BTO 2017.010 | Mei 2017

BTO rapport

Kwantificeren korte reistijden door middel van traceronderzoek: tracerproef Olden Eibergen

KWR Watercycle Research Institute

BTO

Kwantificeren korte reistijden door middel van traceronderzoek: tracerproef Olden Eibergen

BTO 2017.010 | Mei 2017

Opdrachtnummer

400938

Projectmanager
Ir. Martin van der Schans

Opdrachtgever
BTO - Speerpuntonderzoek

Kwaliteitsborger(s)
Prof. dr. Pieter Stuyfzand

Auteur(s)
Dr.ir. Gijsbert Cirkel

Verzonden aan
Vitens NV

Jaar van publicatie
2017

Meer informatie
Dr. ir. Gijsbert Cirkel
T 734
E Gijsbert.cirkel@kwrwater.nl

Keywords
Tracers, reistijden, dispersie, kwetsbare winningen

PO Box 1072
3430 BB Nieuwegein
The Netherlands

T +31 (0)30 60 69 511
F +31 (0)30 60 61 165
E info@kwrwater.nl
I www.kwrwater.nl

KWR Watercycle Research Institute

BTO 2017.010 | Mei 2017 © KWR

Alle rechten voorbehouden.
Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd, opgeslagen in een geautomatiseerd gegevensbestand, of openbaar gemaakt, in enige vorm of op enige wijze, hetzij elektronisch, mechanisch, door fotokopieën, opnamen, of enig andere manier, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van de uitgever.

BTO *Managementsamenvatting*

Kunstmatige tracers maken het mogelijk de reistijd in complexe hydrologische systemen van winvelden te kwantificeren

Auteur(s) dr.ir. Gijsbert Cirkel

Dosering van 'kunstmatige tracers' bromide en naphtionate op pilotlocatie Olden Eibergen (Vitens) laat zien dat hiermee relatief eenvoudig en veilig informatie kan worden verkregen over korte reistijden in complexe hydrologische systemen. Vitens kent een aantal grondwaterwinningen met verhoudingsgewijs korte reistijden naar de putten. In het kader van deze studie zijn deze winningen geïnventariseerd en beoordeeld op kwetsbaarheid voor onder meer organische microverontreinigingen uit infiltrerend oppervlaktewater. Tot op heden zijn de kortste reistijden naar deze winningen feitelijk onbekend; bestaande grondwatermodellen en (isotopen)analyses zijn niet altijd goed in staat deze betrouwbaar genoeg te kwantificeren. Het toepassen van kunstmatige tracers biedt hiervoor uitkomst. De informatie die met tracerproeven zoals de pilot in Olden Eibergen wordt verkregen geeft input voor meer doelmatige monitoring. Ook kan het worden gebruikt voor het ijken van hydrologische modellen, het bepalen van een betrouwbare veiligheidsmarge in beschermingszones en geeft het onderzoek kwantitatieve input voor de Inspectierichtlijn Microbiologische Kwaliteitsbewaking. Deze rapportage biedt, in combinatie met eerder BTO-SPO werk voor WML, praktische handvatten voor het toepassen van tracerproeven op winvelden.



Dosering van tracervloeistof in een langs de oever ingegraven drainbuis bij infiltratieplas 'Oog van Zonderwijk' op winveld Olden Eibergen

Meer informatie
Dr. ir. Gijsbert Cirkel
T 030 60 69 734
E gijsbert.cirkel@kwrwater.nl

KWR
PO Box 1072
3430 BB Nieuwegein
The Netherlands

KWR Watercycle Research Institute

Belang: noodzaak voor kwantificering reistijden bij kwetsbare winningen

Winningen met korte reistijden vanaf het maaiveld of oppervlaktewater zijn kwetsbaar voor verontreinigingen. Voor adequate risicoanalyse en bescherming is inzicht in die reistijden cruciaal. Echter, numerieke modellen zijn gezien de huidige kennis van de ondergrond vaak niet goed in staat deze betrouwbaar te kwantificeren. Mogelijk is het doseren van kunstmatige tracers hiervoor een oplossing. Goed uitgevoerde tracerproeven kunnen veel inzicht geven in de werking van (complexe) hydrologische systemen. Hierbij kan worden gedacht aan o.a. het kwantificeren van de interactie tussen grond en oppervlaktewater, het opsporen van lekkende riolen, het onderzoeken van eventuele kortsluitstroming tussen watervoerende pakketten of rond (lekke) putten, en het vaststellen van intrekgebieden rond winningen.

Aanpak: verkenning van kwetsbare winningen en uitvoering doseerproef

Om de problematiek van korte reistijden in beeld te brengen is allereerst een verkenning uitgevoerd. Hieruit kwam een aantal zeer kwetsbare winningen naar voren. Op de hieruit geselecteerde pilotlocatie (Olden Eibergen) is een gedetailleerde proefopzet uitgewerkt, bestaande uit een doseerproef met bromide en napthionate. Hierbij is rekening gehouden met veilige concentraties voor mens en milieu, praktische uitvoerbaarheid en betaalbaarheid. Zonder in contact te komen met het oppervlaktewater, kon een groot deel van het water dat vanuit de vijver infiltreert worden gedoseerd met tracerstoffen. Dit gebeurde door middel van een viertal IBC's in een hiervoor ingegraven drainbuis (zie foto).

Resultaten: goed inzicht in de kortste reistijden en mate van verspreiding van stoffen tijdens transport

Uit de proef op Olden Eibergen blijkt dat in de nabijheid van winputten met bromide veilig, betaalbaar en praktisch uitvoerbaar een geslaagde meting van de reistijden kan worden verkregen. Zo werd duidelijk dat de kortste reistijden vanaf de vijver naar winput 17 veel korter zijn dan gedacht: 252 dagen in plaats van minstens 2,2 jaar. napthionate vertoont niet helemaal conservatief gedrag. De concentraties van tracers in het ruw- en reinwater bleven ruim beneden de vooraf gestelde targets; zij voldoen hiermee ruim aan de wettelijke en bedrijfsnormen. Aantoning van napthionate met eenvoudige fluorescentietechniek bleek vanwege de maximale grens van 0,1 µg/l in het ruwwater alleen mogelijk in de eerste peilbuizen vanaf de doseerdrain. De concentraties in de pompput waren te laag. Behalve de reistijden geeft de doseerproef inzicht in de mate van verspreiding van stoffen (dispersiviteit) tijdens transport door het watervoerende pakket. Met deze informatie is het gedrag van andere stoffen tussen vijver en winputten te interpreteren.

Implementatie: kunstmatige tracers 'nieuw' gereedschap voor waterleidinghydrologen

In het buitenland maken kunstmatige tracers onderdeel uit van het standaardpakket van waterleidinghydrologen. In Nederland zijn deze technieken echter nog vrij onbekend. De proefopzet op pilotlocatie Olden Eibergen laat zien dat implementatie ook hier goed mogelijk is. Waterbedrijven kunnen het doseren van tracers eventueel zelf uitvoeren. Wij adviseren dan ook nadrukkelijk om toepassing bij andere kwetsbare winningen te overwegen.

Rapport

Dit onderzoek is beschreven in rapport *Tracerproef Eibergen* (BTO-2017.010).

Meer informatie
Dr. ir. Gijsbert Cirkel
T 030 60 69 734
E gijsbert.cirkel@kwrwater.nl

KWR
PO Box 1072
3430 BB Nieuwegein
The Netherlands

KWR Watercycle Research Institute

Inhoud

1	**Inleiding**	**2**
1.1	Aanleiding en doel van de proef	2
1.2	Onderzoeksvragen	3
1.3	Opzet van de rapportage	3
2	**Verkenning kwetsbare winningen en selectie geschikte pilotlocatie**	**4**
2.1	Uitgangspunten bij locatie selectie	4
2.2	Opstellen relevantie/geschiktheidsmatrix	4
3	**Tracerproef Olden Eibergen**	**6**
3.1	Mogelijk geschikte kunstmatige en natuurlijke tracers	6
3.1	Systeembeschrijving pilot locatie Olden Eibergen	8
3.2	Opzet tracerproef	11
3.3	Uitvoering tracerproef	15
4	**Resultaten tracerproef Olden Eibergen**	**17**
4.1	Tracerdoorbraak in de monitoringsfilters	17
4.2	Tracerdoorbraak in de pompput	19
5	**Nadere uitwerking metingen**	**20**
5.1	Afleiding effectieve stroomsnelheid en dispersiviteit op basis van doorbraakcurves monitoringslocaties	20
5.2	Afleiding effectieve stroomsnelheid en dispersiviteit op basis van doorbraakcurve PP17	25
5.3	Samenvatting afgeleide effectieve stroomsnelheden en dispersiviteiten	27
5.4	Verschillen tussen napthionate en bromide bij gebruik als kunstmatige tracer	28
6	**Discussie en Conclusies**	**29**
6.1	Kwetsbare winningen en datering van grondwater	29
6.2	Selectie mogelijk geschikte tracers voor toepassing binnen waterwingebieden	29
6.3	Uitvoering van een tracerproef in de praktijk	29
6.4	Resultaten van de praktijkproef tracerdosering op Olden Eibergen	30
6.5	Conclusies	31
6.6	Aanbevelingen	32
7	**Referenties**	**33**

1 Inleiding

1.1 Aanleiding en doel van de proef

Goed uitgevoerde tracerproeven kunnen veel inzicht geven in de werking van (complexe) hydrologische systemen. Hierbij kan worden gedacht aan o.a. het kwantificeren van de interactie tussen grond en oppervlaktewater, het opsporen van lekkende riolen, het onderzoeken van eventuele kortsluitstroming tussen watervoerende pakketten of rond (lekke) putten, en het vaststellen van intrekgebieden rond winningen in hydrologisch complexe systemen als stuwwallen en verkarste kalksteen. Daarnaast kunnen tracerproeven helpen bij het kwantificeren van voor de bescherming van drinkwater cruciale hydrologische en hydrochemische parameters als reis- en verblijftijden, dispersiviteit, afbraak en sorptie.

Vitens kent een aantal grondwaterwinningen met verhoudingsgewijs korte reistijden naar de putten. Het gaat hierbij om winningen met kunstmatige infiltratie zoals Schalterberg en Epe, oevergrondwaterwinning zoals Vechterweerd en Engelse werk en een aantal ondiepe winningen in Friesland, Oost Gelderland en Overijssel, waar in het kader van droogtebestrijding oppervlaktewater wordt aangevoerd en infiltreert (o.a. Noordbergum, Goor, Corle, 't Klooster, Olden Eibergen). Deze winningen zijn hierdoor kwetsbaar voor organische microverontreinigingen. Dit geldt in het bijzonder voor de ondiepe winningen in Oost Nederland waar de bestaande zuivering beperkt in staat is om organische microverontreinigingen te verwijderen. Bij zeer korte reistijden zijn sommige winningen mogelijk zelfs kwetsbaar voor besmetting met pathogene micro-organismen. Geconstateerd is dat de kortste reistijden naar deze winningen feitelijk onbekend zijn.

Het kunnen kwantificeren van deze korte reistijden is echter cruciaal voor de volgende aspecten:

- Inschatting verspreiding en afbraakpotentie van organische microverontreinigingen.
- Verbeteren doelmatigheid monitoring: geen onnodige, dure analyses.
- Input voor ijking hydrologische modellen (deze presteren voor de korte verblijftijden vaak slecht).
- Betere grondslag voor veiligheidsmarge beschermingszones.
- Leveren van kwantitatieve input voor Inspectierichtlijn Microbiologische Veiligheid Drinkwater.

Bij Vitens zijn de afgelopen jaren grote stappen gezet ten aanzien van het bepalen van reistijden naar winningen. Zo zijn door Vitens in samenwerking met TNO reistijden naar winningen bepaald met behulp van natuurlijke tracers zoals isotopen en antropogene markers (Broers & De Weerd, 2013). Het is vooralsnog echter niet goed mogelijk geweest om juist de korte reistijden (< 3 jaar) goed te kwantificeren. Binnen BTO-SPO zijn door WML stappen gezet om technieken voor het vaststellen van (ultra)korte reistijden te inventariseren en is in 2015 een succesvolle tracerproef in een kalksteen aquifer uitgevoerd (Cirkel & Prevoo, 2015). In voorliggende rapportage wordt verslag gedaan van een vervolgstudie bij Vitens die zich richt op het in kaart brengen van kwetsbare winningen en het onderzoeken van de geschiktheid van (kunstmatige) tracertechnieken ter bepaling van reistijden van enkele tientallen dagen tot maximaal enkele jaren.

1.2 Onderzoeksvragen

De volgende onderzoeksvragen worden beantwoord:

- Welke winningen van Vitens zijn kwetsbaar voor verontreinigingen vanuit infiltrerend oppervlaktewater en is datering van korte reistijden mogelijk en relevant?
- Welke kunstmatige tracers zijn geschikt voor toepassing op waterwingebieden?
- Hoe kan een tracerproef in de praktijk worden uitgevoerd?
- Wat zijn de resultaten van een tracerproef op een pilot locatie?

1.3 Opzet van de rapportage

In deze rapportage wordt allereerst beknopt verslag gedaan van de verkenning van kwetsbare Vitens winningen en de selectie van de pilot locatie. Vervolgens wordt de proefopzet op de pilotlocatie besproken inclusief de selectie van tracers. Tenslotte worden de resultaten van de uitgevoerde tracerproef weergegeven en geanalyseerd.

2 Verkenning kwetsbare winningen en selectie geschikte pilotlocatie

2.1 Uitgangspunten bij locatie selectie

In nauwe samenwerking met Vitens is een overzicht opgesteld van winlocaties waar datering van korte reistijden mogelijk en relevant is. Voor de bepaling van de mogelijkheden en relevantie zijn de volgende vier uitgangspunten gehanteerd:

1. Er is een potentiële of acute dreiging van verontreiniging van de bronnen met organische microverontreinigingen door infiltratie van oppervlaktewater.
2. De zuiveringstechniek op locatie is niet of beperkt in staat om organische microverontreinigingen te verwijderen.
3. Op basis van de beschikbare geohydrologische informatie (beschrijvingen ondergrond, modelresultaten, geohydrochemische informatie) zijn korte reistijden niet uit te sluiten.
4. Uit evaluatie van beschikbare waterkwaliteitsgegevens blijkt de invloed van oppervlaktewater in de winning

2.2 Opstellen relevantie/geschiktheidsmatrix

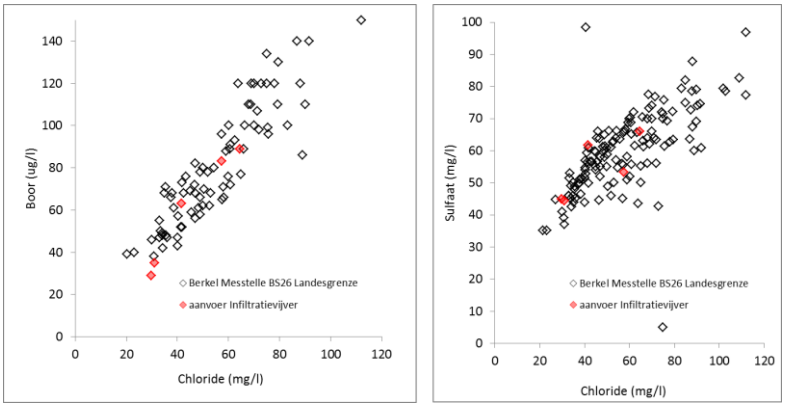
Op basis van de geïnventariseerde eigenschappen is een matrix opgesteld, waarin bovenstaande uitgangspunten kort zijn uitgewerkt voor de geselecteerde winningen (zie Bijlage 1). In totaal zijn 17 winningen geselecteerd en onderzocht. In het schema is een samenvatting van de bevindingen weergegeven, waarbij de winvelden gesorteerd zijn op de kortste reistijd volgens hydrologische modelberekeningen met numerieke grondwatermodellen. Uit de screening kwamen 10 winningen naar voren met een kortste reistijd < 5 jaar. Het gaat hierbij om Engelse Werk, Epe, Vechterweerd, T'Klooster, Weerseloo, Olden Eibergen, Corle, Schalterberg, St. Jansklooster en Bremerberg.

Vervolgens is het risico op doorbraak van organische microverontreinigingen uit infiltrerend oppervlaktewater verkend. Bij 7 van bovengenoemde winvelden is er zo'n risico. Bij Epe, Schalterberg en Weerseloo is de dreiging beperkt of afwezig. Bij een deel van de overgebleven winningen wordt de dreiging vooral gevormd door diffuse bronnen zoals bestrijdingsmiddelen, het gaat hierbij om t'Klooster en Corle. Infiltrerend oppervlaktewater vormt daar een geringere bedreiging. Bij St. jansklooster is de bron van de organische verontreinigingen behalve het oppervlaktewater ook de landbouw en een VOCL-puntverontreiniging. Van de overgebleven 4 winningen is uiteindelijk gekozen voor Olden Eibergen. Engelse Werk, Vechterweerd en Bremerberg zijn afgevallen als eerste pilot locatie om verschillende redenen. Engelse Werk kent een zeer complexe hydrologische situatie met grote invloed van overstroming door de IJssel, oeverfiltratie en stedelijke effecten, en is daarmee erg complex voor een pilotlocatie. Vechterweerd is een recent gestart nieuw winveld (weinig achtergrondinformatie). Bovendien is bij Engelse Werk en Vechterweerd al een uitgebreide zuivering aanwezig, o.a. voor verwijdering van microverontreinigingen. Bij Bremerberg zijn de putfilters verhoudingsgewijs diep en lang en wordt per put met een relatief hoge capaciteit onttrokken wat traceronderzoek kan compliceren.

Op Olden Eibergen vindt actieve infiltratie plaats op het winveld. Dit water is direct afkomstig uit de Berkel, waar enkele Duitse rioolwaterzuiveringen hun effluent op lozen. De

hoeveelheid oppervlaktewater infiltratie is waarschijnlijk aanzienlijk. Schattingen gaan uit van een aanvoer van 210-350 l/s uit de Berkel via de Hanninkgoot voor droogtebestrijding in het gebied. Vitens pompt hiervan 10 l/s (~300.000 m^3/jaar) uit de Afwatering van Zaterdag, voor infiltratie op het winveld. Deze hoeveelheid is aanzienlijk, gezien de totale onttrekking op het winveld van ~1.3 miljoen m^3 per jaar (ca 25%). Ook winning Haarlo staat onder invloed van aangevoerd Berkelwater, dat via enkele sloten infiltreert naar deze winning.

De waterkwaliteit van de Berkel wordt nauwkeurig gemeten aan de Duitse kant van de grens. Tussen dit meetpunt en de inlaat zijn geen additionele bronnen van verontreiniging aanwezig (Nederlandse rioolwaterzuiveringen liggen benedenstrooms). De kwaliteit van het infiltrerende water is hiermee goed bekend. Recente metingen in de infiltratievijver laten zien dat het infiltratiewater qua kwaliteit goed overeenkomt met de Duitse metingen (Figuur 2-1). Uit de Duitse metingen blijkt echter ook dat het water een groot aantal organische microverontreinigingen bevat, waarvan een aantal (Iopamidol, glymes) in zowel het ruwwater als reinwater van Olden Eibergen zijn aangetroffen. Olden Eibergen voldoet hiermee zowel aan het eerste uitgangspunt van een actueel risico, als aan het tweede uitgangspunt van een mogelijk ontoereikende zuivering voor het verwijderen van deze stoffen (Bijlage 1). Daarnaast is de geohydrologische situatie op Olden Eibergen representatief voor een groot aantal winningen in Oost-Nederland



FIGUUR 2-1 VERGELIJKING GEMETEN CHLORIDE, BOOR EN SULFAATCONCENTRATIES IN DE BERKEL EN IN DE INFILTRATIEVIJVER

3 Tracerproef Olden Eibergen

3.1 Mogelijk geschikte kunstmatige en natuurlijke tracers

Kunstmatige tracers

Uit het eerdere voor WML uitgevoerde Speerpuntonderzoek (Cirkel en van der Schans, 2014) komen op basis van literatuuronderzoek en praktijkervaringen zes tracers naar voren die kansrijk zijn voor dosering rondom grondwaterwinningen met oppervlaktewaterinvloed. Het gaat hierbij om:

3.1.1

- Chloride
- Bromide
- Zwaar Water (Deuterium)
- Uranine (fluorescerende stof)
- Napthionate (fluorescerende stof)
- Acesulfaam (zoetstof)

Deze potentiele tracers zijn vervolgens beoordeeld op een aantal criteria. De gehanteerde criteria en het eindoordeel per tracer is weergegeven in Tabel 3-1. Uit de beoordeling van de tracers in Tabel 3-1 volgt dat navolgende tracers ongeschikt zijn voor toepassing op winveld Olden Eibergen:

- Chloride vergt een te grote dosering (kg) gelet op de achtergrondwaarden en omdat er veel verdunning optreedt door het grote pompdebiet.
- Bromide is ongeschikt wanneer wordt gemeten met een sensor. De detectielimiet van de sensor is hoog in vergelijking met de achtergrondwaarde waardoor er relatief veel bromide gedoseerd moet worden. Hierdoor ontstaat bij een onverwacht snelle doorbraak een risico op overschrijding van de drinkwaternorm. Daarnaast zijn er vraagtekens bij de robuustheid van ionselectieve electroden.
- Deuterium kent zeer hoge aanschafkosten van zwaar water en meetapparatuur. Deuterium is commercieel verkrijgbaar voor 700 euro/ liter. Per experiment zijn al snel enkele tientallen tot honderden liters nodig om de concentraties voldoende te verhogen t.o.v. de achtergrondwaarden. De kosten zijn hiermee te hoog voor de beoogde tracerproeven
- Uranine vormt bij kortdurende belasting geen toxicologisch risico. Maar de acceptabele concentratie in drinkwater bij chronische belasting is laag in verhouding tot de detectielimiet door onzekerheid over de toxiciteit. De tracer is hierdoor af te raden omdat bij voorbaat niet zeker is hoe lang de acceptabele concentratie wordt overschreden.
- De analysekosten van Acesulfaam in een laboratorium zijn zeer hoog; 250 euro/monster. Meten met sensoren is niet mogelijk, waardoor de analysekosten sterk oplopen. Daarnaast zal door de invloed van RWZI effluent de achtergrondconcentratie mogelijk al zijn verhoogd.

De volgende tracers zijn geschikt (zie nadere uitwerking in HFST 3)

- Bromide (mits gebruik wordt gemaakt van labanalyses i.p.v. sensor)
- Napthionate (liefst labanalyses)

TABEL 3-1 EINDOORDEEL GESCHIKTHEID KUNSTMATIGE TRACERS. VOOR ONDERBOUWING WORDT VERWEZEN NAAR DE BETREFFENDE PARAGRAFEN IN CIRKEL EN VAN DER SCHANS (2014) .

Criterium	Zie	Chloride	Bromide-lab	Bromide-sensor	Deuterium	Uranine-sensor	Naphtionate-sensor	Acesulfaam
Benodigde hoeveelheid	§ 4.6							
Doseermethode	§ 4.7							
Monstername - flexibiliteit	§ 4.8							
- robuustheid	§ 4.8							
veiligheid - humaan toxicologisch	§ 4.9							
- ecotoxicologisch	§ 4.9							
Kosten - eenmalig	§ 4.10							
- analyses	§ 4.10							
Eindoordeel		ongeschikt	**geschikt**	ongeschikt	ongeschikt	ongeschikt	**geschikt**	ongeschikt

Beoordeling:	Positief	Neutraal	Negatief (knock-out)

‘Natuurlijke’ tracers

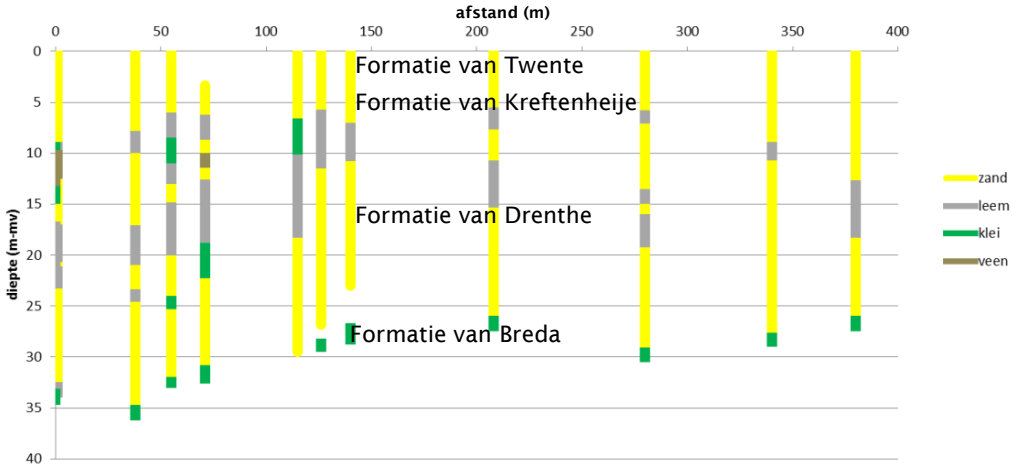
3.1.2 Naast de beoordeling van de toepasbaarheid van kunstmatige tracers is onderzocht of bestaande waterkwaliteitsgegevens bruikbaar zijn voor het dateren van het grondwater, bijvoorbeeld door het detecteren van een seizoenssignaal, dat zelf kan dienen als tracer. Uit deze analyse blijkt, dat hoewel het ingangssignaal van het infiltrerende oppervlaktewater met de ongeveer maandelijkse kwaliteitsmetingen op de grens bij Rekken erg goed bekend is. Dit geldt echter niet voor de waterkwaliteit van de pompputten. De meetfrequentie van 1 keer per jaar is voldoende voor het monitoren van trends in het grondwater, maar onvoldoende om seizoenspatronen afkomstig uit het infiltrerende oppervlaktewater te identificeren. Gegevens uit waarnemingsputten zijn niet aanwezig.

Tenslotte is een aantal uit de literatuur bekende ‘environmental’ tracers onderzocht op toepasbaarheid. Het gaat hierbij om CFC’s, SF6 en 3H/3He (eventueel in combinatie met 85Kr). Uit deze analyse komt naar voren dat CFC’s en SF6 in Nederland niet toepasbaar zijn doordat er teveel lokale verontreinigingsbronnen zijn om een betrouwbaar ingangssignaal vast te stellen. Daarnaast zijn deze stoffen zeer gevoelig voor ontgassing. Ontgassing kan ontstaan door drukafname bij opwaartse grondwaterstroming, in pompputten èn bij biogeochemische processen zoals methaanvorming of N_2 productie bij denitrificatie door bijvoorbeeld pyrietoxidatie (Visser et al, 2007). Ook 3H/3He is gevoelig voor ontgassing, het is echter mogelijk om hiervoor te corrigeren door bijvoorbeeld het meten van 22Ne/20Ne. 3H/3He lijkt hiermee een geschikt alternatief. Groot voordeel van ‘environmental’ tracers is dat aan het einde van stroombanen (in de putten) gemeten kan worden. Hiermee wordt lang wachten op een tracerdoorbraak na doseren van een tracer (met moeilijk in te schatten monitoringsfrequenties) vermeden. Daarnaast is de dosering van een kunstmatige tracer vrijwel altijd een punt opname, er wordt geen informatie verkregen over de gehele reistijdverdeling van naar een put stromend grondwater. Groot nadeel van ‘environmental’ tracers zoals bijvoorbeeld 3H/3He is de betrouwbaarheid. Een betrouwbaarheidsinterval van enkele jaren is niet ongewoon voor deze analyses. Dit maakt de toepassing van dit type tracers problematisch voor het betrouwbaar bepalen van de beoogde korte reistijden van maximaal enkele jaren.

3.1 Systeembeschrijving pilot locatie Olden Eibergen

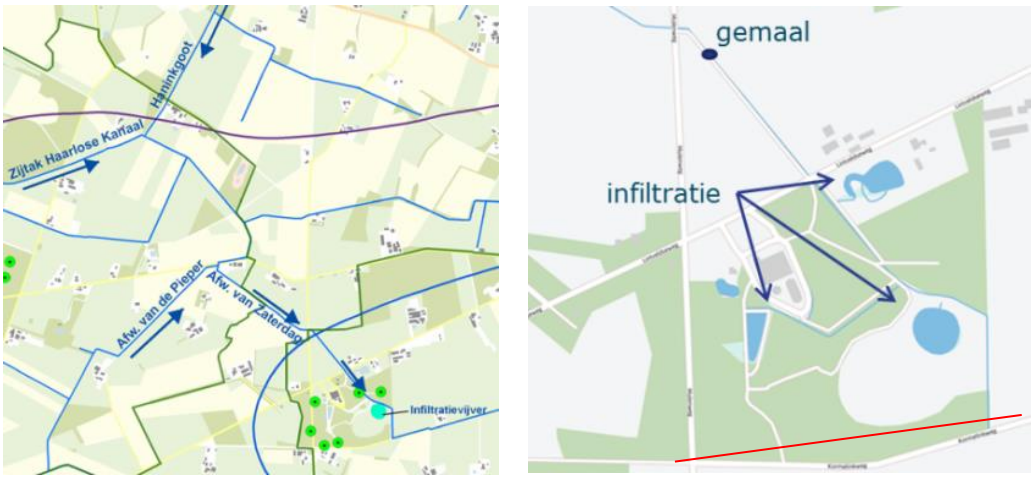
Ligging en geohydrologische karakterisatie

3.1.1 De winning Olden Eibergen ligt ten zuidwesten van Eibergen. Het landgebruik in het grondwaterbeschermingsgebied is overwegend agrarisch. Op Olden Eibergen wordt met 6 putten 1.4 miljoen m^3/jaar (gemiddeld 25-30 m^3/uur) grondwater onttrokken uit een grofzandig pakket van de formatie van Drenthe (~15-30 m-mv). Boven dit pakket ligt een matig grofzandig pakket van de Formatie van Kreftenheije en een fijnzandige deklaag van de formatie van Twente. De hydrologische basis wordt gevormd door de kleien van de formatie van Breda op een diepte van 25 – 30 m-mv. Zoals zichtbaar in Figuur 3-1 zijn diverse klei en leemlaagjes aanwezig in de ondergrond van het winveld. De verbreiding van deze lagen is echter zeer onzeker. Waarschijnlijk zijn de lagen verre van aaneengesloten en daarnaast is de weerstand van de lagen onzeker.



FIGUUR 3-1 *BODEMOPBOUW OVER EEN WEST-OOST PROFIEL AAN DE ZUIDKANT VAN HET WINVELD. VOOR LIGGING VAN DE RAAI WORDT VERWEZEN NAAR DE RODE LIJN IN DE RECHTERFIGUUR VAN* FIGUUR 3-2

Op het winveld zijn compensatievijvers in gebruik; de oppervlaktewaterinfiltratie vanuit deze vijvers en aanvoersloot bedraagt ca. 325.000 m^3 /jaar (+/- 72.000 m^3/jr) op basis van de binnen dit project geïnventariseerde draaiuren en capaciteit van de pomp die het infiltratiesysteem voedt. Deze hoeveelheid komt ongeveer overeen met circa 25% (+/- 5%) van de totale onttrekking. Gezien de ligging van de aanvoersloot en vijvers binnen de afpompingskegel van de onttrekking en grotendeels bovenstrooms van de op het winveld aanwezige onttrekkingsputten ligt het in de lijn der verwachting dat dit aangevoerde water (minus lokale verdampingsverliezen (grove schatting ca. 45.000 m^3/jr) maar aangevuld met ca. 31.000 m^3/jr spoelwater) ook daadwerkelijk door de pompputten wordt onttrokken.



FIGUUR 3-2 WATERAANVOER EN INFILTRATIE OP WINVELD OLDEN EIBERGEN (BRON: VERHAGEN ET AL. 2011)

Uit berekeningen van Rijpkema (2015) met een aangepast AMIGO-model komt echter een veel lagere bijdrage (ca. 2.6%) van het oppervlaktewater aan het opgepompte water naar voren. De infiltratie vanuit oppervlaktewater bedraagt volgens deze modelberekeningen 20.000 m^3/jr. Aangegeven wordt echter dat de hoeveelheid infiltrerend oppervlaktewater die de winning bereikt, zeer gevoelig is voor de bodemweerstand van de waterlopen en infiltratievijvers. De door Rijpkema (2015) berekende minimale reistijd van infiltrerend oppervlaktewater bedraagt 2.2 jaar (mediaan 4.5 jaar) en wordt berekend tussen de grote infiltratievijver en winput 04-17A (PP17). Rijpkema (2015) geeft al aan dat gezien de gevoeligheid van het model voor intreeweerstanden over de oppervlaktewaterbodem een vergelijking met (en calibratie op) de aangevoerde hoeveelheid water gewenst is.

Bovenstaande berekende hoeveelheid infiltrerend oppervlaktewater strookt niet met de recent berekende hoeveelheid aangevoerd oppervlaktewater en de ervaringen van de operator. De operator geeft aan dat als de aanvoerpomp uitvalt, de sloten dan binnen een dag droogvallen. Ook bij dichtgroeien van de aanvoersloot is dit merkbaar in de standen op het winveld. De door Rijpkema (2015) berekende hoeveelheid infiltrerend oppervlaktewater lijkt dan ook een flinke onderschatting van de werkelijkheid.

3.1.2

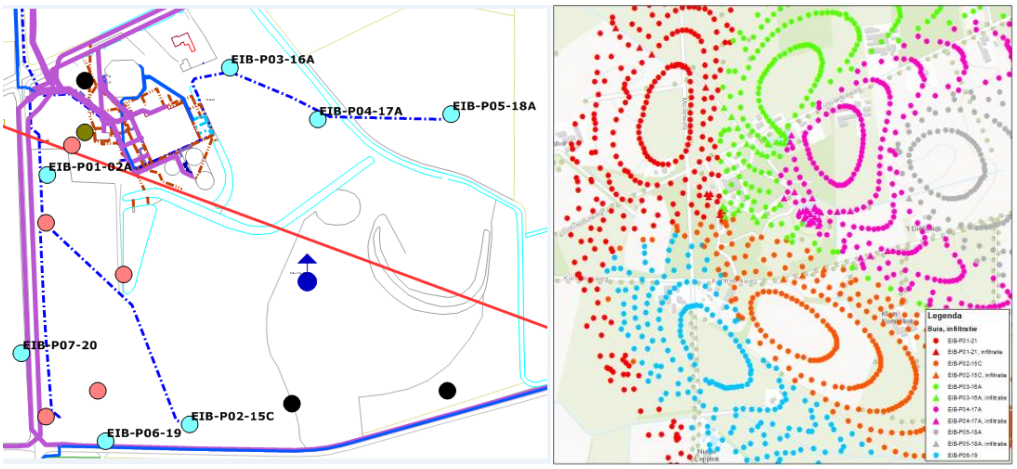
Nadere analyse beïnvloeding infiltrerend oppervlaktewater

Om nader te onderzoeken welke putten infiltrerend oppervlaktewater ontvangen en daarmee interessant/geschikt zijn voor een eventuele tracerproef, zijn waterkwaliteitsgegevens verzameld van zowel het oppervlaktewater als het door de putten op winveld Eibergen opgepompte water. Gebruikte gegevens omvatten grondwaterkwaliteitsgegevens van een bovenstrooms van het puttenveld gelegen peilbuis (B34D0200), oppervlaktewaterkwaliteitsgegevens gemeten in de Berkel ter plaatse van het Duitse grensmeetstation (Messstelle BS26), door Vitens gemeten oppervlaktewaterkwaliteit in de aanvoersloot van de infiltratievijver en ruwwaterkwaliteitsgegevens van de pompputten. Het infiltrerende vijverwater komt qua samenstelling nagenoeg overeen met het met RWZI belaste Berkelwater. Dit geldt zowel voor anorganische parameters (Figuur 3-4) als voor organische microverontreinigingen (data niet weergegeven)

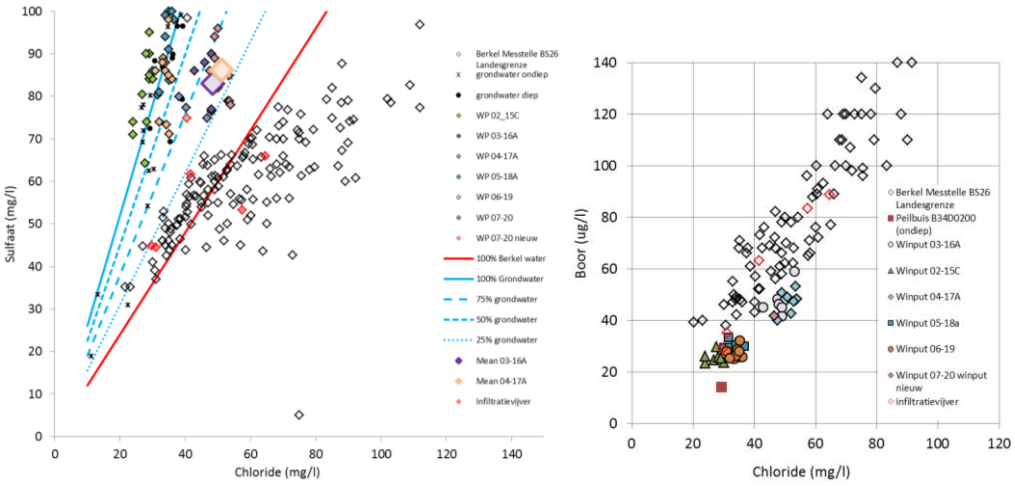
Uit een analyse van de waterkwaliteitsgegevens blijken de ratio's tussen chloride en sulfaat en chloride en boor redelijk indicatief te zijn voor een grove schatting van het aandeel

oppervlaktewater in het opgepompte grondwater. Het infiltrerende oppervlaktewater heeft namelijk duidelijk verhoogde chloride en boor concentraties. De sulfaatconcentratie in het Berkelwater is gemiddeld lager, maar in zowel het grond- als oppervlaktewater zeer variabel. Dit wordt waarschijnlijk veroorzaakt door pyrietoxidate in de ondergrond en variatie in het aandeel RWZI effluent in het oppervlaktewater. Als chloride tegen sulfaat wordt uitgezet blijken de winputten 02-15C (PP15), 06-19 (PP19) en 05-18A (PP18) op de lijn van de in peilbuis B34D0200 (lokaal grondwater) gemeten concentraties te plotten (Figuur 3-4). De winputten 03-16A (PP16) en in het bijzonder 04-17A (PP17) plotten duidelijk meer in de richting van het infiltrerende Berkelwater. Ook winput 07-20 / 01-20 / 01-21 (PP21) lijkt een aandeel oppervlaktewater aan te trekken. Op basis van een eerste erg simpele lineaire regressie lijkt het aandeel geïnfiltreerd oppervlaktewater in de winputten 03-16A (PP16) en 04-17A (PP17) op te lopen tot zeker 50%. Hierbij dient opgemerkt te worden dat de chlorideconcentraties in het Berkelwater erg variabel zijn (uitschieters naar hoge concentraties) en dat sulfaat zeker in grondwater niet conservatief is. Aanbevolen wordt om in een vervolg deze analyse in meer detail uit te voeren met Unmix en Reactions+. Met name de regressie van 100% Berkelwater dient met terughoudendheid gebruikt te worden, gezien het mogelijk niet-lineaire karakter. Een vergelijkbaar beeld volgt uit de relatie tussen boor en chloride, waarbij opgemerkt dient te worden dat ook boor zich niet geheel conservatief gedraagt in de bodem, waardoor de boor-concentraties van het opgepompte grondwater waarschijnlijk nog hoger zouden zijn geweest. De geïdentificeerde putten met oppervlaktewaterinvloed (PP16, PP17, PP21) komen goed overeen met de door Rijpkema (2015) met het grondwatermodel geïdentificeerde putten. Het berekende aandeel geïnfiltreerd oppervlaktewater per winput lijkt op basis van de waterkwaliteitsanalyse echter sterk onderschat te worden door het huidige grondwatermodel. De op basis van de signatuur van het grondwater geschatte hoeveelheden, komen wel overeen met het geschatte aandeel oppervlaktewater op basis van de draaiuren van de aanvoerpomp. Vooral PP16 en PP17 zijn interessant om verder te onderzoeken binnen een tracerproef.

Op basis van de stroombaanberekeningen van Rijpkema (2015) blijkt het grondwater met de kortste reistijden van het winveld door PP17 te worden onttrokken (roze stippen in Figuur 3-3). Ook blijkt uit deze berekeningen een vrij rechtstreekse stroming van de infiltratievijver naar de winput. Verder blijkt dat de verhouding tussen het door PP17 en de naastgelegen PP16 onttrokken grondwater zeer constant over de tijd. De verhouding tussen het door PP17 en PP18 (05-18A) onttrokken volume laat meer variatie zien, maar is nog steeds behoorlijk constant. Hierdoor zijn geen grote schommelingen in reistijden of watersamenstelling te verwachten in PP17. Om deze redenen is besloten verder te focussen op deze PP17 voor het onderzoeken van de haalbaarheid van traceronderzoek voor het dateren van jong grondwater.



FIGUUR 3-3 *LIGGING POMPPUTTEN WINVELD OLDEN EIBERGEN EN MET PARTICLE TRACKING BEREKENDE INTREKGEBIEDEN PER WINPUT (RIJPKEMA, 2015). MET DRIEHOEKJES ZIJN STROOMBANEN STARTEND IN OPPERVLAKTEWATER AANGEGEVEN, STIPPEN DUIDEN OP IN DE BODEM INFILTREREND WATER.*



FIGUUR 3-4 EERSTE GROVE *SCHATTING AANWEZIGHEID EN AANDEEL INFILTREREND OPPERVLAKTEWATER PER WINPUT OP BASIS VAN CONCENTRATIES SULFAAT EN CHLORIDE (LINKS), EN BOOR EN CHLORIDE (RECHTS).*

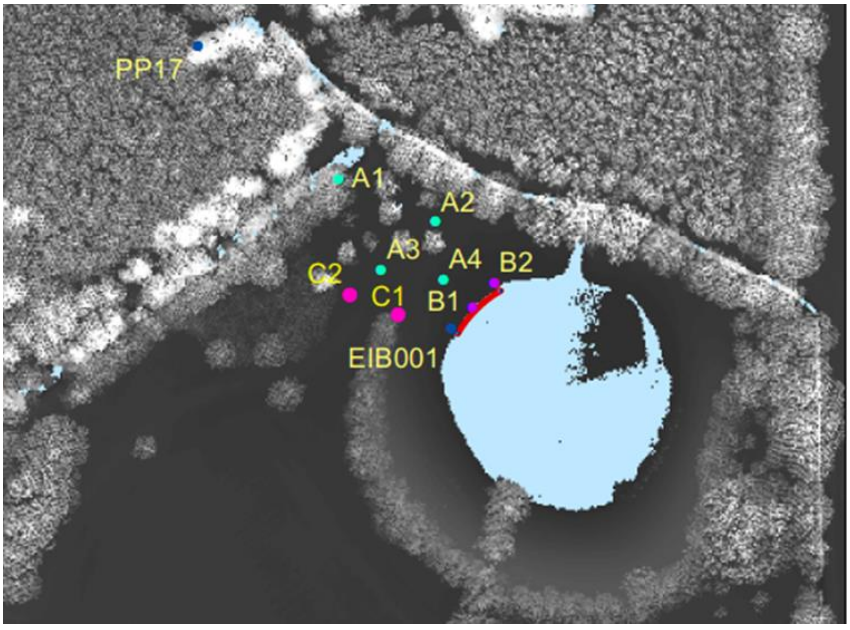
3.2 Opzet tracerproef

3.2.1 Doseer- en monstername locaties

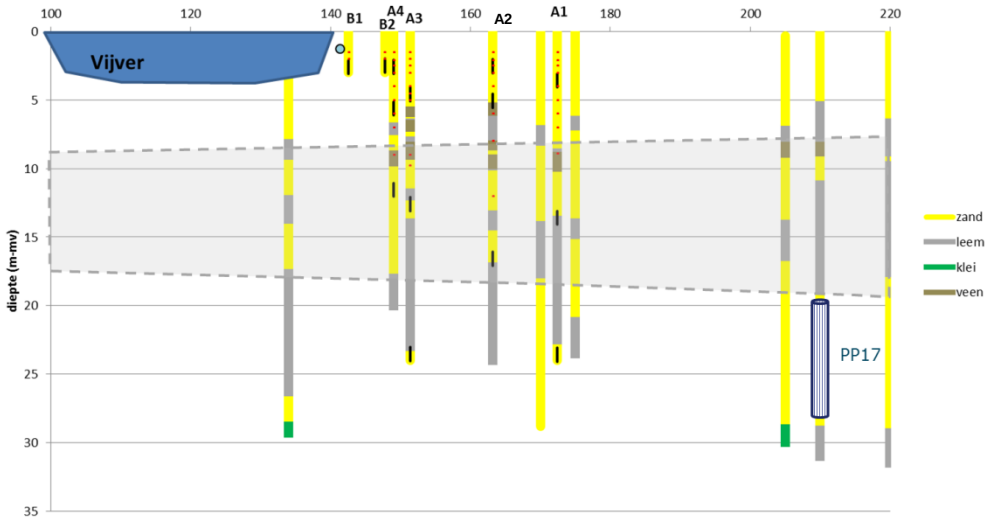
Zoals blijkt uit de vorige paragraaf wordt door twee putten op het winveld een aanzienlijk deel geïnfiltreerd oppervlaktewater onttrokken. Het gaat hierbij om PP16 en PP17. PP17 ligt op ca. 92 meter van de grote infiltratieplas (Oog van Zonderwijk) en onttrekt waarschijnlijk vooral oppervlaktewater dat is geïnfiltreerd in het oog van Zonderwijk. PP16 onttrekt waarschijnlijk vooral oppervlaktewater uit de noordoostelijker gelegen infiltratieplas. De in deze rapportage beschreven tracerproef richt zich op het beter in beeld brengen van de

reistijden tussen de grote infiltratieplas en PP17 door middel van het doseren van een kunstmatige tracer.

Hiertoe is een doseerdrain op een diepte van ca. 1 m-mv ingegraven in de oever van de infiltratieplas. Door in deze drain te doseren wordt voorkomen dat de tracer in het oppervlaktewater terecht komt en negatieve effecten kan hebben voor de daar aanwezige flora en fauna. Daarnaast wordt de tracer hiermee gelijkmatig verdeeld over de meest relevante oever van de vijver. Realistisch uitgangpunt bij de proef is dat vrijwel het gehele gedoseerde volume door PP 17 wordt onttrokken en er geen stroming plaatsvindt naar andere, verder weg gelegen pompputten. Om dit te controleren zijn met enige regelmaat watermonsters in PP16 en het gezamenlijk ruwwater genomen en op de tracer onderzocht. In het open veld tussen de vijver en PP17 zijn monitoringsfilters geplaatst om de tracerpluim te volgen tijdens transport. Het gaat hierbij om een viertal locaties (A-locaties) met een drietal filters tot een diepte van ca. 25 m-mv, 2 locaties met enkel een freatisch filter (B-locaties) en een bestaande Vitens locatie (EIB001). In een later stadium zijn twee freatische buizen bijgeplaatst om de spreiding van de pluim beter te volgen (C-locaties). De peilbuizen zijn verder uitgerust met minifilters om gericht watermonsters te kunnen nemen. De ligging en filterstelling van de monitoringslocaties zijn weergegeven in Figuur 3-5 en Figuur 3-6. Het was niet goed mogelijk om een diepe peilbuis in het bos tussen locatie A1 en PP17 te plaatsen zonder bomen en struikgewas te moeten kappen.



FIGUUR 3-5 MONITORINGSLOCATIES. MET DE RODE LIJN IS DE LIGGING VAN DE DOSEERDRAIN WEERGEGEVEN.



FIGUUR 3-6. FILTERSTELLING BIJGEPLAATSTE PEILBUIZEN. DE MONITORINGSFILTERS ZIJN MET ZWARTE LIJNTJES WEERGEGEVEN, DE BLAUWE STIP IS DE DOSEERDRAIN EN DE RODE STIPJES GEVEN DE POSITIES VAN DE MINIFILTERS WEER. DE GRIJZE ARCERING GEEFT DE SCHEMATISATIE VAN DE SLECHTDOORLATENDE LAAG IN HET AMIGO MODEL WEER.

3.2.2 Tracerkeuze en doseerconcentratie

Uit het BTO speerpuntenonderzoeksrapport voor WML (Cirkel en Van der Schans, 2014) blijkt dat bromide een veilige, geschikte en betaalbare tracer kan zijn voor het bepalen van reis- en verblijftijden naar drinkwaterputten. De achtergrondconcentratie bromide in grondwater is doorgaans zeer laag. Uit nulmetingen is gebleken dat de achtergrondwaarde van bromide in PP 17 en PP16 respectievelijk 0.08 en 0.09 mg/l bedraagt. Dit zijn lage concentraties die net boven de detectiegrens (0.05 mg/L) liggen en dus gunstige voorwaarden leveren voor het uitvoeren van een tracerproef met bromide. Natrium bromide is verder goed oplosbaar en dus eenvoudig toepasbaar in de praktijk. Bromide is chemisch, biologisch en fotolytisch stabiel, er vindt geen afbraak plaats. Sorptie vindt alleen plaats aan organische koolstof bij lage pH (Gassman et al., 2016). Een tracerproef met bromide is goedkoper en betrouwbaarder dan een tracerproef met chloride omdat bij gebruik van bromide minder grote hoeveelheden nodig zijn en de achtergrondconcentratie van bromide vele malen lager is dan bij chloride. In vergelijking met fluorescerende tracers is de benodigde injectiemassa echter nog steeds vrij hoog, wat meer inzet vraagt bij de uitvoering van de dosering. Om deze reden is besloten om naast bromide ook de fluorescerende tracer naphthionate te doseren. Ook naphthionate is goed oplosbaar en gedraagt zich nagenoeg conservatief in de bodem (Cirkel en Van der Schans, 2014). Voordeel van naphthionate is dat ook in situ meten met een fluorescentie meter in principe mogelijk is. Belangrijke vraag is echter of het napthionate fluorescentie signaal bij lage concentraties voldoende goed te onderscheiden is van achtergrondfluorescentie.

$$2\sigma = 2\sqrt{2 \cdot D_L \cdot t} = 2\sqrt{2 \cdot v_x \cdot \alpha \cdot t} = 2\sqrt{2 \cdot x \cdot \alpha}$$

met	D_L	longitudinale dispersie coefficient [$L^2 T^{-1}$]
	t	reistijd van doseerpunt tot bron [T]
	v_x	grondwatersnelheid [$L T^{-1}$]
	α	dispersiviteit [L]
	x	afstand tussen doseerpunt en bron [L]

waarin: $t = 2\sigma / v_x$

Verwacht wordt dat de stroomsnelheid van het grondwater tussen de doseerdrain en PP 17 ca. 0.6 m/d zal bedragen (op basis van radiale verversing). Uitgaande van radiale toestroming naar PP17 zonder aanvulling en een dispersie van 10% van de afstand tussen injectiepunt en PP 17 (112 m) zal ca. 100 dagen duren voordat 68% (2σ) van de oorspronkelijke traceroplossing door PP 17 wordt onttrokken. De bromide en napthionate concentratie in de put bedraagt dan respectievelijk gemiddeld 0.94 mg/l en 3 µg/l als wordt uitgegaan van een doseerconcentratie van ca. 5% NaBr (41.54 g Br^-/l) en 125 mg napthionate/l. Maximale concentraties (piek) bromide en napthionate in PP17 worden geschat op respectievelijk 1.18 mg/l en 3.56 µg/l. Het ruwwater van deze put wordt echter nog verdund met het door de overige putten van winveld Olden Eibergen onttrokken grondwater en het gezamenlijk ruwwater van winveld Haarlo. De gemiddelde concentratie in het ruwwater dat gedurende deze periode aan de zuivering wordt aangeboden zal zodoende gemiddeld rond respectievelijk 0.15 mg/l en 0.35 µg/l liggen. De bromideconcentratie in het ruwwater valt hiermee nagenoeg samen met de natuurlijke achtergrondconcentratie. Op basis van bovenstaande radiale stromingsbeeld en schatting van dispersie is de periode van de doorbraak geschat. De geschatte periodes zijn in onderstaande tabel weergegeven.

TABEL 3-2 SCHATTING VAN DE TRACERDOORBRAAK IN DE MONITORINGSFILTERS EN DE POMPPUT

Locatie	Geschatte doorbraak (dag na dosering)	
	van	tot
B1/B2/Eib001	3	9
A4	16	47
A2/A3	30	90
A1	55	165
PP17	88	264

3.2.3

Risico-inschatting van bromide en napthionate voor de drinkwaterkwaliteit

Bromide heeft een lage toxiciteit en komt in relatief hoge concentraties voor in het menselijk lichaam. Uit Australisch onderzoek komt een gemiddelde concentratie van 5.3 ±1.4 mg/l in bloed van gezonde volwassenen naar voren (Olszowy et al.,1998). De WHO suggereert een Acceptabele Dagelijkse Inname (ADI) van 0.4 mg/kg gewicht per dag (WHO, 2009). Uitgaande van een inname van 50% via drinkwater mag de concentratie bromide in drinkwater (uitgaande van een volwassen persoon van 60 kg en inname van 2 liter water per dag) maximaal 6 mg/l bedragen. Bij kinderen mag de concentratie (uitgaande van een lichaamsgewicht van 10 kg en inname van 1 liter per dag) maximaal 2 mg/l bedragen. Bromide kan onder invloed van ozon (bij waterzuivering) reageren tot het carcinogene (kankerverwekkende) bromaat (drinkwaternorm 0.001 mg/l, bij desinfectie 0.005 mg/l). Toepassing van bromide als tracer is dan ook af te raden wanneer ozon wordt toegepast bij de zuivering. Dit is niet het geval bij het ruwwater van winveld Olden Eibergen.

In een recente RIVM-notitie (Swartjes en Janssen, 2014) wordt ten opzichte van de eerder genoemde studies met een meer realistische bijdrage van drinkwater aan de toegestane bromide blootstelling gerekend, waardoor de risicogrenswaarde op 8,3 mg/l bromide in drinkwater komt te liggen. Dit is een factor 55 hoger dan de berekende concentratie in het gezamenlijk ruwwater. Als uit wordt gegaan van 2 mg/l als norm, dan is de berekende concentratie in het ruwwater nog steeds een factor 13 lager. De te injecteren tracermassa is derhalve zodanig gekozen dat deze risicogrenswaarde gemiddeld over een dag berekend in geen enkel geval overschreden zal worden.

Voor napthionate zijn geen drinkwaternormen afgeleid. Door Brüschweiler (2007) is echter een TTC (Toxicological Threshold of Concern) van 1800 µg/l afgeleid. Voor chronische belasting gaat Brüschweiler uit van een bij tracerproeven bij drinkwaterwinningen toelaatbare concentratie van 900 µg/l in het ruwwater. Dit is een factor 2571 hoger dan de berekende concentratie voor het gezamenlijk ruwwater. Er wordt melding gedaan bij IL&T als de concentratie in het reinwater > 1ug/l bedraagt conform Tabel IIIC DWB. Ook voor napthionate geldt dat de doseerconcentratie zo is gekozen dat deze waarde niet overschreden zal worden in het drinkwater.

3.3 Uitvoering tracerproef

3.3.1 Dosering

De tracerdosering is uitgevoerd op 20 november 2015. De bromide en napthionate tracers zijn in de vorm van respectievelijk NaBr en Na-napthionate opgelost in 4 m^3 lokaal leidingwater. Het gaat hierbij om in totaal 214 kg NaBr en 500 g napthionate. De dosering is uitgevoerd vanaf een platte wagen met hierop 4 stuks duizend liter IBC containers (Figuur 3-7). De dosering is gestart om 11:00 en beëindigd om 19:00. De totale doseerperiode bedroeg hiermee 8 uur.



3.3.2 FIGUUR 3-7 DOSERING VAN DE TRACERVLOEISTOF VIA DE DOSEERDRAIN OP OLDEN EIBERGEN

Monitoring en analyse

Tijdens de proef zijn in PP 17 en aanvullend in PP16 handmatig watermonsters genomen. Als de tracer de pompput heeft bereikt, wordt ook het gezamenlijk ruw van Eibergen en uitgaand rein (menging van Eibergen, Haarlo, Noordijkerveld en Lochem) bemonsterd. Voorafgaand worden van alle locaties nulmetingen genomen om een indruk te krijgen van de achtergrondconcentratie. De monsters worden handmatig genomen door een veldmedewerker van Vitens. De geplaatste minifilters bleken zeer weinig water te leveren, waarschijnlijk komt dit door de lemige bodem en de forse afpomping op het winveld.

Monstername van deze zeer slecht lopende minifilters is daarom na een aantal pogingen gestaakt.

Daarnaast zijn op gezette tijden in een zevental peilbuizen monsters genomen om de verplaatsing van de wolk tracer materiaal te volgen. Gedurende de proef zijn enkele buizen bijgeplaatst (C-locaties) voor verbeterde monstername en het volgen van de tracerwolk (Figuur 3-5). Bromide analyses zijn uitgevoerd door het laboratorium van Vitens. Napthionate-bepalingen zijn uitgevoerd door KWR met uitgevoerd met behulp van een HPLC injectiesysteem en fluorescentie detector (zonder HPLC kolom). Het monstername schema is gebaseerd op de theoretische stroomsnelheden, maar is gedurende het project aangepast aan de hand van de bevindingen. Als uit de tussentijdse analyseresultaten bleek dat het nemen van verdere monsters geen meerwaarde opleverde is de monstername stopgezet.

4 Resultaten tracerproef Olden Eibergen

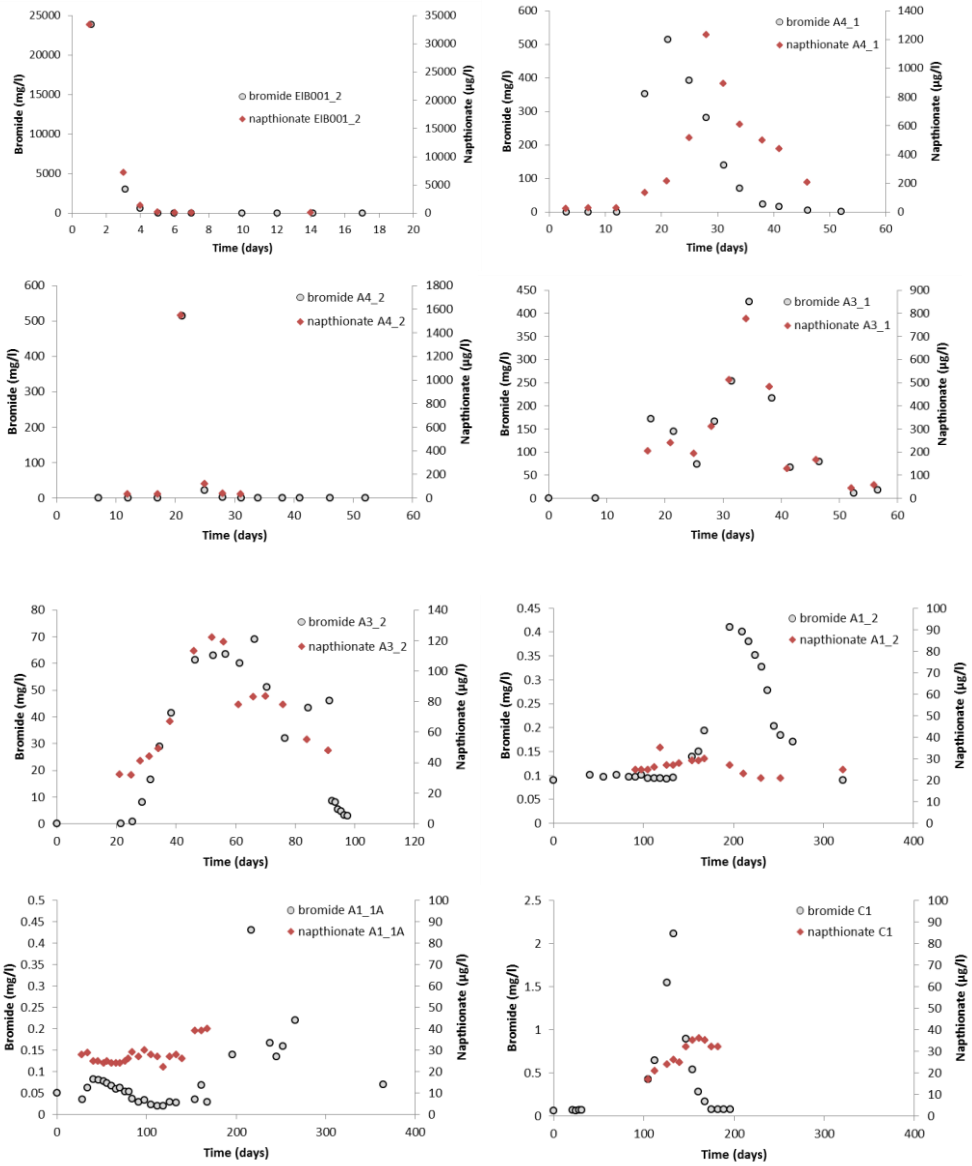
4.1 Tracerdoorbraak in de monitoringsfilters

In de nabij de drain geplaatste monitoringsfilters (op 0.5 m afstand) is op slecht één locatie een doorbraak van de tracerwolk gemeten. Het gaat hierbij om peilbuisfilter Eib-001-002 (Figuur 3-5). In de andere twee peilbuisfilters (B1 en B2) is verrassend genoeg geen doorbraak van bromide- of napthionate tracer aangetroffen. De doorbraak in Eib-001-002 was vrijwel instantaan en sneller dan op basis van radiale toestroming naar PP17 verwacht mag worden.

Na 17 dagen is een duidelijke doorbraak van bromide waargenomen in peilbuisfilter A4-1. (Figuur 4-1). De piekdoorbraak is gemeten 21 dagen na doseren. De piek van de napthionate-doorbraak valt niet samen met die van bromide maar treedt 7 dagen later op. In het tweede filter is een scherpe stijging van zowel bromide als napthionate zichtbaar. Verrassend genoeg vallen de pieken in dit filter wel samen en treden gelijktijdig op met de bromide doorbraak in het bovenste filter. Om uit te sluiten dat bij de napthionate analyse van de A4_1 monsters fouten zijn gemaakt, zijn de monsters opnieuw geanalyseerd, wat nagenoeg dezelfde resultaten opleverde. Vrijwel gelijktijdig met de doorbraak in monitoringsfilter A4_1 zijn ook verhoogde bromide en napthionate concentraties gemeten in peilbuisfilter A3-1. Deze doorbraak kwam veel sneller dan verwacht en liet vanaf de eerste meting een dalende trend zien voor bromide. Ook in de napthionate metingen is een lage eerste doorbraak zichtbaar. Vanaf dag 25 is vervolgens een min of meer normaal verdeeld doorbraakpatroon zichtbaar (Figuur 4-1). Waarschijnlijk zijn twee doorbraken na elkaar opgetreden in dit monitoringsfilter. Van de eerste extreem snelle doorbraak hebben we echter slechts de staart kunnen meten. Vanaf dag 25 is in het veel dieper geplaatste (12.09-13.09 m-mv) monitoringsfilter A3-2 tevens een duidelijke doorbraak zichtbaar. De tracer heeft hiermee vrij snel de bovenste leem en veenlagen (zie Figuur 3-6) kunnen passeren. In de monitoringsfilters van locaties B1, B2 en A2 is geen tracer aangetroffen. De gedoseerde tracer lijkt zich hiermee meer in westelijke richting te verplaatsen dan op basis van de stroombaanberekeningen verwacht werd mogelijk veroorzaakt door infiltratie uit de oostelijk van de meetraai gelegen sloot. Een alternatieve hypothese is dat de tracer de drain zeer onregelmatig heeft verlaten.

Om te controleren of de pluim zich niet te ver zijwaarts verplaatste, is vervolgens monitoringsfilter C1 en C2 geplaatst. Van een snelle uitbreiding in westelijke richting bleek geen sprake, in deze peilbuis is pas op dag 100 een doorbraak gemeten. 154 dagen na doseren is in het van 13.09 tot 14.09 meter diepte geplaatste monitoringsfilter A1_2 bromidetracer aangetoond. Verrassend genoeg is in de bovenliggende freatische filters A1-1(A) (3.07-4.07 / 4.06-5.06 m -mv) dan nog geen sprake van een tracerdoorbraak. Pas op dag 196 komt in het freatische pakket de tracerconcentratie boven de achtergrondwaarde uit, waarna een grillige doorbraak plaatsvindt. Kennelijk bevindt de bulk van de tracer zich dan inmiddels in het zandpakket onder de bovenste leem en veenlagen. In de diepste monitoringsfilters (niveau 3) is bij geen enkele locatie tracer aangetroffen. Bij locatie A4 is dit filter relatief ondiep geplaatst in de tussenliggende zandlaag. Hier is de tracer waarschijnlijk lateraal afgestroomd en heeft het de bovenste leem en veenlagen niet kunnen passeren. Bij A3 en A1 is het diepste filter geplaatst in het zandpakket onder de meters

dikke keileemlaag, ook hier is geen tracer aangetroffen. De keileemlaag lijkt hiermee redelijk afsluitend in het traject tussen de vijver en locatie A1. Tenslotte kan opgemerkt worden dat de doorbraak in de monitoringsfilters in eerste instantie sneller plaatsvond dan verwacht op basis van radiale toestroming, maar in een later stadium (verderop) juist later plaatsvond dan verwacht (Tabel 4-1).



FIGUUR 4-1 DOORBRAAK VAN NAPTHIONATE EN BROMIDE IN DE PEILBUISFILTERS. ALLEEN DATA WEERGEGEVEN VAN LOCATIES WAAR EEN TRACERDOORBRAAK IS AANGETOOND. BIJ A1-1(A) IS DE NAPTHIONATE ANALYSE NIET DOORGEZET OMDAT DE CONCENTRATIES HIER NIET BOVEN DE NATUURLIJKE ACHTERGRONDFLUORESCENTIE UITKOMEN OP BASIS VAN DE GEMETEN BROMIDE CONCENTRATIES.

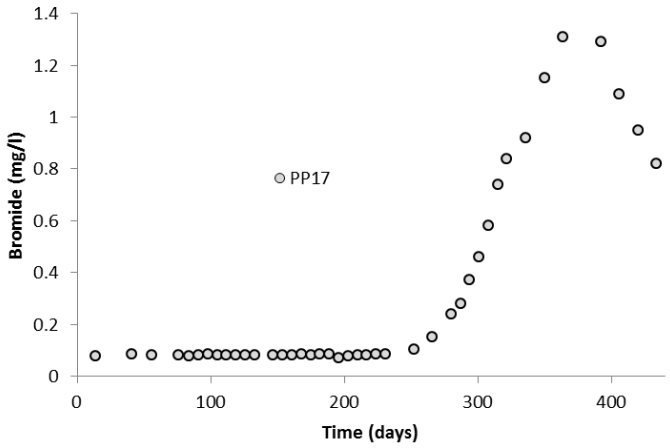
TABEL 4-1 GESCHATTE VERSUS OP BASIS VAN DE BROMIDE DOORBRAAK GEMETEN (GEMIDDELDE) REISTIJD

Monitoringsfilter	Gemiddelde reistijd (d)	
	Schatting	Meting
B1	6	-
B2	6	-
EIB001_2	6	<1
A4_1	31	22.3
A4_2	31	22.3
A4_3	31	-
A2_1	60	-
A2_2	60	-
A2_3	60	-
A3_1	60	34.5
A3_2	60	59.8
A3_3	60	-
A1_1(A)	110	219.5*
A1_2	110	208.4
A1_3	110	-
C1	-	132.9
PP17	176	380.6

**grillige doorbraak, gemiddelde reistijd onzeker*

4.2 Tracerdoorbraak in de pompput

Na 252dagen stijgt de bromideconcentratie in PP17 voor het eerst boven de achtergrondconcentratie uit (Figuur 4-2). Vervolgens wordt een gelijkmatige stijging ingezet. De doorbraak in PP17 is later dan verwacht op basis van radiale toestroming, maar fors sneller dan de reistijden zoals berekend met het aangepaste AMIGO-model, waarmee een minimale reistijd van 2.2 jaar (803 dagen) is berekend. De piekdoorbraak treedt op na 380.6 dagen. De minimale reistijd vanaf de vijver naar de pompput (252 dagen) is voldoende (Van der Wielen et al., 2008) om afdoende bescherming te bieden tegen pathogenen (virussen) in het effluent belaste infiltratiewater, maar aan de korte kant voor de verwijdering van organische microverontreinigingen. De vorm van de doorbraakcurve is goed in overeenstemming met de convectie-dispersie theorie en er zijn geen tekenen van retardatie.



FIGUUR 4-2 GEMETEN BROMIDEDOORBRAAK IN PP17.

5 Nadere uitwerking metingen

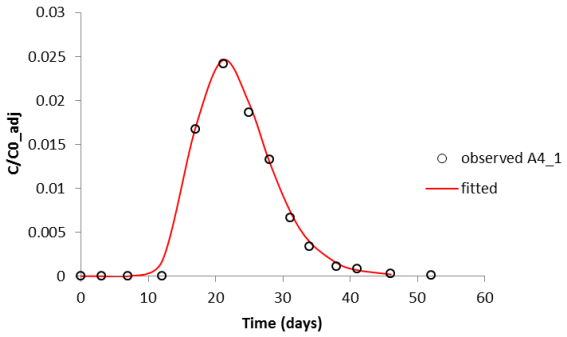
5.1 Afleiding effectieve stroomsnelheid en dispersiviteit op basis van doorbraakcurves monitoringslocaties

De gemeten tracerdoorbraken zijn gebruikt voor het berekenen van de effectieve stroomsnelheid tussen doseerdrain en peilfilter en de (longitudinale) dispersiviteit. Deze dispersiviteit wordt bepaald door de weg die verschillende stroombanen in de bodem moeten afleggen en is daarmee een maat voor de heterogeniteit van de bodem en is bepalend voor de spreiding van de tracerwolk.

Uit een eerste screening van de data bleek het oppervlak onder de doorbraakcurves niet gelijk aan de het oppervlak onder de doseerpuls. Dit wordt veroorzaakt door transversale dispersie en bijmenging met niet beïnvloed grondwater in de waarnemingsfilters bij monstername. De positie van de waarnemingsfilters ten opzichte van het hart van de doseerpluim is immers onbekend. Dit heeft invloed op de berekende dimensieloze concentratie C/C0, met daarin C = de gemeten concentratie in een peilbuisfilter en C0 is de doseerconcentratie. Voor het fitten is vooralsnog gebruik gemaakt van een ééndimensionale convectie dispersie vergelijking. Alvorens deze vergelijking te fitten op de tracerdoorbraken, moet dus eerst een correctie worden uitgevoerd. Hiervoor is het oppervlak onder de doorbraakcurves bepaald en vergeleken met het oppervlak onder de doseer puls. De hieruit afgeleide schalingsfactor is vervolgens toegepast op C0. Voor het fitten van de convectie-dispersievergelijking (CDE) is gebruik gemaakt van het programma CXTfit (Toride et al, 1995; Parker & van Genuchten, 1984).

De doorbraakcurve bij A4-1 gedraagt zich als een schoolvoorbeeld van een tracerdoorbraak (Figuur 5-1). Uit deze doorbraak kunnen hierdoor betrouwbaar hydrologische parameters worden afgeleid. De R^2 bedraagt bijvoorbeeld meer dan 99% en de geschatte parameterwaarde voor effectieve stroomsnelheid en dispersiviteit hebben een hoge T-waarde en nauw betrouwbaarheidsinterval. In Tabel 5-1 zijn de resultaten in detail opgenomen. De verwachtingswaarde voor de effectieve stroomsnelheid is geschat op iets meer dan 46 cm/d bij een geschatte afgelegde weg van 10.35 m[1]. de dispersiviteit is geschat op iets meer dan 15 cm. In het circa 2 meter dieper gelegen filter A4-2 is eveneens kortstondig tracer aangetroffen waarbij de piek samenvalt met die bij A4-1. Waarschijnlijk betreft het hier de onderkant van de tracerwolk die bij bemonsteren kortstondig het monitoringsfilter is ingetrokken. Hoewel niet goed geschikt om hydrologische parameters af te leiden geeft deze meting wel een indicatie van de verticale verbreiding van de tracerwolk. Op basis van de posities van de filters is tot over een diepte van 3 a 4 meter beneden de grondwaterstand tracer aanwezig.

[1] De afgelegde weg is hier gedefinieerd als de horizontale afstand tussen de drain en de waarnemingspunten plus het hoogteverschil tussen draindiepte en de bovenkant van het waarnemings-/pompfilter



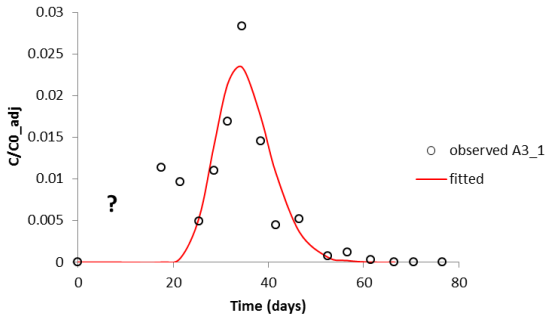
FIGUUR 5-1 GEMETEN DOORBRAAKCURVE VOOR A4-1 EN DE RESULTATEN VAN DE GEFITTE CONVECTIE DISPERSIEVERGELIJKING

TABEL 5-1 RESULTATEN PARAMETERFITTING VOOR A4-1

Schalingsfactor	1.96				
R^2	0.994				
RMSE	2.48E-13				
		eenheid	T-waarde	95% B.I.	
Effectieve stroomsnelheid	0.464	m/d	157.7	0.458	0.471
Dispersiviteit	0.154	m	21.9	0.138	0.169

Zoals eerder aangegeven laat de doorbraak in A3-1 een complexer beeld zien. Voor de hoofddoorbraak is de staart van een, waarschijnlijk kleinere, eerdere doorbraak waargenomen. Doordat deze doorbraak veel sneller optrad dan verwacht is de start van deze eerste doorbraak helaas gemist in de monstername. Een verklaring hiervoor is de heterogeniteit van het watervoerende pakket met meer en minder doorlatende lagen. Niettemin zijn ook op basis van de metingen in monitoringsfilter A3-1 hydrologische parameters geschat. Allereerst met de gehele doorbraak en vervolgens met alleen de hoofddoorbraak. De resultaten zijn weergegeven in Figuur 5-2 en Figuur 5-3 en Tabel 5-2 en Tabel 5-3. Zoals verwacht mag worden was bij het fitten van de CDE op alle metingen, de fit beduidend minder dan bij A4-1, maar met een R^2 van 0.6 nog steeds aanvaardbaar. De dispersiviteit wijkt qua verwachtingswaarde met 18 cm nauwelijks af van de bij A4-1 gevonden waarde, maar heeft een beduidend ruimer betrouwbaarheidsinterval. De effectieve stroomsnelheid is met een verwachtingswaarde van 61.8 cm/d bij een afgelegde weg van 21.34 m beduidend en significant hoger dan bij A4-1.

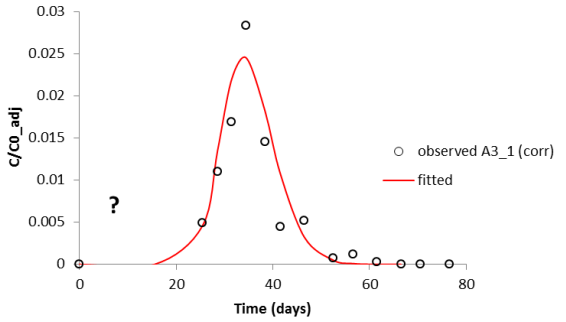
Als de metingen van de eerste doorbraak buiten de analyse worden gelaten en het achtergrondwaarde punt (oranje) vooruit wordt verschoven, verbetert de fit van de convectie-dispersievergelijking aanzienlijk. De R^2 bedraagt in dit geval ruim 88%. De effectieve stroomsnelheid blijkt hierdoor niet wezenlijk te veranderen, wel daalt de verwachtingswaarde voor de dispersiviteit naar 16.5 cm met een nauwer betrouwbaarheidsinterval.



FIGUUR 5-2 GEMETEN DOORBRAAKCURVE(S) VOOR A3-1 EN DE RESULTATEN VAN DE GEFITTE CDE OP DE GEHELE GEMETEN DOORBRAAK.

TABEL 5-2 RESULTATEN VOOR A3-1 BIJ PARAMETERFITTING OP DE GEHELE GEMETEN DOORBRAAK

Schalingsfactor	2.77				
R^2	0.605				
RMSE	8.50E-10				
		eenheid	T-waarde		95% B.I.
Effectieve stroomsnelheid	0.618	m/d	32.47	0.576	0.659
Dispersiviteit	0.182	m	3.113	0.053	0.311



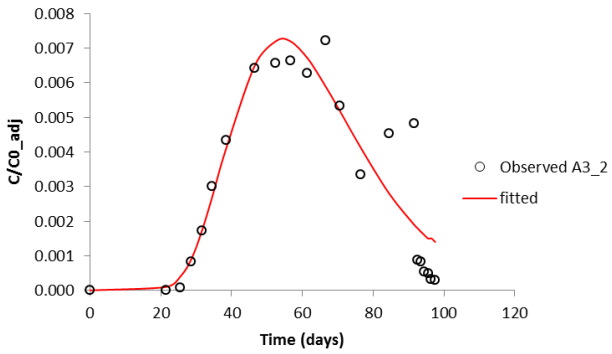
FIGUUR 5-3 GEMETEN DOORBRAAKCURVE VOOR A3-1 EN DE RESULTATEN VAN DE GEFITTE CONVECTIE DISPERSIEVERGELIJKING OP DE DATAPUNTEN ZONDER DE EERSTE DOORBRAAK

TABEL 5-3 RESULTATEN VOOR A3-1 BIJ PARAMETERFITTING EXCLUSIEF DE EERSTE DOORBRAAK

Schalingsfactor	2.84				
R^2	0.883				
RMSE	9.14E-11				
		eenheid	T-waarde		95% B.I.
Effectieve stroomsnelheid	0.616	m/d	61.13	0.594	0.639
Dispersiviteit	0.165	m	5.549	0.100	0.230

Ook in A3-2 is een doorbraak gemeten. Dit monitoringspunt ligt met een filterstelling van 12.09 – 13.09 beduidend dieper dan de in het voorafgaande behandelde meetpunten en ligt onder enkele veen- en leemlagen. De hier aangetroffen tracer heeft dus een beduidend andere weg afgelegd en toont aan dat de leem- en veenlaagjes in het diepte traject tussen 6

en 9 meter niet volkomen zijn. De berekende effectieve stroomsnelheid bedraagt 49 cm/d op basis van een afgelegde weg van 29.34 m. De dispersiviteit is significant hoger dan bij A4-1 en A3-1 en bedraagt bijna 79 cm. Deze verhoogde dispersiviteit kan eenvoudig worden verklaard door de passage van de heterogene leem en veenlaagjes in het dieptetraject tussen 6 en 9 m-mv.

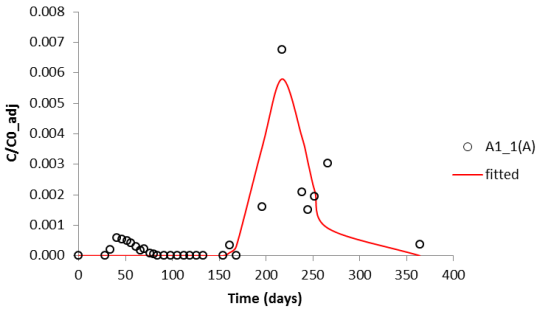


FIGUUR 5-4 GEMETEN DOORBRAAKCURVE VOOR A3-2 EN DE RESULTATEN VAN DE GEFITTE CONVECTIE DISPERSIEVERGELIJKING

TABEL 5-4 RESULTATEN PARAMETERFITTING VOOR A3-2

Schalingsfactor	4.34				
R^2	1.06E-06				
RMSE	1.13E-12				
		eenheid	T-waarde		95% B.I.
Effectieve stroomsnelheid	0.491	m/d	39.78	0.465	0.517
Dispersiviteit	0.786	m	7.97	0.580	0.992

Zoals al aangegeven vertoont de doorbraak in A1_1(A) een bijzonder patroon. Onduidelijk is of de observatie op dag 217 een uitbijter betreft of niet. Deze waarde is echter wel sterk bepalend voor de gefitte parameters van de CDE. Om de piek te fitten is een kleine waarde voor de dispersiviteit noodzakelijk. De gevonden dispersiviteit van slechts 6 cm wijkt sterk af van de voor de andere locaties gevonden waarden. Ook is de geschatte effectieve stroomsnelheid aanzienlijk lager dan bij de vorige locaties.

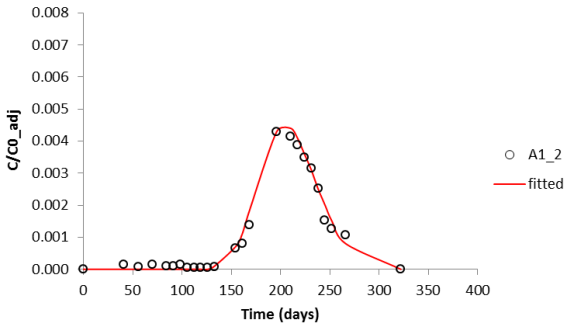


FIGUUR 5-5 GEMETEN DOORBRAAKCURVE VOOR A1-1A EN DE RESULTATEN VAN DE GEFITTE CONVECTIE DISPERSIEVERGELIJKING

TABEL 5-5 RESULTATEN PARAMETERFITTING VOOR A1-1(A)

Schalingsfactor	739				
R^2	0.696				
RMSE	7.73E-04				
		eenheid	T-waarde		95% B.I.
Effectieve stroomsnelheid	0.22	m/d	82.08	0.21	0.22
Dispersiviteit	0.06	m	4.28	0.03	0.09

De bromidedoorbraak in monitoringsfilter A1_2 kan erg goed gefit worden als eerst fors is gecorrigeerd voor verdunning. Ook hier is de geschatte effectieve stroomsnelheid verhoudingsgewijs laag. Op basis van radiale toestroming zou juist een versnelling in de nabijheid van de put verwacht worden. Op Olden Eibergen is echter de regionale aanvoer van grondwater variabel en seizoensafhankelijk. Een mogelijke verklaring voor de vertraging is dat in de winter en het vroege voorjaar de aanvoer van regionaal grondwater (vanuit het oosten) toeneemt en de infiltratie vanuit de vijver juist afneemt, resulterend in lagere poriesnelheden. De dispersiviteit is fors hoger dan die gevonden in het freatische filter en ligt met 16 cm in de range van de ondiepe filters van A4 en A3. Dit ondanks dat het water een dunne leem- en veenlaag heeft moeten passeren (Figuur 5-6).

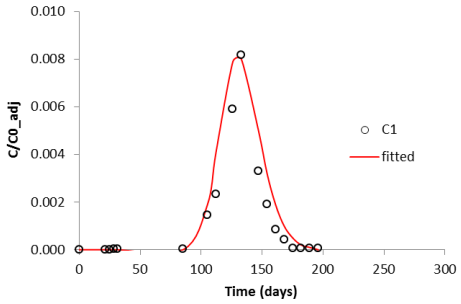


FIGUUR 5-6 GEMETEN DOORBRAAKCURVE VOOR A1-2 EN DE RESULTATEN VAN DE GEFITTE CONVECTIE DISPERSIEVERGELIJKING

TABEL 5-6 RESULTATEN PARAMETERFITTING VOOR A1-2

Schalingsfactor	555				
R^2	0.983				
RMSE	1.96E-04				
		eenheid	T-waarde		95% B.I.
Effectieve stroomsnelheid	0.271	m/d	220	0.269	0.274
Dispersiviteit	0.162	m	21	0.146	0.178

Ook bij het bijgeplaatste filter C1 is een scherpe doorbraak waargenomen. Dit peilfilter is buiten de directe raai geplaatst (zie Figuur 3-5). Om deze scherpe doorbraak te kunnen fitten is wederom een lage waarde voor de dispersiviteit noodzakelijk. De effectieve stroomsnelheid is lager dan bij de andere plots.



FIGUUR 5-7 GEMETEN DOORBRAAKCURVE VOOR C1 EN DE RESULTATEN VAN DE GEFITTE CONVECTIE DISPERSIEVERGELIJKING

TABEL 5-7 RESULTATEN PARAMETERFITTING VOOR C1

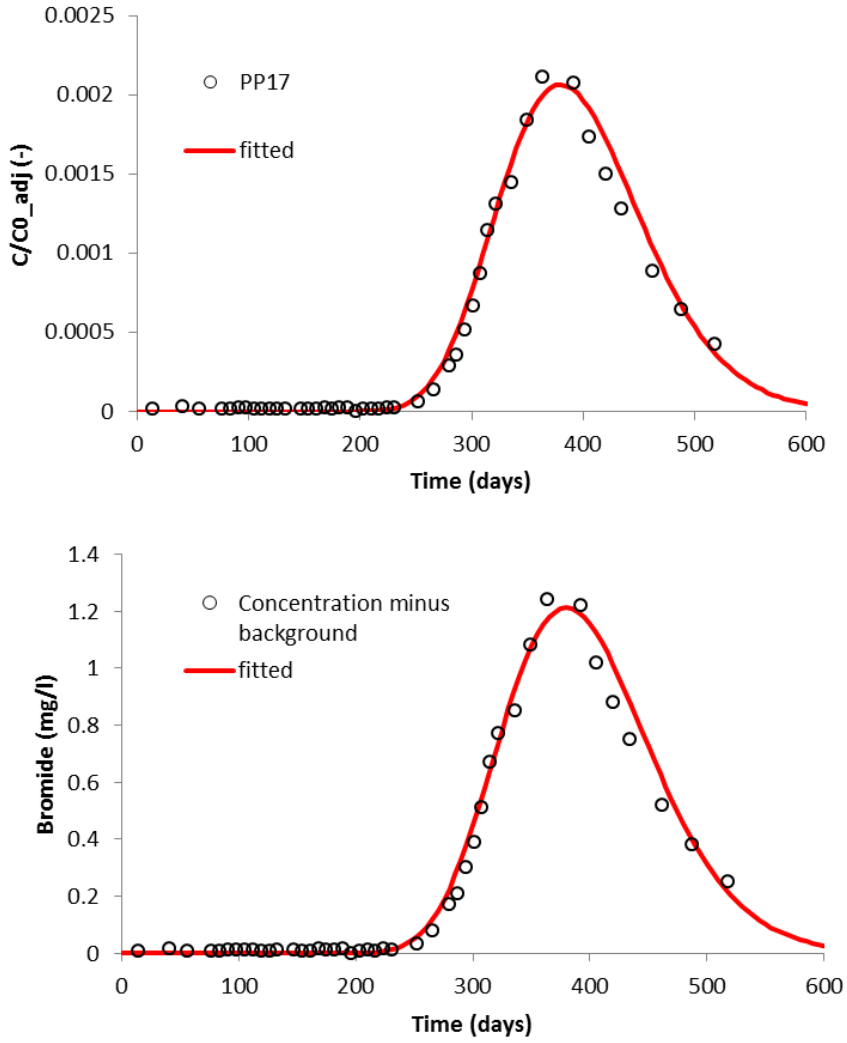
Schalingsfactor	165.3				
R^2	0.853				
RMSE	9.11E-04				
		eenheid	T-waarde	95% B.I.	
Effectieve stroomsnelheid	0.174	m/d	86.86	0.170	0.179
Dispersiviteit	0.031	m	6.92	0.022	0.041

5.2 Afleiding effectieve stroomsnelheid en dispersiviteit op basis van doorbraakcurve PP17

Hoewel de tracer nog niet volledig is doorgebroken bij het afronden van deze rapportage, kan een betrouwbare schatting van dispersiviteit en reistijd worden gegeven. De effectieve stroomsnelheid komt uit op bijna 30 cm/d en de dispersiviteit is geschat op 45.1 cm. De gefitte CDE is vervolgens gebruikt om een massabalans op te stellen. Hiervoor zijn de berekende concentraties (Figuur 5-8 onderste figuur) gecombineerd met een schatting van de door PP17 onttrokken volumestroom. De pompput is gedurende de proefperiode zo constant mogelijk bedreven. Voor de berekening is gebruik gemaakt van beschikbare tellerstanden in de periode november en december 2016 resulterend in een gemiddelde volumestroom van 886 m3/d met een 95% betrouwbaarheidsinterval van 773 – 999 m^3/d. Op basis van de gemodelleerde doorbraak en de geschatte volumestroom is een gemiddelde in de put aangetroffen massa van 173.25 kg Br^- berekend, overeenkomend met een recovery van 104%. De onder- en bovengrens bedragen op basis van de variatie in de volumestroom respectievelijk 151.2 kg Br- (91% recovery) en 195.28 (118% recovery). De (geringe) afwijking van de gemiddelde waarde kan worden toegeschreven aan de onzekerheid in de beperkte dataset met tellerstanden. Op basis hiervan is de verwachting dat kan worden uitgegaan van uiteindelijk volledige recovery van de gedoseerde tracer.

TABEL 5-8 RESULTATEN PARAMETERFITTING VOOR PP17

Schalingsfactor	8.54				
R^2	0.985				
RMSE	8.2E-05				
		eenheid	T-waarde	95% B.I.	
Effectieve stroomsnelheid	0.287	m/d	304.8	0.285	0.289
Dispersiviteit	0.451	m	28.33	0.419	0.483



FIGUUR 5-8 GEMETEN DOORBRAAKCURVE VOOR PP17 EN DE RESULTATEN VAN DE GEFITTE CONVECTIE DISPERSIEVERGELIJKING (BOVEN), EN DE NAAR DE GEMETEN BROMIDECONCENTRATIES TERUGGESCHAALDE GEFITTE DOORBRAAKCURVE (ONDER)

De piekconcentratie bromide van 1.31 mg/l (zonder aftrek van de achtergrondwaarde) komt redelijk goed overeen met de vooraf geschatte piekconcentratie van 1.18 mg/l. Bij deze concentraties komt de reinwaterconcentratie nauwelijks boven de natuurlijke achtergrondwaarde (ca. 0.07 mg/l) uit door verdere verdunning met water van niet beïnvloede putten. Dit blijkt ook uit de concentraties bromide in gezamenlijk ruwwater van Olden Eibergen en reinwater van respectievelijk slechts 0.35 en 0.12 mg/l tijdens de piekdoorbraak op 18 november 2016.

Napthionate is in de pompput op basis van fluorescentie niet meer te onderscheiden van de achtergrondfluorescentie. Op basis van de verhouding tussen bromide en napthionate in de doseervloeistof kan de piekconcentratie napthionate in de pompput, het gezamenlijk ruwwater van Olden Eibergen en het uitgaande reinwater worden geschat. De concentraties napthionate bedragen dan respectievelijk 3.74 µg/l, 0.87 µg/l en 0.15 µg/l.

5.3 Samenvatting afgeleide effectieve stroomsnelheden en dispersiviteiten

Tabel 5-9 geeft een overzicht van de met CXTFIT afgeleide parameters. De effectieve stroomsnelheden liggen in de orde van enkele decimeters. Opvallend is dat de snelheden naar de nabij het Oog van Zonderwijk gelegen peilbuisfilters hoger zijn dan de snelheden naar de dichter bij de pompput gelegen peilbuizen. De dispersiviteit ligt in de betrouwbaar beoordeelde fits op 15-17 cm voor de peilbuisfilters. Afwijkend hierop zijn peilbuisfilter A3-2 met een fors hogere dispersiviteit en peilbuis C1 met een juist veel lager geschatte dispersiviteit. Op basis van de doorbraak in de put is de dispersiviteit voor het traject tussen infiltratievijver en pompput geschat op 45 cm.

TABEL 5-9 OVERZICHT AFGELEIDE GEMIDDELDE REISTIJDEN, EFFECTIEVE STROOMSNELHEDEN, DISPERSIVITEITEN EN SCHALINGSFACTOREN (MAAT VOOR VERDUNNING)

Monitoringsfilter	Gemiddelde reistijd (d)	Effectieve stroomsnelheid (m/d)	Dispersiviteit (m)	Schalingsfactor (-)
B1	-	-	-	-
B2	-	-	-	-
EIB001_2	<1	*	*	*
A4_1	22.3	0.46	0.15	1.96
A4_2	22.3	*	*	*
A4_3	-	-	-	-
A2_1	-	-	-	-
A2_2	-	-	-	-
A2_3	-	-	-	-
A3_1	34.5	0.62	0.17	2.84
A3_2	59.8	0.49	0.79?	4.34
A3_3	-	-	-	-
A1_1(A)	219.5	0.22	0.06#	739
A1_2	208.4	0.27	0.16	555
A1_3	-	-	-	-
C1	132.9	0.17	0.03?	165.3
PP17	380.6	0.29	0.45	8.54

(- = geen doorbraak gemeten, * = wel een doorbraak, maar parameters niet af te leiden, # = onbetrouwbare fit, ? = afwijkende waarde, wel betrouwbare fit)

5.4 Verschillen tussen napthionate en bromide bij gebruik als kunstmatige tracer

Bij relatief hoge concentraties en korte reistijden vertoont napthionate op vrijwel alle locaties een met bromide overeenkomend gedrag in de bodem (Figuur 4-1). Bij grotere reistijden en verdergaande dispersie en verdunning blijkt de doseerconcentratie onvoldoende om napthionate nog te kunnen onderscheiden van de achtergrond fluorescentie. Deze waarde ligt op ongeveer een equivalent van 30 µg/l napthionate. In monitoringsput A1 en PP17 is hierdoor geen onderscheidend signaal aangetroffen. Op basis van de verhouding tussen bromide en napthionate in de doseeroplossing en de in PP17 gemeten bromideconcentraties is een maximale napthionate concentratie in PP17 van 3.74 µg/l afgeleid. Door verdere verdunning is de reinwaterconcentratie hiermee onder de meldingsgrens van 1 µg/l.

Hoewel, zoals al aangegeven, napthionate zich conservatief en vergelijkbaar met bromide lijkt te gedragen, zijn er verschillen. In A4-1 is de doorbraak van napthionate aanzienlijk later dan de bromide doorbraak. Om analysefouten en monsterverwisseling uit te sluiten zijn de napthionate analyses herhaald, wat resulteerde in identieke resultaten. Deze afwijking is des te meer opvallend omdat in het diepere filter (A4_2) de doorbraak van napthionate en bromide wel samenvallen, terwijl tussen beide filters geen duidelijke scheidende laag is aangetroffen in de bodem. Verder valt de piekdoorbraak in A4_2 samen met de bromidepiek in A4_1. Hoewel bijna niet meer van de achtergrond fluorescentie te onderscheiden, lijkt ook in C1 retardatie op te treden. Vooralsnog is geen oorzaak voor dit fenomeen gevonden. Mogelijk is er meer of minder contact met de veenlaagjes of andere reactieve oppervlakken opgetreden.

6 Discussie en Conclusies

6.1 Kwetsbare winningen en datering van grondwater

Dit onderzoek is gestart met het beantwoorden van de vraag welke Vitens winningen kwetsbaar zijn voor verontreinigingen vanaf het oppervlak en in het bijzonder voor verontreiniging met organische microverontreinigingen in infiltrerend oppervlaktewater. Op basis van beschikbare informatie en gebiedskennis van Vitens is een eerste selectie gemaakt van 17 winningen. Hierbinnen bleken er op basis van modelberekeningen 10 winningen met kortste reistijden van < 5 jaar. Bij 7 van deze winningen is er concrete dreiging van organische microverontreinigingen, deels door diffuse bronnen zoals gebruik van bestrijdingsmiddelen en deels door infiltrerend oppervlaktewater. Het ging hierbij om t'Klooster en Corle (diffuse verontreiniging met bestrijdingsmiddelen), St. Jansklooster (bestrijdingsmiddelen uit de rietteelt) en om Olden Eibergen. Engelse werk, Vechterweerd en Bremerberg waar infiltrerend oppervlaktewater de belangrijkste bedreiging vormt. Voor bovengenoemde winningen is het dateren van de korte reistijden relevant. Daarnaast is datering van de relatief schone infiltratiewinningen Schalterberg en Epe mogelijk interessant. Uit de analyse bleek dat het dateren van korte reistijden op winning Olden Eibergen relevant is en tevens een goede kans van slagen heeft.

6.2 Selectie mogelijk geschikte tracers voor toepassing binnen waterwingebieden

Op basis van eerder BTO-speerpuntonderzoek voor WML (Cirkel en van der Schans, 2014) is een zestal tracers geselecteerd en onderzocht op toepasbaarheid voor de voor Vitens relevante reistijden van enkele tientallen dagen tot enkele jaren. Uiteindelijk bleken enkel bromide en napthionate op basis van benodigde concentraties en toxiciteit geschikt om toe te passen binnen waterwingebieden. Toepassing van napthionate wordt wel gehinderd door het streven om onder de rapportagegrens van 1 µg/l voor organische verbindingen in het reinwater te blijven. Hierdoor wordt de doseerconcentratie relatief laag en was het voorafgaand aan de proef onduidelijk of een signaal boven de achtergrondfluorescentie aangetoond zou kunnen worden in de pompput. Bromide lijkt een vrijwel ideale tracer maar vraagt vrij hoge doseerconcentraties en vergt labanalyses voor nauwkeurige bepaling van de doorbraken. Bij de dosering is dichtheidsgedreven transport opgetreden, wat ook blijkt uit berekeningen conform Ward et. al. (2007) van de ratio tussen de zogenaamde 'free' en 'forced' convectie. In deze proefopzet is deze 'free- convection' als gunstig beschouwd omdat vanuit de drain over een grotere diepte tracermateriaal verdeeld wordt over stroombanen vanaf de vijver. Tenslotte is ook het elektrisch geleidingsvermogen is gemeten. Tot in put A3 kon hiermee de doorbraak nog worden vastgesteld. In put A1 is vervolgens online monitoring gestart. Door verdunning was hier echter het EGV-signaal al niet meer onderscheidend. Helaas is natrium in deze proefopzet niet gemeten. Hiermee had inzicht verkregen kunnen worden in het sorptiegedrag van de bodem. Aanbevolen wordt om in vervolgstudies wel natrium te meten.

6.3 Uitvoering van een tracerproef in de praktijk

Voorafgaand aan een tracerproef is gedegen geohydrologisch onderzoek naar de locatie-eigenschappen noodzakelijk. Aanvullende grondboringen en stijghoogtemetingen zijn hiervoor cruciaal. In het geval van infiltrerend oppervlaktewater is inzicht in de chemische samenstelling van dit water en de aangevoerde hoeveelheden tevens van belang. Op basis van een uitwerking van bovenstaande gegevens kon op Eibergen de meest relevante pompput (PP17) worden geselecteerd. Uit de grondboringen kwam een grote heterogeniteit

in bodemlagen naar voren in zowel verticale als horizontale richting. Binnen korte afstanden wisselen leemlagen af met fijnzandige, grofzandige en zelfs grindige lagen. Gezien deze heterogeniteit is besloten om te kiezen voor een horizontale doseerdrain langs de oever van de infiltratievijver in plaats van dosering op een puntlocatie. Door de bromide-doseerconcentratie al te laten mengen door de leverancier en gemengd te laten bezorgen in IBC containers kon eenvoudig worden gedoseerd in de standpijp van de doseerdrain. Voorafgaand aan de dosering zijn afgestemde stockoplossingen met napthionate oplossingen aan de IBC containers toegevoegd. Door de monsternemer voorafgaand aan de proef mee te nemen in het proces konden praktische tips worden meegenomen in het meetplan. Door snelle communicatie tussen het Vitens lab, de monsternemer en KWR kon de meetfrequentie effectief worden aangepast aan de ontwikkelingen. De monstername verliep hierdoor vrijwel probleemloos.

6.4 Resultaten van de praktijkproef tracerdosering op Olden Eibergen

De resultaten van de tracerproef op Olden Eibergen bevestigen het vermoeden dat de kortste reistijden naar de pompputten veel korter zijn dan op basis van de modelvoorspellingen wordt aangegeven. Op basis van het aangepaste AMIGO-model is een kortste reistijd geschat van 2.2 (803 dagen) jaar vanaf de infiltratievijver naar PP17. Op basis van de tracerproef is deze minimale reistijd bepaald op 252 dagen en hiermee een factor 3.2 korter dan de gemodelleerde waarde. Opgemerkt dient te worden dat er voor deze gemodelleerde waarde al veel energie is gestoken om het AMIGO-model te verbeteren. Tussen de vijver en PP17 bevinden zich nog twee infiltrerende sloten. Hoewel het volume infiltrerend oppervlaktewater via deze sloten beperkt zal zijn, kan de reistijd vanaf deze sloten aanmerkelijk korter zijn dan vanaf de infiltratievijver en mogelijk microbiologisch relevant. De reistijd vanaf de vijver tot de naast de sloot geplaatste peilbuisfilters bedraagt minimaal ca. 150 dagen. Als deze lijn wordt doorgetrokken naar de pompput dan bedraagt de reistijd vanaf de locatie van de sloten tot de pompput < 100 dagen. Gezien de anoxische condities in het pakket kan deze reistijd onvoldoende bescherming bieden tegen pathogene virussen. Van der Wielen et al. (2008) houden voor stroming door anoxische pakketten zonder passage van de onverzadigde zone een minimale reistijd aan van 110 dagen. Gezien de hoge belasting van het infiltratiewater met organische microverontreinigingen afkomstig uit rioolwaterzuiveringen in Duitsland is ook de reistijd vanaf de infiltratievijver aan de korte kant. Nader onderzoek is gewenst naar de infiltratieweerstanden van de sloten, de hieraan verbonden microbiologische risico's en het gedrag en de mate van verwijdering van organische microverontreinigingen in het traject vanaf de infiltratievijver(s) naar de pompput(ten).

Los van een beter beeld van de risico's geven de metingen in de peilbuizen en pompput waardevolle informatie over de effectieve stroomsnelheden en dispersie. Deze informatie kan worden gebruikt voor het beter interpreteren van ondermeer gemeten verhoogde concentraties organische microverontreinigingen. De effectieve stroomsnelheid naar de pompput bedraagt 29 cm/d en de dispersiviteit bedraagt 45 cm. Op basis van de in de peilbuizen gemeten doorbraken zijn echter zowel hogere als lagere waarden geschat. Opvallend hierbij is peilbuis A3 waar in het bovenste filter (A3-1) een hoge effectieve stroomsnelheid van 62 cm/d en een relatief lage dispersiviteit van 17 cm is afgeleid, terwijl in het middelste filter (A3-2) een hogere waarde voor de dispersiviteit (79 cm) bij een effectieve stroomsnelheid van 49 cm/d is vastgesteld. Deze verschillen zijn goed verklaarbaar uit de heterogene opbouw van het watervoerende pakket: A3-1 bevindt zich in een grove zeer goed doorlatende zandbaan zonder storende lagen terwijl A3_2 zich onder een groot aantal dunne waarschijnlijk onvolkomen leem- en veenlensjes bevindt waardoor de afgelegde weg groter wordt en er meer variatie in stroomsnelheid zal optreden. Opvallend is de relatief hoge effectieve stroomsnelheid in de nabij de vijver gelegen peilbuizen waar al in

het najaar van 2015 en de winter van 2015-2016 doorbraak plaatsvond. De verschillen in afgeleide effectieve stroomsnelheid kunnen verschillende oorzaken hebben. Allereerst is het watersysteem op het puttenveld niet stationair. Hoewel de freatische standen bij de vijver ongeveer constant zijn variëren de standen in peilbuis A1_1 bijna een meter gedurende het jaar. Hierdoor neemt de gradiënt en daarmee de stroomsnelheid toe en af. Een tweede mogelijkheid is een toename van de afgelegde weg. Omdat de exacte lengte van de stroombanen onbekend is, is voor de afgelegde weg uitgegaan van de horizontale afstand tussen locatie en vijver plus de diepte van het peilbuis- of putfilter. Hoe groter de afstand vanaf de vijver hoe groter de kans dat de afgelegde weg groter is dan deze waarde. Bij een in werkelijkheid grotere afgelegde weg zal de effectieve stroomsnelheid ook groter zijn. De afgeleide waarden voor effectieve stroomsnelheid moeten dan ook voorzichtig gehanteerd worden en gelden slechts als indicatief voor de werkelijke stroomsnelheden.

De meetresultaten sluiten ondanks de complexe opbouw van de bodem goed aan bij de schattingen voor het bepalen van de doseeroplossingen en risicoschattingen. De in pompput 17, het gezamenlijk ruwwater (0.35 mg Br^-/l) en reinwater (0.12 Br^- mg/l) teruggevonden concentraties zijn veilig voor humane consumptie en blijven binnen de geldende normen en signaleringswaarden. Napthionate bleek door de relatief lage dosering niet meer goed meetbaar in de verder weg gelegen waarnemingsputten en de pompput. De gekozen concentratie zal gezien de verhouding met bromide resulteren in een reinwaterconcentratie van 0.15 µg/l en blijft hiermee onder de meldingswaarde van 1 µg/l. De door Brüschweiler (2007) afgeleide toelaatbare concentratie voor drinkwaterwinning bedraagt voor chronische belasting echter maar liefst 900 µg/l. Bij acceptatie van melding aan IL&T kunnen dus hogere napthionate doseringen aangehouden worden. Dit zal de meetbaarheid van napthionate sterk ten goede komen. Opvallend is wel dat napthionate in een aantal gevallen afwijkt van bromide en zich niet geheel conservatief lijkt te gedragen. Een goede verklaring voor deze afwijkingen is op basis van de voorliggende gegevens nog niet goed mogelijk. Wel blijkt hieruit dat de toepasbaarheid van napthionate als conservatieve tracer voor grondwaterstroming nog onvoldoende zeker is, en gelet op de voordelen van bromide, misschien moet worden afgeraden.

6.5 Conclusies

Op basis van het onderzoek kunnen de volgende conclusies worden getrokken:

- Vitens kent een significant aantal kwetsbare winningen waarbij organische microverontreinigingen een reëel risico vormt.
- De kortste reistijden zijn bij deze winningen slecht bekend, modelresultaten kennen grote onzekerheden
- Olden Eibergen is een winning waar een doseerproef voor datering van korte reistijden zowel relevant als kansrijk is.
- Bromide en napthionate komen naar voren als kansrijke, veilige kunstmatige tracers binnen waterwingebieden.
- De proefdosering op Olden Eibergen laat zien dat doseren van kunstmatige tracers haalbaar en betaalbaar is. Wel is een gedegen geohydrologische en hydrochemische voorstudie gewenst om een gedegen proefopzet te kunnen maken.
- Goede afstemming en overleg met monsternemer en laboratorium zijn cruciaal
- Bromide blijkt een ideale tracer voor korte reistijden en is waarschijnlijk geschikt voor reistijden tot enkele jaren.
- Om onder de meldingsgrens van 1 µg/l blijven is de napthionate dosering laag gehouden. Hierdoor kon de napthionate doorbraak niet in alle peilfilters en de pompput op basis van fluorescentie worden aangetoond. Hogere doseerconcentraties zijn mogelijk en gewenst.

- Napthionate lijkt zich in sommige gevallen niet geheel conservatief te gedragen en loopt bijvoorbeeld in filter A4_2 achter op bromide. Dit zet vraagtekens bij de geschiktheid van napthionate voor kunstmatige tracerproeven.
- De reistijd van de infiltratieplas (Oog van Zonderwijk) naar PP17 bedraagt minimaal 252 dagen. De gemiddelde doorbraak vindt plaats na 380 dagen.
- De dispersiviteit is zowel op basis van de doorbraken in de peilbuizen als in de pompput geschat op enkele tientallen cm en lijkt afhankelijk van de mate waarin stoorlagen (veen en leemlensjes) zijn gepasseerd.
- De reistijd vanaf A1 naar de pompput is ongeveer 100 dagen. Deze peilbuis staat naast een aanvoersloot. Bij onvoldoende intreeweerstand van de slootbodem kunnen de reistijden te kort zijn om voldoende veiligheid te bieden tegen virussen.
- De verzamelde gegevens kunnen gebruikt worden voor nader onderzoek naar het gedrag van organische microverontreinigingen tijdens bodempassage van de infiltratieplas naar de pompput. Daarnaast kan de informatie worden gebruikt om het geohydrologische AMIGO model verder te verfijnen en verbeteren.

6.6 Aanbevelingen

Op basis van het onderzoek wordt het volgende aanbevolen:

- Uit de studie blijkt dat Olden Eibergen een zeer kwetsbare winning is. Infiltratie van oppervlaktewater vervuild met organische microverontreinigingen vormt gezien de korte reistijden een reëel risico voor de winning. Aanbevolen wordt om de effecten van bodempassage op de verwijdering van organische microverontreinigingen nader te onderzoeken in de geplaatste meetraai. Een dergelijke analyse kan zeer relevante informatie opleveren voor zowel de bedrijfsvoering als de wetenschap.
- Mogelijk biedt de bodempassage ook onvoldoende veiligheid in geval van besmetting met virussen. Aanbevolen wordt dit risico beter in kaart te brengen. Een mogelijkheid is het uitvoeren van Next Generation Sequencing (NGS) op deelstromen in PP17. Hiervoor kan gebruik worden gemaakt van de in BTO-SPO/TKI kader voor WMD ontwikkelde well sampler.
- Tenslotte wordt aanbevolen om het lokale grondwatermodel van Olden Eibergen te voeden met de in het kader van deze studie verzamelde informatie over de bodemopbouw en wateraanvoer. Vervolgens kunnen de modelresultaten worden getoetst aan de gemeten reistijdverdeling voor PP17
- Aanvullende beoordeling van het elektrisch geleidingsvermogen, op zijn merites als tracer voor korte stroombanen verdient aanbeveling.
- Nader onderzoek naar de eventuele omvang en effecten van dichtheidsstroming tijdens de tracerproef.
- 3D Modellering van de tracerpuls met een numeriek model van plas tot put 17 om hiermee inzicht in het 3-dimensionale spreidingsgedrag (o.a. transversale dispersie) van de tracer te verkrijgen

7 Referenties

Brüschweiler, B., 2007. Markierstoffe im Bereich von Trinkwasserfassungen; Abklärung zur Humantoxizität der Fluoreszenztracer. gwa 5 pp355-359

Broers, H.P, & De Weert, J. (2015) Datering voor waterwinning: edelgassen en isotopen in het ruwwater van Brabant Water. Vaststellen van de leeftijdsopbouw van het onttrokken water en de herkomst van methaan. Deltares rapport BGS-14225-0001.

Cirkel, D.G. & Prevoo, R. (2015) Tracerproef Roodborn. Proefbeschrijving en resultaten. KWR 2015.034

Cirkel, D.G. & M.L. Van der Schans (2014) Betrouwbare en betaalbare tracerproeven, Toepasbaarheid van kunstmatige tracers bij hydrologische vraagstukken rond drinkwaterwinningen Rapport BTO 2014.007, KWR Nieuwegein

Gassmann, M., Olsson, O., Höper, H., Hamscher, G., & Kümmerer, K. (2016). Re-evaluation of the sorption behaviour of Bromide and Sulfamethazine under field conditions using leaching data and modelling methods. In EGU General Assembly Conference Abstracts (Vol. 18, p. 2767).

Leibundgut, C., Maloszewski, P., Külls, C., 2009. Tracers in Hydrology. John Wiley & Sons Ltd, Chichester, UK.

Olszowy, H.A., Rossiter, J., Hegarty, J., Geoghegan, P., Haswell-Elkins, M., 1998. Background levels of bromide in human blood. Journal of Analytical Toxicology, 22(3): 225-230.

Visser, A., Broers, H.P., Bierkens, M.F.P., 2007. Dating degassed groundwater with 3H/3He WATER RESOURCES RESEARCH, VOL. 43, W10434, doi:10.1029/2006WR005847, 2007

Parker, J.C. and M. Th. van Genuchten. 1984. Determining transport parameters from laboratory and field tracer experiments. Version 1.0. Bulletin 84-3, Virginia Agricultural Station, Blacksburg, Virginia.

Rijpkema, S., 2015.Notitie inzake detailmodellering Olden Eibergen

Swartjes, F., Janssen, P., 2014. Humaan-toxicologisch onderbouwde risicogrenswaarde voor bromide in grondwater ter beoordeling calamiteit Edelchemie, RIVM-notitie, behorend bij brief 036/2014 DMG, d.d. 13 februari 2014.

Toride, N., F. J. Leij, and M. Th. van Genuchten. 1995. The CXTFIT Code for Estimating Transport Parameters from Laboratory or Field Tracer Experiments, Version 2.0. Research Report No. 137, U.S. Salinity Laboratory, USDA, ARS, Riverside, California.

Verhagen, Floris, Andries Krikken, Jan van Grootheest, Ingmar Hans, Marco Arts, Joris Schaap en Miriam van Meeteren (2011) Gebiedsdossier Haarlo ¬ Olden Eibergen. Aequator Groen & Ruimte, Royal Haskoning

WHO, 2009. Bromide in Drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality, WHO/HSE/WSH/09.01/6, WHO Press, Geneva Switzerland.

Ward, J. D., Simmons, C. T., & Dillon, P. J. (2007). A theoretical analysis of mixed convection in aquifer storage and recovery: How important are density effects?. Journal of Hydrology, 343(3), 169-186.

Wielen, P.W.J.J. van der ; Senden, W. ; Medema, G., 2008. De microbiologische veiligheid van de 60-dagenzone rond grondwaterwinningen. BTO 2008.004, KIWA Water Research, Nieuwegein

Bijlage I Geschiktheids en relevantiematrix kwetsbare Vitens winningen

Winning	Infiltratie oppervlaktewater?	Dreiging?	Geohydrologische eigenschappen	Veen?	Aantal actieve putten 2014	Hoeveelheid kwaliteitsmetingen gem	max	Minimum Responscurve jaar	dagen	Gemiddelde putonttrekking m3/h	Oordeel Reistijden<3 jr	dreiging?
Engelse werk	plassen uiterwaard, hoeveel infiltratie?	Bestrijdingsmiddelen, farmaceutische stoffen, glymes	filters van 35-95 m-mv, dunne deklaag, gestuwd?, kleilenzen	nee	26	20	36	0.1	37	53	ja	ja
Epe	Ja water uit Grift en Klaarbeek	beperkt, microbiologisch?	1 put signaal, grof zand kleischotten	nee	8	5	8	0.15	55	48	ja	beperkt
Vechterweerd	Vecht + wateraanvoer	ntb	filters 10 -30-mv, slecht doorlatende laag onzeker	nee				0.48	175	NaN	ja	ja
T'Klooster	Uit Veengoot, sloten vaak droogval	Glyfosaat, metabolieten	pakket 60 m dik, pompputten op 15-35 m-mv geen duidelijke slechtdoorlatende laag	nee	12	5	11	0.75	274	46	ja	ja
Weerselo	Lemselerbeek	nee	geulopvulling in tertiair, filters vanaf 25 m-mv geen scheidende laag (leemlaagjes) c <Sd	nee	4	8	5	2	730	28	ja	nee
Olden Eibergen	Ja, sloten + infiltratievijvers, Berkel, geisoleerd systeem. Vooral vijver, dood eind, sloot schonen?	Bestrijdingsmiddelen (diffuus), metabolieten, glymes, medicijnen (lopamidol)	zandpakket 35m dik, putten 18-30 m-mv, onvolkomen kleilagen	nee	6	5	11	2.2	803	30	ja	ja
Corle	Ja, Slingebeek, debiet bekend, dead-end systeem met slootjes, vijvertjes	bestrijdingsmiddelen / metabolieten	pakket ca. 60 m dik, filter op 30-50 m-mv, eemklei/drenthe op 30 m-mv	mogelijk	12	5	11	2.8	1022	27	ja	ja
Schalterberg	Ja, Apeldoorns kanaal	beperkt, microbiologisch?	grof zand, kleischotten, filters op NAP -10 - -50	nee	11	6	8	4	1460	49	?	beperkt
St Jansklooster	Beulakker wiede	Bentazon, AMPA korte reistijd (rietteelt?)	filter 20-80, putten ook onder kragge, slechtdoorlatende laag onzeker	ja	14	52	23	4.1	1497	42	mogelijk	ja
Bremerberg-Veluwemeer	Veluwemeer	Phenazone, dikegulac, coffeine	filters 60-110-mv, dik pakket, onvolkomen kleilagen	mogelijk	16	18	11	4.2	1533	48	mogelijk	ja
Espelose broek	Ja, Overijsselskanaal, via Soestwetering doodlopende slootjes, putten pal langs de sloten	Bestrijdingsmiddelen MCPP, verder beperkt (reactief?)	Geisoleerde putten, dunne scheidende lagen filters vanaf ca. -25	nee	19	5	8	5	1825	26	onwaarschijnlijk	ja
Goor	Twentekanaal, debieten bekend, slootjes	Bestrijdingsmiddelen, Metabolieten, geneesmiddelen, coffeine, lopamidol (traceerbaar in rein)	dikte 34 meter, onzekere slechtdoorlatende laag, filters op 22-27 m-mv	nee	9	11	18	5.3	1935	18	mogelijk	ja
Rodenmors	Omleidingskanaal Dinkel	mogelijk één put opp water	filters van 25-45 m-mv, reactieve scheidende laag van 5-15 m-mv, volkomen?	ja	9	16	52	5.5	2008		onwaarschijnlijk	beperkt
Aalten t Loohuis	ja, vijver, ingewikkeld systeem Keizersbeek	bestrijdingsmiddelen metabolieten, glymes, TPPO	4 putten, dikte 50 m, storende laag -15 scheidende laag 25 m-mv niet volkomen/onzeker	nee	4	10	16	6	2190	35	mogelijk	ja
Boerhaar	Ja slootjes, water uit Overijssels kanaal	lijkt beperkt	filter van 12-30-mv scheidende laag onzeker	nee	5	6	17	9	3285	38	onwaarschijnlijk	beperkt
Groenekan	slootjes	bestrijdingsmiddelen, medicijnen en hoog	filters vanaf 70 m-mv kleilaag op 40-60 m-mv	ja	12	5	10	10.2	3723	38	onwaarschijnlijk	ja
Noordijkerveld	Ja, infiltratievijver, Bolksbeek	Bestrijdingsmiddelen, Metabolieten, geneesmiddelen	pakket 20m dik, scheidendelaag op 10m keileem (Drenthe)/klei van Neede (filterstelling ca. 18-24 m-mv)	nee	8	5	10	10.5	3833	13	mogelijk	ja