, mangaan en antimoon. Deze waren meestal opwaarts gericht. In de zijbeek van de Scheppelijke Nete werden de hoogste massafluxen gemeten voor zink, cadmium en arseen. Deze waren meestal opwaarts gericht. In de Zenne werden de hoogste massafluxen gemeten voor mangaan, zink, arseen, koper, mangaan, zink en lood. Er werden ook massafluxen gedetecteerd voor een aantal PAK's. De massafluxen waren meestal opwaarts gericht.

De meetcampagne kan beschouwd worden als succesvol. Er kon in elke SBPFM betrouwbare fluxbepalingen worden uitgevoerd.

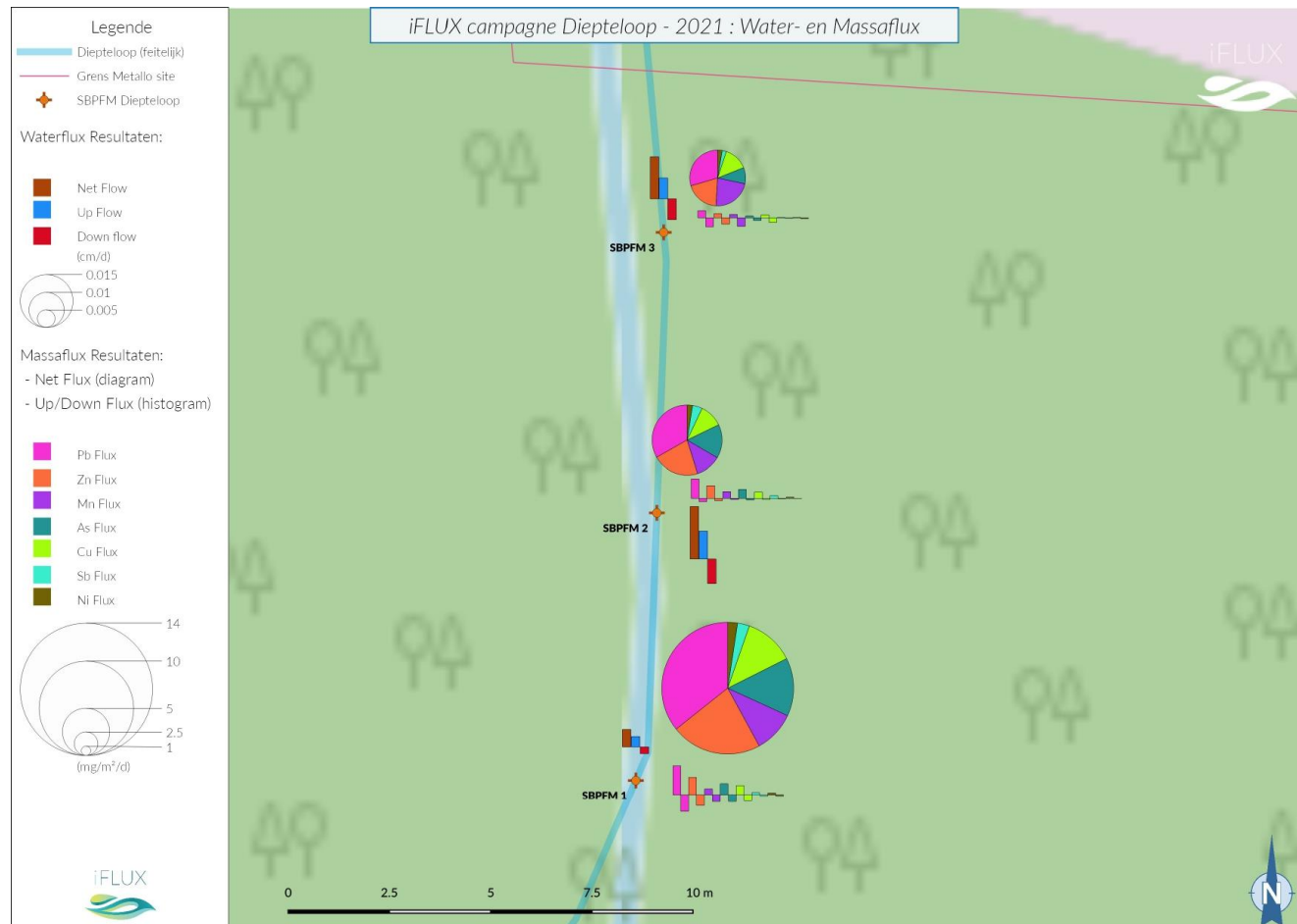
De resultaten worden opgenomen en verder verwerkt in de studie van UA waarin verschillende meetmethodes zijn getest om de relatie tussen verontreinigde waterbodem en oppervlaktewater nader te onderzoeken. De resultaten van de verschillende test dragen bij aan het beter begrijpen van de dynamiek in waterlopen en sediment. Tevens wordt de haalbaarheid en beperkingen van de verschillende methodes geëvalueerd.

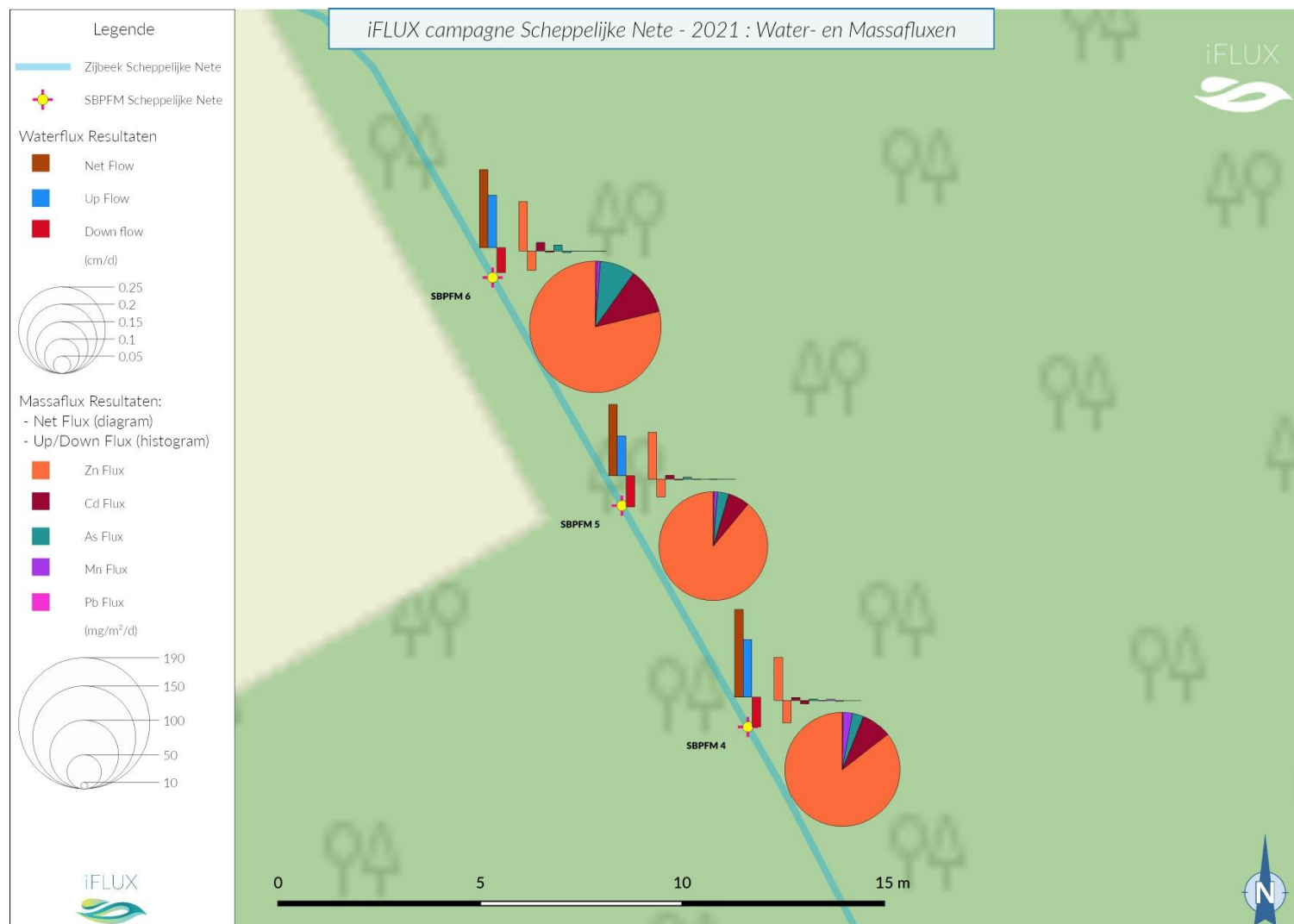
6.2 AANBEVELINGEN

Om de evolutie in de tijd van de fluxen of de eventuele plaatselijke variaties beter in kaart te brengen wordt aanbevolen om de uitgevoerde metingen te herhalen tijdens de winterperiode en eventueel uit te breiden naar meer meetpunten per locatie waar veel variatie wordt verwacht.

7 BIJLAGEN

7.1 KAARTEN MET AANDUIDING VAN DE RESULTATEN







7.2 ANALYSECERTIFICATEN



GP21-09440 ANALYSERAPPORT

LABORATORIUM

Laboratorium manager Rudi Herman
Laboratorium SGS Belgium NV
Environment, Health and Safety
Adres Spoorstraat 12
Postbus 78
4430 AB 's-Gravenpolder
Telefoon +31 (0) 88 214 62 00
Fax +31 (0) 88 214 62 99
Email nl.envi.cs@sgs.com
SGS referentie GP21-09440
Aanvraag Ontvangen 14-05-2021
Gerapporteerd 24-06-2021

KLANT

Klant iFlux BVBA
Adres Galileilaan 15
B-2845 Niel België
Contactpersoon Lab
Telefoon
Fax Lab@ifluxsampling.com
Email
Project Standard project
Klant Ref 21.0325 OVAM UA sediment

ADDITIONELE OPDRACHT INFO

Monsternamenslag aanwezig Niet aanwezig
Klant opdracht omschrijving 21.0325

MONSTER IDENTIFICATIE

GP21-09440.002 SBPFM-7-O1
GP21-09440.003 SBPFM-7-O2
GP21-09440.004 SBPFM-8-O1
GP21-09440.005 SBPFM-8-O2
GP21-09440.006 SBPFM-9-O1
GP21-09440.007 SBPFM-9-O2
GP21-09440.008 SBPFM-1-W1
GP21-09440.009 SBPFM-1-W2
GP21-09440.010 SBPFM-1-W3
GP21-09440.011 SBPFM-2-W1-1
GP21-09440.012 SBPFM-2-W1-2
GP21-09440.013 SBPFM-2-W3
GP21-09440.014 SBPFM-3-W1
GP21-09440.015 SBPFM-3-W2
GP21-09440.016 SBPFM-3-W3
GP21-09440.017 SBPFM-7-W1
GP21-09440.018 SBPFM-7-W2
GP21-09440.019 SBPFM-7-W3
GP21-09440.020 SBPFM-8-W1
GP21-09440.021 SBPFM-8-W2
GP21-09440.022 SBPFM-8-W3
GP21-09440.023 SBPFM-9-W1
GP21-09440.024 SBPFM-9-W2
GP21-09440.025 SBPFM-9-W3
GP21-09440.026 PFAS-SBPFM-1.1
GP21-09440.027 PFAS-SBPFM-1.2
GP21-09440.028 PFAS-SBPFM-2.1
GP21-09440.029 PFAS-SBPFM-2.2
GP21-09440.030 PFAS-SBPFM-3.1
GP21-09440.031 PFAS-SBPFM-3.2

OPMERKINGEN

De analyses gemarkeerd met een (A) zijn uitgevoerd op de SGS locatie: Polderdijkweg 16 te Antwerpen.
Het laboratorium beschikt over een erkenning voor de met een E gemarkeerde analyses.



GP21-09440 ANALYSERAPPORT

			Monsternummer	GP21.09440.002	GP21.09440.003	GP21.09440.004	GP21.09440.005	GP21.09440.006
			Matrix	O1	O1	O1	O1	O1
			Bemonsteringsdiepte					
			Bemonsterd door	iFLUX	iFLUX	iFLUX	iFLUX	iFLUX
			Bemonsteringsdatum	12-05-2021	12-05-2021	12-05-2021	12-05-2021	12-05-2021
			Bemonsteringsplaats					
			Ontvangstdatum Monster	14-05-2021	14-05-2021	14-05-2021	14-05-2021	14-05-2021
Parameter		Eenheid	RG	Resultaat	Resultaat	Resultaat	Resultaat	Resultaat
Droge stof [Conform CMA 2/II/A.1]								
Droge stof		gew %	-	31.3	30.7	29.9	30.1	31.3
PAK's [GC/MS]								
Naftaleen		µg/g ds	0.050	<0.25	<0.25	<0.25	<0.25	<0.35
Acenafyleen		µg/g ds	0.050	<0.25	<0.25	<0.25	<0.25	<0.35
Acenafteen		µg/g ds	0.050	<0.25	<0.25	0.63	0.37	<0.35
Fluoreen		µg/g ds	0.050	<0.25	<0.25	<0.25	<0.25	<0.35
Fenantreen		µg/g ds	0.050	<0.25	<0.25	<0.25	<0.25	<0.35
Antraceen		µg/g ds	0.050	<0.25	<0.25	<0.25	<0.25	<0.35
Fluoranteen		µg/g ds	0.050	0.33	<0.25	1.3	1.1	0.38
Pyreen		µg/g ds	0.050	<0.25	<0.25	0.79	0.68	<0.35
Benzo[a]antraceen		µg/g ds	0.050	<0.25	<0.25	0.45	0.36	<0.35
Chryseen		µg/g ds	0.050	<0.25	<0.25	0.58	0.41	<0.35
Benzo[b]fluoranteen		µg/g ds	0.050	<0.25	<0.25	0.31	0.26	<0.35
Benzo[k]fluoranteen		µg/g ds	0.050	<0.25	<0.25	<0.25	<0.25	<0.35
Benzo[a]pyreen		µg/g ds	0.050	<0.25	<0.25	0.35	0.29	<0.35
Dibenzo[ah]antraceen		µg/g ds	0.050	<0.25	<0.25	<0.25	<0.25	<0.35
Benzo[ghi]perylene		µg/g ds	0.050	<0.25	<0.25	<0.25	<0.25	<0.35
Indeno[123cd]pyreen		µg/g ds	0.050	<0.25	<0.25	<0.25	<0.25	<0.35
PCB's [GC/MS]								
PCB nr. 28 (6)		µg/g ds	0.010	<0.050	<0.050	<0.050	<0.050	<0.050
PCB nr. 52 (6)		µg/g ds	0.010	<0.050	<0.050	<0.050	<0.050	<0.050
PCB nr. 101 (6)		µg/g ds	0.010	<0.050	<0.050	<0.050	<0.050	<0.050
PCB nr. 118		µg/g ds	0.010	<0.050	<0.050	<0.050	<0.050	<0.050
PCB nr. 138 (6)		µg/g ds	0.010	<0.050	<0.050	<0.050	<0.050	<0.050
PCB nr. 153 (6)		µg/g ds	0.010	<0.050	<0.050	<0.050	<0.050	<0.050
PCB nr. 180 (6)		µg/g ds	0.010	<0.050	<0.050	<0.050	<0.050	<0.050
Minerale olie Fracties [LV-GC-FID]								
Fractie C-10 - C-12		µg/g ds	25	<150	<150	<150	<150	<150
Fractie C-12 - C-20		µg/g ds	25	<150	<150	<150	<150	<150
Fractie C-20 - C-30		µg/g ds	25	<150	<150	<150	<150	<150
Fractie C-30 - C-40		µg/g ds	25	<150	<150	<150	<150	<150
Minerale olie (GC)		µg/g ds	100	<500	<500	<500	<500	<500

SGS Belgium NV | Environment, Health and Safety | Haven 407 | Polderdijkweg 16 | B-2030 Antwerpen
t +32 (0)3 545 86 71 | f +32 (0)3 545 86 79 | e be.environment@sgs.com | url www.be.sgs.com

Member of the SGS Group

Pagina 3 / 15

Registered office: Nieuwstraat 17 | B-2020 Antwerpen | RPR Antwerpen | BTW BE 404.852.750 | IBAN BE 87 6701 3412 0594 | BIC OTIEBEX



GP21-09440 ANALYSERAPPORT

		Monsternummer	GP21.09440.007	GP21.09440.008	GP21.09440.009	GP21.09440.010	GP21.09440.011	
		Matrix	O1	W	W	W	W	
		Bemonsteringsdiepte						
		Bemonsterd door	iFLUX	iFLUX	iFLUX	iFLUX	iFLUX	
		Bemonsteringsdatum	12-05-2021	12-05-2021	12-05-2021	12-05-2021	12-05-2021	
		Bemonsteringsplaats						
		Ontvangstdatum Monster	14-05-2021	14-05-2021	14-05-2021	14-05-2021	14-05-2021	
Parameter		Eenheid	RG	Resultaat	Resultaat	Resultaat	Resultaat	
Traceraalcoholen en VOCL [GC-MS]								
Methanol		µg/g ds	20		380	1900	650	360
Ethanol		µg/g ds	20		<40	2200	<40	<40
Isopropanol		µg/g ds	20		<40	5300	46	<40
tert-Butanol		µg/g ds	2.0		8.7	6000	35	17
2,4-Dimethyl-3-pentanol		µg/g ds	2.0		<4.0	1900	<4.0	<4.0
Droge stof [Conform CMA 2/II/A.1]								
Droge stof		gew %	-	30.3	47.6	47.5	49.6	45.6
PAK's [GC/MS]								
Naftaleen		µg/g ds	0.050	<0.30				
Acenafyleen		µg/g ds	0.050	<0.30				
Acenafteen		µg/g ds	0.050	<0.30				
Fluoreen		µg/g ds	0.050	<0.30				
Fenantreen		µg/g ds	0.050	<0.30				
Antraceen		µg/g ds	0.050	<0.30				
Fluoranteen		µg/g ds	0.050	<0.30				
Pyreen		µg/g ds	0.050	<0.30				
Benzo[a]antraceen		µg/g ds	0.050	<0.30				
Chryseen		µg/g ds	0.050	<0.30				
Benzo[b]fluoranteen		µg/g ds	0.050	<0.30				
Benzo[k]fluoranteen		µg/g ds	0.050	<0.30				
Benzo[a]pyreen		µg/g ds	0.050	<0.30				
Dibenzo[ah]antraceen		µg/g ds	0.050	<0.30				
Benzo[ghi]peryleen		µg/g ds	0.050	<0.30				
Indeno[123cd]pyreen		µg/g ds	0.050	<0.30				
PCB's [GC/MS]								
PCB nr. 28 (6)		µg/g ds	0.010	<0.050				
PCB nr. 52 (6)		µg/g ds	0.010	<0.050				
PCB nr.101 (6)		µg/g ds	0.010	<0.050				
PCB nr.118		µg/g ds	0.010	<0.050				
PCB nr.138 (6)		µg/g ds	0.010	<0.050				
PCB nr.153 (6)		µg/g ds	0.010	<0.050				
PCB nr.180 (6)		µg/g ds	0.010	<0.050				
Minerale olie Fracties [LV-GC-FID]								
Fractie C-10 - C-12		µg/g ds	25	<150				
Fractie C-12 - C-20		µg/g ds	25	<150				
Fractie C-20 - C-30		µg/g ds	25	<150				
Fractie C-30 - C-40		µg/g ds	25	<150				
Minerale olie (GC)		µg/g ds	100	<500				

SGS Belgium NV | Environment, Health and Safety | Haven 407 | Polderdijkweg 16 | B-2030 Antwerpen
t +32 (0)3 545 86 71 | f +32 (0)3 545 86 79 | e be.environment@sgs.com | url www.be.sgs.com

Member of the SGS Group

Pagina 4 / 15

Registered office: Noorderlaan 17 | B-2020 Antwerpen | RPR Antwerpen | BTW BE 404.852.750 | IBAN BE 87 6701 3412 0594 | BIC COTIEB33



GP21-09440 ANALYSERAPPORT

Monsternummer			GP21.09440.012	GP21.09440.013	GP21.09440.014	GP21.09440.015	GP21.09440.016
Matrix			W	W	W	W	W
Bemonsteringsdiepte							
Bemonsterd door			iFLUX	iFLUX	iFLUX	iFLUX	iFLUX
Bemonsteringsdatum			12-05-2021	12-05-2021	12-05-2021	12-05-2021	12-05-2021
Bemonsteringsplaats							
Ontvangstdatum Monster			14-05-2021	14-05-2021	14-05-2021	14-05-2021	14-05-2021
Parameter	Eenheid	RG	Resultaat	Resultaat	Resultaat	Resultaat	Resultaat
Traceralcoholen en VOCL [GC-MS]							
Methanol	µg/g ds	20	1300	370	350	1700	390
Ethanol	µg/g ds	20	2100	<20	<40	2500	<40
Isopropanol	µg/g ds	20	4800	<20	<40	5900	<40
tert-Butanol	µg/g ds	2.0	5400	3.6	23	6300	<4.0
2,4-Dimethyl-3-pentanol	µg/g ds	2.0	2000	<2.0	<4.0	2300	<4.0
Droge stof [Conform CMA 2/II/A.1]							
Droge stof	gew %	-	50.3	50.1	44.7	46.8	48.6

SGS Belgium NV | Environment, Health and Safety | Haven 407 | Polderdijkweg 16 | B-2030 Antwerpen
t +32 (0)3 545 86 71 | f +32 (0)3 545 86 79 | e be.environment@sgs.com | url www.be.sgs.com

Member of the SGS Group

Pagina 5 / 15

Registered office: Noorderlaan 17 | B-2020 Antwerpen | BE-2020 Antwerpen | BTW BE-404.852.750 | IBAN BE-87 6701 3412 0594 | BIC OTIEE333



GP21-09440 ANALYSERAPPORT

			Monsternummer	GP21.09440.017	GP21.09440.018	GP21.09440.019	GP21.09440.020	GP21.09440.021
			Matrix	W	W	W	W	W
			Bemonsteringsdiepte					
			Bemonsterd door	iFLUX	iFLUX	iFLUX	iFLUX	iFLUX
			Bemonsteringsdatum	12-05-2021	12-05-2021	12-05-2021	12-05-2021	12-05-2021
			Bemonsteringsplaats					
			Ontvangstdatum Monster	14-05-2021	14-05-2021	14-05-2021	14-05-2021	14-05-2021
Parameter		Eenheid	RG	Resultaat	Resultaat	Resultaat	Resultaat	Resultaat
Traceralcoholen en VOCL [GC-MS]								
Methanol		µg/g ds	20	580	980	920	530	860
Ethanol		µg/g ds	20	<20	350	<20	<40	660
Isopropanol		µg/g ds	20	29	4800	20	<40	5500
tert-Butanol		µg/g ds	2.0	32	6600	14	14	6200
2,4-Dimethyl-3-pentanol		µg/g ds	2.0	<2.0	1900	<2.0	<4.0	2300
Droge stof [Conform CMA 2/II/A.1]								
Droge stof		gew %	-	50.4	50.2	50.3	49.4	45.2

SGS Belgium NV | Environment, Health and Safety | Haven 407 | Polderdijkweg 16 | B-2030 Antwerpen
t +32 (0)3 545 86 71 | f +32 (0)3 545 86 79 | e be.environment@sgs.com | url www.be.sgs.com

Member of the SGS Group

Pagina 6 / 15

Registered office: Noorderlaan 17 | B-2020 Antwerpen | BE-2020 Antwerpen | BTW BE-404.852.750 | IBAN BE-87 6701 3412 0594 | BIC OTIEE333



GP21-09440 ANALYSERAPPORT

Monsternummer	GP21.09440.022	GP21.09440.023	GP21.09440.024	GP21.09440.025	GP21.09440.026
Matrix	W	W	W	W	F1
Bemonsteringsdiepte					
Bemonsterd door	iFLUX	iFLUX	iFLUX	iFLUX	iFLUX
Bemonsteringsdatum	12-05-2021	12-05-2021	12-05-2021	12-05-2021	12-05-2021
Bemonsteringsplaats					
Ontvangstdatum Monster	14-05-2021	14-05-2021	14-05-2021	14-05-2021	14-05-2021
Parameter	Eenheid	RG	Resultaat	Resultaat	Resultaat
Traceralcoholen en VOCL [GC-MS]					
Methanol	µg/g ds	20	840	300	1300
Ethanol	µg/g ds	20	<40	<40	310
Isopropanol	µg/g ds	20	<40	<40	5200
tert-Butanol	µg/g ds	2.0	13	17	6100
2,4-Dimethyl-3-pentanol	µg/g ds	2.0	<4.0	<4.0	2400
Droge stof [Conform CMA 2/II/A.1]					
Droge stof	gew %	-	48.8	49.4	50.5
Perfluor verbindingen [Conform CMA/3/D] (A)					
Perfluorhexaanzuur (PFHxA)	µg/kg ds	20			<20
Perfluorheptaanzuur (PFHpA)	µg/kg ds	20			<20
Perfluoroctaanzuur (linear) (PFOA)	µg/kg ds	20			<20
Perfluornonaanzuur (PFNA)	µg/kg ds	20			<20
Perfluordecaanzuur (PFDA)	µg/kg ds	20			<20
Perfluorundecaanzuur (PFUnDA)	µg/kg ds	20			<20
Perfluordodecaanzuur (PFDoDA)	µg/kg ds	20			<20
Perfluorhexaan sulfonaat (PFHxS)	µg/kg ds	20			<20
Perfluorocdaan sulfonaat (linear) (PFOS)	µg/kg ds	20			<20
Perfluorocdaan sulfonamide (PFOSA)	µg/kg ds	20			<20
Perfluorbutaan zuur (PFBA)	µg/kg ds	20			<20



GP21-09440 ANALYSERAPPORT

Monsternummer	GP21-09440.027	GP21-09440.028	GP21-09440.029	GP21-09440.030	GP21-09440.031
Matrix	F1	F1	F1	F1	F1
Bemonsteringsdiepte					
Bemonsterd door	IFLUX	IFLUX	IFLUX	IFLUX	IFLUX
Bemonsteringsdatum	12-05-2021	12-05-2021	12-05-2021	12-05-2021	12-05-2021
Bemonsteringsplaats					
Ontvangstdatum Monster	14-05-2021	14-05-2021	14-05-2021	14-05-2021	14-05-2021
Parameter	Eenheid	RG	Resultaat	Resultaat	Resultaat

Perfluor verbindingen [Conform CMA/3/D] (A)

Perfluorhexaanzuur (PFHxA)	µg/kg ds	20	<20	<20	<20	<20	<20
Perfluorheptaanzuur (PFHpA)	µg/kg ds	20	<20	<20	<20	<20	<20
Perfluoroctaanzuur (lineair) (PFOA)	µg/kg ds	20	<20	<20	<20	<20	<20
Perfluorononaanzuur (PFNA)	µg/kg ds	20	<20	<20	<20	<20	<20
Perfluordecaanzuur (PFDA)	µg/kg ds	20	<20	<20	<20	<20	<20
Perfluorundecaanzuur (PFUnDA)	µg/kg ds	20	<20	<20	<20	<20	<20
Perfluordodecaanzuur (PFDoDA)	µg/kg ds	20	<20	<20	<20	<20	<20
Perfluorhexaan sulfonaat (PFHxS)	µg/kg ds	20	<20	<20	<20	<20	<20
Perfluoroctaan sulfonaat (lineair) (PFOS)	µg/kg ds	20	<20	<20	<20	<20	<20
Perfluoroctaan sulfonamide (PFOSA)	µg/kg ds	20	<20	<20	<20	<20	<20
Perfluorbutaan zuur (PFBA)	µg/kg ds	20	<20	<20	<20	<20	<20

SGS Belgium NV | Environment, Health and Safety | Haven 407 | Polderdijkweg 16 | B-2030 Antwerpen
t +32 (0)3 545 86 71 | f +32 (0)3 545 86 79 | e be.environment@sgs.com | url www.be.sgs.com

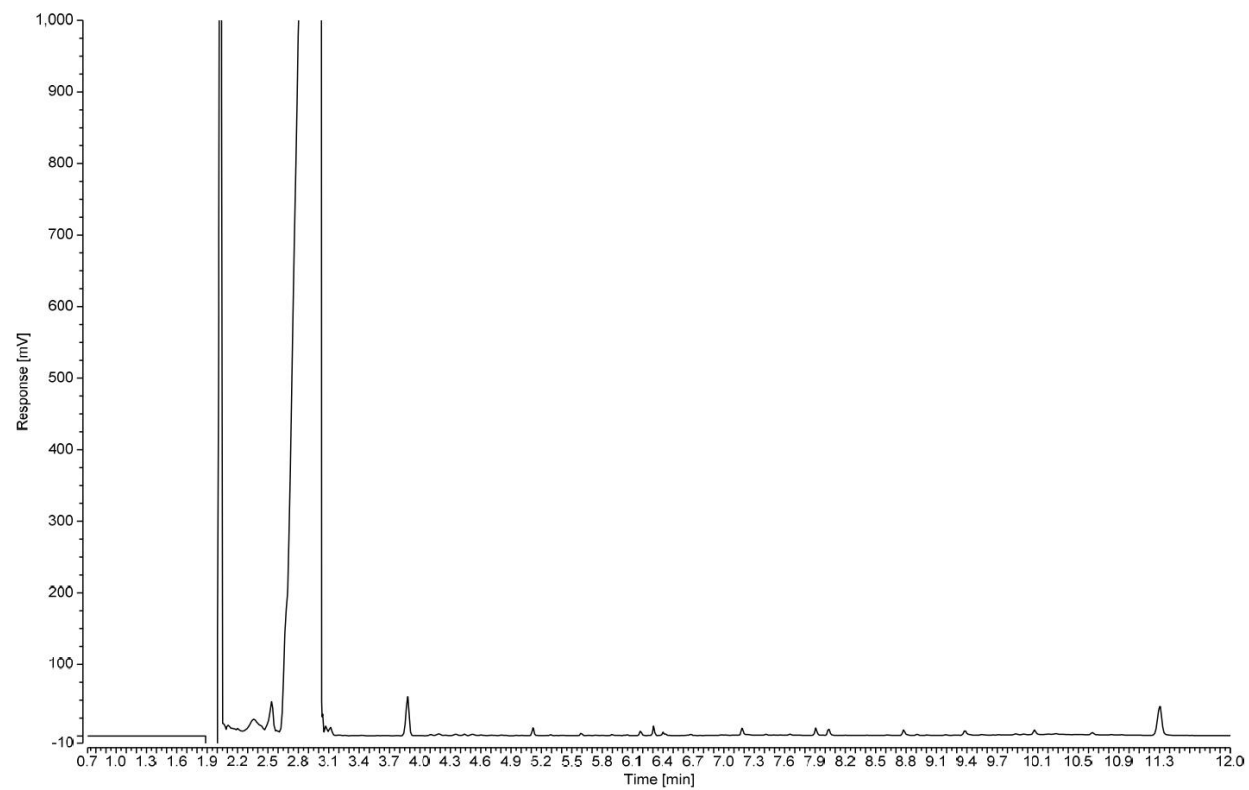
Member of the SGS Group

Pagina 8 / 15

Registered office: Koordestraat 67 | B-2020 Antwerpen | RPR Antwerpen | BTW BE 404.882.750 | IBAN BE 07 5701 5412 0504 | BIC OTIBEE33

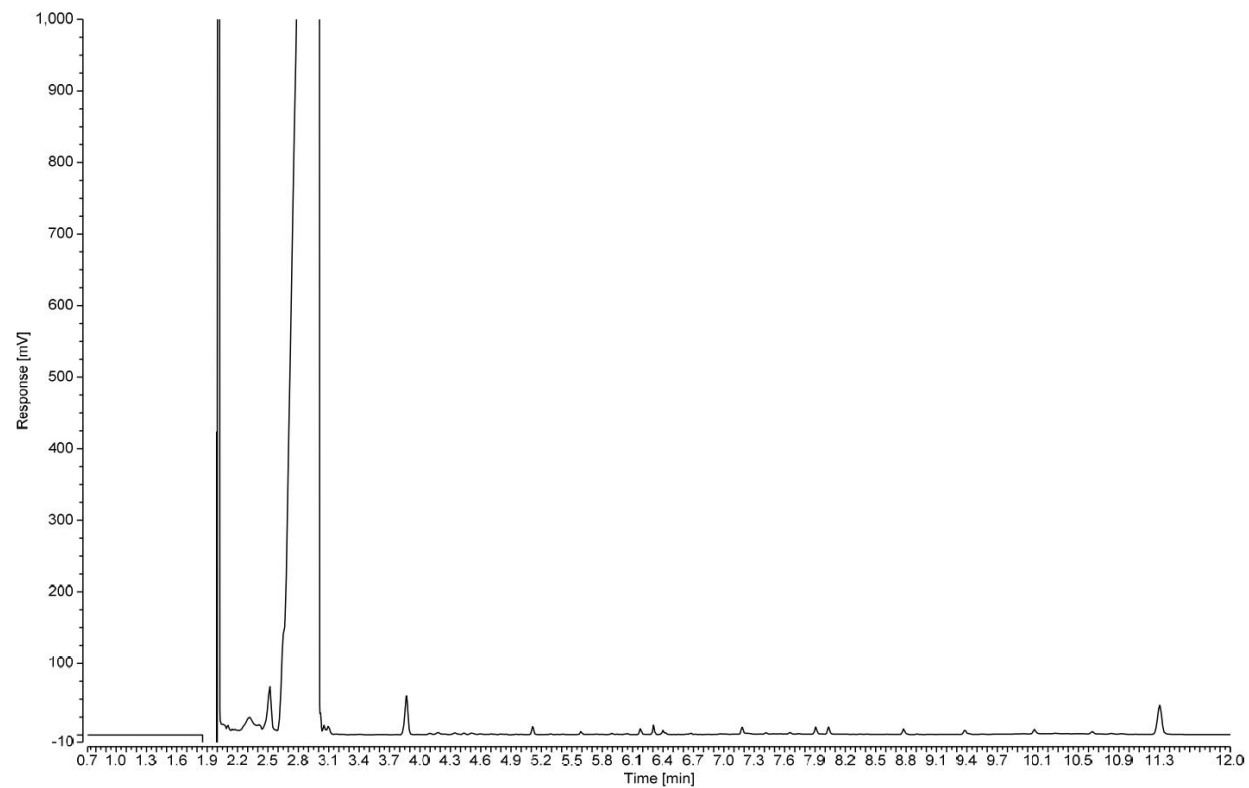
Instrument GC-14

Sample name: 2109440002
Vial number: 48
Sequence name: 2021-wk20



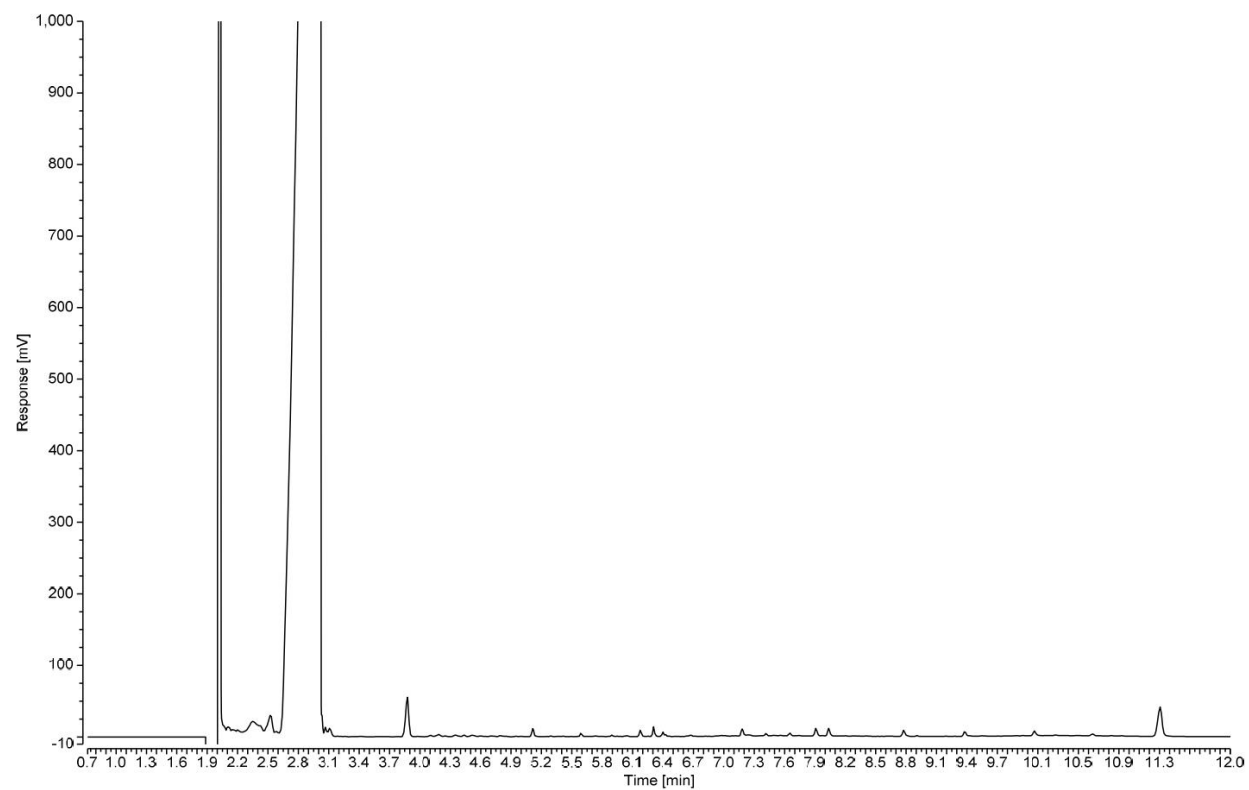
Instrument GC-14

Sample name: 2109440003
Vial number: 49
Sequence name: 2021-wk20



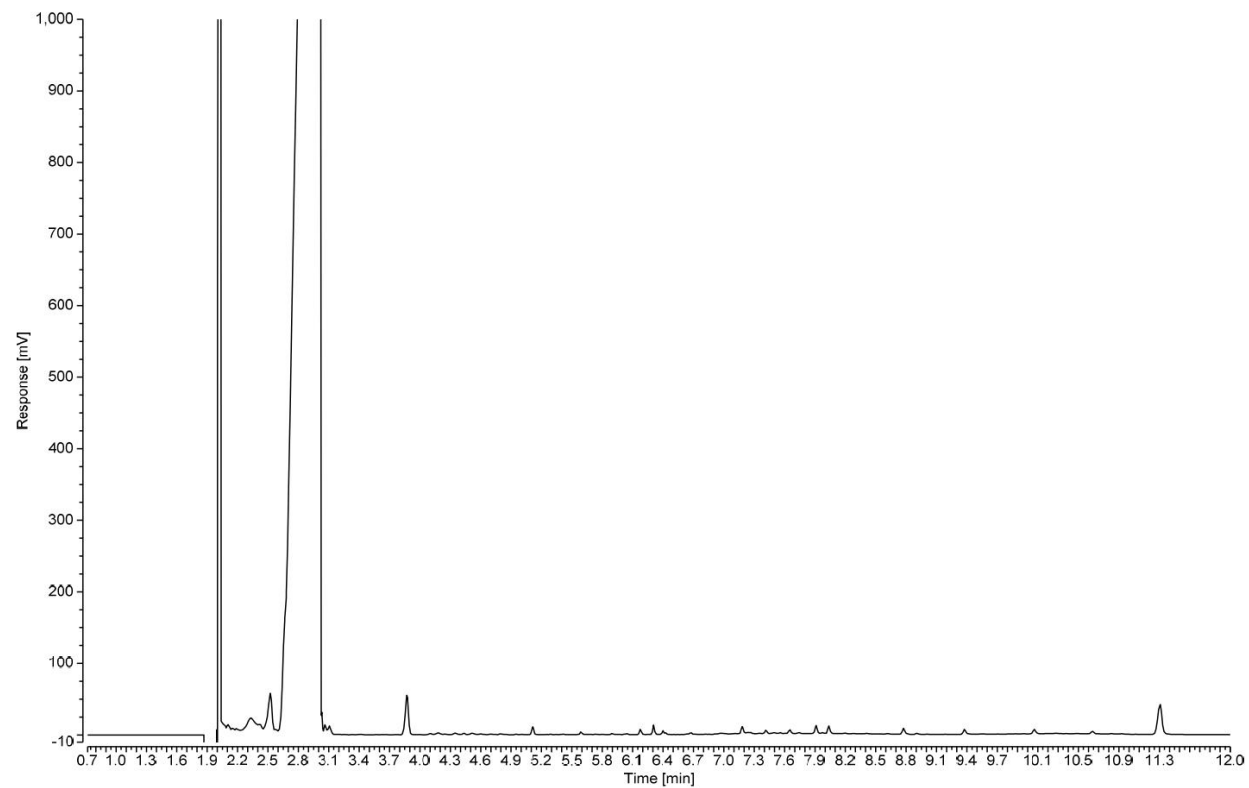
Instrument GC-14

Sample name: 2109440004
Vial number: 50
Sequence name: 2021-wk20



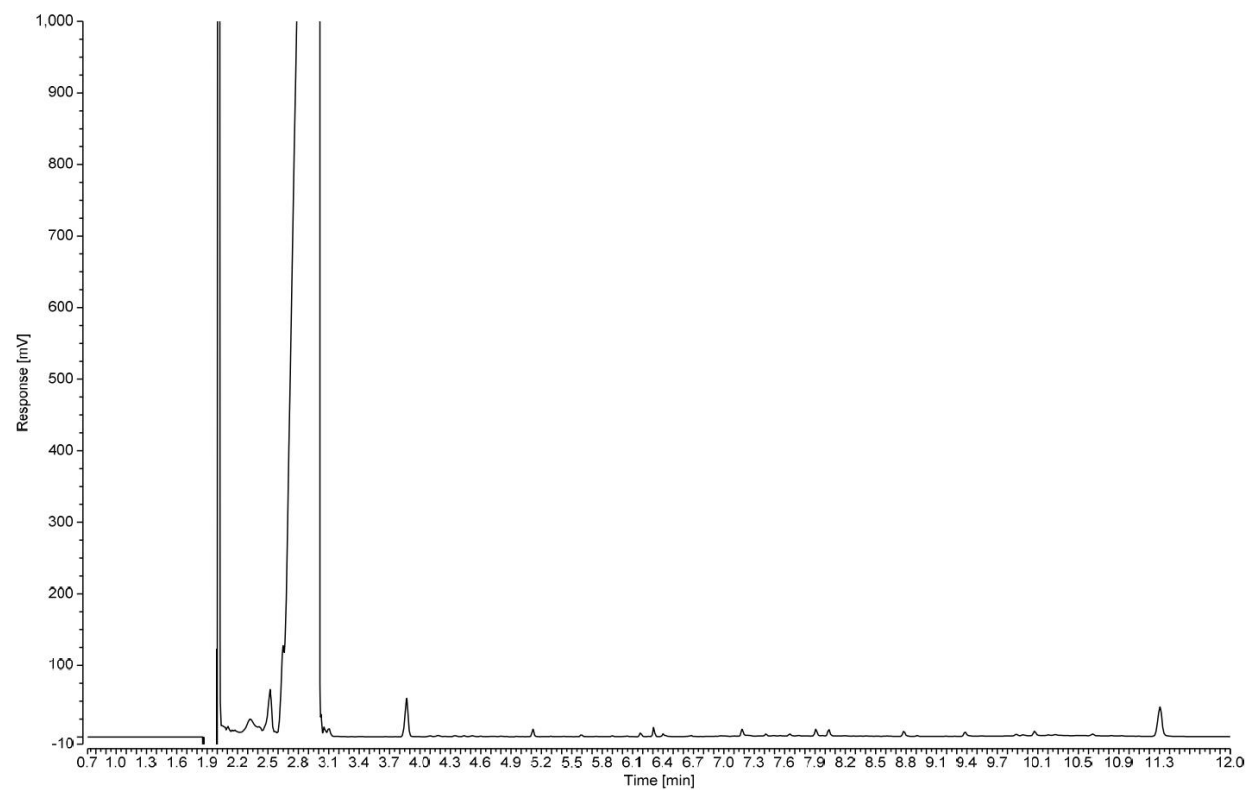
Instrument GC-14

Sample name: 2109440005
Vial number: 51
Sequence name: 2021-wk20



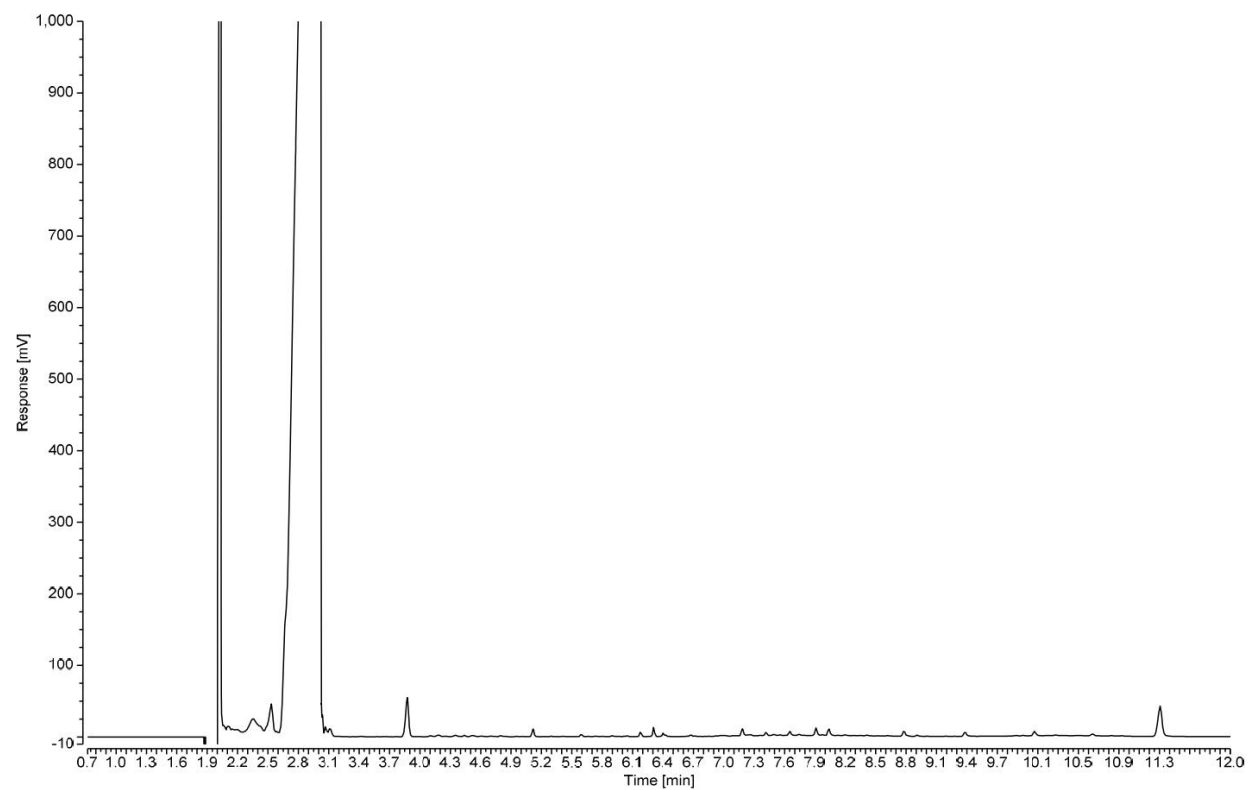
Instrument GC-14

Sample name: 2109440006
Vial number: 52
Sequence name: 2021-wk20



Instrument GC-14

Sample name: 2109440007
Vial number: 53
Sequence name: 2021-wk20





GP21-09440
ANALYSERAPPORT

BIJLAGE

HOUDBAARHEIDS- EN CONSERVERINGS OPMERKINGEN

Alle monsters zijn correct geconserveerd bij het laboratorium aangeleverd.

7.3 CONCENTRATIE GEGEVENS SEDIMENT EN OPPERVLAKTEWATER

7.3.1 Diepteloop sediment

Parameter	Eenheid	Concentratie
Pb	mg/kg.ds	1400
Sb	mg/kg.ds	800
As	mg/kg.ds	200-300
Zn	mg/kg.ds	1300
Cd	mg/kg.ds	13
Hg	mg/kg.ds	> 0,19
Cu	mg/kg.ds	?
Ni	mg/kg.ds	?

7.3.2 Diepteloop oppervlaktewater

Parameter	Eenheid	Concentratie
Pb	µg/l	8
Sb	µg/l	30
As	µg/l	7
Zn	µg/l	170
Cd	µg/l	0,5
Cu	µg/l	?
Ni	µg/l	?

7.3.3 Scheppelijke Nete sediment

Parameter	Eenheid	Concentratie
Cd	mg/kg.ds	20
Zn	mg/kg.ds	3000
As	mg/kg.ds	33
Hg	mg/kg.ds	0,04

7.3.4 Scheppelijke Nete oppervlaktewater

Parameter	Eenheid	Concentratie
Cd	µg/l	4
Zn	µg/l	2500
As	µg/l	?
Hg	µg/l	?

7.3.5 Zennesediment

Type parameter	Parameter	Eenh	Code	mrt 2018	juin-18	okt 2018	apr 2019	juin-19	Average
?	Thamno	EE	345000	7,93	11,6	5,95			8,493333
?	BI	-	345000	5	8	4	8	5,000	6
?	IP	mg/kg ds	345000	2	1,8	2,4	3,8	0,140	2,028
?	aEndo	µg/kg ds	345000	0,375	0,375	0,375	0,375	0,375	0,375
?	HpC	µg/kg ds	345000	0,25	0,25	0,25	0,25	0,250	0,25
?	tCdaan	mg/kg ds	345000	0,00101	0,00015	0,0018	0,00093	0,0018	0,001138
BTEX	Tolueen	mg/kg ds	345000	0,74	0,51	0,27	0,65	0,34	0,502
BTEXS	Benzeen	mg/kg ds	345000	0,0175	0,0175	0,0175	0,0175	0,018	0,0175
BTEXS	EyBz	mg/kg ds	345000	0,0175	0,0175	0,0175	0,0175	0,018	0,0175
BTEXS	mpXyl	mg/kg ds	345000	0,0175	0,0175	0,0175	0,0175	0,018	0,0175
BTEXS	oXyl	mg/kg ds	345000	0,0175	0,0175	0,0175	0,0175	0,0175	0,0175
BTEXS	Styreen	mg/kg ds	345000	0,0175	0,0175	0,0175	0,0175	0,0175	0,0175
chlorobenzeen	HCBz	µg/kg ds	345000	1,4	2,22	2,16	2,5	0,090	1,674
Chlorobenzeen	HCBdn	µg/kg ds	345000	0,25	0,25	0,25	0,25	0,250	0,25
Cyanide	CN- t	mg/kg ds	345000	1,64	1,55	1,79	1,9	1,900	1,756
Droge rest	DR	%	345000	58	60	62	49,7	57,000	57,34
Granulo	Gran>63	%	345000	72	74	71	78	67,000	72,4
Granulo	Gran>2<63	%	345000	23	21	23	11	26,000	20,8
Granulo	Gran<2	%	345000	5,1	5,6	6,5	10,7	7,000	6,98
Granulo	Gran<2 bt	%	345000	4,5	4,9	5,7	9,7	6,100	6,18
Hardheid?	Kalk+OS	%	345000	12	13	13	10	14,000	12,4
Indicator	Ostracod g	%	345000	37	39	34			36,66667
Indicator	Ostracod	%	345000	5	3	7			5
Indicator	Ostracod s	-	345000	1	1	1			1
Metalen	Al t	mg/kg ds	345000	19200	18700	14500	19100	11.600,000	16620
Metalen	Fe t	mg/kg ds	345000	13300	16900	16300	14300	9.500,000	14060
Metalen	P t	mgP/kg ds	345000	2100	2200	2200	2800	1200	2100
Metalen	Zn t	mg/kg ds	345000	540	630	650	640	142	520,4
Metalen	Ba t	mg/kg ds	345000	301	370	354	329	170,000	304,8
Metalen	Mn t	mg/kg ds	345000	246	201	213	260	260,000	236
Metalen	Pb t	mg/kg ds	345000	220	201	207	198	27	170,6
Metalen	Cu t	mg/kg ds	345000	88	110	113	96	12,300	83,86
Metalen	Cr t	mg/kg ds	345000	65	60	61	60	62,000	61,6
Metalen	V t	mg/kg ds	345000	35	34	36	36	16,2	31,44
Metalen	Ni t	mg/kg ds	345000	18,7	24,2	21,2	20,7	7,100	18,38
Metalen	Sn t	mg/kg ds	345000	19,5	21,9	14,3	11,5	1,84	13,808
Metalen	As t	mg/kg ds	345000	10,4	13,2	12,4	9,1	2,000	9,42
Metalen	Co t	mg/kg ds	345000	7,1	7	8,1	8,6	4,000	6,96
Metalen	Ag t	mg/kg ds	345000	6,2	3,7	3,5	3,8	0,250	3,49
Metalen	Cd t	mg/kg ds	345000	3,3	3,5	4,4	3,4	0,650	3,05
Metalen	Sb t	mg/kg ds	345000	3,8	2,65	2,72	3,08	1	2,65
Metalen	Se t	mg/kg ds	345000	3,3	4	1,5	1,5	1,5	2,36
Metalen	Ant	mg/kg ds	345000	0,95	0,69	1,5	2,3	0,050	1,098
Metalen	U t	mg/kg ds	345000	1,12	1,16	1,16	1,17	0,71	1,064
Metalen	Hg t	mg/kg ds	345000	0,55	1,17	0,89	1,01	0,930	0,91
Metalen	Mo t	mg/kg ds	345000	0,5	1	1	1	0,500	0,8
Metalen	Be t	mg/kg ds	345000	0,6	0,6	0,6	0,6	0,300	0,54
Metalen	Tl t	mg/kg ds	345000	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25

MO	KWS ap.	mg/kg ds	345000	640	630	660	1150	200,000	656
MO	KWS C30-4	%	345000	0,026	0,025	0,03	45	65,000	22,0162
MO	KWS C20-3	%	345000	0,029	0,031	0,028	43	28,000	14,2176
MO	KWS C12-2	%	345000	0,0078	0,0077	0,0068	12	11,000	4,60446
MO	KWS C10-1	%	345000	0,0016	0,0007	0,00073	0,57	1,300	0,374606
MTBE	MytByEt	mg/kg ds	345000	0,0175	0,0175	0,0175	0,0175	0,018	0,0175
Org-Sn	TBySn	µgSn/kg ds	345000	0,14	90	21	22,6	0,5	26,848
Org-Sn	TFySn	µgSn/kg ds	345000	0,8	0,145	0,25		0,25	0,36125
PAK	Flu	mg/kg ds	345000	3,4	3,2	4,8	11	0,510	4,582
PAK	Chr	mg/kg ds	345000	2,3	3,2	6,5	7	0,310	3,862
PAK	Pyr	mg/kg ds	345000	2,4	2,5	3,8	7	0,34	3,208
PAK	B(b)Flu	mg/kg ds	345000	2,1	2	2,8	5,7	0,240	2,568
PAK	B(a)P	mg/kg ds	345000	2,2	2	2,9	5,3	0,220	2,524
PAK	B(a)A	mg/kg ds	345000	1,9	1,4	2,1	5,9	0,100	2,28
PAK	B(ghi)Pe	mg/kg ds	345000	2	1,7	2,5	4,2	0,100	2,1
PAK	Fen	mg/kg ds	345000	1,3	1,4	3,7	3,7	0,230	2,066
PAK	B(k)Flu	mg/kg ds	345000	1,1	1	1,4	2,8	0,120	1,284
PAK	Acenaftyl	mg/kg ds	345000	0,91	0,97	1,41	1,42	0,025	0,947
PAK	Fluoreen	mg/kg ds	345000	0,58	0,52	1,9	1,16	0,050	0,842
PAK	Acenaft	mg/kg ds	345000	0,69	0,52	1,2	1,6	0,050	0,812
PAK	dBz(ah)Ar	mg/kg ds	345000	0,66	0,61	0,68	1,2	0,030	0,636
PAK	Naft	mg/kg ds	345000	0,4	0,4	0,61	0,81	0,075	0,459
PBDE	BDE 209	µg/kg ds	345000	150	360	270	230	700,000	342
PBDE	BDE 99	µg/kg ds	345000	1,1	1,6	1,3	1,3	0,500	1,16
PBDE	BDE 47	µg/kg ds	345000	0,73	1,1	0,79	0,89	0,660	0,834
PBDE	BDE 183	µg/kg ds	345000	0,36	0,38	0,61	0,35	0,350	0,41
PBDE	BDE 153	µg/kg ds	345000	0,27	0,3	0,34	0,2	0,200	0,262
PBDE	BDE 154	µg/kg ds	345000	0,22	0,14	0,13	0,4	0,400	0,258
PBDE	BDE 85	µg/kg ds	345000	0,0025	0,072	0,0025	0,5	0,500	0,2154
PBDE	BDE 100	µg/kg ds	345000	0,19	0,05	0,0025	0,375	0,375	0,1985
PBDE	BDE 28	µg/kg ds	345000	0,11	0,0025	0,013	0,325	0,325	0,1551
PBDE	BDE 66	µg/kg ds	345000	0,08	0,053	0,023	0,225	0,225	0,1212
PCB	PCB 153	µg/kg ds	345000	170	270	238	177	3,1	171,62
PCB	PCB 138	µg/kg ds	345000	120	170	160	134	1,9	117,18
PCB	PCB 180	µg/kg ds	345000	90	149	155	151	1,97	109,394
PCB	PCB 101	µg/kg ds	345000	56	89	70	85	1,69	60,338
PCB	PCB 118	µg/kg ds	345000	25	43	34	37	0,86	27,972
PCB	PCB 52	µg/kg ds	345000	14	20	18	23	0,85	15,17
PCB	PCB 28	µg/kg ds	345000	4,5	5,2	5,9	8,3	0,18	4,816
Pesticide	44DDD	µg/kg ds	345000	2,3	0,4	4,9	3	3,900	2,9
Pesticide	24DDD	µg/kg ds	345000	1,4	0,58	2,9	1,9	2,400	1,836
Pesticide	44DDE	µg/kg ds	345000	0,88	0,88	1,8	0,88	0,880	1,064
Pesticide	44DDT	µg/kg ds	345000	0,73	0,365	1,53	0,73	0,730	0,817
Pesticide	Dieldrin	µg/kg ds	345000	0,48	0,48	0,48	0,48	0,240	0,432
Pesticide	24DDT	µg/kg ds	345000	0,355	0,355	0,355	0,355	0,355	0,355
Pesticide	aHCH	µg/kg ds	345000	0,295	0,295	0,295	0,295	0,295	0,295
Pesticide	Aldrin	µg/kg ds	345000	0,165	0,165	0,165	0,165	0,165	0,165
Pesticide	gHCH	µg/kg ds	345000	0,14	0,14	0,14	0,14	0,140	0,14
Pesticide	24DDE	µg/kg ds	345000	0,135	0,135	0,135	0,135	0,135	0,135
Pesticide	bHCH	µg/kg ds	345000	0,12	0,12	0,12	0,12	0,120	0,12
Pesticide	cCdaan	mg/kg ds	345000	0,000215	0,000215	0,00043	0,000215	0,000	0,000301
pH	pH-KCl	-	345000	7,3	7,4	7,6	7,3	7,3	7,38
TOC	TOC	gC/kg ds	345000	28	30	29	36	7,8	26,16

7.4 SBPFM-PUBLICATIE



Development of a passive sensor for measuring vertical cumulative water and solute mass fluxes in lake sediments and streambeds

Leif Layton^{a,b}, Harald Klammler^{a,b,*}, Kirk Hatfield^{a,b}, Jaehyun Cho^{a,b}, Mark A. Newman^{a,b}, Michael D. Annable^{a,b}

^a Engineering School of Sustainable Infrastructure and Environment (ESSIE), University of Florida, Gainesville, FL 32611, USA

^b Inter-Disciplinary Program in Hydrologic Sciences, University of Florida, Gainesville, FL 32611, USA



ARTICLE INFO

Article history:
Received 21 November 2016
Revised 29 March 2017
Accepted 21 April 2017
Available online 26 April 2017

Keywords:
Groundwater-surface water interaction
Hyporheic and hypolentic zones
Passive flux meter
Vertical flow
Contaminant transport
Water flux
Mass flux

ABSTRACT

This paper introduces the sediment bed passive flux meter (SBPFM) as a new tool for in situ measurements of vertical volumetric water and contaminant mass fluxes across hyporheic and hypolentic zones (i.e., stream or lake bed sediments that function as the contiguous zone between the overlying surface water body and the underlying aquifer). The device is a direct-push probe which contains a permeable internal sorbent located between two screened intervals. In the presence of a vertical hydraulic gradient the screens allow water flow through the SBPFM's internal sorbent matrix that is impregnated with resident tracers. These tracers are displaced from the sorbent at rates proportional to the water flux through the sorbent. At the same time, dissolved contaminants present in the intercepted sediment water are retained on the SBPFM sorbent at rates proportional to the ambient contaminant mass flux in the hyporheic zone. Potential flow theory is applied to convert observations of water and contaminant fluxes through the SBPFM into estimates of undisturbed ambient vertical water and contaminant fluxes in the sediment. To validate the theory and demonstrate the SBPFM as a potential site characterization tool, multiple bench-scale sediment bed experiments are performed. Results demonstrate that water and contaminant mass fluxes are accurately measured in the laboratory and that future field tests are warranted. © 2017 Elsevier Ltd. All rights reserved.

1. Introduction

The contamination of both ground and surface water bodies has become a growing concern worldwide (Kalbus et al., 2006). Traditionally, aquifers and streams have been treated and managed separately from one another (Constantz et al., 2001; Winter et al., 1998); however, in the last few decades this paradigm has shifted to an understanding that rivers and aquifers do not exist as separable entities (Winter, 2001). As a consequence, groundwater-surface water interactions and the hydrodynamic processes controlling these interactions have received considerable attention at various scales (Sawyer et al., 2014; Boano et al., 2007; Constantz et al., 2001; Packman & Salehin, 2003; Rosenberry, 2008; Winter et al., 1998).

Understanding of groundwater-surface water interaction is essential for the effective management of both water quality and quantity issues (Constantz et al., 2001). This involves processes

controlling water and contaminant transport and biogeochemical reactions in the hyporheic and hypolentic zones (i.e., stream or lake bed sediments that function as the contiguous zone between the overlying surface water body and the underlying aquifer; Winter, 2001). These processes and reactions are challenging to measure within the sediment at the local scale and are difficult to interpret at larger stream and lake scales (Baxter et al., 2003; Boulton et al., 1998). Methods currently available to assess solute and water interactions as well as exchange at the sediment-water interface are based on measurements of different types of parameters (e.g., temperatures, gradients, concentrations, etc.) rendering, hence, results vulnerable to different types of erroneous interpretation (Belanger & Montgomery, 1992; Brodie et al., 2009).

Perhaps the most well-known method is the seepage meter, which provides direct measurements of seepage flux at the water-sediment bed interface (i.e., not within the hyporheic or hypolentic zones). The device requires little to no experience to deploy, is relatively simple and inexpensive to build and operate, and requires no knowledge of the local hydraulic gradient or permeability of bed sediments. In addition, because it captures water from the underlying contiguous aquifer in a plastic bag, chemical analysis for the target contaminants in that water can yield estimates of con-

* Corresponding author at: Engineering School of Sustainable Infrastructure and Environment (ESSIE), University of Florida, Gainesville, FL 32611, USA.
E-mail addresses: haki@gmx.at, haki@ufl.edu (H. Klammler).

<http://dx.doi.org/10.1016/j.advwatres.2017.04.018>
0309-1708/© 2017 Elsevier Ltd. All rights reserved.

List of variables

A_S	Horizontal area of interest for discharge estimation
B_n	Constants in SBPFM flow field solution
F_{open}	Shape factor corresponding to “open” SBPFM (infinite K_c)
F_{rec}	Shape factor corresponding to recirculating flow between SBPFM screens
I_i	Modified Bessel function of the first kind and i th order
J	Undisturbed vertical hydraulic gradient in sediment bed
J_c	Undisturbed vertical contaminant mass flux in the sediment bed
J_i	Bessel function of the first kind and i th order
K	Hydraulic conductivity of sediment bed under isotropic conditions
K_c	Hydraulic conductivity of the SBPFM sorbent
K_H	Horizontal hydraulic conductivity of the sediment bed
K_i	Modified Bessel function of the second kind and i th order
K_V	Vertical hydraulic conductivity of the sediment bed
L	Length of rectangular sediment box for direct testing of K_H
L_c	Length of the sorbent column
$L_{1,2}$	Distances between sediment surface and lower end of conductivity test pipe
M_Q	Contaminant mass flow (discharge)
N	Number of terms in summation of SBPFM flow field solution
Q	Flow through rectangular sediment box for direct testing of K_H
Q_c	Water discharge through sorbent column
Q_{inj}	Injection flow (discharge) during injection through both screens in the bucket
Q_{open}	Water discharge through SBPFM without sorbent (infinite K_c)
Q_{rec}	Water discharge between SBPFM screens for (hypothetical) recirculation
Q_{sim}	Vertical water discharge through sand bucket with SBPFM installed
$Q_{1,2}$	Injection flows for measuring K_V using injection through pipe
$Q_{V,VII}$	Water discharges through bottom and top screens
R_d	Retardation factor of a resident tracer W ... Width of rectangular sediment box for direct testing of K_H
Y_i	Bessel function of the second kind and i th order
a	Outer SBPFM radius
b	Radial extent of flow domain
c_F	Flux-averaged contaminant concentration
c_0	Initial aqueous resident tracer concentration in the sorbent
c_{1-12}	Real constants in general flow field solution
d	Distance between upper and lower boundaries
d_{bot}	Distance between bottom boundary and lower SBPFM screen
d_{top}	Distance between sediment surface and upper SBPFM screen
dA	Infinitesimal area for integration of fluxes to discharge
f_0	Auxiliary function in SBPFM flow field solution
$h_{1,2,3,4}$	Vertical coordinates of screen limits
i, j	Auxiliary variables
m_c	Mass of contaminant sorbed

m_i	Initial tracer mass on the sorbent
m_l	Tracer mass lost from the sorbent due to water flow
m_R	Resident tracer mass remaining on the sorbent
m_{1-4}	Positive real constants in general flow field solution
m, n	Auxiliary variables in SBPFM flow field solution
q_c	Water flux through the sorbent column
q_{sim}	Average vertical water flux through sand bucket with SBPFM installed
q_0	Undisturbed vertical volumetric water flux in the sediment bed
p	Length of impermeable casing between screens
r	Radial coordinate
r_c	Radius of the sorbent column
s	Screen length
t	SBPFM test duration
z	Vertical coordinate
z_i	Vertical coordinates of control points along SBPFM surface
$\Delta\phi$	Head difference across sorbent column
Δt	Time intervals for falling head test
Ω_R	Relative remaining tracer mass
α_q	Flow convergence coefficient
ϕ	Hydraulic head in sediment bed
ϕ_{mj}	Injection head during injection through both screens in the bucket
$\phi_{0,L}$	Entrance and exit heads in rectangular sediment box for direct testing of K_H
$\phi_{1,2}$	Injection heads for measuring K_V using injection through pipe
$\phi_{II,III}$	Hydraulic heads at top and bottom boundaries
$\phi_{V,VII}$	Hydraulic heads at bottom and top screens
ρ	Anisotropy ratio in sediment conductivity
θ	Saturated water content of sorbent

taminant fluxes across ground–surface water interfaces (Kalbus et al., 2006; Lee, 1977; Rosenberry, 2008). However, it may be susceptible to multiple sources of error, such as channeling effects due to incorrect installation, release of interstitial gasses upon installation, Venturi effects and deformation due to stream flow around the collection bag, and unaccounted hydraulic head losses (Russoniello and Michael, 2014; Brodie et al., 2009; Lee, 1977; Murdoch and Kelly, 2003; Rosenberry and Morin, 2004; Taniguchi and Fukuo, 1993).

To the best of our knowledge, there is no passive monitoring tool that provides simultaneous measurements of water and contaminant fluxes in both losing and gaining streams and lakes. Contaminant mass flux is generally determined as the product of the pore water concentration within the sediment bed and Darcy flux across the sediment–water interface. Pore water concentration may be measured from core samples, but in situ techniques are preferred as they introduce less potential for contamination of the water sample (Bufflap and Allen, 1995). Pump tests may be used to measure pore water concentrations and provide integral measurements that are less susceptible to heterogeneity effects of the subsurface and contaminant distribution than point measurements. However, those require the disposal of large volumes of contaminated groundwater and application near streams may cause problems resulting from the influence of pumped stream water. Alternatively, samples from (multi-level) piezometers or sampling wells closely spaced and aligned in transects can provide very detailed information about contaminant distributions (Kalbus et al., 2006).

Passive samplers offer an attractive alternative to pore water samples, because they collect the target analytes in situ and without affecting the bulk solution. Moreover, they can be used

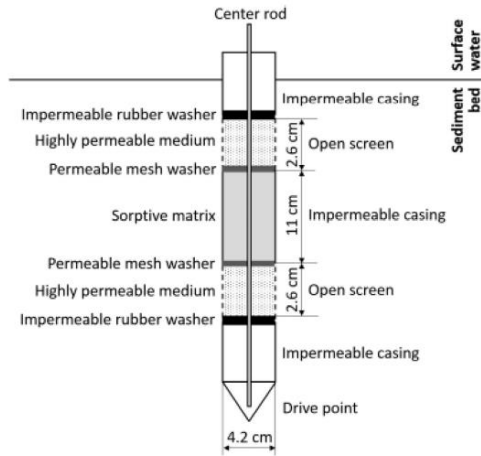


Fig. 1. Schematic of the sediment bed passive flux meter (SBPFM; not to scale) with dimensions used in laboratory experiments.

for a wide range of chemical constituents and are able to detect low contaminant concentrations (Ghosh et al., 2014; Kalbus et al., 2006; Vrana et al., 2005). They are simple, relatively inexpensive, require no additional equipment or power, and may be left unattended during operation, thus offering time and cost efficient results without sacrificing data quality. Furthermore, passive devices provide time-averaged measurements, which are less sensitive to daily fluctuations due to accumulation of contaminants over the entire sampling period (Kalbus et al., 2006). Passive samplers currently used to measure pore-water concentrations in sediment beds include dialysis samplers, dialysis bags, and devices employing a diffusive equilibrium in a thin film (e.g., Ghosh et al., 2014; Bufflap and Allen, 1995).

The purpose of this paper is to introduce a new passive monitoring device called the sediment bed passive flux meter (SBPFM). We establish its theoretical foundation, provide a proof of concept through laboratory sand bucket experiments and discuss different aspects toward its practical application, including inherent limitations. The SBPFM is capable of providing in situ point measurements of vertical water flux q_0 [LT^{-1}] and contaminant mass flux J_C [$\text{ML}^{-2}\text{T}^{-1}$] through sediment beds of lakes and streams. Contaminant mass flow (discharge) may then be estimated from spatially interpolating and integrating point measurements of J_C as

$$M_Q = \int_{A_s} J_C dA = \int_{A_s} q_0 c_F dA \quad (1)$$

where M_Q [MT^{-1}] is the mass flow rate of a contaminant over horizontal area A_s [L^2], and c_F [ML^{-3}] is the flux-averaged concentration of the contaminant. In the following section, we present a typical SBPFM design and the underlying concept for acquiring measurements of vertical fluxes through sediment beds. Subsequent sections contain the necessary theoretical development and experimental design, before analyzing and discussing results.

2. Sediment bed passive flux meter (SBPFM) concept and design

The SBPFM is a direct-push probe with two screened intervals (Fig. 1). The device is driven directly into the uppermost sediment

layers of stream and lake beds to remain for a period of time (e.g., from hours to weeks). Subjected to the ambient vertical hydraulic gradient, groundwater enters the SBPFM through one screen and exits through the other. Thus, the SBPFM passively intercepts water and contaminants flowing vertically through the sediment. Between the screens, the SBPFM contains a permeable sorbent impregnated with one or more fluid-soluble resident tracers (e.g., alcohols), which are eluted at rates proportional to the fluid flux. After a designated deployment period, the SBPFM is removed and the sorbent is carefully extracted to quantify the residual mass of the impregnated resident tracers for calculation of the cumulative water flux through the sorbent. Simultaneously, the masses of all contaminants intercepted and retained on the sorbent are quantified to calculate cumulative contaminant mass fluxes through the sorbent. Details about the measurement of water and contaminant mass fluxes through the sorbent, and subsequent conversion to undisturbed ambient fluxes in the sediment are described in detail below.

3. Methods

3.1. Theory

3.1.1. Water flux

Initially, each resident tracer is uniformly distributed over the column of sorptive matrix within the SBPFM. After installation and during a period of exposure to local sediment bed water fluxes, the tracers are displaced from the SBPFM. The residual mass of resident tracer remaining on the sorbent matrix m_R [M] is the difference of the initial mass equilibrated on the sorbent matrix m_i [M] and the mass eluted from the matrix due to groundwater flow through the device m_e [M]. It may be expressed as

$$m_R = m_i - m_e \quad (2)$$

The residual mass of the resident tracer on the sorbent is inversely proportional to the cumulative volume of water that has been intercepted by the sorbent; therefore, the cumulative or time-averaged water flux can be estimated from measurements of m_R .

The relationship between m_R and the flux through the sorbent column q_c [LT^{-1}] can be derived by defining the mass fraction of initial tracer remaining on the sorptive matrix Ω_R [-] after exposure to water flow for a period t [T] as

$$\Omega_R = \frac{m_R}{m_i} \quad (3)$$

The initial mass of the resident tracer impregnated on the sorptive matrix is calculated as

$$m_i = \pi r_c^2 L_c \theta R_d c_0 \quad (4)$$

where r_c [L] and L_c [L] are the radius and length of the sorbent column in the SBPFM, respectively, θ [-] is the saturated water content of the sorbent, R_d [-] is the retardation factor of a resident tracer, and c_0 [ML^{-3}] is the initial aqueous resident tracer concentration in the pore space. Following Hatfield et al. (2004) we assume that tracer transport is primarily advective and that tracer sorption is linear, reversible, and instantaneous. Thus, the mass eluted from the sorptive matrix is equal to

$$m_e = \pi r_c^2 q_c t c_0 \quad (5)$$

and we can express Ω_R by combining equations (2) – (5) as

$$\Omega_R = 1 - \frac{q_c t}{L_c \theta R_d} \quad (6)$$

The undisturbed time-averaged specific discharge through the sediment bed q_0 can be found from the relationship

$$q_c = \alpha_q q_0 \quad (7)$$

where α_q [-] is a flow convergence coefficient characterizing the distortion of the otherwise uniform flow of water through the sediment bed due to the presence of the SBPFM. Finally, Eqs. (6) and (7) combine to form

$$q_0 = \frac{(1 - \Omega_R)L_c \theta R_d}{\alpha_q t} \quad (8)$$

Estimates of q_0 have decreased accuracy as the value of Ω_R approaches either 1 or 0 (Hatfield et al., 2004). Thus, under conditions where no prior estimates of sediment bed water flux exist, the use of multiple resident tracers with varying retardation factors increases the likelihood that one or more resident tracers will be in an intermediate range of Ω_R .

3.1.2. Contaminant flux

Measurement of contaminant flux is performed by quantifying the masses of target dissolved contaminants in the sediment bed water, which are intercepted and retained by the SBPFM sorbent. The contaminant mass flux of any dissolved organic or inorganic contaminant can be measured if (1) the sorbent of the SBPFM intercepts and fully retains the contaminant from the water flowing vertically in the sediment bed, if (2) the contaminant can be extracted from the sorbent or analyzed in the sorbed state, such that the mass of the contaminant retained can be measured, and if (3) the contaminant does not degrade inside the SBPFM between interception and extraction. Contaminant mass flux through the SBPFM is equal to the mass of contaminant sorbed m_c [M] per unit cross-sectional area and per unit time. From Eq. (7) it can be inferred that ambient contaminant flux through the sediment J_c and the contaminant mass flux through the SBPFM differ by a factor α_q , leading to

$$J_c = \frac{m_c}{\alpha_q \pi r_c^2 t} \quad (9)$$

In order to make use of Eqs. (8) and (9), the remaining problem is the quantification of the flow convergence coefficient α_q .

3.1.3. Flow convergence

The flow convergence coefficient α_q for the SBPFM is a function of the geometric and hydraulic properties of the probe, the sorbent column and the surrounding sediment. As derived in detail in Appendix A, a convenient method of computing α_q for an anisotropic sediment of hydraulic conductivities K_H and K_V [LT⁻¹] in the horizontal and vertical directions, respectively, is

$$\alpha_q = \frac{F_{open}}{\left(\frac{L_c}{a}\right)^2 + \frac{L_c K_V}{(p+s)K_c} F_{rec}} \quad (10)$$

where a [L] is the outer probe radius, p [L] is the length of impermeable casing between the two screens, s [L] is the length of each screen, and r_c [L], L_c [L] and K_c [LT⁻¹] are radius, length and hydraulic conductivity of the sorbent column. F_{open} [-] and F_{rec} [-] are constants that depend on both the geometry of the SBPFM and the flow domain and are determined following the method of Klammer et al. (2011) as described in Appendix B. For a range of typical field conditions, F_{open} and F_{rec} can be graphically represented (Figs. 2 and 3), where the anisotropy ratio ρ [-] is defined as

$$\rho^2 = \frac{K_V}{K_H} \quad (11)$$

For future field applications it is expected that $p/s \geq 1$ is the case, for which $F_{rec} = F_{open}$ is an acceptable approximation to be used in Eq. (10) (Fig. 3).

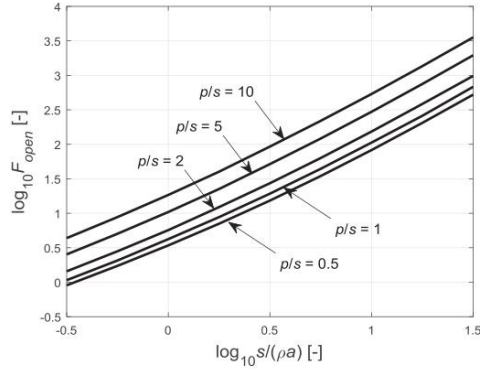


Fig. 2. $\log_{10}(F_{open})$ as a function of p/s and $\log_{10}s/(\rho a)$ for computation of α_q from Eq. (10) under field conditions (sediment bed of anisotropy ratio ρ and distant bottom/lateral boundaries; see Appendix B1 for derivation). SBPFM geometry is described by radius a , screen length s and distance p between screens.

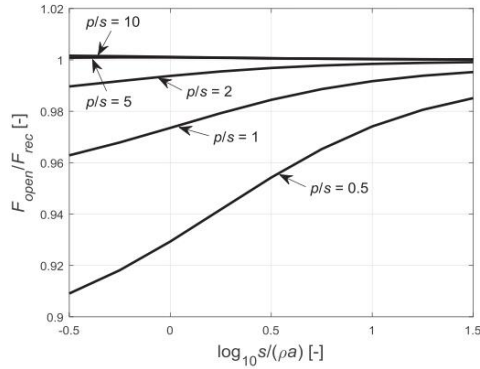


Fig. 3. F_{open}/F_{rec} as a function of p/s and $\log_{10}s/(\rho a)$ for computation of α_q from Eq. (10) under field conditions (see Appendix B2 for derivation).

3.1.4. Sediment conductivity (field application)

Quantification of the flow convergence factor α_q from Eq. (10) requires knowledge of anisotropy ratio ρ (for determining F_{open} and F_{rec} from Figs. 2 and 3) and vertical sediment conductivity K_V . This may be achieved by one of the methods proposed by Klammer et al. (under review in AWR as manuscript ADWR_2016_360_R1). Moreover, a contour plot of α_q as a function of K_c/K_V and K_V/K_H on log-log scale may be generated for an exemplary field scenario (Fig. 4). This plot immediately illustrates the degree of sensitivity (variability) of α_q and, hence, resulting water and contaminant mass flux estimates, over regions delimited by upper and lower uncertainty bounds in K_V and K_V/K_H , for example. Inside the shade rectangle, the contour lines are essentially vertical, indicating minimal sensitivity of α_q to K_H . The rectangle spans the region of $K_V \leq K_H$, which is typical for sediment deposits, and $K_c \leq 10K_V$, which is approximately equivalent to limiting $\alpha_q \leq 10$ for avoiding unnecessarily large distortions of the ambient flow field near the SBPFM.

Consequently, α_q may be reliably inferred from knowing K_V only, for which we propose a measurement technique based on in-

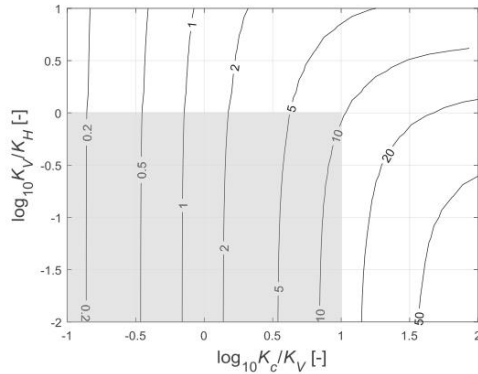


Fig. 4. Contour lines of α_q as a function of $\log_{10}K_c/K_v$ and $\log_{10}K_v/K_H$ for exemplary field conditions (i.e., distant lateral and bottom boundaries), $d_{top}=10$ cm, $a=2$ cm, $s=4$ cm, $p=10$ cm and $r_c=1.5$ cm. The shaded rectangle indicates region of minimal sensitivity of α_q to K_H .

jection through the bottom of a hollow pipe inserted into the sediment bed. Hvorslev (1951; Fig. 12, case 6) provides a relationship between injection head ϕ_1 and flow rate Q_1 for this test, which can be written as

$$\frac{\phi_1}{Q_1} = \frac{1}{5.5a\rho K_H} + \frac{L_1}{a^2\rho^2\pi K_H} \quad (12)$$

where L_1 [m] is the distance the pipe is inserted into the sediment. Eq. (12) is obtained from Hvorslev's equation after scaling the flow domain to isotropy through multiplying all radial coordinates by ρ and using an isotropic effective conductivity equal to K_H (Hvorslev, 1951). The first term on the right-hand-side corresponds to the resistance to flow after leaving the pipe. The last term represents Darcy's law for the almost perfectly vertical flow through the sediment column inside the pipe of $K_v=\rho^2K_H$. The same applies for a second injection test after advancing the pipe tip to a larger depth L_2 into the sediment.

$$\frac{\phi_2}{Q_2} = \frac{1}{5.5a\rho K_H} + \frac{L_2}{a^2\rho^2\pi K_H} \quad (13)$$

Subtracting Eq. (12) from Eq. (13) and using $K_v=\rho^2K_H$ gives

$$K_v = \frac{L_2 - L_1}{a^2\pi \left(\frac{\phi_2}{Q_2} - \frac{\phi_1}{Q_1} \right)} \quad (14)$$

for estimating K_v . Intuitively speaking, by taking the difference, the influence of the flow field after leaving the pipe tip is eliminated and what is left is the effect of the (almost) perfectly vertical flow through the sediment inside the pipe. Eq. (14) is formulated in terms of constant head/steady-state injection tests, but may be easily converted to be applied with falling head/slug tests using (Hvorslev, 1951)

$$a^2\pi \frac{\phi_j}{Q_j} = \frac{\Delta t}{\Delta \ln \phi_j} \quad (15)$$

for both injection tests ($j=1, 2$), where the right-hand-side is simply the inverse slope of the log-head over time data points.

3.2. Experimental design

3.2.1. Sediment bed simulator

Bench scale sediment bed laboratory experiments were conducted to evaluate the SBPFM. These involved installing the device

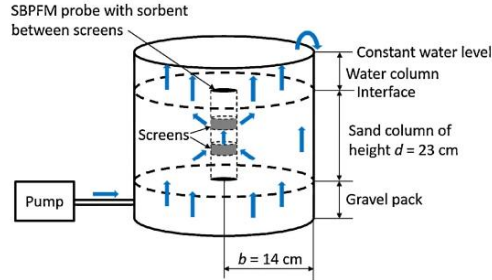


Fig. 5. Schematic sketch of laboratory experiments using sediment bed simulator consisting of a bucket packed with gravel and sand. Blue arrows indicate local directions of water flow. (For interpretation of the references to color in this figure legend, the reader is referred to the web version of this article.)

in a constructed sediment bed simulator, in which controlled water and contaminant mass fluxes could be established. The simulator was built using a bucket of 36.4 cm in height and $b=14$ cm in radius (Fig. 5). The bottom 4 cm of the bucket was packed with coarse gravel to ensure water entering through an installed fitting at the bottom of the bucket had a constant head across the horizontal cross-section of the bucket. A PVC pipe of inner diameter $r_c=1.7$ cm and outer diameter $a=2.1$ cm was used as the casing of the SBPFM and positioned upright in the center of the bucket. Two slotted sections of length $s=2.6$ cm served as screens to allow flow into and out of the device and were separated by an impermeable portion of length $p=11$ cm. The distance between bottom screen and bottom boundary was $d_{bot}=3.6$ cm and that between top screen and top boundary was $d_{top}=3.3$ cm.

To avoid channeling effects associated with shifting of the casing in the sand during installation of the sorbent, the casing was held in place by a PVC adaptor fixed to the walls of the bucket by threaded steel rods. Medium to fine commercial grade sand was packed around the casing under standing water to a height of approximately $d=23$ cm with approximately 2–3 cm of standing water above the top of the sand. Water was pumped into the gravel at the bottom of the bucket by a peristaltic pump at flow rates ranging from 0.36–6.46 L/h giving a uniform ambient specific discharge of $q_0=14$ –242 cm/d with closed screens.

2-octanol served as a surrogate contaminant in the water flowing through the sediment. Preceding experiments, in which contaminant mass flux was measured, 5 pore volumes of the desired concentration of a 2-octanol and water solution were flushed through the sediment bed simulator, while the screens of the installed casing were closed, to create a uniform initial concentration distribution in the sediment. The 2-octanol solution was prepared prior to the experiments and 2-octanol influent concentrations ranged from 2 to 39 mg/L. Influent and effluent samples were taken periodically throughout the experiments for subsequent analysis.

3.2.2. Sediment conductivity and flow convergence (laboratory experiments)

For calculation of the convergence factor α_q using Eq. (10), we determined $K_v=68.5$ m/d from a constant head permeability tests with closed SBPFM screens. This test imposed uniform vertical flow across the sand column between top and bottom boundaries and allowed for direct application of Darcy's law. In order to obtain additional information to determine the horizontal conductivity K_H , the screens were opened for an injection test. Water was pumped through both SBPFM screens at a constant rate and allowed to exit

the sediment bed simulator through the top and bottom boundaries (both connected to the same constant head reservoir). The pumping rate and the injection head were recorded at steady-state. These two values were used in combination with K_v to determine $\rho = 0.8$ using the method described in Appendix C and, subsequently, $K_H = 113$ m/d from Eq. (11).

This result was further verified through independent testing of the horizontal hydraulic conductivity. The sediment was packed similarly under standing water in a small rectangular box aquifer with gravel packed at two opposite walls serving as inlet and outlet. Both were connected to a constant head reservoir that created a horizontal hydraulic gradient across the sediment in the box. The horizontal hydraulic conductivity was calculated as $K_H = 2LQ/[W(\phi_0^2 - \phi_L^2)]$, where L [L] is the length of the sediment in the direction of travel, W [L] is the width, Q [L³T⁻¹] is the volumetric flow rate through the sediment, ϕ_0 [L] is the height of the water at the inlet, and ϕ_L [L] is the height of the water at the outlet (Bear, 2013). The horizontal hydraulic conductivity determined from these tests was $K_H = 112$ m/d.

For the given bucket and probe geometries, equations (B23) and (B26) from Appendix B deliver $F_{open} \approx F_{rec} \approx 17.5$. With sorbent column lengths for a first set of experiments ranging from $L_c = 6.4$ – 7.2 cm, this led to flow convergence factors $\alpha_q = 6$ – 6.7 as determined by Eq. (10). For a second set of experiments (those involving contaminant mass flux), the simulator was drained and packed again, and hydraulic conductivities were found to be $K_H = 158$ m/d and $K_v = 101$ m/d. For these experiments the length of sorbent ranged from $L_c = 7.0$ – 7.4 cm and the resulting flow convergence factors were calculated as $\alpha_q = 4.2$ – 4.5 .

3.2.3. Preparation of the SBPFM

The sorbent used in the SBPFMs consisted of silver-impregnated (0.2%) granular activated carbon (GAC), which was manually packed into fine-meshed nylon socks inside a transparent casing. The socks were 30 cm long with a diameter of 3.5 cm ($\approx 2r_c$) and built around a stainless steel rod with a diameter of 0.7 cm (Fig. 1). Each sock was packed with approximately 35 g (dry mass) of GAC, resulting in sorbent columns of $L_c = 6.5$ – 7.5 cm in length. Above and below the activated carbon the SBPFM was filled with 0.3 cm diameter glass beads of large bulk hydraulic conductivity. Glass beads and activated carbon were separated by mesh washers while rubber washers confined the outer most portions of the glass beads within the SBPFM. The activated carbon had a hydraulic conductivity of $K_c = 300$ m/d, a saturated water content of $\theta = 0.55$, and a dry bulk density of 0.5 g/cm³.

The resident tracers applied on the sorbent were methanol, ethanol, 2-propanol, tert-butanol, and 2,4-dimethyl-3-pentanol. Prior to installation, these tracers were pre-equilibrated on the activated carbon by gently mixing the carbon for 24 h in an aqueous solution containing methanol, ethanol, and 2,4-dimethyl-3-pentanol at a concentration of $c_0 = 1200$ mg/L, and 2-propanol and tert-butanol at a concentration of $c_0 = 2300$ mg/L. Tracer impregnated activated carbon sorbent was drained before packing into the sock along with the glass beads. The packed sock was then transferred from the transparent casing into the screened casing installed in the sediment bed simulator. During the construction of each SBPFM a portion of the GAC was sampled to establish initial concentration of the resident tracers used to calculate Ω_R .

Independent of the sediment bed simulator, column elution experiments were conducted with the same tracer-equilibrated activated carbon packed in flow-through columns. The tracer concentrations in flow-through column effluents were monitored to obtain Ω_R , which was subsequently plotted as a function of pore volumes conveyed through the column. The elution curves were then used to determine the range of $\Omega_R > 0.3$, over which elution was linear (Hatfield et al., 2004). The retardation factor for each tracer

Table 1
Retardation factors of resident tracers as determined from independent column elution experiments.

Resident tracer	Retardation factor R_d
Methanol	5
Ethanol	27
2-propanol	120
Tert-butanol	295
2,4-dimethyl-3-pentanol	>10,000

was found by taking the inverse of the slope of the linear portion of each curve (Table 1).

3.2.4. Sorbent analysis

After the desired duration of deployment, ranging from 1.4–115.8 h, the SBPFM sorbent was pulled, well mixed and sampled. Resident tracers and contaminant surrogate were extracted from the GAC using isobutyl alcohol. Using extraction efficiencies determined from independent batch tests, all samples were analyzed for tracer and contaminant masses on a Perkin-Elmer gas chromatograph equipped with automated liquid injection and a flame ionization detector. Because the retardation factor of 2,4-dimethyl-3-pentanol is in excess of 10,000 at the concentration used during experiments, it is used as an internal standard such that changes in the residual mass of the other resident tracers were evaluated from measured changes in tracer mass ratios with respect to 2,4-dimethyl-3-pentanol. Computing Ω_R in this manner assumes that any loss of mass of 2,4-dimethyl-3-pentanol is due to some unaccounted source(s) of error that also increased mass loss of the other resident tracers, which needs to be compensated for (Hatfield et al., 2004). Thus, Ω_R for each resident tracer was calculated as

$$\Omega_R = \frac{m_R m_{R,DMP}}{m_I m_{I,DMP}} \quad (16)$$

where $m_{R,DMP}$ [M] and $m_{I,DMP}$ [M] are the residual and initial masses, respectively, of 2,4-dimethyl-3-pentanol on the activated carbon for each experiment. Measured values of Ω_R for each resident tracer were used in Eq. (8) to estimate water fluxes q_0 for comparison to the known water fluxes imposed through the SBPFM. Similarly, measured values of sorbed contaminant mass m_c are used to estimate contaminant mass fluxes J_c from Eq. (9). See Appendix B3 for further details related to the calculation of true water and contaminant fluxes in the sediment bed simulator.

4. Results and discussion

4.1. Installation losses and general tracer performance

Because the design of the SBPFM permits vertical flow, the vertical installation and retrieval of the sorbent inevitably forced portions of the water through the sorbent and resulted in excess tracer elution. To quantify the impact of installation and retrieval on tracer elution, a test was performed in which the SBPFM was deployed and immediately retrieved from the sediment bed simulator. While losses were negligible for 2-propanol and tert-butanol, mass loss was evident in methanol and ethanol, which had values of Ω_R equal to 0.58 and 0.90, respectively, after the test. Values of Ω_R were corrected for this loss by assuming all water displaced by deployment and retrieval of a sorbent column is forced through the sorbent matrix; hence, this volume of water is subtracted from the cumulative water flux $q_0 t$ given by tracers alone. Nonetheless, water fluxes calculated for experiments using the residual masses of methanol and ethanol yielded unsatisfactory results.

Additionally, it has been shown previously that estimates of q_0 are most accurate for a range of residual tracer masses around Ω_R

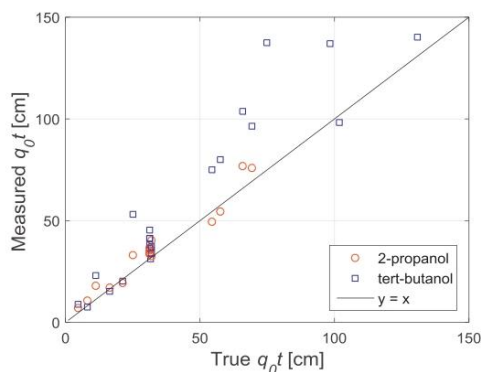


Fig. 6. Measured versus true cumulative water fluxes.

≈ 0.5 (Hatfield et al., 2004). For any given tracer, there is a specific range of cumulative water fluxes that will yield acceptable values of Ω_R and lead to accurate estimates of q_0 based on SBPFM geometry and the retardation factor of the tracer. Short periods of SBPFM deployment resulted in values of Ω_R that were too high for accurate results using tracers of high retardation. On the other hand, longer tests resulted in inaccurate estimates of q_0 when considering tracers with low retardation factors, which is likely exacerbated by additional elution during installation and retrieval. Several tests were conducted to determine if methanol and ethanol could accurately predict smaller cumulative fluxes but results were inconsistent, likely a result of elution during installation and retrieval. Estimates of fluxes using tert-butanol were acceptable for some trials but generally had values of Ω_R too high for generating accurate results, indicating that this tracer may be more effective for measuring higher water fluxes or for longer deployment durations.

4.2. Cumulative water and contaminant mass fluxes

Measured cumulative water fluxes based on 2-propanol and tert-butanol are compared to true cumulative water fluxes as determined in Appendix B3 (Fig. 6). Of the resident tracers used, 2-propanol produced the most accurate estimates of cumulative water flux. Relative errors for estimates of cumulative ambient specific discharge by tracers 2-propanol and tert-butanol were found to be $16\% \pm 18\%$ (mean $\pm$ standard deviation) and $24\% \pm 35\%$, respectively. Estimated cumulative 2-octanol mass fluxes through the sediment are also compared to their true counterparts (Fig. 7). True cumulative contaminant mass fluxes were calculated from the concentration of 2-octanol in the water being supplied to the sediment bed simulator and the ambient specific discharge in the sediment bed as $J_c = q_0 C_f$, where q_0 was determined as described in Appendix B3. Relative errors in estimates of cumulative 2-octanol mass flux were found to be $13\% \pm 35\%$.

Due to the volatile nature of the 2-octanol in solution and the airflow across the surface of the water column on top of the sediment bed simulator, effluent concentrations ranged from 24% to 76% of the initial concentration. Consequently, verification of results by contaminant mass balance calculation between bucket inflow, outflow and SBPFM retention was not possible. However, because the influent was not exposed to airflow until exiting the sediment layer at the top, it was assumed that volatilization had no impact on the mass flux through the sediment to be measured.

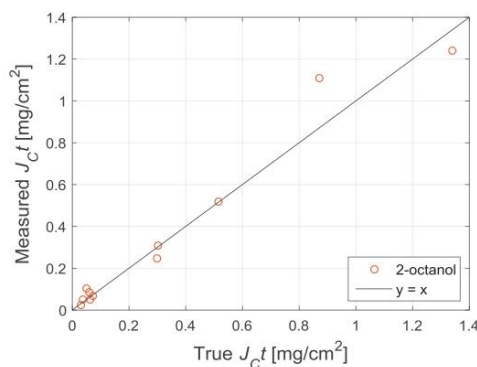


Fig. 7. Measured versus true cumulative 2-octanol mass flux.

4.3. Diffusion and non-equilibrium sorption

Eqs. (8) and (9) are based on the assumptions of advection dominated transport and instantaneous (equilibrium) sorption in the SBPFM. While diffusive losses of tracers from the sorbent column may lead to overestimation of water fluxes, non-equilibrium desorption of tracers may decrease the efficiency of tracer elution and cause underestimation of water fluxes. In contrast, for contaminant fluxes, both diffusive losses and non-equilibrium sorption have the potential to negatively impact m_c and, hence, cause underestimation of contaminant fluxes. Following Hatfield et al. (2004), we evaluate the relative importance of diffusion versus advection using the Peclet number Pe [-] defined as

$$Pe = \frac{q_c L_c}{\theta \gamma D} \quad (17)$$

where D [L^2/T] is the aqueous diffusion coefficient for a tracer or contaminant, which we assume to be on the order of $1 \text{ cm}^2/\text{d}$ (Hatfield et al., 2004). With $L_c \approx 10 \text{ cm}$ and $\theta \approx 0.5$ this leads to the condition of $q_c > 0.2 \text{ cm/d}$ for safely neglecting diffusive transport, i.e., $Pe > 10$ in the sorbent column. For expected values of α_q on the order of 1 to 10 in practice, this value of 0.2 cm/d may also be regarded as a conservative lower limit for the undisturbed sediment flux q_0 . Our current test results are limited to $q_0 \geq 14 \text{ cm/d}$ and $\alpha_q \approx 3$, i.e., approximately $q_c > 50 \text{ cm/d}$, which is within the advection dominated range.

Also following Hatfield et al. (2004), we evaluate the relative importance of sorption kinetic rate versus advective transport rate using the Damkohler number Da [-] defined as

$$Da = \frac{k R_d (1 - \beta) L_c}{q_c} \quad (18)$$

where k [$1/T$] is the tracer or contaminant (de)sorption rate coefficient and β [-] is the fraction of sorption sites, where equilibrium sorption is assumed. Taking k to be on the order of 1 1/h and $\beta \approx 0.5$ (Hatfield et al., 2004) and using $R_d \approx 100$ (e.g., 2-propanol; Table 1), we arrive at the condition $q_c < 1200 \text{ cm/d}$ for safely neglecting non-equilibrium sorption, i.e., $Da > 10$ in the sorbent column. For a large assumed value of $\alpha_q \approx 10$, this translates into the conservative condition of $q_0 < 120 \text{ cm/d}$. Our current test results are for maximum values of $\alpha_q \approx 6$ and limited to $q_0 \leq 242 \text{ cm/d}$, i.e., approximately $q_c < 1500 \text{ cm/d}$, which is within the equilibrium range or near its limit. Overall, this shows that SBPFM application based on the present assumptions of advection dominated trans-

port and instantaneous sorption is appropriate for a range of vertical sediment fluxes q_0 between mm/d (diffusion limit) and m/d (non-equilibrium limit). Eqs. (17) and (18) show that increasing L_c and/or R_d by using longer columns and/or more hydrophobic tracers may further expand this range.

4.4. Non-linear and competitive sorption

While Eq. (9) for estimating contaminant mass flux is based on the assumption that intercepted contaminants are fully sorbed and do not degrade or exit the sorbent column, Eq. (8) for estimating water flux is based on the assumption of linear tracer desorption, i.e., a constant value of retardation factor R_d for each tracer. As discussed in Section 3.2.3, values of R_d were determined from independent tracer elution experiments using sorbent columns under conditions similar to the SBPFM experiments. Results for such column elution experiments have been published previously for different flux meter applications (Hatfield et al., 2004; Annable et al., 2005; Klammler et al., 2016). Even for strongly non-linear sorption isotherms, column elution curves can be expected to be initially linear over significant ranges due to the uniform initial distribution of tracers on the sorbent in the column. For the present experiments, this was found to be the case for $\Omega_R > 0.3$, which was applied as a criterion for data interpretation. However, if necessary, this limitation may be overcome by superimposing multiple linear elution functions to generate an approximation of a non-linear elution function (Hatfield et al., 2004).

Tracer column elution tests were performed using the same mix of tracers as for SBPFM experiments. Thus, resulting retardation factors inherently account for the possibility of competitive sorption between tracers. Competitive sorption between tracers and contaminants is not expected to influence results, because the initial portion of the sorbent column retaining the contaminants is already void of tracers (retardation is generally much larger for contaminants than for tracers). Competitive sorption between different contaminants needs to be evaluated on a case-by-case basis, but is not an issue in practice as long as contaminants are fully retained. In combination with the other assumptions of Section 3.1.2, this assures applicability of Eq. (9), which does not require a contaminant retardation factor.

4.5. Tracer release, flow direction and contaminant retention

During SBPFM deployment, the sorbent column releases tracers into the sediment bed. However, due to the non-toxic nature of the tracers (short-chain alcohols) and the small amounts released (< 1 g), obtaining approval for different types of passive flux meter applications in groundwater has not been a problem (e.g., Brooks et al., 2008; Verreydt et al., 2013; Wang et al., 2014). Tracer release from the SBPFM can be completely avoided, if only the center portion of the sorbent column is initially impregnated with tracers, while the extreme portions are not and retain tracers after displacement. Analyzing the center portion separately for tracer mass remaining, then allows quantification of water flux as described here. Also analyzing the extreme portions for displaced tracer mass, further allows distinguishing upward or downward flow direction. Horizontal flow components in the sediment bed are not expected to affect measurements of vertical fluxes, as they do not cause flow through the sorbent column located in the center of the SBPFM.

Technically, contaminant mass fluxes can be measured for most organic and inorganic compounds by selecting the appropriate type or mix of sorbent materials to be employed in the SBPFM column. For example, granular activated carbon (GAC) and activated carbon felt (AC-felt) have been used for volatile organic

compounds (VOCs) like perchloroethylene, trichloroethylene, benzene, toluene, MTBE, naphthalene, etc. For semi-volatile organic compounds (SVOCs) including polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), and RDX, non-ionic resins have been employed. For heavy metals (Cr, As, U, etc.), and ionic compounds (Cl, Br, phosphate, nitrate, ammonium, perchlorate etc.) anionic and cationic resins have been used (Cho et al., 2007; Lee et al., 2007). Other suitable sorbents include zeolites and aluminum oxides (Clark et al., 2005).

5. Summary

The sediment bed passive flux meter (SBPFM) is a new device for providing simultaneous point measurements of cumulative vertical water and contaminant mass fluxes in lake or stream sediment beds. It is a self-contained passive permeable unit that may be driven directly into the sediment bed for deployment periods ranging from hours to weeks. The device is designed to contain a permeable matrix of hydrophobic and/or hydrophilic sorbents, which passively intercept ambient flow through the sediment bed resulting from surface and groundwater interactions. The sorbents release resident tracers at rates proportional to groundwater flux and retain dissolved contaminants from groundwater at rates proportional to contaminant mass flux. Prior knowledge of the water flux is not required because several resident tracers are used with varying retardation factors. Flow direction may be inferred by segmented analysis of the sorbent column, revealing the direction of tracer displacement and/or the direction of contaminant arrival. All flux estimates are time-cumulative, thus effectively integrating (or averaging) temporal fluctuations in both water flux and contaminant concentrations during deployment periods.

In the present work, we develop relationships between fluxes measured through SBPFM sorbents and undisturbed ambient fluxes through the sediment bed. In order to demonstrate the fundamental working principle and validate the theory, multiple experiments were conducted using a bench-scale sediment bed simulator with granular activated carbon as a sorbent. Cumulative groundwater flux was quantified using a suite of four alcohol tracers, of which 2-propanol and tert-butanol provided satisfactory results. Estimates of cumulative water flux made using tracers methanol and ethanol were not reflective of the true flux, because lower retardation led to significant elution during installation and retrieval of the SBPFM. 2-octanol served as a surrogate contaminant in these bench-scale experiments and estimates of respective mass fluxes were also satisfactory.

Moving SBPFM to the field is certain to pose several challenges. For example, the flow convergence factor α_d depends on the hydraulic conductivities in the horizontal and vertical directions, which are challenging to measure. However, a number of approaches for solving this problem appears possible (Klammler et al., under review in AWR as manuscript ADWR_2016_360_R1). Furthermore, we identify a range of conditions, over which knowledge of vertical conductivity suffices (Fig. 4) and propose a simple field method for its measurement. Finally, the current testing of the SBPFM did not include flow reversal in the sediment bed as, for example, associated with tidally influenced streams or lakes.

Acknowledgments

This work was partially funded by the Florida Water Resources Research Center under a grant from the U.S. Department of Interior U.S. Geological Survey (G11AP20072) and by CH2M Hill through a donation to the Engineering School of Sustainable Infrastructure and Environment at the University of Florida.

Appendix A. Flow convergence coefficient α_q

Darcy's law for one-dimensional flow through the sorbent column Q_c [L^3T^{-1}] is

$$Q_c = \frac{\Delta\phi K_c r_c^2 \pi}{L_c} \quad (A1)$$

where $\Delta\phi$ [L] is the head difference across the column. Imagine the SBPFM is exposed to a vertical gradient J [-] in a sediment while leaving the SBPFM "open" (i.e., $K_c = \infty$). The volumetric flow rate through the open SBPFM Q_{open} [L^3T^{-1}] is written as

$$Q_{open} = F_{open} K_v J a^2 \pi \quad (A2)$$

where F_{open} serves as a proportionality constant between Q_{open} and the undisturbed sediment discharge $K_v J a^2 \pi$ through a horizontal cross sectional area of the SBPFM. Next, consider the scenario of $J=0$ and application of a discharge Q_{rec} [L^3T^{-1}] between the two screens. This corresponds to recirculating flow between screens (e.g., using a hypothetical pump) and is written

$$Q_{rec} = F_{rec} \frac{\Delta\phi K_v a^2 \pi}{p+s} \quad (A3)$$

where F_{rec} [-] is a proportionality constant between Q_{rec} and the discharge $\Delta\phi K_v a^2 \pi / (p+s)$ through a sediment column equal in size to the probe between screen centers causing a head drop $\Delta\phi$.

The expressions of Eqs. (A2) and (A3) can be superimposed to find a solution for $J > 0$ and $K_c < \infty$, as it is the general SBPFM scenario. This does not affect the correct solution of an undisturbed hydraulic gradient far from the screens (or at nearby boundaries of the flow domain), while it imposes a non-zero head difference between the screens. Because $K_c < \infty$ hinders flow through the SBPFM, the flow through the column is $Q_c = Q_{open} - Q_{rec}$. Substituting Eq. (A3) and eliminating $\Delta\phi$ using Eq. (A1) then gives

$$\frac{Q_c}{Q_{open}} = \frac{1}{1 + \frac{a^2 L_c K_v}{r_c^2 (p+s) K_c} F_{rec}} \quad (A4)$$

which relates Q_c to Q_{open} for arbitrary values of K_c and independent of J . Substituting Eq. (A2) with $J K_v = q_0$ and knowing $Q_c = q_c r_c^2 \pi$ yields Eq. (10), with F_{open} and F_{rec} derived in Appendix B.

Appendix B. Shape factors

The constants F_{open} and F_{rec} are determined following the method described by Klammler et al. (2011) for a homogenous saturated sediment bed (Fig. B1). Variables r and z denote the radial and vertical coordinates, respectively, and are delimited by $a < r < b$ and $0 < z < d$, where b [L] is the radial distance to the lateral boundary (I) and d [L] is the distance between top (II) and bottom (III) boundaries. Lateral boundary (I) is considered impermeable, while boundaries (II) and (III) are at constant heads. This is consistent with the possibility of a uniform vertical gradient over the flow domain. Internal boundaries along the SBPFM are delimited by h_1 through h_4 [L]. Boundaries (IV), (VI) and (VIII) are impermeable, while boundaries (V) and (VII) are at constant heads. Distance d_{bot} [L] is the length of impermeable boundary (IV) and d_{top} [L] is the length of impermeable boundary (VIII).

The governing Laplace equation for steady-state flow and isotropic hydraulic conductivity in cylindrical coordinates is

$$\frac{\partial^2 \phi(r, z)}{\partial r^2} + \frac{1}{r} \frac{\partial \phi(r, z)}{\partial r} + \frac{\partial^2 \phi(r, z)}{\partial z^2} = 0 \quad (B1)$$

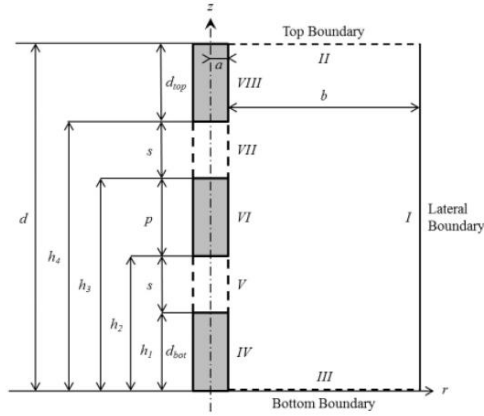


Fig. B1. Schematic of axisymmetric flow domain and boundary conditions. Impermeable boundaries are bold continuous and constant head boundaries are bold dashed.

where $\phi(r, z)$ [L] is the hydraulic head distribution within the flow domain. A general solution of Eq. (B1) is (Zaslavsky and Kirkham, 1964)

$$\begin{aligned} \phi(r, z) = & [c_1 \sin(m_1 z) + c_2 \cos(m_1 z)] [c_3 I_0(m_1 r) + c_4 K_0(m_1 r)] \\ & + [c_5 \sinh(m_2 z) + c_6 \cosh(m_2 z)] [c_7 J_0(m_2 r) + c_8 Y_0(m_2 r)] \\ & + c_9 z \ln(r/m_3) + c_{10} \ln(r/m_3) + c_{11} z + c_{12} \end{aligned} \quad (B2)$$

where J_0 , Y_0 , I_0 , and K_0 are Bessel functions of order zero (Dwight, 1947), and where c_i for $i=1,2,\dots,12$ and m_j for $j=1,2,3$ are arbitrary real constants (m_j being positive). The three external boundary conditions (I)–(III) can be mathematically expressed as

$$\text{I) } \frac{\partial \phi}{\partial r} = 0 \text{ at } r = b \text{ for } 0 \leq z \leq d \quad (B3)$$

$$\text{II) } \phi(r, z) = \phi_{II} \text{ at } z = d \text{ for } a \leq r \leq b \quad (B4)$$

$$\text{III) } \phi(r, z) = \phi_{III} \text{ at } z = 0 \text{ for } a \leq r \leq b \quad (B5)$$

To represent constant head top (II) and bottom (III) boundaries at different heads, we discard incompatible terms of the general solution in Eq. (B1), while superimposing compatible terms, leading to

$$\phi(r, z) = c_{11} z + c_{12} + \sum_{n=1}^N B_n f_0(mr) \sin(mz) \quad (B6)$$

where $m = n\pi/d$, n and N are positive integers, B_n are a new set of constants encompassing c_1 , c_2 , and c_4 , while $f_0(mr)$ is a function to be defined involving terms of the equation that contain the Bessel functions K_0 and I_0 . For an impermeable lateral boundary, the function $f_0(mr)$ is expressed as (Klammler et al., 2011)

$$f_0(mr) = \frac{K_1(mr) + I_1(mr)}{K_1(mb) + I_1(mb)} \quad (B7)$$

where K_1 and I_1 are Bessel functions of the first order (Dwight, 1947). Under field conditions, where the lateral impermeable

boundary is located far away from the SBPFM ($b \gg a$), $f_0(mr)$ reduces to

$$f_0(mr) = \frac{K_0(mr)}{K_1(ma)} \quad (B8)$$

The values of the coefficients B_n in Eq. (B6) do not affect compliance with external boundary conditions (I), (II), and (III). Thus, these coefficients may be used to independently meet the internal (mixed) boundary conditions (IV)–(VIII) expressed as

$$\text{IV)} \quad \frac{\partial \phi}{\partial r} \Big|_{r=a} = 0 \text{ for } 0 \leq z < h_1 \quad (B9)$$

$$\text{V)} \quad \phi(a, z) \phi_V \text{ for } h_1 \leq z \leq h_2 \quad (B10)$$

$$\text{VI)} \quad \frac{\partial \phi}{\partial r} \Big|_{r=a} = 0 \text{ for } h_2 \leq z < h_3 \quad (B11)$$

$$\text{VII)} \quad \phi(a, z) = \phi_{VII} \text{ for } h_3 \leq z \leq h_4 \quad (B12)$$

$$\text{VIII)} \quad \frac{\partial \phi}{\partial r} \Big|_{r=a} = 0 \text{ for } h_4 \leq z \leq d \quad (B13)$$

where ϕ_V and ϕ_{VII} [L] are the constant hydraulic heads in the bottom and top screen, respectively. The solution for $\phi(a, z)$ of Eq. (B6) is substituted into equations (B9)–(B13), where $c_{12} = \phi_{III}$ is arbitrarily set to zero and $c_{11} = J$ is identified as the vertical hydraulic gradient. This results in the following system of equations representing the internal boundary conditions:

$$\text{IV)} \quad \sum_{n=1}^N B_n \frac{n\pi}{d} \sin(mz_i) = 0 \text{ for } 0 \leq z_i < h_1 \quad (B14)$$

$$\text{V)} \quad Jz_i + \sum_{n=1}^N B_n f_0(ma) \sin(mz_i) = \phi_V \text{ for } h_1 \leq z_i < h_2 \quad (B15)$$

$$\text{VI)} \quad \sum_{n=1}^N B_n \frac{n\pi}{d} \sin(mz_i) = 0 \text{ for } h_2 \leq z_i < h_3 \quad (B16)$$

$$\text{VII)} \quad Jz_i + \sum_{n=1}^N B_n f_0(ma) \sin(mz_i) = \phi_{VII} \text{ for } h_3 \leq z_i < h_4 \quad (B17)$$

$$\text{VIII)} \quad \sum_{n=1}^N B_n \frac{n\pi}{d} \sin(mz_i) = 0 \text{ for } h_4 \leq z_i \leq d \quad (B18)$$

where $K_0(r)/dr = -K_1(r)$ and $I_0(r)/dr = I_1(r)$, leading to $df_0(mr)/dr|_{r=a} = -m$, was used. In the above system of equations, following Klammler et al. (2011), the device length $0 \leq z \leq d$ is discretized into equidistant control points z_i such that $z_1 = d/(2N)$ and $z_i = z_{i-1} + d/N$ for $i=1, 2, \dots, N$. Equations (B14)–(B18) represent a linear system of N equations with $N+2$ unknown coefficients (B_n , ϕ_V and ϕ_{VII}), which imposes the required boundary conditions at the control points.

Appendix B1. Shape factor F_{open} for flow through the open SBPFM

For open flow through the column of the SBPFM ($K_c = \infty$), the hydraulic heads at the top and bottom screens are still unknown but equal such that $\phi_V = \phi_{VII}$ provides one additional equation. Imposing continuity of flow between both screens as

$$Q_V + Q_{VII} = 0 \quad (B19)$$

provides the second equation, where Q_V and Q_{VII} [$L^3 T^{-1}$] are the volumetric flow rates through the internal boundaries (V) and (VII), respectively. These flow rates can be expressed as

$$Q_V = -2\pi a K \int_{h_1}^{h_2} \frac{\partial \phi}{\partial r} \Big|_{r=a} dz = 2\pi a K \sum_{n=1}^N B_n [\cos(mh_2) - \cos(mh_1)] \quad (B20)$$

$$Q_{VII} = -2\pi a K \int_{h_3}^{h_4} \frac{\partial \phi}{\partial r} \Big|_{r=a} dz = 2\pi a K \sum_{n=1}^N B_n [\cos(mh_4) - \cos(mh_3)] \quad (B21)$$

leading to

$$\sum_{n=1}^N B_n [\{\cos(mh_2) - \cos(mh_1)\} + \{\cos(mh_4) - \cos(mh_3)\}] = 0 \quad (B22)$$

as the last condition required. After dividing the system by $\phi_{II} = Jd$ the coefficients B_n/ϕ_{II} can be found. Subsequently, F_{open} is found by combining Eq. (A2) with $J = \phi_{II}/d$ and (B20) to form

$$F_{open} = 2 \frac{d}{a} \sum_{n=1}^N \frac{B_n}{\phi_{II}} \left[\cos\left(n\pi \frac{h_2}{d}\right) - \cos\left(n\pi \frac{h_1}{d}\right) \right] \quad (B23)$$

Under anisotropic conditions of horizontal and vertical hydraulic conductivities K_H and K_V , it is known that above results remain valid if all radial distances of the sediment flow domain (i.e., r , a and b) are multiplied by ρ , while maintaining the vertical coordinates unchanged (Hvorslev, 1951). With this, Eq. (B23) can be graphically represented for field conditions of anisotropic conductivity, distant lateral boundaries ($b \gg a$) using Eq. (B8) and distant bottom boundary ($d_{bot}/s = 50$; Fig. 2). The graphs are shown for $d_{top}/s = 1$ and were found to be accurate (visually indistinguishable) for the entire range of $d_{top}/s > 0.5$. This implies a large degree of robustness with respect to the distance between SBPFM screens and the groundwater–surface water interface (i.e., nearby top boundary).

Appendix B2. Shape factor F_{rec} for recirculating flow through SBPFM

In the case of recirculating flow in the absence of an ambient gradient ($J=0$) the screen heads ϕ_V and ϕ_{VII} are unequal. Besides equations (B14)–(B18), two additional equations are formed by setting Q_V and $-Q_{VII}$ equal to recirculation flow Q_{rec} in equations (B20) and (B21), resulting in

$$Q_{rec} = 2\pi a K \sum_{n=1}^N B_n [\cos(mh_2) - \cos(mh_1)] \quad (B24)$$

$$Q_{rec} = -2\pi a K \sum_{n=1}^N B_n [\cos(mh_4) - \cos(mh_3)] \quad (B25)$$

for the isotropic scenario. The coefficients $B_n aK/Q_{rec}$ are found from solving the linear system of equations (B14)–(B18) with equations (B24) and (B25). Subsequently, $\Delta\phi aK/Q_{rec} = (\phi_V - \phi_{VII})aK/Q_{rec}$ may be expressed from equations (B15) and (B17), remembering $J=0$, and substituted into Eq. (A3) to find F_{rec} as

$$F_{rec} = \frac{\frac{5}{a\pi} \left(1 + \frac{p}{s}\right)}{\sum_{n=1}^N \frac{B_n aK}{Q_{rec}} f_0 \left(n\pi \frac{a}{d}\right) \left[\sin\left(n\pi \frac{h}{d}\right) - \sin\left(n\pi \frac{h_1}{d}\right)\right]} \quad (B26)$$

A generalization to anisotropic conditions is again straightforward and accomplished by multiplying all radial distances by ρ , while substituting K_H for K to assure continuity of flow (Hvorslev, 1951). With this, Eq. (B26) can be graphically represented as F_{open}/F_{rec} for field conditions of anisotropic conductivity as well as distant bottom and lateral boundaries (using $d_{bot}/s=50$ and Eq. (B8); Fig. 3). Graphs of Eq. (B26) are again for $d_{top}/s=1$ being accurate (visually indistinguishable) for the entire range of $d_{top}/s > 0.5$.

Appendix B3. Application to the sediment bed simulator

For the configuration of the sediment bed simulator, the constants F_{open} and F_{rec} are found as in Appendices B1 and B2, where Eq. (B7) with $b=14$ cm is used instead of Eq. (B8). Thus, equations (8)–(10) remain valid if, according to Eq. (A2), q_0 and J_c are interpreted as the uniform vertical fluxes through the sediment in the absence of the SBPFM (or, equivalently, with both of its screens closed). However, it is obvious that during the experiments the SBPFM is present and hydraulically active, such that q_0 and J_c cannot be directly observed for validation of measured fluxes. Instead, we may observe the total flow Q_{sim} through the simulator and compute the flux $q_{sim} = Q_{sim}/[\pi(b^2 - a^2)]$, where

$$Q_{sim} = -2\pi K \int_a^b \frac{\partial \phi}{\partial z} \Big|_{z=0} r dr = q_0 \pi (b^2 - a^2) + 2\pi aK \sum_{n=1}^N B_n \quad (B27)$$

is obtained from integrating the vertical fluxes across the bottom boundary. The coefficients B_n are hereby found from the system of equations (B14)–(B18) with Eq. (B22) establishing continuity of flow and

$$K_c r_c^2 \frac{\phi_{VII} - \phi_V}{L_c} = 2aK \sum_{n=1}^N B_n [\cos(mh_2) - \cos(mh_1)] \quad (B28)$$

imposing Darcy's law across the sorbent column. After solving the resulting system of equations for B_n/ϕ_{II} , we compute

$$\frac{q_{sim}}{q_0} = 1 + \frac{2d}{a(b^2 - a^2)} \sum_{n=1}^N \frac{B_n}{\phi_{II}} = 1.05 \quad (B29)$$

where it is remembered that under anisotropic conditions $a\rho$, $b\rho$ and K_H are to be used instead of a , b , and K for finding B_n/ϕ_{II} and in Eq. (B29). Note that r_c is not scaled due to anisotropy. With this, the true fluxes (Fig. 6) are obtained by dividing the independently observed sediment bed simulator fluxes q_{sim} by Eq. (B29). The same correction is performed for true mass fluxes (Fig. 7). Under field conditions, this correction becomes irrelevant, since $b/a \gg 1$ and $q_{sim}/q_0 \approx 1$.

Appendix C. Anisotropy and horizontal hydraulic conductivity using bucket injection test

When simultaneously injecting through both screens using a known injection head ϕ_{inj} [L], equations (B14)–(B18) remain valid with $J=0$ and $\phi_V = \phi_{VII} = \phi_{inj}$. Anisotropic conditions (i.e., $\rho \neq 1$) can be accounted for by multiplying all radial distances (i.e., a and b in the present case) by ρ (Hvorslev, 1951). After dividing the resulting system of N equations and N unknowns by ϕ_{inj} , the coefficients B_n/ϕ_{inj} can be solved for. The steady-state injection flow Q_{inj}

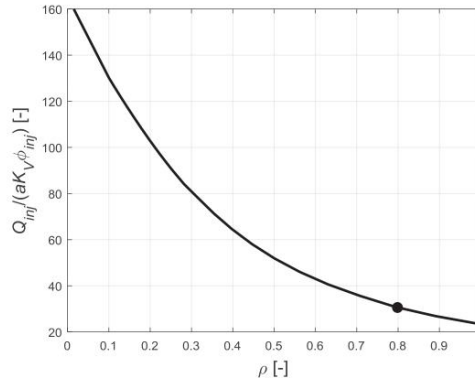


Fig. C1. $Q_{inj}/(aK_V\phi_{inj})$ for injected flow through SBPFM as a function of ρ for sediment bed simulator configuration. A known value of $Q_{inj}/(aK_V\phi_{inj})=31$ leads to $\rho=0.8$ as indicated by the dot.

[L^3T^{-1}] is measured during the injection test, and for anisotropic conditions can be expressed as

$$Q_{inj} = -2\pi a\rho K_H \int_0^d \frac{\partial \phi}{\partial r} \Big|_{r=a\rho} dz \quad (C1)$$

where K_H is used to assure continuity of flows between anisotropic and scaled isotropic flow domains (Hvorslev, 1951). Using Eqs. (11) and (B24) with $h_1=0$ and $h_2=d$, Eq. (C1) can be rearranged into

$$\frac{Q_{inj}}{aK_V\phi_{inj}} = \frac{2\pi}{\rho} \sum_{n=1}^N \frac{B_n}{\phi_{inj}} [\cos(n\pi) - 1] \quad (C2)$$

The left-hand-side of Eq. (C2) is plotted as a function of ρ (Fig. C1) for the geometry of the sediment bed simulator, noting that B_n/ϕ_{inj} are also functions of ρ through equations (B14)–(B18). By knowing $a=2.1$ cm, $\phi_{inj}=1.0$ cm and $Q_{inj}=0.44$ m³/d from the injection test performed, as well as $K_V=68.5$ m/d from the constant head vertical flow test, $Q_{inj}/(aK_V\phi_{inj})=31$ leads to $\rho=0.8$ (Fig. C1).

References

- Annable, M., Hatfield, K., Cho, J., Klammler, H., Parker, B., Cherry, J., Rao, P.S.C., 2005. Field-scale evaluation of the passive flux meter for simultaneous measurement of groundwater and contaminant fluxes. *Environ. Sci. Technol.* 39, 7194–7201.
- Baxter, C., Hauer, F.R., Woessner, W.W., 2003. Measuring groundwater–stream water exchange: new techniques for installing minipiezometers and estimating hydraulic conductivity. *Trans. Am. Fish. Soc.* 132 (3), 493–502.
- Bear, J., 2013. *Dynamics of Fluids in Porous Media*. Courier Corporation.
- Belanger, T., Montgomery, M., 1992. Seepage meter errors. *Limnol. Oceanogr.* 37 (8), 1787–1795.
- Boano, F., Revelli, R., Ridolfi, L., 2007. Bedform-induced hyporheic exchange with unsteady flows. *Adv. Water Resour.* 30 (1), 148–156.
- Boulton, A.J., Findlay, S., Marmonier, P., Stanley, E.H., Valett, H.M., 1998. The functional significance of the hyporheic zone in streams and rivers. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 29, 59–81.
- Brooks, M.C., Wood, A.L., Annable, M.D., Hatfield, K., Cho, J., Holbert, C., Rao, P.S.C., Enfield, C.G., Lynch, K., Smith, R.E., 2008. Changes in contaminant mass discharge from DNAPL source mass depletion: evaluation at two field sites. *J. Contam. Hydrol.* 102, 140–153.
- Brodie, R., Baskaran, S., Ransley, T., Spring, J., 2009. Seepage meter: progressing a simple method of directly measuring water flow between surface water and groundwater systems. *Aust. J. Earth Sci.* 56 (1), 3–11.
- Bufflap, S.E., Allen, H.E., 1995. Sediment pore water collection methods for trace metal analysis: a review. *Water Res.* 29 (1), 165–177.
- Cho, J., Annable, M.D., Jawitz, J.W., Hatfield, K., 2007. Passive flux meter measurement of water and nutrient flux in porous media. *J. Environ. Qual.* 36, 1266–1272.

- Clark, C.J., Hatfield, K., Annable, M.D., Gupta, P., Chirenje, T., 2005. Estimation of arsenic contamination in groundwater by the passive flux meter. *Environ. Forensics* 6, 77–82.
- Constantz, J., Stonestrom, D., Stewart, A.E., Niswonger, R., Smith, T.R., 2001. Analysis of streambed temperatures in ephemeral channels to determine streamflow frequency and duration. *Water Resour. Res.* 37 (2), 317–328.
- Dwight, H.B., 1947. *Tables of Integrals and Other Mathematical Data*. The MacMillan Company, New York.
- Ghosh, U., et al., 2014. Passive sampling methods for contaminated sediments: practical guidance for selection, calibration, and implementation. *Integr. Environ. Assess. Manage.* 10 (2), 210–223.
- 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. *J. Contam. Hydrol.* 75 (3–4), 155–181.
- Hvorslev, M.J., 1951. Time lag and soil permeability in groundwater observations. Bulletin No. 36. U.S. Army Corps of Engineers, Vicksburg, Mississippi.
- Kalbus, E., Reinstorf, F., Schirmer, M., 2006. Measuring methods for groundwater–surface water interactions: a review. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 10 (6), 873–887.
- Klammler, H., Hatfield, K., Nemer, B., Mathias, S.A., 2011. A trigonometric interpolation approach to mixed type boundary problems associated with permeameter shape factors. *Water Resour. Res.* 47 (3).
- Klammler, H., Hatfield, K., Newman, M., Cho, J., Annable, M., Parker, B., Cherry, J., Perminova, I., 2016. A new device for characterizing fracture networks and measuring groundwater and contaminant fluxes in fractured rock aquifers. *Water Resour. Res.* 52, WR018389.
- Lee, D.R., 1977. A device for measuring seepage flux in lakes and estuaries. *Limnol. Oceanogr.* 22 (1), 140–147.
- Lee, J., Rao, P.S.C., Poyer, I.C., Toole, R.M., Annable, M.D., Hatfield, K., 2007. Oxyanion flux characterization using passive flux meters: development and field testing of surfactant-modified sorbents. *J. Contam. Hydrol.* 92 (3–4), 208–229.
- Murdoch, L.C., Kelly, S.E., 2003. Factors affecting the performance of conventional seepage meters. *Water Resour. Res.* 39 (6).
- Packman, A.I., Salehin, M., 2003. Relative roles of stream flow and sedimentary conditions in controlling hyporheic exchange. In: *The Interactions Between Sediments and Water*. Springer, pp. 291–297.
- Rosenberry, D.O., 2008. A seepage meter designed for use in flowing water. *J. Hydrol.* 359 (1), 118–130.
- Rosenberry, D.O., Morin, R.H., 2004. Use of an electromagnetic seepage meter to investigate temporal variability in lake seepage. *Groundwater* 42 (1), 68–77.
- Russoniello, C.J., Michael, H.A., 2014. Investigation of seepage meter measurements in steady flow and wave conditions. *Groundwater* 53 (6), 959–966.
- Sawyer, A.H., Lazareva, O., Koreger, K.D., Crespo, K., Chan, C.S., Stieglitz, T., Michael, H.A., 2014. Stratigraphic controls on fluid and solute fluxes across the sediment–water interface of an estuary. *Limnol. Oceanogr.* 59 (3), 997–1010.
- Taniguchi, M., Fukuo, Y., 1993. Continuous measurements of ground-water seepage using an automatic seepage meter. *Groundwater* 31 (4), 675–679.
- Verreydt, G., Annable, M.D., Kaskasian, S., Van Keer, I., Bronders, J., Diels, L., Vander-auwera, P., 2013. Field demonstration and evaluation of the passive flux meter on a CAH groundwater plume. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 20 (7), 4621–4634.
- Vrana, B., Allan, I.J., Greenwood, R., Mills, G.A., Dominiak, E., Svensson, K., Knutsson, J., Morrison, G., 2005. Passive sampling techniques for monitoring pollutants in water. *TrAC Trends Anal. Chem.* 24 (10), 845–868.
- Wang, F., Annable, M.D., Schaefer, C.F., Ault, T.D., Cho, J., Jawitz, J.W., 2014. Enhanced aqueous dissolution of a DNAPL source to characterize the source strength function. *J. Contam. Hydrol.* 169, 75–89.
- Winter, T.C., Harvey, J.W., Franke, O.L., Alley, W.W., 1998. *Ground water and surface water: a single resource*. U.S. Geol. Surv. Circ. 1139, 79.
- Winter, T.C., 2001. Ground water and surface water: the linkage tightens, but challenges remain. *Hydrol. Processes* 15 (18), 3605–3606.
- Zaslavsky, D., Kirkham, D., 1964. The streamline function for axially symmetric groundwater movement. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 28 (2), 156–160.

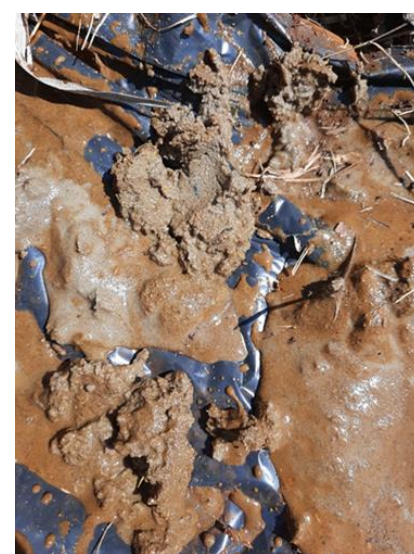
7.5 FOTOREPORTAGE

7.5.1 Installatie van de SBPFM's (27.04.21 en 28.04.21)

7.5.1.1 Diepteloop te Beerse



7.5.2 Zijbeek Scheppelijke Nete te Baelen



7.5.3 Zenne te Eppegem



7.5.4 Ophaling van de SBPFM's (10.05.21)

7.5.4.1 Zenne te Eppegem



7.5.5 Installatie peilbuizen voor slugtesten (11.06.21)

7.5.5.1 Diepteloop te Beerse



7.5.5.2 Zijbeek Scheppelijke Nete te Baelen

